



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES DEL MINISTERIO DE
ENERGÍA Y MINAS (MINEM) - SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN
DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

OCTUBRE, 2022

**Anexo MINEM
Observación 29**



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES DEL MINISTERIO DE
ENERGÍA Y MINAS (MINEM) - SITIO S0131 (BOTADERO SAN
JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE
OCTUBRE, 2022**

Anexo 29.1

Edición del Capítulo 5.5.2.1.2

	<p style="text-align: center;">LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE</p> <p style="text-align: center;">NOVIEMBRE, 2022</p>
---	--

5. ACCIONES DE REMEDIACIÓN Y REHABILITACIÓN

5.5. Descripción y Análisis de las Alternativas de Remediación

5.5.1. Descripción de las Alternativas de Remediación

5.5.1.1. Suelo

Las alternativas de remediación analizadas para el tratamiento del suelo del Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra) fueron definidas de acuerdo a la naturaleza del sitio, los contaminantes de preocupación y la profundidad en la que se encuentran. Para el Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra), el escenario de contaminación corresponde a Contaminación por Metales Pesados.

5.5.1.1.1. Alternativas de Remediación Viables para el Sitio Impactado

A continuación, en la **Tabla 5-1** se describen las diferentes técnicas de remediación que resultaron viables para un sitio impactado con metales pesados, esta selección se realizó de acuerdo con el análisis de viabilidad, teniendo en cuenta, un tratamiento para suelos contaminados por metales pesados. Con el objetivo de que a las técnicas presentadas a continuación, se les realice un proceso de selección a través de la calificación de estas por medio de matrices de selección de acuerdo a las condiciones específicas del sitio, características del contaminante, entre otros aspectos; las cuales se realizarán a través de fases en la Sección 5.5.2.1.2. Selección de Alternativa de Remediación.



LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE

NOVIEMBRE, 2022

Tabla 5-1. Descripción de las Técnicas de Remediación Aplicables al Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra)

Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Sustancias/ Insumos	Equipamientos	Tiempo	Costo Operativo (US\$ / m3)*	Limitaciones	Viabilidad de aplicación en el Sitio
		Orgánicos	Metales Pesados						
Adición de enmiendas	Se añade sustancias orgánicas e inorgánicas y mezclándolas con los horizontes del suelo para transformar los contaminantes. La adición de carbonatos, zeolitas, fosfatos, minerales de hierro, bentonitas, hidróxido cálcico, compost o levaduras también ha sido empleada a la hora de inmovilizar y reducir la biodisponibilidad de metales tóxicos como el Pb, U, As, Zn, Ni, Sr, Cu y Cd.	Derivados del petróleo. Fracciones pesadas de Hidrocarburos Totales de Petróleos menores a 3200 ppm.	SI	Enmiendas de grano grueso (arena, desechos orgánicos como aserrín, cáscara de arroz, nuez, etc.) o productos rompedores de arcilla para incrementar la permeabilidad.	Para condicionar el suelo: Arena, desechos orgánicos como aserrín, cáscara de arroz, etc. Herramientas básicas para aplicación de Enmiendas: Pala, Rastrillo, Azadón, etc.	MESES-AÑO	150-220\$/ m3, depende de la cantidad de enmiendas que se apliquen en la zona.	Requiere la elaboración de ensayos piloto para definir que enmienda es más eficiente para el tratamiento de metales pesados y fracciones de HTP.	Esta técnica se usa en sitios contaminados con concentraciones altas de metales pesados e hidrocarburos y de profundidades bajas. Se debe tener un control a las condiciones de lluvia que se presentan en la zona con el fin de asegurar las condiciones ideales para la biodegradación. Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131, dado que los metales pesados se encuentran a una profundidad mayor a 1 metro y las condiciones climáticas (Presencia de lluvias) es constante..
Desorción térmica (in situ o ex situ)	Técnica en la que se somete al suelo a temperaturas de 90-320°C (baja temperatura) y 320-560°C (alta temperatura), con la introducción de aire caliente (Ortiz, Irene et al. 2007). Es un proceso que puede usar un intercambio de calor indirecto o bien directo para calentar los contaminantes orgánicos a una temperatura suficientemente alta para volatilizarlos y así separarlos del medio sólido contaminado. El aire, un gas de combustión o un gas inerte son usados como medio de transferencia por los componentes vaporizados. Los sistemas de desorción térmica son procesos de separación física que transfieren contaminantes desde una fase a otra. No están diseñados para oxidar	Orgánicos no clorados (no aplica para crudos pesados).	Metales volátiles (Hg)	Desorbedor térmico móvil o estático	Desorbedor térmico móvil o estático. Puede tener varios diseños: un desorbedor rotatorio de doble carcasa, varios quemadores ubicados en el espacio anular entre las dos carcasas, filtro de mangas, condensador, tratamiento de agua residual y descarga, carbón precalentado, filtro de alta	MESES	30 - 130/Tn	<ul style="list-style-type: none"> Poco útiles en suelos con alto contenido de humedad, o muy cohesivos y plásticos. Requiere un control estricto de la recuperación de los gases generados. El sitio debe tener accesibilidad para el transporte e instalación de maquinaria pesada. Después de la extracción puede quedar remanentes del solvente en el suelo extraído y el fluido debe ser 	Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131, por la existencia de metales pesados tales como Bario (Ba)



LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE

NOVIEMBRE, 2022

Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Sustancias/ Insumos	Equipamientos	Tiempo	Costo Operativo (US\$ / m3)*	Limitaciones	Viabilidad de aplicación en el Sitio
		Orgánicos	Metales Pesados						
	y/o destruir los contaminantes. (Hurtado,2010)				eficiencia de absorción, carbón en fase de vapor.			manejado con precaución.	
Extracción Química (ex situ)	Consiste en que el suelo previamente tamizado para eliminar las gravas, se mezcla con sustancias químicas dependiendo de la naturaleza del contaminante. Para Metales pesados se puede aplicar ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), Ácido Clorhídrico, ácido cítrico y ácido nitrilotriacético (Ortiz, Irene et al. 2007), luego de terminar el tiempo de extracción, el suelo se lava con agua para eliminar los restos de ácido y metales. Después del tratamiento, se debe neutralizar cualquier resto de ácido en el suelo con la adición de cal o fertilizantes (USEPA, 1990a). Para compuestos orgánicos se puede aplicar disolventes orgánicos el cual arrastra los contaminantes y se separa del suelo por evaporación, y mediante la adición de nuevos disolventes o destilación los contaminantes se eliminan para que el disolvente orgánico empleado pueda ser reutilizado. A su vez, el suelo tratado se lava para arrastrar cualquier resto que pueda quedar del disolvente. (Ortiz, Irene et al. 2007).	Compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, combustibles, PCBs, hidrocarburos aromáticos, entre otros.	SI	Para Metales pesados se puede aplicar ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), Ácido Clorhídrico, ácido cítrico y ácido nitrilotriacético. Adición de cal o fertilizantes.	Maquinaria común de uso en ingeniería civil. Pueden ser requeridos equipos especiales según el caso.	SEMANAS	\$100 - \$400 US/ton	<ul style="list-style-type: none"> • Requiere de equipos capaces de procesar las cantidades de suelo contaminado. • Se requiere que se realicen pruebas piloto en campo, con el fin de determinar la concentración de las sustancias químicas que se aplicarán dependiendo de la naturaleza del contaminante y conocer la reacción que tienen estos en el suelo a tratar, con el fin de conocer los posibles residuos y el tratamiento correcto que se debe realizar a estos. 	Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131. Dado que los metales pesados se encuentran a una profundidad mayor a 1 metro y las condiciones climáticas (Presencia de lluvias) es constante.
Fitorremediación (ex situ)	Conjunto de tecnologías por medio de las cuales se utilizan varias plantas que tengan la capacidad fisiológica y bioquímica para asimilar, metabolizar, detoxificar o inmovilizar compuestos orgánicos, radioactivos y petroderivados para transformarlos en formas menos nocivas (Aros, 2007; Batista & Sánchez, 2009; Núñez, Meas,	NO	SI	Fertilizantes	Vivero para cultivo de plantas, útiles para labores de siembra. Transporte para desplazamiento de personal y plantas a los lugares de siembra.	AÑOS	Variable según dificultad / volumen 10-150/M3	Es necesario la elaboración de pruebas piloto para definir las especies vegetales nativas o externas que logran extraer, transferir, estabilizar y/o destruir los contaminantes	Viable en las capas superiores del suelo para la remediación de áreas contaminadas con metales pesados y baja concentración de hidrocarburos. Viable con el uso de especies locales debido a su capacidad de bioacumular metales pesados.



LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE

NOVIEMBRE, 2022

Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Sustancias/ Insumos	Equipamientos	Tiempo	Costo Operativo (US\$ / m3)*	Limitaciones	Viabilidad de aplicación en el Sitio
		Orgánicos	Metales Pesados						
	Ortega y Olguin, 2004; López, Gallegos, Pérez & Gutiérrez, 2005; Ghosh & Singh, 2005; Lumelli, 2006)							presentes en las diferentes matrices evaluadas. Las altas concentraciones de agentes químicos pueden ser tóxicas para la planta. Puede transferir la contaminación a través de medios, es decir, del suelo al aire, además de ser movilizados en agua subterráneo o bioacumulados en animales.	
Lavado de suelo - Flushing (in situ)	Técnica de remediación fisicoquímica que consiste en anegar los suelos contaminados con una solución que transporte los contaminantes a una zona determinada y localizada donde puedan ser eliminados. (Ortiz, Irene et al. 2007)	Todo tipo de contaminantes.	SI	Soluciones de lavado.	Sistema de perfusión/inyección en suelo con las soluciones de lavado. Extracción y filtración de la solución de lavado. Monitoreo del agua del subsuelo.	Depende principalmente de la permeabilidad del suelo y la profundidad de la contaminación del agua.	50 - 330 /M3, depende del tipo de contaminante y de los sistemas de inyección y recuperación de la solución de lavado.	Para su implementación se requiere desarrollo de capacidades y entrenamiento como ensayos piloto para la definición del surfactante más eficiente para el tratamiento de metales pesados y fracciones de HTP además de la dosis por m3 que se debe aplicar al suelo que será objeto de tratamiento.	Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131, toda vez que esta tecnología requiere de un suelo con alta permeabilidad.
Lavado de suelo - Washing (ex situ)	Técnica de remediación fisicoquímica de aplicación ex situ (generalmente on site) que consiste en la excavación del suelo contaminado, previamente separado por tamizado, densidad o gravedad, para eliminar las partículas de grava más gruesas,	Compuestos orgánicos semivolátiles e hidrocarburos derivados	SI	Soluciones de lavado	Transporte de personal, productos químicos y equipos. Planta de lavado (tamizado, lavado, secado,	SEMANAS /MESES	300/M3	Para su implementación se requiere desarrollo de capacidades y entrenamiento como ensayos piloto para la definición del surfactante más	Viable en espacios de fácil acceso donde se puedan transportar los equipamientos requeridos sin generar impactos al ambiente. En suelos arcillosos y con alto contenido de materia orgánica se debe agregar



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS
(MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Sustancias/ Insumos	Equipamientos	Tiempo	Costo Operativo (US\$ / m3)*	Limitaciones	Viabilidad de aplicación en el Sitio
		Orgánicos	Metales Pesados						
	con poca capacidad de adsorción de la fracción fina y lavado con agua y extractantes químicos que permitan desorber y solubilizar los contaminantes (Bernad, García, Valiño, & Fernández, 2007). Cabe mencionar que no elimina los contaminantes, sino que los transfiere a otro medio, por lo cual se debe tratar el fluido contaminado, resultante del tratamiento (Elliott & Brown, 1989).	del petróleo.			disposición de lixiviados).			eficiente para el tratamiento de metales pesados y fracciones de HTP además de la dosis por m3 que se debe aplicar al suelo que será objeto de tratamiento.	enmiendas para incrementar la permeabilidad o aplicar productos que funcionen como rompedor de arcillas.
Oxidación/reducción química (ex situ)	Es una técnica que convierte los contaminantes peligrosos en compuestos no peligrosos o menos tóxicos. Los agentes oxidantes comúnmente utilizados son el ozono, el peróxido de hidrógeno, hipocloritos, cloro y dióxido de cloro (PNUD, 2018).	NO	SI	Peróxido de hidrógeno, hipocloritos, cloro y dióxido de cloro	Pozos de inyección de agentes oxidantes, sistema de electrocinética, monitoreo y eventualmente control de emisiones gaseosas. Excavadora y transporte hacia sitio de exposición.	MESES/AÑOS	Diseño e instalación de sistema (100 gal/min): \$200 US Operación: \$1-\$100 US/1000 gal de agua tratada.	Para su implementación se requiere desarrollo de capacidades y entrenamiento como ensayos piloto para la definición del oxidante más eficiente para el tratamiento de metales pesados, además de la dosis por m3 que se debe aplicar al suelo que será objeto de tratamiento. La aplicación de reactivos oxidantes como peróxido de hidrogeno, permanganato de potasio entre otros, puede destruir varias características del suelo limitando las funciones y el uso del suelo. No es considerada como una técnica sustentable.	Viable ex situ en sitios donde los contaminantes se encuentren a profundidades menores a 1 metro.



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS
(MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Sustancias/ Insumos	Equipamientos	Tiempo	Costo Operativo (US\$ / m3)*	Limitaciones	Viabilidad de aplicación en el Sitio
		Orgánicos	Metales Pesados						
Extracción de agua - Pump and Treat (ex situ)	Consiste en extraer el agua contaminada del suelo y del subsuelo, tanto de la zona saturada como de la zona no saturada. Cuando se trata la zona saturada, el agua es bombeada a la superficie para su posterior tratamiento. Cuando se actúa sobre la zona no saturada, se hace una inyección previa del agua, por gravedad o a presión, que arrastre y lave los elementos contaminantes del suelo y que los almacene en la zona saturada para ser posteriormente bombeada a la superficie. La inyección de agua se puede ver reforzada con la adición de disolventes o compuestos químicos que puedan favorecer la desorción de los contaminantes del suelo. Normalmente se utiliza para aguas subterráneas contaminadas por compuestos orgánicos, combustibles y metales. En algunos casos el agua extraída puede ser parcialmente re infiltrada en el suelo (Ortiz, Irene et al. 2007).	Compuestos orgánicos de baja solubilidad, volátiles y semivolátiles y combustibles.	SI	Agua desionizada	Pozos de extracción y sistema de filtración. Eventualmente pozos para reinyectar el agua.	MESES	190 a 660 /M3	Efectivo en agua subterránea contaminada con hidrocarburos libres.	No es viable, esta técnica es eficaz en suelos que se caractericen por tener alta permeabilidad, característica que no es aplicable en los sitios contaminados.
Solidificación (ex situ)	Es una técnica que tiene como principio eliminar los líquidos presentes en el desecho y reducir la movilidad de los contaminantes mediante el aporte de aditivos orgánicos o inorgánicos (Ortiz, Irene et al. 2007) encapsulándolos dentro de un material sólido de alta integridad estructural, minimizando así, el potencial de lixiviación (PNUD, 2018).	NO	SI	Cemento Portland o material sólido de alta integridad estructural	Excavadora, maquinaria para mezcla con material solidificante. Fraguado y transporte hacia el sitio de disposición.	SEMANAS /MESES Depende de la magnitud del sitio a ser tratado.	N.D.	Depende de la profundidad de la excavación y del material para solidificar.	Viable con concentraciones altas de metales pesados, en espacios de fácil acceso donde se puedan transportar los equipamientos requeridos sin generar impactos al ambiente.



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS
(MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Sustancias/ Insumos	Equipamientos	Tiempo	Costo Operativo (US\$ / m3)*	Limitaciones	Viabilidad de aplicación en el Sitio
		Orgánicos	Metales Pesados						
Remediación electrocinética (in situ o ex situ)	Consiste en aplicar una corriente eléctrica de baja intensidad entre electrodos introducidos in situ en el suelo contaminado que permite la movilización de agua, iones y partículas pequeñas cargadas. Los aniones se mueven hacia el electrodo positivo y los cationes hacia el negativo. Durante el tratamiento, los contaminantes pueden ser transportados por electromigración, electroósmosis, electrolisis y electroforesis. Esta técnica resulta eficaz para el tratamiento de suelos de baja permeabilidad hidráulica que son difíciles de recuperar por otros medios y está especialmente indicada para metales solubles o complejados en el suelo en forma de óxidos, hidróxidos y carbonatos (Ortiz, Irene et al. 2007). Así mismo, aprovecha las propiedades conductivas del suelo y está basada en la descarga de una corriente directa de baja intensidad (mA/cm ²) a través de una masa de suelo saturado con líquido como medio conductor, distribuido apropiadamente entre los electrodos (ánodo y cátodo), provocando cambios fisicoquímicos e hidrológicos en el suelo, con el fin de remover contaminantes orgánicos e inorgánicos o mezclados (Torres y col., 2003).	Contaminantes orgánicos polares.	Metales solubles o complejados (Cr, Cd, Hg, Pb, Mn, Zn y As)	Agentes oxidantes.	Electrodos de aleaciones especiales y otros comunes. Fuente de poder.	MESES	El costo varía entre \$25-\$225 por yarda cúbica dependiendo del nivel de contaminación, de la conductividad de la matriz y de las características del suelo.	Es necesario desarrollar pruebas piloto para verificar la viabilidad según la teoría y las experiencias consultadas, con el objetivo de definir las soluciones o aditivos que se deben agregar para el tratamiento de las matrices impactadas, además de la dosis por m ³ que se debe aplicar. Así mismo, los ensayos piloto permiten conocer el rango de corriente eléctrica que se debe aplicar para que la alternativa sea eficiente.	Viable por las características del suelo que tienen los sitios contaminados. Así mismo, la implementación in situ requiere seleccionar áreas con suelos de estructura homogénea, para evitar heterogeneidad de campo eléctrico. Por lo que, se puede considerar la aplicación de la técnica ex situ para poder homogenizar el suelo antes de su aplicación.
Vertederos controlados (ex situ)	Método ex situ que consiste en trasladar el suelo contaminado hasta un lugar especialmente preparado para contenerlo de manera controlada. Este tipo de vertederos pueden acoger suelos con contaminantes no peligrosos.	Amplio espectro de contaminantes orgánicos biodegradables.	SI	N/A	Maquinaria común de uso en ingeniería civil.	SEMANAS	Los costos estimados para la excavación y disposición del material varía entre 270 USD/tonelada y 460	Deben existir rellenos para desechos contaminados como el que se encuentra en el "ex lote 1AB". Se emplea como técnica transitoria, de	No es viable para tratar la matriz suelo, únicamente desechos contaminados por hidrocarburos y metales pesados.



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS
(MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Sustancias/ Insumos	Equipamientos	Tiempo	Costo Operativo (US\$ / m3)*	Limitaciones	Viabilidad de aplicación en el Sitio
		Orgánicos	Metales Pesados						
	Los vertederos de seguridad deben reunir condiciones estrictas de impermeabilidad, tratamiento de vapores generados. (PNUD, 2018).						USD/tonelada, dependiendo de la naturaleza de los materiales peligrosos y de los métodos de excavación. Esta estimación incluye la excavación, transporte y disposición del material.	contención para aislar zonas bajo tratamiento, o mientras se encuentran soluciones alternativas.	
Pantallas o barreras de aislamiento (in situ)	Se aplica in situ y se basa en detener la migración horizontal de la contaminación, a través de la instalación de barreras que impiden el intercambio de contaminantes con el entorno. Se emplea como técnica transitoria, de contención para aislar zonas bajo tratamiento, o mientras se encuentran soluciones alternativas. (PNUD, 2018). Requieren la excavación en el suelo de zanjas profundas de hasta 100 m que son posteriormente rellenas de material aislante como mezclas de cemento y bentonita u hormigón (Ortiz, Irene et al. 2007). Una forma de mejorar las propiedades de estas barreras verticales es utilizar geomembranas, generalmente constituidas por polietileno de alta densidad (Thomas and Koerner, 1996).	Contaminantes orgánicos.	SI	Cemento y bentonita u hormigón	Membranas espaciales, concreto, hormigón, entre otras.	SEMANAS	\$100 - \$400 US/ton	<ul style="list-style-type: none"> Requiere supervisión permanente del estado del aislamiento. Se debe tener en cuenta que esta técnica se utiliza principalmente para evitar la contaminación de agua subterránea durante la aplicación de otra técnica de remediación. Se emplea como técnica transitoria, de contención para aislar zonas bajo tratamiento, o mientras se encuentran soluciones alternativas. 	Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131, no resultó viable porque esta depende enteramente de la distribución de contaminante, la profundidad, la longitud y el ancho de la zona donde se encuentre el contaminante, y dado que, en el sitio, la contaminación presente se encuentra en diferentes zonas y profundidades, no sería eficiente la aplicación de esta.



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS
(MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Sustancias/ Insumos	Equipamientos	Tiempo	Costo Operativo (US\$ / m3)*	Limitaciones	Viabilidad de aplicación en el Sitio
		Orgánicos	Metales Pesados						
Vitrificación (in situ o ex situ)	Es una técnica de estabilización térmica que se basa en el calentamiento del suelo contaminado a alta temperatura para conseguir su fusión y transformación en un material vítreo estable. Así se reduce la movilidad de los contaminantes inorgánicos (principalmente Hg, Pb, Cd, As, Ba, Cr y cianuros) y la destrucción de los contaminantes orgánicos por reacciones de oxidación y/o pirolisis (Ortiz, Irene et al. 2007). Cuando se lleva a cabo ex situ, se eliminan los elementos gruesos del suelo a tratar y el calentamiento (1100-1400°C) se realiza normalmente a través de una corriente eléctrica aplicada en hornos similares a los utilizados para la fabricación de vítreo. (Wait and Thomas, 2003). Cuando este tratamiento se realiza in situ, el calentamiento se consigue a través de electrodos de grafito insertados en el suelo que permiten alcanzar temperaturas más elevadas (1600-2000°C) y que solidifican el material contaminado al enfriarse (Acar and Alshwabkeh, 1993).	COV y COS y otros compuestos orgánicos como dioxinas y BPC. (F1 y F2).	SI	N/A	Transporte de personal y equipos. Equipos que generen campos eléctricos fuertes o microondas.	SEMANAS	\$800- \$1.000/m3	<ul style="list-style-type: none"> Poco útiles en suelos con alto contenido de humedad Se debe tener un control de los residuos peligrosos generados durante el tratamiento tales como las cenizas o el vidrio producido. Poca posibilidad de revegetación del sitio, por el cambio producido en el suelo tratado. El sitio debe tener accesibilidad para el transporte e instalación de maquinaria pesada. 	Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131, porque necesita gran cantidad de consumo de energía para su tratamiento.
Biochar (in situ)	El biochar (biocarbón) es un material sólido rico en carbón, de grano fino y poroso similar al carbón. Es producido por la descomposición térmica de biomasa en condiciones y temperaturas por debajo de 1.000 ° C y en ausencia limitada de oxígeno (pirolisis) que con modificaciones especiales y aplicación "in situ" permite la inmovilización de contaminantes orgánicos, como son los hidrocarburos, e inorgánicos, como	Amplio espectro de contaminantes orgánicos biodegradables.	Si	Material sólido rico en carbón, de grano fino y poroso similar al carbón.	Pirolisis: Mufla u horno que lleguen a temperaturas de 350 °C y 700 °C. Para condicionar el suelo: Arena, desechos orgánicos como aserrín, cáscara de arroz, etc. Herramientas básicas para aplicación del	1 AÑO- 2 AÑOS	Bajos, no cuantificados.	Se debe controlar el porcentaje de arcillas y humedad por medio de la incorporación de enmiendas de grano grueso (arena, desechos orgánicos como aserrín, cáscara de arroz, de nuez, etc.) para incrementar la permeabilidad. Se requiere una gran cantidad de espacio.	No es viable, debido a que no es accesible llevar el equipo de pirolisis al lugar de tratamiento.



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS
(MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Sustancias/ Insumos	Equipamientos	Tiempo	Costo Operativo (US\$ / m3)*	Limitaciones	Viabilidad de aplicación en el Sitio
		Orgánicos	Metales Pesados						
	pueden ser los metales pesados en aguas y suelos (Muegue, 2017).				Biochar: Pala, Rastrillo, Azadón, etc.				

***Los costos presentados son solamente referenciales.**

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/PROFONANPE (FONAM)-Fondo de Contingencia, 2021

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE NOVIEMBRE, 2022
---	---

5.5.2.1.2. Selección de la Tecnología de Remediación

La selección de la tecnología de remediación consideró la identificación del escenario de contaminación y el análisis del nivel de riesgo del Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra); con ello, se realiza la selección de la alternativa de remediación más viable, teniendo en cuenta un análisis de viabilidad de catorce (14) técnicas de remediación que fueron objeto de estudio de acuerdo con las características físicas, químicas y biológicas propias de la selva amazónica del Perú.

A continuación, se describe por fases la metodología utilizada para la selección de la alternativa de remediación más viable en el sitio impactado:

- **Fase Inicial: Análisis de Viabilidad de los Tipos de Técnicas**

En esta fase se realizó la recolección de información de las posibles alternativas que son capaces de remediar, reducir y/o inmovilizar los contaminantes identificados, con el fin de evaluar la viabilidad de las mismas, teniendo en cuenta las características propias del ecosistema de la selva.

- Tipo de contaminante (En el sitio se presenta un escenario de contaminación por Metales Pesados)
- Tipo de técnica y características generales de operación.
- Equipos requeridos.
- Tiempo necesario de remoción.
- Costo general de aplicación de la técnica.

Con esta información se analizó la viabilidad de las tecnologías de remediación en base en las siguientes condiciones y parámetros del sitio impactado:

- Condiciones climáticas de alta pluviosidad.
- Plasticidad, baja permeabilidad y conductividad eléctrica, y textura arcillosa del suelo.
- Ambiente oligotrófico.
- Humedad.
- Temperatura.

Así mismo, para el análisis de viabilidad se consideraron las condiciones logísticas para llegar a los sitios, como el estado y los tipos de vías y medios de transporte disponibles.

En la **Tabla 5-2**, se encuentran las catorce (14) técnicas de remediación analizadas para la implementación en la zona de estudio evaluadas en la **Tabla 5-1**.

Tabla 5-2. Tecnologías de Remediación Analizadas en la Fase Inicial

Técnicas de Remediación	Contaminantes Removidos y/o Inmovilizados	
	Orgánicos	Metales pesados
Adición de enmiendas	Derivados del petróleo. Fracciones pesadas de Hidrocarburos Totales de Petróleos menores a 3200 ppm.	Si
Desorción térmica (<i>in situ</i> o <i>ex situ</i>)	Orgánicos no clorados (no aplica para crudos pesados).	Metales con elevada presión de vapor (Hg)
Extracción Química (<i>ex situ</i>)	Compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, combustibles, PCBs, hidrocarburos aromáticos, entre otros.	Si
Fitorremediación (<i>ex situ</i>)	Solventes, hidrocarburos aromáticos policíclicos, crudo.	Si

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE	
	NOVIEMBRE, 2022	

Técnicas de Remediación	Contaminantes Removidos y/o Inmovilizados	
	Orgánicos	Metales pesados
Lavado de suelos <i>in situ</i> - Flushing	Todo tipo de contaminantes.	Si
Lavado de Suelos <i>ex situ</i> - Washing	Compuestos orgánicos semivolátiles e hidrocarburos derivados del petróleo.	Si
Oxidación/reducción química (<i>ex situ</i>)	NO	Si
Extracción de agua - Pump and Treat (<i>ex situ</i>)	Compuestos orgánicos de baja solubilidad, volátiles y semivolátiles y combustibles.	Si
Solidificación (<i>ex situ -on site</i>)	Sí, con restricciones ¹	Si
Remediación electrocinética (<i>in situ o ex situ</i>)	Contaminantes orgánicos polares.	Metales solubles o complejados (Cr, Cd, Hg, Pb, Mn, Zn y As)
Vertederos controlados (<i>ex situ</i>)	Amplio espectro de contaminantes orgánicos biodegradables.	Si
Pantallas o barreras de aislamiento (<i>in situ</i>)	Contaminantes orgánicos.	Si
Vitrificación (<i>in situ o ex situ</i>)	COV y COS y otros compuestos orgánicos como dioxinas y BPC. (F1 y F2).	Si
Biochar (<i>in situ</i>)	Amplio espectro de contaminantes orgánicos biodegradables.	Si

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/PROFONANPE (FONAM)-Fondo de Contingencia, 2021.

Del análisis anterior, cinco (5) técnicas de remediación resultaron viables de catorce (14) alternativas analizadas inicialmente. En la **Tabla 5-3**, se pueden observar las alternativas que resultaron del análisis de viabilidad y en el **Anexo 6.11.6.**, en la Tabla Generalidades de las Técnicas, se encuentra el análisis individual por técnica, las cuales se tomaron en cuenta las técnicas de remediación que solamente se encargaran de remover/inmovilizar contaminantes de Metales Pesados que se pueden aplicar para el Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra).

Tabla 5-3. Tecnologías de Remediación resultantes de la Fase Inicial

Técnicas Viables en la zona de estudio
Lavado de Suelos <i>ex situ</i> (Washing)
Solidificación <i>ex situ</i>
Fitorremediación
Oxidación/reducción química
Remediación electrocinética

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/FONAM-Fondo de Contingencia, 2019.

- Fase Intermedia: Evaluación de las Tecnologías de Remediación**

Esta matriz se desarrolló en base al Anexo 7 de la Guía para la Elaboración de Planes de Descontaminación de Suelos (PDS) del MINAM, donde se tomaron los criterios y subcriterios utilizados para calificar y evaluar las alternativas de remediación que fueron consultadas y propuestas para realizar la remediación del sitio impactado, que se encuentran en la **Tabla 5-4**.

Tabla 5-4. Criterios/Subcriterios con Escalas de Calificación

¹ La solidificación *in situ* superficial, *in situ* profunda y *ex situ*, es efectiva para compuestos orgánicos no biodegradables (con restricciones) y metales pesados. No es efectiva para compuestos orgánicos biodegradables. (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, PNUD., 2018).



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL
MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131
(BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Criterio/Subcriterio	Escala
Criterio 1: Análisis de las Técnicas	
Subcriterio 1.1: La aptitud de la técnica con respecto a los contaminantes, tipo de suelos y características del sitio.	0 = Técnica innovadora (no es técnica óptima actual) 1 = Técnica óptima actual, pero pocas experiencias en casos parecidos 2 = Técnica óptima actual, con experiencias positivas en casos parecidos, pero depende de las características específicas del sitio 3 = Técnica óptima, con experiencias positivas en sitios parecidos 4 = Técnica óptima, su éxito no depende de las características específicas del sitio
Subcriterio 1.2: La eficiencia con respecto al objetivo de la remediación.	0 = Sitio remediado alcanza los objetivos de remediación 1 = Sitio remediado supera los objetivos de remediación 2 = Sitio remediado supera ostensible los objetivos de remediación
Subcriterio 1.3: Impactos en las personas que se encuentran en el área de influencia.	0 = Considerables impactos 1 = Impactos, parecido a obras de construcción según la costumbre local 2 = No impactos relevantes
Subcriterio 1.4: Requerimiento de autorizaciones relacionadas a la implementación de las acciones de remediación.	0 = Necesidad de involucrar a más que 5 autoridades administrativas 1 = Necesidad de involucrar de 3 a 5 autoridades administrativas 2 = Necesidad de involucrar a máximo 2 autoridades administrativas
Subcriterio 1.5: Requerimientos de medidas de higiene y seguridad ocupacional.	0 = Se requieren exigentes medidas de higiene y seguridad ocupacional 1 = Se requieren medidas de higiene y seguridad ocupacional, parecidas a obras de construcción civil 2 = No se requieren relevantes medidas de higiene y seguridad ocupacional
Subcriterio 1.6: Opciones de acciones complementarias (después de la remediación).	0 = No hay opciones de acciones complementarias 1 = Hay limitadas opciones de acciones complementarias 2 = Hay (ilimitados) opciones de acciones complementarias
Criterio 2: Análisis de la Sostenibilidad de las Alternativas	
Subcriterio 2.1: Necesidad de seguimiento de las acciones implementadas después de la remediación.	0 = Se requieren extensas medidas de seguimiento (por ej. a largo tiempo) 1 = Se requieren medidas de seguimiento 2 = No se requieren medidas de seguimiento
Subcriterio 2.2: Capacidad de vigilancia/monitoreo del sitio remediado (de ser necesario).	0 = No hay la posibilidad de vigilar/monitorear el sitio remediado 1 = Las posibilidades de vigilancia/monitoreo son limitadas 2 = No hay limitaciones relevantes para la vigilancia/monitoreo del sitio remediado, o no es necesario
Subcriterio 2.3: Duración de las medidas, con respecto a la alternativa más eficiente.	0 = Menor Duración 1 = Duración Intermedia 2 = Mayor Duración

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE
NOVIEMBRE, 2022	

Criterio/Subcriterio	Escala
Criterio 3: Análisis de la Eco-eficiencia de las Medidas Propuestas	
Subcriterio 3.1: Generación y eliminación de residuos (durante la remediación).	0 = Se generan altas cantidades de residuos 1 = Se generan medianas cantidades de residuos 2 = Se generan pocas cantidades/nada de residuos
Subcriterio 3.2: Aprovechamiento de residuos (durante la remediación).	0 = La tasa de aprovechamiento es alto o se generen pocos/nada de residuos 1 = La tasa de aprovechamiento es mediano 2 = La tasa de aprovechamiento es poco/no hay aprovechamiento de residuos
Subcriterio 3.3: Consumo de energía.	0 = El consumo de energía es alto 1 = El consumo de energía es mediano 2 = El consumo de energía es bajo
Subcriterio 3.4: Generación de gases de efecto invernadero (GEI).	0 = La generación de GEI es alto 1 = La generación de GEI es mediano 2 = La generación de GEI es bajo
Subcriterio 3.5: Consumo de recursos naturales.	0 = El consumo de recursos naturales es alto 1 = El consumo de recursos naturales es mediano 2 = El consumo de recursos naturales es bajo

Elaboración: Consorcio ECOCODES VARICHEM/PROFONANPE (FONAM)-Fondo de Contingencia, 2021.

Para cada uno de los subcriterios, se evaluaron diferentes aspectos con el fin de obtener una calificación objetiva de las alternativas de remediación evaluadas; la valoración de estos aspectos fueron basados en Bibliografía y casos de experiencias de las alternativas, para el cual dependiendo de esta valoración de estos aspectos, se da una calificación para ese subcriterio en base a la calificación que se expone en el Anexo 7 de la Guía para la Elaboración de Planes de Descontaminación de Suelos (PDS) del MINAM.

A continuación en la **Tabla 5-5** se mencionan cada uno de los aspectos utilizados para la calificación según cada subcriterio evaluativo.

Tabla 5-5 Aspectos de evaluación de Subcriterios de Matriz de Evaluación (Fase Intermedia)

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
Criterio 1: Análisis de mejores técnicas disponibles		60%
Subcriterio 1.1 - Análisis de la técnica		10%
Selectividad de la Técnica respecto a los Contaminantes		
Metales Pesados		
Granulometría del suelo		
Arcilloso		
Limoso		
Arenoso		
Contenido de materia orgánica		
Propiedades fisicoquímicas de los contaminantes		
Forma química de los metales: grado de especiación, solubilidad, biodisponibilidad		
Mezclas complejas de metales		
pH del suelo		



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL
MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131
(BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
Calificación		
Técnica innovadora (no es técnica óptima actual)	0	
Técnica óptima actual, pero pocas experiencias en casos parecidos	1	
Técnica óptima actual, con experiencias positivas en casos parecidos, pero depende de las características específicas del sitio	2	
Técnica óptima, con experiencias positivas en sitios parecidos	3	
Técnica óptima, su éxito no depende de las características específicas del sitio	4	
Subcriterio 1.2 Eficacia con respecto al objetivo de la remediación		25%
<i>Porcentaje de remoción del contaminante de interés</i>	Información Bibliográfica	
Metales Pesados (%)		
Calificación		
Sitio remediado alcanza los objetivos de remediación	0	
Sitio remediado supera los objetivos de remediación	1	
Sitio remediado supera sosteniblemente los objetivos de remediación	2	
Subcriterio 1.3 Impactos en las personas que se encuentran en el área de influencia		5%
Exposición a ruidos mayores a 85 dBA	Si = 1 y No = 0	
Exposición a emisiones atmosféricas (Material particulado y/o gases de efecto invernadero)	Si = 1 y No = 0	
Exposición a productos químicos y sustancias reactivas (ácidos, bases)	Si = 1 y No = 0	
Exposición a gérmenes bacteriológicos	Si = 1 y No = 0	
Exposición al contaminante (Metales Pesados)	Si = 1 y No = 0	
Exposición a elevadas temperaturas	Si = 1 y No = 0	
Exposición a campos eléctricos	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
Impactos considerables (Sumatoria ≥ 4)	0	
Impactos parecidos a obras de construcción según la costumbre local (2 \leq Sumatoria \leq 3)	1	
No impactos relevantes (0 \leq Sumatoria \leq 1)	2	
Subcriterio 1.4 Autorizaciones relacionadas a la implementación de la técnica de remediación		2%
DIGESA (Insumos o productos)	Si = 1 y No = 0	
SERFOR (Forestal y fauna)	Si = 1 y No = 0	
PRODUCE (Captura pesquera o hidrobiológica)	Si = 1 y No = 0	



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL
MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131
(BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
MINAM	Si = 1 y No = 0	
MINEM	Si = 1 y No = 0	
ANA	Si = 1 y No = 0	
Operadora - PETROPERU	Si = 1 y No = 0	
Ministerio de Cultura	Si = 1 y No = 0	
SUNAT	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
Necesidad de involucrar a más de 5 autoridades administrativas	0	
Necesidad de involucrar de 3 a 5 autoridades administrativas	1	
Necesidad de involucrar máximo a 2 autoridades administrativas	2	
Subcriterio 1.5 Requerimientos de medidas de higiene y seguridad ocupacional		
Básicos (casco, guantes, tapabocas, botas, gafas, tapón auditivo, overol)	Si = 1 y No = 0	8%
Intermediados (guantes aislantes, botas de seguridad aislante, tapa oídos de cop, mascarillas autofiltrantes, pantallas para soldar)	Si = 1 y No = 0	
Nota: Si la técnica presenta equipos de protección Personal de tipo especializado se le dará una calificación "2"		
Calificación		
Se requieren exigentes medidas de higiene y seguridad ocupacional (Sumatoria ≥ 3)	0	
Se requieren medidas de higiene y seguridad ocupacional relacionadas a obras de construcción civil (Sumatoria = 2)	1	
No se requieren medidas de higiene y seguridad ocupacional relevantes ($0 \leq$ Sumatoria ≤ 1)	2	
Subcriterio 1.6 Opciones de acciones complementarias (después de la remediación)		
Disposición final de las aguas de proceso	Si = 1 y No = 0	10%
Disposición final de agentes extractantes, quelantes, surfactantes	Si = 1 y No = 0	
Ensayos analíticos para determinar si se redujo la concentración de los contaminantes a límites inferiores al estándar de calidad ambiental (Asignación: "Sí" = 1 y "No" = 0)	Si = 1 y No = 0	
Ensayos de TLCP al suelo remediado	Si = 1 y No = 0	
Ensayos y pruebas estructurales del material tratado	Si = 1 y No = 0	
Restauración de las propiedades físicas del suelo tratado (pH, concentración de materia orgánica)	Si = 1 y No = 0	
Reforestación	Si = 1 y No = 0	

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE
NOVIEMBRE, 2022	

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
Calificación		
No hay opciones de acciones complementarias (Sumatoria = 0)	0	
Hay limitadas opciones de acciones complementarias ($1 \leq$ Sumatoria ≤ 6)	1	
Hay ilimitadas opciones de acciones complementarias (Sumatoria ≥ 7)	2	
Criterio 2: Análisis de la sostenibilidad de las alternativas		20%
Subcriterio 2.1 Seguimiento de las acciones implementadas después de aplicada la técnica de remediación		
Arreglo paisajístico	Si = 1 y No = 0	
Restauración de las propiedades edafológicas del suelo	Si = 1 y No = 0	
Calificación		5%
Se requieren extensas medidas de seguimiento (Si además de las acciones de seguimiento mencionadas existen otras acciones para la aplicación de la técnica)	0	
Se requieren medidas de seguimiento ($1 \leq$ Sumatoria ≤ 2)	1	
No se requieren medidas de seguimiento (Sumatoria = 0)	2	
Subcriterio 2.2 Capacidad de vigilancia/monitoreo del sitio remediado		
Monitoreo de especies de flora y fauna	Si = 1 y No = 0	
Monitoreo de las características fisicoquímicas del suelo	Si = 1 y No = 0	
Monitoreo de procesos de restauración natural	Si = 1 y No = 0	
Calificación		5%
Se requiere vigilar/monitorear el sitio remediado (Si existen otros tipos de monitoreos además de los mencionados que requieran la aplicación de la técnica).	0	
La posibilidad de monitoreo/vigilancia es limitada ($1 \leq$ Sumatoria ≤ 3)	1	
No se requiere vigilancia/monitoreo en el sitio remediado (Sumatoria = 0)	2	
Subcriterio 2.3 Duración de la alternativa de remediación		
0 - 6 meses	Información Bibliográfica y/o experiencia	
6 meses - 12 meses		
Más de 12 meses		
Calificación		10%
Mayor Duración (Más de 12 meses)	0	
Duración Intermedia (6 meses - 12 meses)	1	
Menor Duración (0 - 6 meses)	2	
Criterio 3: Análisis de coeficiencia de las medidas propuestas		20%
Subcriterio 3.1 Generación y eliminación de residuos (durante la remediación)		2%



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL
MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131
(BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
Ácidos orgánicos e inorgánicos, hidróxidos, solventes solubles en agua como metanol, agentes complejantes como el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), surfactantes	Si = 1 y No = 0	
Aguas industriales	Si = 1 y No = 0	
Residuos de materiales construcción y escombros	Si = 1 y No = 0	
Material vítreo inertizado por elevadas temperaturas	Si = 1 y No = 0	
Recojo y manejo de gases	Si = 1 y No = 0	
Generación de residuos peligrosos (empaques, envases de residuos químicos, aceites, lubricantes, especies vegetales con contaminación, etc.)	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
Se generan altas cantidades de residuos (Sumatoria ≥ 4)	0	
Se generan medianas cantidades de residuos ($1 \leq$ Sumatoria ≤ 3)	1	
Se generan pocas/ningún residuo (Sumatoria = 0)	2	
Subcriterio 3.2 Aprovechamiento de residuos (durante la remediación)		3%
Biofertilizante o Bioabono	Si = 1 y No = 0	
Biogas	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
La tasa de aprovechamiento es baja (Sumatoria = 0)	0	
La tasa de aprovechamiento es mediana (Sumatoria = 1)	1	
La tasa de aprovechamiento es alta (Sumatoria = 2)	2	
Subcriterio 3.3 Consumo de energía		5%
Sistemas de tamizaje para separación mecánica de sólidos	Si = 1 y No = 0	
Utilización de Equipos que tengan un consumo alto de energía (Biodigestores, Bombas, entre otros)	Si = 1 y No = 0	
Planta de tratamiento de agua industrial para el manejo de líquidos y agentes extractantes	Si = 1 y No = 0	
Sistemas para separación de los extractantes de los contaminantes	Si = 1 y No = 0	
Resistencias eléctricas y electrodos para aplicar elevadas temperaturas	Si = 1 y No = 0	
Mezcladora de concreto	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
El consumo de energía es alto (Sumatoria ≥ 5)	0	
El consumo de energía es mediano ($2 \leq$ Sumatoria ≤ 4)	1	
El consumo de energía es bajo ($0 \leq$ Sumatoria ≤ 1)	2	
Subcriterio 3.4 Generación de gases de efecto invernadero (GEI): CO₂ y CH₄		5%

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE
NOVIEMBRE, 2022	

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
Dióxido de Carbono (CO ₂)	Si = 1 y No = 0	
Metano (CH ₄)	Si = 1 y No = 0	
Óxido Nitroso (N ₂ O)	Si = 1 y No = 0	
Compuestos Halogenados	Si = 1 y No = 0	
Vapor de agua	Si = 1 y No = 0	
Ozono (O ₃)	Si = 1 y No = 0	
Nota: Si la técnica necesita de mayor cantidad de equipos que produzcan mayor cantidad de un gas de efecto invernadero en comparación de la demás técnicas se le dará una calificación de "2"		
Calificación		
La generación de GEI es alto (Si se produce además de los gases mencionados, otro gas de tipo invernadero)	0	
La generación de GEI es mediano ($2 \leq \text{Sumatoria} \leq 6$)	1	
La generación de GEI es bajo ($0 \leq \text{Sumatoria} \leq 1$)	2	
Subcriterio 3.5 Consumo de recursos naturales		
Agua Superficial	Si = 1 y No = 0	5%
Agua Subterránea	Si = 1 y No = 0	
Suelo	Si = 1 y No = 0	
Especies Forestales	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
El consumo de recursos naturales es alto (Sumatoria ≥ 3)	0	
El consumo de recursos naturales es mediano (Sumatoria = 2)	1	
El recurso de recursos naturales es bajo ($0 \leq \text{Sumatoria} \leq 1$)	2	

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/FONAM-Fondo de Contingencia, 2019

La valoración de los aspectos anteriormente mencionados para cada una de las alternativas evaluadas, se encuentra en el **Anexo 6.11.6-Tabla Fase Intermedia Criterios de Selección**, en donde se utilizaron referencias bibliográficas tales como artículos científicos, casos de experiencias, entre otros de las alternativas de remediación, la cual se encuentra descrita en el numeral **5.5.2.1.2. Selección de la Tecnología de Remediación** de este documento.

En esta fase se hizo la valoración de cinco (5) técnicas, teniendo en cuenta los criterios definidos en la matriz técnica de selección de tecnologías de remediación.

- **Escenario 1: Contaminación por Metales Pesados**

En la **Tabla 5-6**, se presenta la calificación asignada para cada técnica. (Ver **Anexo 6.11.6-Tabla Resultados Ponderación Metales Pesados**)



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL
MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131
(BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

- Alternativa 1: Fitorremediación
- Alternativa 2: Oxidación/Reducción química
- Alternativa 3: Electrocinética
- Alternativa 4: Solidificación (ex situ – on site)
- Alternativa 5: Lavado de Suelos *ex situ* (*Washing*)

De las cinco (5) alternativas mencionadas anteriormente y de acuerdo a la evaluación cuantitativa y cualitativa, resultaron con mayor puntuación las técnicas de Remediación Electrocinética, Solidificación (ex situ – on site) y Lavado de Suelos ex situ (*Washing*) tal como se muestra en la **Tabla 5-6** (Ver **Anexo 6.11.6**- Tabla Resultados Ponderación Metales Pesados), estos se consideran como las técnicas más idóneas para el tratamiento de Metales Pesados del suelo del Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra).



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS
(MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Tabla 5-6. Matriz Técnica de Selección de Alternativas para Metales Pesados

Matriz Evaluativa de las Técnicas de Remediación propuestas para tratar Suelo Contaminado por Metales Pesados			Puntaje escala					Puntos ponderados				
Ponderación	Puntaje Max	Criterio/Subcriterio	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Criterio 1: Análisis de las técnicas												
10	4	Subcriterio 1.1: La aptitud de la técnica con respecto a los contaminantes, tipo de suelos y características del sitio.	0	0	1	2	2	0	0	2,5	5	5
25	2	Subcriterio 1.2: La eficiencia con respecto al objetivo de la remediación.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2	Subcriterio 1.3: Impactos en las personas que se encuentran en el área de influencia.	2	0	2	1	1	5	0	5	2,5	2,5
2	2	Subcriterio 1.4: Requerimiento de autorizaciones relacionadas a la implementación de las acciones de remediación.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	2	Subcriterio 1.5: Requerimientos de medidas de higiene y seguridad ocupacional.	2	0	0	1	0	8	0	0	4	0
10	2	Subcriterio 1.6: Opciones de acciones complementarias (después de la remediación).	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5
Criterio 2: Análisis de la sostenibilidad de las alternativas												
5	2	Subcriterio 2.1: Necesidad de seguimiento de las acciones implementadas después de la remediación.	2	1	1	1	1	5	2,5	2,5	2,5	2,5
5	2	Subcriterio 2.2: Capacidad de vigilancia/monitoreo del sitio remediado (de ser necesario).	1	1	1	1	1	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
10	2	Subcriterio 2.3: Duración de las medidas, con respecto a la alternativa más eficiente.	0	2	2	2	2	0	10	10	10	10
Criterio 3: Análisis de la eco-eficiencia de las medidas propuestas.												
2	2	Subcriterio 3.1: Generación y eliminación de residuos (durante la remediación).	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1
3	2	Subcriterio 3.2: Aprovechamiento de residuos (durante la remediación).	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2	Subcriterio 3.3: Consumo de energía.	2	1	1	1	1	5	2,5	2,5	2,5	2,5
5	2	Subcriterio 3.4: Generación de gases de efecto invernadero (GEI).	2	2	1	1	1	5	5	2,5	2,5	2,5
5	2	Subcriterio 3.5: Consumo de recursos naturales.	0	2	2	2	2	0	5	5	5	5
Ponderación Total								36,5	32,5	38,5	42,5	38,5
Alternativa 1= Fitorremediación 36,5% Alternativa 2= Oxidación/Reducción Química: 32,5% Alternativa 3= Electrocinética: 38,5% Alternativa 4= Solidificación (ex situ – on site): 42,5% Alternativa 5= Lavado ex situ (Washing): 38,5%												

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/PROFONANPE (FONAM)-Fondo de Contingencia, 2021.

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE
	NOVIEMBRE, 2022

- **Fase Final: Selección de la Alternativa de Remediación**

Después de conocer las tres (3) alternativas más viables que se pueden implementar de acuerdo a la evaluación técnica realizada por tipo de contaminante (Contaminación por Metales Pesados) en la fase intermedia, se elaboró una segunda matriz de selección de tecnologías, tomando como consideración criterios sociales, económicos y ambientales propios del sitio impactado con el propósito de seleccionar la tecnología más efectiva teniendo en cuenta el costo/beneficio de la misma.

Cabe mencionar que los siguientes criterios que se mencionan en la **Tabla 5-7**, fueron eliminados de la matriz de selección de tecnologías de esta fase Final, dado que estos criterios ya fueron incorporados dentro de la evaluación en la matriz de la Fase intermedia, los cuales se pueden observar en la **Tabla 5-5**.

Tabla 5-7. Criterios que se eliminaron de la Matriz de Evaluación (Fase Final)

Aspectos	Criterios
Aspectos Ambientales	Criterio 1.1 – Eficacia del Cumplimiento con los Objetivos de Remediación
	Criterio 1.2 – Grado de monitoreo ambiental requerido post-remediación
	Criterio 1.3 – Requerimiento de autorizaciones previa a las acciones de remediación.
Aspectos Técnicos de ingeniería	Criterio 2.3 – Generación de residuos
	Criterio 2.5 – Nivel de Experiencia en la Técnica de Remediación.
	Criterio 2.6 – Requerimiento de Acciones complementarias Post-remediación del sitio
	Criterio 2.7 – Consumo/afectación de los recursos naturales (agua superficial, agua subterránea, suelo, especies forestales).
Aspectos Logísticos	Criterio 3.5 – Tipos y fuentes de energía
Aspectos sociales	Criterio 4.1 – Riesgos a los receptores
	Criterio 4.2 – Tiempo de respuesta de la Técnica de Remediación

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/PROFONANPE (FONAM)-Fondo de Contingencia, 2021.

En la **Tabla 5-8** se muestran los aspectos de evaluación con los criterios de valoración para la Matriz de evaluación de la Fase Final.

Tabla 5-8. Aspectos de evaluación de Subcriterios de Matriz de Evaluación (Fase Final)

Aspectos y atributos	Ponderación
1. Aspectos Ambientales	25%
Criterio 1.1 Riesgo asociado al componente Ambiental (agua, aire, suelo, sedimento, biológico (flora y fauna), hidrobiológico)	100%
Calificación	
1= Si la técnica de remediación representa un Riesgo Alto al componente ambiental.	1
2= Si la técnica de remediación representa un Riesgo Moderado al componente ambiental.	2
3= Si la técnica de remediación representa un Riesgo Leve o Aceptable al componente ambiental.	3
2. Aspectos técnicos/ Ingeniería	15%
Criterio 2.1 Grado y tipo de contaminación	55%
Calificación	
1= El tratamiento admite sitios con concentraciones bajas y de un tipo de contaminante.	1
2= El tratamiento admite sitios con concentraciones moderadas y de uno o más tipos de contaminantes.	2
3= El tratamiento admite sitios con concentraciones altas y de uno o más tipos de contaminantes	3

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE
NOVIEMBRE, 2022	

Aspectos y atributos	Ponderación
Criterio 2.2 Acondicionamiento del material	15%
Calificación	
1= El tratamiento requiere un esfuerzo para acondicionar el material, previo al tratamiento.	1
2= El tratamiento requiere un acondicionamiento moderado del material, previo al tratamiento.	2
3= El tratamiento no requiere acondicionamiento previo del material o requiere muy poco.	3
Criterio 2.3 Área requerida de instalación	15%
Calificación	
1= Se requiere un área extensa para la técnica de remediación (más del 30% del área total a remediar).	1
2= No se requiere un área extensa para la técnica de remediación (entre el 10 al 30% del área total a remediar).	2
3= No se requiere o es muy poca el que se necesita para la técnica de remediación (no supera el 10% del área total a remediar).	3
Criterio 2.4 Riesgos operacionales relacionados con la técnica	15%
Calificación	
1= Los riesgos inherentes a las operaciones de la técnica de remediación son altos.	1
2= Se identifican riesgos inherentes a las operaciones de remediación.	2
3= No se identifican riesgos o son identificados como muy bajos.	3
3. Aspectos logísticos	15%
Criterio 3.1 Acceso al sitio	20%
Calificación	
1= Alta dificultad de acceso al sitio.	1
2= Dificultad de acceso al sitio.	2
3= Ninguna o muy baja dificultad de acceso al sitio	3
Criterio 3.2 Requerimiento de transporte (Fluvial, marítimo)	40%
Calificación	
1= Se requieren una compleja movilización y con alta frecuencia.	1
2= No requiere una compleja movilización y poco frecuente.	2
3= Se requiere baja o ninguna movilización.	3
Criterio 3.3 Requerimiento y tipo de equipo requerido	20%
Calificación	
1= Se requiere un gran número de equipo, incluyendo maquinaria pesada.	1
2= Se requiere un bajo número de equipo y muy poca o ninguna maquinaria pesada.	2
3= Se requiere poco/ningún equipo.	3
Criterio 3.4 Requerimientos y servicios de apoyo	20%
Calificación	
1= Se requiere un alto requerimiento de servicios de apoyo (contratistas, proveedores).	1
2= Se requiere servicios de apoyo	2
3= Se requiere poco/ningún servicio de apoyo.	3
4. Aspectos Sociales	30%
Criterio 4.1 Generación de empleo local	50%

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE NOVIEMBRE, 2022
---	---

Aspectos y atributos	Ponderación
Calificación	
1= No se requiere mano de obra local o muy poca (menos del 15% del total del personal).	1
2= Se requiere la participación de mano de obra local (entre 15 y 25% del total de personal).	2
3. Se requiere mano de obra local (mayor del 30% del total del personal).	3
Criterio 4.2 Contratación de servicios locales	25%
Calificación	
1= No se requiere servicios o proveedores locales.	1
2= Se requiere el apoyo de proveedores locales, pero en forma temporal.	2
3= Se requiere el apoyo de proveedores y servicios locales de manera continua durante el procesos de remediación.	3
Criterio 4.3 Percepción de la remediación por la comunidad	25%
Calificación	
1= Se presenta una percepción negativa de la remediación por parte de la comunidad.	1
2= Se presenta opciones variadas en cuanto a la técnica de remediación.	2
3= Se presenta una percepción positiva de la técnica por parte de la comunidad.	3
5. Aspectos económicos	15%
Criterio 5.1 Nivel de inversión	50%
Calificación	
1= Los costos de tratamiento superan los \$1000/m ³ de elemento a remediar.	1
2= Los costos de tratamiento ascienden entre \$250 y \$1000/m ³ de elemento a remediar.	2
3= Los costos de tratamiento ascienden a un monto menor a \$250/m ³ de elemento a remediar.	3
Criterio 5.2 Costos de movilización de equipos (transporte, etc.)	25%
Calificación	
1= Los costos de movilización son muy elevados (superan el 30% del presupuesto).	1
2= Los costos de movilización son moderados (varían entre 15 y 30% del presupuesto).	2
3= No requiere inversión para movilización o son muy bajos (menos del 15% del presupuesto).	3
Criterio 5.3 Costos de mantenimiento o vigilancia durante y post remediación	25%
Calificación	
1= Los costos de mantenimiento o vigilancia son muy elevados.	1
2= Los costos de mantenimiento o vigilancia son moderados.	2
3= No requiere inversión para mantenimiento o vigilancia o son muy bajos.	3
Valor Total	100

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/PROFONANPE (FONAM)-Fondo de Contingencia, 2021.

En la **Tabla 5-9**, para el tratamiento del suelo con el escenario de contaminación por metales pesados para el Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra).



**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS
(MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Tabla 5-9. Matriz de Selección de Tecnologías para Contaminación por Metales Pesados

Contaminación por Metales Pesados								
Aspectos Cuantitativos		Aspectos Cualitativos	Técnicas de Remediación					
Máxima Puntuación	Ponderación (%)	<u>Tipo de técnica de Remediación</u>	Procedimientos Fisicoquímicos					
		<u>Tipo de contaminante que trata</u>	<i>In Situ</i>		<i>Ex Situ</i>		<i>Ex Situ – On site</i>	
		<u>Técnica de Remediación</u>	Remediación Electrocinética		Lavado (<i>Washing</i>)		Solidificación	
		<u>Aspectos y atributos</u>	Calificación Cuantitativa					
			Puntuación	Ponderación	Puntuación	Ponderación	Puntuación	Ponderación
3	25	1. Aspectos Ambientales	2,00	16,67	1,00	8,33	2,00	16,67
3	100	Riesgo asociado al componente Ambiental (agua, aire, suelo, sedimento, biológico (flora y fauna), hidrobiológico)	2,00	66,67	1,00	33,33	2,00	66,67
12	15	2. Aspectos Técnicos/ Ingeniería	8.00	8.00	8.00	12.00	8.00	12.00
3	55	Grado y Tipo de Contaminación	1.00	18.33	3.00	55.00	3.00	55.00
3	15	Acondicionamiento del Material	2.00	10.00	1.00	5.00	1.00	5.00
3	15	Área requerida de la Instalación	3.00	15.00	2.00	10.00	2.00	10.00
3	15	Riesgos Operacionales relacionados con la Técnica de Remediación	2.00	10.00	2.00	10.00	2.00	10.00
12	15	3. Aspectos Logísticos	6.00	8.00	5.00	6.00	5.00	6.00
3	20	Acceso al Sitio	1.00	6.67	1.00	6.67	1.00	6.67
3	40	Requerimiento de Transporte (fluvial, marítimo y/o terrestre)	2.00	26.67	1.00	13.33	1.00	13.33
3	20	Requerimiento y tipo de Equipo	1.00	6.67	1.00	6.67	1.00	6.67
3	20	Servicios de Apoyo	2.00	13.33	2.00	13.33	2.00	13.33
9	30	4. Aspectos Sociales	6.00	20.00	6.00	20.00	6.00	20.00
3	50	Generación de Empleo Local	2.00	33.33	2.00	33.33	2.00	33.33
3	25	Contratación de Servicios Locales	2.00	16.67	2.00	16.67	2.00	16.67
3	25	Percepción de la Remediación por la Comunidad	2.00	16.67	2.00	16.67	2.00	16.67
9	15	5. Aspectos Económicos	7.00	12.50	6.00	11.25	7.00	12.50
3	50	Niveles de Inversión	3.00	50.00	3.00	50.00	3.00	50.00

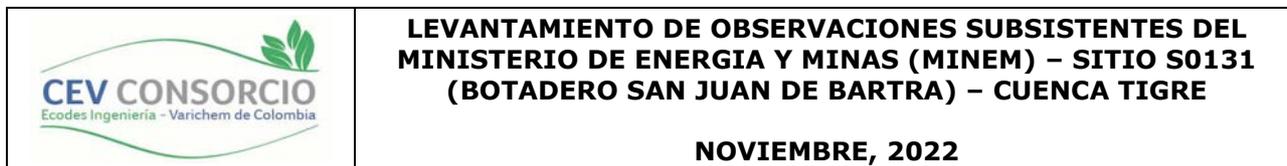


**LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS
(MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE**

NOVIEMBRE, 2022

Contaminación por Metales Pesados								
Aspectos Cuantitativos		Aspectos Cualitativos	Técnicas de Remediación					
3	25	Costos de movilización de Equipos (adecuación/mantenimiento de vías, transporte)	2.00	16.67	1.00	8.33	2.00	16.67
3	25	Costos de Mantenimiento o Vigilancia, durante y Post-Remediación	2.00	16.67	2.00	16.67	2.00	16.67
45	100	Ponderación Total	65.17		57.58		67.17	

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/FONAM-Fondo de Contingencia, 2019.



De esta forma, la técnica de remediación que tuvo mayor puntaje en la matriz de selección de tecnologías y se recomienda implementar en el Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra) es Solidificación (ex situ – on site) con un porcentaje de 67,17%. Dicha matriz se encuentra en el **Anexo 6.11.6.**

	<p>LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES DEL SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE</p> <p>OCTUBRE, 2022</p>	
---	---	--

Anexo 29.2

Edición de la Matriz de Selección de Alternativas

		Generalidades de las Tecnologías de Remediación							
		Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Efectividad en condiciones parecidas	Viabilidad	Equipamientos requeridos	Tiempo de Implementación
Orgánicos biodegradables	Metales Pesados			Incertidumbres					
Adición de enmiendas	Se añade sustancias orgánicas e inorgánicas y mezclándolas con los horizontes del suelo para transformar los contaminantes. La adición de carbonatos, zeolitas, fosfatos, minerales de hierro, bentonitas, hidróxido cálcico, compost o levaduras también ha sido empleada a la hora de inmovilizar y reducir la biodisponibilidad de metales tóxicos como el Pb, U, As, Zn, Ni, Sr, Cu y Cd.	Derivados del petróleo. Fracciones pesadas de Hidrocarburos Totales de Petróleos menores a 3200 ppm.	SI	Efectiva, si se controla el porcentaje de arcillas y humedad por medio de la incorporación de enmiendas de grano grueso (arena, desechos orgánicos como aserrín, cáscara de arroz, de nuez, etc.) o productos rompedores de arcilla para incrementar la permeabilidad. Para remover fracciones de HTP, las enmiendas que se utilicen deben tener un contenido alto en nutrientes, con el fin de estimular los microorganismos nativos.	Esta técnica se usa en sitios contaminados con concentraciones altas de metales pesados e hidrocarburos y de profundidades bajas. Se debe tener un control a las condiciones de lluvia que se presentan en la zona con el fin de asegurar las condiciones ideales para la biodegradación. Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131, dado que los metales pesados se encuentran a una profundidad mayor a 1 metro y las condiciones climáticas (Presencia de lluvias) es constante.	Para condicionar el suelo : Arena, desechos orgánicos como aserrín, cáscara de arroz, etc. Herramientas básicas para aplicación de Enmiendas : Pala, Rastrillo, Azadón, etc. Enmiendas utilizadas : Carbonatos, zeolitas, fosfatos, minerales de hierro, bentonitas, hidróxido cálcico, compost o levaduras. Además de biosólidos para la biodegradación de HTP.	MESES- AÑO	150-220\$/ m3, depende de la cantidad de enmiendas que se apliquen en la zona.	Requiere la elaboración de ensayos piloto para definir que enmienda es más eficiente para el tratamiento de metales pesados y fracciones de HTP.
Desorción térmica (in situ o ex situ)	Técnica en la que se somete al suelo a temperaturas de 90-320°C (baja temperatura) y 320-560°C (alta temperatura), con la introducción de aire caliente (Ortiz, Irene et al. 2007). Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica . Es un proceso que puede usar un intercambio de calor indirecto o bien directo para calentar los contaminantes orgánicos a una temperatura suficientemente alta para volatilizarlos y así separarlos del medio sólido contaminado. El aire, un gas de combustión o un gas inerte es usado como medio de transferencia por los componentes vaporizados. Los sistemas de desorción térmica son procesos de separación física que transfieren contaminantes desde una fase a otra. No están diseñados para oxidar y/o destruir los contaminantes. (Hurtado,2010)	Orgánicos no clorados (no aplica para crudos pesados).	Metales volátiles (Hg)	Efectiva, la temperatura a la cual se debe calentar el suelo contaminado depende del punto ebullición del contaminante.	Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131, por la existencia de metales pesados tales como Bario (Ba).	De sorbedor térmico móvil o estático. Puede tener varios diseños: un desorbedor rotatorio de doble carcasa, varios quemadores ubicados en el espacio anular entre las dos carcasas, filtro de mangas, condensador, tratamiento de agua residual y descarga, carbón precalentado, filtro de alta eficiencia de absorción, carbón en fase de vapor.	MESES	30 - 130/Tn	<ul style="list-style-type: none"> Poco útiles en suelos con alto contenido de humedad, o muy cohesivos y plásticos. Requiere un control estricto de la recuperación de los gases generados. El sitio debe tener accesibilidad para el transporte e instalación de maquinaria pesada.
Extracción Química (ex situ)	Consiste en que el suelo previamente tamizado para eliminar las gravas, se mezcla con sustancias químicas dependiendo de la naturaleza del contaminante. Para Metales pesados se puede aplicar ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), Ácido Clorhídrico, ácido cítrico y ácido nitrilotriacético (Ortiz, Irene et al. 2007), luego de terminar el tiempo de extracción, el suelo se lava con agua para eliminar los restos de ácido y metales. Después del tratamiento, se debe neutralizar cualquier resto de ácido en el suelo con la adición de cal o fertilizantes (USEPA, 1990a). Para compuestos orgánicos se puede aplicar disolventes orgánicos el cual arrastra los contaminantes y se separa del suelo por evaporación, y mediante la adición de nuevos disolventes o destilación los contaminantes se eliminan para que el disolvente orgánico empleado pueda ser reutilizado. A su vez, el suelo tratado se lava para arrastrar cualquier resto que pueda quedar del disolvente. (Ortiz, Irene et al. 2007). Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica	Compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, combustibles, PCBs, hidrocarburos aromáticos, entre otros.	SI	Efectiva para la extracción de materiales contaminados con altas concentraciones de contaminantes recalcitrantes, difíciles de descontaminar con técnicas alternativas.	Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131, dado que los metales pesados se encuentran a una profundidad mayor a 1 metro y las condiciones climáticas (Presencia de lluvias) es constante.	Maquinaria común de uso en ingeniería civil. Pueden ser requeridos equipos especiales según el caso.	SEMANAS	\$100 - \$400 US/ton	<ul style="list-style-type: none"> Requiere de equipos capaces de procesar las cantidades de suelo contaminado. Se requiere que se realicen pruebas piloto en campo, con el fin de determinar la concentración de las sustancias químicas que se aplicarán dependiendo de la naturaleza del contaminante y conocer la reacción que tienen estos en el suelo a tratar, con el fin de conocer los posibles residuos y el tratamiento correcto que se debe realizar a estos. Después de la extracción puede quedar remanentes del solvente en el suelo extraído y el fluido debe ser manejado con precaución.
Fitorremediación (ex situ)	Conjunto de tecnologías por medio de las cuales se utilizan varias plantas que tengan la capacidad fisiológica y bioquímica para asimilar, metabolizar, detoxificar o inmovilizar compuestos orgánicos, radioactivos y petroderivados para transformarlos en formas menos nocivas (Aros, 2007; Batista & Sánchez, 2009; Núñez, Meas, Ortega y Olguin, 2004; López, Gallegos, Pérez & Gutiérrez, 2005; Ghosh & Singh, 2005; Lumelli, 2006) Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica	NO	SI	Efectivo, depende de la especie vegetal a utilizar y la profundidad en la que se encuentra el contaminante.	Viable en las capas superiores del suelo para la remediación de áreas contaminadas con metales pesados y baja concentración de hidrocarburos. Viable con el uso de especies locales debido a su capacidad de bioacumular metales pesados.	Vivero para cultivo de plantas, útiles para labores de siembra. Transporte para desplazamiento de personal y plantas a los lugares de siembra.	AÑOS	Variable según dificultad / volumen 10-150/M3	Es necesario la elaboración de pruebas piloto para definir las especies vegetales nativas o externas que logran extraer, transferir, estabilizar y/o destruir los contaminantes presentes en las diferentes matrices evaluadas. Las altas concentraciones de agentes químicos pueden ser tóxicas para la planta. Puede transferir la contaminación a través de medios, es decir, del suelo al aire, además de ser movilizados en agua subterráneo o bioacumulados en animales.
Lavado de suelo - Flushing (in situ)	Técnica de remediación fisicoquímica que consiste en anegar los suelos contaminados con una solución que transporte los contaminantes a una zona determinada y localizada donde puedan ser eliminados. (Ortiz, Irene et al. 2007) Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica	Todo tipo de contaminantes.	SI	Efectiva en la recuperación de hidrocarburos libres en el agua del subsuelo (áreas de derrames, sitios PAC).	Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131, toda vez que esta tecnología requiere de un suelo con alta permeabilidad	Sistema de perfusión/ inyección en suelo con las soluciones de lavado. Extracción y filtración de la solución de lavado. Monitoreo del agua del subsuelo.	Depende principalmente de la permeabilidad del suelo y la profundidad de la contaminación del agua.	50 - 330 /M3, depende del tipo de contaminante y de los sistemas de inyección y recuperación de la solución de lavado.	Para su implementación se requiere desarrollo de capacidades y entrenamiento como ensayos piloto para la definición del surfactante más eficiente para el tratamiento de metales pesados y fracciones de HTP además de la dosis por m3 que se debe aplicar al suelo que será objeto de tratamiento.
Lavado de suelo - Washing (ex situ)	Técnica de remediación fisicoquímica de aplicación ex situ (generalmente on site) que consiste en la excavación del suelo contaminado, previamente separado por tamizado, densidad o gravedad, para eliminar las partículas de grava más gruesas, con poca capacidad de adsorción de la fracción fina y lavado con agua y extractantes químicos que permitan desorber y solubilizar los contaminantes (Bernad, García, Valiño, & Fernández, 2007). Cabe mencionar que no elimina los contaminantes, sino que los transfiere a otro medio, por lo cual se debe tratar el fluido contaminado, resultante del tratamiento (Elliott & Brown, 1989). Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica	Compuestos orgánicos semivolátiles e hidrocarburos derivados del petróleo.	SI	Efectiva en áreas donde exista espacios grandes para la instalación de la planta de tratamiento del suelo contaminado y donde se realice el tratamiento de los lixiviados resultantes del proceso.	Viable en espacios de fácil acceso donde se puedan transportar los equipamientos requeridos sin generar impactos al ambiente. En suelos arcillosos y con alto contenido de materia orgánica se debe agregar enmiendas para incrementar la permeabilidad o aplicar productos que funcionen como rompedor de arcillas.	Transporte de personal, productos químicos y equipos. Planta de lavado (tamizado, lavado, secado, disposición de lixiviados).	SEMANAS/MESES	300/M3	Para su implementación se requiere desarrollo de capacidades y entrenamiento como ensayos piloto para la definición del surfactante más eficiente para el tratamiento de metales pesados y fracciones de HTP además de la dosis por m3 que se debe aplicar al suelo que será objeto de tratamiento.

		<h2 style="text-align: center;">Generalidades de las Tecnologías de Remediación</h2>							
Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Efectividad en condiciones parecidas	Viabilidad	Equipamientos requeridos	Tiempo de Implementación	Costo Operativo (US\$ / m3)	Incertidumbres
		Orgánicos biodegradables	Metales Pesados						Incertidumbres
Extracción de agua - Pump and Treat (ex situ)	Consiste en extraer el agua contaminada del suelo y del subsuelo, tanto de la zona saturada como de la zona no saturada. Cuando se trata la zona saturada, el agua es bombeada a la superficie para su posterior tratamiento. Cuando se actúa sobre la zona no saturada, se hace una inyección previa del agua, por gravedad o a presión, que arrastre y lave los elementos contaminantes del suelo y que los almacene en la zona saturada para ser posteriormente bombeada a la superficie. La inyección de agua se puede ver reforzada con la adición de disolventes o compuestos químicos que puedan favorecer la desorción de los contaminantes del suelo. Normalmente se utiliza para aguas subterráneas contaminadas por compuestos orgánicos, combustibles y metales. En algunos casos el agua extraída puede ser parcialmente re-infiltrada en el suelo (Ortiz, Irene et al. 2007). Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica	Compuestos orgánicos de baja solubilidad, volátiles y semivolátiles y combustibles.	SI	Efectivo en agua subterránea contaminada con hidrocarburos libres.	No es viable, los sitios impactados de la cuenca Tigre donde hay agua subterránea contaminada, no tiene presencia de hidrocarburos libres. Así mismo, esta técnica es eficaz en suelos que se caractericen por tener alta permeabilidad, característica que no es aplicable en los sitios contaminados.	Pozos de extracción y sistema de filtración. Eventualmente pozos para reinyectar el agua.	MESES	Diseño e instalación de sistema (100 gal/min): \$200 US Operación: \$1-\$100 US/1000 gal de agua tratada.	
Oxidación/reducción química (ex situ)	Es una técnica que convierte los contaminantes peligrosos en compuestos no peligrosos o menos tóxicos. Los agentes oxidantes comúnmente utilizados son el ozono, el peróxido de hidrógeno, hipocloritos, cloro y dióxido de cloro (Estudio Técnico Independiente del ex Lote 1AB - PNUD Perú, PNUD, 2018) https://www.pe.undp.org/content/peru/es/home/library/democratic_governance/eti-del-ex-lote-1ab.html	NO	SI	Podría llegar a ser efectivo si la técnica aplicada es <i>ex situ</i> , ya que no es eficiente en suelos que se caractericen por tener baja permeabilidad. Además, la aplicación <i>in situ</i> genera efectos perjudiciales potenciales con la aplicación de químicos al suelo, como la eliminación de materia orgánica y microorganismos del suelo.	Viable <i>ex situ</i> en sitios donde los contaminantes se encuentren a profundidades menores a 1 metro.	Pozos de inyección de agentes oxidantes, sistema de electrocinética, monitoreo y eventualmente control de emisiones gaseosas. Excavadora y transporte hacia sitio de exposición.	MESES/AÑOS	190 a 660 /M3	
Solidificación (ex situ - On Site)	Es una técnica que tiene como principio eliminar los líquidos presentes en el desecho y reducir la movilidad de los contaminantes mediante el aporte de aditivos orgánicos o inorgánicos (Ortiz, Irene et al. 2007) encapsulándolos dentro de un material sólido de alta integridad estructural, minimizando así, el potencial de lixiviación (Estudio Técnico Independiente del ex Lote 1AB - PNUD Perú, PNUD, 2018) https://www.pe.undp.org/content/peru/es/home/library/democratic_governance/eti-del-ex-lote-1ab.html	NO	SI	Efectiva <i>ex situ</i> con agentes contaminantes peligrosos, difíciles de manejar por otros métodos.	Viable con concentraciones altas de metales pesados, en espacios de fácil acceso donde se puedan transportar los equipamientos requeridos sin generar impactos al ambiente.	Excavadora, maquinaria para mezcla con material solidificante. Fraguado y transporte hacia sitio de disposición.	SEMANAS/MESES Depende de la magnitud del sitio a ser tratado.	N.D.	Depende de la profundidad de la excavación y del material para solidificar. Requiere estudios para verificar la compatibilidad entre el suelo contaminado y el material solidificado. El material solidificado retarda los procesos de lixiviación, pero no la eliminan. Requiere monitoreo de las condiciones de disposición. Tiene como limitación la reducción de opciones de usos futuros del suelo. Tiene como limitación la reducción de opciones de usos futuros del suelo. Los procesos de Solidificación son usualmente utilizados para tratar contaminantes inorgánicos, como suelos y lodos contaminados con metales.
Remediación electrocinética (in situ o ex situ)	Consiste en aplicar una corriente eléctrica de baja intensidad entre electrodos introducidos <i>in situ</i> en el suelo contaminado que permite la movilización de agua, iones y partículas pequeñas cargadas. Los aniones se mueven hacia el electrodo positivo y los cationes hacia el negativo. Durante el tratamiento, los contaminantes pueden ser transportados por electromigración, electroósmosis, electrolisis y electroforesis. Esta técnica resulta eficaz para el tratamiento de suelos de baja permeabilidad hidráulica que son difíciles de recuperar por otros medios y está especialmente indicada para metales solubles o complejados en el suelo en forma de óxidos, hidróxidos y carbonatos (Ortiz, Irene et al. 2007). Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica. Así mismo, aprovecha las propiedades conductivas del suelo y está basada en la descarga de una corriente directa de baja intensidad (mA/cm2) a través de una masa de suelo saturado con líquido como medio conductor, distribuido apropiadamente entre los electrodos (ánodo y cátodo), provocando cambios fisicoquímicos e hidrológicos en el suelo, con el fin de remover contaminantes orgánicos e inorgánicos o mezclados (Torres y col., 2003).	Contaminantes orgánicos po+I3+C14	Metales solubles o complejados (Ba, Cr, Cd, Hg, Pb, Mn, Zn y As)	Efectivo en solo en suelos con alto contenido de humedad y arcillas y, baja permeabilidad. Eficaz tanto para metales pesados, como en compuestos orgánicos cargados positivamente, coloides y compuestos inorgánicos iónicos. (Aplicable en los suelos y sedimentos de los sitios impactados, ya que es la única técnica que permite perfundir suelos de baja permeabilidad con soluciones que contengan enmiendas para mejorar las características del suelo con fines de remediación.	Viable por las características del suelo que tienen los sitios contaminados. Así mismo, la implementación <i>in situ</i> requiere seleccionar áreas con suelos de estructura homogénea, para evitar heterogeneidad de campo eléctrico. Por lo que, se puede considerar la aplicación de la técnica <i>ex situ</i> para poder homogenizar el suelo antes de su aplicación.	Electrodos de aleaciones especiales y otros comunes. Agentes oxidantes. Fuente de poder.	MESES	El costo varía entre \$25-\$225 por yarda cúbica dependiendo del nivel de contaminación, de la conductividad de la matriz y de las características del suelo.	Es necesario desarrollar pruebas piloto para verificar la viabilidad según la teoría y las experiencias consultadas, con el objetivo de definir las soluciones o aditivos que se deben agregar para el tratamiento de las matrices impactadas, además de la dosis por m3 que se debe aplicar. Así mismo, los ensayos piloto permiten conocer el rango de corriente eléctrica que se debe aplicar para que la alternativa sea eficiente.
Vertederos controlados (ex situ)	Método <i>ex situ</i> que consiste en trasladar el suelo contaminado hasta un lugar especialmente preparado para contenerlo de manera controlada. Este tipo de vertederos pueden acoger suelos con contaminantes no peligrosos. Los vertederos de seguridad deben reunir condiciones estrictas de impermeabilidad, tratamiento de vapores generados. (Estudio Técnico Independiente del ex Lote 1AB - PNUD Perú, PNUD, 2018) https://www.pe.undp.org/content/peru/es/home/library/democratic_governance/eti-del-ex-lote-1ab.html	Amplio espectro de contaminantes orgánicos biodegradables.	SI	Efectivo, hay rellenos para desechos contaminados en el "ex lote 1AB".	No es viable para tratar la matriz suelo, únicamente desechos contaminados por hidrocarburos y metales pesados.	Maquinaria común de uso en ingeniería civil.	SEMANAS	Los costos estimados para la excavación y disposición del material varía entre 270 USD/ tonelada y 460 USD/tonelada, dependiendo de la naturaleza de los materiales peligrosos y de los métodos de excavación. Esta estimación incluye la excavación, transporte y disposición del material.	

		<h2 style="text-align: center;">Generalidades de las Tecnologías de Remediación</h2>							
Técnica	Características	Tratamiento de agentes contaminantes		Efectividad en condiciones parecidas	Viabilidad	Equipamientos requeridos	Tiempo de Implementación	Costo Operativo (US\$ / m3)	Incertidumbres
		Orgánicos biodegradables	Metales Pesados						Incertidumbres
Pantallas o barreras de aislamiento (in situ)	Se aplica in situ y se basa en detener la migración horizontal de la contaminación, a través de la instalación de barreras que impiden el intercambio de contaminantes con el entorno. Se emplea como técnica transitoria, de contención para aislar zonas bajo tratamiento, o mientras se encuentran soluciones alternativas. (Estudio Técnico Independiente del ex Lote 1AB - PNUD Perú, PNUD, 2018) https://www.pe.undp.org/content/peru/es/home/library/democratic_governance/eti-del-ex-lote-1ab.html . Requieren la excavación en el suelo de zanjas profundas de hasta 100 m que son posteriormente rellenadas de material aislante como mezclas de cemento y bentonita u hormigón (Ortiz, Irene et al. 2007). Una forma de mejorar las propiedades de estas barreras verticales es utilizar geomembranas, generalmente constituidas por polietileno de alta densidad (Thomas and Koerner, 1996).	Contaminantes orgánicos.	SI	Efectivo, depende de los siguientes factores: • Tipo, actividad y distribución de los contaminantes. • Profundidad, longitud y ancho de la pared. • Características geológicas e hidrológicas.	Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131, no resultó viable porque esta depende enteramente de la distribución de contaminante, la profundidad, la longitud y el ancho de la zona donde se encuentre el contaminante, y dado que, en el sitio, la contaminación presente se encuentra en diferentes zonas y profundidades, no sería eficiente la aplicación de esta.	Membranas espaciales, concreto, hormigón, entre otras.	SEMANAS	\$100 - \$400 US/ton	<ul style="list-style-type: none"> • Requiere supervisión permanente del estado del aislamiento. • Se debe tener en cuenta que esta técnica se utiliza principalmente para evitar la contaminación de agua subterránea durante la aplicación de otra técnica de remediación. • Se emplea como técnica transitoria, de contención para aislar zonas bajo tratamiento, o mientras se encuentran soluciones alternativas.
Vitrificación (in situ o ex situ)	Es una técnica de estabilización térmica que se basa en el calentamiento del suelo contaminado a alta temperatura para conseguir su fusión y transformación en un material vítreo estable. Así se reduce la movilidad de los contaminantes inorgánicos (principalmente Hg, Pb, Cd, As, Ba, Cr y cianuros) y la destrucción de los contaminantes orgánicos por reacciones de oxidación y/o pirolisis. Cuando se lleva a cabo ex situ, se eliminan los elementos gruesos del suelo a tratar y el calentamiento (1100-1400°C) se realiza normalmente a través de una corriente eléctrica aplicada en hornos similares a los utilizados para la fabricación de vidrio. (Wait and Thomas, 2003). Cuando este tratamiento se realiza in situ, el calentamiento se consigue a través de electrodos de grafito insertados en el suelo que permiten alcanzar temperaturas más elevadas (1600-2000°C) y que solidifican el material contaminado al enfriarse (Acar and Alshwabkeh, 1993). (Técnicas de recuperación de suelos Contaminados, Ortiz, Irene et al. 2007) Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica.	COV y COS y otros compuestos orgánicos como dioxinas y BPC. (F1 y F2).	SI	Efectivo para concentraciones altas de metales pesados (As, Cd, Cr, Hg, Pb Y Ba). Para que este tratamiento sea eficaz, es necesario que el suelo contenga una cantidad suficiente de sílice para la formación de la masa vítrea y óxidos alcalinos (Na, Li, K) que le confieran estabilidad.	Esta técnica no es viable para las condiciones del sitio S0131, porque necesita gran cantidad de consumo de energía para su tratamiento	Transporte de personal y equipos. Equipos que generen campos eléctricos fuertes o microondas.	SEMANAS	\$800-\$1.000/m3	<ul style="list-style-type: none"> • Poco útiles en suelos con alto contenido de humedad • Se debe tener un control de los residuos peligrosos generados durante el tratamiento tales como las cenizas o el vidrio producido. • Poca posibilidad de revegetación del sitio, por el cambio producido en el suelo tratado. • El sitio debe tener accesibilidad para el transporte e instalación de maquinaria pesada.
Biochar (in situ)	El biochar (biocarbón) es un material sólido rico en carbón, de grano fino y poroso similar al carbón. Es producido por la descomposición térmica de biomasa en condiciones y temperaturas por debajo de 1.000 ° C y en ausencia limitada de oxígeno (pirolisis) que con modificaciones especiales y aplicación "in situ" permite la inmovilización de contaminantes orgánicos, como son los hidrocarburos, e inorgánicos, como pueden ser los metales pesados en aguas y suelos (Mueguez, 2017). (El biocarbón y su aplicación en suelos contaminados, Rodríguez. http://www.r3environmental.com.co/noticias/71-el-biocarb%C3%B3n-y-su-aplicaci%C3%B3n-en-suelos-contaminados.html)	Amplio espectro de contaminantes orgánicos biodegradables.	SI	Efectiva, si se controla el porcentaje de arcillas y humedad por medio de la incorporación de enmiendas de grano grueso (arena, desechos orgánicos como aserrín, cáscara de arroz, de nuez, etc.) para incrementar la permeabilidad. Además, se puede aplicar bajo techo, para evitar la saturación del suelo por las condiciones de pluviosidad de la selva amazónica del Perú. Así mismo, se requiere una gran cantidad de espacio.	No es viable, debido a que no es accesible llevar el equipo de pirolisis al lugar de tratamiento.	Pirolisis: Mufla u horno que lleguen a temperaturas de 350 °C y 700 °C. Para condicionar el suelo: Arena, desechos orgánicos como aserrín, cáscara de arroz, etc. Herramientas básicas para aplicación del Biochar: Pala, Rastrillo, Azadón, etc.	1 AÑO- 2 AÑOS	Bajos, no cuantificados.	



Calificación de las Tecnologías de Remedición

Tecnologías de Remedición					
	Lavado de Suelos (Washing)	Fitorremediación con Metales Pesados	Oxidación/Reducción química	Remediación electrocinética	Solidificación ex situ
Tipo de técnica	Físico-químico	Biológica	Inmovilización	Físico-química	Confinamiento
Generalidades Técnicas	Las condiciones que favorecen particularmente el lavado del suelo incluyen: formas químicas del metal solubles o con el potencial de lixiviar, un bajo coeficiente de partición suelo/agua; suelos con una elevada (>80%) proporción de partículas > 2 mm. Estas condiciones favorecen una eficiente separación de contaminantes suelo y suelo-agua. Las condiciones que no favorecen el lavado del suelo incluyen suelos con una fracción alta (> 40%) de limo y arcilla. Es una técnica altamente invasiva para el medio ambiente, se genera gran cantidad de subproductos, como solventes y lodos que pueden requerir un tratamiento adicional y almacenamiento en un relleno sanitario.	La Fitoextracción es la absorción de contaminantes por las raíces de las plantas y translocación dentro de las plantas. Los contaminantes son generalmente eliminado mediante la cosecha de las plantas, y ha sido reconocida como una tecnología para eliminar contaminantes del suelo, sedimentos y lodos (Singh et al., 2011).	La eficiencia en la eliminación de los metales pesados depende de las propiedades ácidas y/o quelantes de los reactivos de extracción, la eficiencia varía dependiendo del tipo y grado de especiación del metal pesado. El éxito de la oxidación química en suelos depende también de la capacidad de contacto entre el contaminante y el suelo, lo cual depende de las propiedades específicas del lugar, como la permeabilidad, más que de un proceso químico (LaGrega, Buckingham y Evans, 1996). Los agentes de extracción difícilmente extraen todos los metales, por lo tanto, se recomienda aplicar un proceso híbrido que combine dos o más reactivos de extracción para optimizar la eliminación de los metales. Es una técnica altamente invasiva para el medio ambiente, se genera gran cantidad de subproductos, como solventes y lodos que pueden requerir un tratamiento adicional y almacenamiento en un relleno sanitario.	La técnica de electrocinética aplica para suelos saturados con un flujo de agua estático y baja permeabilidad. Se requiere agua para crear un medio polar para el flujo de los iones. La electrocinética se puede desarrollar en suelos con baja permeabilidad a diferencia del flushing. Granos finos de arcilla son un medio apropiado para la electrocinética (US EPA, 1992, EPA 540/R92/077). La tecnología es más eficiente cuando la capacidad de intercambio catiónico es baja. La tecnología aplica para compuestos ácidos polares pero no aplica para compuestos orgánicos no polares y metales no solubles en medios ácidos.	La solidificación - estabilización, se caracteriza por: Mejora las propiedades físicas de los desechos para un mejor manejo. Reduce la solubilidad del contaminante mediante a través de procesos de sorción o formación de precipitados insolubles (por ejemplo, hidróxidos, carbonatos, silicatos, fosfatos, sulfatos o sulfuros). Limita el contacto entre los fluidos de transporte y los contaminantes reduciendo la permeabilidad del material. (USEPA, Contaminants and Remedial Options at Selected Metal-Contaminated Sites, EPA/540/R-95/512, July 1995).
1.1 - Análisis de la técnica (10%)	El lavado de suelos se utiliza fundamentalmente para suelos contaminados con compuestos orgánicos semivolátiles, hidrocarburos derivados del petróleo y sustancias inorgánicas como cianuros y metales pesados, y es menos eficaz para tratar compuestos orgánicos volátiles y pesticidas (Avogadro and Ragaini, 1994).+K8	Las plantas pueden jugar un papel vital en la eliminación de metales mediante absorción, intercambio catiónico, filtración y cambios químicos a través de la raíz. Existe evidencia de que las plantas de humedales como Typhalatifolia, Cyperus malaccensis, etc. Pueden acumular metales pesados en sus tejidos (Yadav y Chandra, 2011).	Las reacciones de reducción / oxidación (redox) químicamente convierten a los contaminantes peligrosos en no peligrosos o compuestos menos tóxicos que son más estables, menos móviles o inertes	Esta técnica resulta eficaz para el tratamiento de suelos de baja permeabilidad hidráulica que son difíciles de recuperar por otros medios y está especialmente indicada para metales solubles o complejados en el suelo en forma de óxidos, hidróxidos o carbonatos (Ortiz, Irene et al. 2007)	Esta técnica aplica para una gran variedad de contaminantes como: metales pesados, materiales corrosivos, lodos de aguas residuales. Cuando se mezcla el cemento Portland con desechos que contienen líquidos en fase libre se obtiene un material con una integridad física sólida.
Selectividad de la Técnica respecto a los Contaminantes	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.19 Soil Washing https://frtr.gov/matrix2/section4/4-6.html	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.1 In Situ Biological Treatment 4.3 Phytoremediation https://frtr.gov/matrix2/section4/4-3.html (Ortiz, Irene et al. 2007)	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.16 Chemical Reduction/Oxidation https://frtr.gov/matrix2/section4/4-16.html	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.2 In Situ Physical/Chemical Treatment 4.5 Electrokinetic Separation https://frtr.gov/matrix2/section4/4-4.html	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) Treatment 4.20 Solidification/Stabilization https://frtr.gov/matrix2/section4/4-21.html
Metales Pesados	SI	SI	SI	SI	SI
Granulometría del suelo	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.19 Soil Washing https://frtr.gov/matrix2/section4/4-6.html	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.1 In Situ Biological Treatment 4.3 Phytoremediation https://frtr.gov/matrix2/section4/4-3.html (Ortiz, Irene et al. 2007)	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.16 Chemical Reduction/Oxidation https://frtr.gov/matrix2/section4/4-16.html	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.2 In Situ Physical/Chemical Treatment 4.5 Electrokinetic Separation https://frtr.gov/matrix2/section4/4-4.html	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) Treatment 4.20 Solidification/Stabilization https://frtr.gov/matrix2/section4/4-21.html
Arcilloso	El proceso tecnológico está basado en la separación mecánica de partículas. No interfiere en el proceso.	No	Una baja permeabilidad del suelo interferirá en la movilización de los reactivos a través de los sustratos de suelo y por lo tanto se limitará el contacto entre los agentes oxidantes y el contaminante.	Suelos arcillosos propician la movilización de los iones hacia el ánodo y cátodo	Interfiere en el proceso de homogenización de la mezcla de concreto
Limoso	El proceso tecnológico está basado en la separación mecánica de partículas. No interfiere en el proceso.	No	Con dificultad	Con dificultad	SI
Arenoso	Facilita el lavado de suelos	No	Facilita el contacto entre los reactivos y por lo tanto la reacción química.	El proceso es viable en especial en suelos de baja permeabilidad	SI
Contenido de materia orgánica	Se pueden presentar reacciones químicas entre los reactivos y la materia orgánica.	No	Los agentes oxidantes pueden reaccionar con la materia orgánica y reducir su efectividad.	Con dificultad	Suelos con hidrocarburos interfieren en el fraguado del concreto
Propiedades fisicoquímicas de los contaminantes	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.19 Soil Washing https://frtr.gov/matrix2/section4/4-6.html	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.1 In Situ Biological Treatment 4.3 Phytoremediation https://frtr.gov/matrix2/section4/4-3.html (Ortiz, Irene et al. 2007)	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.16 Chemical Reduction/Oxidation https://frtr.gov/matrix2/section4/4-16.html	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.2 In Situ Physical/Chemical Treatment 4.5 Electrokinetic Separation https://frtr.gov/matrix2/section4/4-4.html	Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) Treatment 4.20 Solidification/Stabilization https://frtr.gov/matrix2/section4/4-21.html
Forma química de los metales: grado de especiación, solubilidad, biodisponibilidad	Metales solubles son más fáciles de extraer	SI, infiere en la especie utilizada y en el tiempo en que el proceso puede durar.	No Aplica	La electrocinética aplica para metales solubles en soluciones ácidas.	No tiene incidencia
Mezclas complejas de metales	Interfieren en el proceso de lavado y extracción	SI, infiere en la especie utilizada y en el tiempo en que el proceso puede durar.	No Aplica	No tiene incidencia	No tiene incidencia
pH del suelo	Incide en la solubilidad y potencial de lixiviar. Condiciones ácidas generalmente incrementan la solubilidad de los metales pesados. El pH puede incidir en los aditivos de tratamiento y en la formulación del la solución de lavado.	No tiene incidencia	Cambios en el pH del suelo modifican la solubilidad de los metales. Recomendable un pH entre 2 y 4. (Técnica and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater, 2001)	La técnica se aplica generalmente en medios ácidos.	No tiene incidencia
Evaluación Criterio 1.1 (10%)	Según, Citizens Guide to Soil Washing, EPA/542/F-92/003. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, March 1992, la técnica ha sido probada en Holanda, Alemania y Bélgica, pero el contenido de arcillas del suelo del sitio generan un grado alto de incertidumbre sobre la viabilidad de esta técnica.	La fitorremediación, es, aún, una tecnología incipiente, siendo el mayor problema la falta de antecedentes y resultados, debido a la larga duración de los proyectos de fitorremediación, dependientes del crecimiento de las plantas, la actividad biológica y las condiciones climáticas. Sin embargo, los numerosos proyectos pilotos, generarán resultados en los próximos años (Vanek et al., 2010).	Se considera una técnica innovadora al aplicar agentes oxidantes tales como Ozono o Peróxido de Hidrogeno y se obtiene resultados favorables al extraer u oxidar el Metal de preocupación.	La electrocinética aplica para lugares saturados de baja conductividad hidráulica, especialmente con un contenido elevado de arcillas, la tecnología es más eficiente en suelos con una baja capacidad de intercambio catiónico. No se identificaron casos probados a gran escala.	La solidificación estabilización a base de cemento y aglutinantes de puzolana es una tecnología aplicada para tratar rAs, Cd, Cr, Hg y Pb. (EPA Engineering bulletin, EPA/540/S-97/500, August 1997). Según la EPA es una técnica ampliamente difundida y empleada. Se pueden presentar interferencias potenciales (por ejemplo, recubrimiento de partículas por compuestos orgánicos, aceleración excesiva o retardo de los tiempos establecidos por varios compuestos inorgánicos y metálicos solubles; calor excesivo de hidratación; condiciones de pH que solubilizan especies aniónicas de metal, compuestos, etc. (EPA Engineering bulletin, EPA/540/S-97/500, August 1997)
Técnica innovadora (no es técnica óptima actual) (0)		0	0		
Técnica óptima actual, pero pocas experiencias en casos parecidos (1)				1	
Técnica óptima actual, con experiencias positivas en casos parecidos, pero depende de las características específicas del sitio (2)	2				2
Técnica óptima, con experiencias positivas en sitios parecidos (3)					
Técnica óptima, su éxito no depende de las características específicas del sitio (4)					
1.2 Eficacia con respecto al objetivo de la remediación (25%)	(Ortiz, Irene et al. 2007) Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica				
Porcentaje de remoción del contaminante de interés	(Ortiz, Irene et al. 2007) Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica	(Ortiz, Irene et al. 2007) Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica	(Ortiz, Irene et al. 2007) Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica	(Ortiz, Irene et al. 2007) Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica	(Ortiz, Irene et al. 2007) (Castro Solis, Diseño de Sistemas de Estabilización/Solidificación Base Silicatos para Remediar Suelos contaminados con Metales Pesados, 2000) Ver Anexo 29.2.1 Sustentación Bibliográfica
Metales Pesados (%)	90	90%	85-90%	80-85%	Totalmente (El proceso se encarga de la adición de agentes enlazantes y solidificantes que limitan la lixiviación de metales, generando un sólido dimensionalmente estable e impermeable, más no existe una remoción del contaminante)
Evaluación Criterio 1.2 (25%)					



Calificación de las Tecnologías de Remediación

Tecnologías de Remediación					
	Lavado de Suelos (Washing)	Fitorremediación con Metales Pesados	Oxidación/Reducción química	Remediación electrocinética	Solidificación ex situ
Sitio remediado alcanza los objetivos de remediación (0)	0	0	0	0	0
Sitio remediado supera los objetivos de remediación (1)					
Sitio remediado supera sosteniblemente los objetivos de remediación (2)					



Calificación de las Tecnologías de Remediación

Tecnologías de Remediación					
	Lavado de Suelos (Washing)	Fitorremediación con Metales Pesados	Oxidación/Reducción química	Remediación electrocinética	Solidificación ex situ
1.3 Impactos en las personas que se encuentran en el área de influencia (5%)	El impacto potencial sobre las personas se considera alto, debido a que los trabajadores están expuestos a sustancias químicas reactivas como ácidos y bases.	Los impactos se consideran no relevantes	El impacto potencial sobre las personas se considera alto, debido a que los trabajadores están expuestos a sustancias químicas reactivas como ácidos y bases.	El impacto potencial sobre las personas se considera alto, debido a que los trabajadores están expuestos a campos eléctricos, temperaturas elevadas y eventualmente a la emanación de gases.	El impacto potencial sobre las personas durante la aplicación de la técnica está relacionado con el contacto directo e inhalación de material particulado de metales pesados.
Exposición a ruidos mayores a 85 dBA	1	0	1	0	1
Exposición a emisiones atmosféricas (Material particulado y/o gases de efecto invernadero)	0	0	1	0	1
Exposición a productos químicos y sustancias reactivas (ácidos, bases)	1	0	1	0	0
Exposición a gérmenes bacteriológicos	0	0	0	0	0
Exposición al contaminante (Metales Pesados)	1	1	1	0	1
Exposición a elevadas temperaturas	0	0	0	0	0
Exposición a campos eléctricos	0	0	0	1	0
Evaluación Criterio 1.3 (5%)	3	1	4	1	3
Impactos considerables (0)			0		
Impactos parecidos a obras de construcción según la costumbre local (1)	1				1
No impactos relevantes (2)		2		2	
1.4 Autorizaciones relacionadas a la implementación de la técnica de remediación (2%)	Para la implementación de esta técnica es necesario involucrar a más de 5 autoridades estatales.	Para la implementación de esta técnica es necesario involucrar a más de 5 autoridades estatales.	Para la implementación de esta técnica es necesario involucrar a más de 5 autoridades estatales.	Para la implementación de esta técnica es necesario involucrar a más de 5 autoridades estatales.	Para la implementación de esta técnica es necesario involucrar a más de 5 autoridades estatales.
DIGESA (Insumos o productos)	1	1	1	1	1
SERFOR (Forestal y fauna)	1	1	1	1	1
PRODUCE (Captura pesquera o hidrobiológica)	0	0	0	0	0
MINAM	1	1	1	1	1
MINEM	1	1	1	1	1
ANA	1	1	1	1	1
Operadora - PETROPERU	1	1	1	1	1
Ministerio de Cultura	0	0	0	0	0
SUNAT	1	1	1	1	1
Evaluación Criterio 1.4 (2%)	7	7	7	7	7
Necesidad de involucrar a más de 5 autoridades administrativas (0)	0	0	0	0	0
Necesidad de involucrar de 3 a 5 autoridades administrativas (1)					
Necesidad de involucrar máximo a 2 autoridades administrativas (2)					
1.5 Requerimientos de medidas de higiene y seguridad ocupacional (8%)	Las medidas de higiene y seguridad ocupacional son excepcionales debido a que se tienen varias áreas de proceso de equipos mecanizados y una zona de extracción con agentes químicos.	Las medidas de seguridad son moderadas debido a que no se manipulan sustancias tóxicas	Las medidas de higiene y seguridad ocupacional son excepcionales debido a que se emplean ácidos y bases muy reactivos.	Las medidas de higiene y seguridad ocupacional son excepcionales debido a que se trabaja con campos eléctricos, suelos con metales.	Las medidas de higiene y seguridad ocupacional son excepcionales debido al riesgo potencial de tener contacto directo o inhalar material particulado de metales pesados.
Básicos (casco, guantes, tapabocas, botas, gafas, tapón auditivo, overol)	1	1	1	1	1
Intermedios (guantes aislantes, botas de seguridad aislante, tapa oídos de cop, mascarillas autofiltrantes, pantallas para soldar)	2 (Tiene una mayor ponderación dado que se utilizan equipos especializados en comparación de otras técnicas como mascarilla autofiltrante para la utilización de ácidos, overol impermeable)	0	2 (Tiene una mayor ponderación dado que se utilizan equipos especializados en comparación de otras técnicas como mascarilla autofiltrante para la utilización de ácidos o bases, overol impermeable)	2 (Tiene una mayor ponderación dado que se utilizan equipos especializados en comparación de otras técnicas como gafas protectoras con filtro y guantes dieléctricos)	1
Evaluación Criterio 1.5 (8%)	3	1	3	3	2
Se requieren exigentes medidas de higiene y seguridad ocupacional (0)	0		0	0	
Se requieren medidas de higiene y seguridad ocupacional relacionadas a obras de construcción civil (1)					1
No se requieren medidas de higiene y seguridad ocupacional relevantes (2)		2			
1.6 Opciones de acciones complementarias (después de la remediación) (10%)	La implementación de la técnica requiere tener un área de proceso para el manejo de la solución de lavado. Las propiedades del suelo como el pH y contenido de materia orgánica, puede ser necesario restaurar. Es necesario implementar medidas para realizar el manejo final de los extractantes. Es necesario realizar ensayos analíticos para verificar si se alcanzaron los niveles objetivo de remediación.	La aplicación de esta técnica no genera subproductos peligrosos que requieran un manejo adicional.	Los agentes oxidantes pueden reaccionar con la materia orgánica y alterar las propiedades edafológicas del suelo. Es necesario implementar medidas para realizar el manejo final de los reactivos químicos. Es necesario realizar ensayos analíticos para verificar si se alcanzaron los niveles objetivo de en los electrodos.	La técnica requiere del manejo y disposición final de las formas iónicas extraídas del suelo vía electromigración y concentradas en los electrodos.	Las acciones complementarias después de la remediación estarán enfocadas principalmente en la reforestación y restauración paisajística. Se requiere realizar pruebas sobre la calidad del concreto como ensayos de permeabilidad y durabilidad.
Disposición final de las aguas de proceso	1	0	0	0	0
Disposición final de agentes extractantes, quelantes, surfactantes	1	0	1	1	0
Ensayos analíticos para determinar si se redujo la concentración de los contaminantes a límites inferiores al estándar de calidad ambiental	1	1	1	1	0
Ensayos de TLCP al suelo remediado	1	1	1	1	1
Ensayos y pruebas estructurales del material tratado	0	0	0	0	1
Restauración de las propiedades físicas del suelo tratado (pH, concentración de materia orgánica)	1	0	1	1	0
Reforestación	1	0	0	1	1
Sumatoria Evaluación Criterio 1.6 (10%)	6	2	4	5	3
No hay opciones de acciones complementarias (0)					
Hay limitadas opciones de acciones complementarias (1)	1	1	1	1	1



Calificación de las Tecnologías de Remediación

Tecnologías de Remediación					
	Lavado de Suelos (Washing)	Fitorremediación con Metales Pesados	Oxidación/Reducción química	Remediación electrocinética	Solidificación ex situ
Hay ilimitadas opciones de acciones complementarias (2)					
Criterio 2: Análisis de la sostenibilidad de las alternativas (20%)					
2.1 Seguimiento de las acciones implementadas después de aplicada la técnica de remediación (5%)	Después de aplicar la técnica es necesario restaurar las propiedades edafológicas del suelo debido a la inyección de agentes oxidantes y reductores para extraer a los contaminantes. Los reactivos pueden reaccionar con la materia orgánica y ser absorbidos a través de los poros del suelo. El suelo después de los procesos de separación y extracción de contaminantes se retorna al sitio para su disposición final.	Entre las ventajas cabe señalar: el respeto a los procesos naturales del ecosistema, preservando la superficie del suelo; la estabilización del suelo frente a la erosión por acción del sistema radicular de las plantas y la reducción del impacto visual, (Raskin y Ensley, 2000, Llugany et al., 2007).	Después de aplicar la técnica es necesario restaurar las propiedades edafológicas debido a la inyección de agentes oxidantes y reductores al suelo, los cuales pueden reaccionar con la materia orgánica y ser absorbidos a través de los poros del suelo.	Las formas iónicas movilizadas hacia los electrodos se pueden encontrar en formas iónicas. Se requiere su manejo.	Es importante realizar un arreglo paisajístico de las áreas intervenidas debido a que la adición de cemento y agregados al suelo incrementará su volumen en un 50%
Arreglo paisajístico	1	0	0	0	1
Restauración de las propiedades edafológicas del suelo	1	0	1	1	1
Evaluación Criterio 2.1 (5%)	2	0	1	1	2
Se requieren extensas medidas de seguimiento (0)					
Se requieren medidas de seguimiento (1)	1		1	1	1
No se requieren medidas de seguimiento (2)		2			



Calificación de las Tecnologías de Remedación

Tecnologías de Remedación					
	Lavado de Suelos (Washing)	Fitorremediación con Metales Pesados	Oxidación/Reducción química	Remediación electrocinética	Solidificación ex situ
2.2 Capacidad de vigilancia/monitoreo del sitio remediado (5%)	Debido a la sensibilidad, diversidad y riqueza de los ecosistemas de la Amazonía es necesario implementar acciones y medidas de monitoreo periódicas.	Debido a la sensibilidad, diversidad y riqueza de los ecosistemas de la Amazonía es necesario implementar acciones y medidas de monitoreo periódicas.	Debido a la sensibilidad, diversidad y riqueza de los ecosistemas de la Amazonía es necesario implementar acciones y medidas de monitoreo periódicas.	Debido a la sensibilidad, diversidad y riqueza de los ecosistemas de la Amazonía es necesario implementar acciones y medidas de monitoreo periódicas.	Debido a la sensibilidad, diversidad y riqueza de los ecosistemas de la Amazonía es necesario implementar acciones y medidas de monitoreo periódicas.
Monitoreo de especies de flora y fauna	1	1	1	1	1
Monitoreo de las características fisicoquímicas del suelo	1	Las enmiendas solo reducen la biodisponibilidad de los contaminantes, pero ese equilibrio se puede alterar por acción de las lluvias o por factores geoquímicos.	1	1	Los metales son confinados en una estructura sólida, su movilidad dependerá de la resistencia, durabilidad y propiedades del concreto.
Monitoreo de procesos de restauración natural	1	1	1	1	1
Evaluación Criterio 2.2 (5%)	3	2	3	3	2
Se requiere vigilar/monitorear el sitio remediado (0)					
La posibilidad de monitoreo/vigilancia es limitada (1)	1	1	1	1	1
No se requiere vigilancia/monitoreo en el sitio remediado (2)					
2.3 Duración de la alternativa de remediación (10%)	La velocidad de las reacciones químicas depende entre otros factores, de su naturaleza y afinidad química de los reactantes, de la concentración de los reactantes, de la superficie de contacto para reacciones heterogéneas, algunas reacciones se dan solo en solución. El proceso de remediación en el Sitio se hará más lento debido a la baja permeabilidad del suelo. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.19 Soil Washing https://frtr.gov/matrix2/section4/4-6.html		La velocidad de las reacciones químicas depende entre otros factores, de su naturaleza y afinidad química de los reactantes, de la concentración de los reactantes, de la superficie de contacto para reacciones heterogéneas, algunas reacciones se dan solo en solución. El proceso de remediación en el Sitio se hará más lento debido a la baja permeabilidad del suelo y a la combinación de diferentes metales. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.16 Chemical Reduction/Oxidation https://frtr.gov/matrix2/section4/4-16.html		Se necesitan un periodo de 28 días para el fraguado del concreto. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.20 Solidification/Stabilization https://frtr.gov/matrix2/section4/4-21.html
0 - 6 meses	Si	No	Si	Si	Si
6 meses - 12 meses	No	No	No	No	No
Más de 12 meses	No	Si	No	No	No
Evaluación Criterio 2.3 (10%)					
Mayor Duración (0)		0			
Duración Intermedia (1)					
Menor Duración (2)	2		2	2	2
Criterio 3: Análisis de Ecoeficiencia de las medidas propuestas (20%)					
3.1 Generación y eliminación de residuos (durante la remediación) (2%)	Por la utilización de sustancias químicas reactivas como ácidos y bases, estas deben ser desechadas correctamente. La técnica no genera residuos o gases durante el desarrollo de la técnica. Por la utilización de sustancias químicas reactivas como ácidos y bases, estas deben ser desechadas correctamente. La técnica puede generar residuos de los electrodos utilizados y de las soluciones que se utilizan para estos. La técnica puede generar residuos de la mezcla utilizada de concreto en el suelo.				
Ácidos orgánicos e inorgánicos, hidróxidos, solventes solubles en agua como metanol, agentes complejantes como el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), surfactantes	1	0	1	1	0
Aguas industriales	1	0	1	0	0
Residuos de materiales construcción y escombros	0	0	1	0	1
Material vítreo inertizado por elevadas temperaturas	0	0	0	0	0
Recojo y manejo de gases	0	0	0	1	0
Generación de residuos peligrosos (empaques, envases de residuos químicos, aceites, lubricantes, especies vegetales con contaminación, etc.)	1	1	1	1	1
Evaluación Criterio 3.1 (2%)	3	1	4	3	2
Se generan altas cantidades de residuos (0)			0		
Se generan medianas cantidades de residuos (1)	1	1		1	1
Se generan pocas/ningún residuo (2)					
3.2 Aprovechamiento de residuos (durante la remediación) (3%)	El aprovechamiento de los residuos generados es mínimo.				
Biofertilizante o Bioabono	0	0	0	0	0
Biogás	0	0	0	0	0
Evaluación Criterio 3.2 (3%)	0	0	0	0	0
La tasa de aprovechamiento es baja (0)	0	0	0	0	0
La tasa de aprovechamiento es mediana (1)					
La tasa de aprovechamiento es alta (2)					
3.3 Consumo de energía (5%)	El consumo de energía está asociado a las áreas de proceso como por ejemplo área de cribado y separación de partículas del suelo, área de proceso para el pretratamiento y recobro de la solución de lavado, área de proceso de inyección de la solución y área de tratamiento de aguas residuales. La implementación de esta técnica no requiere de consumo elevado de energía. El consumo de energía es bajo por tratarse de un proceso químico. El consumo de energía es elevado para generar el campo eléctrico. El consumo de energía está asociado principalmente al empleo de retroexcavadoras para retirar el suelo de las áreas de tratamiento y a la operación de las mezcladoras.				
Sistemas de tamizaje para separación mecánica de sólidos	1	0	0	0	0
Utilización de Equipos que tengan un consumo alto de energía (Biodigestores, Bombas, entre otros)	1	0	1	1	1
Planta de tratamiento de agua industrial para el manejo de líquidos y agentes extractantes	1	0	0	0	0
Sistemas para separación de los extractantes de los contaminantes	1	0	0	0	0
Resistencias eléctricas y electrodos para aplicar elevadas temperaturas	0	0	1	1	0



Calificación de las Tecnologías de Remediación

Tecnologías de Remediación					
	Lavado de Suelos (Washing)	Fitorremediación con Metales Pesados	Oxidación/Reducción química	Remediación electrocinética	Solidificación ex situ
Mezcladora de concreto	0	0	0	0	1
Evaluación Criterio 3.3 (5%)	4	0	2	2	2
El consumo de energía es alto (0)					
El consumo de energía es mediano (1)	1		1	1	1
El consumo de energía es bajo (2)		2			



Calificación de las Tecnologías de Remediación

Tecnologías de Remediación					
	Lavado de Suelos (Washing)	Fitorremediación con Metales Pesados	Oxidación/Reducción química	Remediación electrocinética	Solidificación ex situ
3.4 Generación de gases de efecto invernadero (GEI): CO2 y CH4 (5%)	La generación de GEI, está asociada principalmente al uso de motores de combustión interna.	La técnica no genera gases de efecto invernadero.	La técnica no genera gases de efecto invernadero.	La técnica por utilizar temperaturas elevadas genera eventualmente la emanación de gases.	La producción de CO2, está asociada a los Generadores de energía.
Dióxido de Carbono (CO2)	1	0	0	1	2 (Tiene una mayor calificación dado la cantidad de CO2 generada durante el proceso es mayor en comparación de las demás técnicas por los equipos utilizados asociados a Generadores de energía, Excavadora, maquinaria para mezcla con material solidificante, entre otros).
Metano (CH4)	0	0	0	1	0
Óxido Nitroso (N2O)	1	0	0	1	2 (Tiene una mayor calificación dado la cantidad de N2O generada durante el proceso es mayor en comparación de las demás técnicas por los equipos utilizados asociados a Generadores de energía, Excavadora, maquinaria para mezcla con material solidificante, entre otros).
Compuestos Halogenados	0	0	0	1	0
Vapor de agua	0	0	0	1	0
Ozono (O3)	0	0	0	1	0
Evaluación Criterio 3.4 (5%)	2	0	0	6	4
La generación de GEI es alto (0)					
La generación de GEI es mediano (1)	1			1	1
La generación de GEI es bajo (2)		2	2		
3.5 Consumo de recursos naturales (5%)	La aplicación de esta técnica exige el consumo de agua para preparar la solución de lavado.	La técnica demanda el uso de agua y especies forestales para el desarrollo de esta.	La aplicación de esta técnica exige el consumo de agua para preparar la solución de lavado.	El consumo de agua es bajo y puede ser necesario para preparar la solución de electrolitos	El consumo de agua es bajo y puede ser necesario para preparar la mezcla de concreto
Agua Superficial	1	1	1	1	1
Agua Subterránea	0	1	0	0	0
Suelo	0	0	0	0	0
Especies Forestales	0	1	0	0	0
Evaluación Criterio 3.5 (5%)	1	3	1	1	1
El consumo de recursos naturales es alto (0)		0			
El consumo de recursos naturales es mediano (1)					
El recurso de recursos naturales es bajo (2)	2		2	2	2



Resultados de Ponderación Metales Pesados

Matriz Evaluativa de las Técnicas de Remediación propuestas para tratar Suelo Contaminado por Metales Pesados				Puntaje escala					Puntos ponderados				
Ponderación	Puntaje Max	Criterio/Subcriterio	Escala	Fitorremediación	Oxidación/Reducción química	Electrocinética	Solidificación (ex situ on site)	Lavado de Suelos ex situ (Washing)	Alternativa 1	Alternativa 2	Alternativa 3	Alternativa 4	Alternativa 5
Criterio 1: Análisis de las técnicas													
10	4	Subcriterio 1.1: La aptitud de la técnica con respecto a los contaminantes, tipo de suelos y características del sitio.	0 = Técnica innovadora (no es técnica óptima actual) 1 = Técnica óptima actual, pero pocas experiencias en casos parecidos 2 = Técnica óptima actual, con experiencias positivas en casos parecidos, pero depende de las características específicas del sitio 3 = Técnica óptima, con experiencias positivas en sitios parecidos 4 = Técnica óptima, su éxito no depende de las características específicas del sitio	0	0	1	2	2	0	0	2,5	5	5
25	2	Subcriterio 1.2: La eficiencia con respecto al objetivo de la remediación.	0 = Sitio remediado alcanza los objetivos de remediación 1 = Sitio remediado supera los objetivos de remediación 2 = Sitio remediado supera ostensible los objetivos de remediación	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2	Subcriterio 1.3: Impactos en las personas que se encuentran en el área de influencia.	0 = Considerables impactos 1 = Impactos, parecido a obras de construcción según la costumbre local 2 = No impactos relevantes	2	0	2	1	1	5	0	5	2,5	2,5
2	2	Subcriterio 1.4: Requerimiento de autorizaciones relacionadas a la implementación de las acciones de remediación.	0 = Necesidad de involucrar a más que 5 autoridades administrativas 1 = Necesidad de involucrar de 3 a 5 autoridades administrativas 2 = Necesidad de involucrar a máximo 2 autoridades administrativas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	2	Subcriterio 1.5: Requerimientos de medidas de higiene y seguridad ocupacional.	0 = Se requieren exigentes medidas de higiene y seguridad ocupacional 1 = Se requieren medidas de higiene y seguridad ocupacional, parecidas a obras de construcción civil 2 = No se requieren relevantes medidas de higiene y seguridad ocupacional	2	0	0	1	0	8	0	0	4	0
10	2	Subcriterio 1.6: Opciones de acciones complementarias (después de la remediación).	0 = No hay opciones de acciones complementarias 1 = Hay limitadas opciones de acciones complementarias 2 = Hay (ilimitados) opciones de acciones complementarias	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5
Criterio 2: Análisis de la sostenibilidad de las alternativas													
5	2	Subcriterio 2.1: Necesidad de seguimiento de las acciones implementadas después de la remediación.	0 = Se requieren extensas medidas de seguimiento (por ej. a largo tiempo) 1 = Se requieren medidas de seguimiento 2 = No se requieren medidas de seguimiento	2	1	1	1	1	5	2,5	2,5	2,5	2,5
5	2	Subcriterio 2.2: Capacidad de vigilancia/monitoreo del sitio remediado (de ser necesario).	0 = No hay la posibilidad de vigilar/monitorear el sitio remediado 1 = Las posibilidades de vigilancia/monitoreo son limitadas 2 = No hay limitaciones relevantes para la vigilancia/monitoreo del sitio remediado, o no es necesario	1	1	1	1	1	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
10	2	Subcriterio 2.3: Duración de las medidas, con respecto a la alternativa más eficiente.	0 = Menor Duración 1 = Duración Intermedia 2 = Mayor Duración	0	2	2	2	2	0	10	10	10	10
Criterio 3: Análisis de la eco-eficiencia de las medidas propuestas.													
2	2	Subcriterio 3.1: Generación y eliminación de residuos (durante la remediación).	0 = Se generan altas cantidades de residuos 1 = Se generan medianas cantidades de residuos 2 = Se generan pocas cantidades/nada de residuos	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1
3	2	Subcriterio 3.2: Aprovechamiento de residuos (durante la remediación).	0 = La tasa de aprovechamiento es alto o se generen pocos/nada de residuos 1 = La tasa de aprovechamiento es mediano 2 = La tasa de aprovechamiento es poco/no hay aprovechamiento de residuos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2	Subcriterio 3.3: Consumo de energía.	0 = El consumo de energía es alto 1 = El consumo de energía es mediano 2 = El consumo de energía es bajo	2	1	1	1	1	5	2,5	2,5	2,5	2,5
5	2	Subcriterio 3.4: Generación de gases de efecto invernadero (GEI).	0 = La generación de GEI es alto 1 = La generación de GEI es mediano 2 = La generación de GEI es bajo	2	2	1	1	1	5	5	2,5	2,5	2,5
5	2	Subcriterio 3.5: Consumo de recursos naturales.	0 = El consumo de recursos naturales es alto 1 = El consumo de recursos naturales es mediano 2 = El consumo de recursos naturales es bajo	0	2	2	2	2	0	5	5	5	5
Ponderación Total									36,5	32,5	38,5	42,5	38,5

Tecnologías de Remedación finalistas que tratan suelo contaminado por Metales Pesados	Alternativa 1= Fitorremediación: 36,5%.	Alternativa 2= Oxidación/Reducción química: 32,5%	Alternativa 3= Remedación Electrocinética: 38,5%	Alternativa 4= Solidificación: 42,5%	Alternativa 5= Lavado de Suelos (Washing): 38,5%
--	---	---	--	--------------------------------------	--



Matriz de Selección de Alternativas para Suelo Selección de Alternativas para Metales Pesados

Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra) - Contaminación por Metales Pesados (Bario)

Aspectos Cuantitativos		Aspectos Cualitativos		Técnicas de Remediación					
Máxima Puntuación	Ponderación (%)	Tipo de técnica de Remediación		Procedimientos Físicoquímicos					
				In Situ		Ex Situ		Ex Situ	
		Tipo de contaminante que trata		Bario					
				Remediación Electrocinética		Lavado de Suelos ex situ (Washing)		Solidificación	
Aspectos y atributos		Calificación Cuantitativa							
		Puntuación	Ponderación	Puntuación	Ponderación	Puntuación	Ponderación		
3	25	1. Aspectos Ambientales		2,00	16,67	1,00	8,33	2,00	16,67
3	100	Riesgo asociado al componente Ambiental (agua, aire, suelo, sedimento, biológico (flora y fauna), hidrobiológico)	1= Si la técnica de remediación representa un Riesgo Alto al componente ambiental. 2= Si la técnica de remediación representa un Riesgo Moderado al componente ambiental. 3= Si la técnica de remediación representa un Riesgo Leve o Aceptable al componente ambiental.	2,00	66,67	1,00	33,33	2,00	66,67
				La técnica de Remediación electrocinética representa un riesgo moderado al componente ambiental, dado que se necesita un consumo de agua para la preparación de las soluciones de electrodos para realizar el proceso de remediación electrocinética y se debe realizar el debido proceso de recolección de residuos producidos en el proceso. En comparación de las demás técnicas, el riesgo en el componente ambiental no tiene un valor mayor a las demás técnicas. Fuente: REMEDIACIÓN ELECTROKINETICA DE UN SUELO REAL CONTAMINADO CON PLOMO ASISTIDA CON LA ADICIÓN DE UN AGENTE COMPLEJANTE. https://www.scielo.br/j/gn/a/rxGZGK4FT84Dyc4Vq9XRL4q/?lang=es		La técnica de Lavado de Suelos representa un riesgo alto al componente ambiental, dado que las soluciones utilizadas y los solventes pueden alterar las propiedades fisicoquímicas del suelo; es difícil tratar suelos poco permeables o heterogéneos; los surfactantes usados en el lavado pueden adherirse al suelo y disminuir su porosidad; por lo anterior, se debe realizar un tratamiento de aguas residuales del proceso antes de ser vertidas a un cuerpo de agua, además que las cantidades de aguas residuales son grandes en comparación de otras técnicas. Fuente: Tecnologías de remediación, Delegación Coyoacán, Ciudad de México. Última Actualización: 15/11/2007 http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/372/tecnolog.html		La técnica de solidificación representa un riesgo moderado al componente ambiental, dado que la técnica puede generar residuos de la mezcla utilizada de concreto en el suelo, además necesita de un consumo de agua para realizar la mezcla de concreto para la inmovilización del contaminante. En comparación de las demás técnicas, el riesgo en el componente ambiental no tiene un valor mayor a las demás técnicas. Fuente: (Castro Solís, Diseño de Sistemas de Estabilización/Solidificación Base Silicatos para Remediar Suelos contaminados con Metales Pesados, 2000)	
12	15	2. Aspectos Técnicos/ Ingeniería		8,00	8,00	8,00	12,00	8,00	12,00
3	55	Grado y Tipo de Contaminación	1= El tratamiento admite sitios con concentraciones bajas y de un tipo de contaminante. 2= El tratamiento admite sitios con concentraciones moderadas y de uno o más tipos de contaminantes. 3= El tratamiento admite sitios con concentraciones altas y de uno o más tipos de contaminantes	1,00	18,33	3,00	55,00	3,00	55,00
				Pueden tratarse contaminantes orgánicos polares y metales pesados. Se ha utilizado a nivel piloto, para tratar contaminantes inorgánicos como Pb, Ni, Hg, As, Cu, Zn y Cr; además de orgánicos como BTX. No obstante, su eficiencia disminuye en medios con un contenido de humedad menor 10%; la presencia de ciertos metales o materiales aislados provocan variaciones en la conductividad eléctrica del suelo. Fuente: Tecnologías de remediación, Delegación Coyoacán, Ciudad de México. Última Actualización: 15/11/2007 http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/372/tecnolog.html		El lavado de suelos se ha utilizado con éxito para tratar suelos contaminados con hidrocarburos, HAPs, PCP, pesticidas y metales pesados. Por medio de inundación, pueden recuperarse compuestos inorgánicos (metales), y tratarse COVs, COSs, gasolinas y pesticidas. Fuente: Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.19 Soil Washing https://frtr.gov/matrix2/section4/4_19.html		La solidificación se trata de encapsular (atrapan físicamente) al contaminante formando un material sólido, Inmoviliza totalmente el contaminante (El proceso se encarga de la adición de agentes enlazantes y solidificantes que limitan la lixiviación de metales, generando un sólido dimensionalmente estable e impermeable, más no existe una remoción del contaminante). Se requiere realizar pruebas sobre la calidad del concreto como ensayos de Fuente: (Ortiz, Irene et al. 2007) (Castro Solís, Diseño de Sistemas de Estabilización/Solidificación Base Silicatos para Remediar Suelos contaminados con Metales Pesados, 2000)	
3	15	Acondicionamiento del Material	1= El tratamiento requiere un esfuerzo para acondicionar el material, previo al tratamiento. 2= El tratamiento requiere un acondicionamiento moderado del material, previo al tratamiento. 3= El tratamiento no requiere acondicionamiento previo del material o requiere muy poco.	2,00	10,00	1,00	5,00	1,00	5,00
				Se debe realizar un tratamiento a suelos que presenten condiciones ácidas dado que la descomposición electrolítica pueden producir la corrosión del material del ánodo. Además se debe realizar un tratamiento al suelos con un contenido de humedad menor 10%; la presencia de ciertos metales o materiales aislados provocan variaciones en la conductividad eléctrica del suelo; depósitos minerales (alta conductividad eléctrica) pueden provocar problemas; valores extremos de pH y reacciones de oxido-reducción pueden disminuir su eficiencia y formar productos indeseables.		Se requiere pretratar los suelos con alto contenido de materia orgánica y se debe realizar un ajuste en el pH ideal para el tratamiento. Se debe realizar un proceso de cribado del suelo con el fin de homogeneizar y luego se separar por tamaños. La separación por tamaños se realiza para facilitar las labores de limpieza pues los contaminantes se unen preferentemente a la fracciones finas, arcillas y limos, y con mucha menor intensidad a las arenas.		Se requiere pretratar los suelos con alto contenido de materia orgánica dado que el contenido en materia orgánica del suelo va a interferir negativamente al limitar la acción de los aditivos. Además se debe realizar una homogeneización exhaustiva y trituración a un tamaño de partícula más o menos uniforme	



Matriz de Selección de Alternativas para Suelo Selección de Alternativas para Metales Pesados

Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra) - Contaminación por Metales Pesados (Bario)

Aspectos Cuantitativos		Aspectos Cualitativos		Técnicas de Remediación					
Máxima Puntuación	Ponderación (%)	Tipo de técnica de Remediación		Procedimientos Físicoquímicos					
				In Situ		Ex Situ		Ex Situ	
		Tipo de contaminante que trata		Bario					
				Remediación Electrocinética		Lavado de Suelos ex situ (Washing)		Solidificación	
Aspectos y atributos		Calificación Cuantitativa							
		Puntuación	Ponderación	Puntuación	Ponderación	Puntuación	Ponderación		
				Fuente: Electrokinetic Separation (In Situ Soil Remediation Technology) http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-4.html		Fuente: Tecnologías de remediación, Delegación Coyoacán, Ciudad de México. Última Actualización: 15/11/2007 http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/372/tecnolog.html		Fuente: (Castro Solis, Diseño de Sistemas de Estabilización/Solidificación Base Silicatos para Remediar Suelos contaminados con Metales Pesados, 2000)	
3	15	Área requerida de la Instalación	1= Se requiere un área extensa para la técnica de remediación (más del 30% del área total a remediar). 2= No se requiere un área extensa para la técnica de remediación (entre el 10 al 30% del área total a remediar). 3= No se requiere o es muy poca el que se necesita para la técnica de remediación (no supera el 10% del área total a remediar).	3,00	15,00	2,00	10,00	2,00	10,00
			El área requerida de instalación es muy pequeña en comparación de las otras técnicas, dado que la técnica es de tipo in situ, por lo cual solo se necesitaría un área donde se ubiquen los electrodos para desarrollar la técnica, además de un área para recolectar el suelo que se excavó para la ubicación de los electrodos en el suelo.	Fuente: REMEDIACIÓN ELECTROKINETICA DE UN SUELO REAL CONTAMINADO CON PLOMO ASISTIDA CON LA ADICIÓN DE UN AGENTE COMPLEJANTE. https://www.scielo.br/j/qn/a/rxGZGK4FT84Dyc4Vq9XRL4g/?lang=es		Fuente: Tecnologías de remediación, Delegación Coyoacán, Ciudad de México. Última Actualización: 15/11/2007 http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/372/tecnolog.html		Fuente: (Castro Solis, Diseño de Sistemas de Estabilización/Solidificación Base Silicatos para Remediar Suelos contaminados con Metales Pesados, 2000)	
3	15	Riesgos Operacionales relacionados con la Técnica de Remediación	1= Los riesgos inherentes a las operaciones de la técnica de remediación son altos. 2= Se identifican riesgos inherentes a las operaciones de remediación. 3= No se identifican riesgos o son identificados como muy bajos.	2,00	10,00	2,00	10,00	2,00	10,00
			Se identifican riesgos inherentes a la operación dado que se trabaja con campos eléctricos, por lo cual se pueden generar riesgos operacionales en el momento de aplicación de la técnica.	Fuente: REMEDIACIÓN ELECTROKINETICA DE UN SUELO REAL CONTAMINADO CON PLOMO ASISTIDA CON LA ADICIÓN DE UN AGENTE COMPLEJANTE. https://www.scielo.br/j/qn/a/rxGZGK4FT84Dyc4Vq9XRL4g/?lang=es		Fuente: Tecnologías de remediación, Delegación Coyoacán, Ciudad de México. Última Actualización: 15/11/2007 http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/372/tecnolog.html		Fuente: (Castro Solis, Diseño de Sistemas de Estabilización/Solidificación Base Silicatos para Remediar Suelos contaminados con Metales Pesados, 2000)	
12	15	3. Aspectos Logísticos		6,00	8,00	5,00	6,00	5,00	6,00
3	20	Acceso al Sitio	1= Alta dificultad de acceso al sitio. 2= Dificultad de acceso al sitio. 3= Ninguna o muy baja dificultad de acceso al sitio.	1,00	6,67	1,00	6,67	1,00	6,67
			En este criterio se pondera la dificultad de acceso al sitio, el acceso a la cuenca Tigre tiene un grado alto de dificultad ya que se puede ingresar solamente de forma fluvial o aérea, ya desde los centros poblados y desde el campamento el acceso terrestre no presenta ninguna dificultad, en el ítem 2.3.7. "Vías de Transporte" del plan de rehabilitación se realiza la descripción de las vías de transporte fluvial, aérea y terrestre al sitio impactado. En el ítem 5.6.2. "Descripción de las Acciones de Remediación y rehabilitación que correspondan" de Plan de Rehabilitación del sitio S0131 en la fase 2 "Transporte e Instalación de Personal, Maquinaria, Productos y Equipos para el Desarrollo de las Actividades de Remediación en la Zona de Tratamiento" se indica los trayectos por los diferentes medios de transporte que evidencia la dificultad de acceso al	Fuente: REMEDIACIÓN ELECTROKINETICA DE UN SUELO REAL CONTAMINADO CON PLOMO ASISTIDA CON LA ADICIÓN DE UN AGENTE COMPLEJANTE. https://www.scielo.br/j/qn/a/rxGZGK4FT84Dyc4Vq9XRL4g/?lang=es		Fuente: Tecnologías de remediación, Delegación Coyoacán, Ciudad de México. Última Actualización: 15/11/2007 http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/372/tecnolog.html		Fuente: (Castro Solis, Diseño de Sistemas de Estabilización/Solidificación Base Silicatos para Remediar Suelos contaminados con Metales Pesados, 2000)	
3	40	Requerimiento de Transporte (fluvial, marítimo y/o terrestre)	1= Se requieren una compleja movilización y con alta frecuencia. 2= No requiere una compleja movilización y poco frecuente. 3= Se requiere baja o ninguna	2,00	26,67	1,00	13,33	1,00	13,33
			La ponderación de este criterio se realizó teniendo en cuenta los equipos que se deben movilizar por: Las diferentes vías de transporte, La distancia de los lugares donde se movilizan los equipos y productos y La cantidad de equipos y productos requeridos especializados de la técnica. La ponderación analiza por la compleja movilización (aérea, fluvial y terrestre) (ver el ítem 5.6.2. "Descripción de las Acciones de Remediación y rehabilitación que correspondan" de Plan de Rehabilitación del sitio S0131 en la fase 2 "Transporte e Instalación de Personal, Maquinaria, Productos y Equipos para el Desarrollo de las Actividades de Remediación en la Zona de Tratamiento" del plan de Rehabilitación del S0131, que todas las técnicas requieren. La frecuencia (cantidad de embarcaciones y/o número de vuelos) por el tamaño de los equipos se deberá realizar mayor cantidad de movilización por los diferentes medios de transporte. Los equipos a utilizar están sustentados en las siguientes fuentes bibliográficas.	Fuente: REMEDIACIÓN ELECTROKINETICA DE UN SUELO REAL CONTAMINADO CON PLOMO ASISTIDA CON LA ADICIÓN DE UN AGENTE COMPLEJANTE. https://www.scielo.br/j/qn/a/rxGZGK4FT84Dyc4Vq9XRL4g/?lang=es		Fuente: Tecnologías de remediación, Delegación Coyoacán, Ciudad de México. Última Actualización: 15/11/2007 http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/372/tecnolog.html		Fuente: (Castro Solis, Diseño de Sistemas de Estabilización/Solidificación Base Silicatos para Remediar Suelos contaminados con Metales Pesados, 2000)	



Matriz de Selección de Alternativas para Suelo Selección de Alternativas para Metales Pesados

Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra) - Contaminación por Metales Pesados (Barrio)

Aspectos Cuantitativos		Aspectos Cualitativos		Técnicas de Remediación					
Máxima Puntuación	Ponderación (%)	Tipo de técnica de Remediación		Procedimientos Físicoquímicos					
		Tipo de contaminante que trata		In Situ		Ex Situ		Ex Situ	
		Técnica de Remediación		Remediación Electrocinética		Lavado de Suelos ex situ (Washing)		Solidificación	
		Aspectos y atributos		Calificación Cuantitativa					
				Puntuación	Ponderación	Puntuación	Ponderación	Puntuación	Ponderación
			movilización.	Fuente Equipos Requeridos: REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA DE UN SUELO REAL CONTAMINADO CON PLOMO ASISTIDA CON LA ADICIÓN DE UN AGENTE COMPLEJANTE. https://www.scielo.br/j/qn/a/rxGZGK4FT84Dyc4Vq9XRL4g/?lang=es		Fuente Equipos Requeridos: Remediation Technologies Screening Matriz and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.19 Soil Washing https://frtr.gov/matrix2/section4/4_19.html		Fuente Equipos Requeridos: (Castro Solís, Diseño de Sistemas de Estabilización/Solidificación Base Silicatos para Remediar Suelos contaminados con Metales Pesados, 2000)	
3	20	Requerimiento y tipo de Equipo	1= Se requiere un gran número de equipo, incluyendo maquinaria pesada. 2= Se requiere un bajo número de equipo y muy poca o ninguna maquinaria pesada. 3= Se requiere poco/ningún equipo.	1,00	6,67	1,00	6,67	1,00	6,67
				La ponderación de que se evalúa el requerimiento de maquinaria pesada para las técnicas, en este el caso todas las técnicas necesitan un gran número de maquinaria pesada para realizar las adecuaciones civiles y de la misma técnica. Para la técnica de Remediación Electrocinética se requiere de maquinaria pesada para la adecuación de obras civiles para la instalación del campamento y adecuación de la infraestructura de la técnica de remediación como lo son los electrodos que se ubican en la zona a remediar.		La ponderación de que se evalúa el requerimiento de maquinaria pesada para las técnicas, en este el caso todas las técnicas necesitan un gran número de maquinaria pesada para realizar las adecuaciones civiles y de la misma técnica. Para la técnica de Lavado de Suelos se requiere de maquinaria pesada para la adecuación de obras civiles para la instalación del Campamento, planta de tratamiento y el movimiento de suelo a remediar desde las áreas excavadas hasta el sitio donde se realizará la técnica de remediación.		La ponderación de que se evalúa el requerimiento de maquinaria pesada para las técnicas, en este el caso todas las técnicas necesitan un gran número de maquinaria pesada para realizar las adecuaciones civiles y de la misma técnica. Para la técnica de Solidificación se requiere de maquinaria pesada para la adecuación de obras civiles para la instalación del campamento, zona de tratamiento, mezcla, fraguado, movimiento de suelo a remediar desde y hacia las zonas excavadas.	
3	20	Servicios de Apoyo	1= Se requiere un alto requerimiento de servicios de apoyo (contratistas, proveedores). 2= Se requiere servicios de apoyo 3= Se requiere poco/ningún servicio de apoyo.	2,00	13,33	2,00	13,33	2,00	13,33
				La ponderación se determina por los servicios de apoyo (contratistas, proveedores) de la CCNN Comunidad Nativa de San Juan de Bartra que necesita cada una de las técnicas, todas las técnicas necesitan de diferentes profesionales con experiencia para las cada una de las actividades de la remediación. La cantidad de servicios de apoyo (contratistas, proveedores) lo determinan las fases de la remediación ya que no participan en todas las actividades durante el periodo de duración de la implementación de la técnica.					
9	30	4. Aspectos Sociales		6,00	20,00	6,00	20,00	6,00	20,00
3	50	Generación de Empleo Local	1= No se requiere mano de obra local o muy poca (menos del 15% del total del personal). 2= Se requiere la participación de mano de obra local (entre 15 y 25% del total de personal).	2,00	33,33	2,00	33,33	2,00	33,33
				La ponderación esta en la participación de los pobladores de la CCNN Comunidad Nativa de San Juan de Bartra como trabajadores en la implementación de las técnicas de Remediación, de acuerdo a cada una de las técnicas se necesita mano de obra no calificada para realizar la adecuación de obras civiles de las zonas de remediación, apoyo en la implementación de las actividades a realizar en cada una de las técnicas.					
3	25	Contratación de Servicios Locales	1= No se requiere servicios o proveedores locales. 2= Se requiere el apoyo de proveedores locales, pero en forma temporal. 3= Se requiere el apoyo de proveedores y servicios locales de manera continua durante el procesos de remediación.	2,00	16,67	2,00	16,67	2,00	16,67
				La contratación de mano de obra local lo determinan las fases de la remediación ya que no participan en todas las actividades durante el periodo de duración de la implementación de la técnica, por lo cual se va a tener en cuenta como temporal. La contratación de este personal se hace por medio de las empresas comunales descritas en el ítem 2.3.8.6. "Empresas Comunales" descrito en el plan de rehabilitación del sitio S0131.					



Matriz de Selección de Alternativas para Suelo Selección de Alternativas para Metales Pesados

Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra) - Contaminación por Metales Pesados (Bario)

Aspectos Cuantitativos		Aspectos Cualitativos		Técnicas de Remediación						
Máxima Puntuación	Ponderación (%)	<u>Tipo de técnica de Remediación</u>		<u>Procedimientos Físicoquímicos</u>						
		<u>Tipo de contaminante que trata</u>		Bario						
		<u>Técnica de Remediación</u>		Remediación Electrocinética		Lavado de Suelos ex situ (Washing)		Solidificación		
		<u>Aspectos y atributos</u>		<u>Calificación Cuantitativa</u>						
				Puntuación	Ponderación	Puntuación	Ponderación	Puntuación	Ponderación	
3	25	Percepción de la Remediación por la Comunidad	1= Se presenta una percepción negativa de la remediación por parte de la comunidad. 2= Se presenta opciones variadas en cuanto a la técnica de remediación. 3= Se presenta una percepción positiva de la técnica por parte de la comunidad.	2,00	16,67	2,00	16,67	2,00	16,67	
<p>La ponderación se realiza de acuerdo a la percepción de los pobladores de la CCNN Comunidad Nativa de San Juan de Bartra por medio de las entrevistas y reuniones que se realizaron durante la elaboración de los planes de Rehabilitación de la Cuenca Tigre. En el ítem 2.3.1. "Metodología del Levantamiento de la Información Social" se describe la metodología de las entrevistas realizadas a los habitantes de la comunidad. Las percepciones recopiladas en cada entrevista, fueron empleadas para determinar la visión general sobre el proyecto, las expectativas manifestadas por los pobladores y/o autoridades, identificando también la problemática y preocupaciones relacionadas con las particularidades del Sitio S0131. En el Anexo del PR se presenta la Base de Datos sistematizada de las percepciones de los grupos de interés sobre la problemática y la ejecución del proyecto de la CCNN Comunidad Nativa de San Juan de Bartra.</p>										
9	15	5. Aspectos Económicos		7,00	12,50	6,00	11,25	7,00	12,50	
3	50	Niveles de Inversión	1= Los costos de tratamiento superan los \$1000/m3 de elemento a remediar. 2= Los costos de tratamiento ascienden entre \$250 y \$1000/m3 de elemento a remediar. 3= Los costos de tratamiento ascienden a un monto menor a \$250/m3 de elemento a remediar.	3,00	50,00	3,00	50,00	3,00	50,00	
<p>Los costos dependerán de la cantidad de suelo a tratar, la conductividad del suelo, el tipo de contaminante, el espaciado de los electrodos, y el tipo de diseño del proceso. Un estudio reciente estima que los costos a escala real de 117 dólares por metro cúbico. El costo promedio por el uso de esta tecnología, incluida la excavación, es aproximadamente \$92 a \$170/m3, dependiendo de la cantidad y concentración de desechos objetivo. Los costos estimados de estas tecnologías fluctúan entre los 120 y 250 USD/m3.</p>										
<p>Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.2 In Situ Physical/Chemical Treatment (assuming electrokinetic separation) https://frtr.gov/matrix2/section4/4_5.html Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.19 Soil Washing https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA439505.pdf Page 262 Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) Treatment 4.20 Solidificación/Stabilization https://frtr.gov/matrix2/section4/4_20.html</p>										
3	25	Costos de movilización de Equipos (adecuación/mantenimiento de vías, transporte)	1= Los costos de movilización son muy elevados (superan el 30% del presupuesto). 2= Los costos de movilización son moderados (varían entre 15 y 30% del presupuesto). 3= No requiere inversión para movilización o son muy bajos (menos del 15% del presupuesto).	2,00	16,67	1,00	8,33	2,00	16,67	
<p>Según los equipos que requiere esta técnica que corresponden a Electrodo de aleaciones especiales y otros comunes que no se encuentran en la zona, los costos de movilización de estos equipos son moderados, dado por el tamaño de los equipos requeridos. Cabe mencionar que se debe realizar una adecuación al desembarcadero de la Cuenca para la entrada de los equipos y los productos que se van a utilizar. Fuente Equipos Requeridos: REMEDIACIÓN ELECTROKINETICA DE UN SUELO REAL CONTAMINADO CON PLOMO ASISTIDA CON LA ADICIÓN DE UN AGENTE COMPLEJANTE. https://www.scielo.br/j/qn/a/rxGZGK4FT84Dyc4Vq9XRL4g/?lang=es Según los equipos que requiere esta técnica que corresponden a Planta de lavado (tamizado, lavado, secado, disposición de lixiviados) que no se encuentran en la zona, los costos de movilización de estos equipos son muy elevados, dado por el tamaño de los equipos requeridos. Cabe mencionar que se debe realizar una adecuación al desembarcadero de la Cuenca para la entrada de los equipos y los productos que se van a utilizar. Fuente Equipos Requeridos: Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 3.5 Ex Situ Physical/Chemical Treatment (assuming excavation) 4.19 Soil Washing https://frtr.gov/matrix2/section4/4_19.html Según los equipos que requiere esta técnica que corresponden a Trituradora y maquinaria para mezcla con material solidificante que no se encuentran en la zona, los costos de movilización de estos equipos son moderados, dado por el tamaño de los equipos requeridos, en comparación de otras técnicas más sofisticadas. Cabe mencionar que se debe realizar una adecuación al desembarcadero de la Cuenca para la entrada de los equipos y los productos que se van a utilizar. Fuente Equipos Requeridos: (Castro Solis, Diseño de Sistemas de Estabilización/Solidificación Base Silicatos para Remediar Suelos contaminados con Metales Pesados, 2000)</p>										
3	25	Costos de Mantenimiento o Vigilancia, durante y Post-Remediación	1= Los costos de mantenimiento o vigilancia son muy elevados. 2= Los costos de mantenimiento o vigilancia son moderados. 3= No requiere inversión para mantenimiento o vigilancia o son muy bajos.	2,00	16,67	2,00	16,67	2,00	16,67	
<p>Debido a la sensibilidad, diversidad y riqueza de los ecosistemas de la Amazonía es necesario implementar acciones y medidas de monitoreo periódicas, por lo cual se deben realizar Monitoreos de especies de flora y fauna, Monitoreo de las características físicoquímicas del suelo y Monitoreo de procesos de restauración natural. Por lo cual, la inversión necesaria para el mantenimiento y vigilancia para el sitio remediado son moderadas. Debido a la sensibilidad, diversidad y riqueza de los ecosistemas de la Amazonía es necesario implementar acciones y medidas de monitoreo periódicas, por lo cual se deben realizar Monitoreos de especies de flora y fauna, Monitoreo de las características físicoquímicas del suelo y Monitoreo de procesos de restauración natural. Por lo cual, la inversión necesaria para el mantenimiento y vigilancia para el sitio remediado son moderadas. Debido a la sensibilidad, diversidad y riqueza de los ecosistemas de la Amazonía es necesario implementar acciones y medidas de monitoreo periódicas, por lo cual se deben realizar Monitoreos de especies de flora y fauna, Monitoreo de las características físicoquímicas del suelo y Monitoreo de procesos de restauración natural. Por lo cual, la inversión necesaria para el mantenimiento y vigilancia para el sitio remediado son moderadas.</p>										
45	100	Ponderación Total		65,17		57,58		67,17		

	<p>LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES DEL SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE</p> <p>OCTUBRE, 2022</p>	
---	---	--

Anexo 29.2.1

Sustento Bibliográfico de Matriz de Selección de Alternativas

ESTABILIZACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS: EL CASO DE AZNALCÓLLAR

Francisco Cabrera Capitán
*Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología
CSIC. Sevilla*

Los metales pesados y otros elementos traza constituyen una peligrosa fuente de contaminación para las aguas, los suelos y los sedimentos. A diferencia de los contaminantes orgánicos, no se degradan y son relativamente inmóviles, por lo que su remoción de suelos y sedimentos es lenta y difícil. Por estas razones, la recuperación de suelos contaminados con elementos traza es uno de los problemas más difíciles para las tecnologías de descontaminación y es necesario diseñar un método específico para cada sistema suelo-planta (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Clásicamente, la restauración de los suelos contaminados por elementos traza se ha llevado a cabo mediante: 1) excavación, remoción y traslado a vertedero, 2) aislamiento y cubrimiento del suelo contaminado; 3) mezclado de la capa superficial contaminada con las más profundas, no contaminadas; 4) aplicación de enmiendas para la estabilización e inmovilización de los elementos contaminantes (Iskandar y Adriano, 1997; Brown, 1997).

Como alternativa a la remoción y vertido surgieron las denominadas técnicas innovadoras, basadas en la aplicación de procesos químicos, físicos y biológicos, que proporcionan soluciones más permanentes y menos costosas (USEPA, 1996; Evanko y Dzombak, 1997). Sin embargo, la mayoría de las técnicas basadas en procesos físicos o físico-químicos, como por ejemplo la extracción físico-química de metales por lavado ácido y electro-ósmosis, o la inmovilización *in situ* mediante vitrificación, etc. son muy drásticas, siguen siendo caras, precisan de equipos y personal especializado, sólo son adecuadas para la descontaminación *ex situ* o/y de áreas pequeñas y además suponen un deterioro muy importante para el suelo y el entorno. La actividad biológica de los suelos tratados por estas técnicas queda mermada, así como sus propiedades químicas y físicas, por lo que los suelos no quedan aptos para el cultivo o el desarrollo de las plantas (Brown, 1997; USEPA, 1997a; Evanko y Dzombak, 1997). En cambio, las técnicas basadas en procesos biológicos, denominadas genéricamente de bio-recuperación, favorecen la autodepuración de los suelos, dejándolos biológicamente activos y además son menos costosas que las anteriores, aunque más lentas.

En sentido amplio, la **bio-recuperación** consiste en la utilización de organismos vivos para degradar, transformar, inmovilizar o extraer contaminantes de un medio. Sin embargo, este término está restringido normalmente al uso de microorganismos (algas, bacterias y hongos), utilizándose el término **fito-recuperación** (fito-

restauración) para aquellas técnicas que emplean plantas superiores para tratar los suelos contaminados (USEPA, 1995; Van Cauwenberghe y Roote, 1998).

En **fito-recuperación** se pueden diferenciar dos estrategias: contención y extracción (Wenzel et al., 1999). La estrategia de contención incluye la **fito-estabilización** y la **fito-inmovilización**, la primera basada en la acción mecánica de las raíces, que evitan la erosión y el transporte del suelo, así como en la disminución de la lixiviación debido al aumento de la evapotranspiración. La **fito-inmovilización** o **rizofiltración** implica la absorción, precipitación y acumulación de los contaminantes en la zona radical, que se lleva a cabo en colaboración con los microorganismos existentes en dicha zona. Entre los métodos basados en la extracción de los contaminantes se encuentran: 1) la **fito-extracción** que consiste en la reducción de la concentración de los contaminantes del suelo mediante su extracción por plantas; 2) la **fito-volatilización** consistente en la absorción del contaminante por las raíces de plantas y la formación de compuestos volátiles en su interior, que son excretados por transpiración, lo cual es factible sólo en el caso de algunos elementos (Hg, Cd, As); 3) La **fito-degradación** utiliza plantas y microorganismos asociados para degradar los contaminantes orgánicos, por lo que no es aplicable a los elementos traza.

El método ideal para la recuperación de los suelos contaminados por elementos traza sería aquel que tratara y/o estabilizara los contaminantes *in situ* de una forma efectiva y barata, sin deteriorar las propiedades del suelo. A esta clase de métodos pertenecen los métodos de **estabilización con enmiendas**, la **bio-recuperación** y la **fito-recuperación**. Estas técnicas de recuperación *in situ* se clasifican como técnicas de *rehabilitación blandas* o de *bajo impacto*, ya que la incorporación de enmiendas y el establecimiento de plantas, constituyen un enfoque más natural y respetuoso con el medio ambiente, que los métodos clásicos basados en procesos físico-químicos (Vangronsveld y Cunningham, 1998). Estas técnicas son además bastante menos costosas que las técnicas clásicas de recuperación de suelos y mucho más apropiadas para aplicarlas a grandes extensiones de suelos contaminados (Schnoor, 1997; USEPA, 2000).

El uso de enmiendas que disminuyan o aumenten la solubilidad y la biodisponibilidad de los nutrientes y microelementos en los suelos, es una práctica tan antigua como la agricultura. Las enmiendas más comúnmente utilizadas son materiales calizos (aumentan el pH y disminuyen la movilidad de los elementos catiónicos), fosfatos (insolubilizan los elementos metálicos), óxidos de Fe y Mn (muy efectivos en la adsorción de elementos, especialmente aniónicos), materiales orgánicos (precipitan, complejan, disminuyen la toxicidad de los elementos traza), aluminosilicatos (gran capacidad de adsorción), etc. La adición de enmiendas cumple además la función de restauración de las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos, cuando han sido alteradas por excavación y remoción de la capa superficial de los mismos, lo que tiene gran importancia para restablecer la fertilidad del suelo (Brown, 1997; Mench et al., 1998).

En los últimos años se ha prestado especial atención a la **fito-extracción**, basada en el uso de plantas hiperacumuladoras para extraer elementos traza de los suelos y acumularlos en la parte aérea, lo que posibilita la remoción de los elementos traza extraídos del suelo. El resultado final es la disminución del contenido de elementos traza contaminantes en el suelo. Para la aplicación de esta técnica, también denominada Recuperación Verde (Green Remediation), se necesita una planta hipe-

racumuladora, que produzca una biomasa apreciable, que sea fácil de cultivar y cosechar y que sea tolerante a condiciones climáticas más o menos extremas. Por el momento, esta técnica no ha dado los resultados que cabrían esperarse debido a que muy pocas plantas reúnen las condiciones necesarias para que la extracción sea efectiva (Brooks, 1997; Greger, 2003). También se está prestando mucha atención a la **fito-estabilización** y la **fito-inmovilización**, en muchos casos en combinación con la aplicación de enmiendas. Estas técnicas reducen la biodisponibilidad y la movilidad de los elementos traza en el suelo, ofreciendo una alternativa a la difícil extracción de los elementos traza del suelo (Vangronsveld y Cunningham, 1998; Van Cauwenberghe y Roote, 1998).

La filosofía de estabilizar en vez de extraer, concuerda con la tendencia actual, presentada en distintos foros internacionales (ICOBTE, 2001, 2003), que recomienda aprovechar los procesos naturales que tienden a inmovilizar y disminuir la toxicidad de los elementos traza en los suelos, lo que se denomina **Natural remediation/ Natural attenuation NR/NA (Recuperación natural/Atenuación natural)**, o **Assisted remediation/ Assisted attenuation AR/AA (Recuperación asistida/Atenuación asistida)**, consistente, esta última, en la aceleración de los procesos naturales de inmovilización, mediante la aplicación de enmiendas y la utilización de plantas (Adriano et al, 2002, 2004).

Sin duda, los suelos afectados por el vertido tóxico de Aznalcóllar, constituyen un excelente banco de pruebas para los estudios de recuperación.

CONTAMINACIÓN DE LOS SUELOS DE LOS VALLES DE LOS RÍOS AGRIO Y GUADIAMAR

El accidente de Aznalcóllar (Grimalt et al., 1999), en el que se vertieron 2 hm³ de lodos piríticos y 4 hm³ de aguas ácidas, dejó una franja de unos 300 m a cada margen de los ríos Agrio y Guadamar cubierta por una capa de lodo de espesor variable – 2-30 cm en el 79% de la superficie afectada (López Pamo et al., 1999). La superficie afectada fue de 4386 ha, de las cuales, 2710 ha correspondieron a superficie cubierta por lodo y las restantes, a zonas afectadas por las aguas ácidas (Cabrera, 2000; Consejería de Medio Ambiente, 1999a).

Los suelos afectados por el vertido mostraron, en la capa 0-50 cm, concentraciones de As, Bi, Cd, Cu, Pb, Sb, Tl y Zn más altas que los valores de fondo geoquímico de la zona (Cabrera et al., 1999; López Pamo et al., 1999; Simón et al., 1999) (Tabla 1). En la mayoría de estos suelos la contaminación era severa en los primeros 20 cm, decreciendo en profundidad. En general, en los suelos en los que la fracción arcilla era > 25%, la contaminación no penetraba por debajo de los primeros 10-20 cm (Cabrera et al., 1999).

Dichos suelos pertenecen en la actualidad al Corredor Verde del Guadamar, un proyecto de gestión integrada de cuenca, cuyo principal objetivo es evitar la dispersión de los contaminantes y eliminar la contaminación. Para ello, los suelos se sometieron a un programa de recuperación consistente en: a) la remoción, tanto de los lodos depositados sobre ellos, como la de una capa superficial de suelo de 5 a 20 cm de espesor. Con la pérdida de esta capa superficial, los suelos perdieron gran parte de su contenido en materia orgánica, repercutiendo negativamente en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los mismos; b) la adición de materiales ricos en carbonato cálcico (espuma de azucarera y cenizas de pasta de celulosa, 20-40

Tabla 1. Concentración total (mg kg⁻¹) de metales pesados y otros elementos traza en suelos (0-50 cm) del río Guadiamar, en comparación con valores en suelos normales y valores considerados tóxicos para el crecimiento de las plantas.

Elemento	Suelos no afectados [§]		Suelos afectados [¶]		Suelos normales [*]	Concentración considerada tóxica ^{**}
	media	intervalo	media	intervalo	mediana	intervalo
As	18,9	8,37-38,5	80,4	9,38-1684	6	20
Bi	0,49	0,24-1,17	1,80	0,31-33,4	0,2	-
Cd	0,33	0,12-1,06	1,69	0,12-22,0	0,35	3-8
Cu	30,9	12,3-85,0	104	12,5-958	30	60-125
Pb	38,2	19,5-86,3	234	25,3-4969	35	100-400
Sb	1,80	0,71-3,31	13,7	0,89-323	1	5-10
Tl	0,70	0,37-2,77	2,11	0,40-30,3	0,2	1
Zn	109	53,9-271	487	56,8-5283	90	70-400

[§]Cabrera et al., 1999.

^{*}Bowen (1979).

^{**}Kabata-Pendias and Pendias (1992); Ross (1994); Singh and Steiness (1994).

Tm/ha), con objeto de aumentar el pH y disminuir la movilidad de los elementos traza catiónicos; c) la adición de materiales ricos en óxidos de hierro para disminuir la movilidad y biodisponibilidad de los elementos traza aniónicos y d) la aplicación de materiales orgánicos (estiércol y compost, 20-25 Tm/h), cuyo primer objetivo fue el de reponer la materia orgánica de los suelos. En todos los casos se homogeneizó la capa superficial (20-25 cm) de los suelos, mediante una labor de grada. Posteriormente, se procedió a la revegetación de la zona afectada mediante distintas especies de plantas autóctonas (más de 3 millones de plantas), bien adaptadas a las condiciones locales y relativamente tolerantes a la contaminación (Consejería De Medio Ambiente, 1999a, b).

ELEMENTOS TRAZA EN LOS SUELOS RECUPERADOS

Finalizadas las operaciones de retirada del lodo, se siguieron detectando altos niveles de contaminación. En un estudio realizado por el IGME en el que se dividió el área afectada en zonas "sucias" (en un 5% de la zona afectada la presencia de lodo era muy alta) y "limpias", se detectó, incluso en estas últimas, cierto nivel de contaminación residual (López Pamo et al., 2001). En las zonas limpias, se observó además una alta variabilidad espacial de las concentraciones de elementos traza, relacionada con la presencia de lodo remanente, lo que daba lugar a que en sólo unos metros, las concentraciones variaran en varios órdenes de magnitud. Moreno et al. (2001) pusieron también de manifiesto esta circunstancia, atribuyéndola a que durante la limpieza quedaron restos de lodo, los cuales durante las mismas labores de limpieza, o en las posteriores de aplicación de enmiendas, quedaron enterradas y heterogéneamente distribuidas bajo la superficie de los suelos. Según López Pamo et al. (2001) en la capa 0-10 cm, los valores medios de Zn, Pb, As y Cu fueron entre 3 y 6 veces mayores, según el elemento (Zn>Pb>As>Cu), que los valores del fondo geológico. En general, en el cuartil superior de cada población se superaban los límites establecidos para suelos contaminados. La transgresión de estos límites seguía la tendencia Cu<Zn<Pb<As, encontrándose valores especialmente altos en el caso del As (>700 mg kg⁻¹). Asimismo, dichos autores observaron que las concentraciones disminuían en profundidad, especialmente las de As y Pb.

En el IRNAS se han desarrollado una serie de estudios para establecer la relación suelo-planta en los suelos del valle del Guadiamar (Madejón, 2004; Madejón et al., 2001, 2002, 2003, 2004, 2005b, Marañón et al. 2003, Murillo et al., 2005). Por ejemplo, Marañón et al. (2003) pusieron de manifiesto que la mayor parte de los suelos en la zona reforestada tenían concentraciones de As, Cd, Cu, Pb y Zn mayores que las de suelos del valle del Guadiamar no afectados por el vertido (Figura 1).

Contaminación de los suelos reforestados

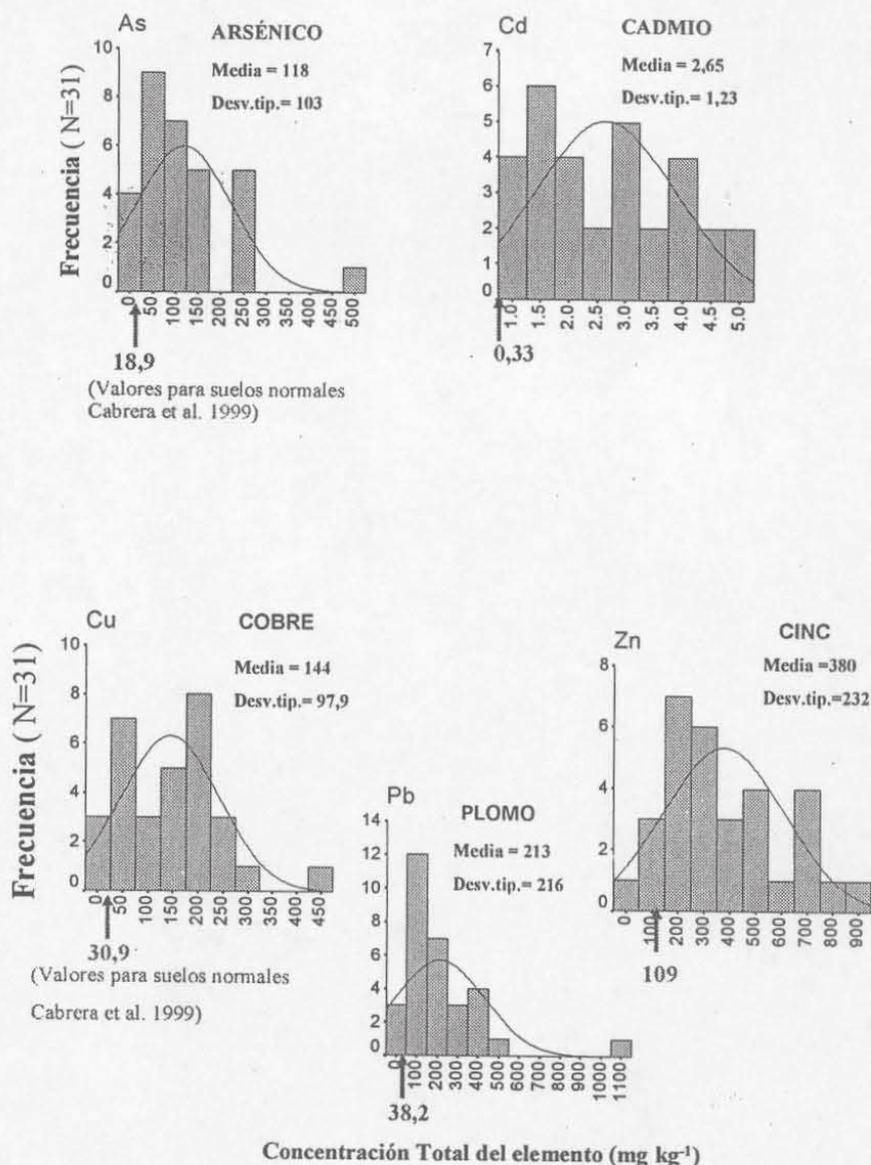


Figura 1. Contaminación de los suelos limpios reforestados. Concentraciones totales de elementos traza. Comparación con los valores existentes antes del vertido (Cabrera et al., 1999).

Moreno et al. (2001), Sierra et al. (2003) y Cabrera et al. (2005), entre otros, observaron que en muchos casos, las concentraciones de elementos traza en la capa superficial de los suelos "limpios" son superiores a las que tenían antes de la limpieza (Tabla 2). Atribuyeron ese aumento a las pequeñas cantidades de lodo enterradas,

ya que el lodo tiene altas concentraciones de elementos traza: As 4692 mg kg⁻¹, Cd 33 mg kg⁻¹, Cu 1323 mg kg⁻¹, Pb 8091 mg kg⁻¹, Zn 8832 mg kg⁻¹ (López Pamo et al. 1999).

Tabla 2. Valores medios de elementos traza y S en suelos limpios. Comparación con valores medios antes de la limpieza y con los valores de fondo geoquímico.

prof. cm		CaCO ₃ %	pH	As	Cd	Cu	Pb	Zn	S
<i>mg kg⁻¹</i>									
Typic Xerochrept									
0-20	media	< LD	4.5	161	1.32	111	367	351	8712
	ds		1.1	257	1.41	82.7	566	299	16071
20-40	media	< LD	5.1	229	1.76	119	533	350	10332
	ds		1.0	648	4.09	218	1510	788	32068
Calcixe rollic Xerochrept									
0-20	media	12.5	7.5	25.7	0.42	25.9	73.5	129	1458
	ds	4.8	0.1	23.2	0.21	13.5	2.8	59.9	1421
20-40	media	12.1	7.6	12.4	0.26	19.8	11.4	82.9	684
	ds	5.6	0.1	8.4	0.05	8.5	2.5	13.5	782
				Valores medios antes de la limpieza					
0-20				31.8	1.02	58.1	118	310	
20-40				18.1	0.24	22.5	47.2	75.5	
Fondo geoquímico Soberbiris				9.8	0.18	16.7	23.1	63.4	
Fondo geoquímico Guadimar				18.9	0.33	30.9	38.2	109	

LD, limite de detección

Según Aguilar et al. (2004), como resultado de las distintas medidas de recuperación, en la mayoría de la muestras estudiadas, el contenido total de Cu, Zn, Cd y Pb en los primeros 10 cm de los suelos no sobrepasó los niveles permitidos para áreas naturales (Tabla 3). Las concentraciones de As, en cambio, superaron el nivel permitido 100 mg kg⁻¹ en más del 50% de las muestras. Cabe destacar que los niveles permitidos (Aguilar et al., 1999) son mucho mayores que los del fondo geoquímico (Cabrera et al. 1999): 5,4 veces para el As, 45 para el Cd, 16 para el Cu, 26 para el Pb y 92 para el Zn (Tabla 3), por lo que los resultados de Aguilar et al. (2004) parecen indicar algo más que “un alto nivel de contaminación de As”.

Tabla 3. Concentraciones de los límites de intervención según uso del suelo y valores medios antes del vertido (valores de fondo geoquímico).

	Zonas menos sensibles*	Zonas sensibles*	Valores medios antes del vertido**
	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
As	100	52	18,9
Cd	10	5	0,33
Cu	500	250	30,9
Pb	500	350	38,2
Zn	1200	700	109

* Aguilar et al. (1999)

** Cabrera et al. (1999)

En la nomenclatura anglosajona existe la palabra "contamination" para expresar la desviación del valor de fondo sin efectos perjudiciales para los organismos y "pollution" cuando además se detectan efectos perjudiciales para el suelo, el medio o los organismos. Desgraciadamente, los propios autores anglosajones confunden a veces ambos términos y en castellano tampoco lo tenemos claro, a pesar de que existen los términos contaminación y polución, con significados parecidos a los anglosajones. Si adoptamos esas definiciones podríamos decir, de momento, que después de la limpieza, los suelos afectados por el vertido están contaminados. Si además existe polución o no, no se puede deducir directamente de los valores totales, sino de la biodisponibilidad para los organismos y de su interacción con el entorno.

Una definición bastante general de biodisponibilidad sería: aquella fracción de masa total de un componente de un suelo o sedimento, que puede ser tomada por los organismos. Para que una sustancia esté biodisponible para las plantas (fitodisponible), tiene que estar en contacto con las raíces, ser móvil y estar en una forma accesible para las mismas. En los suelos, sólo una pequeña fracción del contenido total de un elemento traza, es fitodisponible, por lo que su determinación es tanto o más importante que la de su contenido total. La fitodisponibilidad de un determinado elemento traza en un suelo depende de factores del propio suelo (pH, potencial redox, textura, materia orgánica, composición mineral, régimen hídrico) y de la propia planta. Con respecto a la composición del suelo, en la Figura 2 que muestra la secuencia de movilidad y disponibilidad, puede observarse que la fracción biodisponible está constituida fundamentalmente por las fracciones del elemento soluble e intercambiable (existente en los sitios de intercambio catiónico o aniónico de los componentes del suelo). Una buena estimación de la disponibilidad será la especiación: proceso y cuantificación de las distintas especies, formas o fases en que se encuentra un elemento traza en el suelo (Figura 2). Sin embargo, los métodos de

Secuencia de movilidad/ biodisponibilidad

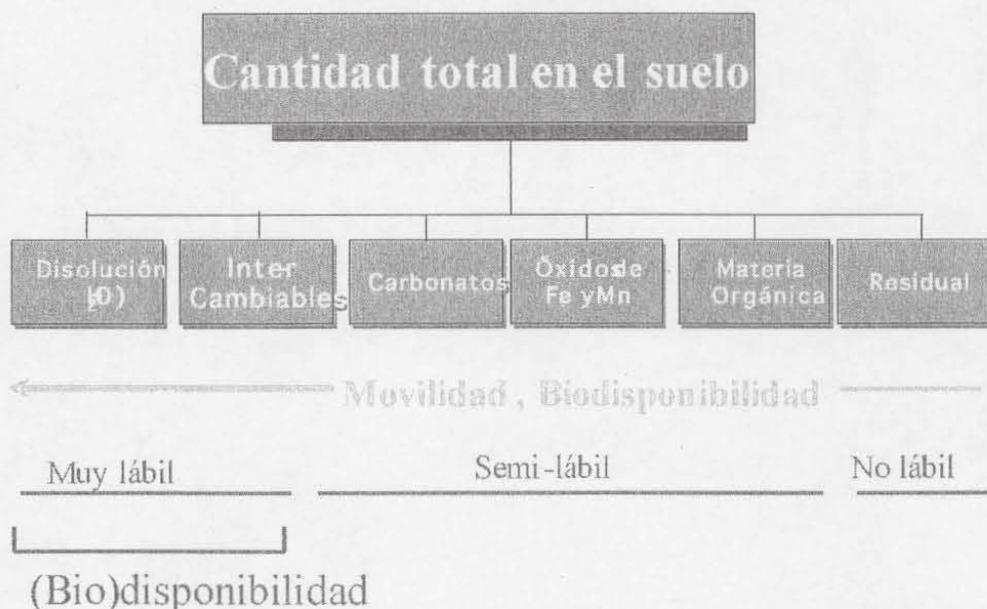


Figura 2. Especiación de los elementos traza en el suelo. Secuencia de movilidad/biodisponibilidad.

especiación, basados en la extracción secuencial con distintos extractantes, además de tediosos, tienen ciertos inconvenientes como son la no total especificidad de los extractantes (lo que origina contaminación entre las distintas fracciones), la necesidad de métodos analíticos con alto grado de sensibilidad, etc. (Adriano et al., 2004). Existen además métodos consistentes en una simple extracción con ácidos, con agentes quelantes o con disoluciones salinas, tamponadas o sin tamponar, para estimar la fitodisponibilidad. Estos métodos intentan diluir la disolución del suelo, extraer los elementos intercambiables e imitar la acción de los exudados de las raíces implicados en los mecanismos de importación de la planta. El método ideal sería aquel que reaccionase suavemente con los componentes del suelo y cuyos resultados estuvieran correlacionados con las cantidades de elementos traza tomados por la mayoría de las plantas. Sin embargo, las plantas no siempre toman un nutriente o contaminante proporcionalmente a la cantidad estimada por esos métodos (indicadoras), ya que pueden tener mecanismos tanto para la importación de nutrientes y contaminantes, incluso cuando están en concentraciones muy bajas en los suelos (acumuladoras), como para excluirlos (excluseras), incluso cuando la concentración externa es muy alta (Kabata-Pendias (2004).

Aguilar et al. (2004) han determinado la movilidad de As, Cd, Cu, Pb y Zn en los suelos "limpios" del Guadiamar mediante medidas en la pasta saturada de los suelos previamente tratados con HNO_3 , encontrando que la movilidad de estos elementos había disminuido a lo largo del tiempo, pero que en el último muestreo realizado en 2001, en el 19% de la superficie de suelos ácidos, las concentraciones de As sobrepasaban el nivel máximo permitido (As $0,04\text{ mg kg}^{-1}$), en el 13% se sobrepasaba el de

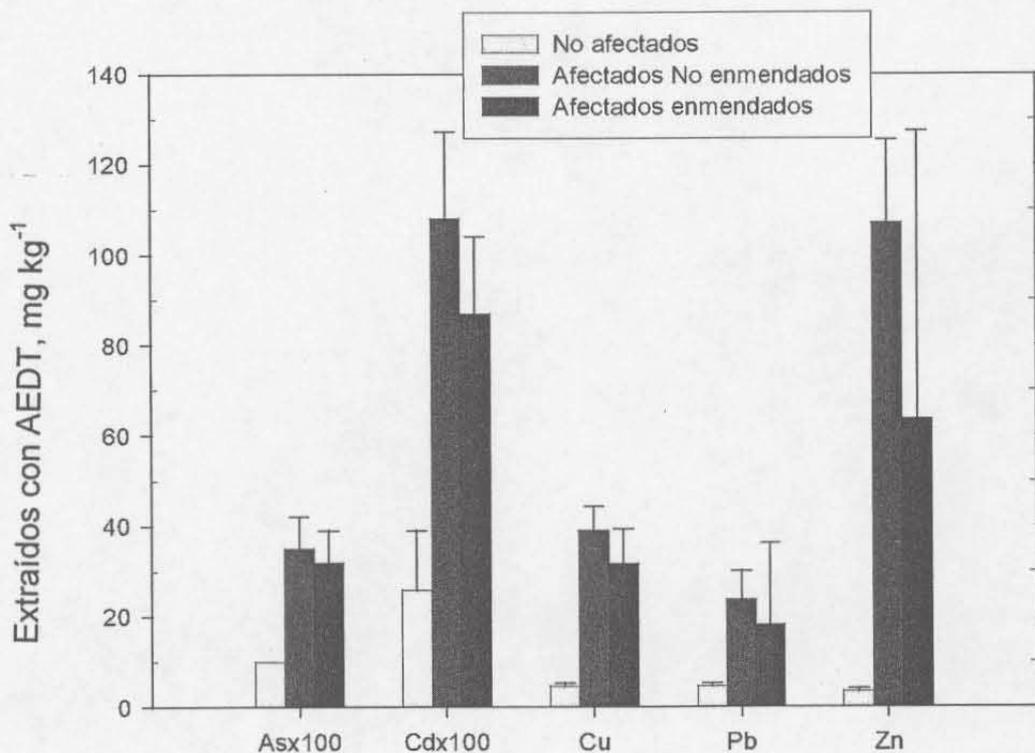


Figura 3. Comparación de las concentraciones de los elementos traza extraídos con AEDT, en suelos no afectados, afectados no enmendados y afectados enmendados (Madejón et al., 2005).

Cd ($0,03 \text{ mg kg}^{-1}$) y Cu ($0,7 \text{ mg kg}^{-1}$) y en el 28% el de Zn ($0,5 \text{ mg kg}^{-1}$). Asimismo, el nivel permitido de As se sobrepasaba en el 10% de los suelos neutros y alcalinos. Los mismos autores informan en el citado artículo que las formas biodisponibles (extraídas con AEDT) de As superaban los 2 mg kg^{-1} en el 30-40% de los sectores de suelos ácidos sin carbonatos y que las de Zn superaban los 150 mg kg^{-1} en el 50% de los suelos con pH 8, con más del 10% de CaCO_3 y textura arcillo limosa.

En los trabajos llevados a cabo en el IRNAS (Madejón, 2004; Madejón et al., 2001, 2002, 2003, 2004, 2005b; Marañón et al. 2003, Moreno et al., 2001; Murillo et al., 2005) se observó que las concentraciones de elementos traza disponibles (extraídos con AEDT) en los suelos afectados "limpios" eran siempre muy superiores a las de los suelos no afectados, aunque inferiores a la de los suelos no enmendados (Figura 3). Asimismo, se observó en muestreos realizados desde 1999 a 2003, que las concentraciones de Cd, Cu, Fe, Pb y Zn disponibles no disminuían hasta 2002 (Figura 4), cuando en la zona de suelos afectados había cesado todo tipo de actividad (limpieza, enmienda, repoblación, etc.), en cambio las de As aumentaban precisamente en ese período (Cabrera et al., datos no publicados).

Las labores de recuperación también afectaron positivamente a las tasas microbiológicas de mineralización neta, nitrificación neta y respiración basal y a las actividades enzimáticas de los suelos recuperados. Hinojosa et al. (2004) encontraron que en general, tanto dichas tasas microbiológicas, como las actividades enzimáticas, aumentaron respecto a los suelos no recuperados, si bien los valores quedaban muy por debajo de los correspondientes a los suelos no afectados por el vertido.

ELEMENTOS TRAZA EN LA VEGETACIÓN DE LOS SUELOS RECUPERADOS

Los estudios llevados a cabo en gramíneas espontáneas y árboles y arbustos implantados en el corredor verde, han revelado que a pesar de que la concentración de elementos traza en el suelo era generalmente superior a la considerada fitotóxica, y de los altos valores de elementos traza extraídos con AEDT, la contaminación parece estar estabilizada, ya que las concentraciones de elementos traza en las hojas de las diferentes especies son bastante bajas.

Durante el período 1999-2001 se estudió la acumulación de elementos traza en la parte aérea de dos gramíneas espontáneas, grama (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) y sorgo (*Sorghum halepense* (L.) Pers.), recolectadas en suelos afectados "limpios" de la vega del Guadiamar, en suelos no afectados, así como en una parcela testigo en la cual no se retiraron los lodos (Madejón et al. 2001, 2002; Marañón et al., 2003) (Fotografía 1). En general, los resultados mostraron que en las plantas de los suelos afectados "limpios" las concentraciones medias de estos elementos eran algo superiores a las de los no afectados, pero muy inferiores a las de las plantas de la parcela con lodo. En los suelos "limpios" únicamente en 1999 se encontraron concentraciones medias que superaban el intervalo de niveles fitotóxicos en el caso del As. Las concentraciones medias de todos los elementos estudiados, a excepción del Cd, decrecieron durante el período de estudio y en 2001 estaban por debajo del umbral tóxico para el consumo por el ganado ovino (Chaney, 1989). En la Figura 5, que muestra la dinámica de la evolución de las concentraciones de As, Cd, Cu y Pb en grama (Marañón et al., 2003), se puede observar que los valores medios de Cd y algunos valores individuales de Cu superan el umbral de toxicidad para el ganado.

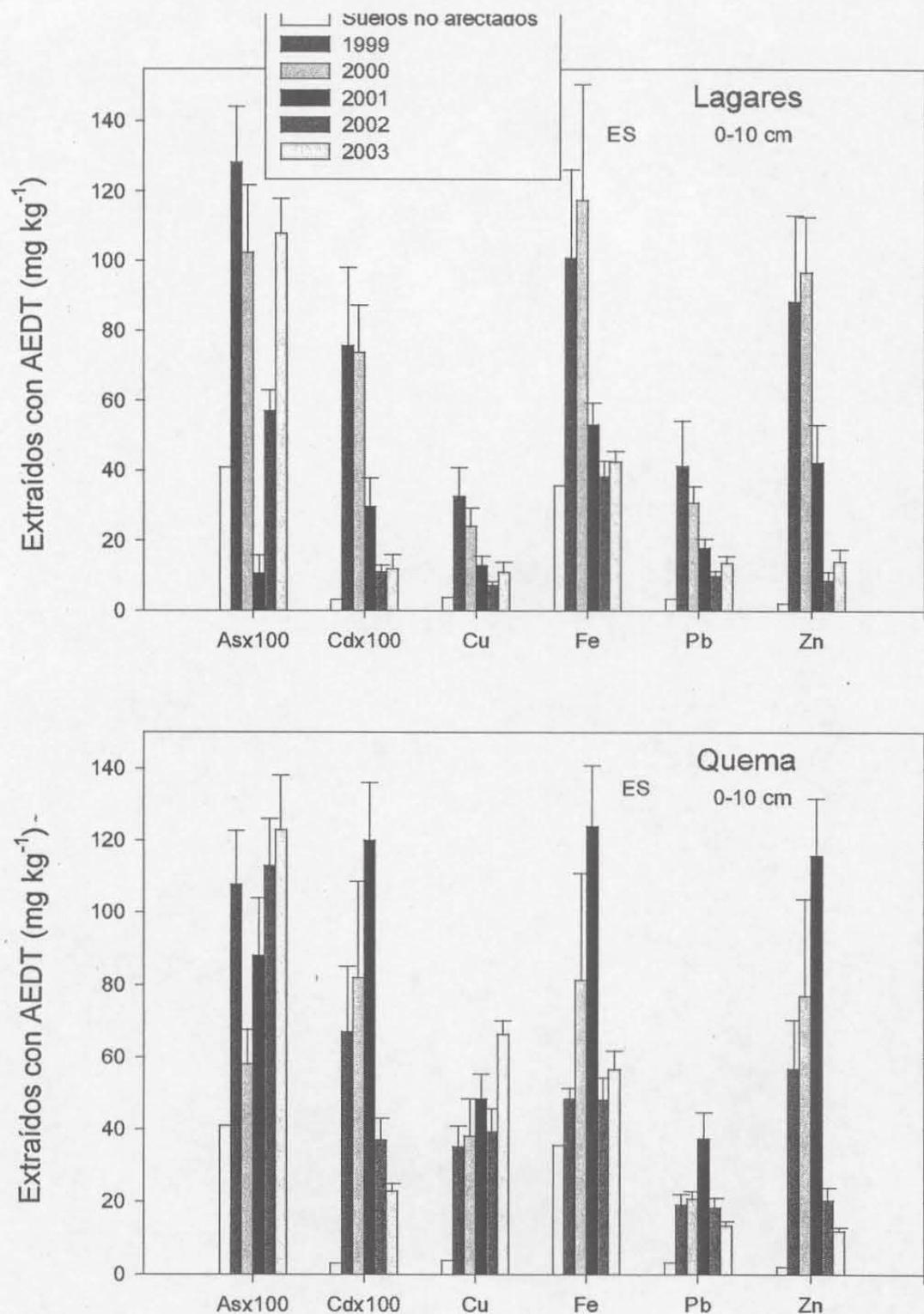


Figura 4. Evolución de las concentraciones de elementos traza extraídos con AEDT (Cabrera et al., datos no publicados).

Asimismo, en los estudios efectuados para determinar la acumulación de elementos traza en las especies arbustivas y arbóreas implantadas, se observaron concentraciones consideradas fitotóxicas de Cd ($> 5 \text{ mg kg}^{-1}$) y Zn ($> 100 \text{ mg kg}^{-1}$) en hojas de pimpollos de sauce, especie acumuladora de esos elementos. También en hojas de álamo, romero, madroño, adelfa, retama y labiérnago se alcanzaron concentraciones $> 100 \text{ mg kg}^{-1}$ de Zn, superándose este valor de manera destacada en las hojas de álamo y sauce (Figura 6) (Marañón et al., 2003; Murillo et al., 2005).

Es posible que las enmiendas aplicadas para restaurar los suelos del valle del Guadiamar, así como la dinámica natural de los elementos traza en los suelos, por la que éstos tienden a quedar retenidos en los mismos, contribuyan a la aparentemente baja movilización de esos elementos, reflejándose este hecho en la escasa importación por las plantas. Hay que tener también en cuenta la distinta respuesta de las diferentes especies, la mayoría de las cuales son exclusoras, evitando el transporte de los elementos traza desde la raíces a la parte aérea.

EFFECTOS DE LA RECUPERACIÓN NATURAL ASISTIDA EN EL SUELO

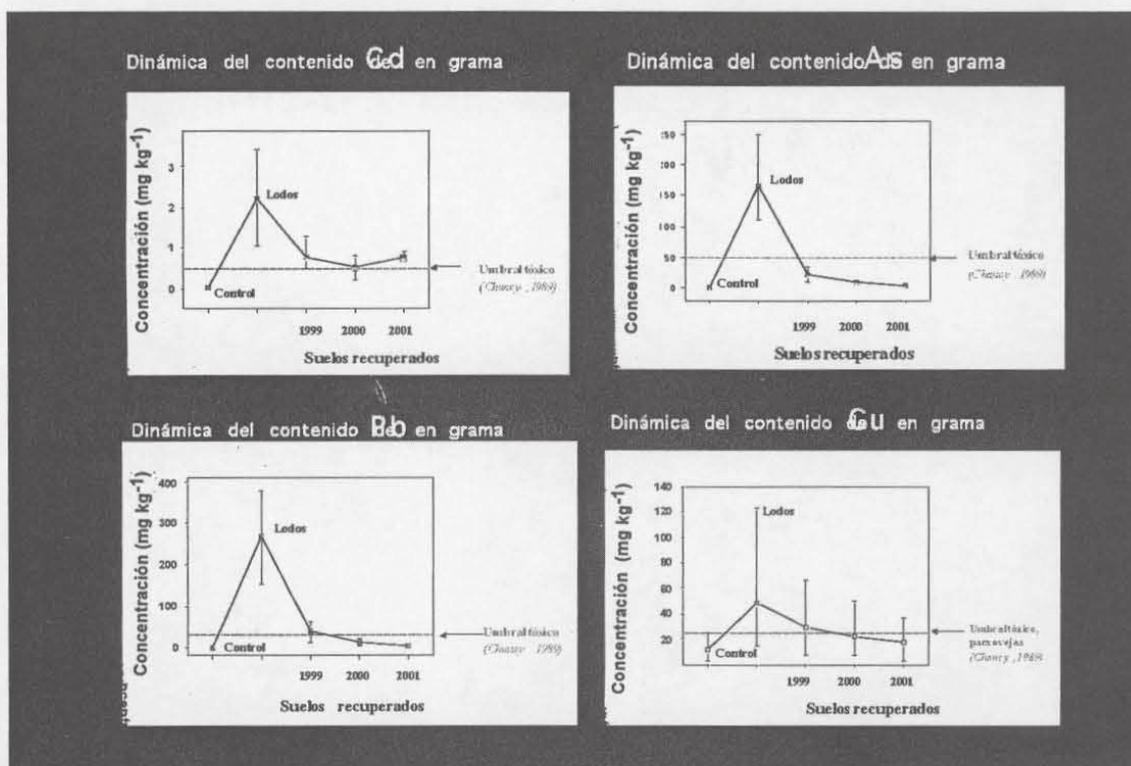


Figura 5. Dinámica de la evolución de las concentraciones de As, Cd, Cu y Pb en grama (Marañón et al., 2003).

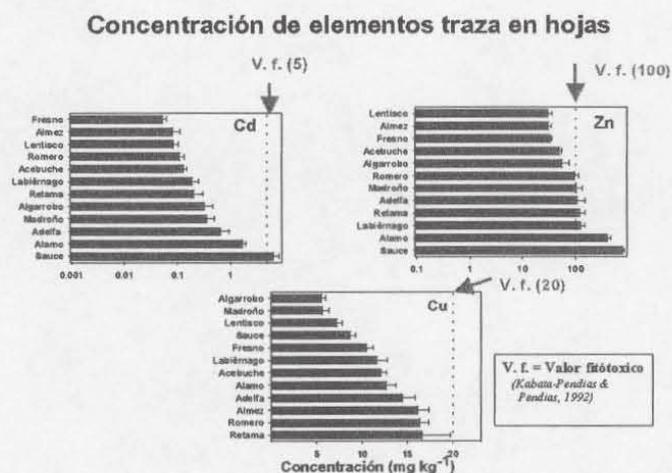


Figura 6. Concentraciones de Cd, Cu y Zn en hojas de especies arbustivas y arbóreas implantadas en el corredor verde del río Guadiamar (Marañón et al., 2003).

Los cambios en las propiedades químicas, bioquímicas y microbiológicas de los suelos contaminados con elementos traza han sido estudiados en condiciones controladas: experimentos en condiciones de semi-campo, consistentes en contenedores de 70 x 60 x 50 cm rellenos con un suelo contaminado, e instalados al aire libre (Fotografía 2). El suelo fue tomado en una parcela del corredor verde del Guadiamar, en la Finca el Vicario, en la margen derecha del río Guadiamar, a 10 km de la mina de Aznalcóllar. En dichos contenedores ha sido posible hacer un seguimiento de lo que le ocurre al suelo cuando se le aplican distintas enmiendas (compost de residuos sólidos urbanos (MWC), compost de biosólidos (BC), leonardita (LEO), hojarasca de bosque (LIT) y espuma de azucarera (SL)) y se establece una cubierta vegetal con *Agrostis stolonifera* L. (Pérez de Mora et al., 2005 a,b,c). En un experimento de tres años en el que se aplicaron dosis de enmiendas equivalentes a 100, 50 y 0 Tm ha⁻¹ en el primer, segundo y tercer año respectivamente, se observaron aumentos del pH del suelo, que en general se hicieron más importantes a lo largo del tiempo, incluso en los tratamientos control (CTR, sin enmienda; CTRP, sin enmienda y con cubierta vegetal). En el caso de la espuma de azucarera, el aumento de pH se debe al alto contenido de CaCO₃ (70-80%), mientras que en el caso de los composts, se atribuye a su elevado contenido de cationes básicos. En el resto de los tratamientos, los aumentos del pH se deben a la atenuación natural que se potencia con la cubierta vegetal (Figura 7).

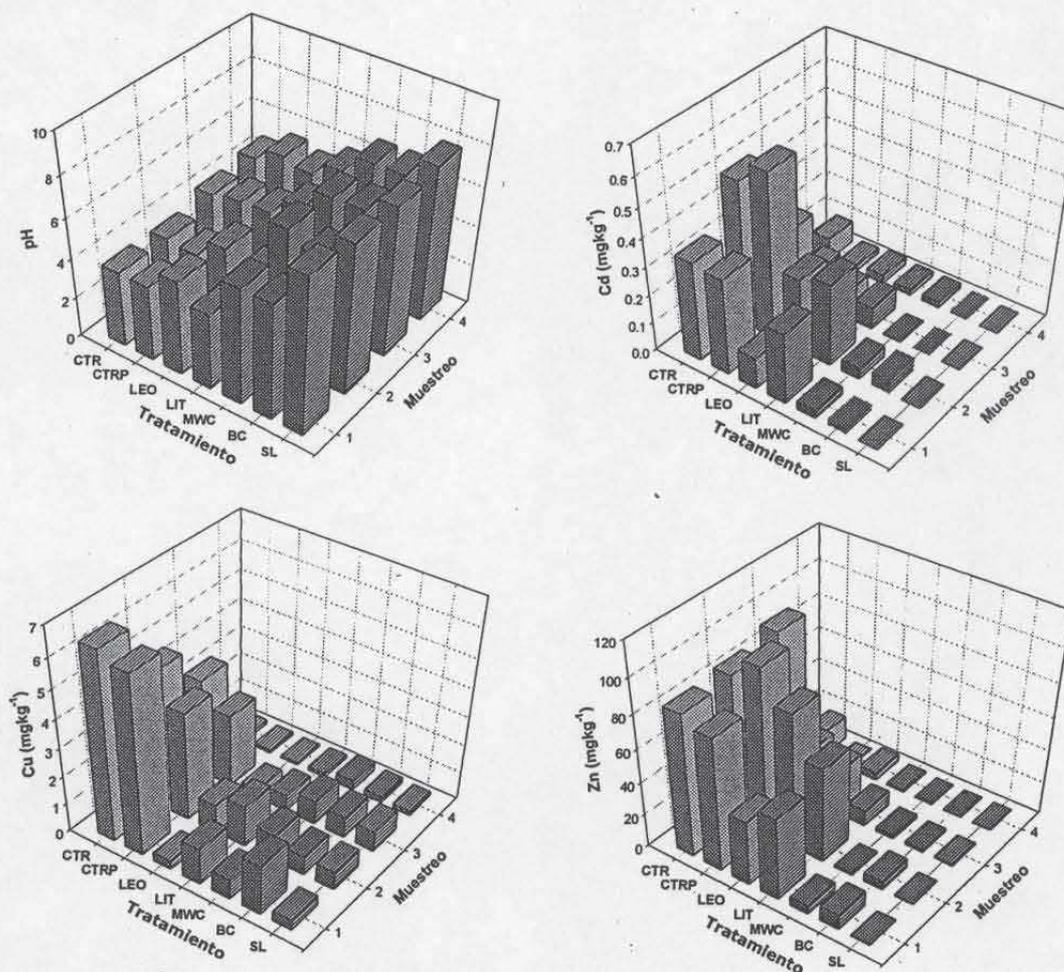


Figura 7. Evolución del pH y las concentraciones de Cd, Cu y Zn solubles en CaCl₂ en suelos tratados con distintas enmiendas: CRT, control; CRTP, control con planta; LEO, leonardita; LIT, hojarasca; MWC, compost sólidos urbanos, BC, compost de biosólidos; SL, espuma azucarera.

En los suelos enmendados se observó también un notable aumento del carbono orgánico total (TOC), especialmente en los tratados con enmiendas orgánicas, en los que el aumento fue dos veces mayor que cuando se aplicó espuma de azucarera. En cambio, las diferencias en las concentraciones de carbono orgánico soluble encontradas entre los distintos tratamientos, no fueron tan grandes, e incluso en el control con cubierta vegetal los valores fueron más altos que en el control sin cubierta vegetal, lo que induce a pensar que parte del carbono orgánico soluble se debe a la presencia de un sistema radicular que produce exudados. La presencia de materia orgánica es crucial para la calidad del suelo y la regulación de numerosos procesos en el mismo. Desde el punto de vista de la regeneración de estos suelos, la materia orgánica juega un papel muy importante porque además de promover el aumento de la actividad microbiana, puede adsorber y formar complejos con los elementos traza, disminuyendo su toxicidad y disminuyendo o aumentando su movilidad.

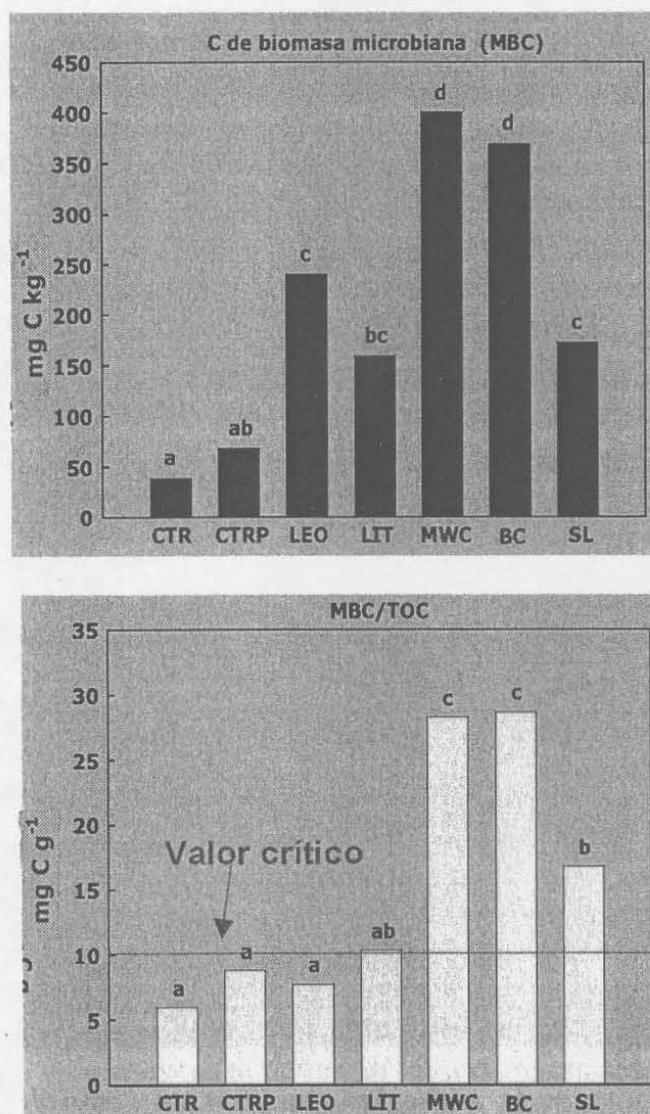


Figura 8. Valores de C de biomasa microbiana y de la relación MBC/TOC (Biomasa microbiana/Carbono orgánico total) en suelos con diferentes enmiendas: CRT, control; CTRP, control con planta; LEO, leonardita; LIT, hojarasca; MWC, compost sólidos urbanos, BC, compost de biosólidos; SL, espuma azucarera (Pérez de Mora et al., 2005ab).

En general, las concentraciones de elementos traza solubles en CaCl_2 (fracción más disponible para microorganismos y plantas) y las lixiviadas fueron muy bajas (en el caso del As y Pb por debajo de los límites de detección de la técnica analítica, $0,02 \text{ mg l}^{-1}$), especialmente en los suelos enmendados, y decrecieron a lo largo del experimento (Figura 7). Este descenso de la solubilidad está correlacionado con el aumento del pH.

Se observaron también cambios muy positivos en las propiedades bioquímicas y microbiológicas del suelo (Figura 8 y 9). Así por ejemplo, el contenido de car-

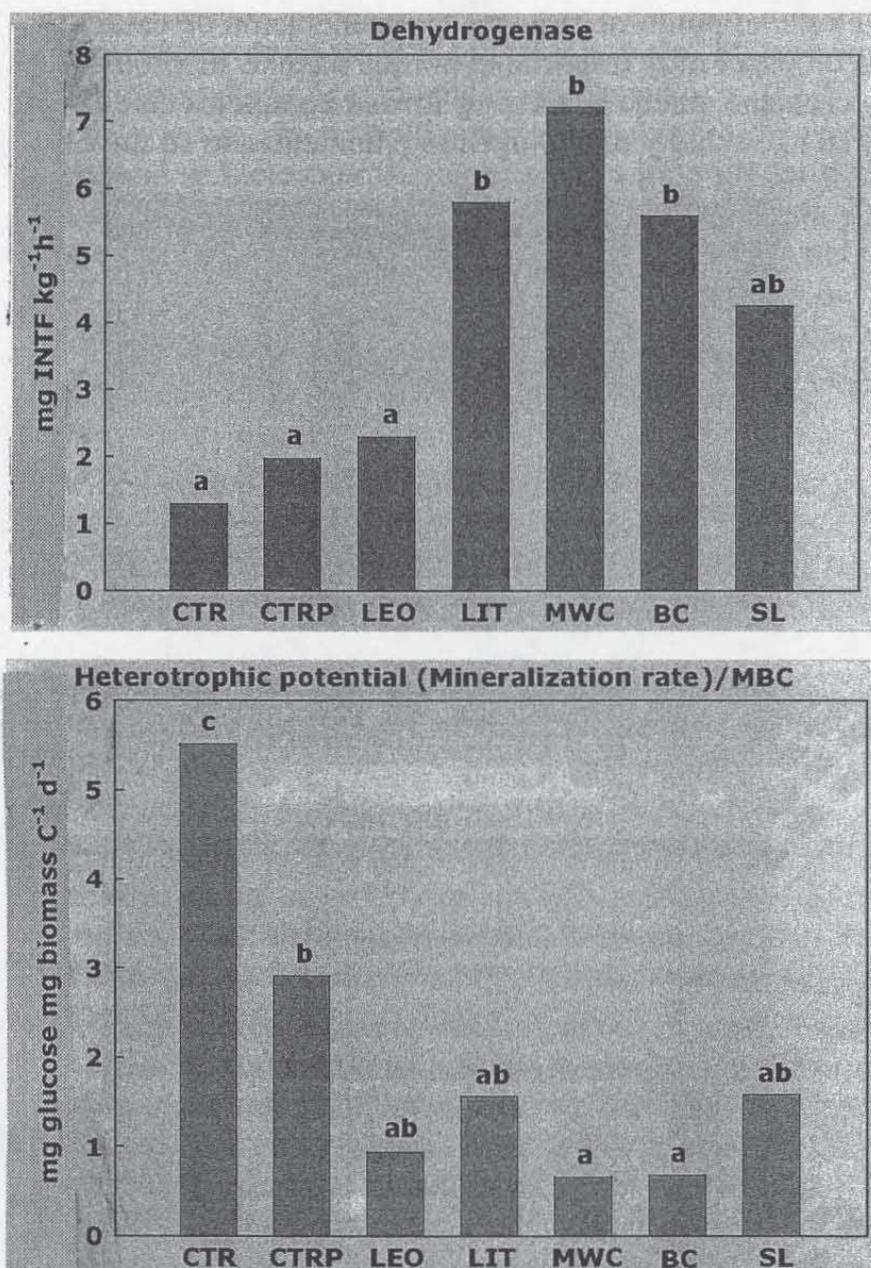


Figura 9. Valores de la actividad enzimática deshidrogenasa y de la relación HT/MBC (Potencial heterotrófico/biomasa microbiana) en suelos con diferentes enmiendas: CRT, control; CRTP, control con planta; LEO, leonardita; LIT, hojarasca; MWC, compost sólidos urbanos, BC, compost de biosólidos; SL, espuma azucarera (Pérez de Mora et al., 2005ab).

bono de la masa microbiana (MBC) fue siempre superior en los suelos enmendados, y en especial en los enmendados con compost (Figura 8). La relación MBC/TOC es un índice muy útil para determinar la contaminación por elementos traza y puede ser indicativo de los cambios en la materia orgánica del suelo (Brookes, 1995; Insam y Merschack, 1997). En los suelos enmendados con compost y espuma de azucarera, los valores de este índice son $> 10 \text{ mg g}^{-1}$ (Gigliotti y Farini, 2002); los valores $< 10 \text{ mg g}^{-1}$ son indicativos de stress (Figura 8). Todas las enmiendas, y en especial MWC, BC y SL, aumentaron los valores de las actividades enzimáticas deshidrogenasa (utilizada como índice de fertilidad del suelo o de la actividad microbiana) y arisulfatasa (implicada en el ciclo del S) respecto al control (Figura 9). Ambas enzimas se consideran como indicadores de la toxicidad por elementos traza en el suelo.

Otro parámetro empleado fue la relación entre el potencial heterotrófico microbiano (HP, velocidad con que se mineraliza un sustrato añadido a un suelo) y la MBC, HP/MBC. Esta relación mide la eficiencia de la incorporación de carbono fácilmente asimilable (por ejemplo glucosa) a las estructuras microbianas y se utiliza como índice de stress. Altos valores de HP/MBC indican baja eficiencia. En la Figura 9 se observa que los valores más bajos corresponden a los suelos enmendados, indicando una recuperación o atenuación de la contaminación respecto al suelo control. Es destacable que en el tratamiento CRTP, que no es más que un control con plantas, el valor de HP/MBC es casi la mitad del correspondiente al control sin plantas (CRT), lo que indica que en CRTP se ha producido, al final del período experimental, una recuperación del suelo debida probablemente a la actividad en la zona radicular.

Mediante la técnica ADRA de huella genética (Molecular fingerprinting techniques), utilizada para determinar los efectos de los metales pesados y los contaminantes orgánicos sobre la comunidad microbiana de los suelos (Smit et al., 1997), se pudieron evaluar los efectos de las enmiendas y de la cubierta vegetal sobre los cambios en la estructura de dicha comunidad. Los resultados mostraron que las enmiendas aplicadas y la existencia de un sistema radicular produjeron cambios en la estructura de la comunidad de bacterias y de hongos. Esto tiene gran interés, ya que la población microbiana ejerce una gran influencia sobre la mayor parte de los procesos que ocurren en el suelo y, en consecuencia, puede afectar al desarrollo de los procesos de recuperación en suelos contaminados (Pérez de Mora et al., 2005a).

La producción de biomasa de *Agrostis* cambió a lo largo del experimento. Únicamente en la primera campaña, se obtuvieron en los suelos tratados pesos de materia seca muy superiores a los del control, excepto en el enmendado con hojarasca de bosque. En la segunda y tercera campaña las diferencias entre tratamientos disminuyeron, no encontrándose diferencias significativas entre ellos. Asimismo, en la primera campaña, sólo se encontraron anomalías en el contenido de elementos traza en la masa vegetal, en las concentraciones de As y Cu del control y del tratamiento con hojarasca, cuyos valores estaban dentro del intervalo considerado fitotóxico. Las anomalías desaparecieron en las otras dos campañas. Este comportamiento está relacionado con la estabilización de la contaminación (recuperación natural asistida), que ocurre incluso cuando no se aplica enmienda (recuperación natural), aunque con menor intensidad.

En experimentos de campo en condiciones reales, en la misma parcela de la finca el Vicario, de la que se tomó el suelo utilizado en los contenedores, y aplican-

do durante dos años algunas de las enmiendas anteriores (CB 30 Tm ha⁻¹, SL 30 Tm ha⁻¹ y LEOSL 10 + 20 Tm ha⁻¹), se observaron aumentos de pH y disminución de la concentración de elementos traza solubles (Tabla 4). Por otra parte, se observó que la colonización por especies espontáneas aumentaba en las parcelas tratadas, en las que aumentaba también, tanto el recubrimiento vegetal, como la producción de biomasa en las parcelas (Figura 10), disminuyendo la concentración de elementos traza en la parte aérea de las plantas, tal como se muestra en el ejemplo de la Figura 11 (Madejón et al., 2005a).

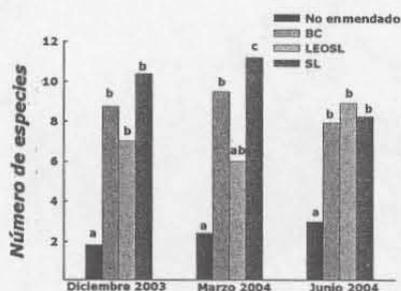
Tabla 4. Valores de pH, de Carbono orgánico total (TOC) y Cd, Cu y Zn solubles en CaCl 0,01 M. en suelos contaminados "limpios" de la finca el Vicario sometidos a distintas enmiendas. NE, sin enmienda; BC, compost de biosólidos; LEOSL, leonardita y espuma de azucarera; SL, espuma de azucarera)

Variables	Tratamientos			
	NE	BC	LEOSL	SL
pH	3,19 a	4,67 bc	4,17 ab	6,01 c
TOC (%)	0,81 a	1,38 b	1,50 b	1,18 ab

Solubles (CaCl₂ 0,01M)

Cd (mg kg ⁻¹)	0,062 c	0,031 ab	0,047 bc	0,019 a
Cu (mg kg ⁻¹)	2,73 b	0,61 a	2,17 b	1,17 a
Zn (mg kg ⁻¹)	15,2 b	7,62 a	9,39 a	6,59 a

Valores seguidos por una misma letra, en una misma fila, no difieren significativamente.



Las enmiendas aumentan

- la colonización
- el recubrimiento
- la biomasa total

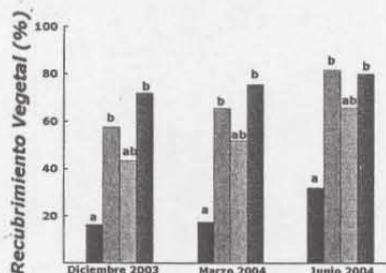
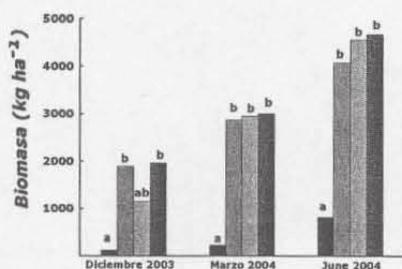


Figura 10. Evolución del número de especies, de la Biomasa vegetal y del Recubrimiento, en parcelas tratadas con distintas enmiendas: NE, sin enmienda; BC, compost de biosólidos; LEOSL, leonardita y espuma de azucarera; SL, espuma de azucarera (Madejón et al., 2005).

CONCLUSIONES

La recuperación natural asistida es una técnica exitosa y fiable para la restauración de suelos contaminados con elementos traza a escala de campo, que necesita un mantenimiento mínimo y está basada fundamentalmente en la estabilización de dichos contaminantes mediante la aplicación de enmiendas y el establecimiento de una cubierta vegetal. La recuperación natural asistida estabiliza los elementos traza en los suelos, reduciendo su disponibilidad para las plantas, así como el riesgo de que éstos entren en la cadena trófica.

Los suelos del valle del Guadiamar afectados por el vertido tóxico de Aznalcóllar, sometidos a recuperación mediante la aplicación de enmiendas y reforestación, aun presentan concentraciones totales de elementos traza que indican altos niveles de contaminación. Sin embargo, diversos estudios realizados en dichos suelos han mostrado que la aplicación de enmiendas mejora las propiedades químicas, bioquímicas y microbiológicas de los suelos: 1) aumenta el pH de los suelos, los niveles de materia orgánica, los de las actividades enzimáticas deshidrogenasa y arilsulfatasa y la biomasa microbiana; 2) disminuye la concentración de elementos traza biodisponibles; 3) induce a cambios en la estructura de la comunidad microbiana; 4) favorece la colonización del suelo por especies espontáneas, que modifican el hábitat contaminado, mejorándolo para subsiguientes colonizaciones; 5) mejora el estado nutricional de la plantas, disminuyendo la transferencia de elementos traza del suelo a la parte aérea de las mismas, dificultando la incorporación de dichos elementos a la cadena trófica.

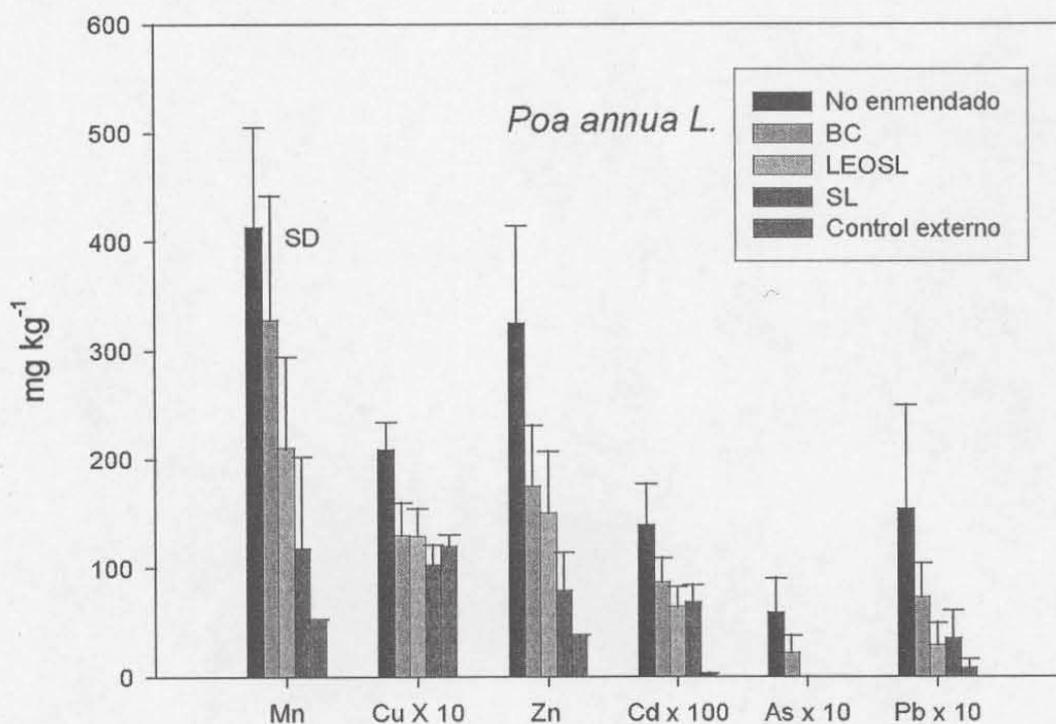


Figura 11. Concentración de elementos traza en tejido vegetal de *Poa annua* L. en parcelas tratadas con distintas enmiendas (ND, sin enmienda; BC, compost de biosólidos; LEOSL, leonardita y espuma de azucarera; SL, espuma de azucarera) y comparación con un control externo en un suelo no contaminado (Madejón et al., 2005).

La evolución a medio y largo plazo de los compuestos en los que se encuentran insolubilizados los elementos traza en los suelos, en especial los que forma con la materia orgánica, tiene gran importancia. La solubilidad de estos compuestos, dependiendo de las condiciones del medio, puede disminuir, favoreciendo la estabilización de los elementos traza, o aumentar y actuar como "bombas químicas de relojería". Por esta razón, es necesario un seguimiento del estado de los elementos traza en el suelo y el grado de adsorción de éstos por las plantas, para asegurar su estabilización, así como la evaluación de las dosis óptimas de aplicación y la frecuencia con la que deben realizarse las enmiendas.

BIBLIOGRAFÍA

- ADRIANO DC, WENZEL WW, VANGRONSVELD J, BOLAN NS (2004). Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma* 122, 121-142.
- ADRIANO DC, BOLAN N S, KOO BJ, NAIDU R, LEILIE D, VANGROSVELD J, WENZEL WW (2002). Natural remediation processes: bioavailability interactions in contaminated soils. 17th World Congress of Soil Science, Thailand, Simposio 42, 502, 1-12.
- AGUILAR J, DORRONSORO C, FERNÁNDEZ E, FERNÁNDEZ J, GARCÍA I, MARTÍN F, SIMÓN M (2004). Soil pollution by a pyrite mine spill in Spain: evolution in time. *Environmental Pollution* 132, 395-401.
- BROOKES PC (1995). The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils* 19, 269-279.
- BROOKS RR (1997). Plant hyperaccumulations of metals and their role in mineral exploration, archeology and land remediation. En: "Remediation of soils contaminated with metals" (Eds.: IK Iskandar y DC Adriano). Cap. 8, 123-133. Science Reviews, Northwood.
- BROWN KW (1997). Decontamination of polluted soils. En: "Remediation of soils contaminated with metals". (Eds.: IK Iskandar y DC Adriano). Cap. 3, 47-66. Science Reviews, Northwood.
- CABRERA F (2000). La contaminación por metales pesados en el valle del Guadiamar tras el vertido de Aznalcóllar. *Retema* 74, 37-48.
- CABRERA F, CLEMENTE L, DÍAZ BARRIENTOS E, LÓPEZ R, MURILLO JM (1999). Heavy metal pollution of soils affected by Guadiamar toxic flood. *The Science of the Total Environment* 242, 117-129.
- CHANEY RL (1989). Toxic element accumulation in soils and crops: protecting soil fertility and agricultural food-chains. En: "Inorganic Contaminants in the Vadose Zone". (Eds. B Bar-Yosef, NJ Barrow y J Goldshmid). Págs.: 140-158. Springer-Verlag, Berlín.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. (1999a) Balance de Actuaciones para la Corrección de los Efectos del Vertido Minero de Aznalcóllar. Oficina Técnica para la Recuperación del Guadiamar. CD-ROM.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE (1999b). La estrategia del Corredor Verde del Guadiamar. Junta de Andalucía, Sevilla.

- EVANKO CR, DZOMBAK DA (1997). Remediation of metal-contaminated soils and groundwater. Groundwater Remediation Technologies Analysis Center, Pittsburgh.
- GREGER M (2003). Phytoremediation – Does It Work?. Proc. 7th Intern. Conf. on the Biogeochem. of Trace Elements; Uppsala'03.
- GIGLIOTTI C, FARINI F (2002). Microbial biomass response to heavy metals in the field. En: "Soil Mineral-Organic Matter-Microorganisms Interactions and Ecosystem Health". (Eds.: A Violante, PM Huang, JM Bollag y L Gianfreda). "Developments in Soil Science" Volume 28B, . 247-255. Elsevier Science B.V.
- GRIMALT JO, MACPHERSON E (Editors) (1999). The Environmental impact of the mine tailing accident in Aznalcóllar (special issue)The Science of the Total Environment 242, 1-337.
- ICOBTE (2001) 6th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Guelph, Canadá.
- ICOBTE (2003) 7th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Uppsala, Suecia.
- INSAM H, MERSCHACK P (1997). Nitrogen leaching from forest soil cores after amending organic recycling products and fertilizers. Waste Management Research 15, 277-292.
- ISKANDAR K, ADRIANO DC (1997) Remediation of soils contaminated with metals – a review of current practices in USA. En: "Remediation of soils contaminated with metals". (Eds.: IK Iskandar y DC Adriano). Cap. 1, 1-26. Science Reviews, Northwood.
- KABATA-PENDIAS A, PENDIAS H (1992). Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Ratón.
- KABATA-PENDIAS A (2004). Soil-plant transfer of trace elements – an environmental issue. Geoderma 122, 143-149.
- LÓPEZ PAMO E, BARETTINO D, PACHECO A, ALONSO C (2001). Valoración geoquímica de los suelos de la vega del Guadiamar finalizada la actuación de retirada de lodos. Boletín Geológico y Minero 112, 189-197.
- LÓPEZ PAMO E, BARETTINO D, PACHECO A, ORTIZ C, ARRÁNZ G, GUMIEL JC, MARTÍNEZ PLEDEL B, APARICIO M, MONTOUTO O (1999). The extent of the Aznalcóllar pyrite sludge spill and its effects on soils. The Science of the Total Environment 242, 57-88.
- MADEJÓN E, PÉREZ DE MORA A, FELIPE E, BURGOS P, CABRERA F (2005a). Soil chemical properties and revegetation of a trace element contaminated soil after assisted natural remediation. Environmental Pollution (en prensa).
- MADEJÓN P (2004). Elementos traza y nutrientes en plantas y suelos afectados por el vertido minero de Aznalcóllar. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- MADEJÓN P, MURILLO JM, MARAÑÓN T, CABRERA F, LÓPEZ R (2001). Elementos traza en gramíneas afectadas por el vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar. Investigación Agraria. Producción y Protección Vegetal 16, 429-446.
- MADEJÓN P, MURILLO JM, MARAÑÓN T, CABRERA F, LÓPEZ R (2002). Bioaccumulation of As, Cd, Cu, Fe and Pb in wild grasses affected by the Aznalcóllar mine spill (SW Spain). The Science of the Total Environment 290, 105-120.

- MADEJÓN P, MURILLO JM, MARAÑÓN T, CABRERA F, SORIANO MA (2003). Trace element and nutrient accumulation in sunflower plants two years after the Aznalcóllar mine spill. *The Science of the Total Environment* 307, 239-257.
- MADEJÓN P, MARAÑÓN T, MURILLO JM, ROBINSON B (2004). White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. *Environmental Pollution* 132, 145-155.
- MADEJÓN P, MURILLO JM, MARAÑÓN T, CABRERA F (2005b). Bioaccumulation of trace elements in a wild grass three years after the Aznalcóllar mine spill (South Spain). *Environmental Monitoring and Assessment* (en prensa).
- MARAÑÓN T, MURILLO JM, MADEJÓN P (2003). Efectos del vertido en la vegetación natural de la zona afectada y situación actual de la vegetación implantada en el Corredor Verde. *Jornadas sobre la Restauración del río Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar*.
- MENCH M, VANGRONSVELD J, LEPP NW, EDWARDS R (1998). Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments. En: "Metal-contaminated soils: In situ inactivation and phytoremediation". Cap. 9, 151-182. (Eds.: J Vangronsveld y SD Cunningham). Springer-Verlag and R.G. Landes, Georgetown, Texas, EEUU.
- MORENO F, CABRERA F, FERNÁNDEZ J E, GIRÓN IF (2001). Propiedades hidráulicas y concentración de metales pesados en los suelos y en las aguas de drenaje de dos zonas afectadas por el vertido. *Boletín Geológico y Minero* 112, 178-184.
- MURILLO JM, MADEJÓN E, MADEJÓN P, CABRERA F (2005). The response of wild olive to the addition of a fulvic acid-rich amendment to soils polluted by trace elements (SW Spain). *Journal of Arid Environments* 63, 284-303.
- PÉREZ DE MORA A, BURGOS P, MADEJÓN E, CABRERA F, JAECKEL P, SCHLOTTER M (2005a). Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments. *Soil Biology & Biochemistry* (en prensa).
- PÉREZ DE MORA A, BURGOS P, ORTEGA-CALVO JJ, CABRERA F, MADEJÓN E (2005b). Microbial function after assisted natural remediation of a trace element polluted soil. 1st International Conference on Environmental Industrial and Applied Microbiology.
- PÉREZ DE MORA A, ORTEGA-CALVO JJ, CABRERA F, MADEJÓN E (2005c). Changes in enzyme activities and microbial biomass after "in situ" remediation of a heavy metal-contaminated soil. *Applied Soil Ecology* 28, 125-137.
- SCHNOOR JL (1997). Phytoremediation. Technology Evaluation Report. GWRTAC Series TE-98-01. Pittsburgh, PA.
- SIERRA J, MONTSERRAT G, MARTÍ E, GARAU MA, CRUAÑAS R (2003). Contamination levels remaining in Aznalcóllar spill-affected soils (Spain) following pyritic sludge removal. *Soil and Sediment Contamination* 12, 523-539.
- SIMÓN M, ORTIZ I, GARCÍA I, FERNÁNDEZ E, FERNÁNDEZ J, DORRONSORO C, AGUILAR J (1999). Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcóllar, Spain). *The Science of the Total Environment* 242, 105-115.

- SMIT E, LEEFLANG P, WERNARS K (1997). Detection of shifts in microbial community structure and diversity in soil caused by copper contamination using amplified ribosomal DNA restriction analysis. *FEMS Microbiology Ecology* 23, 249-261.
- USEPA (1995). *Bioremediation of Hazardous Wastes: Research, Development, and Field Evaluations*. EPA/540/R-95/532. Office of Research and Development Washington DC.
- USEPA (1996). *A Citizen's Guide to Innovative Treatment Technologies for Contaminated Soils, Sludges, Sediments, and Debris*. Technology Fact Sheet. EPA 542-F-96-001. Technology Innovation Office.
- USEPA (1997a). *Technology alternatives for the remediation of soils contaminated with As, Cd, Cr, Hg, and Pb*. EPA/540/S-95/500. Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC 20460.
- USEPA (2000). *Introduction to phytoremediation*. EPA/600/H-99/107. National Risk Management Laboratory. Office of Research and Development. Cincinnati.
- VAN CAUWENBERGHE L, ROOTE DS (1998). *In Situ Bioremediation*. TO-98-01. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Pittsburgh.
- VANGRONSVELD J, CUNNINGHAM SD (1998). Introduction to the concepts. En "Metal-contaminated soils: In situ Inactivation and phytoremediation" (J Vangronsveld y SD Cunningham). Cap. 1, 1-15. R.G. Landes Co. Georgetown, TX.
- WENZEL WW, ADRIANO DC, SALT D, SMITH R (1999). Phytoremediation: a plant-microbe-based remediation system. En: "Bioremediation of contaminated soils". *Agronomy Monograph No. 37*. Cap. 18, 457-508. American Society of Agronomy. SSSA, Madison.

Universidad Complutense

FACULTAD DE FARMACIA



Trabajo Fin de Grado. Departamento de Edafología

APLICACIÓN DE LA FITORREMEDIACIÓN A SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS

Autor: Sara Bayón Sanz

DNI: 03474661-M

Tutor: Inmaculada Valverde Asenjo

ÍNDICE

1. RESUMEN	3
2. INTRODUCCIÓN	3-8
3. OBJETIVOS	9
4. METODOLOGÍA	9-10
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	11-20
a. Análisis bibliográfico	11-12
b. Recuperación de los suelos. Técnicas de fitorremediación.....	12- 17
c. Fitoextracción de metales pesados. Relación con la biodisponibilidad y forma de aumentarla.....	17-18
d. Mecanismos de absorción, translocación y tolerancia.....	18-19
e. Limitaciones.....	19-20
f. Tendencias.....	20
6. CONCLUSIONES	20-21
7. BIBLIOGRAFÍA	21-23



“Suelos sanos para una vida sana” es el lema que la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) ha elegido para el Año Internacional de los Suelos 2015. Nuestros suelos están en peligro debido a la expansión de las ciudades, la deforestación, el insostenible uso de la tierra y las prácticas de gestión, la contaminación, el sobrepastoreo y el cambio climático. El ritmo actual de degradación de los suelos amenaza la capacidad de satisfacer las necesidades de las generaciones futuras. En este contexto, la FAO pretende apoyar políticas y medidas eficaces para la gestión y protección de los recursos del suelo, promoviendo inversiones en actividades sostenibles de gestión de los suelos y concienciando a la sociedad.

1. RESUMEN

Los metales pesados constituyen uno de los grupos de contaminantes ambientales sujetos a una mayor investigación y preocupación, fundamentalmente debido a su persistencia, a las bajas concentraciones a las que pueden manifestar sus efectos tóxicos. Todo esto, junto con su acumulación progresiva y/o su transferencia a otros medios naturales (como las aguas subterráneas), su entrada en la cadena trófica, etc., suponen una amenaza para la salud humana y la de los ecosistemas. Por todo esto, la legislación europea obliga a restaurar de dichos suelos mediante acciones de remediación que permitan extraer, controlar, contener o reducir los contaminantes de un área determinada. Dentro del amplio abanico de tecnologías existentes para ello, la fitorremediación, que implica la utilización de plantas, y en especial la fitoextracción, se presenta como una técnica emergente que supone, generalmente, unos menores costes y una menor destrucción y alteración del medio. Sin embargo, se encuentra todavía en fase experimental y presenta grandes limitaciones que la convierten en un proceso lento y difícil de llevar a la práctica, dada la competencia con otras técnicas usualmente empleadas. Esto se advierte por el escaso número de artículos, aunque se percibe en aumento en las bases de datos ISI Web of Science y Science Direct. Las últimas tendencias se dirigen a la identificación de los genes que codifican la hiperacumulación de metales pesados específicos. Es de vital importancia, ya que nos daría la posibilidad de crear plantas transgénicas combinando las características deseables en una sola especie vegetal, sin embargo existe una carencia de estudios de campo que permitan comprobar su viabilidad.

Palabras clave: *soil, phytoremediation, heavy metals, soil contamination, soil-heavy metals.*

2. INTRODUCCIÓN

El suelo se define generalmente como la capa superior de la corteza terrestre, constituida por partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos. La interrelación entre estos componentes y los distintos factores que participan en su formación (la roca o material original, el clima, los seres vivos, etc.), hacen del suelo un medio extremadamente complejo y variable que constituye la base funcional de todos

los ecosistemas terrestres, resultando tan esencial para las sociedades humanas como el aire y el agua. Entre las funciones que desempeña el suelo, éste actúa como una barrera natural en el control del transporte de elementos químicos y sustancias a la atmósfera, la hidrosfera y la biota. Sin embargo, su carácter de recurso no renovable (por su formación extremadamente lenta) y la difícil, y también lenta, recuperación de los suelos degradados, producen cambios en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres que pueden trascender a otros medios naturales. (EEA, 2002).

La contaminación constituye uno de los ocho procesos claves de degradación de los suelos identificados en el marco de la Unión Europea (EC-JCR, 2005). Se estima que el número de suelos potencialmente contaminados en la Unión Europea está entre 3.250.000 y 3.600.000, y la gran mayoría de estos suelos presentan cantidades variables de metales pesados que son movilizados, principalmente, por diferentes actividades antropogénicas (Diez Lázaro, 2008). De acuerdo con la “Estrategia Temática de la Protección del Suelo” por parte de la Comisión Europea (COM 231 final, 2006), los estados europeos están obligados a realizar un inventario de las áreas contaminadas de su territorio, lo que aporta una importante información sobre la magnitud del problema existente. En España, el inventario realizado por la Comunidad Autónoma de Madrid (2001) puntualiza que los contaminantes predominantes en los suelos son los metales pesados, Figura 1.

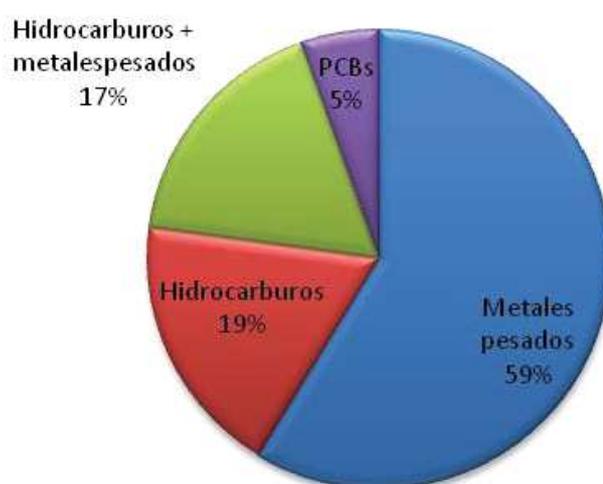


Figura 1. Principales contaminantes encontrados en los suelos contaminados de la Comunidad de Madrid (Comunidad de Madrid, 2001).

El término de “metal pesado” se refiere a aquellos metales de la tabla periódica cuyo peso específico es superior a 5 g/cm³ o que tienen un número atómico por encima de 20, excluyendo generalmente a los metales alcalinos y elementos alcalinotérreos (Tiller, 1989). Sin embargo, el término resulta algo impreciso si se tienen en cuenta las propiedades físico-químicas de los elementos, especialmente las propiedades iónicas que definen la capacidad de complejación y las propiedades biológicas. Se han utilizado otros términos como “metal tóxico” o “elemento traza”, sin que ninguno de ellos se refiera a los mismos elementos, resultando igualmente poco satisfactorios (Diez Lázaro, 2008). En cualquier caso, de acuerdo con Tiller (1989), parece que el término de “metal pesado” puede ser utilizado de una forma globalizadora para referirse a aquellos metales y metaloides clasificados como contaminantes ambientales.

Los metales pesados pueden presentarse en el suelo bajo diferentes formas: solubles en la solución del suelo, como iones intercambiables de los coloides que integran el complejo de cambio, formando complejos con la materia orgánica, adsorbidos en los óxidos e hidróxidos de Fe, Mn y Al, sulfuros y fosfatos y como constituyentes de los minerales del suelo. A su vez, dichas formas de retención representan diferentes grados de disponibilidad relativa para organismos del suelo, vegetación, etc (López arias y Grau Corbí 2004). Sin embargo, la disponibilidad de los metales en el suelo, depende de diversos factores tales como el pH, la capacidad de intercambio de cationes, el potencial redox, el propio tipo y especiación química de los elementos metálicos o el material carbonatado, etc. (Alloway, 1995). En particular, en la cuenca Mediterránea es común la presencia de suelos carbonatados en uno o varios de sus horizontes que, junto con la alternancia de periodos húmedos y secos y la existencia de un larga estación cálida, favorece la retención metálica en el suelo. Sin embargo, la acción de los organismos del suelo y/o cambios en las condiciones ambientales (ej., una disminución del pH del suelo) pueden favorecer un incremento en la disponibilidad de la concentración de metales pesados (de Santiago et al., in press).

Las fuentes naturales más significativas de metales pesados derivan de los procesos de erosión del sustrato rocoso y de las erupciones volcánicas (Ali, 2013), pero su contribución es insignificante si comparamos estas fuentes con las diversas acciones

antropogénicas (Salazar y Pignata, 2014). La UE distingue cinco categorías de actividades potencialmente contaminantes de metales pesados (Van-Camp et al., 2004):

- Industria: accidentes, vertidos, escapes o fugas, almacenamiento y deposición de residuos.
- Actividades mineras: con un riesgo generalmente asociado con el almacenamiento y deposición de escombreras, drenajes ácidos y el uso de ciertos reactivos químicos.
- Actividades de procesado de residuos: Se estima que el 57% de los residuos municipales generados en la UE se llevan a un vertedero; el 87% en la CEE (EEA, 1995).
- Tráfico: a través de emisión de gases, pérdidas de aceites y gasolinas, abrasión de gomas de los neumáticos, etc.
- Otras actividades: productos de construcción usados sobre el suelo (hormigones, pinturas), prácticas inadecuadas de agricultura (uso de fertilizantes y pesticidas) almacenamientos privados y comerciales (tanques, gasolineras), sistemas de tratamientos de aguas, etc.

Los metales pesados constituyen uno de los grupos de contaminantes ambientales sujetos a una mayor investigación y preocupación, fundamentalmente debido a su persistencia y a las bajas concentraciones a las que pueden manifestar sus efectos tóxicos (Salazar y Pignata, 2014). Su perpetuación, acumulación progresiva y/o su transferencia a otros medios naturales, como las aguas subterráneas, entrada en la cadena trófica, etc., supone una amenaza para la salud humana y la de los ecosistemas (Becerril Soto et al., 2007).

En particular, los metales pesados forman radicales libres que causan estrés oxidativo en los seres vivos (Mudipalli, 2008). El estrés oxidativo se refiere a una mayor generación de especies reactivas de oxígeno (ROS), que pueden disminuir las defensas antioxidantes intrínsecas de las células, conduciendo a daño o muerte celular (Das et al., 2008, Krystofova et al., 2009 y Sánchez-Chardi et al., 2009). Además, pueden sustituir a los metales esenciales en pigmentos o enzimas interrumpiendo su función

(Malayeri et al., 2008). En cuanto a sus efectos tóxicos, los metales pesados más problemáticos son Hg, Cd, Pb, As, Cu, Zn, Sn y Cr como se muestra en la Tabla 1 (Ghosh, 2010). De estos, Hg, Cd, Pb y As son metales pesados no esenciales, mientras que Cu y Zn son metales pesados esenciales (oligoelementos). Los problemas de salud causados dependen del metal pesado que se trate, su estado de concentración y oxidación, etc.

Tabla 1. Efectos en la salud humana de metales pesados específicos (Ail, 2013).

Metal pesado	Efecto en la salud
As	Es análogo del fosfato y causa interferencias en procesos celulares esenciales como es la fosforilación oxidativa y la síntesis de ATP.
Cd	Carcinogénico, mutagénico y teratogénico; disruptor endocrino; interferencias con el calcio en la regulación de sistemas biológicos; causa fallo renal y anemia crónica.
Cr	Causa pérdida del cabello.
Cu	Se ha encontrado que niveles elevados causan daños en el cerebro y el riñón, cirrosis hepática y anemia crónica, irritación intestinal y estomacal.
Hg	Ansiedad, enfermedades autoinmunes, depresión, pérdidas de equilibrio, modorra, fatiga, pérdida del cabello, insomnio, irritabilidad, pérdida de memoria, infecciones recurrentes, inquietud, fallos en la visión, temblor, arrebatos de temperamento?, úlceras y daños en el cerebro, riñón y pulmones.
Ni	Dermatitis alérgica; la inhalación puede causar cáncer de pulmón, nariz, mama, garganta y estómago; hematotoxicidad, neurotóxico, genotóxico, toxico reproductiva, toxico pulmonar, nefrotóxico, y hepatotóxico; causa pérdida del cabello.
Pb	Su ingesta causa problemas en los niños como subdesarrollo, reduce la inteligencia, pérdida de memoria a corto plazo, discapacidad del aprendizaje y problemas de coordinación; causa fallo renal; aumenta el riesgo a desarrollar enfermedades cardiovasculares.
Zn	La sobredosis puede causar mareo y fatiga.

La protección del suelo frente a la contaminación tiene una regulación específica: la ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados, desarrollada por el Real Decreto 9/2005, que establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de los suelos contaminados. Este último obliga a la restauración de dichos suelos mediante acciones de remediación que permitan extraer, controlar, contener o reducir los contaminantes de un área determinada. Dentro del amplio abanico de tecnologías existentes para la restauración de los suelos contaminados en metales pesados, la fitorremediación, que implica la utilización de plantas, se presenta como una técnica emergente que supone generalmente unos menores costes y una menor destrucción y alteración del medio. Sin embargo, todavía es una técnica en fase experimental y presenta grandes limitaciones que la convierten en un proceso lento y difícil de llevar a la práctica dada la competencia con otras técnicas usualmente empleadas (Salazar y Pignata 2014).

Las técnicas de fitorremediación se basan en el empleo de especies tolerantes a los metales. El término de especies metalofitas agrupa a una gran variedad de especies de plantas capaces de resistir, tolerar y sobrevivir en suelos con altos niveles de metales. Son endémicas de suelos con afloramientos naturales de minerales metálicos y pueden colonizar suelos degradados por actividades antrópicas, si tienen la oportunidad y el tiempo necesario. Sin embargo, tienen restringida supervivencia en zonas no mineralizadas y sobreviven específicamente en entornos contaminados por metales concretos. Las especies pseudometalófitas, de ámbito de distribución más extenso, son capaces de sobrevivir en suelos metalíferos en los que se han especializado tolerando los efectos tóxicos de los metales. Por otro lado, se pueden distinguir distintos mecanismos por los que las especies vegetales pueden sobrevivir en suelos con altos niveles de metales, y se habla de especies exclusoras, haciendo referencia a aquellas especies que desarrollan estrategias por las que impiden la entrada de metales pesados en la raíz y su transporte a los tejidos fotosintéticos; y de especies hiperacumuladoras cuando se especializan en acumular metales en sus tejidos aéreos llegando a superar el 2% de su peso seco (Becerril Soto et al., 2007).

3. OBJETIVOS

El conocimiento de estas técnicas novedosas de remediación de suelos, ha promovido la presente revisión bibliográfica, punto de partida para futuras investigaciones aplicadas, articulándose en los siguientes objetivos:

- Saber qué tipos de técnicas de fitorremediación son aplicables a la eliminación de metales pesados que pueden contaminar el suelo, relacionados en la bibliografía científica, sus características y limitaciones.
- Conocer su relación con la biodisponibilidad de metales pesados del suelo.
- Revisar los mecanismos de absorción, translocación y tolerancia de dichos metales en las plantas.

4. METODOLOGÍA

En la búsqueda bibliográfica realizada se han utilizado las bases de datos Science Direct e ISI Web of Science a través de la web del Consorcio Madroño que nos permite consultar todos los recursos electrónicos que contienen artículos de revistas, libros, informes, tesis... Las etapas que se han seguido incluyen:

Etapa 1. Revisión de todos los artículos que hacían referencia a las siguientes palabras clave: *soil, phytoremediation, heavy metals, soil contamination, soil-heavy metals*. Los artículos revisados se encuentran datados entre los años 1996 y 2015.

Etapa 2. A partir de los artículos obtenidos en la Etapa 1, se ha realizado un análisis preliminar de los estudios relacionados con el suelo y su contaminación; en especial por metales pesados y, tanto sus fuentes como su impacto en los ecosistemas y en la salud pública. También se ha revisado la legislación actual sobre residuos y suelos contaminados.

Etapa 3. Se ha desarrollado un segundo trabajo de revisión, con mayor detalle, de aquellos artículos relacionados con la fitorremediación en general. Se integraron en una sola lista los artículos de ambas bases de datos (en relación con las palabras clave *soil, phytoremediation, heavy metals, soil contamination, soil-heavy metals*). Para

completar esta etapa se realizó un análisis de las tendencias temporales sobre dichos artículos.

Etapa 4. Se han estudiado con mayor profundidad aquellos artículos correspondientes a las técnicas de fitorremediación, en concreto de fitoextracción de metales pesados relacionada con la biodisponibilidad de éstos en el suelo; los tipos de mecanismos de absorción, traslocación y tolerancia de los metales pesados en las plantas conocidos hasta el momento; y las limitaciones y las tendencias de estas técnicas. Esta última etapa se inició a partir de los artículos localizados en las bases de datos descritas, pero el proceso de revisión se amplió con nuevas referencias que aparecían en la bibliografía de los trabajos previamente revisados.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este apartado se consideran dos aspectos diferentes. Por un lado los resultados obtenidos del análisis bibliográfico expuesto en el punto anterior de metodología. A continuación se desarrolla el contenido de los artículos analizados sobre recuperación de suelos atendiendo a las técnicas de fitorremediación, en particular las características que definen a cada una de ellas. Se hace especial énfasis en la técnica de fitocorrección al ser la más investigada, la relación de esta técnica con la biodisponibilidad de los metales y la forma en que dicha biodisponibilidad puede ser incrementada. Así mismo se detallan los mecanismos de absorción, translocación y tolerancia por la vegetación, las limitaciones de estas estrategias de fitorremediación y las tendencias investigadoras.

a. Análisis bibliográfico

Desde el año 1996 hasta el 2015, existen un total de 227.348 artículos en la base de datos Science Direct y 118.606 artículos en ISI Web, que relacionan el suelo con las diferentes palabras clave, como se muestra en la Figura 2. Las diferencias observadas en el número de artículos ha justificado la utilización conjunta e integrada de ambas

bases de datos. Se excluye la información previa a 1996 en este apartado dado que las bases de datos no muestran los datos desglosados a partir de esta fecha.

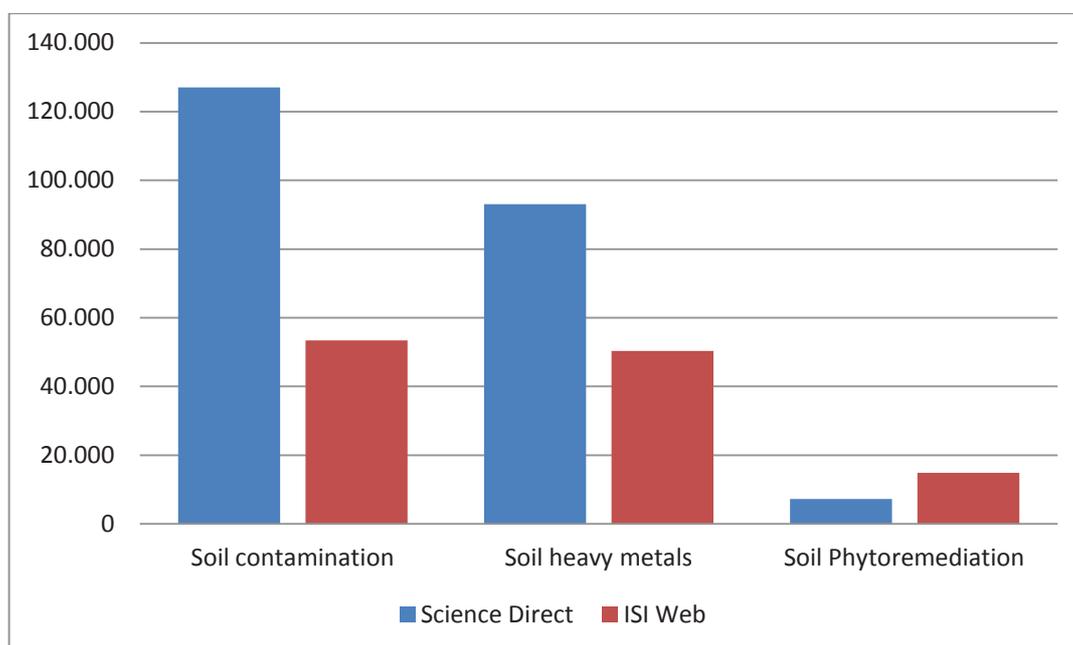


Figura 2. Grafica del número de artículos en cada una de las bases de datos por palabras clave. Bases de datos Science Direct e ISI Web (1996-2014).

En la Figura 3 se muestra la evolución temporal creciente de las investigaciones sobre *fitorremediación* en el periodo de tiempo considerado. Se puede percibir que hasta el año 1999 no se comenzó a investigar la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados con mayor intensidad, como refleja la pendiente. Esto podría atribuirse a la preocupación progresiva por la búsqueda de tecnologías menos invasivas para la extracción de metales pesados de los suelos.

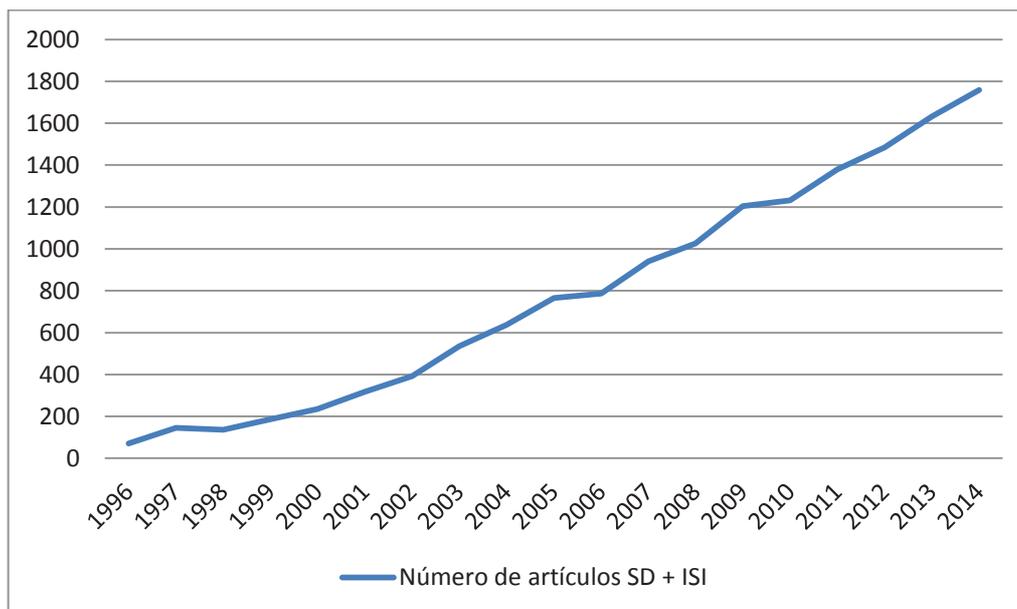


Figura 3. Gráfica de la evolución temporal de las investigaciones de la fitorremediación en las bases de datos elegidas. Bases de datos Science Direct e ISI Web (1996-2014).

En la Figura 4, obtenida a partir de la evolución temporal de las investigaciones sobre *fitorremediación* y, posteriormente, filtrando con el término *contaminación de los suelos y metales pesados*, se observa que el número de artículos, aunque en aumento progresivo es muy inferior a la búsqueda anterior, más general.

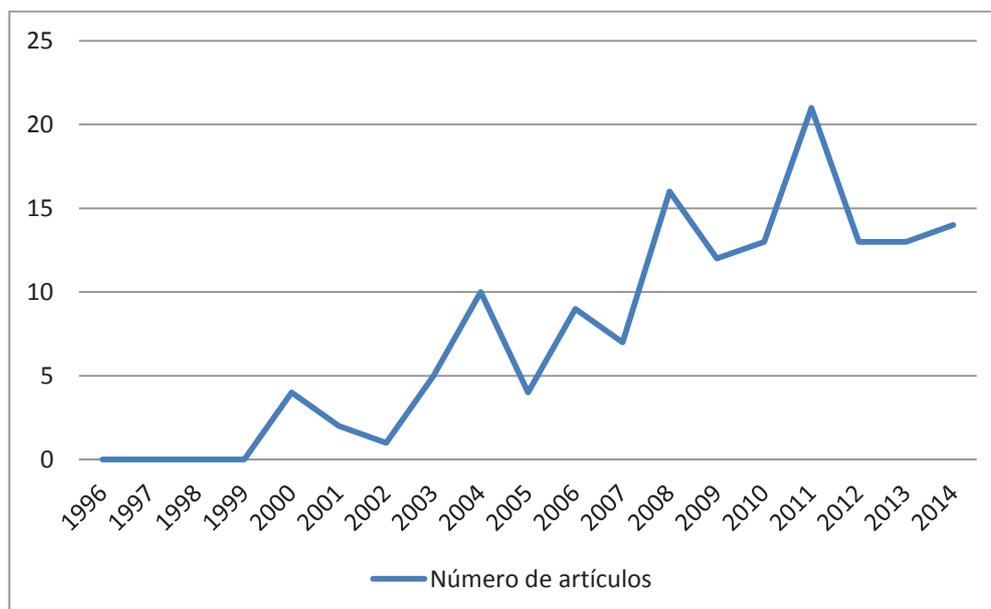


Figura 4. Evolución temporal de las investigaciones sobre fitorremediación filtrando los artículos relacionados con la contaminación de los suelos por metales pesados. Base de datos Science Direct (1996-2014).

b. Recuperación de los suelos. Técnicas de fitorremediación.

La elección de una estrategia de remediación dependerá de la naturaleza de los contaminantes. Los suelos contaminados con metales pesados son extremadamente difíciles de remediar y normalmente son excavados y sustituidos con suelo nuevo. Además, algunas zonas contaminadas con metales son tratadas con otras técnicas, como la lixiviación ácida, separación física del contaminante o procesos electroquímicos que tienen costes muy elevados (Cunningham, 1995). Por ello, se busca utilizar técnicas de remediación biológicas menos invasivas y costosas.

La fitorremediación es considerada a menudo como una alternativa para las tecnologías de remediación convencionales por ser una actividad económicamente sostenible, eficaz y respetuosa con el medio ambiente (Kumar P., 1995).

Las técnicas de fitorremediación son de diverso tipo: fitoextracción, fitoestabilización o fitomovilización, fitodegradación, rizodegradación, rizofiltración, fitovolatilización y fitosalinización (Figura 5).

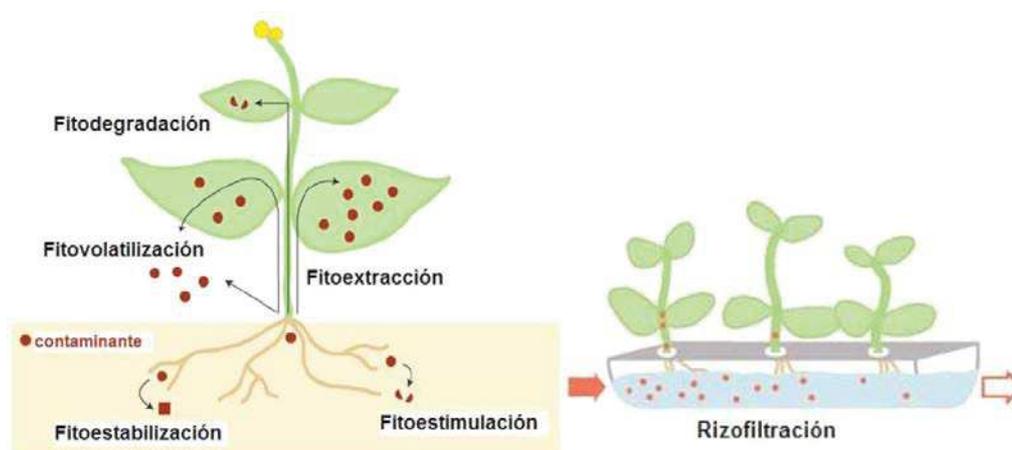


Figura 5. Representación esquemática de los distintos mecanismos de fitocorrección (Díez, 2008).

La **fitoextracción** (también conocida como fitoacumulación, fitoabsorción o fitosequestración) emplea la capacidad de las plantas para absorber y extraer el contaminante del suelo, especialmente metales, y acumularlo en sus tallos y hojas (Sekara et. Al., 2005; Yoon et al.; Rafati et al., 2011). Según Vangronsveld (2009), las plantas fitoextractoras ideales deberían poseer las siguientes características:

- Elevado índice de crecimiento.

- Elevada producción de biomasa.
- Sistema radicular ampliamente distribuido y muy ramificado.
- Acumular metales pesados del suelo.
- Translocar los metales pesados acumulados desde la raíz hasta los brotes.
- Tolerar los efectos tóxicos de los metales pesados.
- Presentar buena adaptación a las condiciones ambientales y climáticas de la zona y resistencia a patógenos y plagas.
- Deben ser de fácil cultivo y cosecha.
- Y repeler a los herbívoros para evitar la contaminación de la cadena alimentaria.

En el proceso de fitoextracción, tal y como indica la Figura 6, primero se elegirá la especie apropiada que será cultivada en un suelo contaminado determinado. Tras haberse llevado a cabo la extracción del contaminante por la planta, se retirará la cosecha, ahora convertida en biomasa enriquecida por el metal pesado que contaminaba el suelo. Posteriormente, se llevará a cabo el tratamiento de la cosecha; por compostaje, compresión o tratamientos térmicos por ejemplo, para reducir el volumen y/o el peso de biomasa. Por último ésta materia prima se procesará como si se tratara de un residuo peligroso, o se reciclará para recuperar los elementos que podrán tener valor económico (Vangronsveld et al., 2009).

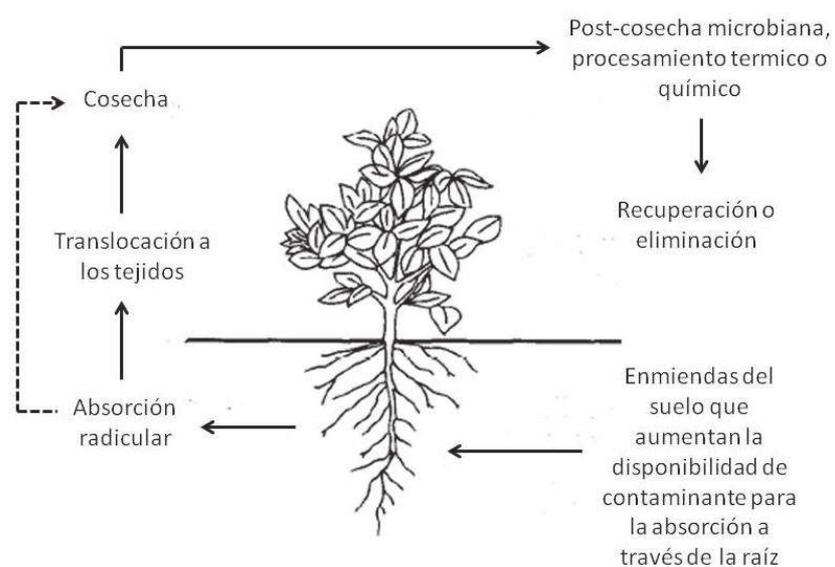


Figura 6. Proceso implicado en la fitoextracción de contaminantes del suelo (Cunningham, 1995).

La **fitoestabilización** o **fitoinmovilización** (Figura 7) es el uso de plantas para estabilizar los contaminantes en suelos contaminados (Singh, 2012). Esta técnica es utilizada para inmovilizar y reducir la biodisponibilidad de contaminantes en el suelo, previniendo su migración a aguas subterráneas o su entrada en la cadena trófica. Las plantas pueden inmovilizar los metales pesados en los suelos a través de adsorción por la raíz, precipitación, complejación o reducción de la valencia del metal en la rizosfera (que hace el metal menos tóxico como sucede, por ejemplo, con la reducción del Cr VI a Cr III). Esta técnica no es una solución permanente porque los metales pesados permanecen en el suelo, solo se limita su movimiento, por ello actualmente es una estrategia utilizada para estabilizar o inactivar contaminantes potencialmente tóxicos (Hazrat Ali et al., 2013).

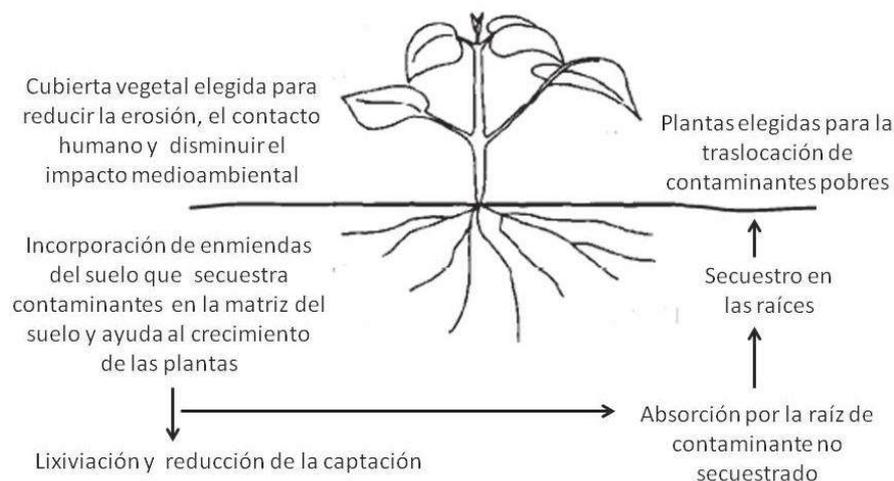


Figura 7. Procesos implicados en la fitoestabilización de los suelos contaminados.

La **fitodegradación** (Figura 8) es la degradación de contaminantes orgánicos por las plantas con la ayuda de enzimas como la deshalogenasa y la oxigenasa, no dependientes de los microorganismos de la rizosfera (Vishnoi and Srivastava, 2008). Las plantas pueden acumular xenobióticos orgánicos de suelos contaminados y detoxificarlos por sus actividades metabólicas. Esta estrategia está limitada solo a contaminantes orgánicos, ya que los metales pesados no son biodegradables (Doty et al., 2007).

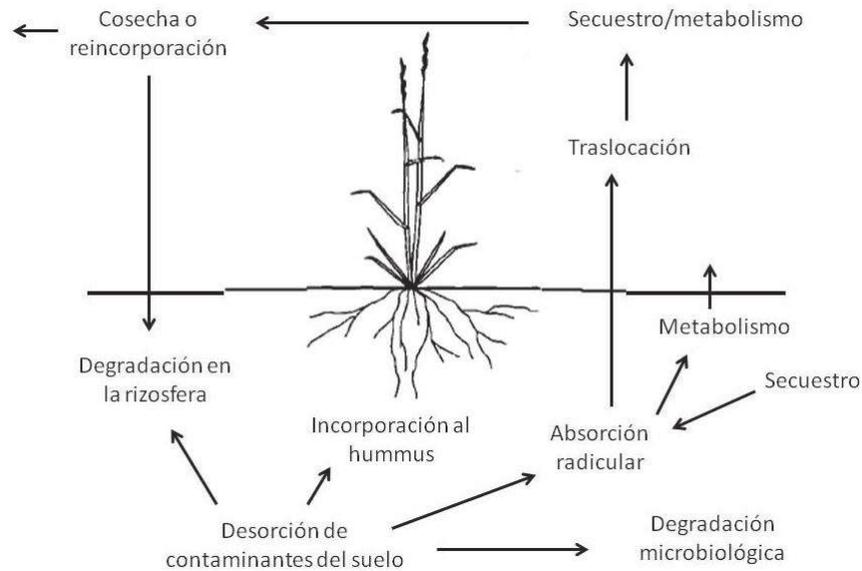


Figura 8. Procesos de fitodegradación de contaminantes orgánicos en el suelo (Cunningham, 1995).

La **rizodegradación** refiere a la descomposición de contaminantes orgánicos en el suelo por microorganismos presentes en la rizosfera (Mukhopadhyay and Maiti, 2010). En esta zona del suelo las plantas secretan exudados ricos en carbohidratos, aminoácidos y flavonoides; creando así un entorno rico en nutrientes que estimula la actividad metabólica microbiana hasta cien veces mayor de lo normal.

La **rizofiltración** se basa en que algunas plantas acuáticas, de humedales, algas, bacterias y hongos, resultan ser buenos biosorbentes de metales presentes en las aguas contaminadas a través de las raíces. Aunque los estudios en este sentido son prometedores, la limpieza a gran escala utilizando esta técnica no está demostrada excepto para algunas aplicaciones limitadas (Díez, 2008).

La **fitovolatilización** es la absorción de contaminantes del suelo por plantas, su conversión a formas volátiles y su posterior liberación a la atmósfera. Es una estrategia utilizada con contaminantes orgánicos y algunos metales pesados como Hg y Se; pero en esta técnica existe una controversia, ya que no se excluye completamente el contaminante, sino que se transfiere del suelo a la atmósfera, donde puede volver a ser redepositado (Hazrat et al., 2013).

La **fitodesalinación** es una técnica reciente emergente. Se refiere al uso de plantas halófitas para suprimir el cloruro sódico de suelos salinos que hacen imposible el crecimiento normal de otras plantas (Hazrat et al., 2013).

c. Fitoextracción de metales pesados. Relación con la biodisponibilidad y forma de aumentarla.

La fitoextracción es la técnica de fitorremediación más útil para eliminar los metales pesados de los suelos contaminados (Hazrat et al., 2013). Sin embargo, la eficiencia de esta técnica depende de las formas químicas en las que se encuentran los metales en el suelo, cuya movilidad y biodisponibilidad viene determinada, en gran medida, por el conjunto de los diferentes componentes del suelo, así como por los factores químicos, físicos y biológicos que influyen en la reactividad de los componentes. Los procesos que gobiernan la compartimentalización de metales en los suelos se traducen en reacciones de adsorción-desorción y precipitación-disolución, que afectan directamente al reparto de metales entre la fase sólida y la acuosa, así como reacciones de complejación y oxidación-reducción que afectan a la reactividad del propio metal (solubilidad y biodisponibilidad). Como se dijo anteriormente, estas reacciones están controladas por factores ambientales como el pH, la capacidad de intercambio de cationes, el contenido de humedad de los suelos, el potencial redox y el propio tipo y especiación química de los elementos (Díez, 2008).

La biodisponibilidad de un elemento se refiere a las formas biológicamente disponibles que pueden llegar a ser absorbidas por un organismo e integrarse en su metabolismo y va a depender fundamentalmente de las formas o especiación en las que se encuentren los metales en el suelo y de la capacidad de absorción del propio organismo. A causa de esto, las plantas han desarrollado ciertos mecanismos de “solubilización” de metales pesados en el suelo:

- Las raíces pueden secretar a la rizosfera sustancias capaces de movilizar metales, denominadas fitosideróforos (Lone et al., 2008).

- También pueden excretar protones, que acidifican la rizosfera e incrementan la disolución de metales ya que pueden desplazar los cationes de metales pesados adsorbidos en partículas del suelo (Alford et al., 2010). Los exudados radiculares pueden disminuir el pH de la rizosfera en una o dos unidades, esto hace que aumente la concentración de metales pesados en disolución promoviendo su desorción (Thangavel and Subbhuraam, 2004).
- Además de esto, los microorganismos rizosféricos (mayoritariamente bacterias y hongos micorriza) pueden aumentar considerablemente la biodisponibilidad de metales pesados en el suelo, ya que las interacciones de sideróforos microbianos puede aumentar la labilidad de los metales y aumentar la absorción radicular (Mench et al., 2009).

La **fitoextracción inducida** es otra forma de aumentar la biodisponibilidad de metales pesados en el suelo. Se hace añadiendo diferentes quelantes, como el EDTA, el ácido cítrico, el sulfuro elemental y el sulfato amónico. Los quelatos forman complejos solubles en agua con los metales pesados y ayudan a la desorción de las partículas del suelo. En contraposición, estos tratamientos químicos causan problemas de contaminación secundaria, por ejemplo, el EDTA es no biodegradable y puede filtrarse y contaminar las aguas subterráneas, por ejemplo. Por ello se buscan quelantes biodegradables, como el ácido cítrico, de origen natural (Ali, 2013).

d. Mecanismos de absorción, translocación y tolerancia.

Los metales pesados son transportados al interior de la planta en forma de iones. Estos atraviesan una serie de transportadores especializados o acoplados a proteínas portadoras de protones en la membrana plasmática de la raíz (Greipsson, 2011). Posteriormente, los iones podrán ser almacenados en las raíces o translocados a los tejidos a través de los vasos del xilema (Prasad, 2004) donde serán depositados en vacuolas, eliminando así el exceso de iones metálicos del citosol y así reducir las interacciones con los procesos metabólicos celulares. La compartimentalización de complejos metálicos en vacuolas es parte de los mecanismos de tolerancia en hiperacumuladoras, que se basan en la unión de la pared celular, activar el transporte

de iones a la vacuola y la quelación a través de la formación de complejos metálicos (Sheoran et al., 2011).

El viaje de los metales pesados desde el suelo hasta las vacuolas está controlado y regulado por gran variedad de moléculas especializadas en distintas funciones de transporte, complejación y secuestro. Las moléculas más importantes en los procesos de acumulación y tolerancia de metales son las fitoquelatinas (PCs) y las metalotioninas (MTs). Estas moléculas son ricas en grupos cisteinsulfhidrido que unen y secuestran iones de metales pesados formando complejos muy estables. Las plantas las expresan de manera natural para facilitar la translocación a través del xilema. Las PCs son péptidos sintetizados por la enzima fitoquelatina sintetasa, que se unen a los metales y son parte del sistema de detoxificación vegetal (Ali, 2013). Se expresan mayormente en las raíces y en menor medida en las hojas (Gomez et al., 2009). Por otro lado, MTs son un grupo de genes modificados, de bajo peso molecular, que unen proteínas a metales y cuya función es la de proteger las plantas de los efectos tóxicos de los iones metálicos (Sheoran et al., 2011).

e. Limitaciones.

Algunas de las limitaciones más importantes según Diez Lázaro (2008) y Hazrat (2013) son:

- La escasez de especies vegetales potencialmente utilizables y, que en ocasiones son foráneas e invasivas que afectarían a la biodiversidad local.
- El escaso crecimiento y producción de biomasa de la mayor parte de estas especies provocando la ralentización del proceso.
- El excesivo tiempo requerido para la recuperación del suelo. Se calcula que la descontaminación satisfactoria de suelos moderadamente contaminados requiere una eliminación de 200-1.000 kg de metal por hectárea y por año en un período de veinte años (Cunningham., 1995).

- La dificultad de movilizar la fracción de iones metálicos más fuertemente unidos al sustrato, limitando la biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo.
- Es aplicable a sitios con niveles bajos o moderados de contaminación por metales porque el crecimiento de estas plantas no es posible en suelos muy contaminados.
- Hay riesgo de contaminación de la cadena alimentaria.

f. Tendencias

Actualmente la mayoría de investigaciones se limitan a realizar estudios de laboratorio e invernadero y muy pocos tienen lugar en situaciones reales de campo. En consecuencia, los resultados de estos estudios difieren mucho, ya que los estudios en exteriores están condicionados por numerosos factores ambientales.

Las últimas tendencias se dirigen a la identificación de los genes que codifican la hiperacumulación de metales pesados específicos. Es de vital importancia ya que nos daría la posibilidad de crear plantas transgénicas combinando las características deseables en una sola especie vegetal (Hazrat, 2013).

6. CONCLUSIONES

Al ser una técnica novedosa, el número de artículos que relaciona las técnicas de fitorremediación con metales pesados es reducido. Además, dado su carácter experimental, su aplicación presenta grandes limitaciones que la convierten en un proceso lento y difícil de llevar a la práctica al ser poco competitivas con otras técnicas de remediación habitualmente empleadas.

En la mayoría de los casos, las investigaciones se centran en los mecanismos fisiológicos de acumulación de metales pesados en plantas, obteniendo importantes progresos. Las últimas tendencias apuntan a la comprensión de los mecanismos moleculares relacionados con la eliminación de metales pesados.

El estudio de los mecanismos de absorción, traslocación y tolerancia de las plantas se centra, en gran medida, en los procesos de identificación, aislamiento y caracterización de las biomoléculas que intervienen en dichos procesos.

Para asegurar el éxito de la fitorremediación como una técnica viable de limpieza de metales pesados en el suelo, no deben dejarse de lado los estudios de campo con los que deberían validarse los resultados obtenidos en el laboratorio.

7. BIBLIOGRAFÍA

1. Alford, E.R., Pilon-Smits, E.A.H., Paschke, M.W., 2010. Metallophytes – a view from the rhizosphere. *Plant Soil* 337, 33–50.
2. Ali H., Khan E., Sajad, M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metals – Concepts and applications. *Chemosphere*, 91 (2), 869-881.
3. Alloway, B.J. 2012. Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. En: *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soil and Their Bioavailability*. Chapter 2, Third edition. University of Reading, UK. p. 11-50.
4. Becerril Soto, J.M., Barrutia Sarasua, O., García Plazaola, J.I., Hernández, A., Olano Mendoza, J.M., Garbisu Crespo, C., 2007. Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Ecosistemas*. 16 (2), 50–55.
5. BOE nº 15, 2005. Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
6. COM 231 final. 2006. Estrategia temática para la protección del suelo. Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. pp. 13.
7. Comunidad de Madrid, 2001. “Plan Regional de actuación en materia de suelos contaminados de la Comunidad de Madrid 2001 – 2006”. Consejería de Medio Ambiente - Junio 2001.
8. Cunningham, S.D., Berti, W.R., Huang, J.W. 1995. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnol.* 13, 393-397.
9. Das, K., Das, S., Dhundasi, S., 2008. Nickel, its adverse health effects and oxidative stress. *Indian J. Med. Res.*, 128, 412-425.
10. Díez Lázaro, F.J., 2008. Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas. Tesis doctoral, p. 6.
11. Doty, S.L., Shang, Q.T., Wilson, A.M., Moore, A.L., Newman, L.A., Strand, S.E., 2007. Enhanced metabolism of halogenated hydrocarbons in transgenic plants containing mammalian cytochrome P450 2E1. *P. Natl. Acad. Sci. USA*. Vol. 97, nº 12, 6287–6291.
12. EC-JCR. 2005. Soil Atlas of Europe. European Soil Bureau Network. European Commission. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg. pp 128.
13. EEA. 2002. Con los pies en la Tierra: la degradación del suelo y el desarrollo sostenible en Europa. En: *Problemas ambientales nº 16*. Agencia europea de medio Ambiente. Copenhague, pp 34.
14. Ghosh, M., Singh, S.P., 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by products. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 3, 1-18.
15. Gomez, N.E., Cozatl, D.M., Sanchez, R.M., Mendoza, D.G., Perez, O.Z., Hernandez, A.M., Santamaria, J.M., 2009. The Pb-hyperaccumulator aquatic fern *Salvinia minima* Baker, responds to Pb²⁺ by increasing phytochelatin synthesis via changes in SmPCS expression and in phytochelatin synthase activity. *Aquat. Toxicol.* 91, 320–328.
16. Greipsson, S., 2011. Phytoremediation. *Nat. Educ. Knowl.* 2, 7.
17. Krystofova, O., Shestivska, V., Galiova, M., Novotny, K., Kaiser, J., Zehnalek, J., Babula, P., Opatrilova, R., Adam, V., Kizek, R., 2009. Sunflower plants as bioindicators of environmental pollution with lead (II) ions. *Sensors* 9, 5040-5058.
18. Kumar, P.B.A.N., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, L., 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1232-8.
19. Licht, L., Isebrands, J., 2005. Linking phytoremediated pollutant removal to biomass economic opportunities. *Biomass Bioenerg.*, 28, 203-18.
20. Lone, M.I., He, Z., Stoffella, P.J., Yang, X., 2008. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: progresses and perspectives. *J. Zhejiang Univ. – Sci. B* 9, 210–220.

21. Malayeri, B.E., Chehregani, A., Yousefi, N., Lorestani, B., 2008. Identification of the hyper accumulator plants in copper and iron mine in Iran. *Pak. J. Biol. Sci.* 11, 490-492.
22. Mench, M., Schwitzguebel, J.-P., Schroeder, P., Bert, V., Gawronski, S., Gupta, S., 2009. Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 876–900.
23. Mudipalli, A., 2008. Metals (micro nutrients or toxicants) and global health. *Indian J. Med. Res.* 128, 331-334.
24. Prasad, M.N.V., 2004. Phytoremediation of metals in the environment for sustainable development. *Proc. Indian Natl. Sci. Acad. Part B* 70, 71–98.
25. Rafati, M., Khorasani, N., Moattar, F., Shirvany, A., Moraghebi, F., Hosseinzadeh, S., 2011. Phytoremediation potential of *Populus Alba* and *Morus Alba* for Cadmium, Chromium and Nickel absorption from polluted soil. *Int. J. Environ. Res.* 5, 961–970.
26. Robinson, B., Fernández, J.E., Madejón, P., Marañón, T., Murillo, J.M., Green, S., 2003. Phytoextraction: an assessment of biogeochemical and economic viability. *Plant Soil*, 249, 117-25.
27. Salazar, M.J., Pignata, M.L., 2014. Lead accumulation in plants grown in polluted soils. Screening of native species for phytoremediation. *J. Geochem. Explor.*, volume 137, 29-36.
28. Salt, D.E., Smith, R.D., Raskin, I., 1998. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Phys.* 49, 643-668.
29. Sánchez-Chardi, A., Ribeiro, C.A.O., Nadal, J., 2009. Metals in liver and kidneys and the effects of chronic exposure to pyrite mine pollution in the shrew *Crocidura russula* inhabiting the protected wetland of Doñana. *Chemosphere* 76, 387-394.
30. Sekara, A., Poniedzialek, M., Ciura, J., Jedrzczyk, E., 2005. Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops: implications for phytoremediation. *Pol. J. Environ. Stud.*, 14 (4), 509–516.
31. Sessitsch, A., Kuffner, M., Kidd, P., Vangronsveld, J., Wenzel, W. W., Fallmann, K., Pushenreiter, M., 2013. The role of plant-associated bacteria in the mobilization and phytoextraction of trace elements in contaminated soils. *Soil, Biol., Biochem.* 60, 182-194.
32. Sheoran, V., Sheoran, A., Poonia, P., 2011. Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 41, 168–214.
33. Thangavel, P., Subbhuraam, C., 2004. Phytoextraction: role of hyperaccumulators in metal contaminated soils. *Proc. Indian Natl. Sci. Acad. Part B* 70, 109–130.
34. Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnelajova, E., van der Lelie, D., Mench, M., 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environ. Sci. Pollut. R.* 16, 765-794.
35. Vishnoi, S.R., Srivastava, P.N., 2008. Phytoremediation-green for environmental clean. *Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference*, 1016–1021.
36. Witters, N., Mendelsohn, R., Van Passel, S., Slycken, S., Weyens, N., Schreurs, E., Meers, E., Tack, F., Vanheusden, B., Vangronsveld, J., 2012. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? II: Economic assessment of CO₂ abatement through the use of phytoremediation crops for renewable energy production. *Biomass Bioenerg.* 39, 470-477.
37. Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., Ma, L.Q., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci. Total Environ.* Vol. 368, 456–464.

Lavado de suelo contaminado con plomo y recuperación electroquímica del Pb

Víctor Miguel Martínez Arreguín¹, Roberto Aurelio Nuñez¹, Yunny Meas Vong¹,
Francisco Javier Avelar González², Francisco Javier Rodríguez Valadez^{1*}

¹ Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S. C.
Parque Tecnológico Sanfandila, C.P. 76700 Pedro Escobedo, Querétaro.
Tel: (442)-2116000, Fax: (442)-2116001.
Correo electrónico: frodriguez@cideteq.mx

Universidad Autónoma de Aguascalientes, Departamento de Fisiología.
Av. Universidad 940, CP 20010 Ciudad Universitaria
Aguascalientes, Aguascalientes.

Resumen

El proceso de industrialización en nuestro país provocó la generación de una gran diversidad de residuos, que ante la falta de una regulación jurídica adecuada, se dispusieron en forma inadecuada. En particular, recientemente se ha conocido de casos de contaminación con plomo en instalaciones dedicadas al reciclaje de baterías y en fundiciones que procesaban ese material. En este proyecto se evaluó la viabilidad técnica de la restauración del suelo mediante el proceso de lavado de suelo aplicado a una muestra obtenida de un sitio contaminado que contenía 57,000 mg/kg de Pb. La muestra fue tratada con diferentes agentes extractantes que permitieron eliminar del suelo cerca del 80% del plomo presente y los mejores casos cerca del 100%. De acuerdo a los resultados experimentales, la eficiencia del proceso está determinado por el pH, concentración de la solución utilizada y tiempo de extracción. En una segunda etapa, se realizaron pruebas para recuperar el cromo solubilizado en la etapa de extracción mediante un proceso de electrodeposición, observándose eficiencias de recuperación del plomo mayor al 80%.

1. Introducción

El proceso de industrialización en nuestro país provocó la generación de una gran diversidad de residuos, que ante la falta de una regulación jurídica adecuada, se dispusieron en forma inadecuada en las propias instalaciones de las empresas, en terrenos aledaños a las plantas industriales así como barrancas, cañadas, basureros, terrenos baldíos, ríos y lagunas.

La Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) realizó en el año 2000 un estudio de “Identificación y caracterización de sitios contaminados con residuos peligrosos”, considerando 17 estados de la república. En dicho estudio se identificaron 105 sitios contaminados, en los que no es posible identificar a los responsables, y donde se logró determinar los contaminantes presentes. Los metales pesados son los contaminantes predominantes, seguidos por los residuos biológico infecciosos así como las grasas y los aceites, solventes orgánicos, compuestos inorgánicos e hidrocarburos. En los últimos años se han conocido casos de contaminación con metales en instalaciones industriales específicas donde se ha identificado contaminación del suelo con plomo, arsénico y cadmio preferentemente.

El lavado de suelo se comenzó a utilizar como una técnica de restauración de sitios contaminados en Holanda hacia el año de 1982 como una necesidad debido a la identificación de un número importante de lugares contaminados como resultado de el crecimiento industrial. El lavado de suelos es una técnica de restauración ex-situ que emplea la extracción física y química seguidas de un proceso de separación que logra disminuir la cantidad de contaminantes presentes en el suelo. La extracción se realiza utilizando diferentes soluciones extractantes, principalmente agentes ácidos y quelantes y en cuyo proceso intervienen diferentes factores como el pH, el tipo de suelo, la capacidad de intercambio de cationes, la presencia de materia orgánica, la antigüedad de la contaminación y la presencia de otros contaminantes inorgánicos. El procedimiento típico de un proceso de lavado se muestra en la figura 1.

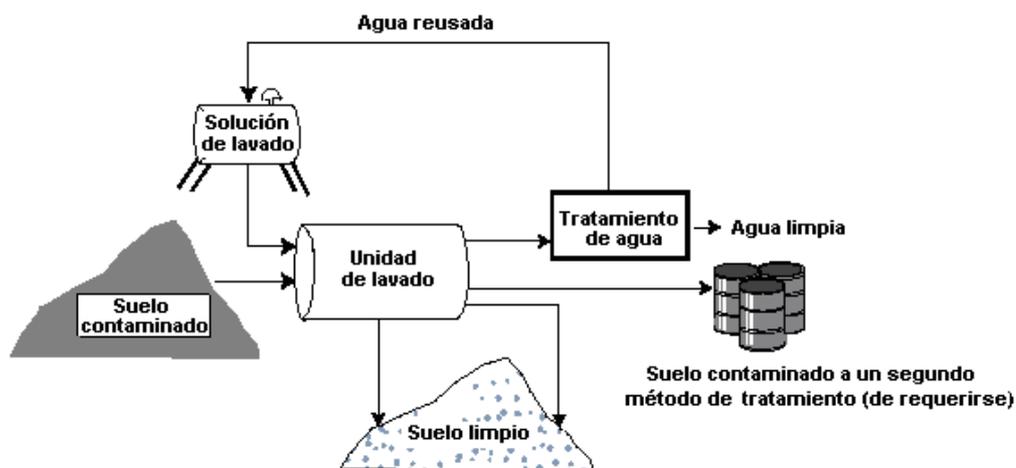


Figura 1. Proceso típico de lavado de suelo.

Se han realizado diferentes pruebas a nivel laboratorio para la extracción de metales en suelo utilizando diferentes extractantes como el EDTA, ácido cítrico, glucanato, oxalato, acetato, H_3PO_4 y agua obteniéndose diferentes eficiencias de eliminación del metal en suelo. Los mejores resultados utilizando EDTA, ácido cítrico y el acetato de amonio. Existen trabajos que reportan eficiencias de remoción de Pb entre el 54 y 68% cuando se utiliza EDTA, aunque algunos otros autores reportan eficiencias mayores al 80% y en otros casos cercanos al 100%. A escala real el lavado de suelo ha sido utilizado en diferentes instalaciones industriales en EUA en sitios donde se detectó contaminación por plomo en instalaciones destinadas al reciclaje de baterías.

Una vez que el metal se ha extraído del suelo, la solución con el agente quelante y el metal se puede someter a un tratamiento electroquímico que permite separar el metal. De esta manera, se obtiene el metal puro que puede ser utilizado nuevamente y una solución de extractante que puede usarse para el lavado de otra fracción del suelo contaminado. La recuperación de los metales por métodos electroquímicos ha mostrado ser eficiente, ya que se puede alcanzar una recuperación del 97% en el caso del Pb, 92% para el Hg y 23 para el Cr con eficiencia de corriente del proceso electroquímico de 0.6 para Pb y Hg y de 0.18 para el Cr.

2. Condiciones Experimentales

2.1 Pruebas de extracción

Se realizaron diferentes pruebas a nivel laboratorio para la extracción de metales en suelo utilizando diferentes soluciones ácidas y agentes quelantes. Se colocaron 5 gr de muestra de suelo en un matraz y se le adicionan 50 mL del agente extractante. Para evaluar el efecto del extractante se utilizaron soluciones de EDTA 0.05 M, ácido acético 0.1 M, acetato de sodio 0.1 M y agua. La mezcla de tierra-extractante se mantuvo en agitación durante un tiempo de 8 horas para provocar la solubilización del metal. Una vez que transcurrido el tiempo de extracción, se filtra la muestra y al filtrado se le determinó la concentración de plomo. Las determinaciones de plomo en el extracto se realizaron utilizando un espectrómetro de absorción atómica Perkin Elmer.

En una segunda etapa se realizaron pruebas de extracción a diferentes valores de pH, entre 7.67 y 2.0, para conocer el efecto de este parámetro sobre la eficiencia de extracción del plomo. Posteriormente se realizaron pruebas de extracción para evaluar el efecto de la concentración del extractante sobre el proceso, para lo cual se utilizaron soluciones de 0.05, 0.1, 0.2 y 0.3 M de ácido acético, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4 y 0.5 M para el acetato de sodio así como 0.05, 0.1 y 0.2 M para el EDTA. Finalmente, con el fin de conocer el efecto del tiempo de extracción, se realizaron pruebas utilizando diferentes tiempos de contacto entre 4 y 24 horas.

2.2 Recuperación electroquímica

Una vez que el metal se ha extraído del suelo, la solución con el agente quelante y el metal se somete a un tratamiento electroquímico que permite separar el metal. De esta manera, se obtiene el metal puro que puede ser utilizado nuevamente y una solución de extractante que puede usarse para el lavado de otra fracción del suelo contaminado.

2.2.1 Pruebas de Polarografía

Se realizaron pruebas de polarografía utilizando un Equipo Tacussel para conocer el comportamiento electroquímico de una solución obtenida en el proceso de extracción. Se utilizaron soluciones de ácido acético 0.3 M, acetato de sodio 0.3 M y pH de 3 así como EDTA 0.2 M pH 2 previamente utilizadas para la extracción del plomo. Se realizaron barridos de potencial utilizando una velocidad de 100 mV/s en un sistema electroquímico que se construyó utilizando un electrodo de referencia de calomel saturado y un electrodo auxiliar de grafito.

2.2.2 Cronopotenciometría

Se realizaron pruebas de cronopotenciometría para evaluar si se puede depositar el plomo sobre la superficie de un cátodo. Las pruebas se realizaron utilizando placas de acero al carbón y plomo (8 x 4 cm) como cátodo, una placa de acero al carbón como ánodo y un electrodo de calomel saturado como electrodo de referencia. Se realizaron diferentes pruebas aplicando un potencial de -500 mV durante un tiempo de 4 horas. La eficiencia de remoción de plomo de la solución, se calculó determinando la concentración de plomo total por absorción atómica en la solución antes y después de la aplicación de potencial.

3. Resultados

3.1 Estudio de caracterización del suelo

Los resultados de los parámetros evaluados para realizar la caracterización del suelo muestran que tiene un alto contenido de arena y un contenido relativamente bajo de arcilla, lo que le da una textura franco arenosa. De acuerdo a la información revisada, este tipo de suelo es susceptible de ser tratado por el método de lavado porque el bajo contenido de arcilla permite una mayor extracción de los contaminantes del suelo. La capacidad de intercambio catiónico es alta (16.8 meq/100 gr) y la conductividad presenta un valor importante (1.2 dS/m). La alta conductividad eléctrica puede ser reflejo de la presencia de metales en cantidades importantes.

La cantidad de plomo determinado en la muestra representa de 57,000 mg/Kg de plomo en suelo. Este valor se encuentra muy por encima de los criterios internos establecidos por la Profepa como valor permisible en el suelo que oscila entre 200 y 1500 mg/kg establecidos para suelo destinado a uso residencial y uso industrial.

En suma, tenemos un suelo altamente contaminado con plomo, que por sus características fisicoquímicas es susceptible de ser tratado mediante el lavado de suelo.

3.2 Pruebas de extracción de metales

3.2.1 Efecto del extractante

El plomo no se puede extraer del suelo cuando se utiliza solamente agua. Sin embargo, cuando se utilizan los otros extractantes se pueden alcanzar concentraciones importantes en la solución que van del orden de 2000 mg/L cuando se utiliza ácido acético, 3500 mg/L para el acetato y valores mayores a 3000 con el EDTA. Considerando la cantidad de muestra de suelo y extractante, así como las concentraciones de plomo en el extracto, se pueden calcular los porcentajes de extracción. Los resultados se resumen en la figura 2 y muestran que se pueden lograr alcanzar una extracción del 60% cuando se utiliza acetato de sodio (a pH 3 y 4) y valores mayores al 55% cuando se utiliza EDTA.

**% Extracción
Pb**

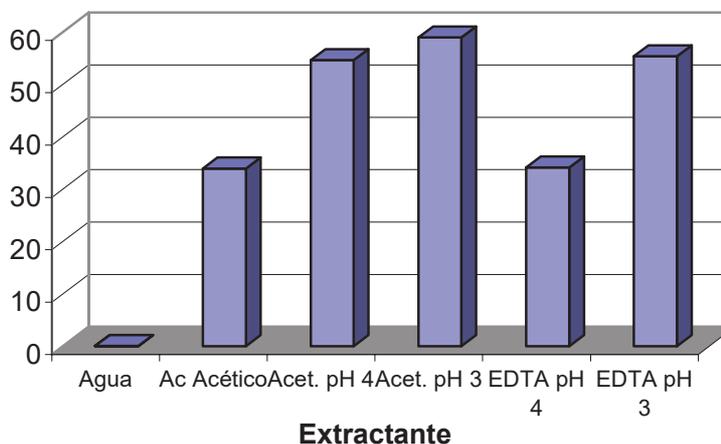


Figura 2 Porcentajes de extracción del Pb con los diferentes extractantes.

3.2.2 Efecto del pH

Cuando se realizaron pruebas de extracción con los mismos extractantes a diferentes valores de pH se logra observar que hay variaciones importantes en los porcentajes de extracción alcanzados. Como se observa en la figura 3 los mejores porcentajes de extracción, de valores cercanos al 60%, se lograron a un valor de pH de 2 en el caso del EDTA y 3 en el caso del acetato.

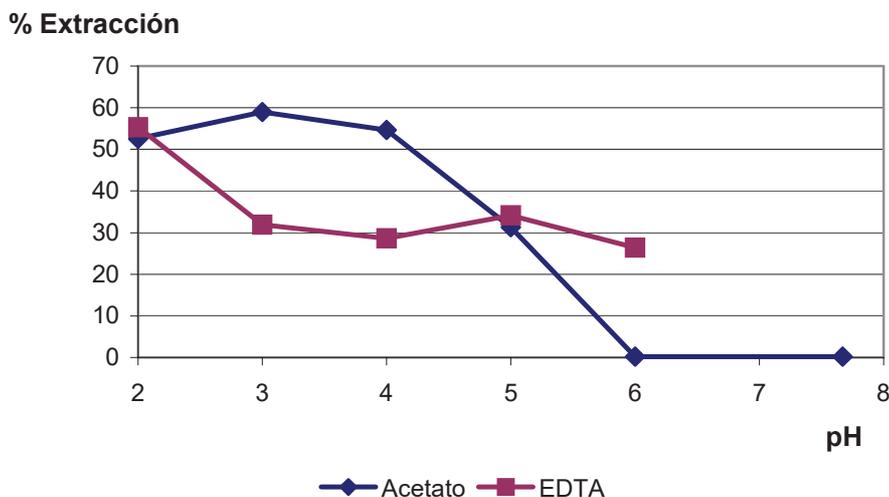


Figura 3 Efecto del pH sobre la eficiencia de extracción. Acido acético 0.1 M, acetato de sodio 0.1 M.

Cuando se utiliza acetato de sodio como extractante se tienen porcentajes de extracción mayores al 55% a lo largo del rango de pH de 2 a 4. Un aumento del pH de la solución disminuye los porcentajes de extracción de Pb, a tal grado que una solución con pH de 6 tiene una mínima capacidad de extracción. Cuando se utiliza EDTA se tienen porcentajes de eliminación de plomo del suelo cercanos al 30% en el rango de pH de 3 a 6. Este porcentaje se incrementa de manera importante cuando el pH disminuye a valor de 2, circunstancia que permite incrementar casi al doble la capacidad de extracción del plomo.

3.2.3 Efecto de la Concentración

Con el fin de evaluar el efecto de la fuerza iónica, se realizaron pruebas de extracción con los mismos extractantes utilizando diferentes concentraciones, de acuerdo a los valores encontrados en el procedimiento.

Los resultados obtenidos que se muestran de las figura 4 permiten observar que la concentración de la solución extractante tiene un efecto muy importante sobre la capacidad de extracción de plomo del suelo. Cuando se utiliza ácido acético a diferentes concentraciones se observa que a concentraciones 0.1 M y menores se obtienen porcentajes de extracción por abajo del 40%.

% Extracción Pb

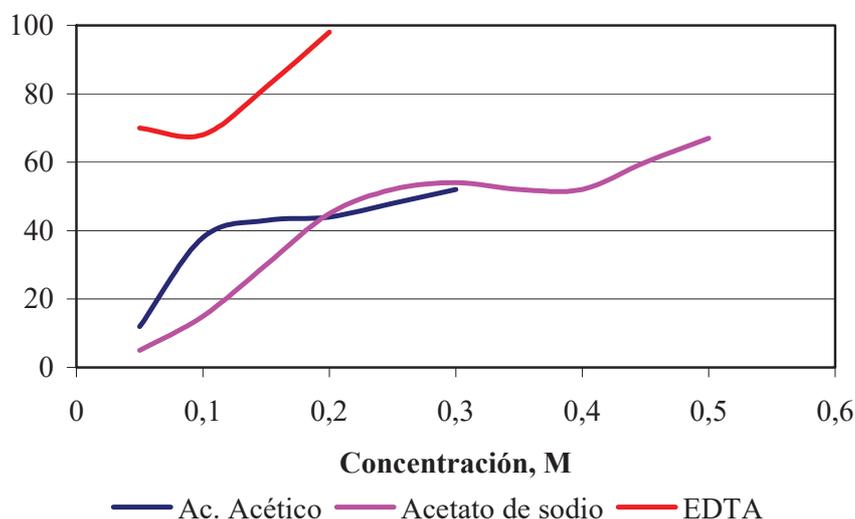


Figura 4 Efecto de la concentración del a) ácido acético b) acetato y c) EDTA sobre la eficiencia de extracción de Pb del suelo.

Al aumentar la concentración se logra aumentar la eficiencia de extracción, lográndose remover el 54% del plomo del suelo cuando se utiliza una solución 0.3 M.

Cuando se utiliza una solución de acetato de sodio se identifican porcentajes de extracción cercanos al 50% cuando se utilizan soluciones entre 0.2 y 0.4 M. Al utilizar una solución más concentrada, del orden de 0.5 M, se logra aumentar este porcentaje a un valor cercano al 70%. Los resultados obtenidos utilizando soluciones de EDTA, dejan claro que se pueden obtener altos porcentajes de extracción de plomo del suelo. El uso de soluciones 0.05 y 0.1 M permite obtener porcentajes del orden del 70%, porcentaje que se aumenta de manera importante cuando se utiliza una concentración 0.2 M, ya que se logra extraer el 97% del plomo presente en la muestra. Este alto porcentaje de extracción de plomo logrado con el EDTA puede ser debido al alto poder acomplejante de este compuesto, significativamente mayor a los otros extractantes utilizados.

El comportamiento de la extracción del plomo del suelo puede estar siendo afectada por la presencia de otros metales, ya que por el origen de la muestra se sospecha de una mezcla compleja de metales. En este sentido, las eficiencias de extracción pudieran estar por debajo de los valores que podrían obtenerse con una muestra que contenga sólo plomo.

3.3 Pruebas de recuperación electroquímica

3.3.1 Pruebas de polarografía

Se realizaron pruebas de polarografía con el fin de localizar el potencial de reducción del plomo y conocer el potencial que se debería aplicar para propiciar la formación del electrodepósito de plomo.

En la tabla 1 se muestran los potenciales asociados con el par redox Pb^{2+}/Pb^0 para los diferentes electrolitos utilizados para la extracción. Los valores obtenidos son -350 mV para el ácido acético, -440 mV para el acetato y una señal no muy bien definida que se presenta para el EDTA a -380 mV.

Extractante	Potencial de reducción
Ácido acético	-350 mV
Acetato de sodio	-440 mV
EDTA	-380 mV

Considerando lo anterior, para promover la electrodeposición del plomo, se decidió imponer un potencial de -500 mV por un tiempo de 4 horas. En la tabla 2 se muestran los porcentajes de recuperación de plomo para los diferentes electrolitos utilizados y los distintos materiales de electrodos, observándose una remoción de más del 80% del plomo en solución cuando se usa ácido acético como electrolito; cuando se utiliza acetato de sodio la eficiencia baja hasta el 68% y con el EDTA y bajo las condiciones utilizadas no se deposita el plomo.

Extractante	Concentración inicial de Pb (ppm)	Concentración de Pb tras la electrolisis (ppm)	Remoción de Plomo (%)
Acero			
Ácido acético	2009	395	80.33
Acetato de Na	2455	884	63.99
EDTA	3855	3865	0%
Plomo			
Ácido acético	2009	373	81.43
Acetato de Na	2455	775	68.43
EDTA	3855	4050	0%

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran que el proceso de lavado de suelo puede ser un procedimiento que puede ser utilizado de manera efectiva para el tratamiento de suelos contaminados con metales. En nuestro caso en particular, el lavado se utilizó exitosamente para el tratamiento de una muestra de suelo real con un alto contenido de plomo.

Las pruebas de extracción de plomo del suelo muestran que este proceso se ve afectada por diversa variables como son el tipo de extractante, el pH y concentración de la solución. Los resultados muestran que se puede realizar el proceso de lavado utilizando ácido acético, soluciones de acetato de sodio y de EDTA como agentes extractantes. En los tres casos se logran porcentajes de extracción considerables, lográndose porcentajes cercanos al 70% para el acetato y mayores al 95% para el EDTA.

Las pruebas electroquímicas realizadas con el extracto obtenido en el lavado tiene especies electroactivas que son susceptibles de ser depositadas sobre un electrodo. La aplicación de una corriente en una celda electroquímica permite recuperar más del 80% del plomo presente en el extracto en forma de un depósito que se forma sobre la superficie del electrodo.

Las pruebas de lavado de suelo y de recuperación del plomo que se realizaron en este estudio corresponden a pruebas iniciales. Los resultados logrados permiten replantear una estrategia para obtener procesos de lavado y de electrodeposición de plomo más eficientes.

5. Referencias

- 1.- Identificación y Caracterización de Sitios Contaminados con Residuos Peligrosos. Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, Subprocuraduría de Auditoría Ambiental. México D. F. 2000.
- 2.- Estudio de "Caracterización del Sitio Contaminado con Residuos Peligrosos Metales y Derivados en Baja California". Preparado por HP Consultores, S.A. de C.V. para la Profepa) Diciembre de 1999.
- 3.- Estudio de Caracterización de Sitio en Metales y Derivados de México, S.A. de C.V., en Tijuana, Baja California, México. Preparado por Levine-Fricke de México, S.A. de C.V., para la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, 9 de marzo de 2001.
- 4.- Políticas de Residuos Peligrosos y Restauración de Sitios Contaminados en México, Seminario Internacional sobre Restauración de Sitios Contaminados, INE-JICA, México DF. Mayo 1997.
- 5.- Benin, A. Sargent, J. Dalton, M. Roda, S. (1999). High Concentrations of Heavy Metals in Neighborhoods Near Ore Smelters in Northern Mexico, Environmental Health Perspectives, 107, pp.
- 6.-Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. Informe 1995-2000. PROFEPA/SEMARNAP. 2000.
- 7.- S. Martin, H. Allen (1996), Recycling EDTA after heavy metal extraction. Chemtec 26, pp 23-25.

- 8.- USEPA 542-B-97-006 Innovative Site Remediation Technology, Volume 3 “Liquid Extraction Technologies” Design and Applications.
- 9.- USEPA 540-R-95-512, Contaminants and Remedial Options at Selected Metal-Contaminated Sites.
- 10.- USEPA (1997), Electrokinetics Ground Water Remediation Technology Center TE-97-01, Pittsburg, Pa.
- 11.- USEPA (1997), Recent Developments for In Situ Treatment of Metal Contaminated Soils, Technology Innovation Office, Washington D.C. 20460.
- 12.- Remediation of Metals-Contaminated Soils and Groundwater, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, TE-97-01.Pittsburg, Pa. 1997.
- 13.- R. Peters, Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils. *J Haz. Mater.* 66 (1999), pp.151-210.
- 14.- S. Lin, S. Lai, H. Leu, Removal of heavy metals from aqueous solution by chelating resin in a multistage adsorption process. *J. Haz. Mater.* B76 (2000), pp. 139-153.
- 15.- R. Bertalozzi, R. Widner, M. Lanza, R. Di Iglia, M. Souza. Electrolytical removal of Metals using a Flow-Through cell with a Reticulated Vitreous Carbon Cathode, *J. Braz. Chem. Soc.*, 8, (1997), pp. 487-493.
- 16.- R. Widner, M. Souza, R. Bertazzoli. Electrolytic removal of lead using a flow-through cell with a reticulated vitreous carbon cathode. *J. of App. Electrochem.*, 28 (1998), pp. 201-207.
- 17.- C. Ponce de León, D. Pletcher, The removal of Pb(II) from aqueous solutions using a reticulated vitreous carbon cathode cell – The influence of the electrolyte medium. *Electrochim. Acta*, 41 (1996), pp. 533-541.

Remediación de suelos contaminados con plomo (II) por fitotecnologías correctivas – *Medicago sativa* L. (Alfalfa)

pags 27-40

Grupo de Investigación: Biotecnología

Línea de investigación: Remediación

Claudio R. Bernal B*, Lynett S. Boshell R.**

Centro de bioprospección e ingeniería química aplicada al estudio de biomoléculas e industria

Recibido: 3 de agosto de 2014 Aceptado: 5 de diciembre de 2014

RESUMEN

La concentración de plomo es variable y depende de la situación. De manera natural, el plomo presenta una concentración de 10-50 mg/kg, pero, la actividad humana aumenta en 10 a 200 veces; el plomo atmosférico se aproxima a 10µg/m³ de aire; Pb disuelto en aguas p.e. del río Bogotá (Colombia) presenta una concentración de 49,77 KgPb/día. *Medicago sativa* L., se emplea como especie vegetal bioacumuladora. Los suelos del Centro Agropecuario Marengo de la Universidad Nacional de Colombia; Sede Bogotá, fueron usados para la experimentación, teniendo en cuenta que al interior de dicho Centro circula un canal de riego el cual se alimenta con aguas de la cuenca media del Río Bogotá. Se colectaron suelos *in-situ* y su estudio se llevó a cabo de forma *in-vitro* en el *Instituto Geográfico Agustín Codazzi*. Un análisis factorial con dos factores y un diseño de bloques completos aleatorizados fue establecido, lo que permitió analizar la interacción de dos variables principales: pH y [Pb]-incubado. Alfalfa acumula alrededor de 62% de plomo en el suelo a pH = 5,5; 32% más en comparación con las especies de plantas (malezas)

que crecen en los suelos experimentales a pH = 5,4. Alfalfa tiene la capacidad gradual de acumulación de plomo a pH = 5.5, principalmente en las hojas en comparación con tallos y raíces. Aunque los suelos experimentales se riegan con aguas del río Bogotá, éstos no pueden ser considerados con niveles excesivos de plomo que ameriten aplicar tecnologías de fito-remediación. A pesar de que se emplean aguas del río Bogotá para el riego agrícola, no es posible afirmar alguna tendencia creciente de acumulación en los suelos; por lo menos no en los suelos experimentales.

Palabras clave: fitorremediación, metales pesados, plomo (II), fitoextracción, *Medicago sativa* L., Alfalfa.

ABSTRACT

The concentration of lead varies and depends on the situation. Naturally the lead presents a concentration of 10-50mg/kg, but, activity human increases in 10 to 200 more; atmospheric lead approximates to 10µg/m³ of air; lead dissolved in water Bogotá river (Colombian) a concentration of 49,77 KgPb/ day. Is used

* Docente investigador, Ingeniería Química, Fundación Universidad de América. Claudio.bernal@investigadores.uamerica.edu.co

** Estudiantes coinvestigadores, programa de ingeniería química.

as a plant species accumulation a *Medicago Sativa* L. The soils of the Agricultural Center Marengo the Universidad Nacional of Colombia; Bogota headquarters, were used for experimentation, taking into account that said inside Center circulates an irrigation canal which is fed with water from the middle of the Bogotá River basin. Collection of soils in situ, and his study was carried out in vitro in the Agustín Codazzi Geographical Institute. A factor with two factors analysis and a complete block design randomized was established, allowing you to analyze the interaction of two main variables: pH and [Pb]. Alfalfa builds up around 62% of lead in the soil at pH = 5.5; 32% more compared with species of plants (weeds) that grow in the experimental soils at pH = 5.4. Alfalfa has the ability to gradual accumulation of lead at pH = 5.5, mainly in the leaves compared to stems and roots. Although the experimental soils are irrigated with water from the Bogota River, these cannot be considered with excessive levels of lead which warrant applied phyto-remediation technologies. While using the Bogotá River for agricultural irrigation, it is not possible to affirm a growing trend of accumulation in soils; at least not in the experimental soils.

Key words: fitoremediation, heavy metals, lead (II), fitoextracción, *Medicago Sativa* L. Alfalfa.

INTRODUCCIÓN

Es de nuestro interés caracterizar, y al mismo tiempo proponer soluciones tecnológicas de biorremediación en suelos colombianos, principalmente en aquellos que son y/o han sido regados con aguas provenientes de ríos con un alto grado de contaminación y más aún cuando dichos suelos son empleados en labores agrícolas, pecuarias u otras relacionadas y que implican impacto en la salud humana. La caracterización y/o la propuesta de solución biorremediadora estuvieron dirigidas a evaluar la capacidad de alfalfa (*Medicago sativa* L.) como especie bioacumuladora de plomo (Pb); según Baker y Brooks (1989), y según Ebbs et al., (1997) establecer si esta especie vegetal posee la característica de especie vegetal biorremediadora ideal.

En investigaciones realizadas sobre suelos de la cuenca del Río Bogotá (puntos de muestreo a lo largo de la cuenca) se ha encontrado diferentes estados de contaminación por diversos metales pesados. Ruiz, J. (2011) determinó una concentración inicial de cadmio (Cd) de 3.97mg/kg. En la misma investigación, y en vástago fresco de lechuga, se obtuvo concentraciones promedio de cadmio de 0.45745mg/kg (rango: 0.2558 y 0.6010). En otros estudios, Acosta, M. y Montilla, J. (2011) analizando los mismos puntos de muestreo del río, encontraron valores promedio de cadmio de 3.75mg/kg (rango 2.0-4.75) y de plomo 15.81mg/kg (rango 12.0-16.75). Los valores indicados son muy superiores a los niveles máximos tolerables de cadmio para hortalizas: 0.05 mg/kg (Comisión del Codex Alimentarius – CX/FAC 99/21) y para Pb de 0.1ppm (Legislación Europea).

El Pb no posee ninguna función metabólica específica para los seres vivos (Abollino *et al.*, 2002; García y Dorronsoro, 2005), por el contrario, su ingestión; inclusive en dosis bajas, afecta de forma negativa casi todos los órganos y sistemas de los seres vivos (Matte, 2003). Por otra parte, el Pb puede incorporarse a los suelos como un componente natural y/o causado por actividades antropogénicas y una vez en el suelo puede quedar retenido en dicha estructura. También puede ser movilizado en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos (Pagnanelli *et al.*, 2004). De los mecanismos biológicos y químicos, aunque se desconocen a profundidad, el Pb es absorbido por plantas (Angelova *et al.*, 2004) como primer paso para la entrada de éste en la cadena alimentaria (Lannacone y Gutierrez, 1999; Arkhipchuk *et al.*, 2000). La acumulación o hiperacumulación Brooks *et al.*, (1977) de plomo en especies de plantas, o biorremediación por fitoextracción se define como la cantidad de la sustancia que permanece en dicho organismo después de un tiempo en exposición (Depledge *et al.*, 1994), para ello, investigaciones realizadas por Chen, (1992); Wang et al., (1994), Chen et al., (1996) establecieron los valores, para plomo, de: $A_{[Pb]}=50$ (definidos como el límite inferior

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN: REMEDIACIÓN

de concentración frecuente de metales pesados encontrados en los suelos); $B_{[Pb]}=300$ (definidos como el nivel aceptable de metales pesados en los suelos), y $C_{[Pb]}=500$ (niveles excesivos en muy altas concentraciones de metales que indican la necesaria intervención).

Las técnicas de fitoextracción presentan limitaciones ejempladas en el "efecto barrera" de cada especie vegetal. Las plantas pueden acumular un determinado elemento solamente hasta una determinada concentración. Otras especies de plantas fundamentan su acumulación de x o y metal en la parte aérea en formas no tóxicas. A partir de estos hechos las especies de plantas se han clasificado en cuatro categorías, a saber: 1) Sin efecto barrera, las que concentran el elemento químico (x o y metal) sin restricciones y de forma continua; 2) Efecto semi-barrera, que concentran entre 30 y 300 veces la concentración del metal considerada una concentración normal en la planta; 3) Con efecto-barrera, de hasta 3-30 veces la concentración del elemento considerada normal en la planta; y, 4) Con efecto-barrera de fondo, que no superan las concentraciones del elemento en determinada especie de planta (UCLM, 2007). (A)

Alfalfa se caracteriza por fijar nitrógeno y fósforo en el suelo, es tolerante a bajas temperaturas de 10 a 15°C bajo cero y temperaturas medias anuales de 15°C, es una especie de planta tolerante a la sequía, pero muy susceptible a excesos de agua y a suelos ácidos por debajo de pH 6,4 (Guerrero, 1999). Niu *et al.*, (2007) al comparar la acumulación de cadmio y plomo en alfalfa encuentran que *esta especie* acumula 0,711 de cadmio y 0,888 de plomo. En diferentes estudios se señala que alfalfa es utilizada en fito-remediación de compuestos aromáticos, Yongqing *et al.*, (2005), de metales pesados, Niu *et al.*, (2007);

Caracterizamos tanto química, como física y biológica los suelos del CAM de forma *in-vitro*. En esta investigación se consideró como variable principal la acumulación de plomo en tejido vegetal, ya que integra tanto el grado de

absorción del metal por *Medicago sativa* L., así como el efecto negativo que las concentraciones excesivas del metal que puede tener sobre la producción de materia seca. Con esta variable se puede evaluar el potencial efectivo de esta especie de planta para remediación. Dicho potencial se calculó en hojas, tallos, raíz y en la totalidad de la biomasa colectada.

METODOLOGÍA

Materiales

Materiales, Reactivos, Equipos y Suministros

Materiales:

- Muestras de suelos, tomadas in-situ, en los lotes 15 y 16 del CAM.
- Especies Vegetales: Panicum (*Panicum clandestinum*); Diente de león (*Taraxacum officinale*) y Rumex (*Rumex crispus*) localizadas en los lotes 15 y 16 del CAM. Alfalfa (*Medicago sativa* L.), a partir de semillas que fueron adquiridas en mercados de semillas-Bogotá.

Reactivos:

- Para preparación (acidez) de incubación de suelos: $[HNO_3]=65\%$ para pH= 5,5 a 4,5, y para mover el pH de 5,5 a 6,5 se usa el encañado con $CaCO_3(s)$
- Para incubación de suelos: $Pb(NO_3)_2$.

Equipos

- Medición de índices de retención de humedad: banco de pruebas – IGAC.
- Molienda de muestras de tejido vegetal: Molino de Aspas - Arthur Thomas & CO – Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC).
- Molienda de sólidos-suelos: Molino APOLO

- Digestión de Muestras de tejido vegetal: Digestor MicroOndas – Milestone 1200.
- Cuantificación: Espectrofotómetro de Absorción Atómica.
- Otros: Potenciómetros pH-METER.

Suministros

- Implementos de laboratorio (vidrio) – IGAC. La mayor parte de implementos están sujetos a los diferentes métodos de medición de pruebas.

MÉTODOS

La presente investigación se realizó en el Centro Agropecuario Marengo (CAM) de la Universidad Nacional de Colombia; localizado en el Municipio de Mosquera-Cundinamarca (Colombia). Las semillas de alfalfa fueron acondicionadas a la temperatura y humedad del laboratorio-IGAC y de acuerdo a los datos técnicos de etiquetas comerciales. De acuerdo al arreglo experimental, Ilustración 1, resultaron 18 experimentos los cuales se realizaron por triplicado, para un total de 54; donde cada uno de éstos fue considerado como una unidad experimental (UE). Una UE contiene un kilogramo de suelo del CAM que fue colectado *in-situ*, pero tratado *in-vitro* en el IGAC; el

cual fue previamente caracterizado a qué tipo de suelo corresponde. Las muestras se depositaron en recipientes para los tratamientos respectivos y controles futuros. El tratamiento de cada UE consistió en un pre-tratamiento de la muestra de suelos: secado, molienda, tamizado en tamiz $D_p \leq 2\text{mm}$. Seguidamente se realiza un tratamiento por tres semanas con HNO_3 y con CaCO_3 , se continua con la incubación con plomo durante 8 semanas - en forma de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$. Finalmente, se procede a la siembra de las semillas de alfalfa; 50 semillas por UE.

Desarrollo experimental

Dos variables y/o factores principales se analizaron: Potencial de hidrogeniones (pH) y concentración de plomo (II) incubado $[\text{Pb}]_i$; que fueron codificados de la siguiente manera: pH_{sML15} y $[\text{Pb}]_{\text{sML15}}$ (sML15: suelos de Marengo – Lote 15).

Para el factor principal, pH_{sML15} se determinaron 3 niveles: 4.5; 5.5 y 6.5. Para $[\text{Pb}]_{\text{sML15incubación}}$ 6 niveles: [0], [5], [20], [80], [160] y [320] ($\text{mgPb}/\text{kg}_{\text{SM}}$ en forma de $(\text{Pb}(\text{NO}_3)_2)$). En la etapa de pre-experimentación fue determinada la concentración inicial $[\text{Pb}]_{\text{sML15inicial}} = 25,40 \text{ mgPb}/\text{kg}$. Lo anterior sugirió que los 6 niveles de $[\text{Pb}]_{\text{sML15incubación}}$ se modifiquen de la siguiente manera: [25.40], [30.40], [45.40], [125.40], [185.40] y [345.40]. Como variable respuesta fue establecida la biodisponibilidad, en $[\text{Pb}]_{\text{tejidosalfalfa}}$. Bernal, BCR. (2008)

Ilustración 1. Arreglo experimental

Incubación de plomo en mgPg/kg muestra (MCCn)						
Bloque	0(25,40)	5(30,40)	20(45,40)	80(105,40)	160(185,40)	320(345,40)
18UEB1pH ^{4.5}	MCC ₁₋₄	MCC ₅₋₆	MCC ₇₋₈	MCC ₁₀₋₁₂	MCC ₁₃₋₁₅	MCC ₁₆₋₁₈
18UEB2pH ^{5.5}	MCC ₁₉₋₂₁	MCC ₂₂₋₂₄	MCC ₂₅₋₂₇	MCC ₂₈₋₃₀	MCC ₃₁₋₃₃	MCC ₃₄₋₃₆
18UEB3pH ^{6.5}	MCC ₂₇₋₃₀	MCC ₄₀₋₄₂	MCC ₄₃₋₄₅	MCC ₄₆₋₄₈	MCC ₄₉₋₅₁	MCC ₅₂₋₅₄

La biomasa generada en cada MCC se divide en tres fracciones: hojas, tallo y raíz con el fin de analizar y observar en qué lugar de la planta tiende a acumularse de mayor forma las concentraciones de plomo incubadas en el suelo de acuerdo al pH.

Bloque	0(25,40)		
18UE/B1pH ^{4.5}	MCC ₁₋₃		
	MCC ₁		
	Hojas	Tallo	Raíz

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN: REMEDIACIÓN

Incubación de plomo y pH

Se definieron tres bloques (Ilustración 1): 18UE/Bloque que corresponden a cada uno de los niveles de la variable [Pb] vs. Factor pH: 4.5; 5.5 y 6.5, obteniendo: 18UE/B1pH^{4.5}; 18UE/B2pH^{5.5} y 18UE/B3pH^{6.5}. Corresponde a un arreglo factorial con dos factores, bajo un diseño de bloques completamente aleatorizados.

Durante el cultivo de la alfalfa en las UE se controla la humedad del suelo y se sigue la evolución de las plantas de alfalfa con respecto a su altura y follaje. Finalmente, se lleva a cabo un proceso que consiste en fraccionar la planta de acuerdo a raíz, tallos, hojas, se procede a una etapa de secado y molienda en un molino de Aspas marca "Arthur Thomas & CO.", por un tamaño de partícula $\leq 2\text{mm}$ para su fácil manipulación cuando se deba llevar a análisis químico. Después de moler la muestra de tejido vegetal se pone la muestra en frascos de vidrio dentro de un horno a 70°C para terminar de eliminar la humedad que quede en la muestra y llevarla a análisis de cuantificación. Se continúa con un proceso de digestión ácida y se lleva a lectura-cuantificación por Espectrofotometría de Absorción Atómica.

Caracterización de materiales

Se realizaron tres determinaciones básicas: 1) la concentración ($[\text{Pb}]_{\text{inicial}}$; $[\text{Pb}]_{\text{residual}}$) en las UE. 2) Acumulación de plomo en tejidos (raíz, tallos, hojas) de Alfalfa y 3) se analizó el material vegetal que se encontró como malezas. Los análisis siguieron los protocolos del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC): **análisis químicos:** 1) capacidad de cambio catiónico; 2) bases intercambiables; 3) fósforo disponible en suelos; 4) carbón orgánico; 5) textura de suelo; 6) pH de suelos; 7) Valoración de Cu, Fe, Mn y Zn disponibles; 8) Boro disponible en suelos; 9) Nitrógeno total; 10) cuantificación de plomo total; 11) valoración de sulfatos; 12) valoración de los cloruros en extractos de suelos; 13) valoración de bicarbonatos y carbonatos en extractos de suelos. **Análisis físicos:** 1) retención de humedad. **Análisis biológicos:** 1) tinción de hongos;

2) inoculación de medios de cultivo para hongos y bacterias; 3) inoculación de medio de cultivo para microorganismos fijadores de nitrógeno. **Análisis foliar:** 1) medición de N, P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Zn, Cu, y B; 2) Azufre en tejido vegetal

RESULTADOS

El análisis químico de los suelos del CAM se detallan en el cuadro I. Estos valores representan la característica de cada una de las UE. Con respecto al análisis foliar de especies de plantas; consideradas como maleza, se muestran en el Cuadro II. Lo anterior permite establecer algunas relaciones entre las especies cultivadas; y que se encuentran como maleza, con las características de los suelos del CAM. (Boshell y Bernal, 2008)

En la Figura 1 se indica la acumulación de plomo en tejido vegetal de plántulas de alfalfa de acuerdo al pH e incubación. Se hizo mediante una comparación de los porcentajes de plomo acumulado en la parte aérea (hojas), tallos y raíz de alfalfa, con respecto a la acumulación total.

En la figura 3 se indica el plomo residual en suelos del CAM. La concentración de plomo inicial, $[\text{pb}]_{\text{inicial}}$ fue determinada como 25,40 mgPb/kg_{SM} a un pH_{inicial} de 5.4. Luego de la remediación, alfalfa acumula (%) a pH:4,5=46.83 – SD=14.83; a pH:5,5=47.15 - SD=13.9, y a pH:6.5=49.26 - SD=6.88. El plomo residual (%) a pH:4,5=38.88; pH:5,5=45.62 y a pH:6,5=38.05.

En la Figura 2 se observa la fitodisponibilidad de plomo en alfalfa de acuerdo al pH y la concentración (incubación) de plomo en las UE.

DISCUSIÓN

Los niveles registrados de potasio/fosforo/nitrigeno: K-P-N (elementos fertilizantes) son indicadores del nivel favorable de fertilización, lo que ha permitido que se produzca la capa

Cuadro 1. Caracterización físicoquímica de los suelos del CAM.

Identificación de campo	Granulometría			Clase textual	pH	Acidez intercambiable (meq/100g)	S.A.I. %	Materia orgánica				
	Arena %	Limo %	Arcilla %					Carbón orgánico	Nitrógeno total			
Marengo Lote 15	23.1	33.3	43.6	Arcilloso	5.4	0.08	2.8	2.8	0.47			
Complejo de cambio (meq/100g)			Saturación de bases %		Elementos menores (ppm)			ppm				
CIC	Ca	Mg	K	Na	Bases totales	Mn	Fe	Zn	Cu	B	Azufre	Fósforo
30.3	14.9	4.1	0.77	4.5	80.2	10.4	30.1	20.6	1.7	0.77	2.8	57.6

CIC: Capacidad de Intercambio Cationico; **pH:** potencial de hidrogeniones; **SAI:** Saturación de Aluminio Intercambiable; **Ca:** Calcio; **Mg:** Magnesio; **K:** Potasio; **Na:** Sodio; **Mn:** Manganeseo; **Fe:** Hierro; **Zn:** Zinc; **Cu:** Cobre; **B:** Boro. Autorizado por Autores de trabajo de grado, Boshell y Bernal (2009).

Cuadro 2. Caracterización de especies vegetales

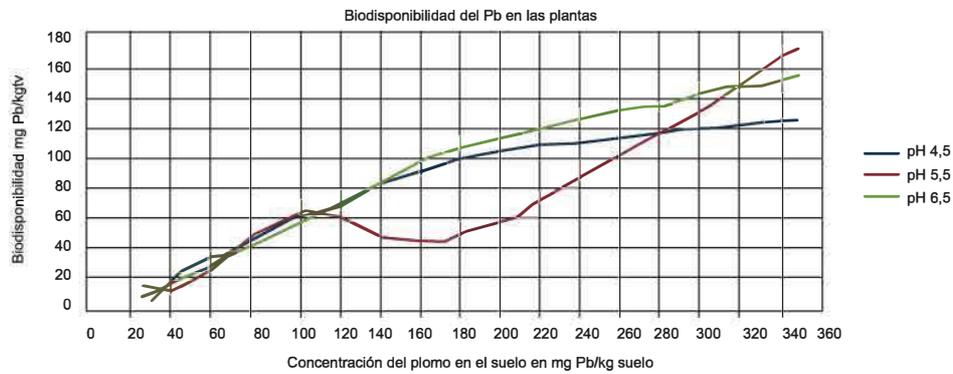
Especie Vegetal	Zona	N (%)	P (%)	Ca (%)	Mg(%)	Mn (ppm)	Pb (mgPb/kg)
Panicum	Frontal	1.2	0.31	0.03	0.10	106	8.5
	media	0.62	0.37	0.03	0.13	146	8.0
Diente de León	frontal	1.1	0.38	0.37	0.25	35.5	7.5
	Media	1.8	0.38	0.41	0.18	36.5	7.5
	Fondo lote	1.5	0.36	0.36	0.18	183	10
Rumex	Fondo lote	2.9	0.37	0.34	0.28	292	8.5

Panicum (*Panicum clandestinum*); Diente de león (*Taraxacum officinale*); Rumex (*Rumex crispus*).

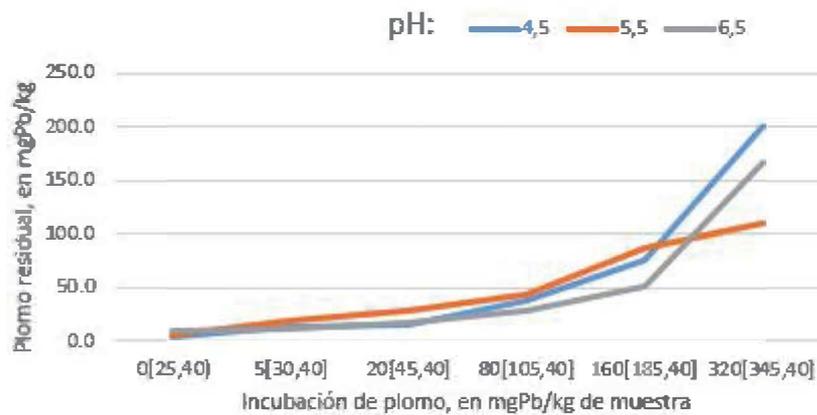
LÍNEA DE INVESTIGACIÓN: REMEDIACIÓN

Figura 1. Distribución de la concentración de Plomo en diferentes parte de alfalfa, según tratamientos de pH e incubación (En mg Pb/kg).

Incubación de Pb en mgPb/kg

Figura 2. Efecto del pH sobre la biodisponibilidad.

Concentración de Pb en el suelo en mgPb/kg

Figura 3. Plomo residual en suelos del CAM, de acuerdo a los tratamientos: pH e Incubación.

Incubación de plomo en mgPb/kg

vegetal en dichos suelos. Con respecto a las bases Intercambiables (Ca/Mg; Mg/K; Ca/K; Ca-Mg/K) en conjunto, y de manera general, muestran relaciones ideales y buena interacción, con alguna debilidad en la relación Ca/K, lo que indicaría que el suelo investigado no necesitaría ninguna enmienda, ni fertilizantes y fomentaría buenas funciones físicoquímicas y de soporte a la capa vegetal existente y/o más adelante la especie vegetal bioremediadora. Las bases totales se conocen como la sumatoria de los valores de la capacidad de intercambio catiónico (CIC), es un valor considerado alto: 30.3 mequivalentes/100g, lo que indica que este suelo sea clasificado como arcilloso - suele retener y liberar una mayor cantidad de cationes.

Se observa una tendencia al crecimiento a medida que aumenta la concentración de Pb y pH durante su incubación. Sin embargo, dicho crecimiento es menor cuando el pH=4.5; respecto a los valores de pH 5.6 y 6.5, lo que indicaría cierta inhibición al crecimiento a pH ácido y, a pH con tendencia a un estado alcalino, podría favorecer el crecimiento, pero sin sobrepasar el valor óptimo de pH=7.2. Luego de cumplir con el ciclo de 45 días de cultivo se procede a realizar la cosecha de las plántulas, seguidamente secar, moler, tamizar y empaquetar el material-biomasa.

Biomasa seca generada para los distintos bloques (gramos): 18UE/B1pH^{4.5}=(78.2) con un contenido de 329.9 $\mu\text{gPb/g}_{\text{muestra vegetal}}$; para 18UE/B1pH^{5.5} (158.5) y 328.7 $\mu\text{gPb/g}_{\text{muestra vegetal}}$; para un 18UE/B1pH^{6.5} (176.6) y 366.8 $\mu\text{gPb/g}_{\text{muestra vegetal}}$.

Sobre la distribución de plomo en alfalfa, se determinaron diferencias significativas en la distribución de Pb en alfalfa. Como se puede apreciar en la Figura 1, la parte (azul-hojas) es la parte que mayormente acumula plomo en cada uno de los tratamientos (pH e incubación), seguido de tallo (naranja) y raíz (gris). En los estudios estadísticos, y para tallo-raíz, no muestran diferencia significativa en cuanto a la acumula-

ción de plomo, con excepción de pH=5.5 que muestra una acumulación en raíz.

Nuestros resultados mostraron que los suelos del CAM presentan un grado moderado de contaminación con plomo, entre 300-400 mgPb/kg_{SM}. La Agencia de Protección al Ambiente (EPA) (por sus siglas en Inglés: Environmental Protection Agency) justifica intervenir los suelos mediante remediación cuando la concentración de Pb en suelos excede de 300-500 mgPb/kg; caso de uso residencial, o 2000 mgPb/kg de muestra de suelo para uso industrial.

A partir de los datos encontrados se observa que se produce mayor biomasa cuando incrementa el pH, pero alfalfa no se adapta a un pH mayormente ácido, tal y como lo muestra Infoagro, 2007: "el factor limitante en el cultivo de alfalfa es la acidez, excepto en la germinación; pudiéndose ser hasta pH=4" y que seguidamente lo comenta Molina, (1998) cuando manifiesta que un pH ácido ocasiona reducción de crecimiento de las plantas, reducción de la disponibilidad de algunos elementos nutricionales tales como el calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K), fósforo (P), y favorece la proliferación de elementos tóxicos para las plantas como aluminio (Al) y manganeso (Mn). Los valores de pH de 5.5 y 6.5 son valores que están por debajo del valor óptimo de cultivo (pH=7.2), lo que contribuye, por enclavamiento, a incrementar la fito-disponibilidad de la cantidad de iones de calcio para esta especie vegetal y, por ende, a reducir la absorción de Al y Mn.

Capacidad hiperacumuladora

Por definición, cuando se encuentra concentraciones de metales pesados en x o y especies vegetales equivalentes o mayores a 1000 $\mu\text{gPb/g}_{\text{mv}}$ (0.1% de peso seco), éstas especies se denominan hiperacumuladoras de plomo Baker y Brooks, 1989. Alfalfa acumula plomo entre 330 a 367 $\mu\text{gPb/g}_{\text{SM}}$ (0.1% de peso seco). Si la Biomasa seca generada para los distintos bloques (gramos): 18UE/B1pH^{4.5}=(78.2) con un contenido de 329.9 $\mu\text{gPb/g}_{\text{muestra vegetal}}$; para 18UE/

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN: REMEDIACIÓN

B1pH^{5.5} (158.5) y 328.7 µgPb/g_{muestra vegetal} y, para un 18UE/B1pH^{6.5} (176.6) y 366.8 µgPb/g_{muestra vegetal}, indicaría que alfalfa no se podría definir como una planta hiperacumuladora, pero, y por un lado, Gardea-Torresdey *et al.*, (...) indica que es una especie hiperacumuladora en 99.6%, con lo que estaríamos de acuerdo y si se tiene en cuenta los estudios de Bonilla-Valencia, 2013 donde encuentran que al aumentar la concentración (incubación) de suelos experimentales en los primeros 30 días, *Medicago Sativa* L., aumenta la concentración de plomo, pero a los 90 días se observa una reducción de este metal.

Nuestros resultados mostraron que los suelos del CAM presentan un grado moderado de contaminación con plomo, entre 300-400 mgPb/kg_{SM}. La Agencia de Protección al Ambiente (EPA) (por sus siglas en Inglés: Environmental Protection Agency) justifica intervenir los suelos mediante remediación cuando la concentración de Pb en suelos excede de 300-500 mgPb/kg; caso de uso residencial, o 2000 mgPb/kg de muestra de suelo para uso industrial.

Al ser un suelo de tipo arcilloso (cargado negativamente) facilita el intercambio con los cationes. Por otra parte, los requerimientos del suelo en N-P-K muestran niveles aceptables respecto a sustancias fertilizantes. Con respecto al carbón orgánico = 2,8%, este valor indica que los suelos son bajos en contenido de materia orgánica. La textura, % de arena en suelos = 23,11%; porcentaje de arcilla en suelos: 43,638% y porcentaje de limo=33,25. pH = 5,4 - éste suelo es fuertemente ácido, que según el IGAC es común estos suelos en Colombia. La acidez intercambiable=0,08 meq/100, situación que está relacionada con el complejo de intercambio por la adsorción electrostática expresada en los sitios de intercambio catiónico presentes en el suelo. El % de saturación de Aluminio (%SAI)= 0,3%. Este valor se interpreta según las guías como un suelo sin problemas en general, indicando que este tipo de suelo no tiene problemas de contaminación por aluminio ni acidez extrema para lograr soportar capas vegetales. El % de saturación de bases=80,2% es

un valor alto, ya que esta propiedad se define como la capacidad de cambio catiónico total ocupada por cationes alcalinos como el calcio, magnesio, sodio y potasio. Esta propiedad está relacionada con el pH y la fertilidad del suelo, por lo tanto, a mayor pH y a mayor fertilidad del suelo, mayor será el grado de saturación de bases y mayor será la absorción de cationes.

Respecto a la conductividad eléctrica (Ce) (dS/cm)=3.0, lo que indica que es un suelo no salino y no es limitante para el cultivo de alfalfa. El % de saturación de bases=80,2%, es un valor alto. Esta propiedad se define como la capacidad de cambio catiónico total ocupada por cationes alcalinos como Ca, Mg, Na y K. Esta propiedad está relacionada con el pH y la fertilidad del suelo, por lo tanto, a mayor pH y a mayor fertilidad del suelo, mayor será el grado de saturación de bases y a mayor grado de saturación de bases mayor es el grado con que los cationes son absorbidos por las plantas.

Sobre el nitrógeno de tejido vegetal analizado, el contenido de nitrógeno es bajo (todos los datos) para niveles que van desde 2,5 a 4,5. Esto supone que los nutrientes nitrogenados del suelo no están siendo asimilados por las especies vegetales analizadas, con excepción del Rumex=2,9; que supera muy débilmente su deficiencia.

CONCLUSIONES

La fitorremediación no es una solución para todos los suelos contaminados, por ello y antes de ser usada de manera técnica, eficiente y económicamente en procesos de descontaminación-saneamiento, se requiere superar; principalmente, claridad de los mecanismos moleculares, bioquímicos y fisiológicos de las plantas "prospectos" fitorremediadoras. Las especies de plantas encontradas como malezas en los suelos del CAM acumulan en promedio 8.3 mgPb/kg, indicando que estas especies acumulan aproximadamente el 35% del plomo contenido en los suelos del CAM – Lote-15; unidad de experimen-

tación. Si los cultivos fuesen de alfalfa, ésta especie acumula plomo; al mismo pH=5.4 (pH=5.5, de experimentación), cerca del 62% del plomo. Por tanto, si se realiza un cultivo repetido de alfalfa podría considerarse que alfalfa está en capacidad de fito-correr los suelos de Marengo. El plomo puede ser estabilizado en los tejidos de alfalfa, principalmente en las hojas. Para su disposición final esta especie se debe cosechar y confinar y/o buscar alternativas tales como la briquetación, evitando así que el plomo se encuentre expuesto a los factores ambientales

como precipitaciones y viento, evitando que el mismo se disperse en áreas que puedan afectar de forma directa a indirecta a la población (Mosquera, L., y Bernal, C. 2007)

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Agustín Codazzi por los espacios de laboratorio facilitados y el tipo de análisis realizado. A la Universidad de América, por la consecución de los resultados obtenidos.

REFERENCIAS

Artículos

Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C. and Barberis, R. (2002). Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. *Chemometric Investigation of Pollutant Profiles. Environmental Pollution*, 119: 177.

Angelova V., Ivanova, R., Delibaltova, V. and Ivanov, K. (2004). Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp). *Industrial Crops and Products*, 19: 197–205.

Arkhipchuk, V.V., Malinovskaya, M.V. and Garanko, N.N. (2000). Cytogenetic study of organic and inorganic toxic substances on *Allium cepa*, *Lactuca sativa*, and *Hydra attenuata* cells. *Environmental Toxicology*, 15:338-344.

Baker, A.J.M. (1981). Accumulators and excluders strategies in the response of plants

to heavy metals. *Journal Plant Nutrition*, 3:643-654.

Bernal, BCR. (2008). Diseño de investigaciones experimentales con experimentos estadísticos. Estación Experimental para la Investigación y la Producción a Prueba – Ensayos Aplicados 1, Corporación URUK. Bogotá - Colombia

Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D. and Jaffré, T. (1977). Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal geochemical Exploration*, 7: 49-57.

Chen, Z.S. (1992). Metal contamination of flooded soils, rice plants, and surface waters in Asia. *Biogeochemistry of Trace Metals*, D.C. Adriano (Ed.). Lewis Publishers Inc., Florida, USA,;pp. 85- 107.

Chen, Z.S., D.Y. Lee, C.F. Lin, S.L. Lo, and W. Y.P. (1996). Contamination of rural and urban soils in Taiwan, Boston, London.

Delgadillo-López, A., González-Ramírez, C., Prieto-García, F., Villagomez-Ibarra, J., y Acevedo-Sandoval, O. (2011). Fitorremediación: Una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and Subtropical Agroecosystem*, 14: 597-612.

Depledge MH, Weeks, JM y Bjerregaard (1994). Heavy metals. In: *Handbook of Ecotoxicology*. P Calow (ed). Blackwell Publ. Cambridge. Pp:79-105.

García, I. and Dorronsoro, C. 2005. Contaminación por Metales Pesados. En *Tecnología de Suelos*. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.ugr.es>.

Gardea-Torresdey, J. L., Gonzalez, J. H., & Tiemann, K. J. (1998). Phytofiltration of hazardous cadmium, chromium, lead and zinc ions by biomass of *Medicago sativa* (alfalfa). *Journal Of Hazardous Materials*, 5729-39.

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN: REMEDIACIÓN

Guerrero, A. (1999). Cultivos herbáceos extensivos. España: Grupo Mundi-Prensa

Iannacone, J., Alvariño, L., Caballero, C. and Sánchez, J. (2000). Cuatro ensayos ecotoxicológicos para evaluar lindano y clorpirifos. *Gayana*, 64:139-146.

Matte, T. (2003). Efectos del plomo en la salud y la niñez. *Salud Pública México*: 45 (2) ISSN: 00363634.

Molina, E. (1998). Enalado para la corrección de la acidez del suelo. ACCS, San José de Costa Rica. 45

Niu, Z., Sun, L., Sun, T., Li, Y., & Wang, H. (2007). Evaluation of phytoextracting cadmium and lead by sunflower, ricinus, alfalfa and mustard in hydroponic culture. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 19(8), 961-967. Retrieved from <http://search.proquest.com/docview/289318702?accountid=1460>

Pagnanelli, F., Moscardini, E., Giuliano, V. y Toro, L. (2004). Sequential extraction of heavy metals in river sediments of an abandoned pyrite mining area: pollution detection and affinity series. *Environ. Pollut.* 132: 189-201.

Rodríguez O., J.C., Rodríguez, F.H., Lira R.G., De la Cerda, J.M., Lara M., J.L. (2006). Capacidad de seis especies vegetales para acumular plomo en suelos Con-

taminados. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 29:239-245.

UCLM. Universidad de Castilla – La Mancha. *Mineralogía y Geoquímica Ambiental*, Tema 4, Prospección Geoquímica. Responsables: Higeras, P; Oyarzun, R. Departamento de Ingeniería Geológica y Minera. España. (Visitado el 19 de Mayo de 2007). http://www.uclm.es/users/higueras/MGA/Tema04/Prospeccion_geoquimica_2.htm.

Wang, Y.P., Chen, Z.S., Liu, W.S., Wu, T.H., Chaou, C.C., Li, G.C. and Wang, T.T. (1994). Criteria of soil quality-establishment of heavy metal contents in different categories. Final report of four-year project. Project reports of EPA/ROC. Grant No. EPA-83-E3H1-09-02. 54 pp.

Tesis

Acosta, M., y Montilla, J. Evaluación de la contaminación por cadmio y plomo en agua, suelo, y sedimento y análisis de impactos ambientales en la subcuenca del río Balsillas afluente del río Bogotá (2011). Proyecto de grado para optar el título de Ingeniero Ambiental Sanitario. Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Universidad de la Salle – Bogotá, Colombia. 157 páginas.

Bonilla-Valencia, SM. (2013). Estudio para tratamientos de biorremediación de suelos contaminados con plomo, utilizando el método de

fitorremediación. Grado para obtener el título de Ingeniero Ambiental. Universidad Politécnica Salesiana- Ecuador. 105 páginas.

Mosquera-Narvaez, L., Nuñez-Chicuasque, L., y Bernal-Bustos, C. (2007). Tesis: Briquetación a escala de laboratorio de residuos vegetales generados en los grandes abastecimientos de mercado en la ciudad de Bogotá. Título para optar el grado de Ingeniero Químico – Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química. Fundación Universidad de América. Bogotá, Colombia, 122 páginas

Boshell-Rincon, L., y Bernal-Bustos, C. (2008). Propuesta de saneamiento de suelos contaminados con plomo por medio de fitorremediación a escala de laboratorio para el Centro Agropecuario Marengo. Título para optar el grado de Ingeniero Químico – Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química. Fundación Universidad de América. Bogotá, Colombia, 112 páginas.

Hernández-Zamora, M. (2009). Estudio de la acumulación de plomo y cadmio por *Asphodelus fistulosus* L., y *Brassica juncea* L., para fitorremediar Jales. Tesis para obtener el grado de Maestría en Biotecnología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. México. 100 páginas.

UAB

Universidad Autónoma
de Barcelona

etse

Escuela Técnica Superior de Ingeniería

PROYECTO FINAL DE CARRERA

Ingeniería Técnica Industrial, Especialidad Química Industrial

PROYECTO DE RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS



Raquel Alonso Riesco

Cerdanyola del Vallès, Junio 2012

"Poder realizar el proyecto final de carrera sobre un tema que me apasiona ha hecho posible que disfrute en todo momento de todo el tiempo invertido para su realización y que me pueda iniciar de forma más técnica en el ámbito de la remediación de suelos contaminados, sector al que me gustaría dedicarme en un futuro no muy lejano.

Ante todo agradecerle a Imma Morera todo lo que me ha ayudado y enseñado. Imma es la persona que me ha brindado la oportunidad de conocer de forma directa la forma de trabajo de una empresa dedicada entre otros ámbitos ambientales, a la descontaminación de suelos y con ello la oportunidad de obtener valiosos conocimientos al respecto.

Este proyecto queda dedicado a todas aquellas personas que han confiado en mí y que de una forma directa o indirecta han estado siempre ahí para apoyarme.

Espero que disfrutéis leyendo este proyecto al igual que yo he disfrutado realizándolo."

Gracias



TABLA DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN	3
1.1 ¿QUE ES UN SUELO CONTAMINADO?	5
1.2 CAUSAS Y EFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO	5
1.2.1. CONTAMINACIÓN POR HIDROCARBUROS	10
1.3 HISTORIA Y NORMATIVA VIGENTE PARA SUELOS CONTAMINADOS	16
1.3.1 RD 9/2005	18
1.3.2 REQUERIMIENTO DE LA AGENCIA CATALANA DEL AGUA APLICADO A LAS ESTACIONES DE SERVICIO 19	
1.4 GESTIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS	20
1.5 TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE SUELOS CONTAMINADOS	21
1.5.1 DESORCIÓN TÉRMICA	22
1.5.2 EXTRACCIÓN CON DISOLVENTES	22
1.5.3 LAVADO DEL SUELO	23
1.5.4 EXTRACCIÓN MULTIFÁSICA	24
1.5.5 CATÁLISIS QUÍMICA	25
1.5.6 INYECCIÓN DE AIRE	25
1.5.7 PUMP-AND-TREAT	26
1.5.8 BIOREMEDIACIÓN	27
1.5.9 FITOREMEDIACIÓN	28
2 OBJETIVO	29
3 RESULTADOS	30
3.2 DESCRIPCIÓN DEL CASO A TRATAR	30
3.2.1 ANTECEDENTES	30
3.2.2 INVESTIGACIÓN PRELIMINAR (FASE I)	31
3.2.3 CARACTERIZACIÓN DETALLADA (FASE II)	37
3.2.4 ANÁLISIS CUANTITATIVO DE RIESGOS (FASE III)	57
3.2.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	63



PROYECTO DE RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS

3.2.6	PROYECTO DE RECUPERACIÓN (FASE IV)	64
3.3	DISCUSIÓN	75
3.3.1	METODOLOGÍA APLICADA PARA LA DESCONTAMINACIÓN	75
3.3.2	UBICACIÓN DE LOS PIEZÓMETROS Y SU UTILIDAD	77
3.3.3	MEJORAS EN EL SISTEMA DE REMEDIACIÓN.....	78
4	BIBLIOGRAFÍA	81

ANEXOS

ANEXO I – MEMORIA DEL PROYECTO DE RECUPERACIÓN DE SUELOS



1. INTRODUCCIÓN

En países desarrollados como el nuestro, la concienciación y responsabilidad hacia el medio ambiente son cada vez más notables. Antes de la década de los 70 los objetivos de depuración se centran en la contaminación del aire y del agua; y al suelo se le considera con una capacidad de autodepuración casi infinita. La sensibilidad mundial comienza a cambiar a partir de la declaración de la "Carta Europea de Suelos" desarrollada por la Comunidad Europea en 1972. Es por ello, que desde hace relativamente pocos años se están llevando a cabo diversas actuaciones remediadoras de los suelos, ya que éstos vienen sufriendo durante años y de forma continuada, multitud de formas de contaminación imperceptibles a simple vista, y que también afectan de forma directa a otros ámbitos de nuestro entorno y con ello, a nosotros mismos.

Según **RD 5/2009** se entiende como suelo

<< la capa superior de la corteza terrestre situada entre la zona rocosa y la superficie, compuesto por partículas minerales , materia orgánica, agua, aire y organismos vivos y que constituye la interfaz entre la tierra, aire y agua, lo que le concede la capacidad de desarrollar tanto funciones naturales como de uso.

No tendrán esta consideración aquellos permanentemente cubiertos por una lámina de agua superficial>>

El suelo se ha formado lentamente como consecuencia de la acción combinada del clima, materia originaria, paisaje, factores bióticos (vegetación, fauna y acciones antrópicas) y el tiempo.

En un corte vertical del terreno, se puede distinguir diversas capas que se llaman horizontes. Cada uno de ellos tiene características y propiedades diferentes en cuanto a color, estructura, textura, composición química, biológica o mineralógica. De forma descendente se distinguen (web Griem W. & Griem-Klee S.):

- Horizonte O: Horizonte orgánico de un suelo mineral que hace referencia al suelo de bosque.
- Horizonte A : Horizonte mineral oscurecido por aportes de materia orgánica.
- Horizonte B: Horizonte mineral formado en el interior del suelo.
- Horizonte C: Horizonte mineral, comparativamente poco afectado por procesos edafogénicos , excepto meteorización o hidroformismo.
- Horizonte D: Roca consolidada subyacente, que es demasiado dura para romperla con la mano. Impide el paso de raíces.



A nivel hidrológico, el suelo queda definido de manera descendente por las siguientes partes:

- Zona edáfica: Es la parte superficial del terreno que contiene las raíces de las plantas.
- Zona vadosa o no saturada: Es el espacio comprendido entre el nivel freático y la superficie, donde no todos los poros están llenos de agua.
- Nivel freático: Es el lugar en el que se encuentra el agua subterránea y separa la zona saturada de la no saturada. Éste varía según las circunstancias: descendiendo en épocas secas cuando el acuífero no se recarga o lo hace a un ritmo más lento que su descarga y ascendiendo en épocas húmedas.
- Zona saturada: es la situada por debajo del nivel freático donde el agua rellena completamente los poros de las rocas.
- Acuífero: Terreno rocoso permeable bajo la superficie , en donde se acumula y por donde circula el agua subterránea.

En las figuras 1.1 y 1.2 se ven los diferentes horizontes y niveles hidrológicos que conforman el subsuelo (imágenes extraídas de la web Griem W. & Griem-Klee S.)

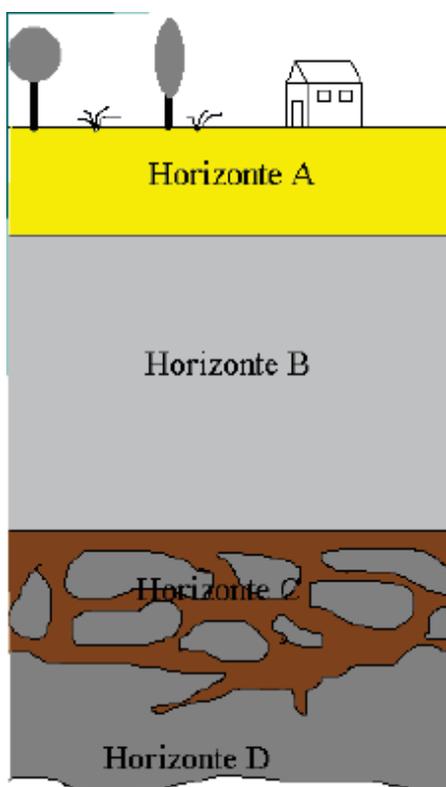


Figura 1.1: Horizontes del suelo.

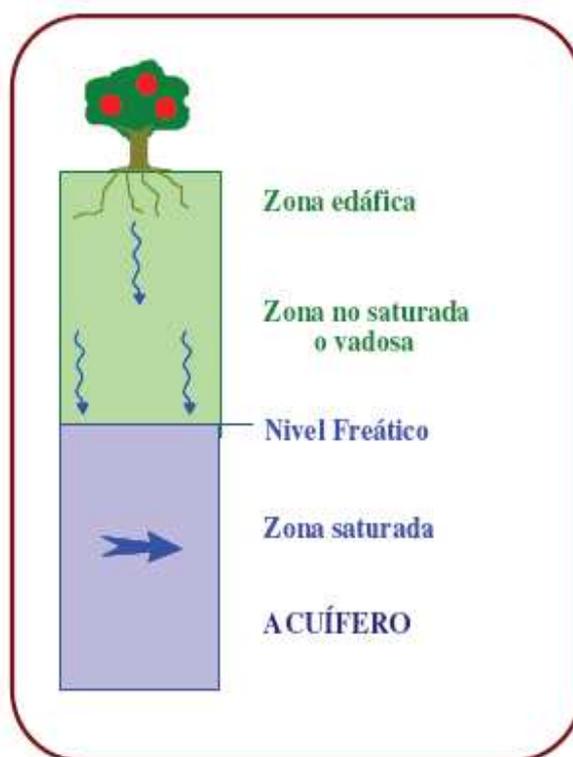


Figura 1.2: Partes del suelo a nivel hidrológico.



En cuanto a sus fases, en el suelo se distinguen tres fases; la fase vapor o gaseosa que ocupa los poros del suelo, la fase sólida formada principalmente por los granos y partículas del suelo y la fase líquida generalmente agua que o bien ocupa parte de los poros o se encuentra adherida a las partículas sólidas.

Del mismo modo, los contaminantes se encuentran distribuidos en estas tres fases en los suelos en función de sus propiedades de hidrofobicidad y adsorción.

1.1 ¿QUE ES UN SUELO CONTAMINADO?

Según **RD 5/2009** se entiende como suelo contaminado

<< aquel cuyas características han sido alteradas negativamente por la presencia de compuestos químicos de carácter peligroso de origen antropogénico, en concentraciones que superan los Niveles Genéricos de Referencia y que conllevan a un riesgo inaceptable para la salud humana o el medio ambiente, de acuerdo con los criterios y standards definidos por dicho decreto y que ha sido declarado como tal por la Administración competente mediante resolución explícita.>>

Se entienden como Niveles Genéricos de Referencia la concentración de una sustancia contaminante en el suelo que no conlleva un riesgo superior al máximo aceptable para la salud humana o los ecosistemas y calculada de acuerdo con los criterios recogidos en el ANEJO VII del Real Decreto 9/2005.

RD 5/2009 no considera como suelo contaminado:

- Zona de un depósito controlado donde se han depositado residuos
- Zona de un emplazamiento donde se han depositado escorias, de acuerdo con lo indicado en la **Orden del 15 de febrero de 1996, sobre valorización de escorias**.
- La zona de escombrera de las actividades extractivas

1.2 CAUSAS Y EFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO

La Agencia de Residuos de Cataluña establece algunas de las causas-efectos para la contaminación de suelos.

Como causas se citan:

- 1. Almacenamiento incorrecto de productos y /o residuos en actividades industriales**



Es una de las fuentes de contaminación más usuales. Como ejemplo significativo de este tipo de problema se puede mencionar las fugas en tanques de almacenamiento o los vertidos accidentales en superficies sin impermeabilizar.

2. Vertidos incontrolados de residuos

A parte del impacto visual que generan, éstos a partir de los lixiviados de determinados residuos pueden provocar la contaminación del suelo, aguas subterráneas y aguas superficiales.

Es por ello que hace falta impedir el abandono de los residuos de cualquier tipo utilizando las instalaciones controladas para su deposición.

3. Escombros industrial

A causa del abandono de antiguas actividades industriales se generan restos de edificaciones. Muy frecuentemente estos restos de edificaciones están contaminados como consecuencia de los anteriores procesos industriales y pueden provocar la aportación adicional de contaminación al entorno y suponer un riesgo para las personas que puedan estar en contacto.

La gestión del escombros industrial se debe de llevar a cabo con un control adecuado. El desmantelamiento de estos escombros incluye actividades como el vaciado y limpieza de cañerías, tanques y depósitos, la gestión de los posibles residuos almacenados en el emplazamiento, la identificación y retirada controlada de estructuras o instalaciones que contengan material tóxico o peligroso, la demolición y gestión adecuada de los derribos etc.

4. Bidones enterrados

El entierro ilegal de bidones con residuos y su deterioro a lo largo del tiempo pueden ocasionar una contaminación del suelo y de las aguas subterráneas debido al trasvase en estos medios del material que contienen.

5. Almacenamiento incorrecto de productos o residuos

Debido al abandono de antiguas actividades industriales es posible que se hayan abandonado determinados productos y residuos en malas condiciones de almacenaje con el consecuente riesgo de contaminación del suelo y de las aguas , así como la evaporación de compuestos volátiles.



6. Accidentes en el transporte de mercancías

De forma accidental pueden producirse vertidos en el transporte de mercancías peligrosas que hará falta identificar y solucionar con rapidez y eficacia para evitar consecuencias de compleja resolución como es la contaminación del suelo o de las aguas.

7. Fugas en tanques o operaciones deficientes

Las pequeñas fugas en tanques enterrados, si se producen en un largo periodo de tiempo, pueden llegar a provocar la pérdida de una gran cantidad de producto con el consecuente riesgo de contaminación del subsuelo y de las aguas subterráneas. Para evitar las fugas y pérdidas, los tanques de almacenamiento deben de mantenerse y controlar con una periodicidad adecuada

8. Vertidos incontrolados de aguas residuales

A partir de los vertidos incontrolados de aguas residuales no tratadas procedentes de industrias, municipios o instalaciones ganaderas, que pueden contener sustancias químicas contaminantes, se puede producir una contaminación del suelo, de las aguas superficiales y de las aguas subterráneas.

Es por ello que hace falta utilizar depuradoras y realizar un vertido controlado de las aguas.

9. Uso incorrecto de pesticidas y /o abonos

El uso incontrolado y abusivo de pesticidas y abonos puede provocar una contaminación directa del suelo o indirecta de las aguas superficiales debido a la escorrentía superficial o de las aguas subterráneas a partir de la migración de estos productos a través de la zona no saturada.

10. Alcantarillado antiguo en mal estado

En un alcantarillado antiguo en mal estado, se pueden dar fugas que pueden provocar la contaminación del subsuelo y de las aguas subterráneas.

El deterioro del alcantarillado puede acelerarse, por ejemplo, con el continuado vertido de sustancias corrosivas.

11. Antiguos entierros de residuos

Los antiguos entierros ilegales de residuos ocasionaron en determinados casos, una contaminación del suelo y de las aguas subterráneas debido a la aportación de determinados compuestos a estos medios. Como por ejemplo antiguas extracciones de



áridos envueltos con residuos de diferentes tipos que con el tiempo y debido a las oscilaciones de los niveles de agua han provocado la contaminación de aguas subterráneas.

12. Deposición de contaminantes atmosféricos

Las emisiones no controladas de una industria pueden suponer la aportación a la atmósfera de determinados compuestos que posteriormente por deposición pueden quedar acumulados en el suelo.

Se trata de contaminaciones difusas que a menudo abarcan áreas extensas y que son de resolución compleja

Como efectos se determinan:

1. Contaminación de las aguas superficiales

La contaminación de las aguas superficiales (ríos, lagos, embalses o zonas costeras) puede producirse debido a la descarga de acuíferos contaminados en las aguas superficiales o por la aportación a las aguas superficiales aguas de escorrentía que provienen de emplazamientos contaminados.

2. Contaminación de las aguas subterráneas

La contaminación de las aguas subterráneas puede producirse debido a la migración de contaminantes de la zona no saturada de agua hacia la zona saturada de agua (acuífero) y una vez la contaminación llega a las aguas subterráneas se puede desplazar y provocar sus efectos en puntos lejanos de donde se ha originado el problema.

3. Sedimentos del río

La contaminación de los sedimentos de un río puede producirse debido a la precipitación de los contaminantes de las aguas hacia los sedimentos. Estos sedimentos pueden provocar la contaminación de las aguas subterráneas en contacto con estos sedimentos.

Así mismo, la mala gestión de drenaje de estos sedimentos puede provocar la contaminación del suelo allí donde se depositen estos sedimentos.

4. Evaporación de compuestos volátiles

La evaporación de compuestos volátiles que se encuentran en el suelo y/o aguas subterráneas puede suponer un riesgo de inhalación de contaminantes para las



personas y tener diferentes efectos en función de la toxicidad de los compuestos. Las acumulaciones en el interior de edificios pueden ser importantes.

5. Contaminación del aire en el interior de edificios

La evaporación de compuestos volátiles del suelo y/o de las aguas subterráneas puede provocar su movilización e introducción en el interior de edificios a través de paredes o conductos, y de esta manera exponer a las personas al riesgo de inhalación de contaminantes. En estos casos la acumulación de compuestos volátiles se acostumbra a encontrar en sótanos de edificios y puede detectarse fácilmente mediante la obertura de un grifo de agua a través del cual se liberan los gases acumulados en la cañería.

6. Abastecimientos

La contaminación de las aguas subterráneas puede suponer la contaminación de pozos de abastecimiento para el uso agrícola, industrial o municipal y provocar un riesgo para las personas asociado a la ingestión de agua o a la ingestión de hortalizas regadas con agua contaminada. El punto de abastecimiento donde se detectan los efectos de la contaminación puede estar muy lejos del origen de esta contaminación.

7. Ingestión de tierra contaminada

La presencia de suelos contaminados en zonas recreativas públicas o jardines particulares puede provocar un riesgo de contacto con el suelo contaminado y la posibilidad de ingestión accidental de este suelo por parte de niños cuando juegan

8. Uso recreativo de aguas superficiales contaminadas

Las aguas superficiales contaminadas en lugares destinados a un uso recreativo pueden suponer un riesgo para las personas asociado al contacto dérmico con el agua, a la ingestión accidental del agua o a la inhalación de vapores.

9. Peligros en excavaciones

La realización de excavaciones en terrenos contaminados y con la posibilidad de existencias de bolsas de residuos pueden suponer un riesgo para vecinos y operarios, asociado a emanaciones tóxicas, inhalación de compuestos volátiles y/o explosiones de gases.

10. Contaminación de hortalizas y animales de granja debido a la utilización de aguas subterráneas



La utilización de aguas subterráneas contaminadas para el riego o bien para el consumo en granjas puede tener efectos como el consumo ramadero de vegetales contaminados regados con agua contaminada, ingestión ramadera de agua contaminada, consumo

humano de productos ramaderos contaminados y consumo humano de productos hortícolas contaminados.

1.2.1. CONTAMINACIÓN POR HIDROCARBUROS

Los hidrocarburos son compuestos de gran abundancia en la naturaleza integrados por átomos de carbono e hidrógeno. Éstos se clasifican según la estructura de los enlaces existentes entre los átomos de carbono que componen la molécula (Web Griem W. & Griem-Klee S).

Los hidrocarburos estipulan una actividad económica de primera importancia a nivel mundial ya que son los principales combustibles fósiles, además sirven de materia prima para todo tipo de plásticos, ceras y lubricantes. Pero son estas formas de elevado valor económico (petróleo y derivados) las responsables de graves problemas de contaminación en el medio natural.

1.2.1.1 FUENTES DE CONTAMINACIÓN POR HIDROCARBUROS

La contaminación por hidrocarburos se produce de forma frecuente y los principales orígenes de aparición de hidrocarburos en el suelo-subsuelo son por orden de importancia (Web Gencat):

1. Fuga de depósitos
2. Vertidos accidentales
3. Enterramiento de residuos que contienen hidrocarburos
4. Lavado de aglutinantes de caminos asfaltados
5. Riegos de caminos de tierra con aceites residuales para evitar el polvo

Las principales actividades consideradas como fuentes de contaminación de hidrocarburos son:

- Saneamiento *in situ* (nitratos, microorganismos fecales, trazas de hidrocarburos sintéticos)
- Gasolineras y talleres automotrices (benceno, otros hidrocarburos aromáticos, fenoles e hidrocarburos halogenados)



- Depósito final de residuos sólidos (amonio, salinidad, hidrocarburos halogenados y metales pesados)
- Industrias metalúrgicas (tricloroetileno ,tetracloroetileno ,otros hidrocarburos halogenados ,metales pesados, fenoles y cianuro)
- Talleres de pinturas y esmaltes (tetracloroetileno, alcalobenceno y otros hidrocarburos halogenados)
- Industria de la madera (pentaclorofenol y algunos hidrocarburos aromáticos)
- Tintorerías tricloroetileno y tetracloroetileno)
- Manufactura de pesticidas (fenoles, hidrocarburos halogenado, arsenico y metales pesados)
- Depósito final de lodos residuales (nitratos, hidrocarburos halogenados, plomo y cinc)
- Curtidurías (cromo, salinidad, hidrocarburos halogenados y fenoles)
- Explotación y extracción de salinidad (hidrocarburos aromáticos)

1.2.1.2 COMPORTAMIENTO DEL HIDROCARBURO EN EL AMBIENTE Y SU MOVIMIENTO EN EL SUBSUELO.

Un derrame de hidrocarburo, de forma generalizada, lleva consigo una serie de cambios progresivos de sus propiedades físico-químicas. Estos cambios se atribuyen al proceso de intemperización o meteorización el cual se inicia una vez ocurre el derrame y continúa indefinidamente e incluye: evaporación, disolución, dispersión, oxidación, emulsión, sedimentación y biodegradación (Web Gestión-Calidad Consulting).

La tasa de intemperización varía en función de las características del producto derramado y de las condiciones climáticas existentes en el lugar del derrame.

Generalmente va referida a vertidos al aire libre no en el subsuelo, pero en algunos casos el derrame se produce a ras de suelo y de ahí percola hasta los acuíferos, de modo que parte del hidrocarburo percolado puede haber sufrido o sufrir, durante su movilización, este proceso.

A continuación se describen brevemente estos cambios:

- Evaporación: Con ello crece su densidad y viscosidad mermando su solubilidad en el agua, reduciendo de esta manera el nivel de toxicidad del producto.

A medida que los compuestos mas volátiles se evaporan, el producto se hace mas pesado y puede llegar a hundirse. A las 24 horas casi el 40 % del hidrocarburo se ha evaporado. Estos porcentajes varían de acuerdo al valor de la viscosidad del



hidrocarburo por lo que este proceso de evaporación es muy trascendental en los derrames , en especial si se trata de gasolinas.

La evaporación de los hidrocarburos es uno de los factores principales para determinar el destino del derrame.

Durante las primeras 24 horas la evaporación es responsable por la pérdida de hidrocarburos de tamaño C6 a C13 .

- **Disolución:** Este proceso empieza inmediatamente, es de largo plazo y continúa durante todo el proceso de degradación del hidrocarburo. Los compuestos mas ligeros son los mas solubles en el agua y por lo tanto se convierten en los mas tóxicos, por lo que es importante calcular su concentración para estimar los posibles efectos tóxicos.
- **Oxidación:** La combinación de hidrocarburos con el oxígeno molecular contribuye a la descomposición de éste. Cuanto más aérea expuesta exista, mayor será la oxidación y mayor la velocidad de degradación. La radiación ultravioleta solar produce la oxidación fotoquímica que puede implicar una degradación diaria del 1% del derrame (dependiendo de la intensidad de la radiación solar).
- **Emulsificación:** Es el procedimiento por el cual un líquido se dispersa en otro líquido en forma de pequeñas gotitas, es decir que queda como partículas en suspensión. Es un proceso lento y solo puede ser acelerada por la presencia de cierto tipo de bacterias dentro de la emulsión.
- **Sedimentación:** Este proceso se da cuando el hidrocarburo se intemperiza, provocando un incremento de su densidad respecto al agua circundante y por consiguiente se hunde.
- **Biodegradación:** Mediante este proceso el hidrocarburo desaparece del medio ambiente. Ciertas especies de hongos y otros organismos, especialmente bacterias, utilizan los hidrocarburos como nutrientes . Como proceso natural es muy lento.

Estos cambios en las propiedades físico-químicas son importantes ya que en términos generales determinarán la toxicidad de los hidrocarburos; y el comportamiento de éstos está en función de las características físico-químicas, en las que se incluyen principalmente la densidad, solubilidad, viscosidad, además de las características del medio que los rodea como son el tipo de suelo, adsorción, permeabilidad, tamaño de las partículas, contenido de humedad y de materia orgánica, profundidad del nivel del agua etc.



Es la densidad la característica que determina de forma mayoritaria los procesos de transporte en los acuíferos.

Los hidrocarburos presentan una variable degradabilidad como también lo es su comportamiento y la extensión alcanzada una vez en el medio. De forma general, cuando el hidrocarburo es vertido en la superficie, éste se propaga verticalmente hacia el nivel freático y cuando lo alcanza, se va diluyendo, desplazándose según el flujo del agua.

Pero la mayor parte de los hidrocarburos se acumulan directamente en el agua y bajo la zona de fuga, extendiendo una pequeña cuña hacia la zona de menor velocidad de flujo. Éstos se van diluyendo hasta alcanzar la saturación irreductible, valor por el cual el hidrocarburo deja de fluir, así mismo el hidrocarburo sufre un rápido desplazamiento en la componente horizontal que se ve frenado a medida que se extiende la mancha.

En la figura 1.3 queda reflejada la movilidad de un hidrocarburo en el subsuelo, donde las flechas rojas representan los arrastres de vapor en sentido ascendente:

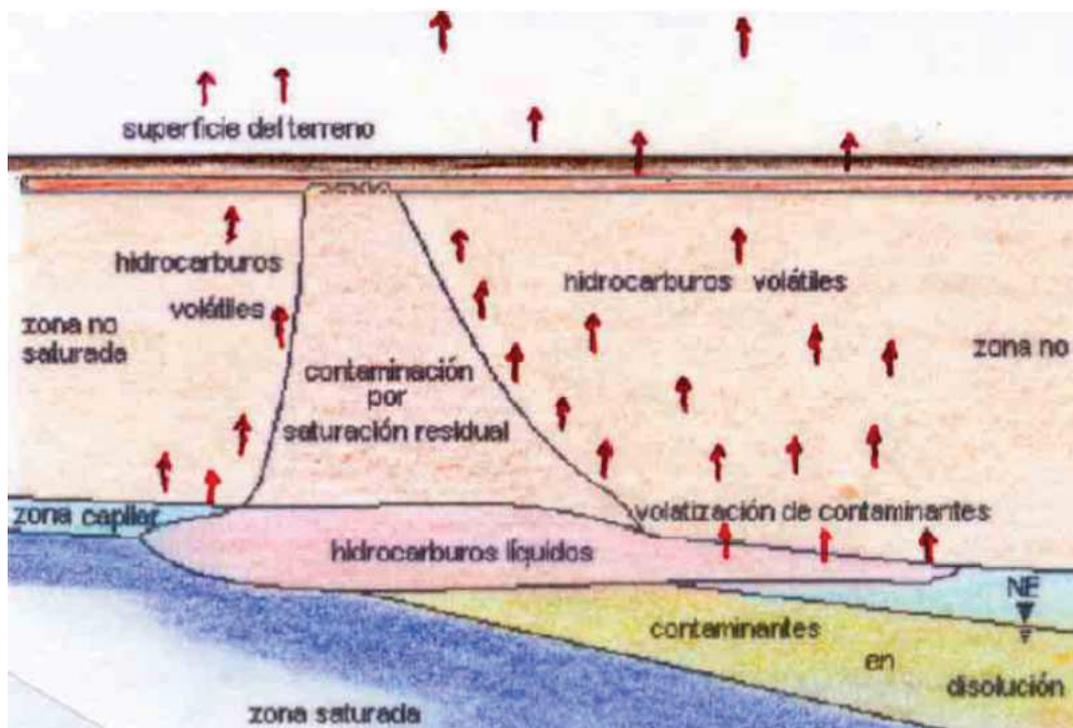


Figura 1.3: Movimiento de los hidrocarburos en el subsuelo (imagen extraída de la web Gestión-Calidad Consulting)

En el subsuelo el hidrocarburo se presenta disuelto en el agua, en forma de gas y en fase libre, normalmente sobrenadante (hidrocarburo acumulado encima del agua)



Hay que tener en cuenta que el nivel freático puede tener oscilaciones muy amplias en función si hay una baja/alta recarga del acuífero o si hay importantes bombeos, ya que estos vaivenes del nivel freático hacen subir y bajar los contaminantes a través del subsuelo.

Dependiendo de si el hidrocarburo presenta una alta o baja densidad a las fases en que se encuentran se les llama Dense Nonaqueous Phase Liquid (DNALPs) o Light Nonaqueous Phase Liquid (LNAPLs) y cada uno de ellos presenta una evolución diferente en el subsuelo.

Los LNAPLs o hidrocarburos ligeros tienden a formar una capa en forma de nata en el nivel freático y se mueven horizontalmente en la dirección del flujo del agua subterránea. Este es el caso de las gasolinas, aceites y petróleo crudo.

Los DNALPs o hidrocarburo pesado tienden a penetrar por la zona saturada, venciendo las fuerzas de presión de los poros. Debido a la diferencia de densidades y efectos de la capilaridad, el desplazamiento del hidrocarburo dentro de la zona saturada se hace inestable por lo que la migración se produce en forma de ramificaciones. El hidrocarburo también formará una capa sobre el nivel del agua y a partir de ahí saldrán las ramificaciones hacia la base del acuífero.

En la figuras 1.4 y 1.5 se puede observar el movimiento de los hidrocarburos ligeros y pesados a través del subsuelo (imágenes extraídas de la web Gestión-Calidad Consulting.).

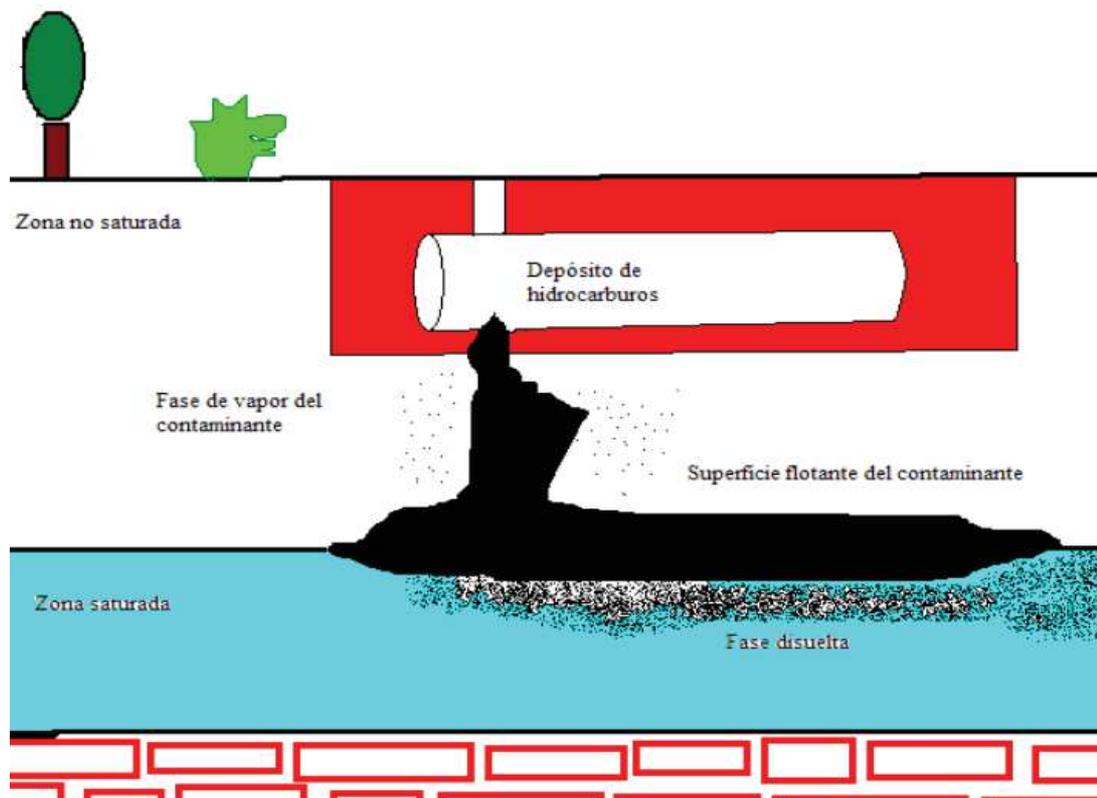


Figura 1.4: Movimiento de hidrocarburos ligeros (LNAPLs) en el subsuelo

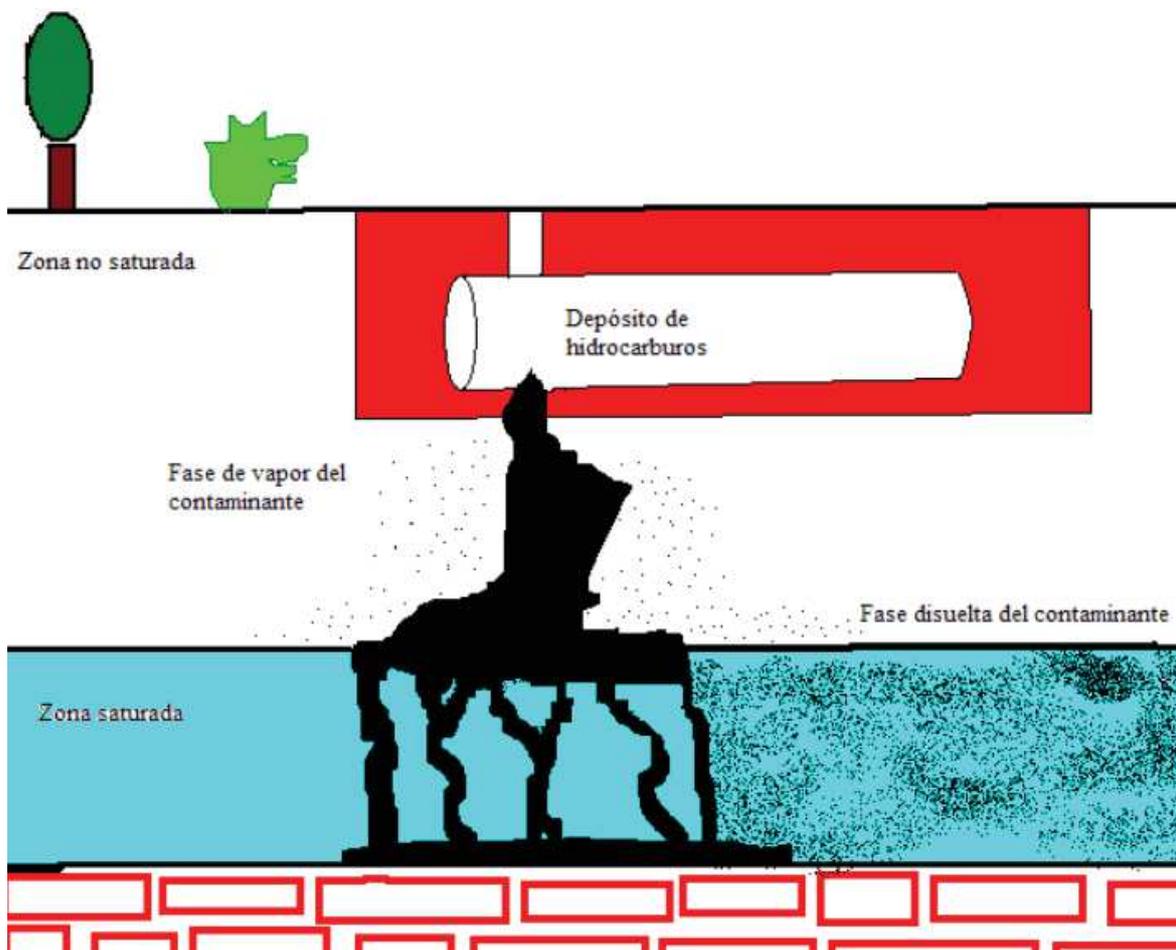


Figura 1.5: Movimiento hidrocarburos pesados (DNAPs) en el subsuelo

1.2.1.3 EFECTOS DE LOS HIDROCARBUROS SOBRE LA SALUD HUMANA

Algunos de los hidrocarburos presentes en el crudo tienen una conocida toxicidad para el ser humano pero, de la mayoría de ellos se desconoce el grado de peligrosidad (Web de Borrás Carnero, Gonzalo)

Entre estos compuestos destacan por sus efectos en la salud los hidrocarburos aromáticos simples y los policíclicos (PAH).

Dependiendo de la composición del crudo estos pueden encontrarse en mayor o menor cantidad. En el caso de los petróleos ligeros, la presencia de los hidrocarburos aromáticos volátiles es mayor.

La intoxicación por hidrocarburos se puede dar por la ingesta, aspiración o contacto:

- Ingesta

La ingestión de hidrocarburos puede afectar a tres sistemas orgánicos fundamentales: pulmón, aparato gastrointestinal y sistema nervioso.



Cuando afecta al pulmón, los síntomas respiratorios son tos, ahogo, sibilancias y ronqueras. Generalmente se inician inmediatamente después de la ingesta de hidrocarburos.

Cuando afecta al aparato gastrointestinal, generalmente son irritantes de boca, faringe e intestino. Muchos presentan vómitos espontáneos, náuseas, malestar intestinal, distensión abdominal, eructos y flatulencia.

Cuando afecta al sistema nervioso central podrán darse los síntomas de letargia, aturdimiento, estupor y coma, pero son inusuales.

- Aspiración

El pulmón es el órgano más vulnerable en la intoxicación por hidrocarburos. Y ésta aparece fundamentalmente por aspiración. Se produce una lesión directa de los capilares y el tejido pulmonar.

El riesgo de aspiración depende de las propiedades de viscosidad, volatilidad, y tensión superficial del hidrocarburo. El mayor riesgo de aspiración corresponde a un producto de baja viscosidad, baja tensión superficial y gran volatilidad.

- Contacto

El contacto con hidrocarburos produce irritación de la piel y picores, y la piel en este estado facilita la absorción de los componentes del crudo.

Se ha asociado un aumento del riesgo de cáncer de piel con la presencia de hidrocarburos poliaromáticos (PAH).

También se produce la irritación de los ojos por contacto con gotas de crudo y algunos componentes pueden ser absorbidos a través de la córnea.

1.3 HISTORIA Y NORMATIVA VIGENTE PARA SUELOS CONTAMINADOS

La Carta Europea de los Suelos, aprobada por el Consejo de Europa en 1972, y la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano (1ª Conferencia del Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Estocolmo 1972) empieza a poner de manifiesto la preocupación por la degradación y contaminación del suelo como consecuencia del desarrollo humano.

En 1986 se publica en España la "**Ley básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos**", un poco más tarde que las normativas de EEUU y Holanda.



En dicha ley el concepto de suelo contaminado no se menciona y sigue sin aparecer en el "**Plan Nacional de Residuos Industriales**" que se promulga en 1989.

Por otro lado, la Cumbre de Río de Janeiro de 1992 marca un hito histórico en cuanto al compromiso internacional en el ámbito de la protección del medio ambiente y se reconoce la importancia de la protección de los suelos y de sus usos de manera sostenible.

Pero a pesar de la evidente vulnerabilidad ecológica de los suelos, la legislación europea y española han carecido de instrumentos normativos para promover su protección y hasta la promulgación de la ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, en España, no se introduce en el texto legal el concepto de suelo contaminado y no se dispone de ninguna norma legal para proteger los suelos de la contaminación y en el caso de los ya contaminados identificarlos y caracterizarlos.

La normativa vigente aplicada a los suelos contaminados es la siguiente:

-**Directiva Europea 75/442/ CEE del Consejo**, del 15 de julio de 1975, relativa a los residuos (con las modificaciones de la Directiva del Consejo 91/156/CEE, del 18 de marzo de 1991).

-**Ley 10/1998**, de 21 de abril, de residuos.

-**RD 9/2005** enero por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y criterios y standards para la declaración de suelos contaminados.

-**Decreto regulador** de suelos contaminados en *Cataluña*, que a día de hoy continúa siendo un borrador y su competencia pertenece a la Agencia de Residuos de Cataluña.

-El 19 de noviembre de 2008 se publica la **Directiva 2008/98/CE del parlamento Europeo Y del Consejo** sobre los residuos por la que se derogan determinadas Directivas (**75/439/CEE, 91/689/CEE y 2006/12/CE**) integrándolas en una única norma la "**Directiva Marco de Residuos**".

La transposición de esta nueva Directiva al ordenamiento jurídico a nivel estatal se lleva a cabo a través de la **Ley 22/2011** de julio, de residuos y suelos que sustituye a **Ley 10/1998**, de 21 de abril, de residuos.



1.3.1 RD 9/2005

El **Real Decreto 9 /2005** queda sintetizado de la siguiente manera:

Es necesario la realización de un Informe preliminar de situación en las situaciones que se indican en el **Artículo 3** del mismo, como es en el caso de emplazamientos donde se llevan a cabo actividades potencialmente contaminantes.

Este informe tiene como fin valorar la posibilidad de que se hayan producido o se produzcan contaminaciones significativas en el suelo sobre el que se asienta la actividad.

El informe como mínimo contemplará:

- Datos generales de la actividad
- Materiales consumidas (materias primas, secundarias o auxiliares) de carácter peligroso
- Productos intermedios o finales de carácter peligroso
- Residuos o subproductos generados
- Almacenamiento (en superficie, depósitos en superficie, depósitos subterráneos)
- Áreas productivas
- Actividades históricas

Examinando el Informe preliminar de situación, el órgano competente de la comunidad autónoma correspondiente podrá exigir al titular de la actividad o al propietario del suelo, informes complementarios más detallados donde aparezcan datos o análisis que permitan evaluar el grado de contaminación del suelo. Estos informes mas detallados siempre serán exigidos en los casos de compra-venta de emplazamientos donde de asiente una actividad potencialmente contaminante.

Posteriormente se requerirá, si procede, a la realización de un Análisis Cuantitativo de Riesgos (ACR).

Los casos donde es necesario un Análisis Cuantitativo de Riesgos (ACR) quedan especificados en el **Anexo IV** del **Real Decreto 9 /2005** para suelos y ecosistemas.

El ACR tiene como fin cuantificar el riesgo al que se expone la salud humana y los ecosistemas con el fin de determinar si un suelo se considera contaminado o no (riesgo inaceptable o aceptable) y con ello proceder a la realización de las actuaciones necesarias para su recuperación ambiental.

Uno de los casos para la realización de un ACR es la superación de los Niveles Genéricos de Referencia (NGR) que quedan determinados en el **Anexo V** para la salud humana en función del uso del suelo y en el **Anexo VI** para la protección de los ecosistemas.



Los niveles genéricos de referencia es un parámetro básico que se utiliza para la evaluación de la contaminación del suelo por determinadas sustancias y la superación de estos niveles implica un riesgo superior al máximo aceptable para la salud humana o los ecosistemas.

Los niveles genéricos de referencia de aplicación los determinará el órgano competente de la comunidad autonómica.

Los criterios aplicados para el cálculo de los niveles genéricos de referencia para la protección de la salud humana y ecosistemas quedan especificados en el **Anexo VII** del **Real Decreto 9 /2005**.

En el caso de los hidrocarburos, se realiza un ACR cuando los NGR presenten en el suelo concentraciones superiores a 50 mg/kg

Una vez determinado un riesgo No aceptable para un suelo, es de obligada ejecución su descontaminación haciéndose responsable de ésta, según el **Real Decreto 9 /2005**:

1º La persona física o jurídica causante de la contaminación de un suelo, es quien esta obligado a realizar a su cargo los estudios de investigación detallada, el análisis de riesgo y las operaciones de recuperación de suelos, de acuerdo con los términos y condiciones establecidas por la Administración ambiental competente

2º Subsidiariamente y por este orden, son también responsables las personas poseedoras del suelo y seguidamente las personas propietarias no poseedoras

En el caso de la compra-venta de un emplazamiento contaminado se habla del pasivo ambiental que es el coste que supone la descontaminación del emplazamiento y que a su vez es restado al valor inicial de venta del emplazamiento.

1.3.2 REQUERIMIENTO DE LA AGENCIA CATALANA DEL AGUA APLICADO A LAS ESTACIONES DE SERVICIO

A nivel autonómico la Agencia Catalana del Agua (ACA) exige en Cataluña que para las estaciones de servicio (ES), aunque el ACR sea aceptable y por lo tanto se considere suelo no contaminado, que el agua del emplazamiento a evaluar presente para los hidrocarburos totales del petróleo (TPH), el Benceno , Tolueno, Etilbenceno y Xileno (BTEX) y el aditivo Eter Metil Terbutílico (MTBE) unas determinadas concentraciones que por encima de las cuales se procede a la descontaminación del emplazamiento, son los llamados niveles de intervención.

De la misma manera, el ACA marca las concentraciones a alcanzar después de la descontaminación para estos determinados compuestos y son los llamados niveles objetivo.



Con los niveles de alerta se fija el valor por encima del cual se considera que existe una afección en el medio como consecuencia de nuevos aportes de contaminantes o por la movilización de contaminante retenido. Se aplican tanto en el perímetro interior como en el exterior del emplazamiento, con la diferencia de que en el perímetro interior los niveles de alerta hacen referencia al valor de la concentración resultante de calcular el valor promedio para cada parámetro. En cambio, en el perímetro exterior del emplazamiento los niveles de alerta son de aplicación para cada punto de control de forma individual.

Los niveles de intervención son de aplicación para cada uno de los puntos del perímetro exterior. Las concentraciones por encima de estos niveles indican que hace falta de forma inmediata iniciar las actuaciones de restauración necesarias.

En la tabla 1.1 quedan reflejados los niveles estipulados por parte del ACA para determinados hidrocarburos presentes en las aguas de una estación de servicio.

Tabla 1.1: Niveles estipulados por el ACA para determinados hidrocarburos presentes en las aguas de una estación de servicio (valores extraídos del Protocolo de actuaciones de descontaminación de las aguas subterráneas en emplazamientos de E.S aplicado por el ACA)

RED DE SEGUIMIENTO	NIVELES DE ALAERTA (g/l)		NIVELES DE INTERVENCIÓN* (g/l)		APLICACIÓN
EXTERIOR	TPH	0,5	TPH	5	cada uno de los puntos de control individualmente
	BTEX	0,1	BTEX	1	
	BENCENO	0,005	BENCENO	0,05	
	MTBE	0,5	MTBE		
INTERIOR	TPH	2,5	No se definen		Valor promedio de los puntos de control
	BTEX	0,5			
	BENCENO	0,025			
	MTBE				
* Si a menos de 100 metros respecto la red exterior de la estación de servicio hubiese alguna captación o aprovechamiento de agua subterránea, los valores de alerta y de intervención aplicables serán la mitad de los especificados					

1.4 GESTIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS

El proceso de gestión de suelos contaminados queda entonces definido en el **RD 9/2005** por las siguientes fases:

Fase I : Fase de reconocimiento preliminar

Recogida de de información y determinación de los indicios de la contaminación mediante trabajo de campo y datos bibliográficos

Fase II: Fase de evaluación preliminar

Investigación detallada realizando muestreos de agua, suelo y residuos. Comparación de los resultados analíticos con los niveles genéricos de referencia (NGR)



Fase III: Fase de evaluación detallada

Si se superan los NGR se realiza el análisis cuantitativo de riesgo (ACR)

Fase IV. Fase de recuperación

Si se obtiene un riesgo inaceptable y por lo tanto un suelo contaminado, se redacta el proyecto de recuperación y se ejecuta con una posterior monitorización.

1.5 TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE SUELOS CONTAMINADOS

Son varias las tecnologías aplicadas en la descontaminación de suelos y se pueden clasificar como *ex situ* (se excava el suelo contaminado) e *in situ* (no se excava el suelo contaminado). Las técnicas también pueden clasificarse entre *off-site*, se tratar el residuo en una instalación fuera del emplazamiento y *on-site*, se trata el residuo en el mismo emplazamiento (Curso de 100h de Recuperación de suelos contaminados. Abril 2008)

En la tabla 1.2 se hace una clasificación de las diferentes tecnologías de saneamiento existentes:

Tabla 1.2: Clasificación de diferentes tecnologías para la recuperación de suelos contaminados (tabla extraída del curso de 100h de Recuperación de suelos contaminados. Abril 2008)

TRATAMIENTOS EX SITU	TRATAMIENTOS IN SITU
TÉRMICAS	
Desorción térmica	
Incineración	
FISICO-QUÍMICAS	FISICO-QUÍMICAS
Extracción con disolventes	Extracción con vapor
Lavado	Lavado
Oxidación/Reducción	Solidificación/Estabilización
Deshalogenación química	Electrorecuperación
Solidificación/Estabilización	
BIOLÓGICAS	BIOLÓGICAS
Biopilas	Bioremediación
Biodegradación en reactor	Fitorremediación

Un proceso de remediación de suelos puede estar regido por varias técnicas, es el caso convencional del tratamiento conjunto de suelos y acuíferos donde se aplican técnicas físico-químicas combinadas con la bioremediación optimizando de esta manera la descontaminación del suelo.



Las técnicas a aplicar se escogen en función del grado de remediación que queremos conseguir, los parámetros del suelo, el contaminante a extraer y el presupuesto del que se dispone.

Algunas de las tecnologías más aplicadas en la descontaminación de suelos son (Curso de 100h de Recuperación de suelos contaminados. Abril 2008):

1. Desorción térmica
2. Extracción con disolventes
3. Lavado del suelo
4. Extracción multifásica, extracción suelo-vapor, bioventing
5. Catálisis química
6. Inyección de aire
7. Pump-and-treat
8. Bioremediación
9. Fitoremediación

1.5.1 DESORCIÓN TÉRMICA

Esta técnica consiste en calentar la tierra a 90-540 °C con el fin de que los contaminantes con un punto de ebullición bajo se evaporen y por consiguiente, se separen del suelo. Los contaminantes vaporizados se recogen y se tratan generalmente con un sistema de tratamiento de emisiones a la atmósfera.

Si quedan otros contaminantes se tratan con otros métodos

1.5.2 EXTRACCIÓN CON DISOLVENTES

Consiste en usar un disolvente para separar o retirar contaminantes orgánicos. La extracción con disolventes no destruye los contaminantes, sino que los concentra para que sea más fácil retirarlos o destruirlos con otra técnica.

Este proceso ex-situ abarca 5 pasos: preparación (clasificación mediante una criba del material contaminado), extracción, separación de contaminantes concentrados del disolvente, remoción del disolvente residual y recuperación de los contaminantes, reciclaje o tratamiento posterior

En la figura 1.6 se refleja de forma esquemática en que consiste esta tecnología de remediación:

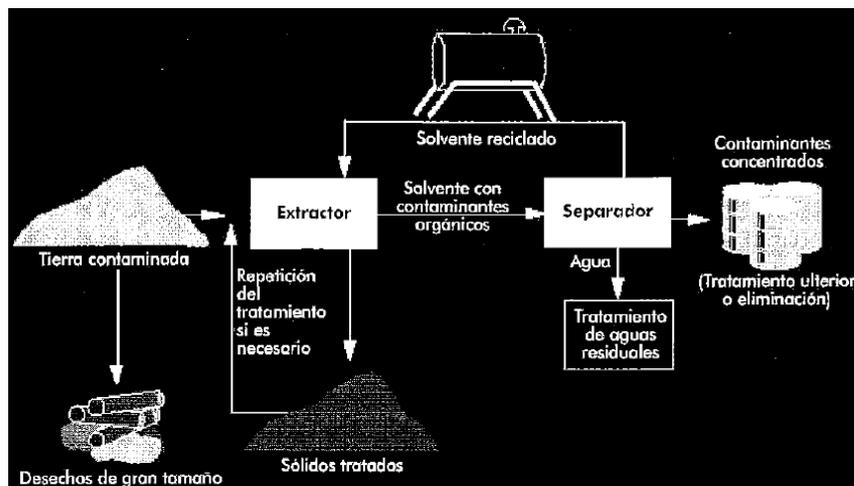


Figura 1.6: Proceso de extracción con disolventes (imagen extraída del curso de 100h de Recuperación de suelos contaminados. Abril 2008)

1.5.3 LAVADO DEL SUELO

EX SITU

El lavado *ex situ* del suelo es una técnica que consiste en el uso de líquidos, generalmente agua combinada a veces con aditivos químicos y un procedimiento mecánico para depurar el suelo. Con este método se retiran contaminantes peligrosos y se los concentra, reduciendo su volumen. En el procedimiento se separa la tierra fina de la gruesa.

En la figura 1.7 se refleja de forma esquemática en que consiste esta tecnología de remediación:

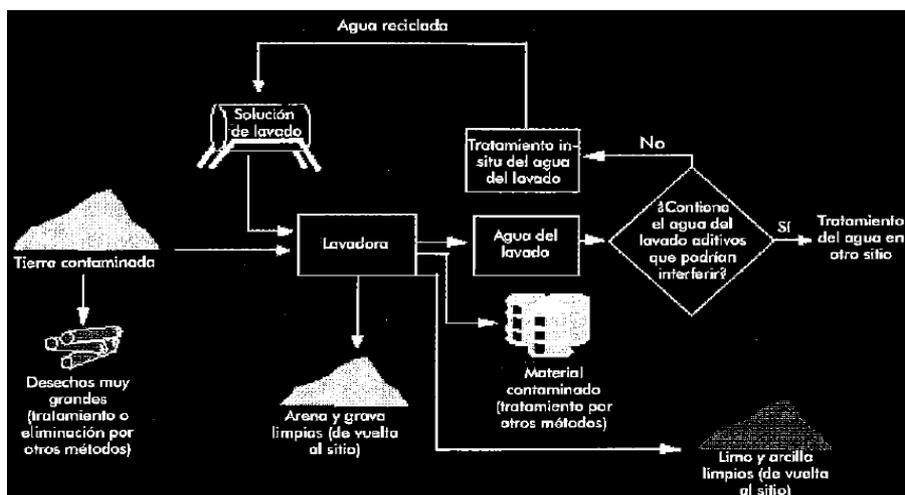


Figura 1.7: Proceso de lavado *ex situ* (imagen extraída del curso de 100h de Recuperación de suelos contaminados. Abril 2008)



IN SITU

El lavado *in situ* consiste en mojar los suelos contaminados con una solución que arrastra los contaminantes hasta un lugar donde pueden extraerse por bombeo. El tipo de solución puede ser agua con un ácido o base, agua con un agente tensioactivo o simplemente agua. Este método es eficaz para el tratamiento de suelos con bajo contenido de limo o arcillas.

En la figura 1.8 se refleja de forma esquemática en que consiste esta tecnología de remediación:

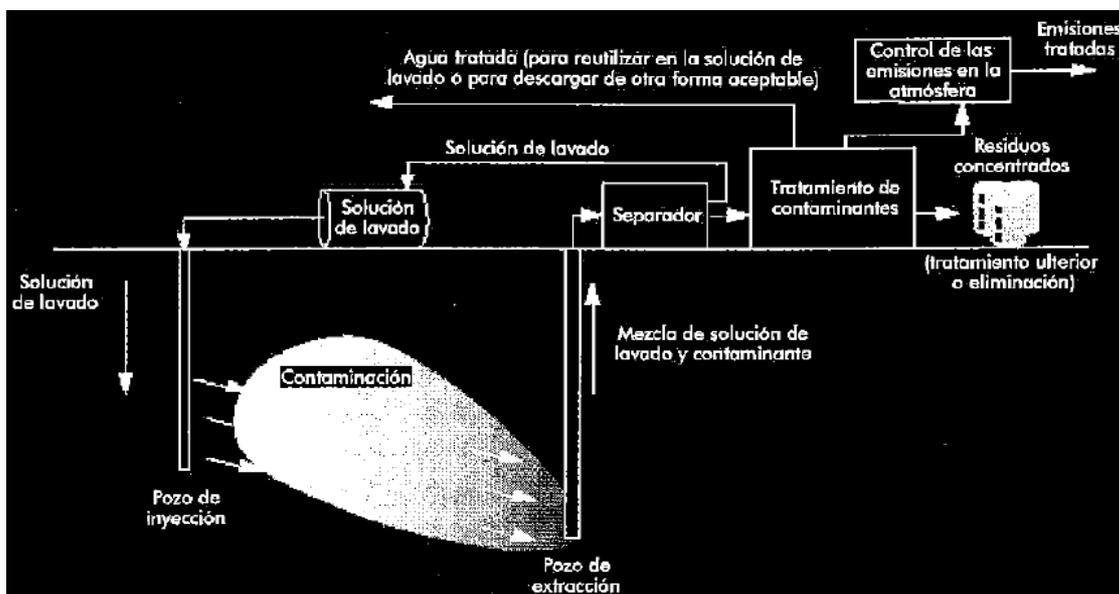


Figura 1.8: Proceso de lavado *in situ* (imagen extraída del curso de 100h de Recuperación de suelos contaminados. Abril 2008)

1.5.4 EXTRACCIÓN MULTIFÁSICA

Es una técnica muy versátil y efectiva que se puede utilizar para la remediación de acuíferos y suelos.

Se trata de hacer el vacío para extraer los gases volátiles y el agua subterránea que se separarán en el exterior y se tratarán para ser depurados.

Tanto el agua como los gases extraídos son tratados en el mismo emplazamiento en sus correspondientes módulos de tratamiento.

En la figura 1.9 se refleja de forma esquemática en que consiste esta tecnología de remediación:

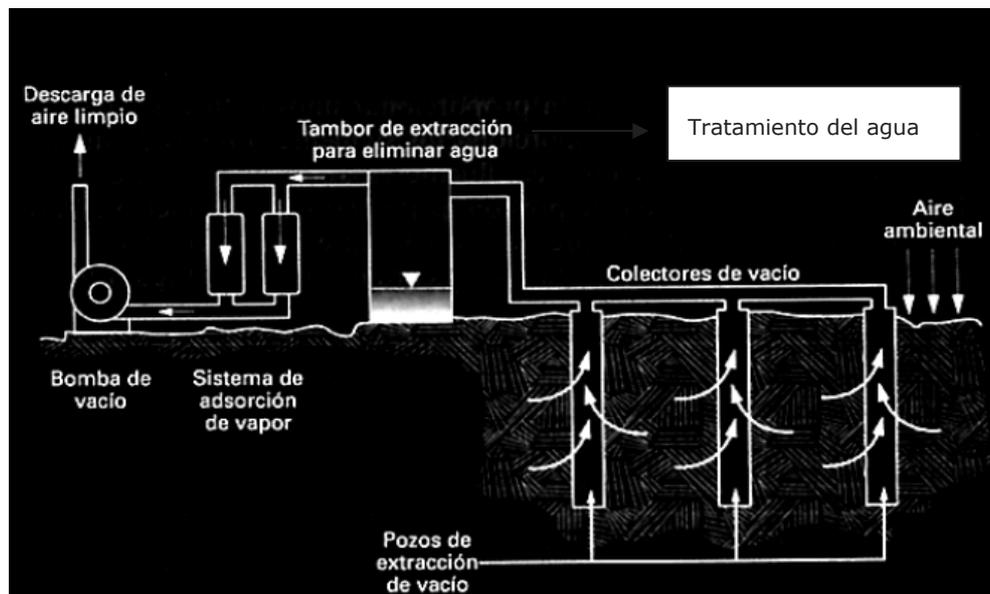


Figura 1.9: Proceso de extracción multifásica (imagen extraída del curso de 100h de Recuperación de suelos contaminados. Abril 2008)

1.5.5 CATÁLISIS QUÍMICA

El objetivo de la catálisis química es transformar los contaminantes en productos inocuos para el medio mediante el uso de sustancias abióticas, normalmente oxidantes. La manera más afectiva es a través de radicales OH. Oxidantes de uso más corriente son el peróxido de hidrógeno, el ozono y el permanganato de potasio.

Los agentes oxidantes para actuar deben de entrar en contacto con los contaminantes y este contacto se ve dificultado en suelos con baja permeabilidad.

Es una técnica que se puede utilizar combinándola con la bioremediación *in situ*.

1.5.6 INYECCIÓN DE AIRE

Esta técnica permite reducir la concentración de contaminantes volátiles en la zona saturada (Air sparging) o la zona no saturada (extracción suelo-vapor)

La técnica Air sparging se utiliza para remediar el agua subterránea mientras que la técnica extracción suelo-vapor sirve para remediar el suelo.

Consiste en la inyección de aire a través de bombas y conductos con tal de que se produzca un contacto con el agua y que las burbujas de aire capten los contaminantes.

El vapor contaminado sale a través de los pozos de extracción y éste puede ser tratado.



En algunos casos se ha demostrado que el flujo de aire ayuda a estimular la bioremediación en los suelos donde se aplica.

Si el aire que se inyecta contiene ozono éste actúa oxidando contaminantes y aumentando el rendimiento de la remediación. Si se usa vapor en vez de aire, se aumenta la volatilidad de los contaminantes.

En la figura 1.10 se refleja de forma esquemática en que consiste esta tecnología de remediación:

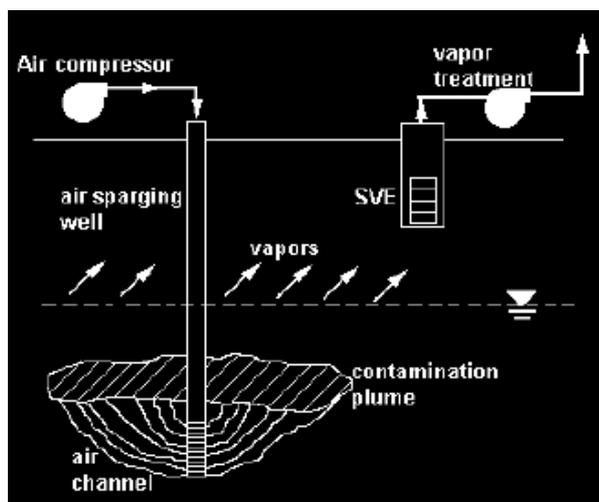


Figura 1.10: Proceso de inyección de aire (imagen extraída de la web Clu-in. Technologies)

1.5.7 PUMP-AND-TREAT

Proceso de extracción del agua subterránea mediante bombas situadas en pozos de extracción para su posterior tratamiento *ex situ*.

Una vez el agua está tratada, ésta puede ser reinyectada al acuífero o en otro punto acuoso.

Se utiliza para extraer contaminantes disueltos en agua subterránea, es por ello que es mejor aplicarlo para contaminantes con alta solubilidad en el agua y baja afinidad de absorción en el suelo.

En la figura 1.11 se refleja de forma esquemática en que consiste esta tecnología de remediación:

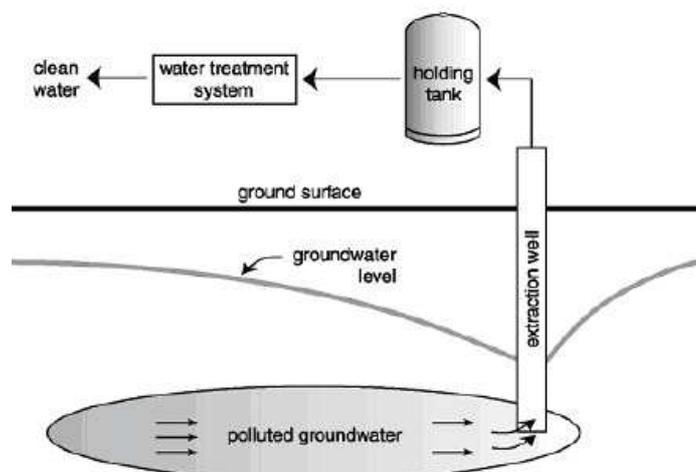


Figura 1.11: Proceso de pump-and-treat (imagen extraída de la web Clu-in. Technologies)

1.5.8 BIOREMEDIACIÓN

Las medidas biocorrectivas consisten en la utilización de microorganismos naturales para degradar sustancias peligrosas a sustancias menos tóxicas.

Hay factores que pueden inhibir la biodegradación, como pueden ser:

- Productos tóxicos para los microorganismos.
- Tipos y concentración de microorganismos inadecuada.
- PH inadecuado.
- Falta de nutrientes (N, P, K, S o otros elementos traza).
- Condiciones de humedad inadecuadas.
- Falta de oxígeno o otro receptor de electrones.

Los factores que afectan directamente a la biodegradación son:

- Microorganismos
- Contaminantes: índice de refractariedad (IR) $IR = DBO_5 / DQO_T$
- El medio: contenido en agua, concentración de oxígeno, niveles de nutrientes, ph del suelo, temperatura, solubilidad de los contaminantes, fenómenos de adsorción.
- Temperatura

Si se aportan los alimentos necesarios para que los microorganismos presentes en los suelos contaminados realicen la bioremediación recibe el nombre de bioestimulación; si se inoculan microorganismos bioaumentación.



1.5.9 FITOREMEDIACIÓN

Las medidas fitocorrectivas consisten en el uso de plantas y árboles para depurar aguas y suelos contaminados. Es una técnica pasiva y estéticamente agradable que utiliza la energía solar y se puede usar junto con otras técnicas de limpieza mecánicas.

Las plantas actúan como filtros y pueden descomponer o degradar contaminantes orgánicos o estabilizar contaminantes metálicos.

Son muy útiles en lugares donde la contaminación es poco profunda y no es muy grande.



2 OBJETIVO

El objetivo de este proyecto es describir y desarrollar todas las fases de las que consta un proyecto de remediación de suelos contaminados tomando un caso real de un emplazamiento contaminado por hidrocarburos y elaborar la Memoria del proyecto de recuperación para que sirva de memoria modelo y consulta en el desarrollo de otras actuaciones de remediación.



3 RESULTADOS

3.2 DESCRIPCIÓN DEL CASO A TRATAR

Para la elaboración del capítulo 3 , Resultados, se consultan los Informes Morera I. Mayo 2010 (a), Mayo 2010 (b), Mayo 2010 (c), Mayo 2010 (d), Junio 2010 y Agosto 2010.

Debido a la compra venta de una estación de servicio se lleva a cabo el proceso de evaluación ambiental para determinar si se requiere o no un proceso de remediación de suelos. El resultado obtenido en el Análisis Cuantitativo de Riesgos es de riesgo aceptable sin la presencia de la fase libre por lo que se deben tomar medidas correctivas para eliminar la fase hidrocarburada y también alcanzar las concentraciones requeridas por el ACA. Es por ello que se procede a la realización del proyecto de descontaminación.

A continuación se especifican todos los pasos que se llevan a cabo.

3.2.1 ANTECEDENTES

La Estación de Servicio objeto de estudio se construye en 1970 -1972 e inicia su actividad con imagen AGIP. Durante el año 2008 se realiza el cambio de titularidad de la ES siendo desde entonces y hasta la actualidad de otra compañía.

En Enero del 2003 a petición de AGIP, se lleva a cabo la " *Caracterización Medioambiental de la estación de servicio*" con el objetivo de conocer la salud ambiental de su entorno ya que su localización es muy próxima al acuífero de la Cubeta de Sant Andreu de la Barca (Barcelona).

Para ello se realiza un estudio de muestreo de los gases en el subsuelo realizando un total de 22 perforaciones y así detectar y cuantificar los vapores orgánicos presentes en el subsuelo.

Éstos se sitúan junto a los depósitos de almacenamiento de combustible que están enterrados y llegan a una profundidad de 3.5m .A esta profundidad no se detecta agua subterránea. Se toma una muestra de suelo junto al tanque nombrado T-8 para su análisis .Los resultados de todos los análisis muestran presencia de hidrocarburos.

En Abril del 2005 se realiza una "Investigación Detallada del Subsuelo de la E.S".

Los trabajos consisten en la perforación de 7 sondeos numerados de S-1 a S-7 a profundidades entre 8,0 y 12 metros. Posteriormente se habilitan los sondeos con captadores de vapor y/o piezométricos instalando tubería ranurada.



Se cogen y analizan 7 muestras de suelo y dos de agua subterránea de los piezómetros que acumulan agua en su interior. El piezómetro Pz-3, situado en la zona de tanques de vehículos, presenta fase libre sobrenadante.

A partir de los resultados analíticos obtenidos se concluye que las zonas que presentan afección comprenden la zona de tanques y la zona próxima a las bocas de cargas desplazadas.

En Enero del 2008 a petición de AGIP, se realiza una campaña de muestreo de agua en los piezómetros instalados en Abril del 2005. Con los resultados obtenidos se redacta el informe "Muestreo de Agua Subterránea realizado en la E.S".

De los siete piezómetros instalados, cuatro presentan fase libre sobrenadante con grosores que oscilan entre 1 y 6,5 cm.

Se concluye que es recomendable iniciar actuaciones de descontaminación de la zona afectada.

Finalmente en Diciembre del 2008 se redacta el informe "Caracterización Medioambiental de la Estación de Servicio. Actualización de datos".

Para ello se miden todos los niveles piezométricos y se muestrean los piezómetros existentes en la E.S.

Se detecta presencia de fase libre sobrenadante en cinco de los siete piezómetros existentes con un espesor máximo de 44,5 cm.

De los dos sondeos restantes uno presenta agua sin fase libre sobrenadante y el otro está seco. En enero del 2008 este espesor es de 6,5 cm, por lo que la afección se ve incrementada en este lapso de tiempo. Se recomienda iniciar el proceso de gestión para suelos contaminados.

3.2.2 INVESTIGACIÓN PRELIMINAR (FASE I)

En Mayo del 2010, para la realización de la investigación preliminar y con ello ampliar la caracterización del medio subterráneo, se consultan los estudios previos que se citan a continuación y que se han explicado en los antecedentes:

- Investigación detallada del subsuelo de la E.S, Abril 2005
- Muestreo de agua subterránea en la E.S, Enero 2008
- Caracterización medioambiental de la estación de servicio. Actualización de datos, Diciembre 2008.



3.1.2.1 GEOLOGÍA E HIDROGEOLOGÍA DE LA ZONA

Geológicamente la estación de servicio se sitúa sobre materiales del mioceno superior, formado por arcillas, limos y conglomerados de color rojo. Limita por el oeste con materiales aluviales cuaternarios correspondientes a una de las terrazas del río Llobregat y perteneciente al acuífero de la cubeta de Sant Andreu de la Barca.

En la cubeta de Sant Andreu de la Barca, de forma general, la dirección de flujo es hacia el sureste, coincidiendo con la dirección del flujo de las aguas superficiales.

En ella existen varios conos de bombeo, uno de ellos producido por los pozos de extracción para uso agrícola, otro de mayor extensión, situado en la zona de extracción de agua para abastecimiento urbano y un último cono de bombeo que corresponde a extracciones para uso industrial.

En la figura 3.1 se muestra la extensión de la cubeta de Sant Andreu de la Barca:

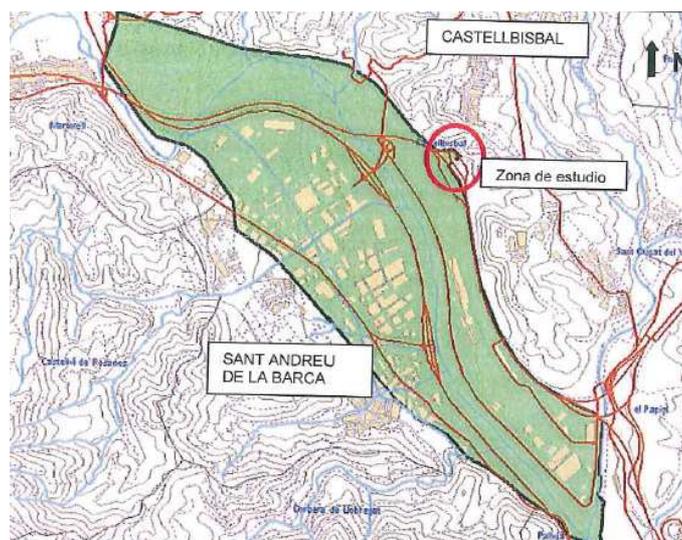


Figura 3.1: Esquema de situación del acuífero de la cubeta de Sant Andreu de la Barca (extraído de la web de la Comunitat d'Usuaris de les Aigües de la Cubeta de Sant Andreu, CUACSA).

USOS Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS SUBTERRÁNEOS

El acuífero de la cubeta desde hace años ha sido la fuente de abastecimiento de agua tanto de las poblaciones de Sant Andreu de la Barca, Castellbisbal y Corbera como de la zona agrícola de su entorno.

La conversión del suelo agrícola en industrial, sobretodo en los años 60-70, propicia la implantación de industrias en la zona que también se abastecen, en gran medida, del acuífero.



INVENTARIO DE PUNTOS DE AGUA

Para conocer los aprovechamientos de aguas subterráneas registrados en las inmediaciones de la estación de servicio se consulta la página web de CUACSA en la que se facilita dicha información y que queda reflejada en la tabla 3.1 y en la figura 3.2 :

Tabla 3.1: Características de los aprovechamientos de aguas subterráneas más cercanos a la E.S.

NOMBRE	USO	ESTADO	DIÁMETRO (mm)	PROFUNDIDAD (m)	COORDENADAS	
					X	Y
Puig	Agrícola	Desaparecido	1300	5	414535,52	4591384,79
AICSA Serenu 1	Abastecimiento urbano	Activo	600	21	414310	4591650
AICSA Espardanyé Via-2	Abastecimiento urbano	Activo	960	21	413965,64	4591863,19
AICSA Espardanyé Nou-3	Abastecimiento urbano	Activo	1000	21	414475	4591383
AICSA Espardanyé Riu 4	Abastecimiento urbano	Activo	960	21	413885,86	4591812,61
AICSA Brillu 5	Abastecimiento urbano	Activo	600	21	414214	4591562
AICSA Punarret 6	Abastecimiento urbano	Activo	600	21	414265	4591290
CELSA Can Pelegrí.1	Industrial	Reserva	600	21	413930	4591045
CELSA Can Pelegrí.2	Industrial	Reserva	600	21	413915	4591065
CELSA Can Pelegrí.3	Industrial	Activo	800	15	413872	4591260
CELSA Can Pelegrí.4	Industrial	Reserva	800	15	413885	4591150
CELSA Can Pelegrí.5	Industrial	Reserva	800	15	413920	4590822
CELSA Can Pelegrí.6	Industrial	Reserva	960	20	413898,43	4590899,67
CELSA St Vicenç 2	Industrial	Reserva	600	15	414830	4590418
Pou Lesui-Can Pelegrí	Servicios	Desaparecido	800	14	414009,55	4590909,31
CANSA n°1	Industrial	Activo	900	20	414250	4590630
CANSA n°2	Industrial	Reserva	600	22	414230	4590600
ICA	Industrial	Activo	600	15	414120	4590510

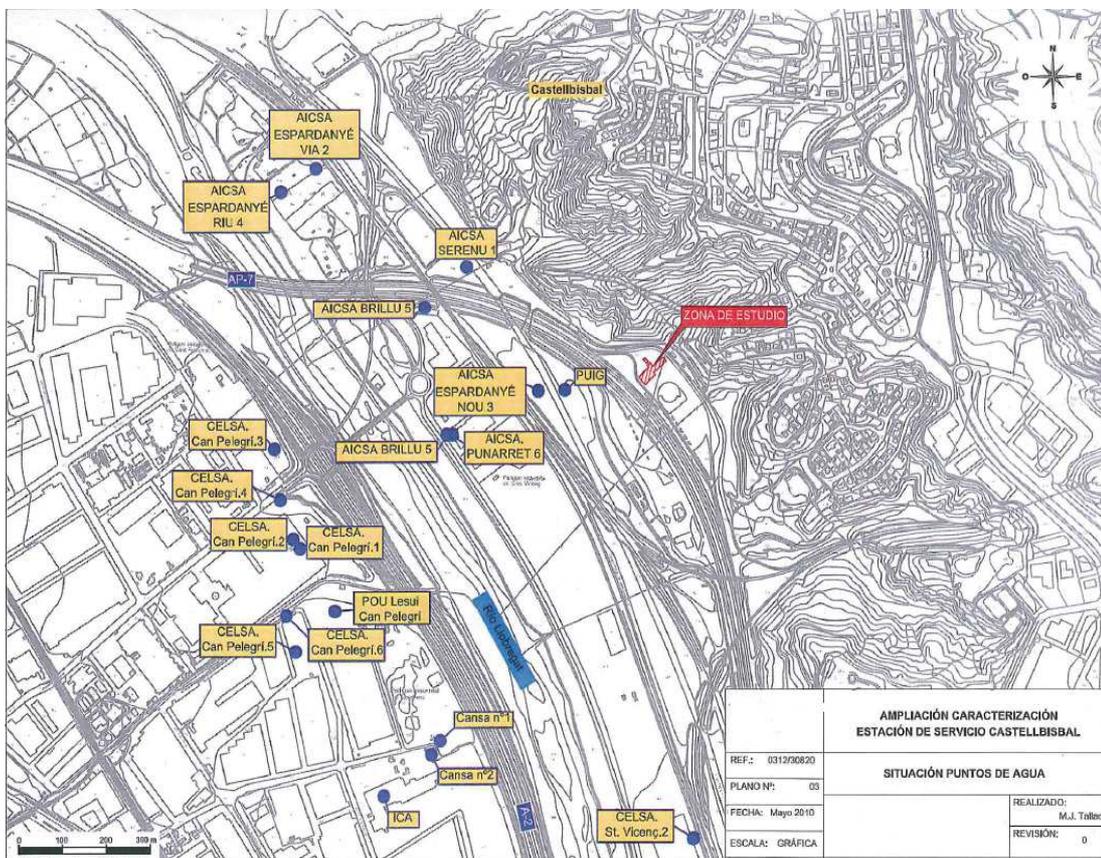


Figura 3.2: Plano de ubicación de los puntos de agua descritos en la Tabla 3.1



3.1.2.2 INSPECCIÓN DEL EMPLAZAMIENTO

INSTALACIONES

La estación de servicio objeto de estudio se construye entre los años 1970-1972.

La parcela ocupa una superficie aproximada de 6000 m² de los cuales 280 m² aproximadamente están edificados. Dispone de tienda y de servicio de cambio de aceite y lavado de coches. Toda la superficie se encuentra pavimentada por hormigón (en la pista de coches), adoquines (pista de camiones) o asfalto (toda la superficie fuera de las pistas de repostaje). La pista de camiones presenta badenes producidos por el peso de los camiones. El resto de pavimentos presentan un buen estado de conservación.

Dispone de once depósitos enterrados de almacenaje de combustible y de pared simple de acero, dos de ellos de 50 m³ de capacidad y nueve de 30 m³. Éstos están instalados directamente en el terreno, sin cubeto.

Las características de los tanques de almacenaje se detallan a continuación, en la tabla 3.2:

Tabla 3.2: Características de los tanques de la E.S (información extraída del Informe de Morera I. Mayo 2010 (a))

TANQUE	PRODUCTO	CAPACIDAD (m ³)	AÑO INSTALACION
1	SP 95	30	1994
2	SP 95	30	1994
3	SP 95	30	1994
4	SP 98	30	1994
5	SP 98	30	1994
6	SP 98	30	1994
7	G-A	50	1970/72
8	G-A	50	1970/72
9	G-A	30	1994
10	G-A	30	1994
11	G-A	30	1994

En el año 1994 se realiza una reforma completa de la E.S en la que de los cinco tanques de los que se disponen se anulan y se sellan tres. A su vez se instalan nueve depósitos, tres en la zona de camiones y seis en la zona de turismos.

En el año 2004 se sustituyen los adoquines de la pista de coches por hormigón armado y se cambian todas las tuberías. Previamente hay incidencias de sobrellenado en los tanques y la gasolina llena los venteos por lo que periódicamente se realizan pruebas de estanqueidad en los tanques siendo los resultados satisfactorios. El control de stock se realiza automáticamente aunque después de cada descarga también se mide de forma manual.



La estación de servicio está equipada con una red que recoge las aguas pluviales, de lavado de coches e hidrocarbурadas, las cuales son tratadas en un separador de hidrocarburos por gravedad, instalado en el año 1994. El vertido de las aguas se realiza a cauce público.

A continuación, en la figura 3.3 se muestra un plano de las instalaciones de la estación de servicio:

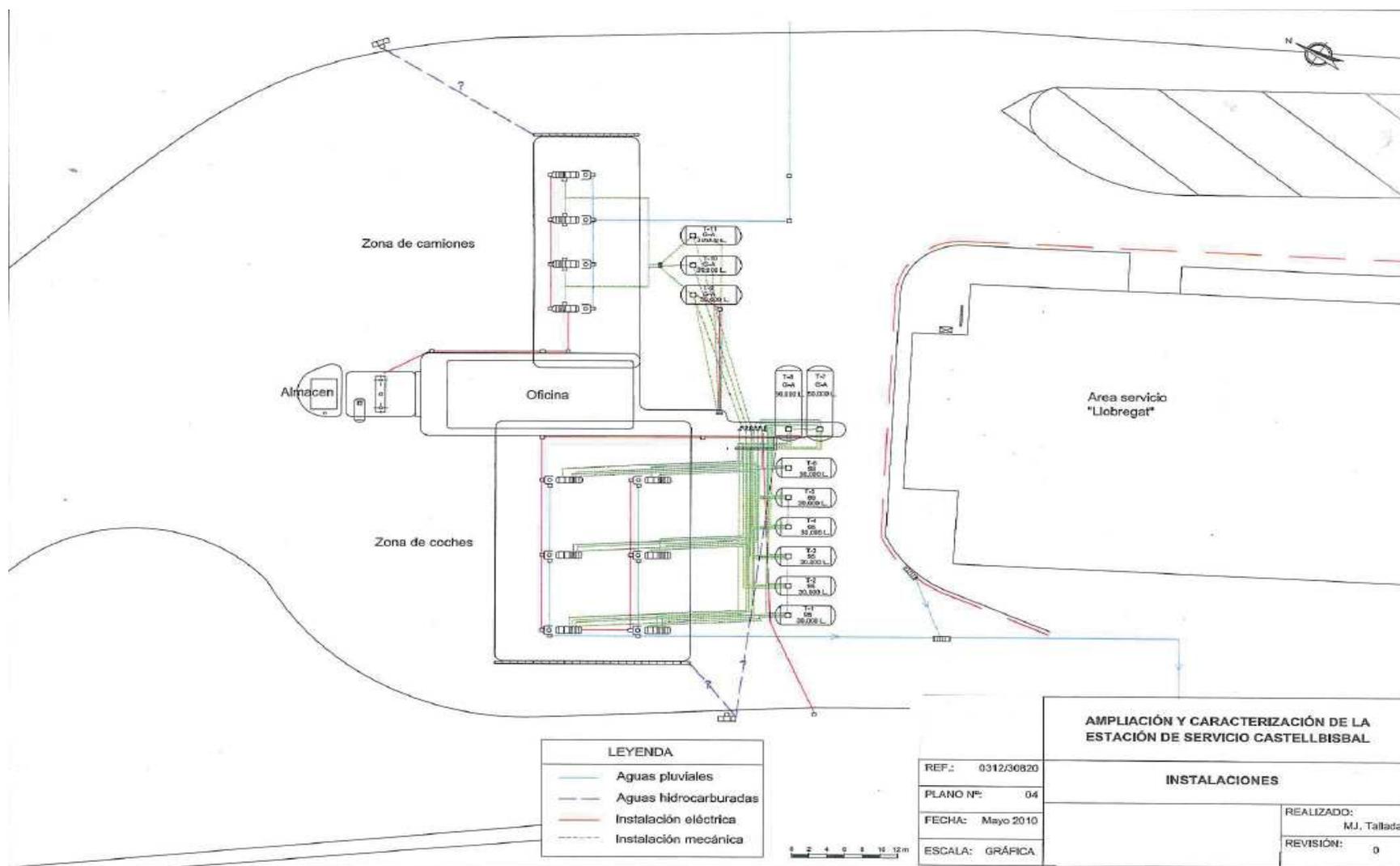


Figura 3.3: Plano de las instalaciones de la estación de servicio (plano extraído del Informe de Morera I. Mayo 2010 (a))



ENTORNO

La zona objeto de estudio se sitúa en el término municipal de Castellbisbal, por lo que el uso del suelo en el entorno inmediato es industrial. Los elementos más destacados del entorno son:

- Al norte se sitúa el relieve de Ca n'Amat, sobre el que descansa la población de Castellbisbal. Las primeras viviendas se encuentran a unos 400 m en esta dirección y superando un desnivel de más de 20 metros.
- Al este, se extiende una urbanización llamada Santa Teresita que ocupa la ladera de la montaña anteriormente mencionada. La vivienda más cercana se encuentra a 180 metros de distancia, aunque no se tiene acceso a la E.S por estar ésta en la autopista.
- Al sur, se encuentra el área de servicio de Medas, con restaurante y tienda.
- Al oeste discurre la autopista AP-7. Antes de llegar al río Llobregat, que está a 550 metros de distancia, se extiende el polígono industrial de Sant Vicenç. Una vez cruzado el río, la Autovía A-2 nos separa de los restantes polígonos industriales de la zona (de Sant Francesc, de Can Pelegrí, del Nord-Est de Acisa, etc).

3.2.3 CARACTERIZACIÓN DETALLADA (FASE II)

La inspección se realiza al aire libre dentro de los límites de la parcela ocupada por la E.S. y situada en un entorno industrial.

3.1.3.1 RECONOCIMIENTO DIRECTO DEL TERRENO

SONDEOS REALIZADOS

Se realizan un total de nueve sondeos de reconocimiento del terreno distribuidos por toda la parcela, teniendo en consideración los potenciales focos de afección (cargas desplazadas, depósitos de almacenaje de combustible, surtidores y las tuberías)

Estos sondeos se referencian siguiendo una numeración correlativa de S-8 a S-16 y a continuación de los sondeos (S-1 a S-7) realizados en la campaña anterior durante el año 2005. La profundidad máxima alcanzable es de 12 metros.

La ubicación de los sondeos se describe en la siguiente tabla:

Los piezómetros siguen la misma numeración que los correspondientes sondeos y se codifican como S-#. A continuación se presenta la tabla 3.3 y la figura 3.4 donde queda reflejada la situación de los sondeos realizados tanto en la última campaña 2010 como en la anterior.



Tabla 3.3: Situación de los sondeos de la E.S (información extraída del Informe de Morera I. Mayo 2010 (a))

Año	Sondeo	Situación
2005	S-1	Situado al sur de la pista de repostaje de turismos, fuera de la pista.
	S-2	Entre los tanques T-2 y T-3 ,en un carril de servicio para camiones de carga y descarga del área de servicio.
	S-3	Entre los tanques T-5 y T-6,al noroeste del sondeo S-2 y en el mismo carril de servicio.
	S-4	Al sureste del tanque T-7.
	S-5	Al noroeste del tanque T-9, en la zona de camiones.
	S-6	Entre los tanques T-10 y T-11.
	S-7	Al este de los tanques T-7 y T-8, en la zona de camiones.
2010	S-8	En la pista de camiones junto al surtidor más alejado de la tienda.
	S-9	En la pista de camiones, entre los dos surtidores más cercanos a la tienda.
	S-10	Al este del tanque T-11.
	S-11	Al sur del tanque T-9.Alineado con el sondeo S-7.
	S-12	Al oeste de las cargas desplazadas y los venteos.
	S-13	Frente al extremo oeste del tanque T-4, en línea con las cargas desplazadas.
	S-14	En la pista de turismos.En el extremo sur del segundo pasillo de surtidores,tomando la tienda como referencia.
	S-15	En la pista de turismos.En el centro del tercer pasillo de surtidores.
	S-16	En la pista de turismo.En el segundo pasillo y en el extremo opuesto al S-14.

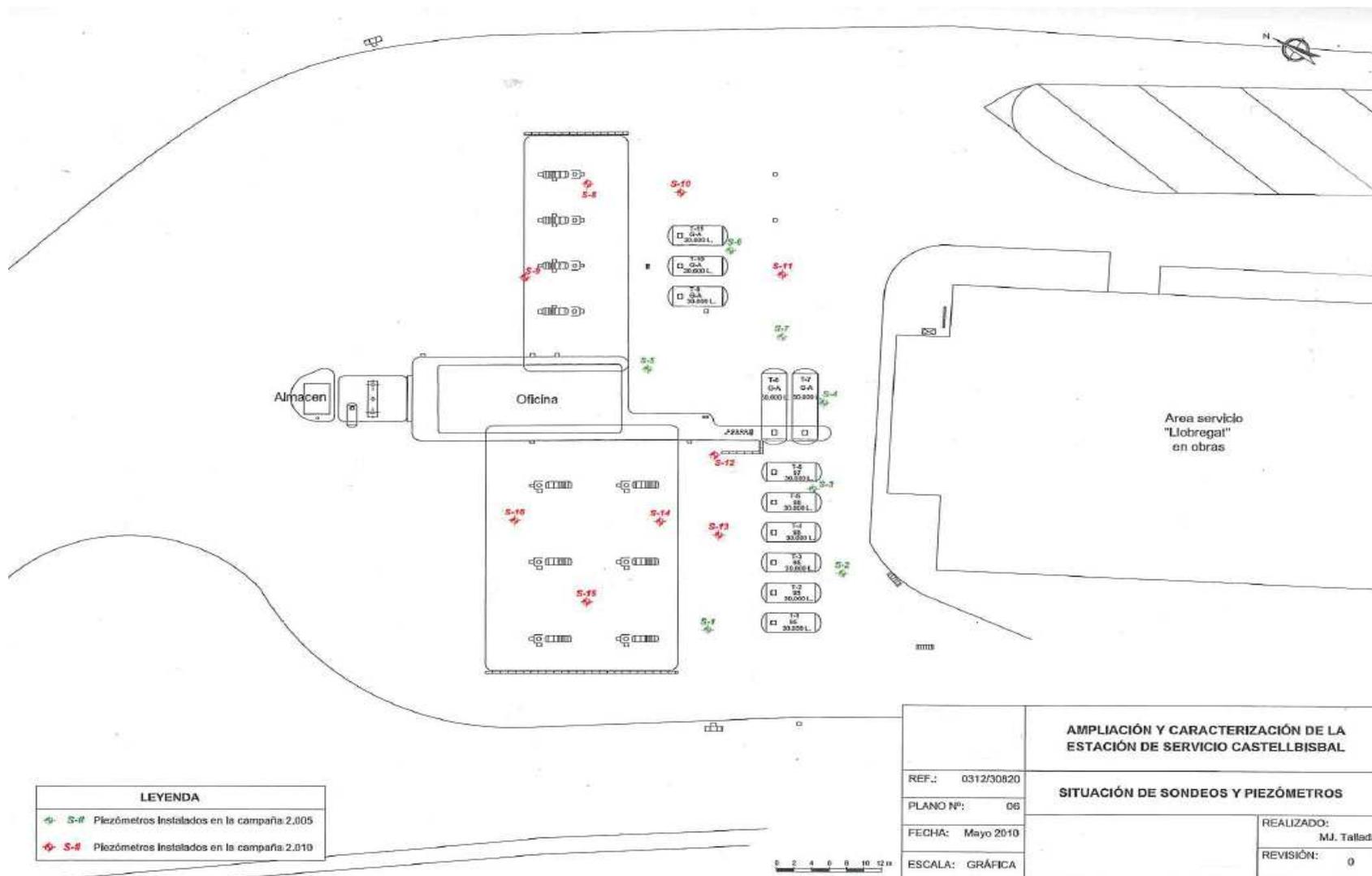


Figura 3.4: Plano de ubicación de los piezómetros realizados en el 2005 y 2010 (plano extraído del Informe de Morera I.. Mayo 2010 (a))



LITOLOGIA Y ESTRUCTURA DEL TERRENO

La zona de estudio está constituida por sedimentos del mioceno inferior, formados por arcillas, limos, areniscas y conglomerados de color rojo. A partir de los sondeos realizados se detallan las características de los siguientes niveles:

- **Unidad A (relleno)**

Esta unidad se detecta en todos los sondeos realizados y está compuesta por un nivel de relleno formado por arenas de grano medio y limos, con gravas y cantos angulosos.

El color es marrón, aunque en la mayoría de sondeos presenta alteración a tonos grisáceos. Este nivel desprende olor a hidrocarburo en todos los sondeos excepto en el S-13 y S-16. La unidad se encuentra bajo una capa de hormigón, asfalto o adoquines dependiendo del lugar en la que se sitúe la perforación y presenta una potencia variable de 0,50 a 2,25 metros.

- **Unidad B (arcillas y areniscas rojas)**

Esta unidad se detecta en todos los sondeos realizados bajo la unidad anterior.

Está compuesta por una alternancia de arcillas rojas muy compactas, que en profundidad pasan a arcillitas con capas de arenisca de poco espesor y algún nivel de conglomerado. Este último nivel sólo se detecta en los sondeos S-8, S-10 y S-11, a una profundidad de 8,40 , 8 y 9,60 metros respectivamente. Su espesor oscila entre 1 y 1,5 metros.

La Unidad B no se atraviesa en su totalidad, por lo que se desconoce su potencia, aunque bibliográficamente se conoce que es de unos 200 metros.

Organolépticamente, los sondeos que presentan alteración de color y olor son el S-8, S-10 y S-11.

En esta Unidad se intercepta el nivel de agua subterránea, la cual se encuentra en el nivel de conglomerados, aunque algunos piezómetros acumulan agua en su interior, probablemente de los niveles de areniscas intercalados en las arcillas.

En los sondeos donde se atraviesan los conglomerados, el agua aparece a una profundidad aproximada de 8 metros.

Este nivel freático no corresponde al acuífero de la cubeta de Sant Andreu, sino que se trata de pequeños niveles colgados sin continuidad lateral.

Para la comprensión de la estructura del subsuelo se realiza un corte geológico que se muestra a continuación en la figura 3.5:

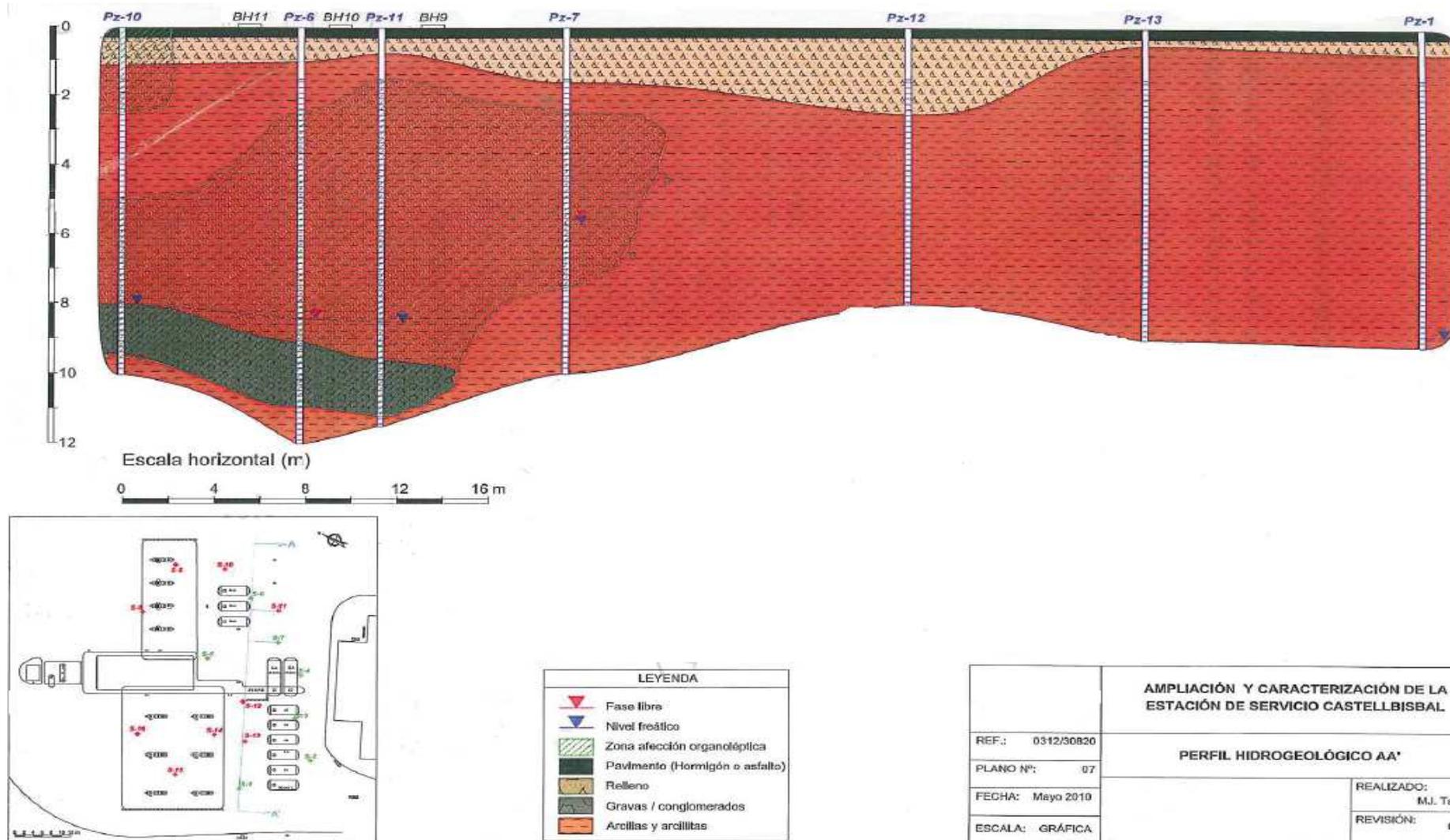


Figura 3.5: Corte geológico donde se muestra la estructura del subsuelo (plano extraído del Informe de Morera I. Mayo 2010 (a))



MEDIDAS HEAD SPACE Y OBSERVACIONES ORGANOELÉPTRICAS

En la tabla 3.4 se muestran las concentraciones de compuestos orgánicos volátiles (COV's) detectadas en los sondeos realizados en la campaña del 2010 expresadas en ppm equivalentes a isobutileno:

Tabla 3.4: Concentraciones de compuestos orgánicos volátiles (valores extraídos del Informe de Morera I. Mayo 2010 (b))

Profundidad (m)	Head Space (ppm)								
	S-8	S-9	S-10	S-11	S-12	S-13	S-14	S-15	S-16
0.5		5.9	1.6	64.5	0.0		82.1	0.0	0.0
1.0	3.8	3.1	0.0		0.0		0.0	75.8	0.0
1.5				51.2				68.9	
2.0	9.7	62.2	126	24.8	3.9	3.1		0.0	0.0
2.5				42.2	302		0.0		
3.0	60.2	10.1	72.9	641	0.0	0.0		0.0	0.0
3.5				336		0.0			
4.0	426	14.2	5.6	44.7	0.0	0.0		0.0	0.0
5.0	362	23.6	15.9	145	0.0	8.3	0.0	0.0	0.0
6.0	393	27.6		304	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
7.0	329	3.5	968	471	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
8.0	350	1.3	1212		0.0			0.0	
8.2			1044	381					
9.6				485					
9.8									

A partir de las determinaciones realizadas y las características organolépticas observadas se concluye que:

- Se detectan concentraciones significativas de compuestos volátiles en los sondeos situados en la zona de camiones. La afección organoléptica detectada se centra en el tramo de 4 a 10 m de profundidad en los sondeos S-8, S-10 y S-11. Por el contrario los situados en la zona de turismos, sobre todo los realizados en la pista (S-14, S-15 y S-16) no muestran concentraciones de COV's significativas.
- Organoelépticamente, y de forma general, los resultados que se obtienen coinciden con las observaciones realizadas en campo.

3.1.3.2 CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA NO SATURADA

La caracterización hidráulica de la zona nos permite determinar la permeabilidad del medio (a que velocidad se desplaza el contaminante) y el radio de acción del que se dispone a la hora de realizar el proceso de descontaminación.

Para la determinación de la permeabilidad de la zona no saturada se utiliza la metodología del slug test, que consiste en la inyección de agua y en observar en el piezómetro más próximo, donde se detecte nivel freático, el aumento de nivel. Los resultados se obtienen aplicando las ecuaciones de Hvorslev .



Con esta metodología también se hace una aproximación de cual puede ser el radio de acción (Informe Morera I.Mayo 2010 (c))

La zona no saturada comprende la Unidad A (relleno) y la Unidad B (arcillas y conglomerados rojos), excepto los niveles detectados de conglomerados. Aunque la unidad sea prácticamente impermeable, hay pequeños niveles intercalados de areniscas que pueden presentar humedad y a la larga acumular algo de agua en los piezómetros instalados.

El pavimento de hormigón, juntamente con las arcillas compactas de la Unidad B son una barrera efectiva a la percolación de contaminantes, ya que el medio es muy poco permeable y reduce drásticamente la movilización de sustancias potencialmente contaminantes.

3.1.3.3 CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA SATURADA

A pesar de que los materiales observados en campo durante las perforaciones de los sondeos tienen una permeabilidad baja o muy baja, se puede realizar un ensayo de bombeo en el piezómetro Pz-10 para obtener la caracterización hidráulica de la zona saturada ya que en el se atraviesa un nivel formado por conglomerados fracturados que permiten el paso de agua a través de sus poros, con una permeabilidad superior a los materiales arcillosos.

El ensayo se realiza bombeando agua a caudal constante en el piezómetro Pz-10 y tomando lecturas de los descensos producidos en el piezómetro vecino Pz-8.

Este método también nos da una idea de cual puede ser el radio de acción.

Aplicando las ecuaciones de Theis mediante el software WHI Aquifer se obtienen los siguientes resultados mostrados en la tabla 3.5:

Tabla 3.5: Valores de permeabilidad obtenidos en el ensayo de bombeo (valores extraídos del Informe de Morera I. Mayo 2010 (c))

Piezométrico	Permeabilidad (m/s)	Transmisividad (m ² /s)
Pz-8	1,82*10 ⁻⁴	2,27*10 ⁻⁴

El valor obtenido nos indica una permeabilidad baja, típica de mezclas de arenas y grabas tal y como se muestra en la tabla 3.6:



Tabla 3.6: Tipos de materiales en función de la permeabilidad. (documentación extraída de Villanueva M y Iglesias A (1984))

		Valores de k en cm/seg											
		100	10	1	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	10 ⁻⁷	10 ⁻⁸	10 ⁻⁹
Drenaje		Bueno				Pobre				Prácticamente impermeable			
Tipo de suelo	Grava limpia	Arenas limpias y mezclas limpias de arena y grava				Arenas muy finas, limos orgánicos e inorgánicos, mezclas de arena, limo y arcilla, morenas glaciares, depósitos de arcilla estratificada				Suelos "impermeables", es decir, arcillas homogéneas situadas por debajo de la zona de descomposición			
						Suelos "impermeables", modificados por la vegetación o la descomposición. ^d							

Los datos obtenidos corroboran la litología vista en campo durante la realización de los sondeos en los que se detecta un nivel de conglomerados fracturados con arenas finas. Estos niveles son los que conforman los pequeños acuíferos colgados que existen en la zona y que tienen una mala capacidad de drenaje.

Las aguas subterráneas detectadas no pertenecen al ámbito de las aguas subterráneas de la cubeta de Sant Andreu.

3.1.3.4 PIEZÓMETROS INSTALADOS, PURGADO Y NIVELES PIEZOMÉTRICOS Y DE FASE LIBRE

Se instalan un total de nueve piezómetros de control en la zona de estudio. En el estudio realizado en el 2005 se instalan un total de 7 dispositivos de control, por lo que hacen un total de dieciséis piezómetros de control.

De los nuevos piezómetros instalados y que contienen únicamente agua en su interior, se realiza su purgado donde se extrae el agua utilizando bombas sumergibles para eliminar la presencia de finos hasta obtener agua clara. Posteriormente se dejan reposar hasta que su nivel se estabiliza.

A continuación, en la tabla 3.7, se detallan algunas características del desarrollo:



Tabla 3.7: Características del desarrollo de los piezómetros (valores extraídos del Informe de Morera I. Mayo 2010 (c))

Piezométrico	Profundidad nivel piezométrico (m)	Volumen extraído (l)	Tiempo purgado (min)
Pz-8	7,809	56,25	15
Pz-10	7,962	56,25	15
Pz-11	8,496	56,25	15

En la tabla 3.8 se resumen las medidas de nivel piezométrico o de agua y la profundidad a la que se detecta fase libre.

Tabla 3.8: Profundidad del nivel de agua y nivel de fase libre (valores extraídos del Informe de Morera I.. Mayo 2010 (b))

Año	Piezométrico	Profundidad nivel piezométrico (m)	Profundidad nivel fase libre (m)
2005	Pz-1	8,883	
	Pz-2	3,661	3,652
	Pz-3	3,065	2,72
	Pz-4	5,694	5,686
	Pz-5	6,287	
	Pz-6	8,409	8,386
	Pz-7	5,663	5,526
2010	Pz-8	7,809	
	Pz-9		
	Pz-10	7,962	
	Pz-11	8,496	
	Pz-12		
	Pz-13		
	Pz-14		
	Pz-15		
	Pz-16		

3.1.3.5 MUESTREO Y ANÁLISIS DE CONTAMINANTES

MUESTRAS DEL SUELO

Se toma para cada uno de los sondeos realizados en la campaña 2010 una muestra del suelo, sumando un total de nueve, para determinar en campo algunas de sus características. En la tabla 3.9 se resumen algunas características de las muestras de suelo analizadas:



Tabla 3.9: Características de las muestras de suelo (información extraída del Informe de Morera I..Mayo 2010 (a))

Muestra	Profundidad (m)	Observaciones
S-8	8,6	Arcillas arenosas con gravas dispersas. Color gris y olor entre intenso y moderado a hidrocarburos.
S-9	6,1	Arcillas arenosas con gravas dispersas. Color gris y olor leve a hidrocarburos.
S-10	7,8	Arcilla arenosa de color rojizo con leve alteración de color y leve olor a hidrocarburo.
S-11	3,6	Arcilla con leve alteración de color a gris. Desprende moderado olor a hidrocarburo.
S-12	2,6	Arcillas con arenas finas rojizas muy compactas. No se detectan indicios de afección organoléptica.
S-13	5	Arcillas muy compacta con gravilla a mm. Desprende ligero olor a hidrocarburo.
S-14	5	Arcillas rojizas muy compactas. No se detectan indicios de afección organoléptica.
S-15	9	Arcillas rojizas muy compactas. No se detectan indicios de afección organoléptica.
S-16	4,5	Arcillas rojizas muy compactas. No se detectan indicios de afección organoléptica.

En la tabla 3.10 se presentan los resultados analíticos de las muestras de suelo analizadas a tiempo inicial de la campaña 2010. Los valores de las concentraciones se comparan con los Niveles Genéricos de Referencia (NGR) establecidos por el RD 9/2005, para suelos con uso urbano.

Tabla 3.10: Concentración de compuestos orgánicos en muestras de suelo (valores extraídos del Informe de Morera I. Mayo 2010 (b))

Compuesto (resultados en mg/Kg)		S-8 (8,6 m)	S-9 (6,1 m)	S-10 (7,8 m)	S-11 (3,6 m)	S-12 (2,6 m)	S-13 (5 m)	S-14 (5 m)	S-15 (9 m)	S-16 (4,5 m)	R.D 9/2005 (Uso Urbano)
TPH	GRO (<nC10)	213	<25	913	610	<25	<25	<25	<25	<25	
	DRO (C10-C28)	10246	<25	13324	5629	<25	<25	<25	<25	<25	
	Total TPH	10459	<50	14237	6239	<50	<50	<50	<50	<50	50*
ALIFÁTICOS	>nC6-nC8	213		157	110						
	>nC8-nC10	1185		739	585						
	>nC10-nC12	3428		1742	936						
	>nC12-nC16	3617		4224	1975						
	>nC16-nC21	1698		4686	2311						
	>nC21-nC34	<2		2293	1122						
AROMÁTICOS	>nC34	<2		<2	<2						
	>nC6-nC7	<2		<2	<2						
	>nC7-nC8	<2		<2	<2						
	>nC8-nC10	<2		<2	10						
	>nC10-nC12	52		17	35						
	>nC12-nC16	121		68	60						
	>nC16-nC21	103		137	49						
>nC21-nC35	42		119	15							
BTEX	>nC35	<2		57	<2						
	Benceno	0,041	<0,025	0,594	1,04	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	1
	Tolueno	<0,025	<0,025	0,026	0,489	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	30
	Etilbenceno	<0,025	<0,025	1,07	0,9	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	20
	Xilenos	<0,025	<0,025	0,163	3,33	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	100
MTBE		<0,025	<0,025	0,059	1,1	0,171	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	
ETBE		<0,025	<0,025	0,032	0,036	0,134	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	

*Nivel a partir del cual se requiere realizar un análisis cuantitativo de riesgos

De las determinaciones analíticas realizadas en las muestras de suelo, se extraen las siguientes conclusiones:



- Se detecta presencia de compuestos orgánicos en las muestras extraídas de los sondeos S-8 (8,6m), S-10 (7,8m) y S-11 (3,6m), situados en la zona de repostaje de camiones. Todos ellos presentan una concentración de hidrocarburos superior a los 50 mg/kg a partir de la cual se debe realizar un análisis cuantitativo del riesgo. La fracción mayoritaria corresponde a la fracción DRO (cadenas largas). El cromatograma muestra el perfil típico de un gasóleo.
- El resto de muestras analizadas no superan los límites de detección de la técnica analítica del laboratorio.
- Se detectan BTEX en las muestras de los tres sondeos mencionados anteriormente (S-8, S-10 y S-11). Tan solo se superan los NGR establecidos en el RD 9/2005 para el benceno y un uso urbano del suelo en la muestra del sondeo S-11.
- Se detecta presencia de MTBE y ETBE en bajas concentraciones en las muestras extraídas de los sondeos S-10, S-11 y S-12

Cabe destacar el sondeo S-12, situado junto a la zona de las bocas de cargas desplazadas, en la que existen tres tanques anulados. En este sondeo se detectó, entre 0.3 y 2.5 metros, un tramo formado por arenas correspondientes al relleno que rodea los tanques.

Dicho relleno presenta afección organoléptica, aunque desaparece al llegar al terreno natural formado por arcillas rojas compactas. Esto se explica con la fuga inicial existente y que cesa al anularse los depósitos.

Los resultados analíticos corroboran las observaciones organolépticas realizadas durante los trabajos de campo.

GROSOR Y ESTADO DE DEGRADACIÓN DEL PRODUCTO O FASE LIBRE SOBRENADANTE

Se observa fase libre sobrenadante en cinco de los dieciséis piezómetros instalados. Éstos son el Pz-2, Pz-3, Pz-4, Pz-6 y Pz-7.

En la tabla 3.11 se muestran los grosores de producto obtenidos para los piezómetros mencionados anteriormente:

Tabla 3.11: Espesor de fase libre detectada (valores extraídos del Informe de Morera I. Mayo 2010 (b))

Piezométrico	Espesor Aparente Fase Libre (mm)
Pz-2	9
Pz-3	345
Pz-4	8
Pz-6	23
Pz-7	135

Las medidas del grosor de la fase libre en piezómetros de control pueden dar lugar a errores respecto al verdadero grosor que hay en el acuífero, por lo que normalmente se



diferencia entre grosor real y uno aparente. El grosor que se mide en el piezómetro es el grosor aparente que es la suma del grosor real más el grosor que se encuentra deprimiendo el nivel del agua, así pues, un piezómetro actúa como punto singular acumulando tanto agua como producto ya que el hidrocarburo ocupa un espacio dentro del piezómetro, desplazando al agua viéndose afectadas las medidas reales de los niveles de fase libre. Existen varios sistemas para correlacionar las medidas del grosor aparente y el real de fase libre, basados en fórmulas o mediante ensayos de tipo empírico.

En este caso se realiza un ensayo de tipo empírico llamado *Bail Down*, que consiste en purgar el piezómetro hasta que no queda fase libre sobrenadante. Posteriormente se toman lecturas de la recuperación de los niveles tanto del agua como del producto sobrenadante (Informe Morera I. Mayo 2010 (c)).

Con los datos obtenidos se genera una gráfica en la que quedan reflejadas ambas recuperaciones, pudiendo compararse y ver las zonas de inflexión donde se puede medir el grosor real de fase libre. El experimento finaliza cuando la gráfica del agua sufre una depresión como resultado de la opresión que le genera el hidrocarburo al ocupar su espacio en el piezómetro. La diferencia entre ambas representaciones será el grosor real de la fase libre.

Con los datos representados en la gráfica correspondiente a la figura 3.6 se puede interpretar que el grosor real para el piezómetro tres en este caso es de 196 mm en vez de 345 mm.

El ensayo se realiza en el piezómetro Pz-3 por ser el que presenta mayor espesor de fase libre acumulado.

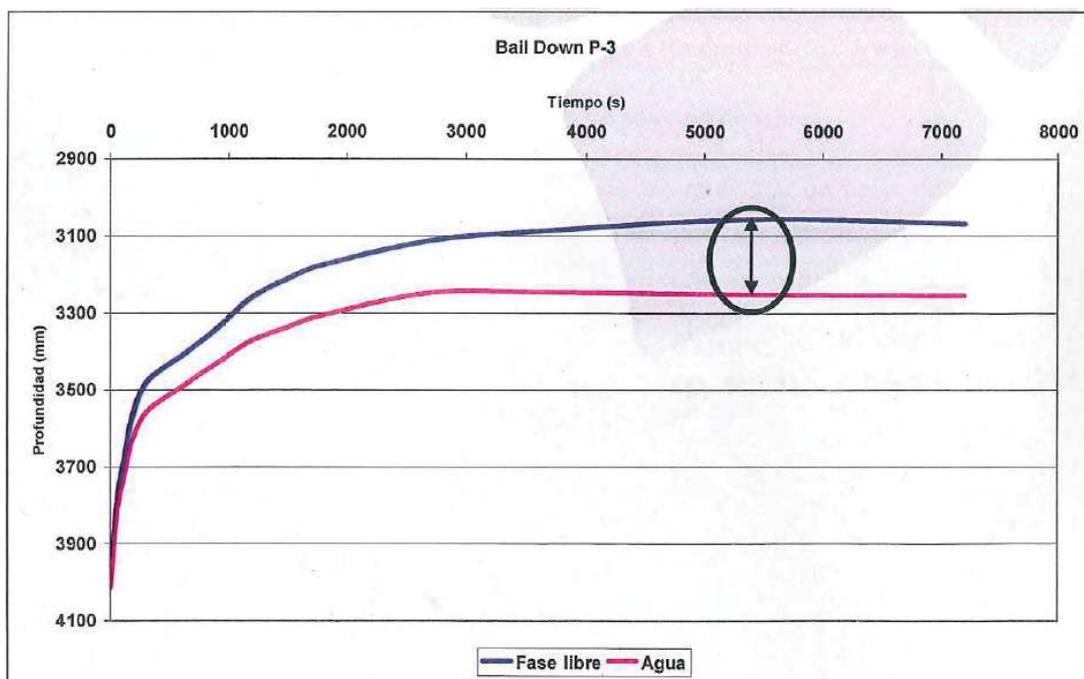


Figura 3.6: Representación gráfica de los resultados del ensayo Bail Down (valores extraídos del Informe de Morera I. Mayo 2010 (c))



Para determinar el grado de degradación del hidrocarburo, se recoge una única muestra de producto en el piezómetro Pz-3, ya que todas las muestras presentan las mismas características de composición.

Los resultados analíticos se muestran a continuación, en la tabla 3.12:

Tabla 3.12: Análisis cuantitativo de hidrocarburos (valores extraídos del Informe de Morera. I. Mayo 2010 (b))

ANÁLISIS CUANTITATIVO DE HIDROCARBUROS	
Parámetros (%)	Pz-3
Gasolina (<nC10)	12
Gasóleo (nC10-nC28)	58
Aceites minerales (>nC28)	ND
Degradación (%)	
Fracción ligera hasta nC6	22
Relación C17/pristano	1,5
Relación C18/fitano	1,9

Es necesario determinar el grado de degradación de un hidrocarburo ya que con esta información se conoce si hay o no un foco activo.

Para determinar el estado de degradación de los hidrocarburos, se estudia en el cromatógrafo la evolución en el tiempo de la relación entre C17/pristano y C18/ fitano , donde el pristano y el fitano son hidrocarburos ramificados de 19 y 20 átomos de carbono, llamados lípidos insaponificables.

Si esta relación es > 1 nos indica que no hay signos de degradación y con ello una aportación de hidrocarburo fresco.

Otra manera de determinar la degradación de un hidrocarburo es comparar a través del cromatógrafo la gráfica patrón de la gasolina o diesel con la gráfica de la muestra referida a dichos hidrocarburos. Contra mas similitud haya entre ambas, menos degradación presenta la muestra y con ello se verifica la presencia de un foco activo de contaminación.

Los resultados analíticos indican que el producto detectado en el subsuelo de la estación de servicio corresponde a un gasóleo sin signos de degradación, por lo tanto se confirma la existencia de algún foco activo de contaminación y es por ello que se realizan pruebas de estanquidad para poder erradicar los posibles focos activos.

MUESTRAS DE AGUA

Una vez purgados los piezómetros, que únicamente contienen agua, y estabilizado el nivel, se toman cuatro muestras de agua. No se recoge muestra de agua del piezómetro Pz-1 debido a la poca cantidad de agua acumulada en su interior. Las características determinadas en campo se muestran en la tabla 3.13:



Tabla 3.13: Características de las muestras de agua de piezómetros pertenecientes a la campaña 2005 y 2010 y que únicamente contienen agua (valores extraídos del Informe de Morera I.. Mayo 2010 (b))

Muestra	Profundidad NF (m)	Color	Olor	Turbidez
Pz-5	6,265	Incolora	Moderado a hidrocarburo	Baja
Pz-8	7,973	Rojizo	Fuerte a hidrocarburo	Media
Pz-10	7,992	Rojizo	Fuerte a hidrocarburo	Media/Alta
Pz-11	8,578	Rojizo	Fuerte a hidrocarburo	Media

En la tabla 3.14 se muestran los resultados de las muestras de agua analizadas y se comparan con los niveles de referencia para la red interior que establece el Protocolo de actuaciones de descontaminación de las aguas subterráneas en emplazamientos de estaciones de servicio aplicado por el ACA (Nivel de alerta y Nivel de intervención) comentados ya en el apartado 1.3.2 .Normativa de Referencia.

Todos los puntos se consideran como red interior debido a la proximidad con instalaciones de la estación de servicio y debido a la poca continuidad del agua subterránea detectada.

Tabla 3.14: Concentraciones de compuestos orgánicos en muestras de agua subterránea (valores extraídos del Informe de Morera I.. Mayo 2010 (b))

Compuesto (resultados en µg/l)		Pz-5	Pz-8	Pz-10	Pz-11	Promedio	Protocolo ACA (Nivel de Alerta)
TPH	GRO (<nC10)	3940	1380	19300	2690		
	DRO (C10-C28)	409	1210	2340	2580		
	Total TPH	4349	2590	21640	5270	8462,25	2500
ALIFÁTICOS	>nC6-nC8	960	510	5200	595		
	>nC8-nC10	210	80	650	70		
	>nC10-nC12	45	70	70	350		
	>nC12-nC16	60	245	134	530		
	>nC16-nC21	44	229	96	270		
	>nC21-nC34	10	36	10	60		
	>nC34	<10	<10	<10	<10		
AROMÁTICOS	>nC6-nC7	2000	600	3600	1200		
	>nC7-nC8	100	<10	310	10		
	>nC8-nC10	670	240	9540	815		
	>nC10-nC12	210	370	1955	1030		
	>nC12-nC16	40	250	65	320		
	>nC16-nC21	<10	10	10	20		
	>nC21-nC35	<10	<10	<10	<10		
>nC35	<10	<10	<10	<10			
BTEX	Benceno	2900	1010	3530	1170	2152,5	25
	Tolueno	74	4	302	5		
	Etilbenceno	26	3	1590	221		
	Xilenos	162	3	1960	11		
	Total	3162	1020	7382	1407	3242,75	500
MTBE	14100	524	7080	1140			
ETBE	<1	65	2930	16			

Nota: Los niveles de intervención para la red interior aun no están definidos en el día de hoy.



De las determinaciones analíticas realizadas en las muestras de agua subterránea, se puede concluir que:

- En todas las muestras de agua analizadas se detectan concentraciones de compuestos orgánicos. El valor promedio de estos valores supera el nivel de alerta fijado en el Protocolo de Estaciones de Servicio aplicado por el ACA. Las concentraciones detectadas corresponden mayoritariamente a la fracción DRO (cadenas largas). En el caso de las muestras PZ-8 y Pz-11 existe una mezcla de la fracción GRO y DRO.
- Se detecta presencia de BTEX en todas las muestras analizadas. La suma total de los compuestos BTEX supera el nivel de alerta definido en el Protocolo del ACA para la red interior.
- El valor promedio de las concentraciones de benceno detectadas en las muestras analizadas también supera el nivel de alerta del mismo Protocolo.
- Se detecta presencia de MTBE en todas las muestras, mientras que el ETBE se detecta en tres de los cuatro piezómetros muestreados (Pz-8,Pz-10 y Pz-11), siendo el Pz-10 el que presenta una mayor afección por este compuesto.

Los resultados analíticos corroboran las observaciones organolépticas realizadas durante la recogida de muestras.

3.1.3.6 DELIMITACIÓN DE LAS ZONAS AFECTADAS

Para determinar la superficie afectada y con ello la cantidad o volumen de afectación, se utiliza un software que a su vez define un mapa de isoconcentraciones e isopiezas quedando muy bien definido los diferentes grados de afectación de la zona contaminada y la dirección preferencial del flujo subterráneo en el emplazamiento (Informe Morera I.Mayo 2010 (a) y 2010 (c)).

Si el nivel de agua detectado en el subsuelo de un emplazamiento presenta una diferencia de cotas entre algunos piezómetros de más de 2,00 m, si aparentemente no se detecta una continuidad lateral de dicho nivel de agua y si además prácticamente no existe movilidad según la litología de la zona saturada, no se considera representativo ni de obligación elaborar un mapa de isopiezas e isoconcentraciones para determinar la dirección preferencial del flujo subterráneo en el emplazamiento y definir de forma precisa los diferentes grados de afectación de la zona contaminada.

De forma menos precisa se puede calcular el volumen de los hidrocarburos en fase libre y disueltos en agua existentes en el emplazamiento. Para ello se tiene en cuenta la ubicación de los piezómetros donde se detecta la contaminación (área) y el grosor medio real de la fase libre (m) y en el caso de los hidrocarburos disueltos, la columna de agua afectada que se estima que es de 1 m de altura



Para el cálculo del volumen de agua contaminada y de la fase libre se tiene en cuenta que la porosidad eficaz estimada para los materiales saturados es del 5%.

A su vez también se puede calcular la cantidad total de afectación del emplazamiento. (hidrocarburos en fase libre y disueltos en agua). Para ello se hace la suma de:

- Fase libre (Kg)= grosor real (m) x superficie (m²) x porosidad efectiva x densidad correspondiente a la fracción mayoritaria de hidrocarburo (kg/m³)
- Hidrocarburos disueltos en agua (Kg)= columna de agua afectada (m) x superficie (m²) x porosidad efectiva x media de concentración másica de hidrocarburos

Para el cálculo de la cantidad total de afectación se hacen las siguientes suposiciones:

- No se tiene en cuenta la fase gas.
- Se estipula que hay una columna de agua afectada de 1m.

Estos cálculos quedan reflejados en la Memoria del proyecto, en el Anejo I Informe de situación medioambiental actual.

A partir de los resultados obtenidos en la inspección del emplazamiento se detecta afección en la zona este y sureste de la estación de servicio, zona destinada a albergar los tanques enterrados de combustible.

En la zona destinada al repostaje de camiones es donde se ha detectado afección en el material que forma el subsuelo. El sondeo S-8 es el que presenta una afección mas localizada a una profundidad entre 8-9,5 metros. Los sondeos S-10 y S-11 presentan una alteración organoléptica más extensa, abarcando prácticamente la totalidad del sondeo, hasta los 11 metros de profundidad.

Sólo se detecta agua subterránea en los nueve piezómetros situados en una franja de dirección NE-SW, zona que ocupan los once tanques enterrados. De estos piezómetros, cuatro acumulan agua procedente del nivel de conglomerados (Pz-6, Pz-8, Pz-10 y Pz-11), mientras que el resto de piezómetros contienen agua de acumulación.

De los nueve piezómetros en los que se detecta agua, cinco acumulan diferentes grosores de fase libre que oscilan entre 8 y 345 mm. La caracterización del producto detectado indica que en su composición existe un 12% de gasolina frente a un 58% de gasóleo y no presenta signos de degradación. Las determinaciones analíticas del resto de piezómetros en los que se detecta presencia de agua subterránea (S5,S8,S10 y S11) muestran concentraciones de hidrocarburos superiores a 2500 µg/l.

La mitad oeste de la estación de servicio no presenta indicios de afección organoléptica y tampoco se detecta agua subterránea en los piezómetros instalados en esta zona.

Con todos los datos se concluye que la afección se encuentra localizada en la mitad este de la parcela, tanto en suelos como en aguas.



La afección en suelos no supera los 11 metros de profundidad y horizontalmente se estima una superficie total de 955 m² siendo de 430 m² la extensión que ocupa la fase libre.

En la figura 3.7 quedan reflejadas las isoconcentraciones de TPH's:



Figura 3.7: Plano de las isoconcentraciones de TPH's existentes en la zona de estudio (plano extraído del Informe de Morera I.. Mayo 2010 (a))



3.1.3.7 EVOLUCIÓN HISTÓRICA DE LA AFECCIÓN

Desde Enero de 2003 en que se inició la investigación en la estación de servicio hasta la actualidad, se llevan a cabo diferentes estudios de caracterización ambiental. También se realizan actualizaciones de datos en los que se analizan muestras de agua recogidas en los dispositivos instalados y se miden las profundidades de los niveles freáticos y de la fase libre sobrenadante existente en algunos de ellos.

La evolución de los resultados analíticos de las muestras de agua subterránea indica una tendencia al aumento en las concentraciones de hidrocarburos disueltos. Cabe destacar que desde la instalación de los piezómetros en 2005 se detecta fase libre sobrenadante cada vez en más dispositivos.

En la gráfica 3.8 se representa la evolución en las concentraciones de TPH disueltas en agua.

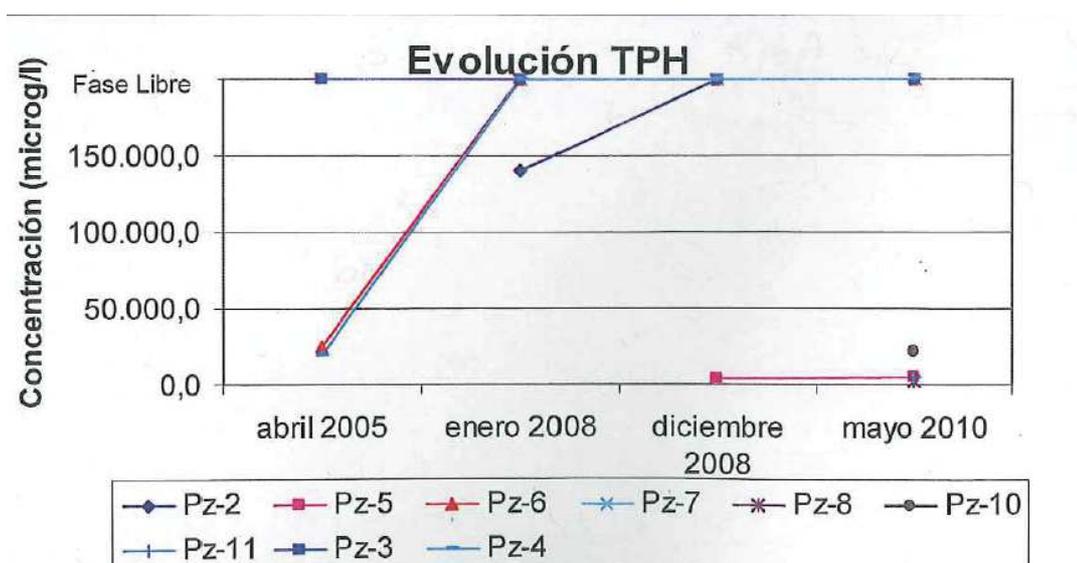


Figura 3.8: Gráfica de la evolución de las concentraciones de TPH en las muestras de agua subterránea (gráfica extraída del Informe de Morera I. Mayo 2010 (b))

En la gráfica se puede apreciar que en abril del 2005 tan solo existe un piezómetro (Pz-3) en el que se acumula fase libre sobrenadante.

En enero de 2008 los piezómetros Pz-4, Pz-6 y Pz-7 aumentan sus concentraciones de TPH en aguas hasta el punto de aparecer fase libre sobrenadante. En diciembre de 2008, a estos cuatro piezómetros se les suma el Pz-2.

En la campaña más actual, mayo 2010, continúan presentando fase libre los cinco piezómetros mencionados hasta el momento, aunque el espesor aparente disminuye ligeramente y el piezómetro Pz-5 aumenta su concentración en hidrocarburos disueltos en las aguas subterráneas.



En la gráfica 3.9 se muestra la evolución del espesor de la fase libre detectada desde abril de 2005.

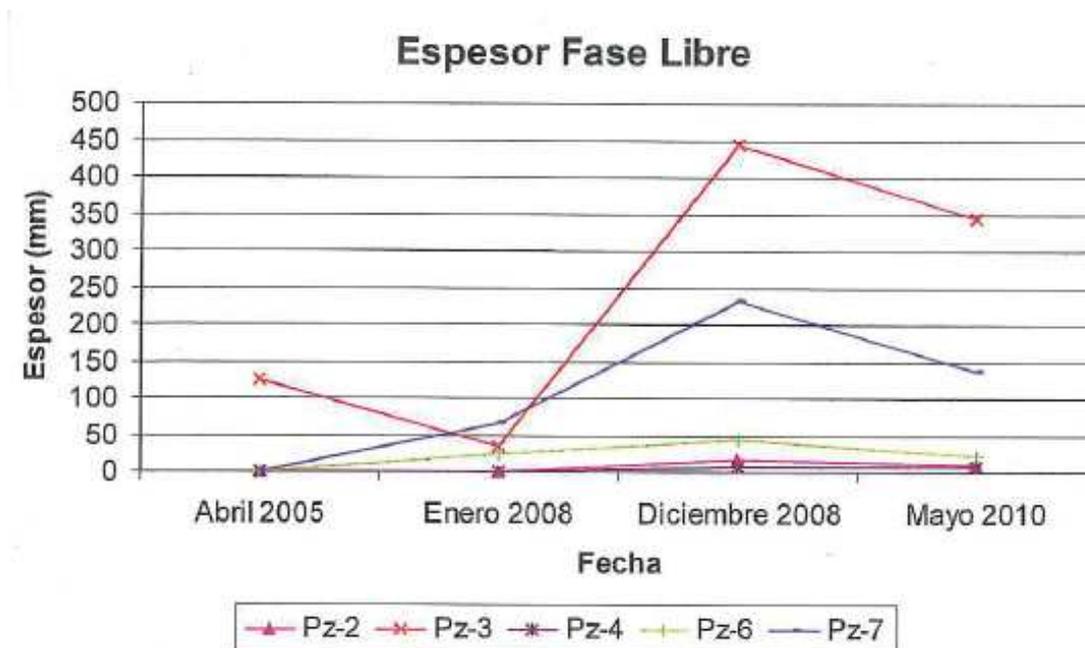


Figura 3.9: Gráfica de la evolución del espesor aparente de fase libre sobrenadante (gráfica extraída del Informe de Morera I. Mayo 2010 (b))

En la gráfica puede observarse como el espesor de fase libre aparente detectado en los piezómetros Pz-2, Pz-3, Pz-4, Pz-6 y Pz-7 tiene su mínimo en las medidas realizadas en enero de 2008. A partir de esta fecha el espesor se ve incrementado en todos los piezómetros especialmente en el Pz-3 y el Pz-7 situados, el primero en la zona de tanques de automóviles y el segundo en la zona de tanques de camiones.

Desde diciembre de 2008 hasta la fecha de la campaña mas actual los espesores aparentes bajan de forma generalizada, aunque no alcanzan el mínimo al que se llega en enero de 2008. Esto puede ser debido a la radicación de las fugas y a la propia degradación del hidrocarburo.

Los piezómetros Pz-2 , Pz-4 y Pz-6 siempre acumulan un espesor aparente de fase libre menor.



3.2.4 ANÁLISIS CUANTITATIVO DE RIESGOS..... (FASE III)

3.2.4.1 OBJETIVOS

En Mayo de 2010 se realiza un Análisis Cuantitativo de Riesgos (ACR) cuyo objetivo consiste junto al estudio realizado, alcanzar un diagnóstico medioambiental sobre el estado del subsuelo del emplazamiento. En este sentido, las conclusiones del ACR son valoraciones profesionales basadas en :

- Evaluar los riesgos potenciales asociados a la contaminación detectada en el subsuelo de la instalación.
- Establecer niveles de contaminación residual admisibles en el subsuelo que garanticen índices de riesgo potencial dentro de los valores admisibles para los receptores y vías de exposición considerados.
- Obtener criterios contrastados que sean de ayuda en la adopción de medidas ya sean correctoras, de gestión y/o prevención del riesgo, y en el establecimiento de prioridades en la adopción de las medidas.

La información expuesta en este punto 3.2.4 Análisis Cuantitativo de Riesgos, se extrae del Informe Morera I. Mayo 2010 (d).

3.2.4.2 ALCANCE Y ÁMBITO DE VALIDEZ

Para la elaboración del informe de riesgos se tienen en cuenta los usos actuales y futuros del suelo del emplazamiento y de su entorno más inmediato.

El alcance se limita a una evaluación de las condiciones del emplazamiento en el momento de la investigación, de acuerdo con los usos identificados. A partir de la información no se espera un cambio del uso futuro en el terreno, por lo que en el análisis de riesgos no se consideran cambios en los usos del suelo en el emplazamiento ni en su entorno.

Los resultados obtenidos en el análisis de riesgos son específicos y exclusivos, de acuerdo con los parámetros de entrada disponibles en el momento de la realización del análisis, por lo que las conclusiones del análisis de riesgos se han desarrollado exclusivamente para el caso de evaluación.

3.2.4.3 DESCRIPCIÓN DEL MÉTODO

DESCRIPCIÓN DEL ESTÁNDAR UTILIZADO

Debido a su amplia aceptación en la realización de la evaluación de riesgos toxicológicos derivados de la contaminación del suelo, se utilizan las formulaciones y parámetros incluidos en la norma *ASTM E1739-95. Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites.*



El *Risk Based Corrective Action (ABCA)* es una herramienta de apoyo en el proceso de evaluación y toma de decisiones en casos de contaminación por productos derivados del petróleo. Es un sistema que fue desarrollado por la American Society for Testing and Materials (ASTM) y publicado en 1995. Aunque el método fue diseñado para casos de productos derivados del petróleo, el proceso de evaluación es aplicable prácticamente a todo tipo de contaminación. De hecho, la misma ASTM ha desarrollado otro standard para el análisis de riesgos aplicado a cualquier tipo de contaminación (E2081-00, *Standard Guide for Risk-Based Corrective*).

El cálculo del riesgo se desarrolla modelizando el transporte del contaminante a través de los medios considerados, para poder estimar las concentraciones de exposición del receptor a un compuesto químico concreto.

Tras calcular las concentraciones de exposición se determinan las dosis de exposición que junto al análisis de toxicidad, servirá para evaluar los índices de riesgo asociados a cada receptor y compuesto y a la vez obtener los niveles objetivo en la descontaminación del suelo.

Estos resultados se obtienen mediante el software RBCA TOOL KIT FOR CHEMICAL RELEASES-versión 2.5

ANÁLISIS DE LA EXPOSICIÓN Y TOXICIDAD

Para el cálculo de la dosis de exposición que determinará el riesgo asociado a la situación definida, se emplean las ecuaciones que incluyen variables como la magnitud, frecuencia y duración de la exposición y peso del receptor.

Las propiedades físico-químicas y los criterios toxicológicos utilizados en el cálculo se obtienen de literatura técnica. Las principales fuentes de información son:

- IRIS (Integrated Risk Information System)
- NCEA (National Center for Exposure Assessment)
- HEAST (Health Effects Assessment Summary Tables)

3.2.4.4 CRITERIOS PARA VALORAR EL RIESGO

La caracterización del riesgo es diferente para los dos grupos generales de compuestos:

- a. Para compuestos no cancerígenos se calcula el Índice de Riesgos (IR) con el cociente entre la dosis total de exposición y la dosis total admisible.

$$\text{Índice de Riesgo (IR)} = \text{Dosis Exposición} / \text{Dosis Referencia}$$



Si el índice de Riesgo calculado es claramente menor que la unidad, se puede concluir que el riesgo potencial es aceptable., mientras que si es claramente mayor, el riesgo potencial será inaceptable. En el caso que el índice esté cercano a la unidad, las conclusiones no son tan evidentes y puede ser necesaria una valoración más exhaustiva.

- b. Para compuestos cancerígenos el riesgo se caracteriza por el parámetro Riesgo Cancerígeno (RC), que es el producto de la dosis de exposición (mg/kg día) por el factor cancerígeno (Kg día/mg)

$$\text{Riesgo Cancerígeno (RC)} = \text{Dosis Exposición} * \text{Factor Cancerígeno}$$

El rango de aceptabilidad del riesgo cancerígeno está entre 1×10^{-4} (un cáncer adicional a lo largo de una vida en una población de 10000 personas) y 1×10^{-6} En este caso se utiliza el valor de 10^{-5} .

3.2.4.5 ESCENARIOS CONSIDERADOS

Los escenarios contemplados para la valoración del riesgo son ON SITE-Estación de Servicio y se contemplan la oficina y la zona de suministros.

En la figura 3.10 se muestran los escenarios contemplados para la elaboración del riesgo:

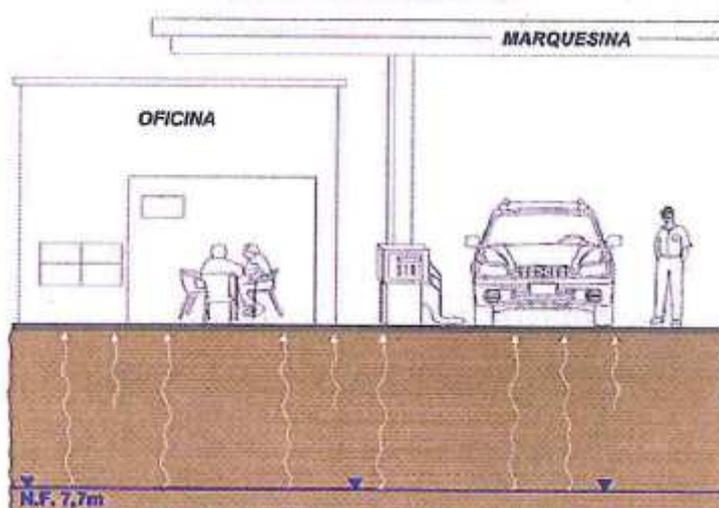


Figura 3.10: Dibujo de los escenarios contemplados para la elaboración del riesgo (dibujo extraído del Informe de Morera I. Mayo 2010 (a))

No se valoran escenarios del entorno porque hacia el SO de la estación de servicio se encuentra la autopista, sin receptores que presenten una vulnerabilidad significativa y



porque hacia el E de la estación de servicio , y a unos 200 m se encuentran algunas residencias, situadas a una cota superior que el emplazamiento en estudio (30m).

VÍAS DE EXPOSICIÓN Y RECEPTORES

Resumiendo, los mecanismos de movilización de contaminantes contemplados son la volatilización de sustancias detectadas en el suelo o en el agua subterránea hacia el exterior o interior de edificios,

Según los mecanismos de movilización de contaminantes descritos, las vías de exposición mas relevantes son la inhalación de vapores en espacios cerrados y la inhalación de vapores en espacios abiertos.

En la tabla 3.15 se resumen las vías de exposición para cada escenario y el receptor sensible:

Tabla 3.15: Escenarios del análisis de riesgos (información extraída del Informe de Morera I.. Mayo 2010 (a))

Escenarios			Medio afectado	Vías de exposición	Receptor sensible
ON SITE	Presente y futuro	E.S	Suelo y aguas subterráneas	Inhalación en espacios abiertos y cerrados	TRABAJADOR DE LA E.S (oficina y zona de suministros)

En la siguiente tabla 3.16 se resume la evaluación de los escenarios y las vías de exposición, así como los receptores considerados en el análisis de riesgos:

Tabla 3.16: Ampliación de la ficha de evaluación de los escenarios de exposición (información extraída del Informe de Morera I. Mayo 2010 (a))

FUENTE PRIMARIA	MECANISMO DE FUGA PRIMARIA	FUENTE SECUNDARIA	MECANISMO DE TRANSPORTE	FUENTE TERCIARIA	RUTAS DE EXPOSICIÓN	RECEPTORES POTENCIALES								
						RESIDENCIAL		TRABAJADORES		OTROS				
						Actual	Futuro	Actual	Futuro	Actual	Futuro			
Tanques de almacenamiento subterráneo/cañería subsuperficial	Pérdida/ fugas	Suelo superficial			Ingestión									
					Contacto dérmico									
			Particulados/ Volátiles	Aire (exterior)	Inhalación									
		Suelo superficial					Ingestión							
							Contacto dérmico							
			Particulados/ Volátiles	Aire (exterior)	Inhalación									
			Volatilización	Aire (exterior)	Inhalación			X	X					
				Aire (interior)	Inhalación			X	X					
		Agua subterránea	Percolación	Agua subterránea			Ingestión							
							Inhalación							
			Volatilización					Ingestión						
								Contacto						
					Aire (exterior)	Inhalación			X	X				
					Aire (interior)	Inhalación			X	X				
Descarga	Agua superficial			Ingestión										
				Contacto dérmico										



3.2.4.6 PARAMETROS DE ENTRADA Y CONDICIONES DE CONTORNO

CONCENTRACIONES DE ENTRADA

A continuación se presenta la tabla 3.17 con los compuestos considerados y las concentraciones de suelo y aguas utilizadas para la evaluación del riesgo.

Tabla 3.17: Concentraciones de entrada (información extraída del Informe de Morera I. Mayo 2010 (a))

COMPUESTOS		AGUAS (µg/l)	SUELOS interior (mg/Kg)	SUELOS exterior (mg/kg)
Hidrocarburos monoaromáticos	Benceno	3530		1,04
	Tolueno	302		0,489
	Etilbenceno	1590		1,07
	Xilenos	1960		3,33
Hidrocarburos totales del petróleo .Cadenas alifáticas	C6-C8	5200		213
	C8-C10	650		1185
	C10-C12	70		3428
	C12-C16	134		4224
	C16-C21	96		4686
	C21-C34	10		2293
Hidrocarburos totales del petróleo.Cadenas aromáticas	C6-C7	3600		
	C7-C8	310		
	C8-C10	9540		
	C10-C12	1955		52
	C12-C16	320		121
	C16-C21	20		137
	C21-C35			119
Aditivos oxigenados	MTBE	14100	0,171	1,1
	ETBE	2930	0,134	0,134

Para la selección de las concentraciones de los compuestos de interés, se eligen aquellos compuestos químicos cuya concentración es superior al límite de cuantificación del laboratorio y de los que se dispone una amplia información toxicológica que permiten el desarrollo de la valoración de riesgos.

Para la valoración de la afección en aguas se tienen en cuenta las máximas concentraciones detectadas en la investigación en este medio. En el caso de los suelos, para la evaluación de espacios abiertos, se consideran las máximas concentraciones detectadas en los sondeos mientras que para la valoración de espacios cerrados, las máximas concentraciones de los sondeos próximos a la oficina (S-9,S-12,S-14 y S-16).

VALORES DESCRIPTIVOS DEL MEDIO

A efectos del análisis de riesgos se hacen las siguientes simplificaciones:

El terreno está compuesto por arcillas arenosas y la afección se localiza entre 3.6 y 7.7 metros (coincidiendo con la mínima profundidad a la que se detecta afección significativa por hidrocarburos y el nivel freático medio)

La profundidad del nivel freático se considera a 7.7 metros.

Dentro del escenario ON SITE-Estación de Servicio se tienen en cuenta la oficina de 184 m² de superficie y 552 m³ de volumen, con una tasa de ventilación de 20 veces al día.



Para la inhalación en el exterior ON-SITE se consideran las dimensiones de la "caja imaginaria" en el interior de la cual se diluyen los vapores para el cálculo de la tasa de emisión de COV's en el exterior (2 metros de altura por 10 metros de largo).

FACTORES DE EXPOSICIÓN

Los factores de exposición que se utilizan para el escenario ON SITE-Estación de Servicio están asociados a los trabajadores, para los cuales se suponen los valores para uso comercial con la máxima exposición razonable (jornada de 8h/día, durante 250 días/año) , que permanecen el 85% de su jornada laboral en espacios cerrados (oficina) y el restante 15% en espacios abiertos (zona de suministros).

3.2.4.7 RESULTADOS (VALORES DE RIESGO OBTENIDOS)

Según la valoración realizada y como consecuencia de las concentraciones de compuestos nocivos hallados en el subsuelo del emplazamiento en estudio, se detectan las siguientes situaciones:

- **Riesgo potencial cancerígeno: ACEPTABLE**

Los valores de riesgo obtenidos para compuestos cancerígenos presentes en el subsuelo son inferiores a 1×10^{-5} , límite a partir del cual existiría riesgo inaceptable, para todos los escenarios evaluados.

- **Riesgo potencial toxicológico: ACEPTABLE**

Los valores de riesgo obtenidos para los compuestos no cancerígenos presentes en el subsuelo son inferiores a la unidad, límite a partir del cual existiría riesgo inaceptable, en los escenarios y receptores evaluados.

Cabe destacar que la herramienta de cálculo utilizada permite desarrollar la valoración del riesgo sólo en base a la afección en fase soluble.

En la tabla 3.18 se presenta un resumen de los resultados obtenidos:



Tabla 3.18: Resultados del análisis de riesgos (información extraída del Informe de Morera I.. Mayo 2010 (a))

Escenarios		Medio afectado	Vías de exposición	Receptor sensible	¿RIESGO CANCERÍGENO ACEPTABLE?	¿RIESGO TOXICOLÓGICO O ACEPTABLE?
					En ausencia de fase libre	
ON SITE	ESTACIÓN DE SERVICIO	AGUAS	Inhalación de vapores en exteriores-zona de suministros	Trabajador de la E.S	SI	SI
			Inhalación de vapores en interiores-oficina		SI	SI
		SUELOS	Inhalación de vapores en exteriores-zona de suministros		SI	SI
			Inhalación de vapores en interiores-oficina		SI	SI

A partir de los resultados obtenidos se recomienda adoptar medidas correctivas tendientes a la eliminación de la fase hidrocarburada.

3.2.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Como resultado de la ampliación de la caracterización del subsuelo realizada en la estación de servicio, se extraen las siguientes conclusiones:

- Se amplía la red de control con nueve piezómetros o pozos de control adicionales, en los que se atraviesa la siguiente litología: un primer nivel de relleno formado por arenas, limos y gravas y cantos angulosos (Unidad A). Bajo este nivel existen arcillas, pequeños niveles de areniscas rojas y conglomerados (Unidad B).
- El nivel freático no se detecta en todos los sondeos realizados:

De los nueve sondeos realizados en esta campaña 2010, únicamente se ha detectado agua subterránea en tres sondeos (S-8,S-10 Y S-11) a una profundidad de 7.89,7.962 y 8.496 metros. En estos sondeos se intercepta un nivel de conglomerados que constituye un pequeño acuífero colgado.

No se descarta que se acumule agua en el resto de piezómetros a través de las areniscas de grano fino intercaladas en las arcillas rojas de la Unidad B o procedentes del relleno ,Unidad A.

Se realiza un ensayo de bombeo en el piezómetro Pz-10, obteniéndose valores de permeabilidad de $1,82 \cdot 10^{-4}$ m/s típicos de mezclas de arenas y gravas, correspondientes al nivel de conglomerados fracturados. El resto de materiales



de la Unidad B (arcillas rojas compactas y areniscas) presentan una permeabilidad visual muy baja.

- Las observaciones organolépticas y determinaciones analíticas indican que la zona este de la parcela, en la que se sitúan los tanques enterrados y las bocas de las cargas desplazadas, presenta afección por compuestos hidrocarburoados tanto en la zona saturada como en la no saturada. Verticalmente, la afección no supera los 11 m de profundidad, horizontalmente abarca una extensión total aproximada de 955 m²
- La evolución de los resultados analíticos de las muestras de agua subterránea a lo largo de las distintas campañas realizadas indica una tendencia en aumento en las concentraciones de hidrocarburos disueltos. El número de dispositivos en los que se ha detectado fase libre sobrenadante aumenta a lo largo del tiempo, detectándose actualmente presencia de fase libre sobrenadante en cinco dispositivos, con un espesor aparente máximo de 345 mm en el piezómetro Pz-3. El ensayo Bail Down indica que el espesor real en este piezómetro es aproximadamente de 196 mm.
- Se realiza una valoración de riesgos para la salud humana que concluye que el emplazamiento presenta una situación admisible para los receptores de los escenarios estudiados, siempre que se elimine la presencia de fase libre sobrenadante detectada en el sector E del emplazamiento.
- En base a todos los resultados obtenidos, se recomienda adoptar medidas correctivas que permitan alcanzar una situación de riesgo admisible mediante la eliminación de la fase libre hidrocarburoada detectada en la zona sureste de la estación de servicio.

3.2.6 PROYECTO DE RECUPERACIÓN (FASE IV)

En Junio de 2010 se presenta el proyecto de remediación cuyo objetivo es alcanzar para los hidrocarburos existentes, una vez eliminada la fase libre, los valores objetivo determinados por el Análisis Cuantitativo de Riesgos y alcanzar en las aguas las concentraciones requeridas por el ACA en la red interna y externa.

Se propone la técnica de vacío y extracción de gases (extracción multifásica) y como técnica complementaria la inyección de agua y surfactantes para lavar la zona no saturada (lavado del suelo) donde se ubican los depósitos de almacenamiento de combustible.

La actuación conjunta de las dos técnicas permite una actuación mas efectiva sobre las zonas saturada y no saturada del subsuelo.



3.2.6.1 INSTALACIÓN DEL SISTEMA DE REMEDIACIÓN

Para la aplicación del sistema de remediación para el saneamiento de la ES se ejecutan seis piezómetros con el objetivo de delimitar la afección detectada en la investigación (Pz-20, Pz-21 y Pz-22) y para que sirvan como puntos de extracción (Pz-17 a Pz-19).

El ACA marca la red externa, siendo algunos de los piezómetros el Pz-8 y Pz-5 y la red interna, siendo algunos de los piezómetros el Pz-4 y Pz-2.

Son necesarias las siguientes infraestructuras para la instalación del sistema de remediación:

- Red de puntos de extracción.
- Distribución de líneas y puntos de extracción.
- Obra civil.
- Equipos.

La ubicación de los piezómetros y de las líneas de extracción se puede observar en el siguiente plano de la figura 3.11:

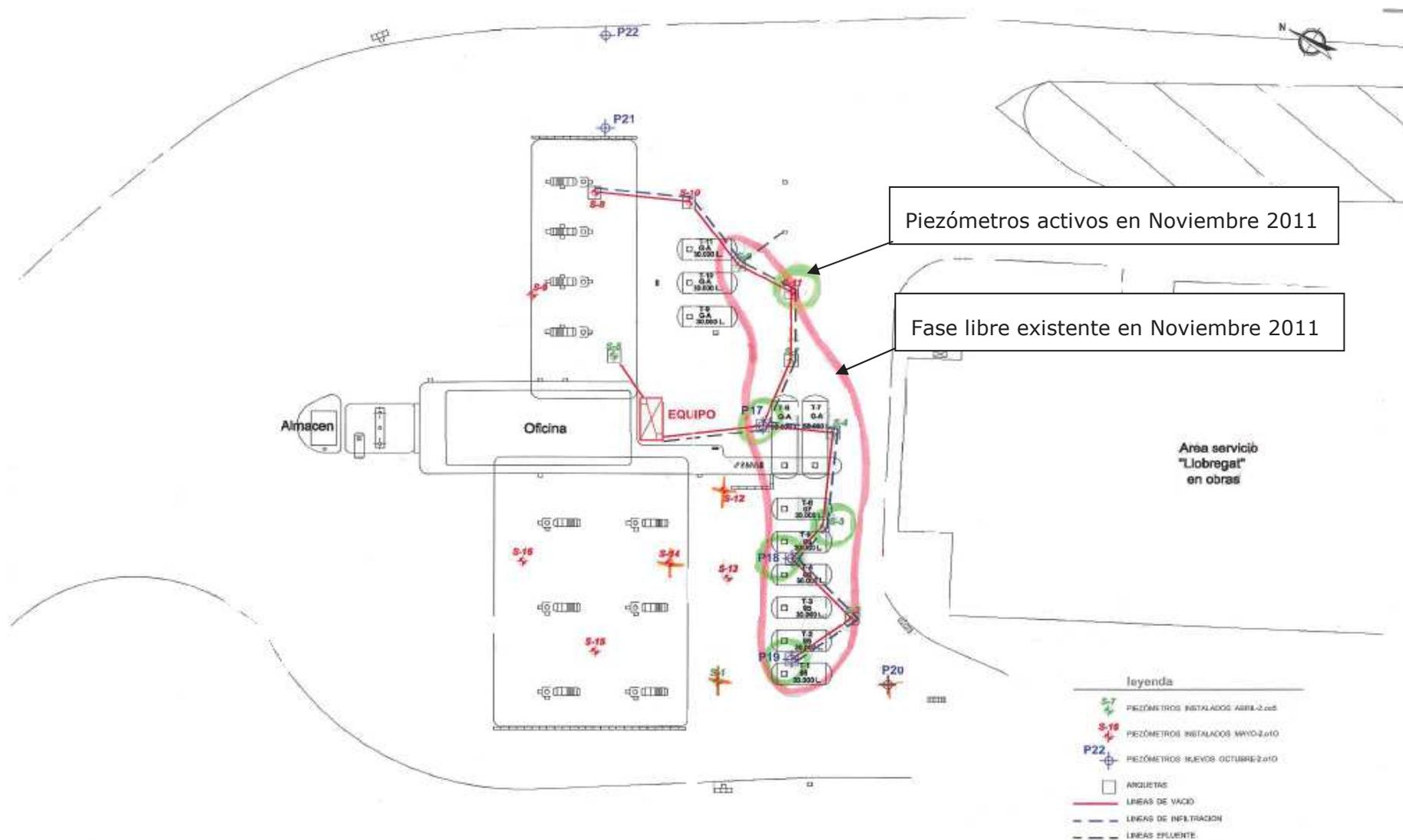


Figura 3.11: Plano de los piezómetros y líneas de extracción (extraído del Informe de Morera I. Mayo 2010 (a))



EQUIPOS

Los equipos que se necesitan para la instalación de este sistema de remediación son los siguientes:

Equipo de extracción mediante vacío.

Este equipo consta de los siguientes elementos:

- Bomba de vacío de anillo líquido con un caudal de 450 m³/h y accionamiento con motor eléctrico antideflagante intrínsecamente seguro.
- Calderín primario ,éste actúa como separador de vapores y líquidos extraídos y tiene una capacidad de almacenamiento de 1000 litros. Para su funcionamiento en régimen continuo automático dispone del siguiente interruptor de nivel:
 - Interruptor de nivel antideflagante SMMR que está programado con una posición de máximo (para el equipo en caso de que fallase la bomba de trasiego), otra posición de arranque de trasiego (que acciona la bomba de trasiego cuando la cantidad de líquido acumulado en el calderín alcance los 200 litros aproximadamente) y finalmente una tercera posición de parada de trasiego (para la bomba de trasiego cuando el calderín se encuentra prácticamente vacío).
- Calderín secundario líquido/vapor y silencioso. Éste separa la fase gaseosa del agua de sello.
- Tanque de agua de sello construido en polietileno con una capacidad de 1000 litros, éste dispone de los siguientes interruptores de nivel:
 - Nivel mecánico que posibilita mantener un nivel constante de agua almacenado.
 - Interruptor de nivel antideflagante SMMR que está programado con una posición de máximo (para el equipo en caso de que falle el nivel mecánico) y otra posición de mínimo (que para el equipo en caso de un corte del suministro de agua)
- Bomba de trasiego, accionada por un motor eléctrico antideflagante intrínsecamente seguro que mueve 200 L/min.
- Tubería de descarga de los vapores.
- Tubería de entrada de agua al depósito de agua de sello.

Sistema de tratamiento de agua.

Para el tratamiento del efluente líquido extraído, se utilizan los siguientes equipos:

- Tanque decantador primario con una capacidad de 1250 litros
- Separador de hidrocarburos. efecto coalescente lamelar modelo SHCD de Aqua Ambient con un caudal de tratamiento de 3 l/s.



- Totalizador de volumen del efluente vertido
- Interruptor de nivel antidefragante SMMR (instalado en el primer decantador y en el separador de hidrocarburos que parará el equipo en caso de sobrellenado del mismo)

Las aguas una vez tratadas son vertidas a la arqueta de las aguas pluviales y conjuntamente pasan al separador de hidrocarburos de la estación. Posteriormente pasan a cauce público.

Equipo de infiltración de agua

Este equipo se utiliza para la infiltración de la mezcla agua/surfactantes en una primera fase y agua/bioestimulante en la segunda fase. El equipo consta de los siguientes elementos:

- Tanque mezclador.
- Dosificador.

Sistema de tratamiento de gases.

Los gases generados por la aplicación de vacío en los pozos de extracción son tratados mediante su filtración en dos módulos de carbón activo con una capacidad mínima de 200 Kg. Hay un registro del caudal tratado a través de un totalizador de volumen del efluente vertido.

Panel de control y cuadro eléctrico.

Para el control y conexionado de los equipos se dispone de un armario de mando metálico con protección IP 65, donde se instalan los arrancadores y protecciones de los motores, transformadores de tensión con sus protecciones y contadores.

La tensión en el circuito de potencia es de 380 v trifásica y 24 v CA para contadores.

Se instala una toma de tierra general, a la que irán conectados todos los elementos en tensión del equipo de remediación, así como todas las carcasas metálicas de los distintos elementos que integran el sistema de remediación (equipo de vacío módulos de tratamiento etc).

El interruptor general del armario es manual de corte en carga y los motores disponen de protección magneto térmica y diferencial.

Se instala un contador de Kw/h consumidos por el equipo de remediación.

El cuadro en su parte frontal va provisto de los siguientes indicadores y mandos:

- Indicador luminoso de tensión.



- Los motores disponen de un selector AUTO-PARO-MAN , led de marcha y led de avería.
- El compresor y la bomba de vacío disponen de un contador de horas de funcionamiento.
- La bomba de trasiego dispone de un contador de ciclos.
- Pulsador luminoso de puesta en marcha y paro de averías.
- Pulsador parada de emergencia.
- Termostato de ambiente.
- Alarmas luminosas:
 - Tanque de agua de sello: leds rojo y verde para los niveles de seguridad máximo y mínimo del agua almacenada en el tanque de agua de sello.
 - Bomba de vacío: leds rojo y verde para avería y marcha respectivamente.
 - Bomba de trasiego: leds rojo y verde para avería y marcha respectivamente.
 - Extractor: leds rojo y verde para avería y marcha respectivamente.
 - Separador primario: leds verde y amarillo para arranque y parada de la bomba de trasiego. Leds de nivel máximo, éste con un led verde y otro rojo para avería.

Este punto 3.1.5.1 referente a la instalación del sistema de remediación queda reflejado en el Anejo II. Especificaciones técnicas, de la Memoria del Proyecto de Remediación.

3.2.6.2 OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO (PLAN DE SEGUIMIENTO)

Para las labores de operación y mantenimiento del sistema instalado se realizan actuaciones cuyo fin es el control y optimización del sistema en la extracción, su correcto funcionamiento y evaluar el avance de la remediación.

Una vez realizada la puesta en marcha del sistema de saneamiento, se dispone de un Libro Diario de Mantenimiento del sistema de remediación, donde se anotan todas las incidencias que vayan ocurriendo.

Semanalmente o cada quince días se realiza una revisión donde se verifica que todo el sistema de remediación funciona correctamente.

Para la red piezométrica (puntos de control) se realizan los siguientes controles:

- Mensualmente se procede a realizar controles que consisten en mediciones piezométricas (nivel de la fase libre de hidrocarburo y nivel de agua). Las mediciones piezométricas se realizan después de haber extraído todo el sobrenadante acumulado en cada pozo y de un periodo de estabilización mínimo de 48h (un fin de



semana). Es el llamado calibrado de los piezómetros y se decide para cada uno de ellos si debe seguir o no en funcionamiento.

- Trimestralmente se procede al control de muestreo y análisis de las aguas subterráneas de todos los piezómetros al igual que a la medición de los COV's en las cabezas de los pozos piezométricos.

En el Anejo III, de la Memoria del Proyecto de Remediación, se refleja la periodicidad con la cual se realizan estos controles para cada uno de los puntos de control y las técnicas analíticas a emplear según el parámetro a determinar.

Mensualmente también se realizan mediciones de COV's a la salida del módulo de tratamiento de gases y se lleva un registro de comprobación de las características organolépticas del efluente líquido de salida.

Trimestralmente se procede al muestreo y análisis de laboratorio de todos los efluentes generados en el sistema de remediación (Monitoreo) y con los resultados obtenidos en el monitoreo se realizan los cálculos aproximados del hidrocarburo extraído.

El monitoreo determina la necesidad de gestionar o no el decantador y separador de hidrocarburos, se haya llegado o no al nivel estipulado para la gestión del decantador que son 80 cm, ya que como límite de vertido está legislado una concentración de hidrocarburos en agua inferior a 15 mg/L (*Decreto 130/2003, de 13 de Mayo, por el cual se aprueba el Reglamento de los servicios públicos de saneamiento*). Las muestras se toman justo a la salida del decantador, antes de la entrada del separador de hidrocarburos, de esta manera se asegura una mejor gestión.

En el monitoreo también se comprueba el estado del carbón activo verificando que las concentraciones de las emisiones de después del módulo de tratamiento son inferiores a las de la entrada y las permitidas por la legislación (*RD 117/2003 sobre limitación de emisiones de compuestos orgánicos volátiles debidas al uso de disolventes en determinadas actividades*):

- Compuestos orgánicos volátiles con frases de riesgo R45, R46, R49, R60 y R61: 2mg/Nm³ cuando el caudal másico de la suma de los compuestos orgánicos volátiles es mayor o igual a 10 g/h.
- Compuestos orgánicos volátiles halogenados con frases de riesgo R40: 20mg/Nm³ cuando el caudal másico de la suma de los compuestos orgánicos volátiles es mayor o igual a 100 g/h).

A la hora de gestionar el decantador y separador de hidrocarburos se siguen los siguientes pasos:

- Se trasiega lo que queda en el calderín primario.



- Se vacía por completo el decantador y separador de hidrocarburos a un camión cisterna para llevar a tratar lo extraído.
- Se lava con agua a presión el separador de hidrocarburos y se vuelve a vaciar al camión cisterna.
- Se llena con agua de red el decantador y separador de hidrocarburos.

Esto es necesario para establecer un equilibrio entre la entrada y salida del decantador y de esta forma controlar su nivel ya que su forma de funcionamiento es similar a la de un sifón.

Una vez finalizado el proceso de remediación, siguiendo el Protocolo de actuaciones de descontaminación de las aguas subterráneas en emplazamientos de estaciones de servicio aplicado por el ACA, se realiza un seguimiento durante los 4 años siguientes, donde en los dos primeros años se realiza un control trimestral de las aguas de los puntos que conforman la red de seguimiento interna y externa y en los dos años restantes se les realiza un control semestral.

3.2.6.3 CÁLCULO DEL CAUDAL DE TRABAJO Y CANTIDAD DE HIDROCARBURO EXTRAÍDO

A la hora de determinar el caudal de trabajo, se recurre a la experiencia e información de la que ya se dispone de otros proyectos de descontaminación por lo que inicialmente no se realizan cálculos previos. Partiendo de esto, se tienen en cuenta la extensión afectada, cantidad de afectación y la equitación de la que se dispone ya que ésta se reutiliza de un tratamiento a otro.

Cabe tener en cuenta que no se trabaja con acuíferos importantes ni con grandes extensiones de contaminación, lo que permite trabajar con un caudal aproximado de extracción, sin hacer previamente unos cálculos de caudal precisos.

Para calcular el hidrocarburo extraído se tiene en cuenta que la fase gas es un proceso continuo con caudales de componente variables, mientras que la fase libre y disuelta son un proceso discontinuo y de la misma forma con caudales de componente variables.

Los cálculos se realizan aproximadamente cada tres meses con las concentraciones de hidrocarburos obtenidas en las analíticas del Monitoreo y como regla general utilizando la concentración másica del hidrocarburo mayoritario.

Para el cálculo total del hidrocarburo extraído se hace la suma de:

- Gas (kg) = [media de concentración másica de hidrocarburos a la entrada módulo carbón activo – media de concentración másica de hidrocarburos a la salida módulo carbón activo] x caudal x tiempo.



- Disueltos (Kg) = [media de concentración másica de hidrocarburos a la entrada del separador de hidrocarburos – media de concentración másica de hidrocarburos a la salida del separador de hidrocarburos] x caudal x tiempo.
- Fase libre (Kg)= nº de trasiegos x volumen desplazado (200 L) x media de concentración másica de hidrocarburos fase libre a la entrada del decantador.

Estos cálculos para obtener la cantidad de hidrocarburo extraído quedan reflejados en el Anejo I Informe de situación medioambiental actual, de la Memoria del Proyecto de Remedación.

3.2.6.4 CRONOGRAMA

Los trabajos a realizar se planifican generalmente de la siguiente manera, tal como se indica en la tabla 3.19:

Tabla 3.19: Cronograma de los trabajos a realizar (información extraída del Informe de Morera I. Junio 2010)

ACTUACIÓN	SEMANAS				MESES																
	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Sondeos																					
Obra civil E.S																					
Puesta en marcha																					
Operación y Mantenimiento																					

Previamente, junto con los sondeos, se lleva a cabo una actualización de datos en el emplazamiento, incluyendo una inspección de las instalaciones de la ES, ensayos hidráulicos y muestreo de las aguas subterráneas en la red de control.

3.2.6.5 VALORACIÓN ECONÓMICA

La valoración económica siempre se presenta desglosada mostrando de esta manera la inversión a realizar para cada una de las partes que componen el proceso de remedación.

En la valoración económica que se muestra en la tabla 3.20 no se incluyen los costes de los permisos, licencias , energía ni agua.

Tabla 3.20: Presupuesto económico estimado (información extraída del Informe de Morera I. Junio 2010)

Partidas de gasto	Presupuesto (euros)
FASE I: Investigación complementaria y ejecución de sondeos.	1211,6
FASE II: Infraestructura y obra civil	28964,61
FASE III: Instalación y puesta en marcha del sistema	1261,8
FASE IV: Operación y Mantenimiento	50435,28
PRESUPUESTO ESTIMADO	98773,29



3.2.6.6 DIAGRAMA DE PROCESO

A continuación se muestra en la figura 3.12 lo que es el diagrama de proceso de descontaminación aplicado en este proyecto de remediación:

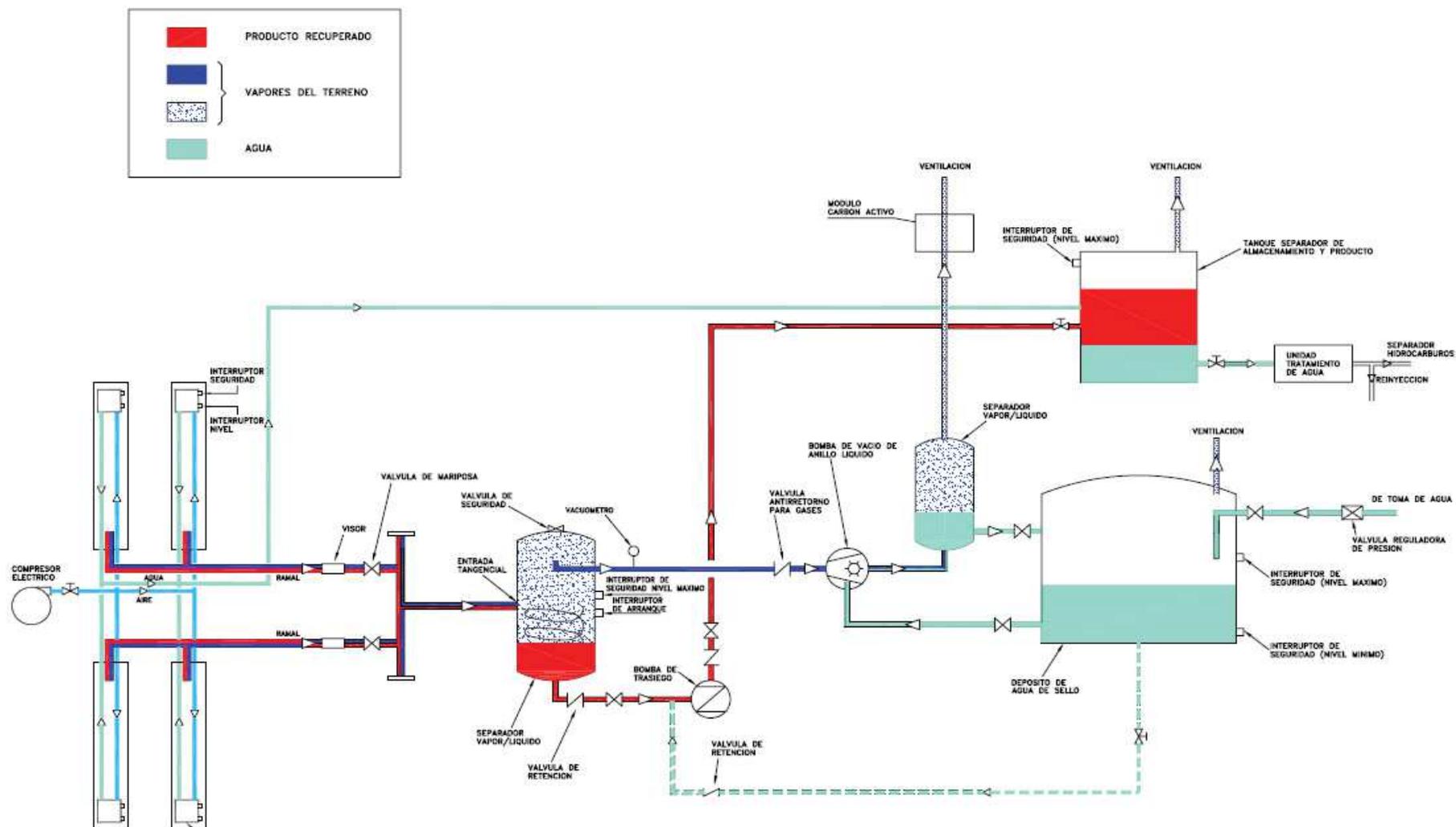


Figura 3.12: Plano del diagrama de proceso (plano extraído del Informe Morera.I.Mayo 2010 (a))



3.3 DISCUSIÓN

A continuación se plantean algunos de los motivos por los cuales se toman algunas decisiones y se llevan a cabo determinadas actuaciones a lo largo del planteamiento y ejecución del proyecto.

3.3.1 METODOLOGÍA APLICADA PARA LA DESCONTAMINACIÓN

En la descontaminación de suelos por hidrocarburos, la tecnología más aplicada y extendida es la de extracción multifásica ya que permite la eliminación del hidrocarburo del suelo en su fase libre, disuelto en agua y en forma de vapor. Además esta tecnología puede ser complementada con el lavado del suelo, lo que permite una mayor descontaminación de la zona no saturada.

Hay que tener en cuenta que esta tecnología de remediación se lleva a cabo en dos fases.

En una primera fase se extrae el hidrocarburo disuelto en agua y en fase libre acumulado en los piezómetros y en una segunda fase el hidrocarburo que haya quedado acumulado en la zona no saturada. Esta última fase se lleva a cabo con el lavado del suelo. Durante ambas fases se va extrayendo continuamente COV's.

Para determinar dentro de la tecnología de extracción multifásica que sistema de extracción aplicar (bombeo o vacío) y si se realiza o no un sistema de lavado se tiene en cuenta la permeabilidad del terreno.

Si es una zona muy impermeable la movilidad de un fluido a través de los materiales que componen el suelo es muy lenta por este motivo un sistema de lavado no resulta muy efectivo.

Nuestro emplazamiento se caracteriza por ser impermeable es por ello que en el proyecto de remediación expuesto el sistema de lavado sólo se aplica en la zona de relleno de los depósitos ya que habrá una permeabilidad mayor.

Básicamente se utilizan dos sistemas de extracción :

Características del Sistema de bombeo:

- La bomba se coloca por debajo del nivel freático y en su funcionamiento genera una depresión por lo que el nivel freático cambia formando un cono libre de agua.

Si la zona es muy saturada es difícil que una bomba cambie el nivel freático, es decir, que genere un cono libre de agua al no ser que la bomba sea de una gran potencia. Esto es debido a que es mas difícil mover la masa de agua.



Si la zona no es muy saturada, una bomba de poca potencia ya genera una gran depresión.

Si la zona está poco saturada y el medio es poco permeable, se genera una depresión mayor que si la zona es permeable.

- La bomba absorbe por arriba y por abajo.
- En zonas impermeables se genera un radio de acción menor.
- Se extrae hidrocarburo disuelto y fase libre.
- Sólo funciona si se detecta nivel.
- Da problemas de funcionalidad:

A) Cuando hay poca agua y el medio es poco permeable, como la bomba absorbe por arriba y por abajo, rápidamente se queda sin nivel por lo que la bomba deja de funcionar. Al poco nivel que detecta se pone de nuevo en marcha pero rápidamente se para otra vez ya que se vuelve a quedar sin nivel.

B) Si el medio es permeable y hay agua, si sube el nivel de agua, la bomba extrae agua pero no la fase libre que se requiere.

Es por estos problemas de funcionalidad que periódicamente se hacen correcciones de la bomba que consisten en mediciones en dinámico y con ello un reajuste de las posiciones.

Características del Sistema de vacío:

- Este sistema consta de una bomba de vacío que se sitúa en el exterior y de un conducto llamado caña que se coloca por encima del nivel freático.

En este sistema también se genera una depresión y a medida que se va extrayendo contenido, el nivel freático baja por lo que la caña se tiene que ir reajustando al nivel freático del que se dispone en cada momento.

Si el medio es permeable se genera un cono inverso por lo que este sistema de extracción no es recomendable.

- Se extrae hidrocarburo disuelto, fase libre y gas.
- En zonas impermeables se genera un radio de acción mayor.
- Al extraer gas se permite la entrada de oxígeno por lo que se provoca biodegradación.
- Al extraer gas se tienen que controlar los olores por lo que la chimenea de extracción del módulo de tratamiento de gases debe de ser lo suficientemente alta para que no se aprecien.
- Si se seca el piezómetro, éste no deja de funcionar ya que sigue extrayendo gas.



Con todo lo mencionado anteriormente se concluye que:

- En una zona poco permeable (impermeable) se utiliza un sistema de vacío ya que se genera un radio de acción mayor y no hay tantos problemas de funcionalidad.
- Si la descontaminación está en una zona urbana no se puede utilizar sistema de vacío por los gases y olores.
- Si el terreno es impermeable no resulta afectivo aplicar un sistema de lavado.

Cabe tener en cuenta que para suelos, las argilas tendrán una mayor concentración de hidrocarburos que las arenas debido a que retienen más

3.3.2 UBICACIÓN DE LOS PIEZÓMETROS Y SU UTILIDAD

A la hora de desarrollar una investigación de un emplazamiento para determinar si hay o no indicios de contaminación, el número de sondeos que se llevan a cabo los marca el cliente, el propietario de la actividad que se realiza en el emplazamiento, pero a la hora de desarrollar un proyecto de remediación quien marca el número de sondeos a realizar es la empresa que descontamina.

Para ambos casos, el presupuesto económico del que se dispone juega el papel principal a la hora de determinar el número de sondeos que se llevan a cabo.

Ubicación y utilidad son dos conceptos que están relacionados, y un mismo piezómetro puede presentar varias utilidades en función del uso que se le de como es el de la investigación medioambiental del suelo, extracción del contaminante y la delimitación de la pluma

A la hora de ubicar los piezómetros para la investigación y ejecución del proceso de remediación cabe tener en cuenta que:

- Los depósitos están a 4 metros de profundidad y las tuberías entre 0,5 y 1 metro de profundidad por lo que para detectar afección se deben de hacer sondeos a profundidades mayores a las mencionadas.

Siempre se sondea 3 metros por debajo del nivel freático y si se encuentra afección se sigue sondeando hasta que ésta desaparece. Si no se encuentra nivel freático se sondea entre 8 y 15 metros de profundidad como máximo.

- Los depósitos no tienen cubeto por lo que el agua que se detecta en alguno de los piezómetros puede pertenecer al agua que se acumula en el relleno de la excavación donde se coloca el depósito. Como son el caso de los piezómetros Pz-2, Pz-3 y Pz-4.



- Donde esté la fuga del hidrocarburo o el foco de contaminación no quiere decir que sea donde haya mayor afectación de la zona ya que el contaminante se desplaza.
- Los radios de acción se tienen que solapar para dejar cubierta toda la zona contaminada.
- Hay siempre o casi siempre una limitación física a la hora de acotar la zona contaminada como es en nuestro caso una montaña, autopista y un hotel.
- Se sigue el flujo de las aguas subterráneas, en nuestro caso S-E.
- Si se realiza un estudio del emplazamiento para comprobar si hay o no contaminación del suelo, debe de quedar cubierta toda la zona de la instalación mecánica ya que es donde probablemente haya afección debido a que son los principales focos de contaminación (depósitos, cargas desplazadas, surtidores y tuberías)

A la hora de desarrollar el proyecto de remediación, es ideal delimitar la pluma con blancos o piezómetros con concentraciones inferiores a los objetivos del ACA, de esta manera se delimita mejor la superficie afectada, pero normalmente por el presupuesto disponible no siempre es posible realizar todos los piezómetros deseados.

A la hora de decidir que piezómetros delimitan la pluma, se tienen en cuenta entre otros aspectos, las zonas de riesgo que en nuestro caso son la tienda-oficina de la estación de servicio y el hotel que se encuentra en las proximidades, y también se tiene en cuenta el flujo del agua ,que en nuestro caso es E-S, ya que es necesario delimitar aguas arriba y aguas abajo (Pz-20, Pz-21 y Pz-22).

Quien determina la red externa e interna de piezómetros es el ACA pero la empresa que descontamina siempre puede proponer los piezómetros que considere oportunos para desarrollar esta función.

Como red externa siempre se cogen aquellos que representan aguas arriba y aguas abajo (Pz-8 y Pz-5) y como red interna se cogen aquellos que representan la afección, donde haya fase libre sobrenadante y si no es el caso donde haya mayor concentración de hidrocarburos disueltos (Pz-4 y Pz-2) .

Para la empresa que descontamina, siempre le resulta más beneficioso un menor número de piezómetros como red interna y externa ya que se reducen los objetivos a cumplir frente al ACA. Y contra menor afección, más fácil será llegar a los niveles objetivo marcados por el ACA.

3.3.3 MEJORAS EN EL SISTEMA DE REMEDIACIÓN

Para el proyecto de remediación expuesto, se plantean las siguientes mejoras en el sistema de remediación:



- Un mayor número de piezómetros para delimitar la pluma en las proximidades del hotel ya que de esta manera se tiene mas controlada esta zona de riesgo.
- Colocar un caudalímetro de gases en la bomba de vacío para tener un mejor control del volumen total extraído ya que una parte de este gas condensa a agua de sello y otra parte del gas pasa al módulo de carbón activo.
- Colocar otro decantador en serie para aumentar el tiempo de residencia de decantación del agua hidrocarburada ya que de esta manera se consigue realizar una gestión mas eficaz. Y en el caso de que se extraiga mucho volumen de agua poder hacer una decantación adecuada, llegando así a los límites permitidos de vertido para aguas hidrocarburadas.
- Reutilización de las aguas hidrocarburadas introduciéndolas en el sistema de lavado de coches. Para ello se requiere que las aguas tratadas tengan unos niveles muy bajos de hidrocarburos y que el sistema de lavado de coches disponga de un sistema de recirculación de las aguas de lavado que conste como mínimo de un decantador, separador de aceites e hidrocarburos y de un equipo reciclador (normalmente se trabaja con lechos de arena).

En nuestro caso, antes de poder aplicar esta mejora, se tendría que aplicar el sistema de recirculación para las aguas de lavado de coches.

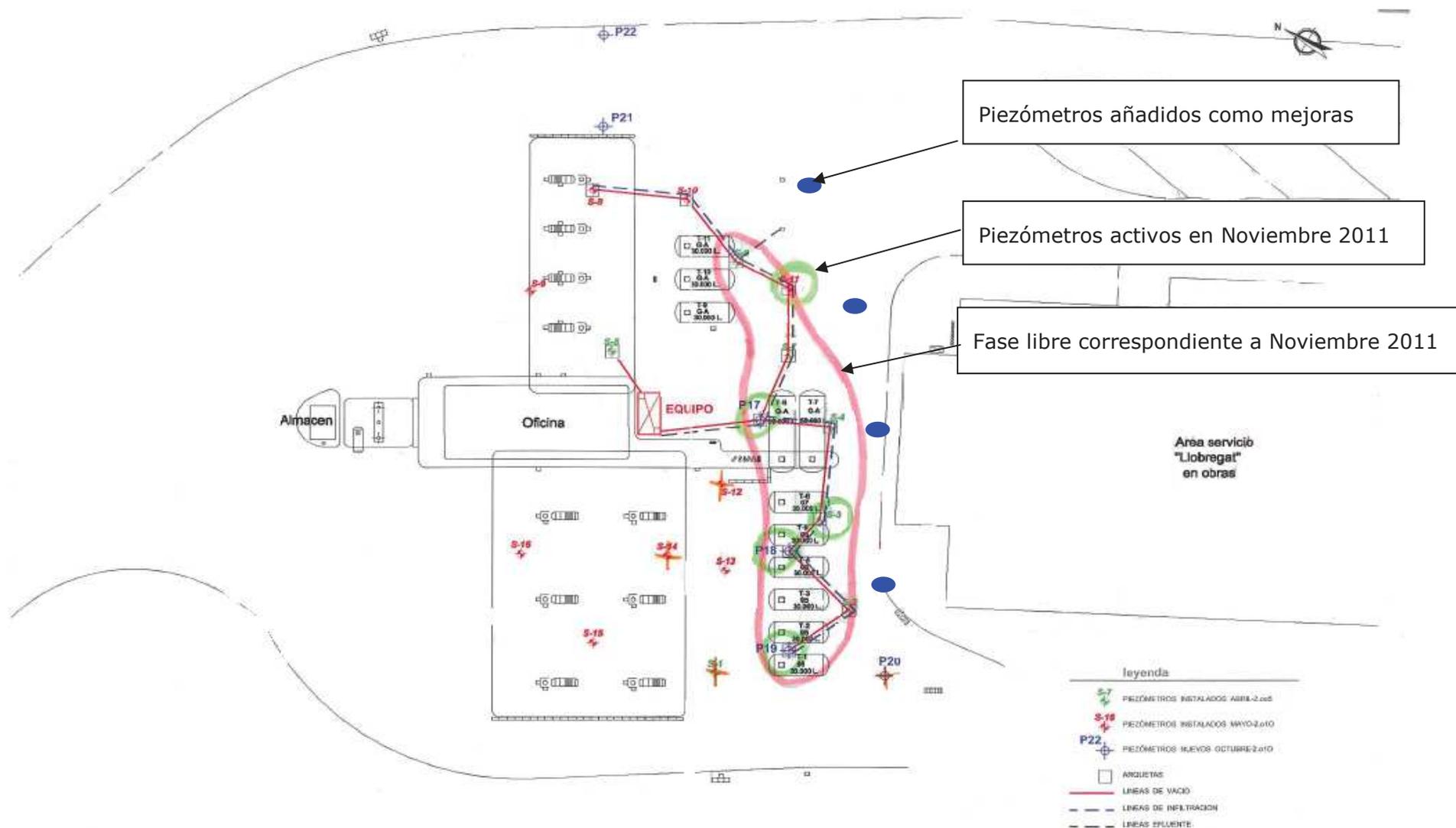


Figura 3.13: Plano con los piezómetros propuestos como mejoras.



4 BIBLIOGRAFÍA

- Curso de 100 horas de Recuperación de Suelos Contaminados. Fundación Universitaria Iberoamericana. Abril 2008.
- Morera Imma. Informe de base de datos de la Estación de Servicio de Castellbisbal, Barcelona. Mayo 2010 (a).
- Morera Imma. Informe de resultados de la Estación de Servicio de Castellbisbal, Barcelona. Mayo 2010 (b).
- Morera Imma. Informe de ensayos de la Estación de Servicio de Castellbisbal, Barcelona. Mayo 2010 (c).
- Morera Imma. Informe de Análisis Cuantitativo de Riesgos de la Estación de Servicio de Castellbisbal, Barcelona. Mayo 2010 (d).
- Morera Imma. Informe económico de la Estación de Servicio de Castellbisbal, Barcelona. Junio 2010.
- Morera Imma. Proyecto de recuperación de la Estación de .Servicio nº 34.238 en Vilaller, Lleida. Agosto 2010.
- Villanueva M. y Iglesias A.(1984) Pozos y acuíferos. Técnicas de evolución mediante ensayos de bombeo.

Recursos Web:

- Agencia de Residuos de Cataluña (ARC). Ámbito de aplicación. Suelos contaminados.
<http://www20.gencat.cat/portal/site/arc/menuitem.0b722e55d906c87b624a1d25b0c0e1a0/?vgnextoid=c4f89acf617d6210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextchannel=c4f89acf617d6210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextfmt=default>. Última consulta 15.12.2011.
- Borrás Carnero, Gonzalo. Efecto de los hidrocarburos sobre la salud humana.
<http://econatural-sva.blogspot.com/2011/05/efectos-de-los-hidrocarburos-en-la.html>. Última consulta 01.03.12
- Clu-in.Technologies. <http://www.clu-in.org/remediation>. Última consulta 9.02.2012.
- Comunitat d'Usuaris de les Aigües de la Cubeta de Sant Andreu (CUACSA). <http://www.cuacsa.org/index.php>. Última consulta 15.12.2011.
- Gencat. Departamento de territorio y sostenibilidad. Medio ambiente, Atmosfera. Emisiones Industriales.



<http://www20.gencat.cat/portal/site/mediambient/menuitem.64be942b6641a1214e9cac3bb0c0e1a0/?vgnextoid=89a6ee051d927210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnextchannel=89a6ee051d927210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextfmt=default>. Última consulta 28.05.2012.

- Geotecnia 2000 (grupo ATISAE). Suelos.
<http://www.geotecnia2000.com/suelos.php>. Última consulta 6.04.2012.
- Gestión-Calidad Consulting. Suelos contaminados.
<http://www.gestion-calidad.com/suelos-contaminados>. Última consulta 27.02.2012.
- Griem W. & Griem-Klee S. Geología General.
<http://www.geovirtual2.cl/geologiageneral/ggcap05-3>. Última consulta 27.02.2012

Legislación:

- Reglamento (CE) n.º 1272/2008 del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre clasificación, etiquetado y envasado de sustancias y mezclas.
- Reglamento (UE) n.º 286/2011 Anexo VI – Clasificación y etiquetado armonizados para determinadas sustancias.
- Ley 22/2011, de Residuos y Suelos contaminados.
- RD 117/2003 sobre limitación de emisiones de compuestos orgánicos volátiles debidas al uso de disolventes en determinadas actividades.
- R.D. 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
- Borrador de la aplicación del R.D. 9/2005 por parte de la Agencia de Residuos de Cataluña.
- Decreto 130/2003, de 13 de Mayo, por el cual se aprueba el Reglamento de los servicios públicos de saneamiento.
- Protocolo de actuaciones de descontaminación de las aguas subterráneas en emplazamientos de estaciones de servicio aplicado por el ACA.

ANEXOS

ANEXO I – MEMORIA DEL PROYECTO DE RECUPERACIÓN DE SUELOS

Memoria del Proyecto de Remediación

Estación de Servicio Nº XX “XXXX, S.L.”
CTRA. XXX
Castellbisbal
Barcelona

Junio 2012

Promotor
XXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX

	Preparado	Revisado	Aprobado
Firma			
Nombre			
Fecha			

DOCUMENTOS :**Memoria****Planos****Anexos**

I Informe de situaci3n medioambiental actual

II Especificaciones t3cnicas

III Procedimiento de control

IV Procedimiento de gesti3n MA

V Estudio B3sico de Seguridad y Salud

VI Ensayos

MEMORIA

ÍNDICE

1	ANTECEDENTES	4
2	OBJETO DEL PROYECTO.....	4
3	ASPECTOS DEL EMPLAZAMIENTO	4
3.1	DESCRIPCIÓN GENERAL DE LAS INSTALACIONES	4
3.2	ENTORNO.....	5
3.3	CARACTERÍSTICAS HIDROGEOLÓGICAS	5
3.4	RESULTADOS DE LAS INVESTIGACIONES ANTERIORES.....	5
4	OBJETIVOS DE CALIDAD	5
5	MÉTODO DE REMEDIACIÓN.....	6
5.1	DISEÑO DEL SISTEMA DE REMEDIACIÓN.....	7
5.2	ESTRATEGIA DE FUNCIONAMIENTO Y CONTROL DEL SISTEMA DE REMEDIACIÓN	8
6	CRONOGRAMA DE LOS TRABAJOS	9
7	INTERFERENCIAS PREVISTAS EN LA ACTIVIDAD DE LA E.S.	9

1 ANTECEDENTES

La E.S., se encuentra situada en la XX XX en el Km XX, en el término municipal de Castellbisbal (Barcelona).

En Mayo del 2010 se realiza en la E.S. una Investigación Medioambiental con el fin de determinar el estado actual del subsuelo y ampliar la Caracterización Medioambiental que se realiza en Diciembre del 2008. Asimismo, con los resultados obtenidos, se elabora un ARC en esas mismas fechas.

Como resultado de los estudios que se realizan, se concluye que el subsuelo del emplazamiento se encuentra afectado por hidrocarburos, habiéndose detectado la existencia de fase hidrocarburo en cinco de los piezómetros (S2,S3,S4,S6 y S7).

2 OBJETO DEL PROYECTO

El objeto básico de este Proyecto es diseñar un sistema de remediación para el saneamiento del subsuelo y de las aguas subterráneas de la E.S. de Castellbisbal (Barcelona).

El diseño del sistema de remediación se ajusta a los siguientes criterios:

- Conseguir la máxima eficacia en la consecución de los objetivos de calidad establecidos.
- Producir la mínima interferencia posible en la actividad de la estación.
- Minimizar el impacto medioambiental durante su instalación y posterior funcionamiento tanto en la propia E.S., como en su entorno inmediato.

3 ASPECTOS DEL EMPLAZAMIENTO

3.1 Descripción general de las instalaciones

La estación de servicio presenta imagen AGIP y se localiza en XXXX en el término municipal de Castellbisbal (Barcelona).

La estación se construye hacia el año 1970-1972. La superficie que ocupa es de 6000 m², de las cuales se encuentran edificados aproximadamente 280 m². El edificio auxiliar consta de una única planta, donde se localiza la caja/tienda, almacén, aseos y la oficina. Dispone de servicio de cambio de aceite y de lavado de coches. Toda la superficie se encuentra pavimentada por hormigón (en la pista de coches), adoquines (pista de camiones) o asfalto (toda la superficie fuera de las pistas de reportaje). La pista de camiones presenta badenes producidos por el peso de los camiones. El resto de pavimentos presentan un buen estado de conservación..

En el año 1994, se realiza una reforma general en la E.S., que incluye la anulación de tres de los cinco depósitos de los que se dispone y se añaden nueve de nuevos, seis en la zona de turismos y tres en la zona de camiones. En el año 2004 se sustituyen los adoquines de la pista de coches por hormigón armado y se cambian todas las tuberías. La estación de servicio está equipada con una red que recoge las aguas pluviales, de lavado de coches e hidrocarbурadas, las cuales son tratadas en un separador de hidrocarburos por gravedad, instalado en el año 1994. El vertido de las aguas se realiza a cauce público.

La E.S. dispone de once depósitos operativos de pared simple de acero enterrados en el suelo sin cubeto, sus características (combustible, capacidad, año de instalación, fecha de las últimas pruebas de estanqueidad) se resumen en la siguiente tabla:

Depósito	Producto	Capacidad (m³)	Año de Instalación	Últimas pruebas de estanqueidad
T1	Gasolina 95	30	1994	2004
T2	Gasolina 95	30	1994	2004
T3	Gasolina 95	30	1994	2004
T4	Gasolina 98	30	1994	2004
T5	Gasolina 98	30	1994	2004
T6	Gasolina 98	30	1994	2004
T7	Gasóleo	50	1970/72	2004
T8	Gasóleo	50	1970/72	2004
T9	Gasóleo	30	1994	2004
T10	Gasóleo	30	1994	2004
T11	Gasóleo	30	1994	2004

En el plano 01 “Esquema de las instalaciones ” se incluye un esquema general de las instalaciones.

3.2 Entorno

La E.S. se sitúa en el termino municipal de Castellbisba. Al norte se sitúa el relieve de Ca n' Amat, sobre el que descansa la población de Castellbisbal. Al este, se extiende una urbanización llamada Santa Teresita que ocupa la ladera de la montaña anteriormente mencionada. Al sur, se encuentra el área de servicio de Medas, con restaurante y tienda. Al oeste discurre la autopista AP-7. Antes de llegar al río Llobregat, que está a 550 metros de distancia, se extiende el polígono industrial de Sant Vicenç. Una vez cruzado el río, la Autovía A-2 nos separa de los restantes polígonos industriales de la zona (de Sant Francesc, de Can Pelegrí, del Nord-Est de Acisa, etc)

3.3 Características hidrogeológicas

La E.S se asienta sobre sedimentos del mioceno inferior, formado por arcillas, limos, areniscas y conglomerados de color rojo.

Se detecta agua en el nivel de conglomerados a una profundidad aproximada de 8 metros y algunos piezómetros acumulan agua probablemente de los niveles de areniscas intercalados en las arcillas., Este nivel freático no corresponde al acuífero de la Cubeta de Sant Andreu, se trata de de pequeños acuíferos colgados. La dirección estimada del flujo subterráneo local se estima hacia el río Llobregat, es decir en sentido sureste, coincidiendo con la dirección de flujo de las aguas superficiales.

3.4 Resultados de las investigaciones anteriores

Los resultados de la investigación realizada anteriormente en la E.S. así como los datos analíticos del control de las aguas subterráneas realizado para la elaboración del presente proyecto (ver Anexo A1 “Informe de situación medioambiental actual”), indican la existencia de una afección por hidrocarburos en el subsuelo de la instalación, alcanzando la zona saturada del mismo y habiéndose detectado la acumulación de fase hidrocarburo en 5 piezómetros.

4 OBJETIVOS DE CALIDAD

Teniendo en cuenta los valores máximos admisibles obtenidos en el ACR realizado en Mayo de 2010, se fijan como objetivos finales para el saneamiento del subsuelo de E.S de Castellbisbal (Barcelona) los que se resumen en el siguiente cuadro:

AGUAS SUBTERRÁNEAS								
Localizaci3n	TPH (mg/l)	Benceno (mg/l)	Tolueno (mg/l)	Etilbenceno (mg/l)	Xilenos (mg/l)	MTBE (mg/l)	ETBE (mg/l)	Prod. Libre (m)
E.S. XXXXXX	*	*	*	*	*	*	*	Ausencia

(*) *Criterios del ACA*

La empresa no proporciona esta informaci3n por confidencialidad de datos.

Los niveles fijados por la Agencia Catalana del Agua (ACA) son los que a continuaci3n se detallan:

		AGUAS SUBTERRÁNEAS						
			TPH (µg/l)	Benceno (µg/l)	BTEX (µg/l)	MTBE (µg/l)	Prod. Libre (m)	COV's ZNS
Localizaci3n E.S. nº xxxx	Puntos interior	Valor medio de los puntos interiores	2500	25	500	n/e	Ausencia	<100
	Puntos exterior	Cada uno de los puntos de forma individual	Nivel alerta *	500	5	100		
			Nivel intervenci3n *	5000	50	1000	-	

5 MÉTODO DE REMEDIACI3N

De la actualizaci3n de la situaci3n medioambiental realizada en Mayo de 2010, se confirma la existencia de una afecci3n por hidrocarburos en el subsuelo de la E.S., detectándose una pluma de fase libre de hidrocarburo en 5 de los piez3metros . En conjunto, la distribuci3n de la afecci3n por hidrocarburos detectada en el subsuelo del emplazamiento se considera distribuida en hidrocarburo en fase libre y as3 mismo, disuelta en las aguas subterráneas. En cuanto al tipo de contaminante presente en el subsuelo de la E.S., es mayoritariamente del rango de los gas3leos, aunque cabe destacar que en los piez3metros Pz-8 y Pz-11, existe una mezcla de la fracci3n GRO y DRO.

Respecto a las propiedades hidrogeol3gicas del subsuelo de la E.S., el nivel freático se sitúa a los 7,7 metros de profundidad.

De los resultados de los ensayos hidr3ulicos realizados durante los trabajos de actualizaci3n de datos, detallados en el Informe de situaci3n medioambiental (Anexo A-1), se obtienen unos valores de permeabilidad (k) del orden de $1,82 \cdot 10^{-4}$ m/s en el ensayo de bombeo. Seg3n las observaciones realizadas en campo, ensayos, purgados y resultados de los ensayos, se considera no adecuado la aplicaci3n de t3cnicas de bombeo para el sistema de remediaci3n para el presente emplazamiento, ya que únicamente se limitaría la actuaci3n a las zonas m3s pr3ximas a los piez3metros de extracci3n y no se actuaría en toda la amplitud de la E.S. . Por tanto, debido tanto a las propiedades del terreno, como al tipo de contaminante y a la distribuci3n de éste en el subsuelo, se considera m3s conveniente aplicar un sistema de vac3o.

En el caso del sistema de vac3o, al estar constituido el subsuelo del emplazamiento por arcillas limosas con gravas y arenas, y teniendo en cuenta la red de piez3metros prevista, la cual ser3 relativamente densa, se estima que los radios de acci3n de los pozos, a la hora de aplicar la t3cnica de vac3o, se solapan unos con otros quedando perfectamente acotada todo el subsuelo de la E.S. con afecci3n por hidrocarburos. Adem3s mediante las t3cnicas de vac3o se genera un arrastre de todos los compuestos orgánicos volátiles ocluidos en la zona no saturada y adem3s fuerza la entrada de oxígeno del exterior hacia la zona no saturada potenciando as3 tambi3n la biodegradaci3n.

Por lo tanto y seg3n lo anteriormente expuesto, para las labores de remediaci3n del presente emplazamiento se emplean principalmente un sistema de extracci3n multifase mediante t3cnicas de vac3o . Esta t3cnica de saneamiento es complementada con la infiltraci3n de una mezcla de agua y surfactante (BS-400) para el arrastre de hidrocarburos residuales adsorbidos en la zona no saturada de la zona de tanques. El sistema de remediaci3n mediante vac3o, consiste en aplicar vac3o en los piez3metros con el fin de extraer la fase hidrocarburo, las aguas afectadas y los compuestos orgánicos

volátiles presentes en el subsuelo. Se contempla la aplicaci3n simultanea de infiltraci3n de una mezcla de agua y surfactante, con la red de piez3metros de extracci3n interceptando las zonas de flujo preferencial que dirigen el movimiento y dispersi3n de la pluma, quedando as3 completamente controlada hidr3ulicamente cualquier posible migraci3n fuera del emplazamiento. La infiltraci3n conseguir3 la disoluci3n y el arrastre de la contaminaci3n hacia los pozos de extracci3n por vac3o, al mismo tiempo que se producir3 la desorpci3n del hidrocarburo adsorbido en el suelo de la zona de capilaridad y de la zona no saturada, eliminando as3 todos los posibles focos secundarios.

Las actuaciones de remediaci3n se llevan acabo en dos fases:

- 1ª fase Eliminaci3n fase hidrocarburo: la extracci3n del hidrocarburo disuelto en agua y en fase libre acumulado en los piez3metros se realiza mediante la puesta en marcha del sistema de extracci3n mediante vac3o.
- 2ª fase Extracci3n/Infiltraci3n: una vez finalizada la primera fase, el hidrocarburo remanente esta concentrado en zona no saturada, por ello se realizan inyecciones controladas de agua-surfactante con el fin de mejorar la movilizaci3n de los contaminantes retenidos hacia los puntos de extracci3n por vac3o.

Al finalizar esta segunda fase se consiguen los objetivos de calidad fijados para las aguas y se eliminan del orden del 75 % de los COVs.

5.1 Dise1o del sistema de remediaci3n

Una vez analizados los resultados de la Caracterizaci3n de 2008 y los de la actualizaci3n de datos de Mayo de 2010, se utilizan las siguientes infraestructuras y equipos:

Red de piez3metros

Se utilizar3n b3sicamente dos redes de piez3metros:

- Red de delimitaci3n pluma: Se realizan los piez3metros Pz-20,Pz-21 y Pz-22 orientados aguas arriba y abajo para delimitar la extensi3n de la pluma de afecci3n. Destacar que no es posible delimitar la pluma de contaminaci3n en direcci3n oeste, puesto que en esa direcci3n los piez3metros existentes estan todos secos.
- Red para la aplicaci3n de vac3o: Se utilizan doce puntos de extracci3n, de los cuales nueve puntos corresponden a piez3metros ejecutados en los trabajos de investigaci3n previos (P2, P3,P4, P5, P6, P7, P8, P10 y P11) y tres puntos son de nueva ejecuci3n (P17, P18 y P19).

Seg3n el protocolo del ACA para actuaciones de descontaminaci3n de las aguas subterr3neas en E.S., se tiene que establecer una red de control interior y otra exterior. A continuaci3n se propone la red de control establecida para dicho emplazamiento:

- Red interior: Pz-4 y Pz-2
- Red exterior: Pz-8 y Pz-5

La distribuci3n de los piez3metros se puede observar en el plano 02 " Dispositivos de Control y Dispositivos de L3neas".

Zanjas de infiltraci3n

Para lavar y movilizar el hidrocarburo atrapado en la zona no saturada del terreno, se contempla de aplicaci3n de inyecciones controladas de agua-surfactante durante la fase 2 de la remediaci3n instaladas en la zona de los dep3sitos de combustibles. Dichas infiltraciones quedar3n totalmente controladas con la red de piez3metros de extracci3n .Posteriormente, si fuera necesario para alcanzar

los valores objetivos de la remediación, en una última fase se podrán utilizar para inyectar bioestimulante y agua.

Para ello se construyen 7 zanjas de infiltración distribuidas a lo largo de la zona de tanques. Se dispone de un total aproximado de 80 metros de zanjas. Todas tienen una dimensión de 0,40x0,50 m. Dentro de las zanjas se instala tubería filtrante de PVC de 2 pulgadas.

La distribución de las zanjas se puede observar en el plano nº 02 "Dispositivos de Control y Disposición de Líneas".

Equipo de extracción mediante vacío

Este equipo suministrará vacío, para la extracción de las aguas subterráneas, la extracción de la fase hidrocarburo y la eliminación de los compuestos orgánicos volátiles de la zona no saturada. Dicho equipo constará de los siguientes elementos:

- Bomba de vacío.
- Calderín primario.
- Calderín secundario.
- Tanque de agua de sello.
- Bomba de trasiego.
- Tubería de descarga de los vapores.
- Cuadro de automatismo y control.

Equipo de infiltración de agua

Este equipo se utiliza para la infiltración de la mezcla agua/surfactantes en una primera fase y agua/bioestimulante en la segunda fase. El equipo consta de los siguientes elementos:

- Tanque mezclador.
- Dosificador.

Conducciones equipo de extracción multifase

Para el suministro de vacío a los piezómetros se instalan líneas a los siguientes piezómetros:

- P2, P3,P4, P5, P6, P7, P8, P10 , P11,P17, P18 y P19.

Todas las conducciones para la recuperación de producto serán de polietileno de alta densidad con diámetros de 1'' y 2''

Módulos para el tratamiento de efluentes

- Para el tratamiento del efluente del agua extraída, se utiliza un modulo que consta de los siguientes elementos: Tanque decantador primario, y un separador de hidrocarburos.
- Los gases generados por la aplicación de vacío en los pozos de extracción son tratados mediante su filtración en un modulo de carbón activo.

Las características constructivas de los piezómetros y zanjas, así como, del equipo de extracción, de las conducciones y de los módulos de tratamiento se adjuntan en el anexo "Especificaciones Técnicas".

5.2 Estrategia de funcionamiento y control del sistema de remediación

Como se indica en el apartado 5, las labores de remediación de este emplazamiento se realizan en dos fases, diseñándose una estrategia diferente para cada una según se refleja a continuación:

Estrategia de Funcionamiento durante la 1ª fase:

Inicialmente, se aplica vacio en los piez3metros que contienen hidrocarburo en fase libre calibrados para extraer mayoritariamente fase hidrocarburo y agua.

Estrategia de Funcionamiento durante la 2ª fase:

Una vez finalizada la primera fase, se valora la mejora del sistema de extracci3n mediante vacio con la inyecci3n de una mezcla de agua con surfactante en las zanjas de infiltraci3n y puntualmente de forma directa en los piez3metros.

1. Se realizan inyecciones de surfactante (BS-400) diluido en agua en una proporci3n 1/10, en las zanjas de infiltraci3n. Con el fin de tener un control hidr3ulico, por un lado nunca se inyecta un volumen de agua/surfactante superior a 2/3 el volumen de extracci3n y adem3s simult3neamente se conectan al vacio los piez3metros de extracci3n.
2. En una segunda inyecci3n se utilizan los puntos conectados al m3dulo de vacio, con el objeto de arrastrar la afecci3n situada en el entorno inmediato a cada piez3metro. Al igual que la primera inyecci3n, se dejan conectados a las l3neas de vacio los piez3metros donde se realiza la inyecci3n para evitar la migraci3n de los contaminantes fuera del emplazamiento.

El equipo de remediaci3n funciona en r3gimen continuo, 24 horas al d3a. Los controles a realizar para el seguimiento y evaluaci3n de los avances de las labores de saneamiento se recogen en el Anexo "Procedimiento de Control".

6 CRONOGRAMA DE LOS TRABAJOS

Est3 previsto que los trabajos de remediaci3n de la E.S. de Castellbisbal (Barcelona) se desarrollen conforme al siguiente cronograma:

HITOS	SEMANAS				MESES																
	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
1	Sondeos																				
2	Obra Civil E.S																				
3	Puesta en marcha																				
4	Operaci3n y mantenimiento																				

7 INTERFERENCIAS PREVISTAS EN LA ACTIVIDAD DE LA E.S.

Las interferencias previstas en la actividad de la Instalaci3n para la implementaci3n del sistema de remediaci3n se describen a continuaci3n.

Interferencias durante la ejecuci3n de los sondeos nuevos:

Para completar la red de piez3metros necesarios para el saneamiento del emplazamiento, es necesario realizar a priori 6 piez3metros nuevos. Se prev3n las siguientes interferencias:

- Los piez3metros P18 y P19, se localizan en la zona de paso a la zona de suministro de turismos, quedando en este sector temporalmente cerrado el surtidor.
- Para el resto de piez3metros no se prev3n interferencias.

Interferencias durante la realizaci3n de obra civil:

Para la conexi3n de los piez3metros al equipo de remediaci3n, as3 como la ejecuci3n de las l3neas de infiltraci3n es necesario la realizaci3n de zanjas y la instalaci3n de tuber3as. Los trabajos se coordinar3n con la E.S., coloc3ndose planchas de acero en la zonas de paso donde se abran zanjas, y as3 evitar que se interrumpa el suministro de combustible.

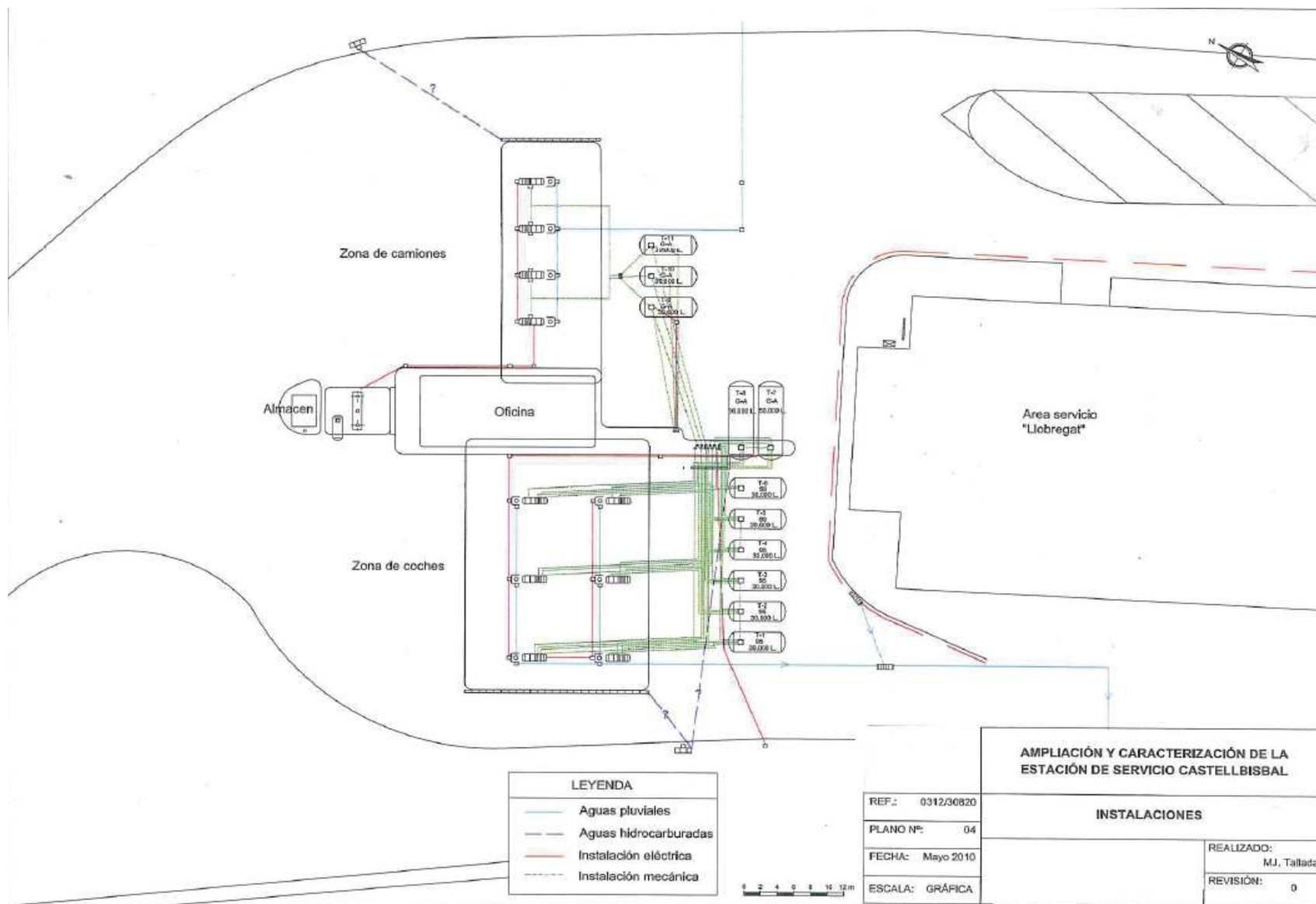
Interferencias durante la instalaci3n del equipo de remediaci3n:

Cuando se procede a la descarga y colocaci3n del equipo de remediaci3n, no se prev3n interferencias en el normal funcionamiento de la estaci3n.

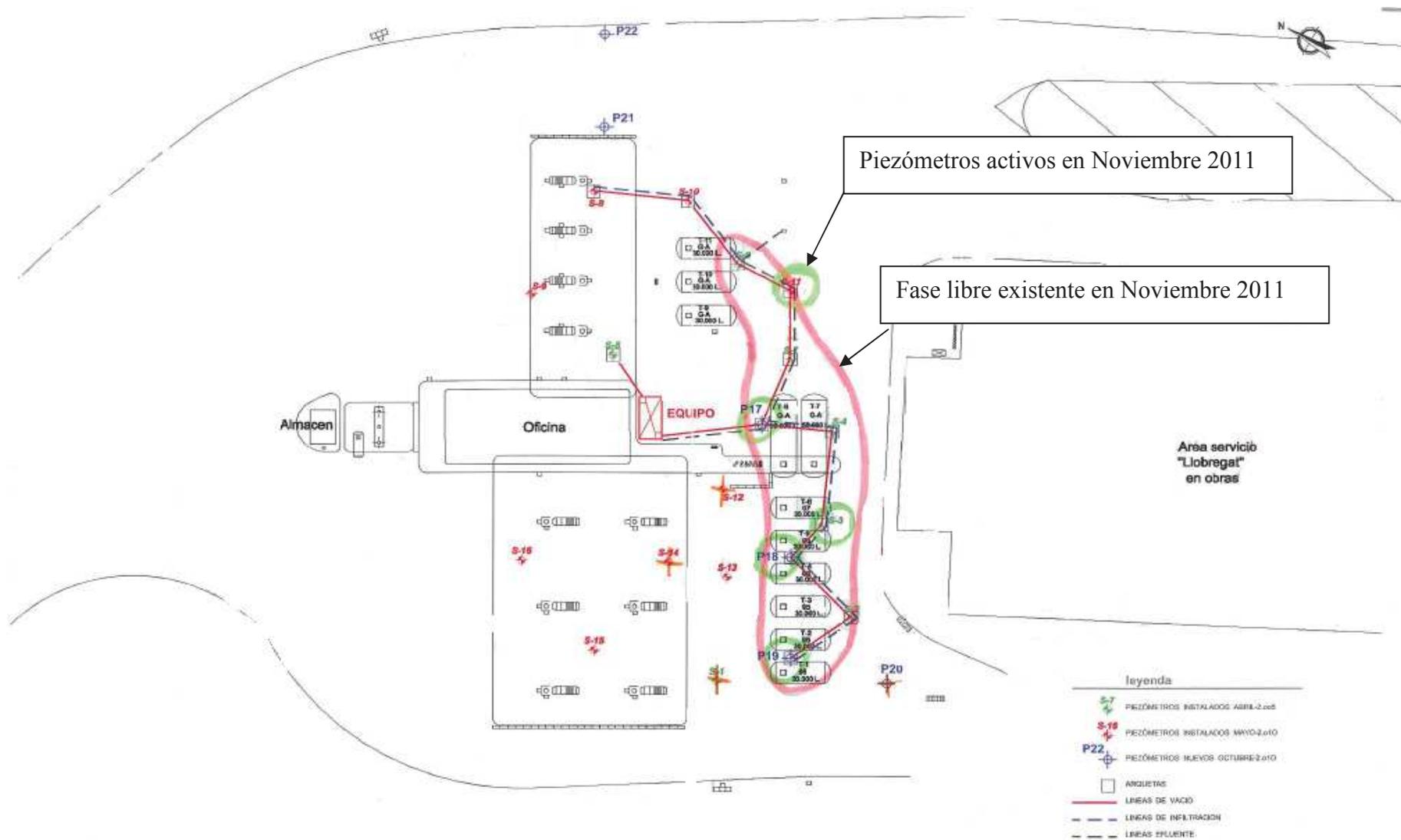
Interferencias durante las labores de remediaci3n:

La calibraci3n o monitorizaci3n de los piez3metros no generar3 ninguna interrupci3n en el funcionamiento general de la estaci3n.

PLANOS



Plano 01 : Esquema de las instalaciones.



Plano 02 : Dispositivos de Control y Disposición de Líneas.

ANEXOS

I Informe de situación medioambiental actual

II Especificaciones técnicas

III Procedimiento de control

IV Procedimiento de gestión MA

V Estudio Básico de Seguridad y Salud

VI Ensayos

ANEXO I INFORME DE SITUACIÓN

ÍNDICE

1	INTRODUCCION.....	3
1.1	OBJETIVO	3
1.2	ANTECEDENTES	3
2	CARACTERÍSTICAS DEL MEDIO SUBTERRÁNEO.....	4
2.1	ISOPIEZAS Y PATRÓN DE FLUJO.....	4
2.2	ENSAYOS HIDRÁULICOS	4
3	ALCANCE DE LA CONTAMINACIÓN.....	5
3.1	MUESTREO Y ANÁLISIS DE CONTAMINANTES	5
	3.1.1 <i>CONTAMINACIÓN EN AGUAS</i>	5
	3.1.2 <i>ANÁLISIS DE PRODUCTO Y ESPESOR APARENTE</i>	6
3.2	BALANCE DE HIDROCARBUROS EN EL SUBSUELO.....	7
	3.2.1 <i>HIDROCARBUROS EN FASE LIBRE</i>	7
	3.2 <i>HIDROCARBUROS DISUELTOS EN LAS AGUAS</i> <i>SUBTERRÁNEAS</i>	8
4	CONCLUSIONES.....	8
	ANEXO 1 INFORMES DE LABORATORIO.....	9

1 INTRODUCCION

1.1 Objetivo

El presente informe tiene como objeto conocer las condiciones actuales del subsuelo en la E.S. que se encuentra situada en xxxxxxxx, en el municipio de Castellbisbal (Barcelona) y con ello determinar las actuaciones a realizar para su remediación. Para ello, se muestrean los piezómetros existentes en el emplazamiento, realizados en estudios previos.

1.2 Antecedentes

En Enero del 2003 a petición de AGIP, se lleva a cabo la “ Caracterización Medioambiental de la estación de servicio” con el objetivo de conocer la salud ambiental de su entorno ya que su localización es muy próxima al acuífero de la Cubeta de Sant Andreu de la Barca.

Para ello se realiza un estudio de gases en el subsuelo realizando un total de 22 perforaciones y así detectar y cuantificar los vapores orgánicos presentes en el subsuelo.

Éstos se sitúan junto a los tanques enterrados y llegan a una profundidad de 3.5m .A esta profundidad no se detecta agua subterránea. Se toma una muestra de suelo junto al tanque T-8 para su análisis .Los resultados de todos los análisis muestran presencia de hidrocarburos.

En Abril del 2005 se realiza una “Investigación Detallada del Subsuelo de la E.S”.

Los trabajos consisten en la perforación de 7 sondeos numerados de S-1 a S-7 a profundidades entre 8,0 y 12 metros. Posteriormente se habilitan los sondeos como captadores de vapor y/o piezometritos instalando tubería ranurada.

Se cogen y analizan 7 muestras de suelo y dos de agua subterránea de los piezómetros que acumulan agua en su interior. El piezómetro Pz-3, situado en la zona de tanques de vehículos, presenta fase libre sobrenadante variable.

A partir de los resultados analíticos obtenidos se concluye que las zonas que presentan afección comprenden la zona de tanques y la zona próxima a las bocas de cargas desplazadas.

En Enero del 2008 a petición de AGIP, se realiza una campaña de muestreo de agua en los piezómetros instalados en Abril del 2005. Con los resultados obtenidos se redacta el informe “Muestreo de Agua Subterránea realizado en la E.S ”.

De los siete piezómetros instalados, cuatro presentan fase libre sobrenadante con grosores que oscilan entre 1 y 6,5 cm.

Se concluye que es recomendable iniciar actuaciones de descontaminación de la zona afectada.

Finalmente en Diciembre del 2008 se redacta el informe “Caracterización Medioambiental de la Estación de Servicio. Actualización de datos”.

Para ello se miden todos los niveles piezometritos y se muestrean los piezómetros existentes en la E.S.

Se detecta presencia de fase libre sobrenadante en cinco de los siete piezómetros existentes con un espesor máximo de 44,5 cm.

De los dos sondeos restantes uno presenta agua sin fase libre sobrenadante y el otro está seco. En enero del 2008 este espesor es de 6,5 cm, por lo que la afección se ve incrementada en este lapso de tiempo. Se recomienda iniciar los trabajos de remediación del medio subterráneo.

En Mayo del 2010 se inicia la ampliación de la caracterización del medio subterráneo con la ejecución de nueve piezómetros nuevos y también se realiza un Análisis Cuantitativo de Riesgos (ACR) en el emplazamiento, obteniéndose un nivel de riesgo total tóxico aceptable para la vía de inhalación de volátiles en espacios cerrados en el emplazamiento (on-site). , siempre que se elimine la presencia de fase libre sobrenadante detectada en el sector E del emplazamiento.

En Junio de 2010 se presenta el proyecto de remediación y a finales del 2010, AG Ambiental inicia el proceso de descontaminación.

Previamente se lleva a cabo una actualización de datos en el emplazamiento, incluyendo una inspección de las instalaciones de la E.S., ensayos hidráulicos y muestreo de las aguas subterráneas en la red de control.

2 CARACTERÍSTICAS DEL MEDIO SUBTERRÁNEO

Como resultado de los estudios medioambientales precedentes, se realizan un total de 9 sondeos acondicionados como piezómetros (S8 a S16), permitiendo caracterizar la hidrogeología del emplazamiento y la toma de muestras.

En líneas generales, dentro de los límites de la E.S. puede observarse la siguiente secuencia litológica:

Material antrópico

- Solera de hormigón de 0,20 m de espesor medio.
- Relleno antrópico constituido por arenas de grano medio y limos, gravas y cantos angulosos.

Este nivel se detecta en todos los sondeos con una potencia variable de 0,50 a 2,25 metros.

Terreno natural

- Está compuesta por una alternancia de arcillas rojas muy compactas, que en profundidad pasan a arcillitas, con capas de arenisca de poco espesor y algún nivel de conglomerado. Este último nivel sólo se detecta en los sondeos S-8, S-10 y S-11, a una profundidad de 8,40 , 8 y 9,60 metros respectivamente. Su espesor oscila entre 1 y 1,5 metros.

2.1 Isopiezas y patrón de flujo

Debido a que el nivel de agua detectado en el subsuelo del emplazamiento presenta una diferencia de cotas entre algunos piezómetros de más de 2,00 m, que aparentemente no se detecta una continuidad lateral de dicho nivel de agua y además, prácticamente no existe movilidad según la litología de la zona saturada, por todo ello, no se considera representativo ni de obligación elaborar un mapa de isopiezas para determinar la dirección preferencial del flujo subterráneo en el emplazamiento y definir de forma precisa los diferentes grados de afectación de la zona contaminada.

2.2. Ensayos hidráulicos

Se realiza un ensayo hidráulico en el piezómetro Pz10, bombeando agua a caudal constante y tomando lecturas de los descensos producidos en el piezómetro vecino Pz-8.

Aplicado las ecuaciones de Theis mediante el software WHI Acuífer Test. Los resultados obtenidos se resumen en la siguiente tabla:

Piezómetro	Permeabilidad (m/s)	Transmisividad (m ² /s)
Pz-8	1,82 10 ⁻⁴ m/s	2,27 10 ⁻⁴ m/s

Tabla 2. Resultados ensayos de bombeo

De acuerdo a los resultados, la permeabilidad media obtenida es del orden de 10⁻² cm/s, indicativo de una permeabilidad baja (*“Pozos y acuíferos. Técnicas de evaluación mediante*

ensayos de bombeo”. M. Villanueva y A. Iglesias). Puede considerarse un valor representativo de acuíferos pobres con una mala capacidad de drenaje.

Por otro lado, no se realizan ensayos Slug test para determinar la permeabilidad de la zona no saturada ya que durante la perforación de los sondeos, se observan materiales con una permeabilidad baja o muy baja en la zona no saturada, por lo que ya se concluye que es una zona prácticamente impermeable.

3 ALCANCE DE LA CONTAMINACIÓN

3.1 Muestreo y análisis de contaminantes

3.1.1 Contaminación en aguas

Se realiza un muestreo de las aguas subterráneas en 4 de los piezómetros instalados en la E.S. (Pz-5, Pz-8, Pz-10, y Pz-11), en el caso del Pz-1 no se toma una muestra de agua debido a la poca cantidad de agua acumulada en su interior.. Durante la purga y toma de muestra posterior se observan las características organolépticas del agua, las cuales, se describen a continuación:

Piezómetros	Profundidad NF (m)	Color	Olor	Turbidez
Pz-5	6,265	Incolora	Moderado a hidrocarburo	Baja
Pz-8	7,973	Rojizo	Fuerte a hidrocarburo	Media
Pz-10	7,992	Rojizo	Fuerte a hidrocarburo	Media/Alta
Pz-11	8,578	Rojizo	Fuerte a hidrocarburo	Media

Tabla 3. Características organolépticas Mayo 2010.

Cuando los niveles se estabilizan después de la purga, se procede a la toma de muestras de agua de los piezómetros accesibles. Los resultados de los análisis de las muestras de agua de los piezómetros, se exponen en la siguiente tabla:

AGUAS		UNIDAD	Pz-5	Pz-8	Pz-10	Pz-11	Promedio	Nivel Alerta ACA
T.P.H. (EPA 8015B)	GRO (<nC10)	µg/l	3940	1380	19300	2690		
	DRO (nC10-nC28)	µg/l	409	1210	2340	2580		
	TOTALES	µg/l	4349	2590	21640	5270	8462,25	2500
BTEX	Benceno	µg/l	2900	1010	3530	1170	2152,50	25
	Tolueno	µg/l	74	4	302	5		
	Etilbenceno	µg/l	26	3	1590	221		
	Xilenos	µg/l	162	3	1960	11		
	TOTALES	µg/l	3162	1020	7382	1407	3242,75	500
ADITIVOS	MTBE	µg/l	14100	524	7080	1140		
	ETBE	µg/l	<1	65	2930	16		
HIDROCARBUROS ALIFÁTICOS	C6-C8	µg/l	960	510	5200	595		
	>C8-C10	µg/l	210	80	650	70		
	>C10-C12	µg/l	45	70	70	350		
	>C12-C16	µg/l	60	245	134	530		
	>C16-C21	µg/l	44	229	96	270		
	>C21-C34	µg/l	10	36	10	60		
HIDROCARBUROS AROMÁTICOS	>C6-C7	µg/l	2000	600	3600	1200		
	>C7-C8	µg/l	100	<10	310	10		
	>C8-C10	µg/l	670	240	9540	815		
	>C10-C12	µg/l	210	370	1955	1030		
	>C12-C16	µg/l	40	250	65	320		
	>C16-C21	µg/l	<10	10	10	20		
	>C21-C35	µg/l	<10	<10	<10	<10		

Tabla 6. Resultados analíticos Mayo 2010

Las muestras de agua de todos los piezómetros donde no se ha detectado hidrocarburo en fase libre, presentan concentraciones de compuestos orgánicos. El valor promedio de estos valores supera el nivel de alerta fijado en el Protocolo de Estaciones de Servicio del ACA y las concentraciones detectadas corresponden mayoritariamente a la fracción DRO (cadenas largas), es decir Gasóleo.

Se detecta presencia de BTEX en todas las muestras analizadas, la suma total de las cuales supera el nivel de alerta definido en el Protocolo del ACA para la red interior.

Respecto a las concentraciones de aditivos, se detecta presencia de MTBE en todas las muestras, mientras que de ETBE sólo se detecta en tres de ellas.

Los análisis pueden verse en el Anexo A-1 "Informes de laboratorio".

3.1.2 Análisis de producto y espesor aparente

La fase hidrocarburo detectada sobre las aguas subterráneas del emplazamiento queda representada por la muestra del Pz-3 ya que todas presentan las mismas características y corresponde mayoritariamente a gasóleo, con una pequeña proporción de gasolina (12%). El producto analizado no presenta signos de hallarse en un estado de degradación es por ello que se realizan pruebas de estanquidad para poder radicar los posibles focos activos.

Se adjuntan los datos de mediciones piezométricas y de espesor de producto para todos los piezómetros existentes:

Piezómetro	Profundidad nivel agua , metros (m.b.n.r.)	Profundidad nivel fase libre, metros (m.b.n.r.)	Espesor de producto , cm
S1	8,883		
S2	3,661	3,652	0,9
S3	3,065	2,72	34,5
S4	5,694	5,686	0,8
S5	6,287		
S6	8,409	8,386	2,3
S7	5,663	5,526	13,7
S8	7,809		
S9			
S10	7,962		
Piezómetro	Profundidad nivel agua , metros (m.b.n.r.)	Profundidad nivel fase libre, metros (m.b.n.r.)	Espesor de producto , cm
S11	8,496		
S12			
S13			
S14			
S15			
S16			

m.b.n.r.=metros bajo el nivel de referencia; nivel de referencia: pista de la E.S.

Tabla 1: Mediciones Piezométricas Mayo 2010 (Ampliación de la caracterización del medio subterráneo)

El nivel freático se estima a una profundidad de 7,7 metros. Cabe destacar que, desde la instalación de los piezómetros en 2005, se detecta fase libre sobrenadante cada vez en mas dispositivos.

Los resultados pueden verse en el Anexo1 "Informes de laboratorio".

3.2 Balance de hidrocarburos en el subsuelo

A partir de los resultados analíticos obtenidos se revisa el balance de hidrocarburos en fase libre y disueltos en las aguas subterráneas.

3.2.1 Hidrocarburos en fase libre

Para el cálculo de la cantidad de hidrocarburo en fase libre presente en el subsuelo del emplazamiento, se consideran todos los piezómetros que presentan fase libre por ello se considera que existe una superficie de 430 m² con fase libre de hidrocarburo. Teniendo en cuenta la litología presente en la zona de fluctuación de la zona saturada se estima un espesor medio real de fase hidrocarburo de 0,052 m, resultando un volumen de 22,36 m³ de fase libre. La porosidad eficaz estimada para los materiales saturados es de entre 12-3%, tomándose

para el cálculo una porosidad media de 5% y un valor de densidad correspondiente a la fracción mayoritaria de hidrocarburos (gasóleo-0,86 kg/l), resultando una cantidad de fase hidrocarburo que se estima en unos 96,148 kg.

3.2.2 Hidrocarburos disueltos en las aguas subterráneas

Teniendo en cuenta que la zona del emplazamiento donde se pueden localizar aguas con hidrocarburos disueltos ocupa un área aproximada de 955 m² y que el espesor medio de agua afectada es de 1 metro, existen 955 m³ de suelo en el emplazamiento con aguas hidrocarbурadas.

La porosidad eficaz estimada para los materiales saturados es de 5%, con lo que se calcula un volumen de aguas afectadas por hidrocarburos de 47,75 m³.

La concentración másica media de TPH en la zona afectada se obtiene teniendo en cuenta que se toman valores próximos o por encima del límite de solubilidad de los gasóleos (3,5 mg/l) naturaleza del producto presente. Por ello, para el cálculo de la masa de hidrocarburos disueltos, se toma el valor de concentración másica media de 13,68 mg/l, resultando una cantidad aproximada de hidrocarburos disueltos en las aguas es de 6,5322 kg.

4 CONCLUSIONES

Como valoración general, del presente estudio se concluye que:

1.- Se ha detectado la presencia de fase libre de hidrocarburo en los piezómetros Pz-2, Pz-3, Pz-4, Pz-6 y Pz-7. En el plano horizontal de la E.S, estos puntos se sitúan en la zona donde se encuentran los depósitos de combustible.

El hidrocarburo detectado mayoritariamente es el gasóleo y la gasolina presenta una porción mas pequeña.

2.- En los piezómetros restantes, las concentraciones de hidrocarburos disueltos se encuentran por encima de los niveles de alerta fijado en el Protocolo de Estaciones de Servicio del ACA.

ANEXO 1
INFORMES DE LABORATORIO

Estos documentos no son proporcionados por la empresa por seguridad a nivel de manipulación de datos y confidencialidad de información.

ANEXO II ESPECIFICACIONES TÉCNICAS

ÍNDICE

1	DESCRIPCIÓN DETALLADA DE LAS INSTALACIONES	3
1.1	MÉTODO DE REMEDIACIÓN	3
1.2	INFRAESTRUCTURAS	3
1.3	EQUIPOS NECESARIOS PARA LA IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA	5
ANEXO 1	ESQUEMA DE DIAGRAMA DE PROCESO	8

1 DESCRIPCIÓN DETALLADA DE LAS INSTALACIONES

1.1 Método de remediación

Para la remediación de la Estación de Servicio, se instala un sistema de extracción multifase por vacío e infiltración, siendo las especificaciones técnicas de las infraestructuras y de los equipos necesarios para su implementación los que se describen en los siguientes apartados.

1.2 Infraestructuras

Piezómetros de extracción-infiltración

Se dispondrá de un total de 12 piezómetros de remediación, 3 de nueva ejecución (P17, P18 y P19) y 9 ya existentes (P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P10 y P11) Dichos piezómetros de nueva ejecución se realizan de acuerdo a la siguientes especificaciones:

- Perforación de 170 mm, a rotación con extracción de testigo continuo.
- Tubería piezométrica ciega DN100, marca PREUSSAG modelo SBF-K 100.
- Tubería piezométrica ranurada DN100, con un ranurado de 0,2 mm.
- Instalación de tapón roscado en la base de la tubería.
- Empaquetadura de arena silíceo (2 mm-6 mm.)
- Sellado del pozo con una capa de bentonita superior a 0,70 m de potencia y 0,30 m de mortero de cemento en superficie.
- Tramo de tubería ciega entre 0,0 y 1,00 metro de profundidad.
- Tramo de tubería ranurada entre 1,00 y 12,00 metros de profundidad.

La perforación se realiza en seco, siempre que el terreno lo permita; en el caso de tener que utilizar algún fluido para la perforación, éste es agua.

Se procede a la medición de COV a cada metro de la perforación, y los testigos se disponen en cajas porta-testigos. El testigo recuperado es fotografiado y se procede al levantamiento de la columna litológica y descripción de las características organolépticas.

Para evitar la contaminación cruzada durante la ejecución de los piezómetros se toman las siguientes medidas:

- Para la lubricación del varillaje de perforación se utilizan materiales que no puedan aportar contaminación al suelo perforado (polvo de grafito).
- En caso de precisarse agua para facilitar el avance de la perforación se intenta reducir ésta al máximo posible.
- Los equipos no se almacenan junto con los limpios en tanto los primeros no hayan sido descontaminados.
- El testigo nunca es depositado en contacto directo con el suelo, para ello se dispone de láminas de polietileno de baja densidad.

Para la ejecución de los sondeos se emplean las herramientas que se detallan a continuación:

- Batería de diámetro 170 mm y 1,5 m de longitud, para la extracción de testigo continuo.
- El fluido de perforación es agua en los casos en que sea necesaria. Siempre se procura la perforación en seco.
- El útil de corte es la cabeza de widia, en caso de atravesar horizontes extremadamente duros, como gravas y bolos o en algunos casos el hormigón, se utiliza la cabeza de concreción con inyección de diamantes.

La disposición de los nuevos piezómetros se detalla en el plano 02 "Dispositivos de control y Dispositivos de Líneas".

Línea de infiltración

Para la infiltración de agua se instalarán 7 líneas distribuidas en la zona de los depósitos de combustible.

Todas ellas, contarán con las siguientes especificaciones:

- Profundidad 0,50 metros.
- Longitud máxima de 8 metros.
- Empaquetadura de gravilla silícea.
- Tubería ranurada de PVC SBF-DN 50, ranurado 0,2 mm.
- Extremo final con tapón roscado.

Conducciones líneas de vacío-infiltración.

Con el objeto de disponer de un sistema de remediación flexible, que nos permita ir modificando la estrategia de funcionamiento a medida que avancen las labores de saneamiento y conseguir así la optimización del equipo de remediación, se instala una tubería de polietileno de alta densidad con diámetros de 1" y 2", a cada uno de los siguientes elementos:

- Piezómetros: (P2, P3,P4, P5, P6, P7, P8, P10, P11, P17, P18 y P19)

Cada una de estas tuberías llevan en su parte final una válvula reguladora de caudal y se pueden conectar tanto el equipo de vacío como al de infiltración.

Todas las conducciones van enterradas en zanja.

La distribución de las líneas se puede observar en el Plano 02 "Disposición de Control y Disposición de líneas".

Zanjas de alojamiento de conducciones.

Para el alojamiento de las conducciones se construyen aproximadamente 100 metros de zanjas que tienen las siguientes características:

- Profundidad mínima 0,4 m.
- Anchura 0,3 m.
- Asiento y relleno con arena limpia.
- Finalización con reposición de pavimento

La disposición de las líneas se detalla en el Plano nº 02 "Disposición de Control y Disposición de líneas"

Arquetas de registro.

En las cabezas de los piezómetros conectados a las líneas de vacío y a la red de infiltración, se instala una arqueta de registro, dotada de tapa metálica estanca apta para tráfico pesado.

Las arquetas tienen las siguientes características:

- Material: hormigón.
- Dimensiones: 0,50 x 0,50 x 0,50 m.
- Apertura lateral para conexiones.
- Construcción hormigón.
- Finalización con marco y tapa metálica estanca, resistente al tráfico pesado.

Para los piezómetros de las líneas de vacío e infiltración, se montan, en el interior de estas arquetas, todos los elementos necesarios para garantizar su conexión estanca a dichas líneas.

1.3 Equipos necesarios para la implementación del sistema

Los equipos necesarios para la instalación del sistema son los siguientes:

Equipo de extracción mediante vacío

Este equipo consta de los siguientes elementos:

- Bomba de vacío de anillo líquido con un caudal de 450 m³/h y accionamiento con motor eléctrico antideflagante intrínsecamente seguro.
- Calderín primario ,éste actúa como separador de vapores y líquidos extraídos y tiene una capacidad de almacenamiento de 1000 litros. Para su funcionamiento en régimen continuo automático dispone del siguiente interruptor de nivel:
 - Interruptor de nivel antideflagante SMMR que está programado con una posición de máximo (para el equipo en caso de que fallase la bomba de trasiego), otra posición de arranque de trasiego (que acciona la bomba de trasiego cuando la cantidad de líquido acumulado en el calderín alcance los 200 litros aproximadamente) y finalmente una tercera posición de parada de trasiego (para la bomba de trasiego cuando el calderín se encuentra prácticamente vacío).
- Calderín secundario líquido/vapor y silencioso. Éste separa la fase gaseosa del agua de sello.
- Tanque de agua de sello construido en polietileno con una capacidad de 1000 litros, éste dispone de los siguientes interruptores de nivel:
 - Nivel mecánico que posibilita mantener un nivel constante de agua almacenado.
 - Interruptor de nivel antideflagante SMMR que está programado con una posición de máximo (para el equipo en caso de que falle el nivel mecánico) y otra posición de mínimo (que para el equipo en caso de un corte del suministro de agua)
- Bomba de trasiego, accionada por un motor eléctrico antideflagante intrínsecamente seguro que mueve 200 L/min.
- Tubería de descarga de los vapores.
- Tubería de entrada de agua al depósito de agua de sello.

Equipo de infiltración

- Tanque mezclador de 1000 litros.
- Dosificador de surfactantes.

Sistema de tratamiento de aguas.

Para el tratamiento del el efluente líquido extraído, se utilizarán los siguientes equipos:

- Tanque decantador primario con una capacidad de 1.250 L.
- Separador de hidrocarburos efecto coalescente lamelar modelo SHCD de Aqua Ambient con un caudal de tratamiento de 3 l/s.
- Totalizador de volumen del efluente vertido.
- Interruptor de nivel antideflagante S.M.M.R. (instalado en el primer decantador y en el separador de hidrocarburos y parará el equipo en caso de sobrellenado del mismo).

Las aguas una vez tratadas son vertidas a la arqueta de las aguas pluviales y conjuntamente pasan al separador de hidrocarburos de la estación. Posteriormente pasan a cauce público.

Sistema de tratamiento de gases.

Los gases generados por la aplicación de vacío en los pozos de extracción son tratados mediante su filtración en dos módulos de carbón activo con una capacidad mínima de 200 kg.

Panel de control y cuadro eléctrico.

Para el control y conexionado de los equipos se dispone de un armario de mando metálico con protección IP 65, donde se instalan los arrancadores y protecciones de los motores, transformadores de tensión con sus protecciones y contadores.

La tensión en el circuito de potencia es de 380 v trifásica y 24 v CA para contadores.

Se instala una toma de tierra general, a la que irán conectados todos los elementos en tensión del equipo de remediación, así como todas las carcasas metálicas de los distintos elementos que integran el sistema de remediación (equipo de vacío módulos de tratamiento etc).

El interruptor general del armario es manual de corte en carga y los motores disponen de protección magneto térmica y diferencial.

Se instala un contador de Kw/h consumidos por el equipo de remediación.

El cuadro en su parte frontal va provisto de los siguientes indicadores y mandos:

- Indicador luminoso de tensión.
- Los motores disponen de un selector AUTO-PARO-MAN , led de marcha y led de avería.
- El compresor y la bomba de vacío disponen de un contador de horas de funcionamiento.
- La bomba de trasiego dispone de un contador de ciclos.
- Pulsador luminoso de puesta en marcha y paro de averías.
- Pulsador parada de emergencia.
- Termostato de ambiente.
- Alarmas luminosas:
 - Tanque de agua de sello: leds rojo y verde para los niveles de seguridad máximo y mínimo del agua almacenada en el tanque de agua de sello.
 - Bomba de vacío: leds rojo y verde para avería y marcha respectivamente.
 - Bomba de trasiego: leds rojo y verde para avería y marcha respectivamente.
 - Extractor: leds rojo y verde para avería y marcha respectivamente.
 - Separador primario: leds verde y amarillo para arranque y parada de la bomba de trasiego. Leds de nivel máximo, éste con un led verde y otro rojo para avería.

Instalación eléctrica.

Toda la instalación eléctrica se realiza de acuerdo a los siguientes reglamentos y ordenanzas:

- Reglamento Electrotécnico para Baja Tensión e Instrucciones Técnicas Complementarias (Decreto 842/2002, de 2 de agosto de 2002).

La previsión de cargas prevista es la siguiente:

- Bomba de vacío: 11 Kw.
- Bomba de trasiego: 4,0 Kw.

Carga total necesaria 19 Kw

Conductores.

Los conductores serán de las características necesarias a la zona donde vayan a ser instalados.

El cable instalado para el suministro de energía al cuadro eléctrico del equipo, es del tipo RMV 0,6/1 kV s/UNE 21-123, y esta formado por conductores de cobre con aislamiento de polietileno reticulado, armado con hilo de acero, con cubierta interior de estanqueidad bajo la armadura y cubierta, exterior

de PVC resistente a los hidrocarburos y no propagadora de la llama. Las terminaciones de estos cables en las cajas de bornas se hacen con prensaestopas o racores antideflagrantes.

La designación de los conductores esta de acuerdo con la norma UNE 21-089.

Contenedor

Todos los elementos van montados en el interior de un contenedor cerrado que cumple con las nuevas especificaciones técnicas de los módulos RASM y cuenta con los siguientes elementos:

- Aislamiento térmico.
- Rejillas de ventilación (2-3).
- Extractor antideflagrante y persiana de sobrepresión.
- Chimeneas anti-llama.
- Cierre de seguridad antivandalismo.
- Conexión efectiva a tierra.
- Extintor de CO2 y de polvo
- Sonda de temperatura

Señalización exterior de: prohibido el paso, uso obligatorio de guantes de seguridad, riesgo eléctrico, prohibido fumar, riesgos explosivos, sustancias peligrosas y teléfono de emergencia.

Para el control en continuo de la atmósfera en el interior del contenedor, se instala una centralita y un detector de gases calibrado para hidrocarburos, con un nivel de alarma en el 20 % LIE. En caso de que esta alarma se active, se paran automáticamente todos los equipos y se activa la ventilación forzada.

ANEXO 1
ESQUEMA DE DIAGRAMA DE PROCESO

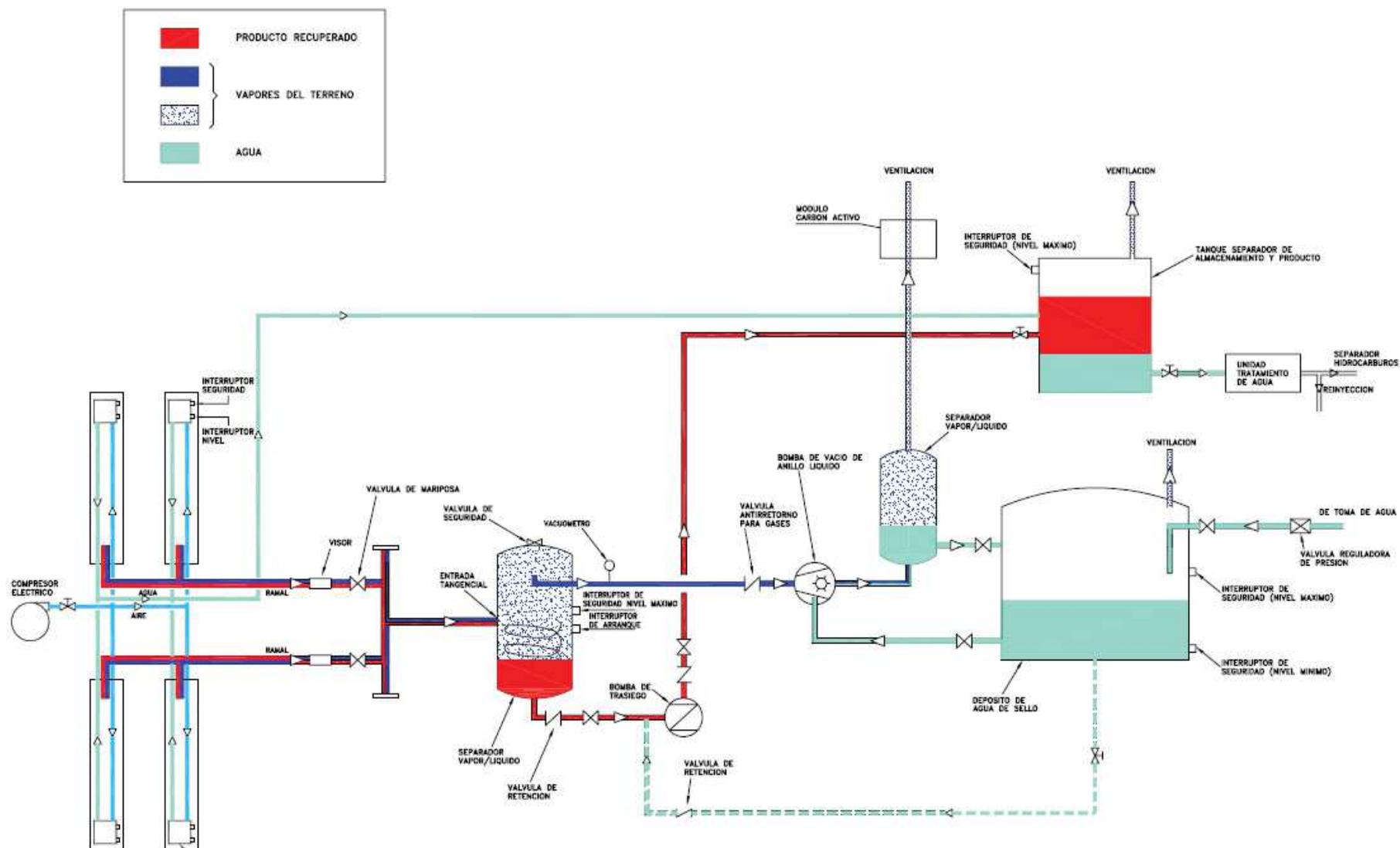


Figura 1: Plano del diagrama de proceso

ANEXO III PROCEDIMIENTO DE CONTROL

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN.....	3
2	DISPOSITIVO DE CONTROL	3
2.1	PUNTOS DE RIESGO	3
2.2	POZOS Y PIEZÓMETROS	3
3	ALCANCE Y METODOLOGÍA DE LOS CONTROLES.....	4
4	MÉTODOS ANALÍTICOS E INSTRUMENTACIÓN DE CONTROL.....	7
5	DOCUMENTACIÓN	7

1 INTRODUCCIÓN

El presente documento tiene por objeto describir de manera detallada las características de los distintos puntos de control así como definir los criterios empleados para evaluar el control del avance de la remediación a medida que se desarrollen las labores de saneamiento del subsuelo de la E.S. Nº XX situada en XXXXXX, en el municipio de Castellbisbal (Barcelona).

2 DISPOSITIVO DE CONTROL

2.1 Puntos de riesgo

Son los puntos a través de los cuales se puede producir la exposición de las personas a los contaminantes presentes en el subsuelo del emplazamiento. No se ha localizado ningún curso natural de agua próximo al A.S. Así mismo hacia el S-E, se localiza un hotel con restaurante.

2.2 Pozos y piezómetros

Dentro del dispositivo de control de las labores de remediación también se integran los piezómetros, presentes en la E.S..

En la E.S., la red de piezómetros de control estará formada por:

Piezómetros para delimitar pluma: Pz-20, Pz-21 y Pz-22 que son de nueva ejecución.

Piezómetros sistema de remediación: P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P10, P11, P17, P18 y P19.

Los piezómetros Pz-2, Pz-3, Pz-4, Pz-5, Pz-6, Pz-7, Pz-8, Pz-10 y Pz-11 ya han sido ejecutados durante las investigaciones previas. Los piezómetros del Pz-17 al Pz-19 son realizados durante la implantación del sistema de remediación. Las especificaciones técnicas de construcción de los piezómetros de nueva ejecución son:

- Perforación de 170 mm, a rotación con extracción de testigo continuo hasta 12 m de profundidad.
- Tubería piezométrica ciega DN100, marca PREUSSAG modelo SBF-K 100.
- Tubería piezométrica ranurada DN100, con un ranurado de 0,2 mm.
- Instalación de tapón roscado la base de la tubería.
- Empaquetadura de arena silíceo (2 mm-6 mm.)
- Sellado del pozo con una capa de bentonita superior a 0,70 m de potencia y 0,30 m de mortero de cemento en superficie.
- Tramo de tubería ciega entre 0,0 y 1,00 metro de profundidad.
- Tramo de tubería ranurada entre 1,00 y 12,00 metros de profundidad.
- Tapa de registro estanca y apta para tráfico pesado.

Las características de los piezómetros se detallan en la siguiente tabla. En los piezómetros existentes se indican las profundidades de construcción:

PIEZÓMETROS EXISTENTES				
Sondeo	Diámetro	Profundidad Piezómetro	T. Ciega	T. Ranurada
Pz-1	3"	9,20	1	8,20
Pz-2	3"	9	1	8
Pz-3	3"	10	1	9
Pz-4	3"	8	1	7
Pz-5	3"	8	1	7
Pz-6	3"	12	1	11
Pz-7	3"	10	1	9
Pz-8	4"	10,6	1	9,6
Pz-9	4"	9	1	8
Pz-10	4"	10	1	9
Pz-11	4"	11,5	1	10,5
Pz-12	4"	8	1	7
Pz-13	4"	9	1	8
Pz-14	4"	7	1	6
Pz-15	4"	9	1	8
Pz-16	4"	7	1	6
PIEZÓMETROS NUEVA EJECUCIÓN				
Sondeo	Diámetro	Profundidad Piezómetro (m)	T. Ciega (m)	T. Ranurada (m)
Pz-17	4"	12,00	1	11
Pz-18	4"	12,00	1	11
Pz-19	4"	12,00	1	11
Pz-20	4"	12,00	1	11
Pz-21	4"	12,00	1	11
Pz-22	4"	12,00	1	11

Tabla 1: Características constructivas de los piezómetros.

Finalmente, y según el protocolo del ACA para actuaciones de descontaminación de las aguas subterráneas en E.S., se tiene que establecer una red de control interior y otra exterior. A continuación se propone la red de control establecida para dicho emplazamiento:

- **Red interior:** Pz-4 y Pz-2
- **Red exterior:** Pz-8 y Pz-5

La ubicación de todos los elementos del dispositivo de control se refleja en el plano 02 "Dispositivos de Control y Dispositivos de Líneas".

3 ALCANCE Y METODOLOGÍA DE LOS CONTROLES

Una vez iniciados los trabajos de remediación, y durante el tiempo que duren éstos, se realizan diversos controles periódicos de todos los puntos de observación del dispositivo de control.

Para la realización de determinados controles se requiere parar el sistema de remediación, el tiempo de parada previo a la realización de los controles varía en función de los objetivos a conseguir (mediciones piezométricas, conos de depresión generados, etc). Cuando el motivo de control es la de calibración de los piezómetros, el sistema de remediación permanece parado un mínimo de 48 horas. Para poder evaluar el avance de la remediación se realizaran mediciones y/o muestreos periódicos, de estos puntos de control. La frecuencia y los parámetros a analizar, se recogen en la siguiente tabla:

Pto. Observación	N. Freático / Espesor Aparente Producto	Análisis de Aguas (Si no hay fase HC)	Análisis de Suelos	Medición de COV's (cabeza pozo)
Pz-2 (red interior)	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH, cadenas de carbonos)	No procede	Trimestralmente
Pz-3	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH)	No procede	Trimestralmente
Pz-4 (red interior)	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH, cadenas de carbonos)	No procede	Trimestralmente
Pz-5 (red exterior)	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH, cadenas de carbonos)	No procede	Trimestralmente
Pz-6	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH)	No procede	Trimestralmente
Pz-7	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH)	No procede	Trimestralmente
Pz-8 (red exterior)	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH, cadenas de carbonos)	No procede	Trimestralmente
Pz-10	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH)	No procede	Trimestralmente
Pz-11	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH)	No procede	Trimestralmente
Pz-17	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH)	No procede	Trimestralmente
Pz-18	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH)	No procede	Trimestralmente
Pz-19	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH)	No procede	Trimestralmente
Pz-20 (pluma)	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH, cadenas de carbonos)	No procede	Trimestralmente
Pz-21 (pluma)	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH, cadenas de carbonos)	No procede	Trimestralmente
Pz-22 (pluma)	Mensualmente	Trimestralmente (TPH, BTEX, MTBE, ETBE, PAH, cadenas de carbonos)	No procede	Trimestralmente

Tabla 2: Distribución periódica de los controles

Nota: Siguiendo el Protocolo de actuaciones de descontaminación de las aguas subterráneas en emplazamientos de Estaciones de Servicio se establece un control trimestral de las aguas de los puntos que conformen la red de seguimiento interior y exterior durante los 2 primeros años, tras el cual pasará a semestral durante los 2 siguientes.

Para los piezómetros de red interior, exterior y de delimitación de la pluma, además de las analíticas trimestrales, también se realizan las analíticas mencionadas en la tabla 2 una vez se reduzca en un 70% y 100% la contaminación

Las técnicas a emplear en el análisis de laboratorio según el parámetro a determinar y el tipo de muestra de que se trate, se recogen en la siguiente tabla:

Tipo muestra	Parámetro	Técnica(s)	Protocolo
Fase hidrocarburo	Fase HC (identificación, caracterización y estudio de biodegradación)	GC-FID/MS	N/E
Suelos (**) y Aguas	TPH (*)	GC-MS	EPA 8015B
Suelos (**) y Aguas	Hidrocarburos aromáticos	P-T/GC/MS	EPA 8260B
	Benceno		
	Tolueno		
	Etilbenceno		
Suelos(**) y Aguas	Xilenos		
Suelos(**) y Aguas	MTBE	P-T/GC/MS	EPA 8260B
Suelos(**) y Aguas	ETBE	P-T/GC/MS	EPA 8260B
Suelos(**) y Aguas	Hidrocarburos aromáticos polinucleares	GC-MS	N/E
	Antraceno Acenafteno Acenaftileno Benzo(a)antraceno Benzo(b)fluoranteno Benzo(k)fluoranteno Benzo(ghi)perileno Benzo(a)pireno Criseno Dibenzo(a,h)antraceno Fenantreno Fluoranteno Fluoreno Indeno(123-cd)pireno Naftaleno Pireno		

Tabla 3: Técnicas de laboratorio según el parámetro a determinar y el tipo de muestra que se trate.

Nota: N/E: no especificado

() No se dispone de esta información*

*(**) No procede*

4 MÉTODOS ANALÍTICOS E INSTRUMENTACIÓN DE CONTROL

Durante el desarrollo de los trabajos de remediación y para evaluar el avance y la eficacia de los mismos, se realizan controles analíticos de muestras tomadas en los distintos piezómetros de trabajo de remediación que requieren un dispositivo de control (ver tabla 2). En dichas muestras, se analizarán los parámetros sobre los que se hayan definido objetivos para el tratamiento.

En todo caso, los análisis realizados deben adoptar los siguientes criterios:

- Todas las determinaciones analíticas realizadas sobre muestras de agua y suelos se realizarán siguiendo los protocolos especificados en la tabla 3.
- Los límites de detección y la sensibilidad de los métodos analíticos deben ser compatibles con los objetivos prefijados, o en su caso, con los que se derivan del análisis cuantitativo de riesgos.

Adicionalmente, toda la instrumentación que se emplea para la realización de controles se ajusta a las siguientes especificaciones:

Instrumento	Rango mínimo	Precisión mínima	Modo de Calibración	Frecuencia de calibrado
Hidroniveles	0 – 50 m	± 0,5 cm	Verificación	Al inicio
Sondas de Interfase	0 – 30 m	± 1 mm	Verificación	Cada campaña
PID para COV's	10 – 2000 ppm	± 10 ppm	n-hexano	Cada campaña
Conductivímetro	50 – 20000 µS/cm	± 50 µS/cm	Solución Patrón	Cada campaña
pH-metro	0,5 – 13,5	± 0,1	Solución Patrón	Cada campaña
Oxímetro	0 – 200 %	± 2 %	Solución Patrón	Cada campaña

Tabla 4: Especificaciones para la instrumentación utilizada en los controles.

5 DOCUMENTACIÓN

Con el objetivo de mantener informado al cliente de la evolución de los trabajos de remediación, durante el desarrollo de los métodos activos (infiltración y vacío), se le remite por correo electrónico un reporte trimestral, tal y como se establece en el Protocolo del ACA, donde se recogen los siguientes resultados:

- Medidas piezométricas y en caso de existir fase libre, los espesores aparentes.
- Datos sobre el alcance de la contaminación de todos los puntos disponibles (medidas de COV's, resultados análisis).
- Fotocopia de los informes de laboratorio correspondiente a los análisis de suelos, aguas y fase hidrocarburo.

ANEXO IV PROCEDIMIENTO DE GESTION MA

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN.....	3
2	RESPONSABILIDADES	3
3	REFERENCIAS LEGALES	3
4	MEDIDAS PREVENTIVAS	5
4.1	IMPACTO POR RUIDO	5
4.2	IMPACTO POR OLORES	5
5	CONTROL DE EMISIONES Y VERTIDOS.....	5
5.1	EMISIONES GASEOSAS	5
5.2	VERTIDO.....	6
6	CUSTODIA Y GESTIÓN DE RESIDUOS	6

1 INTRODUCCIÓN

El presente documento tiene por objeto describir de manera detallada las medidas preventivas a adoptar para evitar impactos por ruidos y olores, definir los controles a realizar en los vertidos de efluentes, así como exponer los procedimientos de custodia y gestión de los residuos que se producen durante las labores de saneamiento del subsuelo de la E.S. XX, situada en el municipio de Castellbisbal (Barcelona).

2 RESPONSABILIDADES

El técnico de AG Ambiental designado para la supervisión de las labores de saneamiento del subsuelo de la E.S. es el responsable de asegurar el cumplimiento de lo establecido en el presente Plan de Gestión Ambiental, así como de llevar a cabo los mecanismos de seguimiento necesarios para asegurar una correcta supervisión del cumplimiento de las directrices establecidas en dicho Plan.

El responsable de cada contrata participante en la ejecución de las obras debe asegurar que los trabajos realizados bajo su responsabilidad se llevan a cabo de acuerdo a lo establecido en este documento.

3 REFERENCIAS LEGALES

Para la realización del presente Plan de Gestión Ambiental se toman como base las referencias legales recogidas en los siguientes apartados.

Referencias legales de carácter general

- Ley 3/98, de 27.2, de Intervención Integral de la Administración Ambiental
- Decreto 136/1999, de 18 de mayo, por el cual se aprueba el Reglamento general de desarrollo de la Ley 3/98, de 27 de febrero, y se adaptan sus anexos
- Corrección de errores al Decreto 136/1999
- Ley 1/99, de 30 de marzo, de modificación de la disposición final cuarta de la Ley 3/98.
- Resolución de 28 de noviembre de 2000, por la que se aprueba una ordenanza municipal tipo reguladora de la intervención administrativa de las actividades en el marco de la Ley 3/98.
- Corrección de errores en la Resolución 28/11/2000
- Ley 13/2001, de 13 de julio, de modificación de la Ley 3/1998.
- Ley 16/2001, de 13 de julio, de modificación de la Ley 3/1998.

Referencias legales sobre suelos

- R.D. 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
- Borrador de la aplicación del R.D. 9/2005 por parte de la Agencia de Residuos de Catalunya ARC)
- Ley 22/2011, de Residuos y Suelos contaminados

Referencias legales sobre residuos

- Ley 6/93, de 15.7, de Residuos
- Ley 10/98, de 21.4, de Residuos
- R.D. 833/88, de 20.7, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de la ley 20/86, de 14.5, Básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos

- R.D. 952/97, de 20.6, que modifica el Reglamento anterior e incorpora la Directiva 91/689, de 12.12, sobre Residuos Peligrosos e incluye la Lista Comunitaria de Residuos Peligrosos aprobada mediante la Decisión 94/904.
- Decreto 93/1999, de 6 de abril, sobre procedimientos de gestión de residuos
- Decreto 219/2001, de 1 de agosto, por el cual se deroga la disposición adicional tercera del Decreto 93/1999
- Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos
- Decreto 69/2009, por el que se establecen los criterios y los procedimientos de admisión de residuos en depósitos controlados

Referencias legales sobre emisiones atmosféricas

- Ley 38/72, de 22.12, de Protección del Ambiente Atmosférica
- Decreto 833/1975, de 6.2, de desarrollo de la ley, modificado por:
 - R.D. 547/79, de 20.2
 - R.D. 1616/85, de 1.8
 - R.D. 717/87, de 27.2
 - R.D. 1321/92, de 30.10 que modifica parcialmente el R.D. 1613/85
- Orden 18.10.76 de Prevención y Corrección de la Contaminación Atmosférica de origen industrial
- Ley 22/83, de 21.11, de Protección del ambiente Atmosférico
- Decreto 322/87, de 23.9, de desarrollo de la ley anterior
- Ley 7/89, de 5.6, de modificación de la Ley 22/83
- Ley 6/96, de 18.6, de modificación de la Ley 22/83
- Ley 16/2002, de 28 de julio, de protección contra la contaminación acústica
- Real Decreto 212/2002, de 22 de febrero, por el que se regulan las emisiones sonoras en el entorno debidas a determinadas máquinas de uso al aire libre

Referencias legales sobre aguas

- R.D. 1/2001 por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas
- R.D. 849/1986 por el que se aprueba el Reglamento del dominio Público Hidráulico
- R.D. 1315/1992, por el que se modifica el R.D. 849/1986
- R.D. 606/2003 por el que se modifica el R.D. 849/1986
- Decreto 130/2003, por el que se aprueba el Reglamento de los servicios públicos de saneamiento.
- R.D.1514/2009, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.
- Protocolo de la Agencia Catalana del Agua (ACA) para "Actuacions de descontaminació de les aigües subterrànies en estacions de Servei"
- 130/2003, "Reglament de serveis públics de sanejament"

Otras referencias legales

- R.D. 255/2003, de 28 de febrero, por el que se aprueba el Reglamento sobre clasificación, envasado y etiquetado de preparados peligrosos
- R.D. 363/1995, de 10 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento sobre notificación de sustancias nuevas y clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas
- R.D. 700/1998, de 24 de abril, por el que se modifica el Reglamento aprobado por R.D. 363/1995
- Ordenes de 13-IX-1995; 21-II-1997; 30-VI-1998; 11-IX-1998; OM 16-VII-1999; OM 5-X-2000; OM 5-IV-2001 Y O PRE/1624/2002 por las que se modifican los Anexos del R.D. 363/1995
- R.D. 507/2001, de 11 de mayo, por el que se modifica el Reglamento aprobado por el R.D. 363/1995
- R.D. 99/2003, de 24 de enero, por el que se modifica el Reglamento aprobado por R.D. 363/1995

4 MEDIDAS PREVENTIVAS

Con el objetivo de minimizar el impacto que pueda producir el equipo de remediación durante las labores de saneamiento, tanto en la E.S. como en su entorno, se toman las medidas preventivas expuestas en los siguientes apartados.

4.1 Impacto por ruido

Dado que el equipo de remediación empleado en las labores correctoras del subsuelo de la Estación de Servicio será un MPE (equipo de extracción multifase por vacío), las fuentes de ruido son:

- Bomba de vacío
- Bomba de trasiego
- El extractor

Para minimizar el ruido originado por las bombas de vacío y de trasiego durante su funcionamiento, se procede a aislar acústicamente el contenedor donde van instaladas con paneles de sándwich de lana de vidrio.

Para minimizar el ruido producido por el extractor de ventilación forzada del contenedor, donde irá instalado el equipo, se procede a aislar el contenedor térmicamente con paneles de sándwich de lana de vidrio para reducir el tiempo de funcionamiento de dicho extractor. Adicionalmente, se mantienen correctamente cerrados todos los elementos que contengan hidrocarburos con el fin de minimizar el tiempo de funcionamiento del extractor debido a la presencia de vapores orgánicos.

4.2 Impacto por olores

Dado que el equipo de remediación que se emplea en el saneamiento del subsuelo de la E.S. de referencia es un equipo de extracción multifase por vacío, las posibles fuentes de olores por hidrocarburos son:

- Los elementos de acumulación de fase hidrocarburo y/o aguas hidrocarburadas.
- Los gases extraídos por el equipo de remediación.

Para minimizar los olores procedentes de la acumulación de hidrocarburos líquidos/aguas hidrocarburadas, todos los tanques de decantación, acumulación y el separador de hidrocarburos permanecen siempre perfectamente tapados. Asimismo, cuando la fase hidrocarburo acumulada en los tanques supera los 80 centímetros de espesor, se procede a su vaciado y limpieza por un gestor autorizado.

Para minimizar los olores procedentes de los gases extraídos por el equipo de remediación, éstos se pasan por el módulo de tratamiento de carbón activo antes de ser liberados a la atmósfera.

5 CONTROL DE EMISIONES Y VERTIDOS

El control tanto de las emisiones gaseosas como de los efluentes vertidos durante el funcionamiento del sistema de remediación es realizado según se indica en los siguientes apartados.

5.1 Emisiones gaseosas

El equipo empleado para la remediación del subsuelo de la E.S. es de extracción multifase por vacío. Las emisiones gaseosas de dicho equipo proceden del módulo de tratamiento de gases. Para controlar los criterios de calidad de estas emisiones gaseosas, se mide con un PID cada mes la concentración de COVs a la salida del módulo de tratamiento y trimestralmente se procede a realizar

un muestreo y posterior análisis en laboratorio de los hidrocarburos volátiles de los gases de salida de dicho módulo.

5.2 Vertido

El vertido final del módulo de remediación procede del separador de hidrocarburos.

El separador de hidrocarburos montado en el módulo de remediación es con efecto coalescente lamelar modelo SHCD de Aqua Ambient. Para comprobar los criterios de calidad del vertido, se realizan trimestralmente, un muestreo y análisis en laboratorio del efluente a la salida del separador de hidrocarburos. Con periodicidad mensual, se lleva un registro de comprobación de las características organolépticas del efluente de salida.

6 CUSTODIA Y GESTIÓN DE RESIDUOS

Durante el desarrollo de los trabajos de remediación de la E.S., se generan como residuos el hidrocarburo recuperado del subsuelo, aguas hidrocarbonadas y carbón activo saturado (procedente del módulo de tratamiento de gases).

En caso de aparición de suelos afectados por hidrocarburos en el transcurso de las obras de instalación del sistema, se procede a su caracterización para su adecuada gestión como residuo.

Los residuos líquidos, se dejan contenidos en tanques de polietileno (o en la cámara del separador de hidrocarburos) que permanecen siempre correctamente tapados y en una zona perfectamente vallada, señalizada y de acceso restringido.

El carbón activo se deja en un bidón de polietileno perfectamente cerrado y en una zona perfectamente vallada, señalizada y de acceso restringido.

Cuando la cantidad de hidrocarburo/aguas hidrocarbonadas almacenadas representen aproximadamente el 50% de la capacidad total de almacenaje (800 litros aproximadamente), se procede a realizar la correcta gestión de los mismos. Para ello se contratan los servicios de un gestor autorizado y se supervisa mediante la documentación acreditativa reglamentaria, que el residuo es correctamente transportado a una planta de tratamiento adecuada a las características del mismo.

Cuando el carbón activo empleado en el módulo de tratamiento del efluente gaseoso presenta una alta saturación de hidrocarburos (detectada mediante la medición de la concentración de COVs a la entrada y a la salida dicho módulo), se procede a realizar la correcta gestión del mismo. Para ello se contratan los servicios de un gestor autorizado y se supervisa mediante la documentación acreditativa reglamentaria, que el residuo sólido es correctamente transportado a una planta de tratamiento adecuada a las características del mismo.

El periodo de almacenamiento de los residuos generados nunca puede ser superior a los 6 meses.

ANEXO V ESTUDIO BASICO DE SEGURIDAD Y SALUD

INDICE

1.	OBRA	4
1.1.	OBJETO	4
1.2.	IDENTIFICACIÓN DE LA OBRA	4
1.2.1.	NOMBRE Y TIPO DE OBRA	4
1.2.2.	SITUACIÓN DE LA OBRA	4
1.2.3.	IDENTIFICACIÓN DEL PROMOTOR	4
1.2.4.	IDENTIFICACIÓN DEL CONSTRUCTOR	4
1.2.5.	IDENTIFICACIÓN DEL AUTOR DEL PROYECTO DE OBRA	4
1.2.6.	IDENTIFICACIÓN DEL COORDINADOR EN MATERIAL DE SEGURIDAD Y SALUD DURANTE LA ELABORACIÓN DEL PROYECTO DE OBRA	5
1.2.7.	IDENTIFICACIÓN DEL AUTOR DEL ESTUDIO BÁSICO DE SEGURIDAD Y SALUD	5
1.2.8.	IDENTIFICACIÓN DEL COORDINADOR EN MATERIAL DE SEGURIDAD Y SALUD DURANTE LA EJECUCIÓN DE LA OBRA	5
1.2.9.	DATOS ECONÓMICOS DE LA OBRA	5
1.2.10.	FECHA PREVISTA PARA EL COMIENZO DE LA OBRA	5
1.2.11.	DURACIÓN PREVISTA DE LOS TRABAJOS EN LA OBRA	5
1.2.12.	NÚMERO ESTIMADO DE TRABAJADORES EN LA OBRA	5
1.2.13.	NÚMERO PREVISTO DE CONTRATISTAS, SUBCONTRATISTAS Y TRABAJADORES AUTÓNOMOS EN LA OBRA	6
1.2.14.	JUSTIFICACIÓN DEL ESTUDIO BÁSICO DE SEGURIDAD Y SALUD	6
1.3.	CARACTERÍSTICAS DE LA OBRA	6
1.3.1.	CONDICIONES DEL ENTORNO DONDE SE VA A REALIZAR LA OBRA	6
1.3.2.	MODIFICACIONES DEL ENTORNO ADAPTADO A LA EJECUCIÓN DE OBRA	7
1.3.3.	PLAN DE EJECUCIÓN	8
2.	PREVENCIÓN	12
2.1.	RELACIÓN DE RIESGOS, EQUIPOS DE PROTECCIÓN INDIVIDUAL Y PROTECCIONES COLECTIVAS	12
2.1.1.	RELACIÓN DE RIESGOS	12
2.1.2.	RELACIÓN DE EQUIPOS DE PROTECCIÓN INDIVIDUAL	13
2.1.3.	RELACIÓN DE PROTECCIONES COLECTIVAS Y SEÑALIZACIÓN	14
2.2.	ACTIVIDAD EN LA ESTACION DE SERVICIO: RIESGOS, PROTECCIONES TÉCNICAS Y MEDIDAS PREVENTIVAS	16
2.3.	EL ENTORNO Y LA IMPLANTACIÓN: RIESGOS, PROTECCIONES TÉCNICAS Y MEDIDAS PREVENTIVAS	17
2.4.	UNIDADES CONSTRUCTIVAS: RIESGOS, PROTECCIONES TÉCNICAS Y MEDIDAS PREVENTIVAS	23
2.5.	MAQUINARIA, MEDIOS AUXILIARES: RIESGOS, PROTECCIONES TÉCNICAS Y MEDIDAS PREVENTIVAS	33
2.6.	TRABAJOS DE RIESGO ESPECIAL	40
2.6.1.	TRABAJOS EN CALIENTE	40
2.6.2.	TRABAJOS BAJO TENSIÓN	43
2.7.	FICHAS DE SEGURIDAD DE PRODUCTO	45
2.8.	FORMACIÓN A LOS TRABAJADORES	91
2.9.	INFORMACIÓN A LOS TRABAJADORES	91
2.10.	VIGILANCIA DE LA SALUD	91
2.11.	MEDIDAS DE EMERGENCIA	92
3.	RECURSOS PREVENTIVOS. IMPLANTACIÓN DE LA PREVENCIÓN. 100	
3.1.	GESTIÓN DE LA PREVENCIÓN DE RIESGOS LABORALES	100
3.2.	CUMPLIMIENTO CON NORMATIVA	100
3.3.	RECURSOS PREVENTIVOS	100

ANEXOS	102
ANEXO I: GLOSARIO.....	103
ANEXO II: PERMISOS DE TRABAJO	106
ANEXO III: DOCUMENTACIÓN DE SEGURIDAD ANTES Y DURANTE LA REALIZACIÓN DE LA SUBACTIVIDAD	107
ANEXO IV: ACCIONES A SEGUIR EN CASO DE ACCIDENTE LABORAL	109
ANEXO V: INSPECCIONES DE SEGURIDAD.....	110
ANEXO VI: METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS.....	114

1. OBRA

1.1. OBJETO

Se redacta el presente Estudio Básico de Seguridad y Salud con objeto de:

- Informar a los trabajadores de las medidas a adoptar en casos de emergencia, los posibles riesgos laborales, así como de las acciones preventivas necesarias para evitarlos o reducirlos a un nivel aceptable.
- Definir la implantación en obra de una gestión preventiva eficaz.
- Definir un nivel de seguridad para el proceso constructivo elegido que permita, mediante la correcta actuación de los intervinientes en la obra, salvaguardar la seguridad y salud de los trabajadores

1.2. IDENTIFICACIÓN DE LA OBRA

1.2.1. Nombre y tipo de obra

Se trata de los trabajos de Remediación del subsuelo para la E.S. XXX que se localiza en XXXX, en el término municipal de Castellbisbal (Barcelona).

La secuencia de los trabajos es la siguiente:

- Ejecución de red de piezómetros
- Ejecución de puntos de certificación
- Ejecución de líneas de infiltración
- Conducciones líneas de vacío-infiltración
- Ejecución de zanjas
- Instalación de arquetas de registro
- Toma de muestras
- Descarga de equipo
- Conexión eléctrica del equipo

1.2.2. Situación de la obra

Estación de Servicio XXX
XXXXXXXXXXXX
Castellbisbal
Barcelona

1.2.3. Identificación del promotor

Nombre: Galp Energía
Dirección:
Municipio: C.P.:
NIF:

1.2.4. Identificación del constructor

Empresa: AG Ambiental
Dirección: C/ Isla del Hierro, 7 1º
Municipio: San Sebastián de los Reyes C.P.: 28700
NIF: B-82375726

1.2.5. Identificación del autor del proyecto de obra

Nombre: Inmaculada Morera Blanch Titulación: Geólogo
Empresa: AG Ambiental
Dirección: C/ Isla del Hierro, 7 1º

Municipio San Sebastián de los Reyes
NIF: B-82566498

C.P.: 28700

1.2.6. Identificación del coordinador en material de seguridad y salud durante la elaboración del proyecto de obra

Empresa: BUROTEC
Dirección: Avenida de Cardenal Herrera Oria, 326
Municipio: Madrid C.P.: 28035
NIF: B-82566498

1.2.7. Identificación del autor del Estudio Básico de Seguridad y Salud

Nombre: Javier Garzón Ponce de León Titulación: Técnico Superior en PRL
Empresa: AG AMBIENTAL
Dirección: Calle Isla de Hierro, 7 1ª planta 28700
Municipio: San Sebastián de los Reyes (Madrid) C.P.: 28700
NIF: B-82375726

1.2.8. Identificación del Coordinador en material de Seguridad y Salud durante la ejecución de la obra

Empresa: BUROTEC
Dirección: Avenida de Cardenal Herrera Oria, 326
Municipio: Madrid C.P.: 28035
NIF: B-82566498

1.2.9. Datos económicos de la obra

No aplica.

1.2.10. Fecha prevista para el comienzo de la obra

La ejecución de los trabajos está prevista para el segundo semestre del 2010.

1.2.11. Duración prevista de los trabajos en la obra

La ejecución de los trabajos tendrá una duración estimada de 68 semanas.

1.2.12. Número estimado de trabajadores en la obra

El número máximo de trabajadores previsto en el área de trabajo depende de la fase en realización y para alguno de los trabajos el trabajador tiene una presencia puntual en la obra.

Trabajos de campo:

- 1 técnico (contratista principal) controla el proceso durante toda la obra
- 1 maquinista, realiza el trabajo de ejecución de sondeos geotécnicos y 1 peón realiza las labores de asistencia e instalación de tubería piezométrica (empresa subcontratista)
- 1 maquinista, realiza el trabajo de ejecución de la zanja y 2 peones realizan las labores manuales (empresa subcontratista)
- Las labores de descarga del equipo de remediación son realizadas por una empresa transportista

Seguimiento de la remediación:

- 1 técnico (contratista principal) realiza el seguimiento de las labores de remediación

1.2.13. Número previsto de contratistas, subcontratistas y trabajadores autónomos en la obra

Contratista principal

Empresa: AG Ambiental

Dirección: C/ Isla del Hierro, 7 1º

Municipio: San Sebastián de los Reyes

C.P.: 28700

NIF: B-82375726

Los subcontratistas no se conocen a la hora de realizar este Estudio Básico de Seguridad y Salud.

1.2.14. Justificación del Estudio Básico de Seguridad y Salud

Se elabora un EBSS y no un ESS en los proyectos de obras en que se den alguno de los supuestos siguientes:

- Que el presupuesto de ejecución por contrata (PEC) incluido en el proyecto sea inferior a 450.759,08 euros (75 millones de pesetas).
- Que la duración estimada sea inferior a treinta días laborales, no empleándose en ningún momento a más de 20 trabajadores simultáneamente.
- Que el volumen de mano de obra estimada, entendiéndose por tal la suma de los días de trabajo del total de los trabajadores en la obra, sea inferior a 500
- Que la obra no sea de túneles, galerías, conducciones subterráneas o presas

Durante la realización de los trabajos:

- PEC= 98773,29 euros < 450.759,08 euros
- Se emplearán simultáneamente como máximo a 7 trabajadores <20
- < 500 jornales

1.3. CARACTERÍSTICAS DE LA OBRA

1.3.1. Condiciones del entorno donde se va a realizar la obra

- Características del terreno

La zona donde se realizan los trabajos, dentro de la estación, se encuentra totalmente hormigonada. Las dimensiones de la zanja, con una anchura y profundidad menor a un metro, no precisarán la necesidad de taludes.

- Suministro de energía, agua y disponibilidad de saneamiento

En función de la localización de los sondeos y las zanjas, que puedan provocar la cercanía con parte de las instalaciones, se tienen que considerar los posibles riesgos y sus correspondientes acciones preventivas, que se detallan en el punto 2.2. (entorno y trabajos previos).

- Estudio climático

Los trabajos se desarrollan al aire libre de modo que la climatología condiciona el desarrollo de los trabajos. Las acciones correctivas se detallan en el punto 2.3.

- Tráfico rodado, acceso de vehículos, peatones

Los trabajos afectan a toda la superficie de la estación de servicio, antes de iniciar cada uno de los sondeos o la apertura de una zanja, es acondicionada una zona de trabajo mediante vallado, impidiendo por tanto el acceso a vehículos como a personal ajeno a los trabajos. La zona de trabajo puede modificar las zonas de acceso a los vehículos a la zona de repostaje, lo que supone una interrupción del servicio en el punto afectado.

El acceso a la estación presentar señalización de obra con el fin de advertir a vehículos y transeúntes, la presencia de actividad dentro de la estación.

- Posibles Interferencias con elementos y/o instalaciones urbanas existentes en la Zona de Obra

Previamente a la ejecución de los trabajos se debe de disponer de los planos con los trazados de las instalaciones (red de saneamiento, abastecimiento de agua, electricidad, gas, telefonía, etc.) localizadas en la estación de servicio.

- Actuaciones en instalaciones abiertas al público mientras se ejecute la Obra

Durante la realización de los trabajos se debe dar información, tanto a los trabajadores de la obra como al resto de personal de la estación de:

- Prohibición de acceso a la zona de la trabajo
- Señalización
- Horarios
- Ruidos

1.3.2. Modificaciones del entorno adaptado a la ejecución de obra

1.3.2.1 Accesos a la obra

Dado que los trabajos afectan a toda la superficie de la estación de servicio, antes de iniciar cada uno de los sondeos o la apertura de una zanja, es acondicionada una zona de trabajo mediante vallado, de modo que se altere en la menor medida las labores de servicio de la E.S..

1.3.2.2 Accesos al puesto de trabajo y vías o zonas de desplazamiento o circulación

Por el escaso número de trabajadores previsto se puede afrontar este apartado con las siguientes medidas preventivas:

- Orden y limpieza en la obra.
- Orden en los materiales acopiados
- No trabajar en zonas bajo la vertical donde se realizan otros trabajos.

El supervisor de seguridad indica a cada trabajador cual es su puesto de trabajo, así como los accesos y zonas de circulación que debe utilizar dentro de la obra. El puesto de trabajo reúne las condiciones físicas y ambientales mínimas que permitan desarrollar el trabajo en condiciones de seguridad e higiene.

1.3.2.3 Delimitación y acondicionamiento de las zonas de almacenamiento y depósitos de los distintos materiales

Se acondiciona una zona de almacenamiento del material, que no obstaculice el desarrollo de los trabajos ni el servicio de la estación.

Las zonas de almacenamiento deben cumplir con las siguientes condiciones:

- Su acceso debe ser seguro y libre de obstáculos
- Están señalizados
- Los materiales deben de estar colocados o apilados de forma segura
- Los sistemas de descarga, acopio y traslado de materiales deben de ser seguros
- Debe de haber una iluminación adecuada
- Los acopios de materiales deben situarse lejos de cualquier instalación eléctrica
- No se deben utilizar fuentes de calor en la proximidad de acopios

1.3.2.4 Almacenamiento y evacuación de residuos o escombros

Los escombros propios de la obra, son depositados en un contenedor de obra que se sitúa dentro de la estación.

1.3.2.5 Interacciones e incompatibilidades con cualquier otro tipo de trabajo o actividad que se dé en la obra o cerca del lugar de la obra.

Los trabajos de obra civil se realizan dentro de zonas valladas, tratando de afectar a las actividades propias de la estación de servicio en el menor grado posible.

Durante las labores de seguimiento de la remediación, el módulo de tratamiento instalado consta de un contenedor cerrado por medio de candado (o sistema similar) para evitar el acceso al mismo de personal ajeno a los trabajos.

1.3.3. Plan de ejecución

1.3.3.1 Actividades a realizar

Las operaciones a realizar en estas actuaciones se pueden desglosar de la siguiente manera:

- Vallado perimetral
- Red de piezómetros
- Puntos de certificación
- Líneas de infiltración
- Conducciones líneas de vacío-infiltración
- Ejecución de zanjas
- Arquetas de registro
- Toma de muestras
- Descarga de equipo
- Conexión eléctrica del equipo

Como medida de seguridad en aquellos casos en los cuales se considere necesario (producto libre presente, cantidades, movilidad, etc.) se instala un sistema de detección de atmósfera explosiva con capacidad de interrumpir el suministro eléctrico a la instalación en caso de superarse el nivel de seguridad del LIE (límite inferior de explosividad), establecido en el 20%.

1.3.3.2 Plan de ejecución de la obra

Vallado perimetral

Se procede a delimitar el área de trabajo por medio de un vallado perimetral que acondicione la zona donde se realiza la totalidad de los trabajos, con dimensiones suficientes para incluir, la maquinaria, zona o zonas y acopio, contenedor de escombros y puntos de almacenaje.

Red de piezómetros

Se dispone de un total de 12 piezómetros, incluyendo 9 piezómetros ya existentes y 3 de nueva ejecución (S17 a S19).de acuerdo con las siguientes especificaciones:

- Perforación mediante rotación con extracción de testigo continuo hasta 12 m de profundidad.
- Diámetro del sondeo 170 mm.
- Tubería piezométrica ciega DN100, marca PREUSSAG, modelo SBF-K 100.
- Tubería piezométrica ranurada DN 100, con un ranurado de 0,2 mm.
- Instalación de tapón roscado la base de la tubería.
- Empaquetadura de arena silíceo (2 mm-6 mm.)
- Sellado del pozo con una capa de bentonita de de 0,70 m a profundidad de 1m.
- Tramo de tubería ciega entre 0,0 y 1,0 metro de profundidad y tramo ranurado entre 1,0 y 12,0 metros de profundidad.

Puntos de certificación de suelos

Para la certificación final de la calidad de los suelos, se dejan instalados 2 emboquillados con una tubería de PVC con un diámetro de 170 mm.

Conducciones líneas de vacío-infiltración

Con el objeto de disponer de un sistema de remediación flexible, que nos permita ir modificando la estrategia de funcionamiento a medida que avancen las labores de saneamiento y conseguir así la optimización del equipo de remediación, se instala una tubería de polietileno de presión (PN 8) de 32 mm de diámetro.

Cada una de estas tuberías lleva en su parte final una válvula reguladora de caudal y pueden conectarse tanto el equipo de vacío como al de infiltración.

Todas las conducciones van enterradas en zanja.

Ejecución de zanjas

Para el alojamiento de las conducciones se construyen aproximadamente 100 metros de zanjas que tendrán las siguientes características:

- Profundidad mínima 0,4 m.
- Anchura 0,3 m.
- Asiento y relleno con arena limpia.
- Finalización con reposición de pavimento.

Arquetas de registro.

En las cabezas de los piezómetros conectados a las líneas de vacío y a la red de infiltración, se instala una arqueta de registro, dotada de tapa apta para tráfico pesado.

Las arquetas tienen las siguientes características:

- Material: hormigón.
- Dimensiones: 0,50 x 0,50 x 0,50 m.
- Apertura lateral para conexiones.
- Construcción hormigón.
- Finalización con marco y tapa metálica estanca, resistente al tráfico pesado.

Para los piezómetros de las líneas de vacío e infiltración se montan, en el interior de estas arquetas, todos los elementos necesarios para garantizar su conexión estanca a dichas líneas.

Toma de muestras

Para la determinación del grado de afección de los terrenos se toma una muestra de suelo en cada uno de los sondeos realizados, para su análisis en laboratorio.

En el caso de detectar agua, se debe proceder a la toma de una muestra para cada uno de los piezómetros, operación de que se realiza del mismo modo, durante las labores de seguimiento para poder realizar una evaluación de las concentraciones detectadas en el subsuelo.

Descarga de equipo

Los equipos necesarios para la instalación del sistema son los siguientes:

Equipo de extracción mediante vacío

Este equipo consta de los siguientes elementos:

- Bomba de vacío de anillo líquido con un caudal de 450 m³/h y accionamiento con motor eléctrico antideflagrante intrínsecamente seguro.
- Calderín primario, actúa como separador de vapores y líquidos extraídos. Este calderín

tendrá una capacidad de almacenamiento de 1.000 l y para su funcionamiento en régimen automático dispondrá del siguiente interruptor de nivel:

- interruptor de nivel antideflagrante S.M.M.R. que está programado con una posición de máximo (pararía el equipo en caso de que fallase la bomba de trasiego), otra posición de arranque de trasiego (que accionará la bomba de trasiego cuando la cantidad de líquido acumulado en el calderín alcance los 200 l aproximadamente) y finalmente una tercera posición de parada de trasiego (parará la bomba de trasiego cuando el calderín se encuentre prácticamente vacío).
- Calderín secundario líquido/vapor y silencioso. Este separa la fase gaseosa del agua de sello.
- Tanque de agua de sello construido en polietileno con una capacidad de 1.000 litros, éste dispone de los siguientes interruptores de nivel:
 - nivel mecánico que posibilita mantener un nivel constante de agua almacenado,
 - interruptor de nivel antideflagrante S.M.M.R. que está configurado con una posición de máximo (pararía el equipo en caso de que fallase el nivel mecánico), y otra posición de mínimo (que pararía el equipo en caso de un corte del suministro de agua).
- Bomba de trasiego con un caudal de 200 l/min, accionada por un motor eléctrico antideflagrante intrínsecamente seguro.
- Tubería de descarga de los vapores.
- Tubería de entrada de agua al depósito de agua de sello.

Equipo de infiltración

- Tanque mezclador de 1000 litros.
- Dosificador de surfactantes.

Sistema de tratamiento de aguas

Para el tratamiento del efluente líquido extraído, se utilizan los siguientes equipos:

- Tanque decantador primario con una capacidad de 1.250 L.
- Separador de hidrocarburos efecto coalescente lamelar modelo SHCD de Aqua Ambient con un caudal de tratamiento de 3 l/s.
- Totalizador de volumen del efluente vertido.
- Interruptor de nivel antideflagrante S.M.M.R. (instalado en el primer decantador y en el separador de hidrocarburos y pararía el equipo en caso de sobrellenado del mismo).

Las aguas una vez tratadas serán vertidas a la red de aguas de la Estación de Servicio para ir a parar al separador de hidrocarburos de la estación. Posteriormente pasan a cauce público.

Sistema de tratamiento de gases.

Los gases generados por la aplicación de vacío en los pozos de extracción son tratados mediante su filtración en un módulo de carbón activo con una capacidad mínima de 200 kg.

Contenedor

Todos los elementos van montados en el interior de un contenedor cerrado que cumple con las nuevas especificaciones técnicas de los módulos RASM y cuenta con los siguientes elementos:

- Aislamiento térmico.
- Rejillas de ventilación (2-3).
- Extractor antideflagrante y persiana de sobrepresión.

- Chimeneas anti-llama.
- Cierre de seguridad antivandalismo.
- Conexión efectiva a tierra.
- Extintor de CO2 y de polvo
- Sonda de temperatura

Señalización exterior de: prohibido el paso, uso obligatorio de guantes de seguridad, riesgo eléctrico, prohibido fumar, riesgos explosivos, sustancias peligrosas y teléfono de emergencia.

Para el control en continuo de la atmósfera en el interior del contenedor, se instala una centralita y un detector de gases calibrado para hidrocarburos, con un nivel de alarma en el 20% LIE. En caso de que esta alarma se active, se paran automáticamente todos los equipos y se activa la ventilación forzada.

Conexión eléctrica del equipo

Para el control y conexionado de los equipos este dispone de un armario de mando metálico con protección IP 65, donde se instalan los arrancadores y protecciones de los motores, transformadores de tensión con sus protecciones y contadores.

La tensión en el circuito de potencia es de 380 v trifásica y 24 v CA para contadores.

Se instala una toma de tierra general, a la que van conectados todos los elementos en tensión del equipo de remediación, así como todas las carcasas metálicas de los distintos elementos que integran el sistema de remediación (equipo de vacío, módulos de tratamiento, etc).

El interruptor general del armario es manual de corte en carga y los motores disponen de protección magneto térmica y diferencial.

Se instala un contador de Kw/h consumidos por el equipo de remediación.

El cuadro en su parte frontal, debe ir provisto de los siguientes indicadores y mandos:

- Indicador luminoso de tensión.
- Los motores disponen de un selector AUTO-PARO-MAN, led de marcha y led de avería.
- El compresor y la bomba de vacío disponen de un contador de horas de funcionamiento.
- La bomba de trasiego dispone de un contador de ciclos.
- Pulsador luminoso de puesta en marcha y paro de la instalación.
- Pulsador de RESET de los leds rojos de averías.
- Pulsador parada de emergencia.
- Alarmas luminosas:
 - Bomba de vacío: Leds rojo y verde para avería y marcha respectivamente.
 - Bomba de trasiego: Leds rojo y verde para avería y marcha respectivamente.
 - Extractor: Leds rojo y verde para avería y marcha respectivamente.
 - Separador primario: leds verde y amarillo para arranque y parada de la bomba de trasiego. Leds de nivel máximo, este con un led verde y otro rojo para avería.
- Termostato de ambiente.
- Tanque de agua de sello: leds rojo y verde para los niveles de seguridad máximo y mínimo del agua almacenado en el tanque de agua de sello.

Instalación eléctrica.

Toda la instalación eléctrica se realiza de acuerdo a los siguientes reglamentos y ordenanzas:

- Reglamento Electrotécnico para Baja Tensión e Instrucciones Técnicas Complementarias (Decreto 842/2002, de 2 de agosto de 2002).

La previsión de cargas prevista es la siguiente, siendo la carga total necesaria 19 Kw:

- Bomba de vacío: 11 Kw.
- Bomba de trasiego: 4,0 Kw.

2. PREVENCIÓN

Las acciones preventivas tienen como objetivo minimizar los riesgos para poder realizar el trabajo de forma segura. Se han clasificado de la siguiente manera:

ACCIONES PREVENTIVAS	PROTECCIONES TÉCNICAS	PROTECCIONES COLECTIVAS
		PROTECCIONES INDIVIDUALES
	MEDIDAS PREVENTIVAS	

Las acciones preventivas: protecciones técnicas y medidas preventivas, se aplican a todos los distintos riesgos que se detecten en los siguientes apartados:

- Actividad en la Estación de Servicio
- El entorno y la Implantación
- Unidades Constructivas
- Maquinaria Utilizada y Medios Auxiliares
- Trabajos de riesgo especial (Espacios Confinados, Trabajos en Altura, Trabajos en Caliente, Trabajos Bajo Tensión y Excavaciones)

2.1. RELACIÓN DE RIESGOS, EQUIPOS DE PROTECCIÓN INDIVIDUAL Y PROTECCIONES COLECTIVAS

2.1.1. Relación de Riesgos

A continuación se definen los riesgos que pueden presentarse durante la realización de los trabajos de remediación del subsuelo.

RIESGOS
1.EXPLOSION: Accidentes producidos por un aumento brusco de volumen de una sustancia o por reacciones químicas violentas en un determinado medio
2.INCENDIO: Accidentes producidos por efectos del fuego o sus consecuencias
3.CONTACTOS TÉRMICOS: Accidentes debidos a las temperaturas que tienen los objetos que entren en contacto con cualquier parte del cuerpo (se incluyen líquidos o sólidos). Si coincide con el 17, prevalecerá este último
4.CONTACTOS ELÉCTRICOS: Se incluyen todos los accidentes cuya causa sea la electricidad
5.CONTACTOS CON SUSTANCIAS CAUSTICAS O CORROSIVAS: Considera los accidentes por contacto con sustancias y productos que den lugar a lesiones externas
6.INHALACIÓN, CONTACTO CUTÁNEO O INGESTIÓN DE SUSTANCIAS NOCIVAS: Contempla los accidentes debidos a estar en una atmósfera tóxica, o por contacto cutáneo o ingestión de productos nocivos. Se incluyen las asfixias y ahogos
7.CAÍDAS DE ALTURA DE PERSONAS (>2m): Riesgo de caída desde una altura igual o superior a 2 metros
8.CAÍDAS DE PERSONAS A DISTINTO NIVEL (<2m):Riesgo de caída desde una altura inferior a 2 metros
9. APLASTAMIENTO Y SEPULTAMIENTO: Riesgos relacionados con el desprendimiento, desplome o derrumbamiento de elementos importantes que hacen inútil la utilización de equipos de protección individual

RIESGOS
10.CAÍDAS DE OBJETOS: Incluye las caídas de herramientas, materiales, etcétera, sobre un trabajador
11. CAIDAS DE PERSONAS AL MISMO NIVEL: En general tropiezos o resbalones en el mismo plano de deslizamiento. Se pueden evitar con la debida atención, la señalización de obstáculos y zonas peligrosas, el orden y la limpieza
12.CHOQUES Y GOLPES: Choques, golpes, cortes, rascadas, etcétera, ocasionados por objetos o elementos móviles de máquinas e instalaciones (no incluyen los atrapamientos, ni atropellos por vehículos)
13.ATROPELLOS, GOLPES O CHOQUES CONTRA O CON VEHÍCULOS: Incluye los atropellos de personas por vehículos, así como los accidentes de vehículos en que el trabajador lesionado va sobre el vehículo. No se incluyen los accidentes de tráfico
14.PROYECCIÓN DE FRAGMENTOS O PARTÍCULAS: Comprende los accidentes debidos a la proyección sobre el trabajador de partículas o fragmentos voladores procedentes de una máquina o herramienta
15.ATRAPAMIENTO: Atrapamiento por elementos de máquinas, diversos materiales, etcétera, y debidos a vuelcos de tractores, vehículos y otras máquinas, quedando el trabajador atrapado por ellos
16.SOBREESFUERZOS: Accidentes originados por la manipulación de cargas o por movimientos mal realizados
17.EXPOSICIÓN A TEMPERATURAS EXTREMAS: Exposición a temperaturas extremas. Accidentes causados por alteraciones fisiológicas al encontrarse los trabajadores en un ambiente excesivamente frío o caliente
18.ACCIDENTES DE TRÁFICO: Están incluidos los accidentes de tráfico ocurridos dentro del horario laboral independientemente que sea su trabajo habitual o no.
19.AGENTES FÍSICOS: Están constituidos por las diversas formas en que se manifiesta la energía, tal como el ruido, las vibraciones, las radiaciones, las radiaciones térmicas, etcétera.
20.AGENTES BIOLÓGICOS: Están constituidos por seres vivos, tal como virus, bacterias, hongos o parásitos, etcétera, y personas o animales, ya sean agresiones, molestias, mordeduras, picaduras, etcétera
21.OTROS: Cualquier otro tipo de riesgo no contemplado en los apartados anteriores, tales como la carga mental, carga física, etcétera

2.1.2. Relación de Equipos de Protección Individual

Se define protección Individual, como cualquier equipo destinado a ser llevado o sujetado por el trabajador para que le proteja de uno o varios riesgos que puedan amenazar su seguridad o salud en el trabajo, así como cualquier complemento o accesorio destinado a tal fin.

Se relacionan a continuación las protecciones individuales que deben ser utilizadas en alguna de las fases del trabajo.

EQUIPOS DE PROTECCIÓN INDIVIDUAL
Protectores de la cabeza
Casco de Seguridad
Protección ocular y facial
Gafas de protección
Protección respiratoria
Mascarilla antipolvo
Protección del oído
Protección auditiva (tapones)
Protección del tronco
Faja de protección lumbar
Protección de las manos y los brazos
Guantes para trabajos mecánicos
Guantes aislantes
Guantes resistentes a hidrocarburos
Muñequeras antivibración
Protección del pie
Calzado de seguridad
Calzado de seguridad aislante eléctrico
Calzado de seguridad antiestático
Prendas de trabajo
Ropa de trabajo de algodón antiestática
Chaleco reflectante
Chaleco reflectante antiestático

*Nota: El calzado de seguridad y las prendas utilizadas son de algodón o antiestáticas, cuando sean utilizados en estaciones de servicio abiertas o con producto. El calzado antiestático es conforme a la norma EN 345, de Clase I, Categoría S1 y además dispone de la letra "A" correspondientes a especificaciones adicionales para calzado antiestático y/o el símbolo:



Las prendas antiestáticas son conformes a la norma EN 1149-1, debiendo tener el símbolo:



2.1.3. Relación de Protecciones Colectivas y Señalización

Se define protección colectiva, como cualquier medio destinado a proteger simultáneamente a más de un trabajador frente a uno o varios riesgos que puedan amenazar su seguridad o salud en el trabajo.

Señalización en seguridad es el conjunto de estímulos que condicionan la actuación del individuo frente a unas circunstancias que se resaltan y cuyo fin es llamar la atención. Hay tres tipo de señales:

- **Advertencia:** Incluye peligro por riesgo de incendio, explosión, eléctrico, cargas suspendidas caída de objetos, caídas al mismo nivel, caídas de distinto nivel, maquinaria pesada.
- **Prohibición:** Incluye prohibición de fumar, encender fuego, paso a los peatones.

- Obligación: Incluye obligación de uso de casco, botas, guantes, gafas, pantalla protectora, mascarilla, protectores auditivos, cinturón de seguridad, arnés de seguridad.

Se relacionan a continuación las protecciones colectivas y señalización que deben utilizarse durante la realización de los trabajos.

EQUIPOS DE PROTECCIÓN COLECTIVA
Protecciones contra riesgos de explosión
Extintores
Explosímetro y medidor de oxígeno
BIE*
Protecciones eléctricas
Pica de toma de tierra
Señalización y Cerramientos
Vallas de cerramiento y cinta de balizamiento
Conos de señalización
Cartelería de obra
Señales de advertencia
Señales de prohibición
Señales de obligación

* Nota 1: Adicionalmente a los extintores, algunas estaciones de servicio abiertas al público disponen de BIEs e hidrantes operativas.

2.2. ACTIVIDAD EN LA ESTACION DE SERVICIO: RIESGOS, PROTECCIONES TÉCNICAS Y MEDIDAS PREVENTIVAS

Los riesgos de una Estación de Servicio son los siguientes:

FICHA DE RIESGOS DE LA ACTIVIDAD ESTACION DE SERVICIO		
RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Incendio	Extintores BIEs Toma de Tierra	Calzado de Seguridad Ropa de algodón o antiestática
Explosión	Extintores BIEs Detector de COVs	Calzado de Seguridad Ropa de algodón o antiestática
Atropellos, Golpes , Choques, contra o con vehículos	Señales de advertencia	Chalecos o Prendas Reflectantes Calzado de Seguridad

MEDIDAS PREVENTIVAS
Evitar fuentes de ignición: No fumar, apagar motor y luces del vehículo, puesta a tierra Controlar la concentración de vapores: explosímetro, ventilación Evitar contacto con los hidrocarburos en estado líquido, o vapor Evitar fugas y derrames Zonas ordenadas y limpias

*Nota: El calzado de seguridad y las prendas utilizadas son de algodón o antiestáticas.

ACCIONES PREVENTIVAS BASICAS DE SEGURIDAD	
REQUISITOS NECESARIOS PARA CUALQUIER PERSONA	
PROTECCIÓN INDIVIDUAL	MEDIDAS PREVENTIVAS
<ul style="list-style-type: none"> • Usar chaleco reflectante • Usar casco de seguridad • Usar Calzado de seguridad. Todos los EPI tendrán marcado 	<ul style="list-style-type: none"> • No fumar • No utilizar teléfono móvil • Detener los trabajos durante la descarga de combustible • Disponer de pasaporte de seguridad
MEDIDAS PREVENTIVAS ADICIONALES PARA CONTRATISTAS	
<ul style="list-style-type: none"> • Colocar cartel señalizador a distancia suficiente advirtiendo de la presencia de obras en la estación para evitar que clientes de la estación de servicio o personal no autorizado pase andando o con su vehículo por la zona de trabajo. • Mantener limpia y ordenada tanto la zona de trabajo como la zona de almacenamiento de material durante la ejecución de los trabajos y después de los mismos. • Colocar al menos un extintor próximo a la zona de trabajo. • Antes de retirarse, informar al encargado de la estación del estado en que se deja las instalaciones. • Documentación Presente en Obra: <ul style="list-style-type: none"> ○ Plan de Seguridad y Salud específico de la Obra ○ Plan de Emergencia y Evacuación ○ Copia del aviso previo a la autoridad laboral ○ Aceptación del Plan de Seguridad y Salud por parte de los Subcontratistas. • Contenido del Vehículo: <ul style="list-style-type: none"> ○ Conos de señalización y cinta de balizamiento en número y cantidad suficiente. ○ Cartel señalizador de la presencia de obras en la estación ○ Un extintor de polvo seco cargado, revisado y retimbrado. ○ Un botiquín de primeros auxilios ○ Herramientas adecuadas y en buen estado ○ EPI's y medios necesarios para cumplir con las medidas preventivas específicas de cada trabajo (arneses, mantas ignífugas, material antideflagrante,...) 	

*Nota: En estaciones de servicio nuevas o cerradas y desgasificadas, no es necesario el uso de material antideflagramte

2.3. EL ENTORNO Y LA IMPLANTACIÓN: RIESGOS, PROTECCIONES TÉCNICAS Y MEDIDAS PREVENTIVAS

Existen ciertos riesgos en la obra cuyo origen está en el entorno de la estación de servicio y en trabajos previos o adicionales a las unidades constructivas de la obra.

FICHA DE RIESGOS ESPECÍFICOS	EN1
ORIGEN DEL RIESGO: RED DE SUMINISTRO ELÉCTRICO EXISTENTE	
DESCRIPCIÓN: Líneas eléctricas aéreas de alta tensión, líneas enterradas, centros de transformación y cuadros eléctricos.	

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación ▪ Vallas y cinta de balizamiento ▪ Extintores 	
Contactos eléctricos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación. ▪ Vallas y cinta de balizamiento 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Guantes aislantes ▪ Calzado de seguridad (aislante eléctrico)

MEDIDAS PREVENTIVAS
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Si es posible, desconectar la línea o centro de transformación próximo a la zona de trabajo. ▪ No acceder a instalaciones de media y alta tensión. ▪ En presencia de líneas eléctricas de alta tensión y centros de transformación aéreos, mantener una distancia de 5 metros, especialmente en caso de utilización de andamios, escaleras y maquinaria. Colocar obstáculos para no poder reducir dicha distancia. ▪ En caso de excavaciones o perforaciones: <ul style="list-style-type: none"> ○ Comprobar la existencia de canalizaciones subterráneas mediante planos, consultas a la compañía suministradora del servicio, inspección visual en la estación, u otros medios. ○ Mantener una distancia de seguridad respecto a las instalaciones enterradas ○ Cortar el suministro de la línea ○ Mantener especial precaución en los primeros 60 cm. de la excavación, para evitar posibles roturas de la línea ○ En caso de rotura con maquinaria, retirar el contacto con la línea y desconectar la maquina. Si no se tiene la certeza de no haber contacto entre maquina y línea, saltar de la maquina lo más lejos posible ▪ Ejecutar una cata manual previa en caso de no tener certeza de la existencia en su proximidad de canalizaciones ▪ Realizar una comprobación de la existencia de canalizaciones subterráneas mediante sistema detector de canalizaciones ▪ En caso de cuadros eléctricos y centros de transformación a nivel del suelo, no abrir. Si es necesaria algún suministro para alimentación de aparatos, debe ser conectado por instalador electricista autorizado o personal cualificado y con la autorización correspondiente. ▪ Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos.

FICHA DE RIESGOS ESPECÍFICOS

EN2

ORIGEN DEL RIESGO: INSTALACIÓN DE SUMINISTRO DE GAS EXISTENTE

DESCRIPCIÓN: Centros de almacenamiento de GLP próximos a la estación y acometidas enterradas o aéreas.

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación. ▪ Vallas y cinta de balizamiento ▪ Extintores 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ropa de algodón o antiestática ▪ chaleco de algodón antiestático ▪ Calzado de seguridad antiestático

MEDIDAS PREVENTIVAS

- En caso de excavaciones o perforaciones:
 - Comprobar la existencia de canalizaciones subterráneas mediante planos, consultas a la compañía suministradora del servicio, inspección visual en la estación, u otros medios.
 - Mantener una distancia de seguridad respecto a las instalaciones enterradas
 - Cortar el suministro de gas, localizando las llaves de acometida correspondientes
 - Mantener especial precaución en los primeros 60 cm. de la excavación y las señales indicativas de canalización de gas enterrada, para evitar posibles roturas de la línea
 - En caso de rotura, cortar el suministro de gas (si no se ha hecho antes)
- Ejecutar una cata manual previa en caso de no tener certeza de la existencia en su proximidad de canalizaciones
- En acometidas aéreas y centros de almacenamiento de GLP:
 - No realizar trabajos en caliente en sus proximidades o cortes con radial en dirección a estas instalaciones. Considerar la dirección del viento
 - Si se ha de trabajar a poca distancia, limitar la zona de trabajo y colocar señales de advertencia, prohibición y obligación
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos.

FICHA DE RIESGOS ESPECÍFICOS

EN3

ORIGEN DEL RIESGO: RED DE SANEAMIENTO EXISTENTE

DESCRIPCIÓN: Red de suministro de agua sanitaria y recogida de vertidos de aguas residuales y de lluvia.

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación. ▪ Vallas y cinta de balizamiento ▪ Extintores 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ropa de algodón o antiestática ▪ Chaleco de algodón antiestático ▪ Calzado de seguridad antiestático
Inhalación, contacto cutáneo o ingestión de sustancias nocivas	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Explosímetro y medidor de O₂ 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Guantes para trabajos mecánicos

MEDIDAS PREVENTIVAS

- En caso de excavaciones o perforaciones:
 - Comprobar la existencia de canalizaciones subterráneas mediante planos, consultas a la compañía suministradora del servicio, inspección visual en la estación, u otros medios.
 - Mantener una distancia de seguridad respecto a las instalaciones enterradas
 - Cortar el suministro de agua, localizando las llaves de acometida correspondientes
 - Mantener especial precaución en los primeros 60 cm. de la excavación, para evitar posibles roturas de la línea.
 - En caso de rotura, cortar el suministro de agua (si no se ha hecho antes)
- Ejecutar una cata manual previa en caso de no tener certeza de la existencia en su proximidad de canalizaciones
- En arquetas de la red de saneamiento:
 - Debido a la posible acumulación de vapores de hidrocarburos, antes de realizar cualquier intervención se medirá explosividad en: las arquetas del túnel de lavado, del separador de hidrocarburos y, dentro de pista, en las tuberías asociadas a la red de saneamiento y de recogida de aguas pluviales de pista.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos.

FICHA DE RIESGOS ESPECÍFICOS

EN4

ORIGEN DEL RIESGO: LA CLIMATOLOGÍA

DESCRIPCIÓN: Condiciones climáticas de la zona de trabajo que pueden potenciar los riesgos descritos.

Nota: Las climatología aumenta considerablemente la probabilidad de presentarse situaciones de riesgos existentes, sin crear nuevos riesgos

MEDIDAS PREVENTIVAS

- En presencia de viento fuerte:
 - No realizar trabajos en altura a la intemperie
 - Fijar de forma estable el material instalado, retirado o almacenado
- Cuando cambia el sentido del viento:
 - Alejar equipos no antideflagrantes o realizar actividades que provocan chispas o trabajos en caliente lejos de zonas clasificadas y no a favor del viento
 - Valorar si los trabajos y los aparatos utilizados entrañan riesgo de explosión por aproximación de posibles gases de hidrocarburos a equipos no antideflagrantes
- En presencia de hielo y nieve:
 - No realizar trabajos en altura a la intemperie
 - Extremar precauciones para evitar resbalar
 - Aumentar la señalización de la obra, especialmente con advertencias a posibles conductores que lleguen a la estación a gran velocidad y poca visibilidad
- En caso de lluvia:
 - Si es posible, realizar trabajos que se permita estar a cubierto
 - Si es posible, no realizar trabajos en altura. Si tienen que realizarse trabajos en altura, que sean desde plataforma, cesta o andamio homologado
 - Aumentar la señalización de la obra, especialmente con advertencias a posibles conductores que lleguen a la estación a gran velocidad y poca visibilidad
 - No dejar equipos eléctricos, cajas de conexión ni tendidos de cables a la intemperie, excepto si están preparados para trabajar en locales húmedos o mojados.
- Cuando la lluvia es muy intensa, detener los trabajos en altura a la intemperie hasta que amaine la lluvia
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos.

FICHA DE RIESGOS ESPECÍFICOS

PR2

ORIGEN DEL RIESGO: RECEPCIÓN DE MAQUINARIA

DESCRIPCIÓN: Descarga desde vehículos, ubicación y acceso de maquinaria y vehículos de trabajo.

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Caidas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calzado de seguridad
Caidas de personas a distinto nivel (<2m)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vallas y cinta de balizamiento ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calzado de seguridad
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Guantes para trabajos mecánicos ▪ Casco de seguridad ▪ Calzado de seguridad
Caidas de objetos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vallas y cinta de balizamiento ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Casco de seguridad ▪ Calzado de seguridad ▪ Guantes para trabajos mecánicos
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vallas y cinta de balizamiento ▪ Conos de señalización ▪ Cartelería de obra ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ chaleco reflectante
Atrapamiento	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Guantes para trabajos mecánicos • Calzado de seguridad

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Señalizar la zona de trabajo en la recepción de la maquinaria, así como la zona de paso de la misma.
- Establecer una zona de acceso de vehículos a la obra independiente de la de acceso de los trabajadores o peatones
- Un trabajador debe señalizar la entrada y salida de vehículos de la obra
- El vehículo o maquinaria se desplazará dentro de la estación de servicio a velocidad lenta.
- No transportar personas en el cazo de la máquina o del vehículo ni en otra zona de la misma
- Durante las operaciones de descarga:
 - No mantener la máquina encendida
 - Un trabajador asistirá a la misma, manteniéndose a suficiente distancia del vehículo y maquinaria
 - La caja del vehículo debe estar totalmente bajada antes de reanudar la marcha.
 - Respetar una distancia mínima de seguridad de 5 m. respecto a líneas áreas de alta tensión considerando el brazo o cazo del vehículo o maquinaria completamente estirado
- Ubicar la maquinaria:
 - Dentro de la zona balizada y señalizada
 - En zona donde no exista pendiente
 - Calzar y bloquear las partes móviles que pudieran ponerse en funcionamiento inesperadamente, excepto si el fabricante de la maquinaria recomienda otras opciones
- Asegurar la completa estabilidad de la maquinaria mediante la extensión completa de los apoyos y la colocación de placas de reparto de cargas.
- Si se tiene que realizar trabajos en altura, utilizar plataforma o cesta elevadora. Sólo utilizar escalera de mano para acceder a ciertas zonas o para trabajos de corta duración.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos.

FICHA DE RIESGOS ESPECÍFICOS

PR3

ORIGEN DEL RIESGO: RECEPCIÓN DE CONTENEDOR Y CASETA DE OBRA**DESCRIPCIÓN:** Descarga desde vehículos, ubicación y acceso de contenedor de materiales y caseta de obra.

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección individual
Caidas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Caidas de personas a distinto nivel (<2m)	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Caidas de objetos	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Casco de seguridad Guantes para trabajos mecánicos Calzado de seguridad
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Guantes para trabajos mecánicos Casco de seguridad Calzado de seguridad
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Cartelería de obra Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Chaleco reflectante
Atrapamiento	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Guantes para trabajos mecánicos Calzado de seguridad

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Señalar la zona de trabajo en la recepción del contenedor, así como la zona de paso de la misma.
- Establecer una zona de acceso de vehículos a la obra independiente de la de acceso de los trabajadores o peatones
- Un trabajador debe señalar la entrada y salida de vehículos de la obra
- El vehículo de transporte se desplazará dentro de la estación de servicio a velocidad lenta.
- No transportar personas en la caja del vehículo de transporte
- Durante las operaciones de descarga:
 - No mantener la máquina encendida
 - Un trabajador asistirá a la misma, manteniéndose a suficiente distancia del vehículo de transporte o maquinaria
 - La caja del vehículo debe estar totalmente bajada antes de reanudar la marcha.
 - Respetar una distancia mínima de seguridad de 5 m. respecto a líneas áreas de alta tensión considerando el brazo o caja del vehículo o maquinaria completamente estirado
- Ubicar el contenedor:
 - Dentro de la zona balzada y señalizada
 - En zona donde no exista pendiente
 - Asegurar la sujeción y estabilidad del contenedor
- Si se tiene que realizar trabajos en altura, utilizar plataforma o cesta elevadora. Sólo utilizar escalera de mano para acceder a ciertas zonas o para trabajos de corta duración.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos.

2.4. UNIDADES CONSTRUCTIVAS: RIESGOS, PROTECCIONES TÉCNICAS Y MEDIDAS PREVENTIVAS

FICHA DE RIESGOS DE EJECUCIÓN DE LA ACTIVIDAD	RIN1
FASE CONSTRUCTIVA: MEDIDAS DE GASES EN SUELO	
Operación a Realizar con ES: Abierta <input type="checkbox"/> Cerrada <input type="checkbox"/> Requiere Permiso de Trabajo <input type="checkbox"/>	
DESCRIPCIÓN: Trabajos de lecturas de datos sobre O ₂ , CO ₂ , CH ₄ , COV's en los puntos construidos.	

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Ropa de algodón o antiestática • Chaleco de algodón antiestático
Caidas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> • Conos de señalización • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Guantes para trabajos • Calzado de seguridad
En estaciones abiertas al público: Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos	<ul style="list-style-type: none"> • Conos de señalización • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Chaleco reflectante

MEDIDAS PREVENTIVAS
<ul style="list-style-type: none"> • Señalizar con conos e incluso cinta de balizamiento toda la zona de trabajo, de ubicación de material y herramientas. La estación se encontrará en general abierta al público, por lo que habrá que extremar la visibilidad de los trabajadores que se encuentren en pista mediante chalecos reflectantes. • Señalizar con carteles informativos la zona y los trabajos que se están realizando, e impedir al acceso de personal ajeno a dicha zona • Colocar los elementos o aparatos medidores dentro de la zona balizada, asegurando que éstos no rebasan los límites indicados. • El operador de los aparatos de medición conocerá éstos, de forma que no se haga uso indebido de los mismos. • Se indicará mediante cartelera sobre aquellos huecos abiertos durante las mediciones (arquetas, pozos, perforaciones, etc) • Se apagarán los teléfonos móviles durante las mediciones, en especial en zonas clasificadas y espacios confinados • Se prohíbe fumar durante los trabajos • Comprobar el uso correcto y el marcado CE de las herramientas y EPI's a utilizar. • Verificar el correcto estado del tendido eléctrico, desechando los cables con empalmes y conexiones defectuosas o no permitidas según la normativa de baja tensión vigente. • En caso de utilizar aparatos que superen los límites de ruido, hacer uso de EPI's para protección acústica (tapones, Cascos). • Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado. • Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

FICHA DE RIESGOS DE EJECUCIÓN DE LA ACTIVIDAD

RIN2

FASE CONSTRUCTIVA: EJECUCIÓN DE ZANJAS Y ARQUETAS, INSTALACIÓN DE TUBERÍAS Y CABEZALES DE POZO (RIESGO ESPECIAL)*Operación a Realizar con ES: Abierta Cerrada Requiere Permiso de Trabajo **DESCRIPCIÓN:** Trabajos de ejecución de zanjas y arquetas. Instalación de tuberías y cabezales de pozo.

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
En estaciones de servicio abiertas o con producto: Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Ropa de algodón o antiestática Chaleco de algodón antiestático
Contactos eléctricos	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación Sistema anti manipulación de automáticos en cuadro eléctrico 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad (aislante eléctrico)
Inhalación, contacto cutáneo o ingestión de sustancias nocivas	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Mascarillas antipolvo
Caidas de altura de personas (>2m)	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Caidas de personas a distinto nivel (<2m)	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Señales de advertencia, prohibición y obligación Malla plástica tipo Stopper 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Aplastamiento y sepultamiento	<ul style="list-style-type: none"> Plataformas de paso y barandillas Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	
Caidas de objetos	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Casco de seguridad Guantes para trabajos mecánicos Calzado de seguridad
Caidas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Guantes para trabajos mecánicos Calzado de seguridad
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos.	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Chaleco reflectante
Proyección de fragmentos o partículas.	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Gafas de protección
Atrapamiento	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Sobreesfuerzos		<ul style="list-style-type: none"> Faja de protección lumbar
Agentes físicos	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación. 	<ul style="list-style-type: none"> Cascos o tapones de protección auditiva Muñequeras antivibración.

* Este trabajo deberá considerarse como una actividad de alto riesgo de seguridad.

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Señalizar la zona de excavación para delimitar las conducciones subterráneas. Colocar barreras para mantener una distancia prudencial respecto a las conducciones vistas.
- Asegurarse que está desconectada toda la instalación eléctrica asociada a los aparatos cercanos al área de trabajo, sobre todo cuando se trabaje cerca de zonas clasificadas en E.S. en funcionamiento.
- Comprobación de la existencia de canalizaciones subterráneas mediante planos, consultas al responsable de E.S. u otros medios en E.S. en funcionamiento (por ejemplo: hacer comprobación mediante un sistema detector de canalizaciones).
- Mantener el tendido de cables de alimentación de equipos eléctricos fuera de zonas clasificadas y fuera de la zona de los trabajos.
- Si se utiliza martillo neumático colocar el compresor alejado de la zona de trabajo y de zonas clasificadas.
- Si en caso de vertido accidental de combustible la ropa del operario queda impregnada de él, aunque sea en pequeñas cantidades, se sustituirá inmediatamente la prenda impregnada por otra limpia.
- Señalizar con vallas, conos y cinta de balizamiento toda la zona de trabajo. La estación se cerrará al público en caso de ser necesario.
- Permanecer fuera del área de alcance de la maquinaria mientras ésta este trabajando.
- El operario que realice las tareas con cualquier tipo de maquinaria, apagará el motor y/o la desconectará de su fuente de energía, cuando deje de trabajar con ella aunque sea por un breve periodo de tiempo.
- Colocar la maquinaria de trabajo dentro de la zona balizada, asegurando que el área de alcance de los elementos móviles de la misma no rebasan los límites del área de trabajo.
- Asegurar la completa estabilidad de la maquinaria mediante la extensión completa de los apoyos y la colocación de placas de reparto de cargas.
- No permitir que existan vías de circulación de vehículos a menos de 2 m del borde de la zanja.
- Comprobar que la maquinaria está siendo utilizada por personal cualificado.
- Los bordes de las zanjas con profundidad > 2 m, o bien cuando se ejecuten en zona con tráfico próximo, permanecerán con vallado metálico de protección en todo su perímetro y situadas a 1,5 m del borde de la zanja.
- Los bordes de las zanjas con profundidad < 2 m y sin tráfico próximo, permanecerán con señalización a base de cinta de balizamiento o malla plástica tipo STOPPER, sobre redondos de acero de 16 mm \varnothing .
- Antes de proceder a la colocación de cintas de balizamiento o vallas metálicas alrededor de la zanja, se retirarán todos los objetos o materiales, con riesgo de caída al interior y/o con riesgo de provocar tropiezos y/o resbalones, de la zanja situados entre 1-1,5 m del borde de la misma.
- Se dispondrán de pasarelas cuando sea necesario, para el paso sobre las zanjas, las cuales serán de resistencia adecuada, de un ancho mínimo de 60 cm y dotadas en su contorno de barandillas reglamentarias.
- No permitir que existan vías de circulación de vehículos a menos de 2 m del borde de las zanjas.
- Cuando la zanja supere 1,2 m de profundidad, utilizar escaleras de mano para bajar o subir y cerrar todo el perímetro de la zanja con vallas metálicas de obra.
- Evitar las zanjas profundas próximas a edificaciones de forma que no afecten a la estructura de las edificaciones.
- Uso de gafas de protección frente a proyecciones de partículas cuando se usen los martillos eléctricos o neumáticos y/o cuando la máquina mixta emplee el útil de martillo neumático y sea necesario que un operario controle visualmente el trabajo.
- Uso de equipos y herramientas eléctricas en buen estado y con marcado CE.
- Todas las máquinas eléctricas estarán dotadas de toma de tierra y se verificará que estén conectadas a la tierra general de la E.S.
- Todas las máquinas eléctricas estarán conectadas a interruptores diferenciales.
- Verificar el correcto funcionamiento del interruptor diferencial al que están conectadas todas las herramientas y equipos eléctricos, mediante su botón de test.
- Mantener el tendido de cables de alimentación de equipos eléctricos fuera de zonas de actuación.
- Verificar el correcto estado del tendido eléctrico, desechando los cables con empalmes y conexiones defectuosas o no permitidas según la normativa de baja tensión vigente.
- Uso de herramientas manuales en buen estado y con marcado CE.
- Las máquinas/herramientas con capacidad de corte, tendrán el disco protegido mediante una carcasa.
- Se prohíbe dejar las herramientas eléctricas de corte o taladro, abandonadas en el suelo o en marcha aunque sea con movimiento residual.
- En caso de fallo de corriente pulsar el botón de parada para evitar un arranque imprevisto.
- Las reparaciones se realizarán con la desconexión eléctrica realizada.
- Desconectar las herramientas eléctricas cuando no se utilicen.
- No realizar excavaciones mecánicas a una distancia menor de 50 cm. de canalizaciones eléctricas. Aproximarse a las canalizaciones subterráneas de forma manual.
- Para evitar la formación de polvo se regarán los escombros y los materiales a demoler.
- Si se ha de coger cualquier material impregnado en combustible, debido a cualquier tipo de vertido accidental, se empleará para ello guantes de plástico desechables.
- Para manipulación de cargas, trabajos con palas, picos y martillos neumáticos se recomienda el uso de fajas que protejan la espalda ante los sobreesfuerzos.
- Cuando se utilice el martillo neumático no se trabajará apoyándose a horcajadas sobre sus culetas.
- Utilizar las protecciones auditivas si se emplean martillos rompedores y en general siempre que se superen los 85 dB (A)
- Es recomendable usarlos cuando el ruido ocasione molestias al oído y cuando sea necesario alzar la voz para mantener conversaciones con otras personas.
- Verificar que todas las protecciones auditivas tienen marcado CE, que estén en buen estado y que son adecuadas para el nivel de ruido.
- Asegurar la completa estabilidad de la maquinaria mediante la extensión completa de los apoyos y la colocación de placas de reparto de cargas.
- Permanecer fuera del área de alcance de la máquina mientras ésta este trabajando.
- No acoplar materiales a menos de 2 m del borde de las zanjas
- Explosímetro in situ para asegurar la no presencia de atmósfera explosiva en la zona de trabajo
- En zanjas con profundidad mayor a 80 cm., se estudiará previamente la estabilidad del terreno, el ángulo de inclinación del talud natural, sobrecargas estáticas o dinámicas que actúan sobre el terreno y los procedimientos de consolidación que se adoptarán. Teniendo en cuenta este estudio se optará por uno de los siguientes sistemas.
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Corte vertical sin entibación: Admisible hasta 1,30 m. de profundidad cuando se tenga una cierta garantía de la cohesión del terreno y estén controladas las sobrecargas originadas por la circulación de vehículos o maquinaria en sus proximidades, así como los materiales acopiados y vehículos estacionados en sus bordes, suponiendo que la existencia de otros elementos (de muros, de postes de líneas eléctricas, etc.) no sean afectados por la excavación de la zanja. Asimismo deberá tenerse en cuenta la existencia de nivel freático en zonas que le permitan aflorar (e n este caso, o se rebajará el nivel del acuífero o no será conveniente realizar este tipo de corte)..
- Corte con talud: se realizará este sistema cuando no exista limitación en los bordes de la zanja y el terreno ofrezca ciertas garantías de cohesión. El ángulo del talud está relacionado con la calidad del terreno y la profundidad de la zanja.
- Corte vertical con entibación: cuando no sea posible la realización de las zanjas por alguno de los métodos anteriores, se procederá a la entibación de sus paredes con material de contención en forma repartida.
- En presencia de lluvia o de nivel freático alto se vigilará el comportamiento de las paredes de la zanja en prevención de derrumbamientos sobre los operarios. Se ejecutarán lo antes posible los achique necesarios.
- Cuando los operarios tengan que trabajar dentro de las zanjas su anchura debe ser:

Profundidad	Ancho
Hasta 0,75 m	0,50 m
Hasta 1,00 m	0,60 m
Hasta 1,50 m	0,70 m
Hasta 2,00 m	0,80 m
Hasta 3,00 m	1,00 m
Hasta 4,00 m	1,50 m

- Cuando no se conozca la ubicación de la instalación mecánica, realizar una cata previa o excavación manual.
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

FICHA DE RIESGOS DE EJECUCIÓN DE LA ACTIVIDAD

RIN3

FASE CONSTRUCTIVA: CONEXIÓN DEL CUADRO ELÉCTRICO AL PUNTO DE SUMINISTROOperación a Realizar con ES: Abierta Cerrada Requiere Permiso de Trabajo **DESCRIPCIÓN:** Conexión eléctrica desde el cuadro eléctrico al punto de suministro propio o del emplazamiento en cuestión

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
En estaciones de servicio abiertas o con producto Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> Extintores Explosímetro Señales de advertencia, prohibición y obligación/prohibición 	<ul style="list-style-type: none"> Ropa de algodón o antiestática Chaleco de algodón antiestático
Contactos eléctricos	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación. Sistema anti manipulación de automáticos en cuadro eléctrico. 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad (aislante eléctrico) Guantes aislantes
Caidas de personas a distinto nivel (<2m)	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balizamiento. Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Casco de seguridad Chaleco reflectante. Calzado de seguridad
Caidas de objetos	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balizamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Casco de seguridad Guantes para trabajos mecánicos Gafas de protección Calzado de seguridad
Caidas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balizamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Guantes para trabajos mecánicos Calzado de seguridad
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos.	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balizamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Chaleco reflectante

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Señalizar con vallas y cinta de balizamiento toda la zona de trabajo, de ubicación de material, herramientas y residuos. Cerrar las calles de la estación de servicio próximas a la zona de trabajo.
- Asegurarse de desconectar en el cuadro eléctrico toda la instalación eléctrica asociada. Colocar carteles indicativos en el cuadro eléctrico avisando del corte eléctrico. Incluso colocar un sistema que evite la nueva manipulación de los automáticos.
- Colocar la maquinaria de trabajo dentro de la zona balizada, asegurando que el área de alcance de los elementos móviles de la misma no rebasan los límites del área de trabajo.
- Se limita el uso de escaleras de mano en condiciones adecuadas (zapatas antideslizantes y sistema antiapertura) para trabajos de corta duración y accesos a zonas de trabajo
- Uso de herramientas manuales en buen estado y con marcado CE y de cinturón portaherramientas
 - Colocar extintor cerca de la zona donde se va a realizar la intervención
 - Explosímetro in situ para asegurar la no presencia de atmósfera explosiva en la zona de los trabajos.
 - Uso de guantes aislantes eléctricos.
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

FICHA DE RIESGOS DE EJECUCIÓN DE LA ACTIVIDAD

RIN4

FASE CONSTRUCTIVA: DESCARGA / IMPLANTACIÓN DEL MÓDULO DE REMEDIACIÓN

 Operación a Realizar con ES: Abierta Cerrada Requiere Permiso de Trabajo
DESCRIPCIÓN: Descarga e implantación del módulo de remediación en su ubicación definitiva dentro del recinto.

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Caidas de objetos	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balizamiento Conos de señalización 	<ul style="list-style-type: none"> Casco de seguridad Guantes de seguridad Calzado de seguridad
Caidas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balizamiento Conos de señalización 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Chaleco reflectante Casco de seguridad
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos	<ul style="list-style-type: none"> Conos de señalización Vallas y cinta de balizamiento Cartelería de obra 	Chaleco reflectante
Sobreesfuerzos		<ul style="list-style-type: none"> Faja de protección lumbar

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Durante las operaciones de descarga:
 - Un trabajador asistirá a la misma, manteniéndose a suficiente distancia del vehículo de transporte o maquinaria
 - La caja del vehículo debe estar totalmente bajada antes de reanudar la marcha.
 - Respetar una distancia mínima de seguridad de 5 m. respecto a líneas áreas de alta tensión considerando el brazo o caja del vehículo o maquinaria completamente estirado
- Señalizar la zona de trabajo en la recepción del módulo, así como la zona de paso de la misma.
- Evitar el paso de personal ajeno dentro de la zona de trabajo.
- El vehículo de transporte se desplazará dentro de la estación de servicio a velocidad lenta.
- Ubicar el módulo dentro de la zona balizada y señalizada
- Ubicar el módulo en zona donde no exista pendiente
- Asegurar la sujeción y estabilidad del módulo
- No manipular manualmente cargas superiores a 35 Kg, realizando el transporte entre dos o más personas cuando las dimensiones o peso de dicha carga así lo requieran.
- Revisar el material a descargar antes de iniciar este proceso para evitar cortes producidos por mal acabado, rebabas, etc
- Si es posible, realizar los trabajos alejados de zonas clasificadas en estaciones de servicio abiertas o con producto. En caso contrario, tomar medidas contra riesgos de incendio o explosión
- Comprobar los certificados de la maquinaria que realiza la descarga, así como una inspección visual del correcto estado de los elementos de izado (eslingas, pernillos, ganchos, etc)
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

FICHA DE RIESGOS DE EJECUCIÓN DE LA ACTIVIDAD

RIN5

FASE CONSTRUCTIVA: CONEXIÓN DE ELEMENTOS DEL MÓDULO DE REMEDIACIÓNOperación a Realizar con ES: Abierta Cerrada Requiere Permiso de Trabajo **DESCRIPCIÓN:** Conexión de los elementos del módulo de remediación y pruebas de funcionamiento

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
En estaciones de servicio abiertas o con producto Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> Explosímetro Extintores Señales de advertencia, prohibición y obligación/prohibición 	<ul style="list-style-type: none"> Ropa de algodón o antiestática Chaleco de algodón antiestático
Contactos eléctricos	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación. Sistema anti manipulación de automáticos en cuadro eléctrico. 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad (aislante eléctrico) Guantes aislantes
En estaciones de servicio abiertas o con producto Inhalación, contacto cutáneo o ingestión de sustancias nocivas	<ul style="list-style-type: none"> Equipos de ventilación conectados a tierra. Señales de advertencia, prohibición y obligación Explosímetro y medidor de oxígeno Tripode de salvamento 	<ul style="list-style-type: none"> Guantes de protección resistentes a hidrocarburos Máscara con filtro y presión de aire positiva Ames de seguridad de cuerpo completo Ropa de trabajo de algodón para protección total del cuerpo (en recintos confinados)
Caidas de personas a distinto nivel (<2m)	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento. Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Casco de seguridad Chaleco reflectante. Calzado de seguridad
Caidas de objetos	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Casco de seguridad Guantes para trabajos mecánicos Gafas de protección Calzado de seguridad
Caidas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Guantes para trabajos mecánicos Calzado de seguridad
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Chaleco reflectante

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Señalizar con vallas y cinta de balzamiento toda la zona de trabajo, de ubicación de material, herramientas y residuos. Cerrar las calles de la estación de servicio próximas a la zona de trabajo.
- Asegurarse de desconectar en el cuadro eléctrico toda la instalación eléctrica asociada. Colocar carteles indicativos en el cuadro eléctrico avisando del corte eléctrico, incluso colocar un sistema que evite la nueva manipulación de los automáticos.
- Colocar la maquinaria de trabajo dentro de la zona balizada, asegurando que el área de alcance de los elementos móviles de la misma no rebasan los límites del área de trabajo.
- Se limita el uso de escaleras de mano en condiciones adecuadas (zapatas antideslizantes y sistema antiapertura) para trabajos de corta duración y accesos a zonas de trabajo
- Uso de herramientas manuales en buen estado y con marcado CE y de cinturón portaherramientas
 - Colocar extintor cerca de la zona donde se va a realizar la intervención
 - Explosímetro in situ para asegurar la no presencia de atmósfera explosiva en la zona de los trabajos.
 - Uso de guantes aislantes eléctricos
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

FICHA DE RIESGOS DE EJECUCIÓN DE LA ACTIVIDAD

RIN6

FASE CONSTRUCTIVA: DESCONEXIÓN ELÉCTRICA, EXTRACCIÓN DE TUBERÍA, RETIRADA DE EQUIPOS, ACABADOS DE ARQUETAS

Operación a Realizar con ES: Abierta Cerrada Requiere Permiso de Trabajo

DESCRIPCIÓN: Trabajos de desmantelamiento de la instalación de remediación relativo a: desconexión eléctrica, extracción de tubería de las zanjas y arquetas, retirada de los equipos de los pozos / piezómetros, acabados de arquetas.

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección individual
En estaciones de servicio abiertas o con producto Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> • Explosímetro • Extintores • Señales de advertencia, prohibición y obligación/prohibición 	<ul style="list-style-type: none"> • Ropa de algodón o antiestática • Chaleco de algodón antiestático
Contactos eléctricos	<ul style="list-style-type: none"> • Señales de advertencia, prohibición y obligación. • Sistema anti manipulación de automáticos en cuadro eléctrico. 	<ul style="list-style-type: none"> • Calzado de seguridad (aislante eléctrico) • Guantes aislantes
En estaciones de servicio abiertas o con producto Inhalación, contacto cutáneo o ingestión de sustancias nocivas	<ul style="list-style-type: none"> • Equipos de ventilación conectados a tierra. • Señales de advertencia, prohibición y obligación • Explosímetro y medidor de oxígeno • Tripode de salvamento 	<ul style="list-style-type: none"> • Guantes de protección resistentes a hidrocarburos • Máscara con filtro y presión de aire positiva • Arnés de seguridad de cuerpo completo • Ropa de trabajo de algodón para protección total del cuerpo (en recintos confinados)
Caidas de personas a distinto nivel (>2m)	<ul style="list-style-type: none"> • Vallas y cinta de balizamiento. • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Casco de seguridad • Chaleco reflectante. • Calzado de seguridad
Caidas de objetos	<ul style="list-style-type: none"> • Vallas y cinta de balizamiento • Conos de señalización • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Casco de seguridad • Guantes para trabajos mecánicos • Gafas de protección • Calzado de seguridad
Caidas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> • Vallas y cinta de balizamiento • Conos de señalización • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Calzado de seguridad
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Guantes para trabajos mecánicos • Calzado de seguridad
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos	<ul style="list-style-type: none"> • Vallas y cinta de balizamiento • Conos de señalización • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Chaleco reflectante
Sobreesfuerzos		<ul style="list-style-type: none"> • Faja de protección lumbar

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Señalizar con vallas y cinta de balizamiento toda la zona de trabajo, de ubicación de material, herramientas y residuos. Cerrar las calles de la estación de servicio próximas a la zona de trabajo.
- Asegurarse de desconectar en el cuadro eléctrico toda la instalación eléctrica asociada. Colocar carteles indicativos en el cuadro eléctrico avisando del corte eléctrico, incluso colocar un sistema que evite la nueva manipulación de los automáticos.
- Colocar la maquinaria de trabajo dentro de la zona balizada, asegurando que el área de alcance de los elementos móviles de la misma no rebasen los límites del área de trabajo.
- Se limita el uso de escaleras de mano en condiciones adecuadas (zapatas antideslizantes y sistema antiapertura) para trabajos de corta duración y accesos a zonas de trabajo
- Uso de herramientas manuales en buen estado y con marcado CE y de denturación portaherramientas
- Uso de guantes de protección por operarios durante los trabajos de desmantelamiento de la instalación.
- Uso de faja de protección lumbar durante el manejo de cargas.
 - Colocar extintor cerca de la zona donde se va a realizar la intervención
 - Explosímetro in situ para asegurar la no presencia de atmósfera explosiva en la zona de los trabajos.
 - Uso de guantes aislantes eléctricos.
 - Asegurarse de tapar los huecos dejados por los equipos retirados (pozos, arquetas, etc)
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

FICHA DE RIESGOS DE EJECUCIÓN DE LA ACTIVIDAD

RIN7

FASE CONSTRUCTIVA: CARGA DEL MÓDULO DE REMEDIACIÓN

Operación a Realizar con ES:

Abierta Cerrada Requiere Permiso de Trabajo **DESCRIPCIÓN:** Carga del módulo de remediación en vehículo para su posterior transporte.

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Caidas de objetos	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balizamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Casco de seguridad Guantes de seguridad Calzado de seguridad
Caidas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balizamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Chaleco reflectante Casco de seguridad
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos	<ul style="list-style-type: none"> Conos de señalización Vallas y cinta de balizamiento Señales de advertencia, prohibición y obligación Cartelera de obra 	Chaleco reflectante
Sobreesfuerzos		<ul style="list-style-type: none"> Faja de protección lumbar

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Durante las operaciones de carga:
 - Un trabajador asistirá a la misma, manteniéndose a suficiente distancia del vehículo de transporte o maquinaria
 - La caja del vehículo debe estar totalmente cargada y atada antes de reanudar la marcha.
 - Respetar una distancia mínima de seguridad de 5 m. respecto a líneas áreas de alta tensión considerando el brazo o caja del vehículo o maquinaria completamente estirado
- Señalizar la zona de trabajo en la carga del módulo, así como la zona de paso de la misma.
- Evitar el paso de personal ajeno dentro de la zona de trabajo.
- El vehículo de transporte se desplazará dentro de la estación de servicio a velocidad lenta.
- Realizar la carga del módulo dentro de la zona balizada y señalizada
- Ubicar el vehículo de transporte del módulo en zona donde no exista pendiente
- Asegurar la sujeción y estabilidad del módulo
- Utilizar guantes de protección mecánica durante los trabajos de carga del módulo.
- No manipular manualmente cargas superiores a 35 Kg., realizando el transporte entre dos o más personas cuando las dimensiones o peso de dicha carga así lo requieran.
- Si es posible, realizar los trabajos alejados de zonas clasificadas en estaciones de servicio abiertas o con producto. En caso contrario, tomar medidas contra riesgos de incendio o explosión
- Comprobar los certificados de la maquinaria que realiza la carga y transporte, así como una inspección visual del correcto estado de los elementos de trazo (estlingas, perillos, ganchos, etc)
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

FICHA DE RIESGOS DE EJECUCIÓN DE LA ACTIVIDAD

RIN8

FASE CONSTRUCTIVA: INYECCIÓN DE NUTRIENTES AL MEDIO SUBTERRÁNEO (BIORREMEDIACIÓN ACTIVA)Operación a Realizar con ES: Abierta Cerrada Requiere Permiso de Trabajo **DESCRIPCIÓN:** Trabajos de inyección de nutrientes (como oxígeno o componentes oxigenados) al medio subterráneo a través de los puntos de observación.

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
En estaciones de servicio abiertas o con producto: Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Ropa de algodón o antiestática Chaleco de algodón antiestático
Inhalación, contacto cutáneo o ingestión de sustancias nocivas	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Mascarillas antipolvo
Caidas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Guantes para trabajos mecánicos Calzado de seguridad
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos.	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Chaleco reflectante

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Señalizar con vallas, conos o cinta de balzamiento toda la zona de trabajo. La estación se encontrará en algunos casos abierta al público.
- Todas las máquinas eléctricas estarán dotadas de toma de tierra y se verificará que estén conectadas a la tierra general de la E.S.
- Todas las máquinas eléctricas estarán conectadas a interruptores diferenciales.
- Verificar el correcto funcionamiento del interruptor diferencial al que están conectadas todas las herramientas y equipos eléctricos, mediante su botón de test.
- Mantener el tendido de cables de alimentación de equipos eléctricos fuera de zonas de actuación.
- Verificar el correcto estado del tendido eléctrico, desechando los cables con empalmes y conexiones defectuosas o no permitidas según la normativa de baja tensión vigente.
- Si en caso de vertido accidental de productos la ropa del operario queda impregnada de él, aunque sea en pequeñas cantidades, se sustituirá inmediatamente la prenda impregnada por otra limpia.
- Utilizar guantes durante los trabajos
- Realizar los trabajos disponiendo de los EPI's necesarios que faciliten la visibilidad de los operarios (chalecos de alta visibilidad), en especial en estaciones de servicio abiertas al público.
- Explosímetro in situ para asegurar la no presencia de atmósfera explosiva en la zona de trabajo
- No fumar durante la realización de los trabajos.
- Asegurarse de colocar las tapas en los puntos de observación adecuadamente al finalizar los trabajos de inyección de nutrientes.
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

2.5. MAQUINARIA, MEDIOS AUXILIARES: RIESGOS, PROTECCIONES TÉCNICAS Y MEDIDAS PREVENTIVAS

FICHA DE RIESGOS DE MAQUINARIA Y MEDIOS AUXILIARES		M2.3
DENOMINACIÓN: CAMIÓN HORMIGONERA		
Operación a Realizar con ES: Abierta <input type="checkbox"/> Cerrada <input type="checkbox"/> Requiere Permiso de Trabajo <input type="checkbox"/>		
UTILIZACIÓN: Descarga de cemento		

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Inhalación, contacto cutáneo o ingestión de sustancias nocivas.	<ul style="list-style-type: none"> • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Mascarillas antipolvo
Caidas de personas a distinto nivel (<2m)	<ul style="list-style-type: none"> • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Calzado de seguridad
Aplastamiento y sepultamiento	<ul style="list-style-type: none"> • Vallas y cinta de balzamiento • Conos de señalización • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> • Señales de advertencia, prohibición y obligación. 	<ul style="list-style-type: none"> • Casco de seguridad • Guantes para trabajos mecánicos
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos.	<ul style="list-style-type: none"> • Vallas y cinta de balzamiento • Conos de señalización • Cartelería de obra • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • chaleco reflectante
Proyección de fragmentos o partículas.	<ul style="list-style-type: none"> • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Gafas de protección
Atrapamiento	<ul style="list-style-type: none"> • Vallas y cinta de balzamiento • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Calzado de seguridad

MEDIDAS PREVENTIVAS
<ul style="list-style-type: none"> • Señalizar con vallas y cinta de balzamiento toda la zona de trabajo, de ubicación de material, herramientas y residuos. Cerrar las calles de la estación de servicio próximas a la zona de trabajo. • Vallado del perímetro de la zanja, con vallas o cinta de balzamiento. • No permitir el acceso de personal a la zona de trabajo y radio de acción de la maquinaria. • Establecer una zona de acceso de vehículos a la obra independiente de la de acceso de los trabajadores o peatones • Un trabajador debe señalizar la entrada y salida de vehículos de la obra • Colocar la maquinaria de trabajo dentro de la zona balzada, asegurando que el área de alcance de los elementos móviles de la misma no rebasan los límites del área de trabajo. • Permanecer fuera del área de alcance de la máquina mientras ésta este trabajando. • El vehículo o maquinaria se desplazará dentro de la estación de servicio a velocidad lenta. • No aproximar el vehículo o maquinaria a menos de un metro de zanjas o huecos, o a una distancia mayor dependiendo de la compactación del terreno • Cuando existan zanjas o huecos próximos a las zonas de paso o de trabajo del vehículo: <ul style="list-style-type: none"> ○ Colocar palastros continuos resistentes que imposibiliten la caída a la zanja o hueco ○ Señalizar a una distancia de seguridad de las zanjas o huecos ○ Dirigir al operario de la máquina en el caso en que tenga que maniobrar marcha atrás • Utilizar maquinaria con marcado CE • Utilizar maquinaria con dispositivos sonoros y luminosos de marcha atrás. • Estudiar el estado del terreno y las pendientes, evitando el acceso de maquinaria cuando su estado pueda provocar deslizamientos o vuelcos de la maquinaria. No acceder a desniveles superiores al 20% • Utilizar la maquinaria operarios con permiso de conducir y especializados en su manejo • No transportar personas en el cazo de la máquina ni en otra zona de la misma al menos que existan asientos especialmente acondicionados para ello. • No subirse o bajarse de la máquina cuando esta esté en marcha • Disponer de instrucciones de seguridad en el manejo de la maquinaria. • No aproximar el vehículo o maquinaria a menos de 2 m. de zanjas o huecos, o a una distancia mayor dependiendo de la compactación del terreno y de la estabilidad de los taludes • Los operarios que manejen las canaletas desde la parte superior de las zanjas evitarán en lo posible permanecer a una distancia inferior a los 60 cm del borde de la zanja • Utilizar la maquinaria siguiendo las recomendaciones del fabricante • Revisar la maquinaria periódicamente en conformidad con la legislación • Apagar los motores de la maquinaria cuando no se utilice. • Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado. • Todas aquellas medidas que se considere oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

FICHA DE RIESGOS DE MAQUINARIA Y MEDIOS AUXILARES

M3.1

DENOMINACIÓN: EXCAVADORA, RETROEXCAVADORA Y PALA CARGADORA

Operación a Realizar con ES:

Abierta Cerrada Requiere Permiso de Trabajo
UTILIZACIÓN: Apertura de zanjas, levantamiento de pista, demolición

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Contactos eléctricos	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación Sistema antimanipulación de automáticos en cuadro eléctrico 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad Guantes aislantes
Inhalación, contacto cutáneo o ingestión de sustancias nocivas	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Mascarillas antipolvo
Caidas de personas a distinto nivel (<2m)	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Aplastamiento y sepultamiento	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Chaleco reflectante Casco de seguridad Calzado de seguridad
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos.	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Cartelera de obra Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Chaleco reflectante
Atrapamiento	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Agentes físicos	<ul style="list-style-type: none"> Señalización 	<ul style="list-style-type: none"> Casco o tapones de protección auditiva

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Señalizar con vallas y cinta de balizamiento toda la zona de trabajo, de ubicación de material, herramientas y residuos. Cerrar las calles de la estación de servicio próximas a la zona de trabajo y si es necesario toda la estación.
- Vallado del perímetro de la zanja, con vallas o cinta de balizamiento.
- No permitir el acceso de personal a la zona de trabajo y radio de acción de la maquinaria.
- Establecer una zona de acceso de vehículos a la obra independiente de la de acceso de los trabajadores o peatones
- Un trabajador debe señalar la entrada y salida de vehículos de la obra
- Colocar la maquinaria de trabajo dentro de la zona balizada, asegurando que el área de alcance de los elementos móviles de la misma no rebasan los límites del área de trabajo.
- Permanecer fuera del área de alcance de la máquina mientras ésta este trabajando.
- El vehículo o maquinaria se desplazará dentro de la estación de servicio a velocidad lenta.
- En excavaciones:
 - Comprobación de la existencia de canalizaciones subterráneas mediante planos, consultas al responsable de la ES u otros medios en ES en funcionamiento.
 - Retroceder la máquina cuando la cuchara comienza a excavar por debajo del chasis. Nunca se excavará por debajo de la máquina pues puede volcar en la excavación.
- En demoliciones:
 - Limitar el acceso a las zonas a demoler manteniendo una distancia mayor a la altura de la zona a demoler
 - No demoler edificios que superen los 2 metros de altura con retroexcavadora o que superen la altura del cazo
- En operaciones de descarga:
 - Un trabajador asistirá a la misma, manteniéndose a suficiente distancia del vehículo o maquinaria
 - La caja del vehículo debe estar totalmente bajada antes de reanudar la marcha.
- Evitar realizar operaciones en zonas con pendiente, cuando no se pueda evitar:
 - No permanecer próximo a la máquina ni en su radio de acción
 - Calzar y bloquear las partes móviles que pudieran ponerse en funcionamiento inesperadamente
 - Extender completamente los apoyos de la máquina, según instrucciones del fabricante
 - Cumplir con las instrucciones del fabricante, así como las limitaciones que establezca
- No aproximar el vehículo o maquinaria a menos de un metro de zanjas o huecos, o a una distancia mayor dependiendo de la compactación del terreno y de la estabilidad de los taludes
- No aproximar el vehículo o maquinaria a menos de un metro de zanjas o huecos, o a una distancia mayor dependiendo de la compactación del terreno
- Cuando existan zanjas o huecos próximos a las zonas de paso o de trabajo del vehículo:
 - Colocar palastros continuos resistentes que imposibiliten la caída a la zanja o hueco
 - Señalizar a una distancia de seguridad de las zanjas o huecos
 - Dirigir al operario de la máquina en el caso en que tenga que maniobrar marcha atrás
- Utilizar maquinaria con marcado CE
- Utilizar maquinaria con dispositivos sonoros y luminosos de marcha atrás
- Utilizar la maquinaria operarios con permiso de conducir y especializados en su manejo
- Respetar una distancia mínima de seguridad de 5 m respecto a líneas áreas de alta tensión considerando el brazo o cazo del vehículo o maquinaria completamente estirado. Colocar obstáculos para no poder reducir dicha distancia.
- En caso de contacto con cable en tensión, se permanecerá en la cabina hasta que no exista tensión o no haya contacto eléctrico. Si fuese necesario abandonar la cabina, saltar lo más lejos posible y con los pies juntos
- No transportar personas en el cazo de la máquina ni en otra zona de la misma al menos que existan asientos especialmente acondicionados para ello. No subirse o bajarse de la máquina cuando esta esté en marcha
- Disponer de instrucciones de seguridad en el manejo de la maquinaria
- Utilizar la maquinaria siguiendo las recomendaciones del fabricante
- Revisar la maquinaria periódicamente en conformidad con la legislación
- Apagar los motores de la maquinaria cuando no se utilice.
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

FICHA DE RIESGOS DE MAQUINARIA Y MEDIOS AUXILARES

M3.3

DENOMINACIÓN: COMPACTADOROperación a Realizar con ES: Abierta Cerrada Requiere Permiso de Trabajo

UTILIZACIÓN: Compactación del terreno

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Inhalación, contacto cutáneo o ingestión de sustancias nocivas	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Mascarillas antipolvo
Caidas de personas a distinto nivel (<2m)	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Aplastamiento y sepultamiento	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Señales de advertencia, prohibición y obligación 	
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Chaleco reflectante Casco de seguridad Calzado de seguridad
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos.	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Conos de señalización Cartelería de obra Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Chaleco reflectante
Atrapamiento	<ul style="list-style-type: none"> Vallas y cinta de balzamiento Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> Calzado de seguridad
Agentes físicos	<ul style="list-style-type: none"> Señalización 	<ul style="list-style-type: none"> Casco o tapones de protección auditiva

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Señalizar con vallas y cinta de balzamiento toda la zona de trabajo, de ubicación de material, herramientas y residuos. Cerrar las calles de la estación de servicio próximas a la zona de trabajo y si es necesario toda la estación.
- Vallado del perímetro de la zanja, con vallas o cinta de balzamiento.
- No permitir el acceso de personal a la zona de trabajo y radio de acción de la maquinaria.
- Establecer una zona de acceso de vehículos a la obra independiente de la de acceso de los trabajadores o peatones
- Un trabajador debe señalar la entrada y salida de vehículos de la obra
- Colocar la maquinaria de trabajo dentro de la zona balzada, asegurando que el área de alcance de los elementos móviles de la misma no rebasan los límites del área de trabajo.
- Permanecer fuera del área de alcance de la máquina mientras ésta este trabajando.
- El vehículo o maquinaria se desplazará dentro de la estación de servicio a velocidad lenta.
- No aproximar el vehículo o maquinaria a menos de un metro de zanjas o huecos, o a una distancia mayor dependiendo de la compactación del terreno
- Cuando existan zanjas o huecos próximos a las zonas de paso o de trabajo del vehículo:
 - Colocar palastros continuos resistentes que imposibiliten la caída a la zanja o hueco
 - Señalizar a una distancia de seguridad de las zanjas o huecos
 - Dirigir al operario de la máquina en el caso en que tenga que maniobrar marcha atrás
- Utilizar maquinaria con marcado CE
- Utilizar maquinaria con dispositivos sonoros y luminosos de marcha atrás.
- Estudiar el estado del terreno y las pendientes, evitando el acceso de maquinaria cuando su estado pueda provocar deslizamientos o vuelcos de la maquinaria. No acceder a desniveles superiores al 20%
- Utilizar la maquinaria operarios con permiso de conducir y especializados en su manejo
- No transportar personas en el cazo de la máquina ni en otra zona de la misma al menos que existan asientos especialmente acondicionados para ello.
- No subirse o bajarse de la máquina cuando esta esté en marcha
- Disponer de instrucciones de seguridad en el manejo de la maquinaria.
- No aproximar el vehículo o maquinaria a menos de 2 m. de zanjas o huecos, o a una distancia mayor dependiendo de la compactación del terreno y de la estabilidad de los taludes
- Los operarios que manejen las cañaleras desde la parte superior de las zanjas evitarán en lo posible permanecer a una distancia inferior a los 60 cm del borde de la zanja
- Utilizar la maquinaria siguiendo las recomendaciones del fabricante
- Revisar la maquinaria periódicamente en conformidad con la legislación
- Apagar los motores de la maquinaria cuando no se utilice.
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

FICHA DE RIESGOS DE MAQUINARIA Y MEDIOS AUXILIARES	M3.5
DENOMINACIÓN: MÁQUINA DE SONDEOS	
UTILIZACIÓN: Realización de sondeos en subsuelo.	

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección individual
Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Explosímetro ▪ Extintores ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación/prohibición 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ropa de algodón o antiestática ▪ Chaleco de algodón antiestático ▪ Calzado de seguridad antiestático
Contactos eléctricos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación ▪ Sistema antimanipulación de automáticos en cuadro eléctrico 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calzado de seguridad ▪ Guantes aislantes
Inhalación, contacto cutáneo o ingestión de sustancias nocivas		<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mascarillas antipolvo
Cardas de personas a distinto nivel (<2m)	<ul style="list-style-type: none"> • Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Calzado de seguridad
Aplastamiento y sepultamiento	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vallas y cinta de balizamiento ▪ Conos de señalización ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	
Cardas de objetos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vallas y cinta de balizamiento ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Casco de seguridad ▪ Calzado de seguridad ▪ Guantes para trabajos mecánicos
Cardas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vallas y cinta de balizamiento ▪ Conos de señalización ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Calzado de seguridad
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Chaleco reflectante ▪ Casco de seguridad ▪ Calzado de seguridad
Atropellos, golpes o choques contra o con vehículos.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vallas y cinta de balizamiento ▪ Conos de señalización ▪ Cartelería de obra ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> • Chaleco reflectante
Atrapamiento	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vallas y cinta de balizamiento ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Guantes para trabajos mecánicos
Agentes físicos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Casco o tapones de protección auditiva

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Cerrar y señalizar con vallas y cinta de balizamiento toda la zona de trabajo, de ubicación de material, herramientas y residuos. Cerrar las calles de la estación de servicio próximas a la zona de trabajo y si es necesario toda la estación.
- Señalizar la zona de trabajo y radio de acción de la maquinaria, así como la zona de paso de la misma.
- Colocar la maquinaria de trabajo dentro de la zona balizada, asegurando que el área de alcance de los elementos móviles de la misma no rebasan los límites del área de trabajo.
- Permanecer fuera del área de alcance de la máquina mientras esta este trabajando.
- No permitir el acceso de personal a la zona de trabajo y radio de acción de la maquinaria.
- El trabajador que dirige la maquinaria debe tener total visibilidad sobre la misma.
- El vehículo o maquinaria se desplazara dentro de la estación de servicio a velocidad lenta.
- Asegurar la completa estabilidad de la maquinaria mediante la extensión completa de los apoyos necesarios.
- Asegurarse que está desconectada toda la instalación eléctrica con canalización próxima a la zona de sondeo.
- Comprobar la existencia de canalizaciones subterráneas mediante planos, consultas a la compañía suministradora del servicio, inspección visual en la estación, u otros medios.
- Mantener una distancia de seguridad respecto a tanques, tuberías y líneas eléctricas enterradas
- Utilizar medidas de referencia de las dimensiones de los tanques suministrados por los fabricantes, para respetar distancias de seguridad de al menos 1 m.
- Ejecutar una cata manual previa en caso de no tener certeza de la existencia en su proximidad de canalizaciones
- Realizar una comprobación de la existencia de canalizaciones subterráneas mediante sistema detector de canalizaciones
- Respetar una distancia mínima de seguridad de 5 m respecto a líneas áreas de alta tensión considerando el brazo del vehículo o maquinaria completamente estirado. Colocar obstáculos para no poder reducir dicha distancia.
- No realizar sondeos sobre suelos inclinados y poco estables
- Evitar realizar operaciones en zonas con pendiente, cuando no se pueda evitar:
 - No permanecer próximo a la máquina si en su radio de acción
 - Calzar y bloquear las partes móviles que pudieran ponerse en funcionamiento inesperadamente
 - Extender completamente los apoyos de la máquina, según instrucciones del fabricante
 - Colocar las placas de reparto de cargas, según instrucciones del fabricante
 - Asegurarse que la máquina dispone de indicador de estabilidad y no sobrepasar el límite de advertencia sonora del mismo
 - Cumplir con las instrucciones del fabricante, así como las limitaciones que establezca
- No aproximar el vehículo o maquinaria a menos de un metro de zanjas o huecos, o a una distancia mayor dependiendo de la compactación del terreno y de la estabilidad de los taludes.
- Cuando existan zanjas o huecos próximos a las zonas de paso o de trabajo de la maquinaria:
 - Colocar palastros continuos resistentes que imposibiliten la caída a la zanja o hueco
 - Señalizar a una distancia de seguridad de las zanjas o huecos
 - Dirigir al operario de la máquina en el caso en que tenga que maniobrar marcha atrás
- Los desplazamientos de la máquina se realizaran con los elementos móviles bajados y en reposo
- Evitar realizar operaciones debajo de la marquesina, cuando no se pueda evitar, los elementos móviles estarán en su posición mas inferior, teniendo especial cuidado de no elevarlo excesivamente en el momento del sondeo
- Si se utiliza en zonas clasificadas, en sus proximidades o en suelos con alto grado de contaminación con hidrocarburos, regar continuamente con abundante agua
- Utilizar maquinaria con marcado CE.
- Utilizar la maquinaria operarios especializados en su manejo
- Disponer de instrucciones de seguridad en el manejo de la maquinaria
- Utilizar la maquinaria siguiendo las recomendaciones del fabricante
- El operario debe de utilizar ropa de trabajo adecuada, evitando el uso de prendas u otros complementos que puedan engancharse en las partes móviles de la maquinaria.
- No dejar la máquina sola estando en funcionamiento.
- Apagar los motores de la maquinaria cuando no se utilice.
- Mantener todas las protecciones de las partes móviles y engranajes colocados
- Cuando se requiera el apoyo de un compresor, aplicar las medidas preventivas del mismo.
- Desconectar la alimentación de la maquinaria cuando no se utilice y cuando se realiza la limpieza y mantenimiento
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

FICHA DE RIESGOS DE MAQUINARIA Y MEDIOS AUXILARES

M4.7

DENOMINACIÓN: SIERRA CIRCULAR

Operación a Realizar con ES: Abierta Cerrada Requiere Permiso de Trabajo

UTILIZACIÓN: Sierra para corte de materiales

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección individual
Contactos eléctricos	• Señales de advertencia, prohibición y obligación	• Calzado de seguridad • Guantes de seguridad
Inhalación, contacto cutáneo o ingestión de sustancias nocivas	• Señales de advertencia, prohibición y obligación	• Mascarillas antipolvo
Choques y golpes	• Señales de advertencia, prohibición y obligación	• Guantes de seguridad • Calzado de seguridad
Proyección de fragmentos o partículas	• Señales de advertencia, prohibición y obligación	• Gafas de protección
Atrapamiento	• Señales de advertencia, prohibición y obligación	• Calzado de seguridad

MEDIDAS PREVENTIVAS

- No utilizar en zonas clasificadas o en sus proximidades.
- No dirigir el sentido de las chispas hacia zonas clasificadas, considerando la dirección del viento.
- Mantener todas las protecciones de las partes móviles y engranajes colocados
- Conectar a una toma eléctrica con interruptor diferencial y conductor de protección a tierra.
- Utilizar el disco adecuado al material a cortar
- Revisar periódicamente el disco de corte, sustituyéndolo cuando presente grietas o esté recalentada
- Desconectar de la red la maquinaria cuando no se utilice y cuando se realiza la limpieza y mantenimiento
- No dejar la máquina en el suelo hasta que no esté totalmente parada
- No retirar las protecciones de la máquina
- Utilizar maquinaria con marcado CE
- Si se utiliza mesa de sierra circular irá provista de una señal de "Peligro" y otra de "Prohibido el uso a personal no autorizado"
- Asegurar que el tendido de cables no pasa por zonas clasificadas
- Asegurarse que los cables están en buen estado
- No realizar empalmes en los cables.
- Realizar todos los trabajos anteriormente descritos por personal autorizado y cualificado.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos (en caso de necesidad, remitir a la ficha correspondiente con la actuación a realizar)

2.6. TRABAJOS DE RIESGO ESPECIAL

Se consideran trabajos de alto riesgo o riesgo especial los siguientes:

- Espacios Confinados
- Trabajos en Caliente
- Trabajos en Altura
- Excavaciones
- Trabajos bajo tensión

Durante la realización la remediación en la E.S. son de aplicación los trabajos en caliente y trabajos bajo tensión.

2.6.1. Trabajos en caliente

Se considera cualquier trabajo que pueda crear una fuente de ignición (llama abierta y herramientas o equipos que pueden producir chispas o calor) para materias inflamables o combustibles presente en la zona donde se realiza el trabajo.

Se incluyen al menos:

- Trabajo en caliente en zonas 1 y 2 en espacios abiertos tales como:
 - ✓ Trabajo que implique una llama desnuda en espacios abiertos.
 - ✓ Trabajo que implique chispas (corte, cincelado, taladrado de metal, hormigón, mampostería, etc.) en espacios abiertos.
 - ✓ Trabajos con equipos eléctricos no protegidos en espacio abierto.
- Cualquier Trabajo en Caliente sobre suelos contaminados o potencialmente contaminados.
- Cualquier Trabajo en Caliente en los tanques y tuberías si están presentes combustibles o vapores.
- Trabajos en zona 0.
- Trabajos con equipos con motores de combustión interna (incluyendo automóviles).
- Chorro de arena y proyección de cemento.
- Fotografía con Flash.
- Apertura de equipos eléctricos bajo tensión.
- Aquellos que estimen el Solicitante o el Autorizante que deben ser considerados como tales.

Se consideran de manera no exhaustiva, además de las definidas en la ITC MI-IP 04, las siguientes zonas con riesgo de atmósfera explosiva:

- zona situada debajo de los extremos de los venteos de depósitos
- sótanos y recintos cuyo nivel de suelo esté por debajo del nivel de pista
- excavaciones que se realicen en lugares donde existan o hayan existido instalaciones de combustible.
- zanjas abiertas por donde transcurran tuberías de la instalación mecánica
- en general, cualquier arqueta, zanja abierta o cavidad situada en la zona de pista, depósitos, bocas de carga o en la proximidad de los venteos.
- Suelos contaminados
- Separadores de hidrocarburos.
- Areneros de lavado de vehículos.

En las zonas definidas, sus alrededores, así como en aquellas que reúnan las condiciones mencionadas, debe procurarse no utilizar equipos eléctricos o que puedan producir arcos, chispas o calentamientos superficiales. Si fuera imprescindible su uso, se controlará el grado de explosividad de la atmósfera antes de iniciar cualquier tipo de trabajo, y se continuará midiendo de forma continua mientras duren los trabajos, emitiéndose el preceptivo permiso de trabajo en caliente antes de iniciar cualquier trabajo.

Cuando se esté trabajando en una Estación de Servicio, siempre se debe tenerse en cuenta la posible presencia de vapores en el ambiente, y por lo tanto todo el área debe clasificarse como zona restringida, donde no debe permitirse la presencia de fuentes de ignición, es decir, cigarrillos encendidos, llamas desnudas o mecheros, motores de combustión o eléctricos, aparatos que produzcan chispas o superficies calientes, salvo en áreas autorizadas que están

directamente controladas por el Coordinador de Seguridad y Salud, o salvo que el área en la que esta trabajando se haya declarado zona segura, al haber realizado los correspondientes controles de explosividad.

FICHA DE RIESGOS ESPECÍFICOS	RE2
ACTIVIDAD: TRABAJOS EN CALIENTE	
DESCRIPCIÓN: Trabajos que puedan crear una fuente de ignición sobre combustibles, según el alcance y definición anterior. *No entrar bajo ningún concepto en un recinto confinado si no se dispone de la correspondiente autorización de trabajos especiales (permiso de trabajo)	

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Explosímetro ▪ Extintores ▪ Mantas ignífugas ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación/prohibición ▪ Uso de herramientas y equipos antideflagrantes adecuados a la zona 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ropa de algodón o antiestática ▪ Chaleco de algodón antiestático ▪ Calzado de seguridad antiestático

MEDIDAS PREVENTIVAS
<ul style="list-style-type: none"> • No realizar trabajos en caliente en áreas próximas a zonas clasificadas al menos que sea absolutamente necesario • Colocar extintor cerca de la zona donde se va a realizar la intervención, preferiblemente el extintor de 50Kg. de la estación • Medir explosividad para trabajos antes y durante los trabajos • Colocar mantas ignífugas sobre posibles fuentes de ignición (surtidores, tapas de bocas de hombre, bocas de descarga, venteos, arquetas) • En caso de soldadura en pista observar el lugar de caída de chispas, limpiándolo previamente en caso de existencia de derrame de combustible. • Regar la zona de caída de chispas antes y durante los trabajos. • Colocar mantas ignífugas tapando totalmente los surtidores afectados, tapas de arquetas de boca de hombre, bocas de carga y venteo • Retirarse a realizar cortes con radial lejos de las zonas clasificadas e incluso de la estación de servicio, manteniendo la precaución de que las chispas no caigan próximas a zonas clasificadas, bien por el sentido del corte, bien por la dirección del viento • Comprobación de la existencia de canalizaciones subterráneas mediante planos, consultas al responsable de la estación u otros medios, antes de comenzar cualquier excavación • Localizar las conducciones enterradas por medios manuales y con precaución, hasta visualizar las conducciones • Desmontar las tuberías, depósitos u elementos mecánicos sin utilizar radial ni oxicorte • Asegurarse que está desconectada toda la instalación eléctrica asociada a los aparatos cercanos al área de trabajo, sobre todo cuando se trabaje cerca de zonas clasificadas en EES en funcionamiento • Uso de equipos eléctricos antideflagrantes en zonas clasificadas y con tensión máxima de 24V., asegurándose que están conectados a tierra antes de iniciar el trabajo • Uso en zonas clasificadas de herramientas manuales en buen estado y antideflagrantes • Mantener el tendido de cables de alimentación de equipos eléctricos fuera de zonas clasificadas • Utilizar ropa de algodón o material antiestático que no provoque descargas electrostáticas, y no vestirse ni desvestirse en zonas clasificadas ni en sus proximidades • Antes de comenzar los trabajos, conectar a la tierra de la instalación donde se va a intervenir los equipos eléctricos con que se va a trabajar en zonas clasificadas y sus proximidades realizando la última conexión fuera de zonas clasificadas o por interruptores antideflagrantes. Para trabajos en bocas de descarga, conectar a la toma de tierra de la descarga. En desgasificación y trasvase de combustible del depósito a un recipiente, conectar el recipiente y las mangueras a la misma tierra que el depósito

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Cuando no se localice las tomas de tierra de la estación de servicio o estas no sean accesibles, instalar una pica de toma de tierra y conectar a la misma la instalación afectada y los equipos eléctricos a utilizar
- Durante la ejecución de los trabajos, asegurarse que la conexión a tierra se sigue manteniendo
- Para trabajos en zona 0 como interior de tanques o bocas de hombre:
 - Utilizar buzo o mono de trabajo de algodón o material antiestático como las prendas entre el mono y el cuerpo del trabajador
 - No llevar consigo instrumentos que puedan provocar chispas como elementos metálicos, llaveros, cadenas, teléfonos móviles, mecheros,...
 - No vestirse ni desvestirse en zonas clasificadas ni en sus proximidades
 - Al utilizar luminarias antideflagrantes, encender las mismas fuera de las zonas clasificadas
 - Desgasificación de la instalación mecánica, bocas de hombre, tanques y tuberías afectadas
 - Para acceder al interior de los tanques o bocas de hombre, utilizar escaleras de aluminio con topes de goma o similar, que no puedan provocar chispas.
 - Al retirar la tapa de acceso a la boca de hombre, la boca de hombre de acceso al tanque o cualquier tubería mecánica de acceso al tanque, ventilar la arqueta.
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas Se utilizará explosímetro para medir el nivel de explosividad, siempre que se trabaje en zonas clasificadas, o en zonas que no estén clasificadas pero sea posible la existencia de gases. De forma general se usará explosímetro, siempre que se realicen trabajos en lugares cerrados o semicerrados y situados bajo el nivel del terreno donde haya probabilidad de existencia de vapores de hidrocarburos.
- Los límites admisibles para cada trabajo de concentración de vapor inflamable medidos en términos de % L.I.E., son los siguientes:

TIPO DE TRABAJO	% L.I.E.
Trabajo en caliente	<1 %
Trabajo en frío y entrada en espacio confinado	<10%

- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos.

2.6.2. Trabajos bajo tensión

FICHA DE RIESGOS ESPECÍFICOS	RE5
ACTIVIDAD: TRABAJOS BAJO TENSIÓN	
DESCRIPCIÓN: Trabajos que justificadamente requieran mantener la instalación bajo tensión. *No entrar bajo ningún concepto en un recinto confinado si no se dispone de la correspondiente autorización de trabajos especiales (permiso de trabajo)	

RIESGOS	Protección Colectiva	Protección Individual
Explosión e incendio	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación ▪ Automáticos y diferenciales en cuadro eléctrico 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pértigas aislantes ▪ Banquetas aislantes
Caidas de personas a distinto nivel (<2m)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calzado de seguridad aislante ▪ Guantes aislantes
Caidas de personas al mismo nivel	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calzado de seguridad aislante ▪ Guantes aislantes
Choques y golpes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Señales de advertencia, prohibición y obligación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Chaleco reflectante ▪ Casco de seguridad
Contados térmicos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Alfombras aislantes ▪ Plataformas de trabajo aislantes 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calzado de seguridad aislante ▪ Pértigas aislantes ▪ Banquetas aislantes
Contados eléctricos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Automáticos y diferenciales en cuadro eléctrico ▪ Alfombras aislantes ▪ Plataformas de trabajo aislantes 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calzado de seguridad aislante ▪ Guantes aislantes ▪ Pértigas aislantes ▪ Banquetas aislantes

MEDIDAS PREVENTIVAS
<ul style="list-style-type: none"> • Siempre que sea posible, desconectar la fuente de energía y enlavar el circuito para realizar los trabajos sin tensión durante la mayor parte del tiempo • Uso de guantes de protección eléctrica o dieléctricos en buen estado y adecuados a la tensión con la que se va a trabajar • Utilización de herramientas con material aislante, específicamente diseñadas para trabajos con tensión • Realización de los trabajos por personal cualificado con la formación adecuada (electricistas autorizados) • Definir por escrito la secuencia de operaciones a realizar incluyendo las medidas de seguridad a adoptar en cada caso, los materiales y medios de protección, y los casos en que se debe interrumpir el trabajo • Comprobar el funcionamiento de los automáticos y diferenciales antes de realizar la intervención • Evitar el contacto directo con partes activas en tensión a través de la colocación de pantallas, cubiertas, vainas, etc. • No retirar la carcasa de los aparatos antideflagrantes y/o en zonas clasificadas estando estos en tensión • Utilizar pértigas aislantes, alfombras aislantes, plataformas de trabajo o banquetas aislantes • No vestir ropa de trabajo con cremalleras u otros materiales conductores • Mantener las protecciones existentes • Utilizar escaleras de mano de material aislante • No realizar las intervenciones a la intemperie con lluvia o en locales húmedos (interior de las instalaciones de lavado)

MEDIDAS PREVENTIVAS

- Mantener una distancia de seguridad con líneas de alta tensión tanto aéreas como enterradas de 5 metros. Es obligatorio respetar unas distancias mínimas dependientes de la tensión existente:

Tensión (kV)	Distancia (m)	Tensión (kV)	Distancia (m)
10	0,80	66	1,40
15	0,90	110	1,80
20	0,95	132	2,00
25	1,00	220	3,00
30	1,10	380	4,00
45	1,20		

- Para instalaciones de media y alta tensión:
 - Realización de los trabajos por personal cualificado (instalador autorizado)
 - Intervenir sobre elementos de alta tensión una vez se conozca la tensión de funcionamiento
 - Uso de casco aislante con barboquejo
- Todas aquellas medidas que se consideren oportunas en el momento de la realización de los trabajos

2.7. FICHAS DE SEGURIDAD DE PRODUCTO

Ficha de Datos de Seguridad

(Conforme a la Dir. 93/112/CE)

Gasolina EFITEC 95

1. IDENTIFICACIÓN DEL PRODUCTO		
Empresa: REPSOL COMERCIAL DE PRODUCTOS PETROLÍFEROS S.A. Dirección: Pº CASTELLANA, 278 28046-MADRID Tel. # 91 348 80 01 / 91 348 81 00 Fax # 91 348 88 03	Nombre del producto: GASOLINA EFITEC 95 Nombre químico: Gasolina sin plomo.	
	Sinónimos: NP	
	Fórmula: Mezcla compleja de hidrocarburos.	CAS # NP
Instituto Nacional de Toxicología: Teléfono de urgencia: 91 562 04 20	Nº CE (EINECS) # NP	Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE) # NP

2. COMPOSICIÓN			
Composición general: Combinación compleja de hidrocarburos compuesta principalmente de hidrocarburos parafínicos, cicloparafínicos, aromáticos y olefínicos con números de carbonos mayores de C ₃ y rango de ebullición 30 - 215 °C. Contiene pequeñas cantidades de aditivos.			
Componentes peligrosos:	Rango %	Clasificación	
		R	S
Gasolina (> 0.1% benceno): Nº CAS # 86290-81-5 Nº CE (EINECS) # 289-220-8 Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE) # 649-378-00-4	85 máx.	F+; R12 Carc. Cat. 2; R45 Xi; R38 Xn; R65 R67 N; R51/53	S43-45-53-61-62
Etil terc butil éter (ETBE) Nº CAS # 637-92-3 Nº CE (EINECS) # 211-309-7	15 máx	F; R11	S7-16

3. IDENTIFICACIÓN DE PELIGROS	
FÍSICO / QUÍMICOS	TOXICOLÓGICOS (SÍNTOMAS)
Líquido extremadamente inflamable.	Inhalación: Los vapores y nieblas irritan las vías respiratorias, también pueden provocar somnolencia y vértigo. La exposición prolongada y repetida a altas concentraciones de vapor puede producir náuseas, dolor de cabeza, vómitos y alteraciones en el Sistema Nervioso Central.
Combustible.	Ingestión: Produce irritación en el tubo digestivo. A esto pueden seguir vómitos, diarrea, mareos e intoxicación.
Los vapores forman mezclas explosivas con el aire.	Aspiración: La aspiración de gasolina a los pulmones puede producir edema pulmonar.
Los vapores son más pesados que el aire y pueden desplazarse hacia fuentes remotas de ignición e inflamarse.	Contacto piel: El contacto prolongado y repetido puede producir irritación y causar dermatitis.
	Contacto ojos: Puede producir irritación, conjuntivitis y quemaduras.
	Efectos tóxicos generales: Nocivo: Si se ingiere puede causar daño pulmonar. Irrita la piel.

4. PRIMEROS AUXILIOS
Inhalación: Trasladar al afectado a una zona de aire fresco. Si la respiración es dificultosa practicar respiración artificial o aplicar oxígeno. Solicitar asistencia médica.
Ingestión: No administrar nada por la boca. NO INDUCIR EL VÓMITO. Solicitar asistencia médica.
Contacto piel: Quitar inmediatamente la ropa impregnada. Lavar las partes afectadas con agua y jabón.
Contacto ojos: Lavar abundantemente con agua durante unos 15 minutos. Solicitar asistencia médica.
Medidas generales: Solicitar asistencia médica.

5. MEDIDAS DE LUCHA CONTRA INCENDIOS
Medidas de extinción: Agua pulverizada, espuma, polvo químico, CO ₂ . NO UTILIZAR NUNCA CHORRO DE AGUA DIRECTO.
Contraindicaciones: NP
Productos de combustión: CO ₂ , H ₂ O, CO (en caso de combustión incompleta), hidrocarburos inquemados.
Medidas especiales: Mantener alejados de la zona de fuego los recipientes con producto. Enfriar los recipientes expuestos a las llamas. Si no se puede extinguir el incendio dejar que se consuma controladamente. Consultar y aplicar planes de emergencia en el caso de que existan.
Peligros especiales: Material extremadamente inflamable/combustible. Puede inflamarse por calor, chispas, electricidad estática o llamas. Los vapores son más pesados que el aire y pueden desplazarse hacia fuentes remotas de ignición. Los contenedores pueden explotar con el calor del fuego. Peligro de explosión de vapores en el interior, exterior o en conductos. Vertido a una alcantarilla o similar puede inflamarse o explotar.
Equipos de protección: Prendas para lucha contra incendios resistentes al calor. Cuando exista alta concentración de vapores o humos utilizar aparato de respiración autónoma.

6. MEDIDAS EN CASO DE VERTIDO ACCIDENTAL

Precauciones para el medio ambiente: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático. Los vertidos crean una película sobre la superficie del agua evitando la transferencia de oxígeno.

Precauciones personales: Aislar el área. Prohibir la entrada a la zona a personal innecesario. No fumar.

Evitar zonas bajas donde se pueden acumular vapores. Evitar cualquier posible fuente de ignición. Cortar el suministro eléctrico. Evitar las cargas electrostáticas.

Detoxificación y limpieza:

Derrames pequeños: Secar la superficie con materiales ignífugos y absorbentes. Depositar los residuos en contenedores cerrados para su posterior eliminación.

Derrames grandes: Evitar la extensión del líquido con barreras.

Protección personal: Guantes de PVC. Calzado de seguridad antiestático. Protección ocular en caso de riesgo de salpicaduras. En alta concentración de vapores, equipo de respiración autónoma.

7. MANIPULACIÓN Y ALMACENAMIENTO

Manipulación:

Precauciones generales: NO SE DEBE VENDER O ALMACENAR GASOLINA EN RECIPIENTES NO AUTORIZADOS PARA ELLO. Disponer de un sistema de ventilación adecuado que impida la formación de vapores, neblinas o aerosoles. Evitar la exposición a los vapores. En el trasvase utilizar guantes y gafas para protección de salpicaduras accidentales. No fumar y eliminar todas las posibles fuentes de ignición en el área de manejo y almacenamiento del producto. Para el trasvase utilizar equipos conectados a tierra. Evitar el mal uso del producto; por ejemplo emplearlo como un agente disolvente o de limpieza o succionar el producto de un depósito con un sifón para vaciarlo.

Condiciones específicas: Se recomienda control médico apropiado de la exposición al producto en el trabajo. Se deben emplear procedimientos especiales de limpieza y mantenimiento de los tanques para evitar la exposición a vapores y la asfixia (consultar códigos o manuales de seguridad).

Almacenamiento:

Temperatura y productos de descomposición: A elevadas temperaturas se puede generar monóxido de carbono (gas tóxico) por combustión incompleta.

Reacciones peligrosas: Material extremadamente inflamable y combustible.

Condiciones de almacenamiento: Guardar el producto en recipientes cerrados y etiquetados. Mantener los recipientes en lugar fresco y ventilado, alejados del calor y de fuentes de ignición. Mantener alejado de oxidantes fuertes.

Materiales incompatibles: Oxidantes fuertes.

8. CONTROLES DE EXPOSICIÓN/PROTECCIÓN PERSONAL

Equipos de protección personal:

Protección respiratoria: Máscara de protección respiratoria en presencia de vapores o equipo autónomo en altas concentraciones. *Protección ocular:* Gafas de seguridad. Lavaojos.

Protección cutánea: Guantes de PVC. Calzado de seguridad antiestático. *Otras protecciones:* Cremas protectoras para prevenir la irritación. Duchas en el área de trabajo.

Precauciones generales: Evitar el contacto prolongado y la inhalación de vapores.

Prácticas higiénicas en el trabajo: La ropa empapada de gasolina debe ser mojada con abundante agua (preferentemente bajo la ducha) para evitar el riesgo de inflamación y ser retirada lo más rápidamente posible, fuera del radio de acción cualquier fuente de ignición. Seguir medidas de cuidado e higiene de la piel, lavando con agua y jabón frecuentemente y aplicando cremas protectoras.

Controles de exposición:

Gasolina:

TLV/TWA (ACGIH), VLA/ED (INSHT): 300 ppm

TLV/STEL (ACGIH): 500 ppm

Umbral oloroso de detección: 0.25 ppm

Etil terc butil eter:

TLV/TWA (ACGIH), VLA-ED (INSHT): 5 ppm

9. PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS

Aspecto: Líquido brillante y claro.	pH: NP
Color: Verde.	Olor: Característico.
Intervalo de ebullición: PIE: 30 °C PFE: 210 °C máx. (ASTM D-86)	Punto vertido: NP
Punto de inflamación/Inflamabilidad: < -45.6 °C	Autoinflamabilidad: 279.8 °C
Propiedades explosivas: Lím. inferior explosivo: 1.4% Lím. superior explosivo: 7.4%	Propiedades comburentes: NP
Presión de vapor Reid: 50 - 80 KPa (invierno) 45 - 60 KPa (verano)	Densidad: 0.720 - 0.775 g/cm ³ a 15 °C
Tensión superficial: 19 - 23 dinas/cm a 25 °C	Coef. reparto (n-octanol/agua): 2.0 / 7.0
Densidad de vapor: 3.3 (aire: 1)	Calor de combustión: -42210 KJ/Kg (ASTM D-4529)
Hidrosolubilidad: 112 mg/l	Solubilidad: En disolventes del petróleo.
Otros datos relevantes: Viscosidad 38 °C: < 1 cSt (ASTM D-445) Azufre: 10 mg/Kg máx Plomo: 0.005 g/l máx (ASTM D-3237)	

10. ESTABILIDAD Y REACTIVIDAD

Estabilidad: Producto estable a temperatura ambiente. Inflamable a temperatura ambiente en presencia de fuentes de ignición.

Condiciones a evitar: Exposición a llamas, chispas, calor.

Incompatibilidades: Oxidantes fuertes.

Productos de descomposición/combustión peligrosos: CO₂, HO₂, CO (en caso de combustión incompleta) e hidrocarburos inquemados

Riesgo de polimerización: NP

Condiciones a evitar: NP

11. TOXICOLOGÍA

Vías de entrada: La inhalación es la ruta más frecuente de exposición. Contacto con la piel, ojos e ingestión son otras vías probables de exposición.

Efectos agudos y crónicos: La aspiración a los pulmones, como consecuencia de la ingestión o el vómito, es muy peligrosa y puede conducir a edema pulmonar. La inhalación produce irritación intensa de la garganta y los pulmones y también puede provocar somnolencia y vértigo. La ingestión causa vómitos y confusión. Los efectos crónicos a las exposiciones repetidas son irritación del tracto respiratorio y dermatitis.

Carcinogenicidad:

Clasificación IARC: Grupo 2B (El agente es posiblemente carcinogénico para el hombre)

Clasificación CEE: Categoría 2 (Sustancias que pueden considerarse como carcinogénicas para el hombre)

Toxicidad para la reproducción: No existen evidencias de toxicidad para la reproducción en mamíferos.

Condiciones médicas agravadas por la exposición: Problemas respiratorios y afecciones dermatológicas. Evitar el uso de epinefrina debido a posibles efectos adversos sobre el miocardio. No se debe ingerir alcohol dado que promueve la absorción intestinal de las gasolinas.

12. INFORMACIONES ECOLÓGICAS

Forma y potencial contaminante:

Persistencia y degradabilidad: Los microorganismos presentes en el agua y en los sedimentos son capaces de degradar los constituyentes de las gasolinas. La fracción aromática es muy tóxica debido a su relativa solubilidad y toxicidad acuática. Los componentes de menor peso molecular (C₇-C₉) se pierden rápidamente por evaporación, mientras que la biodegradación elimina básicamente los componentes de mayor peso molecular (C₁₀-C₁₂).

Movilidad/bioacumulación: No presenta problemas de bioacumulación ni de incidencia en la cadena trófica alimenticia. Los factores primarios que contribuyen a la movilidad de los componentes de la gasolina son: solubilidad en agua, absorción al suelo y biodegradabilidad. Presenta un potencial de contaminación física importante para los litorales costeros debido a su flotabilidad en agua.

Efecto sobre el medio ambiente/ecotoxicidad: El producto es tóxico para los organismos acuáticos y puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

13. CONSIDERACIONES SOBRE LA ELIMINACIÓN

Métodos de eliminación de la sustancia (excedentes): Combustión o incineración.

Residuos:

Eliminación: Los materiales muy contaminados se deben incinerar. Los menos contaminados pueden ser depositados en vertederos controlados. Remitirse a un gestor autorizado.

Manipulación: Los materiales contaminados por el producto presentan los mismos riesgos y necesitan las mismas precauciones que el producto y deben considerarse como residuo tóxico y peligroso. No desplazar nunca el producto a drenaje o alcantarillado. Los bidones semivacios son más peligrosos que los llenos.

Disposiciones: Los establecimientos y empresas que se dediquen a la recuperación, eliminación, recogida o transporte de residuos deberán cumplir las disposiciones autonómicas, nacionales o comunitarias en vigor, relativas a la gestión de residuos.

14. TRANSPORTE

Precauciones especiales: Estable a temperatura ambiente y durante el transporte. Almacenar en lugares frescos y ventilados.

Información complementaria:

Número ONU: 1203

Número de identificación del peligro: 33

Nombre de expedición: CARBURANTE PARA MOTORES O GASOLINA

ADR / RID: Clase 3. Código de clasificación: F1.

Grupo de embalaje: II

IATA-DGR: Clase 3. Grupo de embalaje II

IMDG: Clase 3. Grupo de embalaje II. CONTAMINANTE DEL MAR.

15. INFORMACIÓN REGLAMENTARIA

CLASIFICACIÓN

F+; R12
Carc. Cat. 2; R45
Xi; R38
Xn; R65
R67
N; R51/53

ETIQUETADO

Símbolos: F+, T, N.

Frases R:

R12: Extremadamente inflamable.

R38: Irrita la piel.

R45: Puede causar cáncer.

R65: Nocivo: si se ingiere puede causar daño pulmonar.

R67: La inhalación de vapores puede provocar somnolencia y vértigo.

R51/53: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

Frases S:

S23: No respirar los vapores.

S24: Evítese el contacto con la piel.

S29: No tirar los residuos por el desagüe.

S43: En caso de incendio utilizar agua pulverizada, espumas, polvo químico seco o CO2. No usar nunca chorro de agua a presión.

S45: En caso de accidente o malestar, acúdase inmediatamente al médico (si es posible, muéstrese la etiqueta).

S53: Evítese la exposición - recábense instrucciones especiales antes del uso.

S61: Evítese su liberación al medio ambiente. Recábense instrucciones específicas de la ficha de datos de seguridad.

S62: En caso de ingestión no provocar el vómito: acúdase inmediatamente al médico y muéstrese la etiqueta o el envase.



Otras regulaciones:

16. OTRAS INFORMACIONES

Bases de datos consultadas:

EINECS: European Inventory of Existing Commercial Substances.
 HSDB: US National Library of Medicine.
 RTECS: US Dept. of Health & Human Services
 CHRIS: US Dept. of Transportation.

Frases R incluidas en el documento:

R11: Fácilmente inflamable.

Normativa consultada:

Dir. 67/548/CEE de sustancias peligrosas (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor).
 Dir. 1999/45/CE de preparados peligrosos (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor).
 Dir. 91/689/CEE de residuos peligrosos / Dir. 91/156/CEE de gestión de residuos.
 Real Decreto 363/95: Reglamento sobre notificación de sustancias nuevas y clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas.
 Real Decreto 255/2003: Reglamento sobre clasificación, envasado y etiquetado de preparados peligrosos.
 Acuerdo Europeo sobre Transporte Internacional de Mercancías peligrosas por Carretera (ADR).
 Reglamento relativo al Transporte Internacional de Mercancías Peligrosas por Ferrocarril (RID).
 Regulaciones de la Organización Internacional de Aviación Civil (ICAO) y de la Asociación de Transporte Aéreo Internacional (IATA) relativas al transporte de mercancías peligrosas por vía aérea.
 Código Marítimo Internacional de Mercancías Peligrosas (IMDG).

GLOSARIO:

CAS: Servicio de Resúmenes Químicos
 IARC: Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer
 TLV: Valor Límite Umbral
 TWA: Media Ponderada en el tiempo
 STEL: Límite de Exposición de Corta

Duración

REL: Límite de Exposición Recomendada
 PEL: Límite de Exposición Permitido
 VLA: Valor Límite Ambiental

DL₅₀: Dosis Letal Media
 CL₅₀: Concentración Letal Media
 TDLo: Dosis Tóxica Mínima
 LDLo: Dosis Letal Mínima
 CE₅₀: Concentración Efectiva Media
 CI₅₀: Concentración Inhibitoria Media
 BOD: Demanda Biológica de Oxígeno.
 BEI: Índice de Exposición Biológica
 NP: No Pertinente
 | : Cambios respecto a la revisión anterior

La información que se suministra en este documento se ha recopilado en base a las mejores fuentes existentes y de acuerdo con los últimos conocimientos disponibles y con los requerimientos legales vigentes sobre clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas. Esto no implica que la información sea exhaustiva en todos los casos. Es responsabilidad del usuario determinar la validez de esta información para su aplicación en cada caso.

Ficha de Datos de Seguridad

(Conforme a la Dir. 93/112/CE)

Gasolina EFITEC 98

1. IDENTIFICACIÓN DEL PRODUCTO

Empresa: REPSOL COMERCIAL DE PRODUCTOS PETROLÍFEROS S.A. Dirección: Pº CASTELLANA, 278 28046-MADRID Tel. # 91 348 80 01 / 91 348 81 00 Fax # 91 348 88 03	Nombre del producto: GASOLINA EFITEC 98 Nombre químico: Gasolina sin plomo.	
	Sinónimos: NP	
Instituto Nacional de Toxicología: Teléfono de urgencia: 91 562 04 20	Fórmula: Mezcla compleja de hidrocarburos.	CAS # NP
	Nº CE (EINECS) # NP	Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE) # NP

2. COMPOSICIÓN

Composición general: Combinación compleja de hidrocarburos compuesta principalmente de hidrocarburos parafínicos, cicloparafínicos, aromáticos y olefínicos con números de carbonos mayores de C₂ y rango de ebullición 30 - 215 °C. Contiene pequeñas cantidades de aditivos.

Componentes peligrosos:	Rango %	Clasificación	
		R	S
Gasolina (> 0.1% benceno): Nº CAS # 86290-81-5 Nº CE (EINECS) # 289-220-8 Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE) # 649-378-00-4	85 máx.	F+; R12 Carc. Cat. 2; R45 Xi; R38 Xn; R65 R67 N; R51/53	S43-45-53-61-62
Etil terc butil éter (ETBE) Nº CAS # 637-92-3 Nº CE (EINECS) # 211-309-7	15 máx	F; R11	S7-16

3. IDENTIFICACIÓN DE PELIGROS	
FÍSICO / QUÍMICOS	TOXICOLÓGICOS (SÍNTOMAS)
Líquido extremadamente inflamable.	Inhalación: Los vapores y nieblas irritan las vías respiratorias, también pueden provocar somnolencia y vértigo. La exposición prolongada y repetida a altas concentraciones de vapor puede producir náuseas, dolor de cabeza, vómitos y alteraciones en el Sistema Nervioso Central.
Combustible.	Ingestión: Produce irritación en el tubo digestivo. A esto pueden seguir vómitos, diarrea, mareos e intoxicación.
Los vapores forman mezclas explosivas con el aire.	Aspiración: La aspiración de gasolina a los pulmones puede producir edema pulmonar.
Los vapores son más pesados que el aire y pueden desplazarse hacia fuentes remotas de ignición e inflamarse.	Contacto piel: El contacto prolongado y repetido puede producir irritación y causar dermatitis.
	Contacto ojos: Puede producir irritación, conjuntivitis y quemaduras.
	Efectos tóxicos generales: Nocivo: Si se ingiere puede causar daño pulmonar. Irrita la piel.

4. PRIMEROS AUXILIOS
Inhalación: Trasladar al afectado a una zona de aire fresco. Si la respiración es dificultosa practicar respiración artificial o aplicar oxígeno. Solicitar asistencia médica.
Ingestión: No administrar nada por la boca. NO INDUCIR EL VÓMITO. Solicitar asistencia médica.
Contacto piel: Quitar inmediatamente la ropa impregnada. Lavar las partes afectadas con agua y jabón.
Contacto ojos: Lavar abundantemente con agua durante unos 15 minutos. Solicitar asistencia médica.
Medidas generales: Solicitar asistencia médica.

5. MEDIDAS DE LUCHA CONTRA INCENDIOS
Medidas de extinción: Agua pulverizada, espuma, polvo químico, CO ₂ . NO UTILIZAR NUNCA CHORRO DE AGUA DIRECTO.
Contraindicaciones: NP
Productos de combustión: CO ₂ , H ₂ O, CO (en caso de combustión incompleta), hidrocarburos quemados.
Medidas especiales: Mantener alejados de la zona de fuego los recipientes con producto. Enfriar los recipientes expuestos a las llamas. Si no se puede extinguir el incendio dejar que se consuma controladamente. Consultar y aplicar planes de emergencia en el caso de que existan.
Peligros especiales: Material extremadamente inflamable/combustible. Puede inflamarse por calor, chispas, electricidad estática o llamas. Los vapores son más pesados que el aire y pueden desplazarse hacia fuentes remotas de ignición. Los contenedores pueden explotar con el calor del fuego. Peligro de explosión de vapores en el interior, exterior o en conductos. Vertido a una alcantarilla o similar puede inflamarse o explotar.
Equipos de protección: Prendas para lucha contra incendios resistentes al calor. Cuando exista alta concentración de vapores o humos utilizar aparato de respiración autónoma.

6. MEDIDAS EN CASO DE VERTIDO ACCIDENTAL

Precauciones para el medio ambiente: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático. Los vertidos crean una película sobre la superficie del agua evitando la transferencia de oxígeno.

Precauciones personales: Aislar el área. Prohibir la entrada a la zona a personal innecesario. No fumar.

Evitar zonas bajas donde se pueden acumular vapores. Evitar cualquier posible fuente de ignición. Cortar el suministro eléctrico. Evitar las cargas electrostáticas.

Detoxificación y limpieza:

Derrames pequeños: Secar la superficie con materiales ignífugos y absorbentes. Depositar los residuos en contenedores cerrados para su posterior eliminación.

Derrames grandes: Evitar la extensión del líquido con barreras.

Protección personal: Guantes de PVC. Calzado de seguridad antiestático. Protección ocular en caso de riesgo de salpicaduras. En alta concentración de vapores, equipo de respiración autónoma.

7. MANIPULACIÓN Y ALMACENAMIENTO

Manipulación:

Precauciones generales: NO SE DEBE VENDER O ALMACENAR GASOLINA EN RECIPIENTES NO AUTORIZADOS PARA ELLO. Disponer de un sistema de ventilación adecuado que impida la formación de vapores, neblinas o aerosoles. Evitar la exposición a los vapores. En el trasvase utilizar guantes y gafas para protección de salpicaduras accidentales. No fumar y eliminar todas las posibles fuentes de ignición en el área de manejo y almacenamiento del producto. Para el trasvase utilizar equipos conectados a tierra. Evitar el mal uso del producto; por ejemplo emplearlo como un agente disolvente o de limpieza o succionar el producto de un depósito con un sifón para vaciarlo.

Condiciones específicas: Se recomienda control médico apropiado de la exposición al producto en el trabajo. Se deben emplear procedimientos especiales de limpieza y mantenimiento de los tanques para evitar la exposición a vapores y la asfixia (consultar códigos o manuales de seguridad).

Almacenamiento:

Temperatura y productos de descomposición: A elevadas temperaturas se puede generar monóxido de carbono (gas tóxico) por combustión incompleta.

Reacciones peligrosas: Material extremadamente inflamable y combustible.

Condiciones de almacenamiento: Guardar el producto en recipientes cerrados y etiquetados. Mantener los recipientes en lugar fresco y ventilado, alejados del calor y de fuentes de ignición. Mantener alejado de oxidantes fuertes.

Materiales incompatibles: Oxidantes fuertes.

8. CONTROLES DE EXPOSICIÓN/PROTECCIÓN PERSONAL

Equipos de protección personal:

Protección respiratoria: Máscara de protección respiratoria en presencia de vapores o equipo autónomo en altas concentraciones. *Protección ocular:* Gafas de seguridad. Lavaojos.

Protección cutánea: Guantes de PVC. Calzado de seguridad antiestático. *Otras protecciones:* Cremas protectoras para prevenir la irritación. Duchas en el área de trabajo.

Precauciones generales: Evitar el contacto prolongado y la inhalación de vapores.

Prácticas higiénicas en el trabajo: La ropa empapada de gasolina debe ser mojada con abundante agua (preferentemente bajo la ducha) para evitar el riesgo de inflamación y ser retirada lo más rápidamente posible, fuera del radio de acción cualquier fuente de ignición. Seguir medidas de cuidado e higiene de la piel, lavando con agua y jabón frecuentemente y aplicando cremas protectoras.

Controles de exposición:

Gasolina:

TLV/TWA (ACGIH), VLA/ED (INSHT): 300 ppm

TLV/STEL (ACGIH): 500 ppm

Umbral oloroso de detección: 0.25 ppm

Etil terc. butil etc:

TLV/TWA (ACGIH), VLA-ED (INSHT): 5 ppm

9. PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS

Aspecto: Líquido brillante y claro.	pH: NP
Color: Verde.	Olor: Característico.
Intervalo de ebullición: PIE: 30 °C PFE: 210 °C máx. (ASTM D-86)	Punto vertido: NP
Punto de inflamación/Inflamabilidad: < -45.6 °C	Autoinflamabilidad: 279.8 °C
Propiedades explosivas: Lim. inferior explosivo: 1.4% Lim. superior explosivo: 7.4%	Propiedades comburentes: NP
Presión de vapor Reid: 50 - 80 KPa (invierno) 45 - 60 KPa (verano)	Densidad: 0.720 - 0.775 g/cm ³ a 15 °C
Tensión superficial: 19 - 23 dinas/cm a 25 °C	Coef. reparto (n-octanol/agua): 2.0 / 7.0
Densidad de vapor: 3.3 (aire: 1)	Calor de combustión: -42210 KJ/Kg (ASTM D-4529)
Hidrosolubilidad: 112 mg/l	Solubilidad: En disolventes del petróleo.
Otros datos relevantes: Viscosidad 38 °C: < 1 cSt (ASTM D-445) Azufre: 10 mg/Kg máx Plomo: 0.005 g/l máx (ASTM D-3237)	

10. ESTABILIDAD Y REACTIVIDAD

Estabilidad: Producto estable a temperatura ambiente. Inflamable a temperatura ambiente en presencia de fuentes de ignición.

Condiciones a evitar: Exposición a llamas, chispas, calor.

Incompatibilidades: Oxidantes fuertes.

Productos de descomposición/combustión peligrosos: CO₂, HO₂, CO (en caso de combustión incompleta) e hidrocarburos inquemados

Riesgo de polimerización: NP

Condiciones a evitar: NP

11. TOXICOLOGÍA

Vías de entrada: La inhalación es la ruta más frecuente de exposición. Contacto con la piel, ojos e ingestión son otras vías probables de exposición.

Efectos agudos y crónicos: La aspiración a los pulmones, como consecuencia de la ingestión o el vómito, es muy peligrosa y puede conducir a edema pulmonar. La inhalación produce irritación intensa de la garganta y los pulmones y también puede provocar somnolencia y vértigo. La ingestión causa vómitos y confusión. Los efectos crónicos a las exposiciones repetidas son irritación del tracto respiratorio y dermatitis.

Carcinogenicidad:

Clasificación IARC: Grupo 2B (El agente es posiblemente carcinogénico para el hombre)

Clasificación CEE: Categoría 2 (Sustancias que pueden considerarse como carcinogénicas para el hombre)

Toxicidad para la reproducción: No existen evidencias de toxicidad para la reproducción en mamíferos.

Condiciones médicas agravadas por la exposición: Problemas respiratorios y afecciones dermatológicas. Evitar el uso de epinefrina debido a posibles efectos adversos sobre el miocardio. No se debe ingerir alcohol dado que promueve la absorción intestinal de las gasolinas.

12. INFORMACIONES ECOLÓGICAS

Forma y potencial contaminante:

Persistencia y degradabilidad: Los microorganismos presentes en el agua y en los sedimentos son capaces de degradar los constituyentes de las gasolinas. La fracción aromática es muy tóxica debido a su relativa solubilidad y toxicidad acuática. Los componentes de menor peso molecular (C₃-C₆) se pierden rápidamente por evaporación, mientras que la biodegradación elimina básicamente los componentes de mayor peso molecular (C₁₀-C₁₁).

Movilidad/bioacumulación: No presenta problemas de bioacumulación ni de incidencia en la cadena trófica alimenticia. Los factores primarios que contribuyen a la movilidad de los componentes de la gasolina son: solubilidad en agua, absorción al suelo y biodegradabilidad. Presenta un potencial de contaminación física importante para los litorales costeros debido a su flotabilidad en agua.

Efecto sobre el medio ambiente/ecotoxicidad: El producto es tóxico para los organismos acuáticos y puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

13. CONSIDERACIONES SOBRE LA ELIMINACIÓN

Métodos de eliminación de la sustancia (excedentes): Combustión o incineración.

Residuos:

Eliminación: Los materiales muy contaminados se deben incinerar. Los menos contaminados pueden ser depositados en vertederos controlados. Remitirse a un gestor autorizado.

Manipulación: Los materiales contaminados por el producto presentan los mismos riesgos y necesitan las mismas precauciones que el producto y deben considerarse como residuo tóxico y peligroso. No desplazar nunca el producto a drenaje o alcantarillado. Los bidones semivacíos son más peligrosos que los llenos.

Disposiciones: Los establecimientos y empresas que se dediquen a la recuperación, eliminación, recogida o transporte de residuos deberán cumplir las disposiciones autonómicas, nacionales o comunitarias en vigor, relativas a la gestión de residuos.

14. TRANSPORTE

Precauciones especiales: Estable a temperatura ambiente y durante el transporte. Almacenar en lugares frescos y ventilados.

Información complementaria:

Número ONU: 1203

Número de identificación del peligro: 33

Nombre de expedición: CARBURANTE PARA MOTORES O GASOLINA

ADR / RID: Clase 3. Código de clasificación: F1.

Grupo de embalaje: II

IATA-DGR: Clase 3. Grupo de embalaje II

IMDG: Clase 3. Grupo de embalaje II. CONTAMINANTE DEL MAR.

15. INFORMACIÓN REGLAMENTARIA

CLASIFICACIÓN

ETIQUETADO

N

Símbolos: F+, T, N.

Frases R:

R12: Extremadamente inflamable.

R38: Irrita la piel.

R45: Puede causar cáncer.

R65: Nocivo: si se inhala puede causar daño pulmonar.

R67: La inhalación de vapores puede provocar somnolencia y vértigo.

R51/53: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

Frases S:

S23: No respirar los vapores.

S24: Evítese el contacto con la piel.

S29: No tirar los residuos por el desagüe.

S43: En caso de incendio utilizar agua pulverizada, espumas, polvo químico seco o CO2. No usar nunca chorro de agua a presión.

S45: En caso de accidente o malestar, acúdase inmediatamente al médico (si es posible, muéstresele la etiqueta).

S53: Evítese la exposición - recábense instrucciones especiales antes del uso.

S61: Evítese su liberación al medio ambiente. Recábense instrucciones específicas de la ficha de datos de seguridad.

S62: En caso de ingestión no provocar el vómito: acúdase inmediatamente al médico y muéstresele la etiqueta o el envase.



Otras regulaciones:

16. OTRAS INFORMACIONES

Bases de datos consultadas:

EINECS: European Inventory of Existing Commercial Substances.
 HSDB: US National Library of Medicine.
 RTECS: US Dept. of Health & Human Services
 CHRIS: US Dept. of Transportation.

Frases R incluidas en el documento:

R11: Fácilmente inflamable.

Normativa consultada:

Dir. 67/548/CEE de sustancias peligrosas (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor).
 Dir. 1999/45/CE de preparados peligrosos (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor).
 Dir. 91/689/CEE de residuos peligrosos / Dir. 91/156/CEE de gestión de residuos.
 Real Decreto 363/95: Reglamento sobre notificación de sustancias nuevas y clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas.
 Real Decreto 255/2003: Reglamento sobre clasificación, envasado y etiquetado de preparados peligrosos.
 Acuerdo Europeo sobre Transporte Internacional de Mercancías peligrosas por Carretera (ADR).
 Reglamento relativo al Transporte Internacional de Mercancías Peligrosas por Ferrocarril (RID).
 Regulaciones de la Organización Internacional de Aviación Civil (ICAO) y de la Asociación de Transporte Aéreo Internacional (IATA) relativas al transporte de mercancías peligrosas por vía aérea.
 Código Marítimo Internacional de Mercancías Peligrosas (IMDG).

GLOSARIO:

CAS: Servicio de Resúmenes Químicos
 IARC: Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer
 TLV: Valor Límite Umbral
 TWA: Media Ponderada en el tiempo
 STEL: Límite de Exposición de Corta

Duración

REL: Límite de Exposición Recomendada
 PEL: Límite de Exposición Permitido
 VLA: Valor Límite Ambiental

DL₅₀: Dosis Letal Media
 CL₅₀: Concentración Letal Media
 TDL₀: Dosis Tóxica Mínima
 LDL₀: Dosis Letal Mínima
 CE₅₀: Concentración Efectiva Media
 CI₅₀: Concentración Inhibitoria Media
 BOD: Demanda Biológica de Oxígeno.
 BEI: Índice de Exposición Biológica
 NP: No Pertinente
 | : Cambios respecto a la revisión anterior

La información que se suministra en este documento se ha recopilado en base a las mejores fuentes existentes y de acuerdo con los últimos conocimientos disponibles y con los requerimientos legales vigentes sobre clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas. Esto no implica que la información sea exhaustiva en todos los casos. Es responsabilidad del usuario determinar la validez de esta información para su aplicación en cada caso.

Ficha de Datos de Seguridad

(Conforme a la Dir. 93/112/CE)

Gasolina SIN PLOMO 97 IO

1. IDENTIFICACIÓN DEL PRODUCTO

Empresa: REPSOL COMERCIAL DE PRODUCTOS PETROLÍFEROS S.A. Dirección: Pº de la Castellana, 278 28046-MADRID Tel. # 91 348 80 01 / 91 348 81 00 Fax # 91 348 88 03	Nombre del producto: GASOLINA SIN PLOMO 97 IO Nombre químico: Gasolina sin plomo	
	Sinónimos: NP	
Tel. # 91 348 80 01 / 91 348 81 00 Fax # 91 348 88 03	Fórmula: Mezcla compleja de hidrocarburos	CAS# NP
Instituto Nacional de Toxicología Teléfono de urgencia: 91 562 04 20	Nº CE (EINECS)# NP	Nº Anexo I (67/548/CEE)# NP

2. COMPOSICIÓN

Composición general: Combinación compleja de hidrocarburos compuesta principalmente de hidrocarburos parafínicos, cicloparafínicos, aromáticos y olefínicos con números de carbonos mayores de C₃ y rango de ebullición 30- 210 °C. Contiene pequeñas cantidades de aditivos.

Componentes peligrosos:	Rango (%)	Clasificación	
		R	S
Gasolina (≥ 0.1% benceno) Nº Anexo I: 649-378-00-4 Nº CAS: 86290-81-5 Nº CE (EINECS): 289-220-8	>85	F+; R12 Carc. Cat. 2; R45 Xi; R38 Xn; R65 R67 N; R51/53	S53-43-45-61-62
Etil terc butil éter (ETBE) Nº CAS # 637-92-3 Nº CE (EINECS) # 211-309-7	15 máx	F; R11	S7-16

3. IDENTIFICACIÓN DE PELIGROS	
FÍSICO / QUÍMICOS	TOXICOLÓGICOS (SÍNTOMAS)
Líquido extremadamente inflamable.	Inhalación: Los vapores y nieblas irritan las vías respiratorias, también pueden provocar somnolencia y vértigo. La exposición prolongada y repetida a altas concentraciones de vapor puede producir náuseas, dolor de cabeza, vómitos y alteraciones en el Sistema Nervioso Central.
Combustible.	Ingestión: Produce irritación en el tubo digestivo. A esto pueden seguir vómitos, diarrea, mareos e intoxicación.
Los vapores forman mezclas explosivas con el aire.	Aspiración: La aspiración de gasolina a los pulmones puede producir edema pulmonar.
Los vapores son más pesados que el aire y pueden desplazarse hacia fuentes remotas de ignición e inflamarse.	Contacto piel: El contacto prolongado y repetido puede producir irritación y causar dermatitis. Contacto ojos: Puede producir irritación, conjuntivitis y quemaduras.
	Efectos tóxicos generales: Nocivo: Si se ingiere puede causar daño pulmonar. Irrita la piel.
4. PRIMEROS AUXILIOS	
Inhalación: Trasladar al afectado a una zona de aire fresco. Si la respiración es dificultosa practicar respiración artificial o aplicar oxígeno. Solicitar asistencia médica.	
Ingestión: No administrar nada por la boca. NO INDUCIR EL VÓMITO. Solicitar asistencia médica.	
Contacto piel: Quitar inmediatamente la ropa impregnada. Lavar las partes afectadas con agua y jabón.	
Contacto ojos: Lavar abundantemente con agua durante unos 15 minutos. Solicitar asistencia médica.	
Medidas generales: Solicitar asistencia médica.	
5. MEDIDAS DE LUCHA CONTRA INCENDIOS	
Medidas de extinción: Agua pulverizada, espuma, polvo químico, CO ₂ . NO UTILIZAR NUNCA CHORRO DE AGUA DIRECTO.	
Contraindicaciones: NP	
Productos de combustión: CO ₂ , H ₂ O, CO (en caso de combustión incompleta), hidrocarburos inquemados.	
Medidas especiales: Mantener alejados de la zona de fuego los recipientes con producto. Enfriar los recipientes expuestos a las llamas. Si no se puede extinguir el incendio dejar que se consuma controladamente. Consultar y aplicar planes de emergencia en el caso de que existan.	
Peligros especiales: Material extremadamente inflamable/combustible. Puede inflamarse por calor, chispas, electricidad estática o llamas. Los vapores son más pesados que el aire y pueden desplazarse hacia fuentes remotas de ignición. Los contenedores pueden explotar con el calor del fuego. Peligro de explosión de vapores en el interior, exterior o en conductos. Vertido a una alcantarilla o similar puede inflamarse o explotar.	
Equipos de protección: Prendas para lucha contra incendios resistentes al calor. Cuando exista alta concentración de vapores o humos utilizar aparato de respiración autónoma.	

6. MEDIDAS EN CASO DE VERTIDO ACCIDENTAL

Precauciones para el medio ambiente: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático. Los vertidos crean una película sobre la superficie del agua evitando la transferencia de oxígeno.

Precauciones personales: Aislar el área. Prohibir la entrada a la zona a personal innecesario. No fumar.

Evitar zonas bajas donde se pueden acumular vapores. Evitar cualquier posible fuente de ignición. Cortar el suministro eléctrico. Evitar las cargas electrostáticas.

Detoxificación y limpieza:

Derrames pequeños: Secar la superficie con materiales ignífugos y absorbentes. Depositar los residuos en contenedores cerrados para su posterior eliminación.

Derrames grandes: Evitar la extensión del líquido con barreras.

Protección personal: Guantes de PVC. Calzado de seguridad antiestático. Protección ocular en caso de riesgo de salpicaduras. En alta concentración de vapores, equipo de respiración autónoma.

7. MANIPULACIÓN Y ALMACENAMIENTO

Manipulación:

Precauciones generales Disponer de un sistema de ventilación adecuado que impida la formación de vapores, neblinas o aerosoles. Evitar la exposición a los vapores. En el trasvase utilizar guantes y gafas para protección de salpicaduras accidentales. No fumar y eliminar todas las posibles fuentes de ignición en el área de manejo y almacenamiento del producto. Para el trasvase utilizar equipos conectados a tierra Evitar el mal uso del producto; por ejemplo emplearlo como un agente disolvente o de limpieza o succionar el producto de un depósito con un sifón para vaciarlo.

Condiciones específicas: Se recomienda control médico apropiado de la exposición al producto en el trabajo. Se deben emplear procedimientos especiales de limpieza y mantenimiento de los tanques para evitar la exposición a vapores y la asfixia (consultar códigos o manuales de seguridad).

Almacenamiento:

Temperatura y productos de descomposición: A elevadas temperaturas se puede generar monóxido de carbono (gas tóxico) por combustión incompleta.

Reacciones peligrosas: Material extremadamente inflamable y combustible.

Condiciones de almacenamiento: Guardar el producto en recipientes cerrados y etiquetados. Mantener los recipientes en lugar fresco y ventilado, alejados del calor y de fuentes de ignición. Mantener alejado de oxidantes fuertes.

Materiales incompatibles: Oxidantes fuertes.

8. CONTROLES DE EXPOSICIÓN/PROTECCIÓN PERSONAL

Equipos de protección personal:

Protección respiratoria: Máscara de protección respiratoria en presencia de vapores o equipo autónomo en altas concentraciones.

Protección ocular: Gafas de seguridad. Lavaojos.

Protección cutánea: Guantes de PVC. Calzado de seguridad antiestático.

Otras protecciones: Cremas protectoras para prevenir la irritación. Duchas en el área de trabajo.

Precauciones generales: Evitar el contacto prolongado y la inhalación de vapores.

Prácticas higiénicas en el trabajo: La ropa empapada de gasolina debe ser mojada con abundante agua (preferentemente bajo la ducha) para evitar el riesgo de inflamación y ser retirada lo más rápidamente posible, fuera del radio de acción cualquier fuente de ignición. Seguir medidas de cuidado e higiene de la piel, lavando con agua y jabón frecuentemente y aplicando cremas protectoras.

Controles de exposición:

Gasolina:

TLV/TWA (ACGIH), ~~VLA/ED (INSHT)~~, 300 ppm

TLV/STEL (ACGIH): 500 ppm

Umbral oloroso de detección: 0.25 ppm

Etil terc butil eter:

TLV/TWA (ACGIH), VLA-ED (INSHT): 5 ppm

Eliminado

9. PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS

Aspecto: Líquido brillante y claro	pH: NP
Color: Amarillo	Olor: Característico
Intervalo de ebullición: PIE: 30 °C PFE: 210 °C máx. (ASTM D-86)	Punto vertido: NP
Punto de inflamación/Inflamabilidad: < -45.6 °C	Autoinflamabilidad:
Propiedades explosivas: Lim. inferior explosivo: 1.4% Lim. superior explosivo: 7.4%	Propiedades comburentes: 660 min. (ASTM D-525)
Presión de vapor Reid: 50-80 KPa (invierno) 45-60 KPa (verano)	Densidad : 0.720-0.775 g/cm ³ a 15 °C
Tensión superficial: 19-23 dinas/cm a 25 °C	Coef. reparto (n-octanol/agua): 2.0/7.0
Densidad de vapor: 3.3 (aire=1)	Calor de combustión: -42210 KJ/Kg (ASTM D-4529)
Hidrosolubilidad: 112 mg/l	Solubilidad: En disolventes del petróleo.
Otros datos relevantes: Viscosidad 38 °C < 1 cSt Azufre: 50 mg/Kg máx Plomo: 0.003 g/l máx (EN 237)	

Eliminado: 0.015%

10. ESTABILIDAD Y REACTIVIDAD	
Estabilidad: Producto estable a temperatura ambiente. Inflamable a temperatura ambiente en presencia de fuentes de ignición.	Condiciones a evitar: Exposición a llamas, chispas, calor.
Incompatibilidades: Oxidantes fuertes.	
Productos de descomposición/combustión peligrosos: CO ₂ , HO ₂ , CO (en caso de combustión incompleta) e hidrocarburos inquemados	
Riesgo de polimerización: NP	Condiciones a evitar: NP
11. TOXICOLOGÍA	
Vías de entrada: La inhalación es la ruta más frecuente de exposición. Contacto con la piel, ojos e ingestión son otras vías probables de exposición.	
Efectos agudos y crónicos: La aspiración a los pulmones, como consecuencia de la ingestión o el vómito, es muy peligrosa y puede conducir a edema pulmonar. La inhalación produce irritación intensa de la garganta y los pulmones, también puede provocar somnolencia y vértigo. La ingestión causa vómitos y confusión. Los efectos crónicos a las exposiciones repetidas son irritación del tracto respiratorio y dermatitis. LC ₅₀ > 5 ml/l/4h (inhalación-rata) LD ₅₀ > 5 g/Kg (oral-rata)	
Carcinogenicidad: <u>Clasificación IARC:</u> Grupo 2B (El agente es posiblemente carcinogénico para el hombre) <u>Clasificación CEE:</u> Categoría 2 (Sustancias que pueden considerarse como carcinogénicas para el hombre)	
Toxicidad para la reproducción: No existen evidencias de toxicidad para la reproducción en mamíferos.	
Condiciones médicas agravadas por la exposición: Problemas respiratorios y afecciones dermatológicas. Evitar el uso de epinefrina debido a posibles efectos adversos sobre el miocardio. No se debe ingerir alcohol dado que promueve la absorción intestinal de las gasolinas.	
12. INFORMACIONES ECOLÓGICAS	
Forma y potencial contaminante: <i>Persistencia y degradabilidad:</i> Los microorganismos presentes en el agua y en los sedimentos son capaces de degradar los constituyentes de las gasolinas. La fracción aromática es muy tóxica debido a su relativa solubilidad y toxicidad acuática. Los componentes de menor peso molecular (C ₃ -C ₈) se pierden rápidamente por evaporación, mientras que la biodegradación elimina básicamente los componentes de mayor peso molecular (C ₁₀ -C ₁₁). <i>Movilidad/bioacumulación:</i> No presenta problemas de bioacumulación ni de incidencia en la cadena trófica alimenticia. Los factores primarios que contribuyen a la movilidad de los componentes de la gasolina son: solubilidad en agua, absorción al suelo y biodegradabilidad. Presenta un potencial de contaminación física importante para los litorales costeros debido a su flotabilidad en agua. Efecto sobre el medio ambiente/ecotoxicidad: El producto es tóxico para los organismos acuáticos y puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.	

13. CONSIDERACIONES SOBRE LA ELIMINACIÓN

Métodos de eliminación de la sustancia (excedentes): Combustión o incineración.

Residuos:

Eliminación: Los materiales muy contaminados se deben incinerar. Los menos contaminados pueden ser depositados en vertederos controlados. Remitirse a un gestor autorizado.

Manipulación: Los materiales contaminados por el producto presentan los mismos riesgos y necesitan las mismas precauciones que el producto y deben considerarse como residuo tóxico y peligroso. No desplazar nunca el producto a drenaje o alcantarillado. Los bidones semivacios son más peligrosos que los llenos.

Disposiciones: Los establecimientos y empresas que se dediquen a la recuperación, eliminación, recogida o transporte de residuos deberán cumplir las disposiciones autonómicas, nacionales o comunitarias en vigor, relativas a la gestión de residuos.

14. TRANSPORTE

Precauciones especiales: Estable a temperatura ambiente y durante el transporte. Almacenar en lugares frescos y ventilados.

Información complementaria:

Número ONU: 1203

Número de identificación del peligro: 33

Nombre de expedición: CARBURANTE PARA MOTORES O GASOLINA

ADR / RID: Clase 3. Código de clasificación: F1.

Grupo de embalaje: II

IATA-DGR: Clase 3. Grupo de embalaje II

IMDG: Clase 3. Grupo de embalaje II. CONTAMINANTE DEL MAR.

15. INFORMACIÓN REGLAMENTARIA

CLASIFICACIÓN

F+; R12
Carc. Cat. 2; R45
Xi; R38
Xn; R65
R67
N; R51/53

ETIQUETADO

Símbolos: F+, T, N.

Frases R:

R12: Extremadamente inflamable.

R38: Irrita la piel.

R45: Puede causar cáncer.

R65: Nocivo: si se ingiere puede causar daño pulmonar.

R67: La inhalación de vapores puede provocar somnolencia y vértigo.

R51/53: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

Frases S:

S23: No respirar los vapores.

S24: Evítese el contacto con la piel.

S29: No tirar los residuos por el desagüe.

S43: En caso de incendio utilizar agua pulverizada, espumas, polvo químico seco o CO2. No usar nunca chorro de agua a presión.

S45: En caso de accidente o malestar, acúdase inmediatamente al médico (si es posible, muéstrele la etiqueta).

S53: Evítese la exposición - recábense instrucciones especiales antes del uso.

S61: Evítese su liberación al medio ambiente. Recábense instrucciones específicas de la ficha de datos de seguridad.

S62: En caso de ingestión no provocar el vómito: acúdase inmediatamente al médico y muéstrele la etiqueta o el envase.



Otras regulaciones:

16. OTRAS INFORMACIONES

Bases de datos consultadas:

EINECS: European Inventory of Existing Commercial Substances.
 HSDB: US National Library of Medicine.
 RTECS: US Dept. of Health & Human Services

Frases R incluidas en el documento:

R11: Fácilmente inflamable

Normativa consultada:

Dir. 67/548/CEE de sustancias peligrosas (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor).
 Dir. 1999/45/CE de preparados peligrosos (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor).
 Dir. 91/689/CEE de residuos peligrosos / Dir. 91/156/CEE de gestión de residuos.

Real Decreto 363/95: Reglamento sobre notificación de sustancias nuevas y clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas.

Real Decreto 255/2003: Reglamento sobre clasificación, envasado y etiquetado de preparados peligrosos.

Acuerdo Europeo sobre Transporte Internacional de Mercancías peligrosas por carretera (ADR).
 Reglamento relativo al Transporte Internacional de Mercancías Peligrosas por Ferrocarril (RID).
 Código Marítimo Internacional de Mercancías Peligrosas (IMDG).
 Asociación de Transporte Aéreo Internacional (IATA) relativas al transporte de mercancías peligrosas por vía aérea.

GLOSARIO:

CAS: Servicio de Resúmenes Químicos
 IARC: Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer
 TLV: Valor Límite Umbral
 TWA: Media Ponderada en el tiempo
 STEL: Límite de Exposición de Corta

Duración

REL: Límite de Exposición Recomendada
 PEL: Límite de Exposición Permitido
 VLA: Valor Límite Ambiental

DL₅₀: Dosis Letal Media
 CL₅₀: Concentración Letal Media
 TDLo: Dosis Tóxica Mínima
 LDLo: Dosis Letal Mínima
 CE₅₀: Concentración Efectiva Media
 CI₅₀: Concentración Inhibitoria Media
 BOD: Demanda Biológica de Oxígeno.
 BEI: Índice de Exposición Biológica
 NP: No Pertinente
 | : Cambios respecto a la revisión anterior

La información que se suministra en este documento se ha recopilado en base a las mejores fuentes existentes y de acuerdo con los últimos conocimientos disponibles y con los requerimientos legales vigentes sobre clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas. Esto no implica que la información sea exhaustiva en todos los casos. Es responsabilidad del usuario determinar la validez de esta información para su aplicación en cada caso.

Ficha de Datos de Seguridad

(Conforme a la Dir. 93/112/CE)

Diesel e⁺

1. IDENTIFICACIÓN DEL PRODUCTO		
Empresa: REPSOL COMERCIAL DE PRODUCTOS PETROLÍFEROS S.A. Dirección: Pº de la Castellana, 278 28046-MADRID Tel. # 91 348 80 01 / 91 348 81 00 Fax # 91 348 88 03	Nombre del producto: DIESEL e ⁺ Nombre químico: Gasóleo. Sinónimos: Combustibles, para motor diesel; gasóleo. Gasóleo de automoción.	
	Fórmula: Mezcla compleja de hidrocarburos del petróleo.	CAS # NP
Instituto Nacional de Toxicología: Teléfono de urgencia: 91 562 04 20	Nº CE (EINECS) # NP	Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE) # NP

2. COMPOSICIÓN			
Composición general: Combinación compleja de hidrocarburos producida por la destilación del petróleo crudo. Compuesta de hidrocarburos con un número de carbonos en su mayor parte dentro del intervalo de C ₇ a C ₂₀ y con un intervalo de ebullición aproximado de 163 °C a 357 °C. Contiene aditivos específicos.			
Componentes peligrosos:	Rango %	Clasificación	
		R	S
Combustibles, para motor diesel; gasóleo: Nº CAS # 68334-30-5 Nº CE (EINECS)# 269-822-7 Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE) # 649-224-00-6	> 90	Carc. Cat. 3; R40 Xn; R65 R66 N; R51/53	S36/37-61-62

3. IDENTIFICACIÓN DE PELIGROS	
FÍSICO / QUÍMICOS	TOXICOLÓGICOS (SÍNTOMAS)
Combustible si se calienta por encima de su punto de inflamación.	<p>Inhalación: La exposición repetida y prolongada a altas concentraciones de vapor causa irritación de las vías respiratorias y alteraciones del sistema nervioso central. En casos extremos puede dar lugar a neumonía química.</p> <p>Ingestión: Causa irritación en la garganta y estómago.</p> <p>Aspiración: La aspiración de gasóleo a los pulmones puede producir daño pulmonar.</p> <p>Contacto piel: El contacto prolongado y repetido puede producir irritación y causar dermatitis.</p> <p>Contacto ojos: El contacto con los ojos puede causar irritación si se produce en altas concentraciones.</p> <p>Efectos tóxicos generales: Peligro de aspiración hacia los pulmones. Los efectos más comunes son irritación de las vías respiratorias, ojos y piel. Posibles efectos cancerígenos.</p>
4. PRIMEROS AUXILIOS	
<p>Inhalación: Trasladar al afectado a una zona de aire fresco. Si la respiración es dificultosa practicar respiración artificial o aplicar oxígeno.</p> <p>Ingestión/aspiración: NO INDUCIR EL VÓMITO para evitar la aspiración hacia los pulmones. En caso de entrada accidental de pequeñas cantidades de producto a la boca es suficiente el enjuague de la misma hasta la desaparición del sabor.</p> <p>Contacto piel: Quitar inmediatamente la ropa impregnada. Lavar las partes afectadas con agua y jabón.</p> <p>Contacto ojos: Lavar abundantemente con agua durante unos 15 minutos. Solicitar asistencia médica.</p> <p>Medidas generales: Solicitar asistencia médica.</p>	
5. MEDIDAS DE LUCHA CONTRA INCENDIOS	
<p>Medidas de extinción: Agua pulverizada, espuma, polvo químico, CO₂. NO UTILIZAR NUNCA CHORRO DE AGUA DIRECTO.</p>	
<p>Contraindicaciones: NP</p>	
<p>Productos de combustión: CO, CO₂, H₂O, hidrocarburos inquemados, hollín.</p>	
<p>Medidas especiales: Mantener alejados de la zona de fuego los recipientes con producto. Enfriar los recipientes expuestos a las llamas. Si no se puede extinguir el incendio dejar que se consuma controladamente. Consultar y aplicar planes de emergencia en caso de que existan.</p>	
<p>Peligros especiales: Material combustible. Puede arder por calor, chispas, electricidad estática o llamas. El vapor puede alcanzar fuentes remotas de ignición e inflamarse. Los recipientes, incluso vacíos, pueden explotar con el calor desprendido por el fuego. Peligro de explosión de vapores en el interior, exterior o en conductos. Nunca verter a una alcantarilla o drenaje, puede inflamarse o explotar.</p>	
<p>Equipos de protección: Prendas para lucha contra incendios resistentes al calor. Cuando exista alta concentración de vapores o humos utilizar aparato de respiración autónoma.</p>	

6. MEDIDAS EN CASO DE VERTIDO ACCIDENTAL	
<p>Precauciones para el medio ambiente: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático. Los vertidos forman una película sobre la superficie del agua impidiendo la transferencia de oxígeno.</p>	<p>Precauciones personales: Aislar el área. Eliminar todas las fuentes de ignición; evitar chispas, llamas o fumar en la zona afectada.</p>
<p>Eliminación y limpieza: <u>Derrames pequeños:</u> Secar la superficie con materiales ignífugos y absorbentes. Depositar los residuos en contenedores cerrados para su posterior eliminación. <u>Derrames grandes:</u> Evitar la extensión del líquido con barreras.</p>	<p>Protección personal: Guantes impermeables. Calzado de seguridad. Protección ocular en caso de riesgo de salpicaduras. Aparatos de respiración autónoma si es necesario.</p>

7. MANIPULACIÓN Y ALMACENAMIENTO
<p>Manipulación:</p> <p><i>Precauciones generales:</i> NO SE DEBE VENDER O ALMACENAR GASOIL EN RECIPIENTES NO APROPIADOS PARA ELLO. No debe utilizarse el producto para usos distintos de los especificados: combustible de automoción. Evitar la exposición a los vapores. En el trasvase utilizar guantes y gafas para protección de salpicaduras accidentales. No fumar en las áreas de manipulación del producto. Para el trasvase utilizar equipos conectados a tierra.</p> <p><i>Condiciones específicas:</i> En lugares cerrados usar sistema de ventilación local eficiente y antideflagrante. En trabajos en tanques vacíos no se debe soldar o cortar sin haber vaciado, purgado los tanques y realizado pruebas de explosividad. Se deben emplear procedimientos especiales de limpieza y mantenimiento de los tanques para evitar la exposición a vapores y la asfixia (consultar manuales de seguridad).</p>
<p>Almacenamiento:</p> <p><i>Temperatura y productos de descomposición:</i> Puede producir monóxido de carbono y vapores irritantes, en combustión incompleta.</p> <p><i>Reacciones peligrosas:</i> Material combustible.</p> <p><i>Condiciones de almacenamiento:</i> Guardar el producto en recipientes cerrados y etiquetados. Mantener los recipientes en lugares frescos y ventilados, alejados del calor y de fuentes de ignición. Mantener los recipientes alejados de oxidantes fuertes.</p> <p><i>Materiales incompatibles:</i> Oxidantes fuertes.</p>

10. ESTABILIDAD Y REACTIVIDAD	
Estabilidad: Producto estable a temperatura ambiente. Combustible por encima de su punto de ebullición.	Condiciones a evitar: Exposición a llamas, chispas, calor.
Incompatibilidades: Oxidantes fuertes.	
Productos de combustión/descomposición peligrosos: CO ₂ , H ₂ O, CO (en caso de combustión incompleta), hidrocarburos quemados	
Riesgo de polimerización: NP	Condiciones a evitar: NP
11. TOXICOLOGÍA	
Vías de entrada: La inhalación es la ruta más frecuente de exposición. Contacto con la piel, ojos e ingestión son otras vías probables de exposición.	
Efectos agudos y crónicos: La aspiración a los pulmones como consecuencia de la ingestión o el vómito, es muy peligrosa. La inhalación produce irritación de las vías respiratorias y el contacto prolongado y repetido irritación de piel y ojos. Posibles efectos cancerígenos. DL ₅₀ > 5 g/Kg (oral-rata)	
Carcinogenicidad: Clasificación CE: Categoría 3 (Sustancias cuyos posibles efectos carcinogénicos en el hombre son preocupantes, pero de las que no se dispone de información suficiente para realizar una evaluación satisfactoria)	
Toxicidad para la reproducción: No existen evidencias de toxicidad para la reproducción en mamíferos.	
Condiciones médicas agravadas por la exposición: Problemas respiratorios y afecciones dermatológicas. No se debe ingerir alcohol dado que promueve la absorción intestinal de los gasóleos.	
12. INFORMACIONES ECOLÓGICAS	
Forma y potencial contaminante:	
<i>Persistencia y degradabilidad:</i> Liberado en el medio ambiente los componentes más ligeros tenderán a evaporarse y fotooxidarse por reacción con los radicales hidroxilos, el resto de los componentes más pesados también pueden estar sujetos a fotooxidación pero lo normal es que sean absorbidos por el suelo o sedimentos. Liberado en el agua flota y se separa y aunque es muy poco soluble en agua, los componentes más solubles podrán disolverse y dispersarse. En suelos y sedimentos, bajo condiciones aeróbicas, la mayoría de los componentes del gasóleo están sujetos a procesos de biodegradación, siendo en condiciones anaerobias más persistente. Posee un DBO de 8% en cinco días.	
<i>Movilidad/bioacumulación:</i> Los log K _{ow} de los componentes del gasóleo sugieren su bioacumulación, pero los datos de literatura demuestran que esos organismos testados son capaces de metabolizar los hidrocarburos del gasóleo.	
Efecto sobre el medio ambiente/ecotoxicidad: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.	

13. CONSIDERACIONES SOBRE LA ELIMINACIÓN

Métodos de eliminación de la sustancia (excedentes): Combustión o incineración.

Residuos:

Eliminación: Los materiales muy contaminados se deben incinerar. Los menos contaminados pueden ser depositados en vertederos controlados. Remitirse a un gestor autorizado.

Manipulación: Los materiales contaminados por el producto presentan los mismos riesgos y necesitan las mismas precauciones que el producto y deben considerarse como residuo tóxico y peligroso. No desplazar nunca el producto a drenaje o alcantarillado.

Disposiciones: Los establecimientos y empresas que se dediquen a la recuperación, eliminación, recogida o transporte de residuos deberán cumplir las disposiciones autonómicas, nacionales o comunitarias en vigor, relativas a la gestión de residuos.

14. TRANSPORTE

Precauciones especiales: Estable a temperatura ambiente y durante el transporte. Almacenar en lugares frescos y ventilados.

Información complementaria:

Número ONU: 1202

Número de identificación de peligro: 30

Nombre de expedición: COMBUSTIBLES PARA MOTORES DIESEL o GASÓLEO o ACEITE MINERAL PARA CALDEO LIGERO.

ADR / RID: Clase 3. Código de Clasificación: F1.

Grupo de embalaje: III

IATA-DGR: Clase 3. Grupo de embalaje: III

IMDG: Clase 3. Grupo de embalaje/ envase: III.

15. INFORMACIÓN REGLAMENTARIA

CLASIFICACIÓN

Carc. Cat. 3; R40

Xn; R65

R66

N; R51/53

ETIQUETADO

Símbolos: Xn, N

Frases R:

R40: Posibles efectos cancerígenos.

R65: Nocivo: Si se ingiere puede causar daño pulmonar.

R66: La exposición repetida puede provocar sequedad o formación de grietas en la piel.

R51/53: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

Frases S:

S36/37: Úsense indumentaria y guantes de protección adecuados.

S61: Evítese su liberación al medio ambiente. Recábense instrucciones específicas de la ficha de datos de seguridad.

S62: En caso de ingestión no provocar el vómito; acúdase inmediatamente al médico y muéstresele la etiqueta o el envase.



Otras regulaciones:

16. OTRAS INFORMACIONES

Bases de datos consultadas:

HSDB: US National Library of Medicine.
 RTECS: US Dept. of Health & Human Services.
 EINECS: European Inventory of Existing Commercial Substances.
 CHRIS: US Dept. of Transportation.

Normativa consultada:

Dir. 67/548/CEE de sustancias peligrosas (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor)
 Dir. 88/379/CEE de preparados peligrosos (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor)
 Dir. 91/689/CEE de residuos peligrosos / Dir. 91/156/CEE de gestión de residuos
 Real Decreto 363/95: Reglamento sobre notificación de sustancias nuevas y clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas (incluyendo modificaciones en vigor)
 Acuerdo Europeo sobre Transporte Internacional de Mercancías peligrosas por carretera (ADR)
 Reglamento relativo al Transporte Internacional de Mercancías Peligrosas por Ferrocarril. (RID)
 Código Marítimo Internacional de Mercancías Peligrosas. (IMDG)
 Regulaciones de la Organización Internacional de Aviación Civil (ICAO) y de la Asociación de Transporte Aéreo Internacional (IATA) relativas al transporte de mercancías por vía aérea.

GLOSARIO:

CAS: Servicio de Resúmenes Químicos	MAK: Concentración máxima en el lugar de trabajo
IARC: Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer	IDLH: Concentración inmediatamente peligrosa para la salud y la vida
TLV: Valor Límite Umbral	DL ₅₀ : Dosis Letal Media
TWA: Media Ponderada en el tiempo	CL ₅₀ : Concentración Letal Media
STEL: Límite de Exposición de Corta Duración	CE ₅₀ : Concentración Efectiva Media
REL: Límite de Exposición Recomendada	CI ₅₀ : Concentración Inhibitoria Media
PEL: Límite de Exposición Permitido	DBO (BOD): Demanda Biológica de Oxígeno
BEI: Índice de Exposición Biológica	NP: No Pertinente

: Cambios respecto a la última revisión.

La información que se suministra en este documento se ha recopilado en base a las mejores fuentes existentes y de acuerdo con los últimos conocimientos disponibles y con los requerimientos legales vigentes sobre clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas. Esto no implica que la información sea exhaustiva en todos los casos. Es responsabilidad del usuario determinar la validez de esta información para su aplicación en cada caso.

Ficha de Datos de Seguridad

(Conforme a la Dir. 93/112/CE)

Diesel e⁺10

1. IDENTIFICACIÓN DEL PRODUCTO		
Empresa: REPSOL COMERCIAL DE PRODUCTOS PETROLÍFEROS S.A. Dirección: Pº de la Castellana, 278 28046-MADRID Tel. # 91 348 80 01 / 91 348 81 00 Fax # 91 348 88 03	Nombre del producto: DIESEL e⁺ 10 Nombre químico: Gasóleo. Sinónimos: Combustibles, para motor diesel; gasóleo. Gasóleo de automoción.	
	Fórmula: Mezcla compleja de hidrocarburos del petróleo.	CAS # NP
Instituto Nacional de Toxicología: Teléfono de urgencia: 91 562 04 20	Nº CE (EINECS) # NP	Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE) # NP

2. COMPOSICIÓN			
Composición general: Combinación compleja de hidrocarburos producida por la destilación del petróleo crudo. Compuesta de hidrocarburos con un número de carbonos en su mayor parte dentro del intervalo de C ₉ a C ₂₀ y con un intervalo de ebullición aproximado de 163 °C a 357 °C. Contiene aditivos específicos.			
Componentes peligrosos:	Rango %	Clasificación	
		R	S
Combustibles, para motor diesel; gasóleo: Nº CAS # 68334-30-5 Nº CE (EINECS)# 269-822-7 Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE) # 649-224-00-6	> 90	Carc. Cat. 3; R40 Xn; R65 R66 N; R51/53	S36/37-61-62

3. IDENTIFICACIÓN DE PELIGROS	
FÍSICO / QUÍMICOS	TOXICOLÓGICOS (SÍNTOMAS)
Combustible si se calienta por encima de su punto de inflamación.	<p>Inhalación: La exposición repetida y prolongada a altas concentraciones de vapor causa irritación de las vías respiratorias y alteraciones del sistema nervioso central. En casos extremos puede dar lugar a neumonía química.</p> <p>Ingestión: Causa irritación en la garganta y estómago.</p> <p>Aspiración: La aspiración de gasóleo a los pulmones puede producir daño pulmonar.</p> <p>Contacto piel: El contacto prolongado y repetido puede producir irritación y causar dermatitis.</p> <p>Contacto ojos: El contacto con los ojos puede causar irritación si se produce en altas concentraciones.</p> <p>Efectos tóxicos generales: Peligro de aspiración hacia los pulmones. Los efectos más comunes son irritación de las vías respiratorias, ojos y piel. Posibles efectos cancerígenos.</p>
4. PRIMEROS AUXILIOS	
<p>Inhalación: Trasladar al afectado al aire libre. Si la respiración es dificultosa, suministrar oxígeno. Solicitar asistencia médica.</p> <p>Ingestión/aspiración: NO INDUCIR EL VÓMITO para evitar la aspiración hacia los pulmones. En caso de entrada accidental de pequeñas cantidades de producto a la boca es suficiente el enjuague de la misma hasta la desaparición del sabor.</p> <p>Contacto piel: Quitar inmediatamente la ropa impregnada. Lavar las partes afectadas con agua y jabón.</p> <p>Contacto ojos: Lavar abundantemente con agua durante unos 15 minutos. Solicitar asistencia médica.</p> <p>Medidas generales: Solicitar asistencia médica.</p>	
5. MEDIDAS DE LUCHA CONTRA INCENDIOS	
<p>Medidas de extinción: Agua pulverizada, espuma, polvo químico, CO₂. NO UTILIZAR NUNCA CHORRO DE AGUA DIRECTO.</p>	
<p>Contraindicaciones: NP</p>	
<p>Productos de combustión: CO, CO₂, H₂O, hidrocarburos inquemados, hollín.</p>	
<p>Medidas especiales: Mantener alejados de la zona de fuego los recipientes con producto. Enfriar los recipientes expuestos a las llamas. Si no se puede extinguir el incendio dejar que se consuma controladamente. Consultar y aplicar planes de emergencia en caso de que existan.</p>	
<p>Peligros especiales: Material combustible. Puede arder por calor, chispas, electricidad estática o llamas. El vapor puede alcanzar fuentes remotas de ignición e inflamarse. Los recipientes, incluso vacíos, pueden explotar con el calor desprendido por el fuego. Peligro de explosión de vapores en el interior, exterior o en conductos. Nunca verter a una alcantarilla o drenaje, puede inflamarse o explotar.</p>	
<p>Equipos de protección: Prendas para lucha contra incendios resistentes al calor. Cuando exista alta concentración de vapores o humos utilizar aparato de respiración autónoma.</p>	

6. MEDIDAS EN CASO DE VERTIDO ACCIDENTAL	
<p>Precauciones para el medio ambiente: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático. Los vertidos forman una película sobre la superficie del agua impidiendo la transferencia de oxígeno.</p>	<p>Precauciones personales: Aislar el área. Eliminar todas las fuentes de ignición; evitar chispas, llamas o fumar en la zona afectada.</p>
<p>Eliminación y limpieza: <u>Derrames pequeños:</u> Secar la superficie con materiales ignífugos y absorbentes. Depositar los residuos en contenedores cerrados para su posterior eliminación. <u>Derrames grandes:</u> Evitar la extensión del líquido con barreras.</p>	<p>Protección personal: Guantes impermeables. Calzado de seguridad. Protección ocular en caso de riesgo de salpicaduras. Aparatos de respiración autónoma si es necesario.</p>

7. MANIPULACIÓN Y ALMACENAMIENTO
<p>Manipulación:</p> <p><i>Precauciones generales:</i> NO SE DEBE VENDER O ALMACENAR GASOIL EN RECIPIENTES NO APROPIADOS PARA ELLO. No debe utilizarse el producto para usos distintos de los especificados: combustible de automoción. Evitar la exposición a los vapores. En el trasvase utilizar guantes y gafas para protección de salpicaduras accidentales. No fumar en las áreas de manipulación del producto. Para el trasvase utilizar equipos conectados a tierra.</p> <p><i>Condiciones específicas:</i> En lugares cerrados usar sistema de ventilación local eficiente y antideflagrante. En trabajos en tanques vacíos no se debe soldar o cortar sin haber vaciado, purgado los tanques y realizado pruebas de explosividad. Se deben emplear procedimientos especiales de limpieza y mantenimiento de los tanques para evitar la exposición a vapores y la asfixia (consultar manuales de seguridad).</p>
<p>Almacenamiento:</p> <p><i>Temperatura y productos de descomposición:</i> Puede producir monóxido de carbono y vapores irritantes, en combustión incompleta.</p> <p><i>Reacciones peligrosas:</i> Material combustible.</p> <p><i>Condiciones de almacenamiento:</i> Guardar el producto en recipientes cerrados y etiquetados. Mantener los recipientes en lugares frescos y ventilados, alejados del calor y de fuentes de ignición. Mantener los recipientes alejados de oxidantes fuertes.</p> <p><i>Materiales incompatibles:</i> Oxidantes fuertes.</p>

8. CONTROLES DE EXPOSICIÓN/PROTECCIÓN PERSONAL

Equipos de protección personal:

Protección respiratoria: Máscara de protección respiratoria en presencia de vapores o equipo autónomo en altas concentraciones. *Protección ocular:* Gafas de seguridad. Lavaojos.

Protección cutánea: Guantes impermeables. *Otras protecciones:* Cremas protectoras para prevenir la irritación. Duchas en el área de trabajo.

Precauciones generales: Evitar el contacto prolongado y la inhalación de vapores.

Prácticas higiénicas en el trabajo: Seguir las medidas de cuidado e higiene de la piel, lavando con agua y jabón frecuentemente y aplicando cremas protectoras.

Controles de exposición:

Gasóleo:

TLV/TWA (ACGIH): 100 mg/m³

Umbral olfativo de detección: 0,25 ppm

9. PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS

Aspecto: Líquido oleoso.	pH: NP
Color: 2 (ASTM D-1500)	Olor: Característico.
Intervalo de ebullición: PE (65%): 250 °C mín. PE (95%): 360 °C máx. (ASTM D-86)	Punto de obstrucción filtro frío: -10 °C (invierno) 0 °C (verano)
Punto de inflamación: 55 °C mín. (ASTM D-93)	Autoinflamabilidad: 338 °C
Propiedades explosivas: Lim. inferior explosivo: 6% Lim. superior explosivo: 13.5%	Propiedades comburentes: NP
Presión de vapor Reid: 0.004 atm.	Densidad: 0.820 - 0.845 g/cm ³ a 15 °C (ASTM D-4052)
Tensión superficial: 25 dinas/cm a 25 °C	Coef. reparto (n-octanol/agua):
Densidad de vapor: 3.4 (aire: 1)	Calor de combustión: -43960 KJ/Kg (ASTM D-4529)
Hidrosolubilidad: Muy baja.	Solubilidad: En disolventes del petróleo.
Otros datos relevantes: Viscosidad: 2 - 4.5 cSt. a 40 °C (ASTM D-445) Azufre: 10 mg/Kg máx. (ASTM D-1552)	

10. ESTABILIDAD Y REACTIVIDAD

Estabilidad: Producto estable a temperatura ambiente. Combustible por encima de su punto de ebullición.	Condiciones a evitar: Exposición a llamas, chispas, calor.
Incompatibilidades: Oxidantes fuertes.	
Productos de combustión/descomposición peligrosos: CO ₂ , H ₂ O, CO (en caso de combustión incompleta), hidrocarburos inquemados	
Riesgo de polimerización: NP	Condiciones a evitar: NP

11. TOXICOLOGÍA

Vías de entrada: La inhalación es la ruta más frecuente de exposición. Contacto con la piel, ojos e ingestión son otras vías probables de exposición.

Efectos agudos y crónicos: La aspiración a los pulmones como consecuencia de la ingestión o el vómito, es muy peligrosa. La inhalación produce irritación de las vías respiratorias y el contacto prolongado y repetido irritación de piel y ojos. Posibles efectos cancerígenos.

Carcinogenicidad: Clasificación CE: Categoría 3 (Sustancias cuyos posibles efectos carcinogénicos en el hombre son preocupantes, pero de las que no se dispone de información suficiente para realizar una evaluación satisfactoria)

Toxicidad para la reproducción: No existen evidencias de toxicidad para la reproducción en mamíferos.

Condiciones médicas agravadas por la exposición: Problemas respiratorios y afecciones dermatológicas. No se debe ingerir alcohol dado que promueve la absorción intestinal de los gasóleos.

12. INFORMACIONES ECOLÓGICAS

Forma y potencial contaminante:

Persistencia y degradabilidad: Liberado en el medio ambiente los componentes más ligeros tenderán a evaporarse y fotooxidarse por reacción con los radicales hidroxilos, el resto de los componentes más pesados también pueden estar sujetos a fotooxidación pero lo normal es que sean absorbidos por el suelo o sedimentos. Liberado en el agua flota y se separa y aunque es muy poco soluble en agua, los componentes más solubles podrán disolverse y dispersarse. En suelos y sedimentos, bajo condiciones aeróbicas, la mayoría de los componentes del gasóleo están sujetos a procesos de biodegradación, siendo en condiciones anaerobias más persistente. Posee un DBO de 8% en cinco días.

Movilidad/bioacumulación: Los log K_{ow} de los componentes del gasóleo sugieren su bioacumulación, pero los datos de literatura demuestran que esos organismos testados son capaces de metabolizar los hidrocarburos del gasóleo.

Efecto sobre el medio ambiente/ecotoxicidad: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

13. CONSIDERACIONES SOBRE LA ELIMINACIÓN

Métodos de eliminación de la sustancia (excedentes): Combustión o incineración.

Residuos:

Eliminación: Los materiales muy contaminados se deben incinerar. Los menos contaminados pueden ser depositados en vertederos controlados. Remitirse a un gestor autorizado.

Manipulación: Los materiales contaminados por el producto presentan los mismos riesgos y necesitan las mismas precauciones que el producto y deben considerarse como residuo tóxico y peligroso. No desplazar nunca el producto a drenaje o alcantarillado.

Disposiciones: Los establecimientos y empresas que se dediquen a la recuperación, eliminación, recogida o transporte de residuos deberán cumplir las disposiciones autonómicas, nacionales o comunitarias en vigor, relativas a la gestión de residuos.

14. TRANSPORTE

Precauciones especiales: Estable a temperatura ambiente y durante el transporte. Almacenar en lugares frescos y ventilados.

Información complementaria:

Número ONU: 1202

Número de identificación de peligro: 30

Nombre de expedición: COMBUSTIBLES PARA MOTORES DIESEL o GASÓLEO o ACEITE MINERAL PARA CALDEO LIGERO.

ADR / RID: Clase 3. Código de Clasificación: F1.

Grupo de embalaje: III

IATA-DGR: Clase 3. Grupo de embalaje: III

IMDG: Clase 3. Grupo de embalaje/ envase: III.

15. INFORMACIÓN REGLAMENTARIA

CLASIFICACIÓ

ETIQUETADO

N

Símbolos: Xn, N

Frases R:

R40: Posibles efectos cancerígenos.

R65: Nocivo: Si se ingiere puede causar daño pulmonar.

R66: La exposición repetida puede provocar sequedad o formación de grietas en la piel.

R51/53: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

Frases S:

S36/37: Úsense indumentaria y guantes de protección adecuados.

S61: Evitese su liberación al medio ambiente. Recábense instrucciones específicas de la ficha de datos de seguridad.

S62: En caso de ingestión no provocar el vómito: acúdase inmediatamente al médico y muéstresle la etiqueta o el envase.



Carc. Cat. 3; R40

Xn; R65

R66

N; R51/53

Otras regulaciones:

16. OTRAS INFORMACIONES

Bases de datos consultadas:

HSDB: US National Library of Medicine.
 RTECS: US Dept. of Health & Human Services.
 EINECS: European Inventory of Existing Commercial Substances.
 CHRIS: US Dept. of Transportation.

Normativa consultada:

Dir. 67/548/CEE de sustancias peligrosas (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor).
 Dir. 1999/45/CE de preparados peligrosos (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor).
 Dir. 91/689/CEE de residuos peligrosos / Dir. 91/156/CEE de gestión de residuos.
 Real Decreto 363/95: Reglamento sobre notificación de sustancias nuevas y clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas.
 Real Decreto 255/2003: Reglamento sobre clasificación, envasado y etiquetado de preparados peligrosos.
 Acuerdo Europeo sobre Transporte Internacional de Mercancías peligrosas por Carretera (ADR).
 Reglamento relativo al Transporte Internacional de Mercancías Peligrosas por Ferrocarril (RID).
 Regulaciones de la Organización Internacional de Aviación Civil (ICAO) y de la Asociación de Transporte Aéreo Internacional (IATA) relativas al transporte de mercancías peligrosas por vía aérea.
 Código Marítimo Internacional de Mercancías Peligrosas (IMDG).

GLOSARIO:

CAS: Servicio de Resúmenes Químicos	MAK: Concentración máxima en el lugar de trabajo
IARC: Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer	IDLH: Concentración inmediatamente peligrosa para la salud y la vida
TLV: Valor Límite Umbral	DL ₅₀ : Dosis Letal Media
TWA: Media Ponderada en el tiempo	CL ₅₀ : Concentración Letal Media
STEL: Límite de Exposición de Corta Duración	CE ₅₀ : Concentración Efectiva Media
REL: Límite de Exposición Recomendada	CI ₅₀ : Concentración Inhibitoria Media
PEL: Límite de Exposición Permitido	DBO (BOD): Demanda Biológica de Oxígeno
BEI: Índice de Exposición Biológica	NP: No Pertinente

: Cambios respecto a la última revisión.

La información que se suministra en este documento se ha recopilado en base a las mejores fuentes existentes y de acuerdo con los últimos conocimientos disponibles y con los requerimientos legales vigentes sobre clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas. Esto no implica que la información sea exhaustiva en todos los casos. Es responsabilidad del usuario determinar la validez de esta información para su aplicación en cada caso.

Ficha de Datos de Seguridad

(Conforme a la Dir. 93/112/CE)

GASÓLEO B

1. IDENTIFICACIÓN DEL PRODUCTO

Empresa: REPSOL COMERCIAL DE PRODUCTOS PETROLÍFEROS S.A. Dirección: P^o de la Castellana, 278 28046-MADRID Tel. # 91 348 80 01 / 91 348 81 00 Fax # 91 348 88 03 Instituto Nacional de Toxicología: Teléfono de urgencia: 91 562 04 20	Nombre del producto: GASÓLEO B Nombre químico: Gasóleo.	
	Sinónimos: Combustibles, para motor diesel; gasóleo. Gasóleo de automoción.	
	Fórmula: Mezcla compleja de hidrocarburos del petróleo.	CAS # NP
	Nº CE (EINECS) # NP	Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE) # NP

2. COMPOSICIÓN

Composición general: Combinación compleja de hidrocarburos producida por la destilación del petróleo crudo. Compuesta de hidrocarburos con un número de carbonos en su mayor parte dentro del intervalo de C₉ a C₂₀ y con un intervalo de ebullición aproximado de 163 °C a 357 °C. Contiene un colorante.

Componentes peligrosos:	Rango %	Clasificación	
		R	S
Combustibles, para motor diesel; gasóleo: Nº CAS # 68334-30-5 Nº CE (EINECS) # 269-822-7 Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE)# 649-224-00-6	99	Carc. Cat. 3; R40 Xn; R65 R66 N; R51/53	S36/37-61-62

3. IDENTIFICACIÓN DE PELIGROS

FÍSICO / QUÍMICOS	TOXICOLÓGICOS (SÍNTOMAS)
Combustible si se calienta por encima de su punto de inflamación.	Inhalación: La exposición repetida y prolongada a altas concentraciones de vapor causa irritación de las vías respiratorias y alteraciones del sistema nervioso central. En casos extremos puede dar lugar a neumonía química. Ingestión: Causa irritación en la garganta y estómago. Aspiración: La aspiración de gasóleo a los pulmones puede producir daño pulmonar. Contacto piel: El contacto prolongado y repetido puede producir irritación y causar dermatitis. Contacto ojos: El contacto con los ojos puede causar irritación si se produce en altas concentraciones. Efectos tóxicos generales: Peligro de aspiración hacia los pulmones. Los efectos más comunes son irritación de las vías respiratorias, ojos y piel. Posibles efectos cancerígenos.

4. PRIMEROS AUXILIOS

Inhalación: Trasladar al afectado a una zona de aire fresco. Si la respiración es dificultosa practicar respiración artificial o aplicar oxígeno.

Ingestión/aspiración: NO INDUCIR EL VÓMITO para evitar la aspiración hacia los pulmones. En caso de entrada accidental de pequeñas cantidades de producto a la boca es suficiente el enjuague de la misma hasta la desaparición del sabor.

Contacto piel: Quitar inmediatamente la ropa impregnada. Lavar las partes afectadas con agua y jabón.

Contacto ojos: Lavar abundantemente con agua durante unos 15 minutos. Solicitar asistencia médica.

Medidas generales: Solicitar asistencia médica.

5. MEDIDAS DE LUCHA CONTRA INCENDIOS

Medidas de extinción: Agua pulverizada, espuma, polvo químico, CO₂.
NO UTILIZAR NUNCA CHORRO DE AGUA DIRECTO.

Contraindicaciones: NP

Productos de combustión: CO, CO₂, H₂O, hidrocarburos inquemados, hollín.

Medidas especiales: Mantener alejados de la zona de fuego los recipientes con producto. Enfriar los recipientes expuestos a las llamas. Si no se puede extinguir el incendio dejar que se consuma controladamente. Consultar y aplicar planes de emergencia en caso de que existan.

Peligros especiales: Material combustible. Puede arder por calor, chispas, electricidad estática o llamas. El vapor puede alcanzar fuentes remotas de ignición e inflamarse. Los recipientes, incluso vacíos, pueden explotar con el calor desprendido por el fuego. Peligro de explosión de vapores en el interior, exterior o en conductos. Nunca verter a una alcantarilla o drenaje, puede inflamarse o explotar.

Equipos de protección: Prendas para lucha contra incendios resistentes al calor. Cuando exista alta concentración de vapores o humos utilizar aparato de respiración autónoma.

6. MEDIDAS EN CASO DE VERTIDO ACCIDENTAL

Precauciones para el medio ambiente: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático. Los vertidos forman una película sobre la superficie del agua impidiendo la transferencia de oxígeno.

Precauciones personales: Aislar el área. Eliminar todas las fuentes de ignición; evitar chispas, llamas o fumar en la zona afectada.

Eliminación y limpieza:

Derrames pequeños: Secar la superficie con materiales ignífugos y absorbentes. Depositar los residuos en contenedores cerrados para su posterior eliminación.

Derrames grandes: Evitar la extensión del líquido con barreras.

Protección personal: Guantes impermeables. Calzado de seguridad. Protección ocular en caso de riesgo de salpicaduras. Aparatos de respiración autónoma si es necesario.

7. MANIPULACIÓN Y ALMACENAMIENTO

Manipulación:

Precauciones generales: NO SE DEBE VENDER O ALMACENAR GASOIL EN RECIPIENTES NO APROPIADOS PARA ELLO. No debe utilizarse el producto para usos distintos de los especificados: combustible de automoción. Evitar la exposición a los vapores. En el trasvase utilizar guantes y gafas para protección de salpicaduras accidentales. No fumar en las áreas de manipulación del producto. Para el trasvase utilizar equipos conectados a tierra.

Condiciones específicas: En lugares cerrados usar sistema de ventilación local eficiente y antideflagrante. En trabajos en tanques vacíos no se debe soldar o cortar sin haber vaciado, purgado los tanques y realizado pruebas de explosividad. Se deben emplear procedimientos especiales de limpieza y mantenimiento de los tanques para evitar la exposición a vapores y la asfixia (consultar manuales de seguridad).

Almacenamiento:

Temperatura y productos de descomposición: Puede producir monóxido de carbono y vapores irritantes, en combustión incompleta.

Reacciones peligrosas: Material combustible.

Condiciones de almacenamiento: Guardar el producto en recipientes cerrados y etiquetados. Mantener los recipientes en lugares frescos y ventilados, alejados del calor y de fuentes de ignición. Mantener los recipientes alejados de oxidantes fuertes.

Materiales incompatibles: Oxidantes fuertes.

8. CONTROLES DE EXPOSICIÓN/PROTECCIÓN PERSONAL

Equipos de protección personal:

Protección respiratoria: Máscara de protección respiratoria en presencia de vapores o equipo autónomo en altas concentraciones.

Protección ocular: Gafas de seguridad. Lavaojos.

Protección cutánea: Guantes impermeables.

Otras protecciones: Cremas protectoras para prevenir la irritación. Duchas en el área de trabajo.

Precauciones generales: Evitar el contacto prolongado y la inhalación de vapores.

Prácticas higiénicas en el trabajo: Seguir las medidas de cuidado e higiene de la piel, lavando con agua y jabón frecuentemente y aplicando cremas protectoras.

Controles de exposición:

Gasóleo:

TLV/TWA (ACGIH): 100 mg/m³

Umbral olfativo de detección: 0.25 ppm

9. PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS	
Aspecto: Líquido oleoso.	pH: NP
Color: Rojo.	Olor: Característico.
Intervalo de ebullición: PE (65%): 250 °C min. PE (95%): 370 °C máx. (ASTM D-86)	Punto de obstrucción filtro frío: -10 °C (invierno) 0 °C (verano)
Punto de inflamación/Inflamabilidad: 60 °C min. (ASTM D-93)	Autoinflamabilidad: 338 °C Eliminado: 55
Propiedades explosivas: Lim. inferior explosivo: 6% Lim. superior explosivo: 13,5%	Propiedades comburentes: NP
Presión de vapor Reid: 0.004 atm.	Densidad: 0.820 - 0.880 g/cm ³ a 15 °C (ASTM D-4052)
Tensión superficial: 25 dinas/cm a 25 °C	Coef. reparto (n-octanol/agua):
Densidad de vapor: 3.4 (aire: 1)	Calor de combustión: -43960 KJ/Kg (ASTM D-4529)
Hidrosolubilidad: Muy baja.	Solubilidad: En disolventes del petróleo.
Otros datos relevantes: Viscosidad: 2 - 4.5cSt. a 40 °C (ASTM D-445) Azufre: 0.2% máx. (ASTM D-1552)	

10. ESTABILIDAD Y REACTIVIDAD	
Estabilidad: Producto estable a temperatura ambiente. Combustible por encima de su punto de ebullición.	Condiciones a evitar: Exposición a llamas, chispas, calor.
Incompatibilidades: Oxidantes fuertes.	
Productos de combustión/descomposición peligrosos: CO ₂ , H ₂ O, CO (en caso de combustión incompleta), hidrocarburos inquemados	
Riesgo de polimerización: NP	Condiciones a evitar: NP

11. TOXICOLOGÍA	
Vías de entrada: La inhalación es la ruta más frecuente de exposición. Contacto con la piel, ojos e ingestión son otras vías probables de exposición.	
Efectos agudos y crónicos: La aspiración a los pulmones como consecuencia de la ingestión o el vómito, es muy peligrosa. La inhalación produce irritación de las vías respiratorias y el contacto prolongado y repetido irritación de piel y ojos. Posibles efectos cancerígenos. DL ₅₀ > 5 g/Kg (oral-rata)	
Carcinogenicidad: Clasificación CE: Categoría 3 (Sustancias cuyos posibles efectos carcinogénicos en el hombre son preocupantes, pero de las que no se dispone de información suficiente para realizar una evaluación satisfactoria)	
Toxicidad para la reproducción: No existen evidencias de toxicidad para la reproducción en mamíferos.	
Condiciones médicas agravadas por la exposición: Problemas respiratorios y afecciones dermatológicas. No se debe ingerir alcohol dado que promueve la absorción intestinal de los gasóleos.	

12. INFORMACIONES ECOLÓGICAS

Forma y potencial contaminante:

Persistencia y degradabilidad: Liberado en el medio ambiente los componentes más ligeros tenderán a evaporarse y fotooxidarse por reacción con los radicales hidroxilos, el resto de los componentes más pesados también pueden estar sujetos a fotooxidación pero lo normal es que sean absorbidos por el suelo o sedimentos. Liberado en el agua flota y se separa y aunque es muy poco soluble en agua, los componentes más solubles podrán disolverse y dispersarse. En suelos y sedimentos, bajo condiciones aeróbicas, la mayoría de los componentes del gasóleo están sujetos a procesos de biodegradación, siendo en condiciones anaerobias más persistente. Posee un DBO de 8% en cinco días.

Movilidad/bioacumulación: Los log K_{ow} de los componentes del gasóleo sugieren su bioacumulación, pero los datos de literatura demuestran que esos organismos testados son capaces de metabolizar los hidrocarburos del gasóleo.

Efecto sobre el medio ambiente/ecotoxicidad: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

13. CONSIDERACIONES SOBRE LA ELIMINACIÓN

Métodos de eliminación de la sustancia (excedentes): Combustión o incineración.

Residuos:

Eliminación: Los materiales muy contaminados se deben incinerar. Los menos contaminados pueden ser depositados en vertederos controlados. Remitirse a un gestor autorizado.

Manipulación: Los materiales contaminados por el producto presentan los mismos riesgos y necesitan las mismas precauciones que el producto y deben considerarse como residuo tóxico y peligroso. No desplazar nunca el producto a drenaje o alcantarillado.

Disposiciones: Los establecimientos y empresas que se dediquen a la recuperación, eliminación, recogida o transporte de residuos deberán cumplir las disposiciones autonómicas, nacionales o comunitarias en vigor, relativas a la gestión de residuos.

14. TRANSPORTE

Precauciones especiales: Estable a temperatura ambiente y durante el transporte. Almacenar en lugares frescos y ventilados.

Información complementaria:

Número ONU: 1202

Número de identificación de peligro: 30

Nombre de expedición: COMBUSTIBLES PARA MOTORES DIESEL o GASÓLEO o ACEITE MINERAL PARA CALDEO LIGERO.

ADR / RID: Clase 3. Código de Clasificación: F1. Grupo de embalaje: III

IATA-DGR: Clase 3. Grupo de embalaje: III

IMDG: Clase 3. Grupo de embalaje/ envase: III.

15. INFORMACIÓN REGLAMENTARIA

CLASIFICACIÓN

Carc. Cat. 3; R40

Xn; R65

R66

N; R51/53

ETIQUETADO

Símbolos: Xn, N

Frases R:

R40: Posibles efectos cancerígenos.

R65: Nocivo: Si se ingiere puede causar daño pulmonar.

R66: La exposición repetida puede provocar sequedad o formación de grietas en la piel.

R51/53: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

Frases S:

S36/37: Úsense indumentaria y guantes de protección adecuados.

S61: Evítense su liberación al medio ambiente. Recábense instrucciones específicas de la ficha de datos de seguridad.

S62: En caso de ingestión no provocar el vómito: acúdase inmediatamente al médico y muéstresele la etiqueta o el envase.



Otras regulaciones:

16. OTRAS INFORMACIONES

Bases de datos consultadas:

HSDB: US National Library of Medicine.

RTECS: US Dept. of Health & Human Services.

EINECS: European Inventory of Existing Commercial Substances.

CHRIS: US Dept. of Transportation.

Normativa consultada:

Dir. 67/548/CEE de sustancias peligrosas (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor)

Dir. 88/379/CEE de preparados peligrosos (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor)

Dir. 91/689/CEE de residuos peligrosos / Dir. 91/156/CEE de gestión de residuos

Real Decreto 363/95: Reglamento sobre notificación de sustancias nuevas y clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas (incluyendo modificaciones en vigor)

Acuerdo Europeo sobre Transporte Internacional de Mercancías peligrosas por carretera (ADR)

Reglamento relativo al Transporte Internacional de Mercancías Peligrosas por Ferrocarril. (RID)

Código Marítimo Internacional de Mercancías Peligrosas. (IMDG)

Regulaciones de la Organización Internacional de Aviación Civil (ICAO) y de la Asociación de Transporte Aéreo Internacional (IATA) relativas al transporte de mercancías por vía aérea.

GLOSARIO:

CAS: Servicio de Resúmenes Químicos

IARC: Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer

TLV: Valor Límite Umbral

TWA: Media Ponderada en el tiempo

STEL: Límite de Exposición de Corta Duración

REL: Límite de Exposición Recomendada

PEL: Límite de Exposición Permitido

MAK: Concentración máxima en el lugar de trabajo

IDLH: Concentración inmediatamente peligrosa para la salud y la vida

BEI: Índice de Exposición Biológica

DL₅₀: Dosis Letal MediaCL₅₀: Concentración Letal MediaCE₅₀: Concentración Efectiva MediaCI₅₀: Concentración Inhibitoria Media

DBO (BOD): Demanda Biológica de Oxígeno

NP: No Pertinente

: Cambios respecto a la última revisión.

La información que se suministra en este documento se ha recopilado en base a las mejores fuentes existentes y de acuerdo con los últimos conocimientos disponibles y con los requerimientos legales vigentes sobre clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas. Esto no implica que la información sea exhaustiva en todos los casos. Es responsabilidad del usuario determinar la validez de esta información para su aplicación en cada caso.

Ficha de Datos de Seguridad

(Conforme a la Dir. 93/112/CE)

GASÓLEO C

1. IDENTIFICACIÓN DEL PRODUCTO			
Empresa: REPSOL COMERCIAL DE PRODUCTOS PETROLÍFEROS S.A. Dirección: Pº de la Castellana, 278 28046-MADRID Tel. # 91 348 80 01 / 91 348 81 00 Fax # 91 348 88 03 Instituto Nacional de Toxicología: Teléfono de urgencia: 91 562 04 20	Nombre del producto: GASÓLEO C Nombre químico: Gasóleo. Sinónimos: Gasóleo de calefacción.	Fórmula: Mezcla compleja de hidrocarburos del petróleo.	CAS # NP
		Nº CE (EINECS) # NP	Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE) # NP

2. COMPOSICIÓN			
Composición general: Combinación compleja de hidrocarburos producida por la destilación del petróleo crudo. Compuesta de hidrocarburos con un número de carbonos en su mayor parte dentro del intervalo de C ₉ a C ₂₀ y con un intervalo de ebullición aproximado de 163 °C a 357 °C. Contiene un colorante.			
Componentes peligrosos:	Rango %	Clasificación	
		R	S
Gasóleo: Nº CAS # 68334-30-5 Nº CE (EINECS) # 269-822-7 Nº Anexo I (Dir. 67/548/CEE) # 649-224-00-6	99	Carc. Cat. 3; R40 Xn; R65 R66 N; R51/53	S36/37-61-62

3. IDENTIFICACIÓN DE PELIGROS	
FÍSICO / QUÍMICOS	TOXICOLÓGICOS (SÍNTOMAS)
Combustible si se calienta por encima de su punto de inflamación.	Inhalación: La exposición repetida y prolongada a altas concentraciones de vapor causa irritación de las vías respiratorias y alteraciones del sistema nervioso central. En casos extremos puede dar lugar a neumonía química. Ingestión: Causa irritación en la garganta y estómago. Aspiración: La aspiración de gasóleo a los pulmones puede producir daño pulmonar. Contacto piel: El contacto prolongado y repetido puede producir irritación y causar dermatitis. Contacto ojos: El contacto con los ojos puede causar irritación si se produce en altas concentraciones. Efectos tóxicos generales: Peligro de aspiración hacia los pulmones. Los efectos más comunes son irritación de las vías respiratorias, ojos y piel. Posibles efectos cancerígenos.

4. PRIMEROS AUXILIOS

Inhalación: Trasladar al afectado a una zona de aire fresco. Si la respiración es dificultosa practicar respiración artificial o aplicar oxígeno.

Ingestión/aspiración: NO INDUCIR EL VÓMITO para evitar la aspiración hacia los pulmones. En caso de entrada accidental de pequeñas cantidades de producto a la boca es suficiente el enjuague de la misma hasta la desaparición del sabor.

Contacto piel: Quitar inmediatamente la ropa impregnada. Lavar las partes afectadas con agua y jabón.

Contacto ojos: Lavar abundantemente con agua durante unos 15 minutos. Solicitar asistencia médica.

Medidas generales: Solicitar asistencia médica.

5. MEDIDAS DE LUCHA CONTRA INCENDIOS

Medidas de extinción: Agua pulverizada, espuma, polvo químico, CO₂.
NO UTILIZAR NUNCA CHORRO DE AGUA DIRECTO.

Contraindicaciones: NP

Productos de combustión: CO, CO₂, H₂O, hidrocarburos inquemados, hollín.

Medidas especiales: Mantener alejados de la zona de fuego los recipientes con producto. Enfriar los recipientes expuestos a las llamas. Si no se puede extinguir el incendio dejar que se consuma controladamente. Consultar y aplicar planes de emergencia en caso de que existan.

Peligros especiales: Material combustible. Puede arder por calor, chispas, electricidad estática o llamas. El vapor puede alcanzar fuentes remotas de ignición e inflamarse. Los recipientes, incluso vacíos, pueden explotar con el calor desprendido por el fuego. Peligro de explosión de vapores en el interior, exterior o en conductos. Nunca verter a una alcantarilla o drenaje, puede inflamarse o explotar.

Equipos de protección: Prendas para lucha contra incendios resistentes al calor. Cuando exista alta concentración de vapores o humos utilizar aparato de respiración autónoma.

6. MEDIDAS EN CASO DE VERTIDO ACCIDENTAL

Precauciones para el medio ambiente: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático. Los vertidos forman una película sobre la superficie del agua impidiendo la transferencia de oxígeno.

Precauciones personales: Aislar el área. Eliminar todas las fuentes de ignición; evitar chispas, llamas o fumar en la zona afectada.

Eliminación y limpieza:

Derrames pequeños: Secar la superficie con materiales ignífugos y absorbentes. Depositar los residuos en contenedores cerrados para su posterior eliminación.

Derrames grandes: Evitar la extensión del líquido con barreras.

Protección personal: Guantes impermeables. Calzado de seguridad. Protección ocular en caso de riesgo de salpicaduras. Aparatos de respiración autónoma si es necesario.

7. MANIPULACIÓN Y ALMACENAMIENTO

Manipulación:

Precauciones generales: NO SE DEBE VENDER O ALMACENAR GASOIL EN RECIPIENTES NO APROPIADOS PARA ELLO. No debe utilizarse el producto para usos distintos de los especificados: gasóleo de calefacción. Evitar la exposición a los vapores. En el trasvase utilizar guantes y gafas para protección de salpicaduras accidentales. No fumar en las áreas de manipulación del producto. Para el trasvase utilizar equipos conectados a tierra.

Condiciones específicas: En lugares cerrados usar sistema de ventilación local eficiente y antideflagrante. En trabajos en tanques vacíos no se debe soldar o cortar sin haber vaciado, purgado los tanques y realizado pruebas de explosividad. Se deben emplear procedimientos especiales de limpieza y mantenimiento de los tanques para evitar la exposición a vapores y la asfixia (consultar manuales de seguridad).

Almacenamiento:

Temperatura y productos de descomposición: Puede producir monóxido de carbono y vapores irritantes, en combustión incompleta.

Reacciones peligrosas: Material combustible.

Condiciones de almacenamiento: Guardar el producto en recipientes cerrados y etiquetados. Mantener los recipientes en lugares frescos y ventilados, alejados del calor y de fuentes de ignición. Mantener los recipientes alejados de oxidantes fuertes.

Materiales incompatibles: Oxidantes fuertes.

8. CONTROLES DE EXPOSICIÓN/PROTECCIÓN PERSONAL

Equipos de protección personal:

Protección respiratoria: Máscara de protección respiratoria en presencia de vapores o equipo autónomo en altas concentraciones.

Protección ocular: Gafas de seguridad. Lavajos.

Protección cutánea: Guantes impermeables.

Otras protecciones: Cremas protectoras para prevenir la irritación. Duchas en el área de trabajo.

Precauciones generales: Evitar el contacto prolongado y la inhalación de vapores.

Prácticas higiénicas en el trabajo: Seguir las medidas de cuidado e higiene de la piel, lavando con agua y jabón frecuentemente y aplicando cremas protectoras.

Controles de exposición:

Gasóleo:

TLV/TWA (ACGIH): 100 mg/m³

Umbral olfativo de detección: 0.25 ppm

9. PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS	
Aspecto: Líquido oleoso.	pH: NP
Color: Azul	Olor: Característico.
Intervalo de ebullición: PE (65%): 250 °C min. PE (80%): 390 °C máx. (ASTM D-86)	Punto de obstrucción filtro frío: -6 °C (verano e invierno)
Punto de inflamación/Inflamabilidad: 60 °C min. (ASTM D-93)	Autoinflamabilidad: 338 °C
Propiedades explosivas: Lím. inferior explosivo: 6% Lím. superior explosivo: 13,5%	Propiedades comburentes: NP
Presión de vapor Reid: 0.004 atm.	Densidad: 0.900 g/cm ³ a 15 °C (ASTM D-4052)
Tensión superficial: 25 dinas/cm a 25 °C	Coef. reparto (n-octanol/agua): 3.9 - 6
Densidad de vapor: 3.4 (aire: 1)	Calor de combustión: -43.120 KJ/Kg (ASTM D-4529)
Hidrosolubilidad: Muy baja.	Solubilidad: En disolventes del petróleo.
Otros datos relevantes: Viscosidad: 7 cSt. a 40 °C (ASTM D-445) Azufre: 0.2% máx. (ASTM D-1552)	
10. ESTABILIDAD Y REACTIVIDAD	
Estabilidad: Producto estable a temperatura ambiente. Combustible por encima de su punto de ebullición.	Condiciones a evitar: Exposición a llamas, chispas, calor.
Incompatibilidades: Oxidantes fuertes.	
Productos de combustión/descomposición peligrosos: CO ₂ , H ₂ O, CO (en caso de combustión incompleta), hidrocarburos inquemados	
Riesgo de polimerización: NP	Condiciones a evitar: NP
11. TOXICOLOGÍA	
Vías de entrada: La inhalación es la ruta más frecuente de exposición. Contacto con la piel, ojos e ingestión son otras vías probables de exposición.	
Efectos agudos y crónicos: La aspiración a los pulmones como consecuencia de la ingestión o el vómito, es muy peligrosa. La inhalación produce irritación de las vías respiratorias y el contacto prolongado y repetido irritación de piel y ojos. Posibles efectos cancerígenos. DL ₅₀ > 5 g/Kg (oral-rata)	
Carcinogenicidad: <u>Clasificación CE:</u> Categoría 3 (Sustancias cuyos posibles efectos carcinogénicos en el hombre son preocupantes, pero de las que no se dispone de información suficiente para realizar una evaluación satisfactoria)	
Toxicidad para la reproducción: No existen evidencias de toxicidad para la reproducción en mamíferos.	
Condiciones médicas agravadas por la exposición: Problemas respiratorios y afecciones dermatológicas. No se debe ingerir alcohol dado que promueve la absorción intestinal de los gasóleos.	

12. INFORMACIONES ECOLÓGICAS

Forma y potencial contaminante:

Persistencia y degradabilidad: Liberado en el medio ambiente los componentes más ligeros tenderán a evaporarse y fotooxidarse por reacción con los radicales hidroxilos, el resto de los componentes más pesados también pueden estar sujetos a fotooxidación pero lo normal es que sean absorbidos por el suelo o sedimentos. Liberado en el agua flota y se separa y aunque es muy poco soluble en agua, los componentes más solubles podrán disolverse y dispersarse. En suelos y sedimentos, bajo condiciones aeróbicas, la mayoría de los componentes del gasóleo están sujetos a procesos de biodegradación, siendo en condiciones anaerobias más persistente. Posee un DBO de 8% en cinco días.

Movilidad/bioacumulación: Los log K_{ow} de los componentes del gasóleo sugieren su bioacumulación, pero los datos de literatura demuestran que esos organismos testados son capaces de metabolizar los hidrocarburos del gasóleo.

Efecto sobre el medio ambiente/ecotoxicidad: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

13. CONSIDERACIONES SOBRE LA ELIMINACIÓN

Métodos de eliminación de la sustancia (excedentes): Combustión o incineración.

Residuos:

Eliminación: Los materiales muy contaminados se deben incinerar. Los menos contaminados pueden ser depositados en vertederos controlados. Remitirse a un gestor autorizado.

Manipulación: Los materiales contaminados por el producto presentan los mismos riesgos y necesitan las mismas precauciones que el producto y deben considerarse como residuo tóxico y peligroso. No desplazar nunca el producto a drenaje o alcantarillado.

Disposiciones: Los establecimientos y empresas que se dediquen a la recuperación, eliminación, recogida o transporte de residuos deberán cumplir las disposiciones autonómicas, nacionales o comunitarias en vigor, relativas a la gestión de residuos.

14. TRANSPORTE

Precauciones especiales: Estable a temperatura ambiente y durante el transporte. Almacenar en lugares frescos y ventilados.

Información complementaria:

Número ONU: 1202

Número de identificación de peligro: 30

Nombre de expedición: COMBUSTIBLES PARA MOTORES DIESEL o GASÓLEO o ACEITE MINERAL PARA CALDEO LIGERO.

ADR / RID: Clase 3. Código de Clasificación: F1. Grupo de embalaje: III

IATA-DGR: Clase 3. Grupo de embalaje: III

IMDG: Clase 3. Grupo de embalaje/ envase: III.

15. INFORMACIÓN REGLAMENTARIA

CLASIFICACIÓN

Carc. Cat. 3; R40
Xn; R65
R66
N; R51/53

ETIQUETADO

Símbolos: Xn, N

Frases R:

R40: Posibles efectos cancerígenos.
R65: Nocivo: Si se ingiere puede causar daño pulmonar.
R66: La exposición repetida puede provocar sequedad o formación de grietas en la piel.
R51/53: Tóxico para los organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático.

Frases S:

S36/37: Úsense indumentaria y guantes de protección adecuados.
S61: Evítese su liberación al medio ambiente. Recábense instrucciones específicas de la ficha de datos de seguridad.
S62: En caso de ingestión no provocar el vómito: acúdase inmediatamente al médico y muéstrele la etiqueta o el envase.



Otras regulaciones:

16. OTRAS INFORMACIONES

Bases de datos consultadas:

HSDB: US National Library of Medicine.
RTECS: US Dept. of Health & Human Services.
EINECS: European Inventory of Existing Commercial Substances.
CHRIS: US Dept. of Transportation.

Normativa consultada:

Dir. 67/548/CEE de sustancias peligrosas (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor)
Dir. 88/379/CEE de preparados peligrosos (incluyendo enmiendas y adaptaciones en vigor)
Dir. 91/689/CEE de residuos peligrosos / Dir. 91/156/CEE de gestión de residuos
Real Decreto 363/95: Reglamento sobre notificación de sustancias nuevas y clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas (incluyendo modificaciones en vigor)
Acuerdo Europeo sobre Transporte Internacional de Mercancías peligrosas por carretera (ADR)
Reglamento relativo al Transporte Internacional de Mercancías Peligrosas por Ferrocarril. (RID)
Código Marítimo Internacional de Mercancías Peligrosas. (IMDG)
Regulaciones de la Organización Internacional de Aviación Civil (ICAO) y de la Asociación de Transporte Aéreo Internacional (IATA) relativas al transporte de mercancías por vía aérea.

GLOSARIO:

CAS: Servicio de Resúmenes Químicos	MAK: Concentración máxima en el lugar de trabajo
IARC: Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer	IDLH: Concentración inmediatamente peligrosa para la salud y la vida
TLV: Valor Límite Umbral	DL ₅₀ : Dosis Letal Media
TWA: Media Ponderada en el tiempo	CL ₅₀ : Concentración Letal Media
STEL: Límite de Exposición de Corta Duración	CE ₅₀ : Concentración Efectiva Media
REL: Límite de Exposición Recomendada	CI ₅₀ : Concentración Inhibitoria Media
PEL: Límite de Exposición Permitido	DBO (BOD): Demanda Biológica de Oxígeno
BEI: Índice de Exposición Biológica	NP: No Pertinente
	: Cambios respecto a la última revisión.

La información que se suministra en este documento se ha recopilado en base a las mejores fuentes existentes y de acuerdo con los últimos conocimientos disponibles y con los requerimientos legales vigentes sobre clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas. Esto no implica que la información sea exhaustiva en todos los casos. Es responsabilidad del usuario determinar la validez de esta información para su aplicación en cada caso.

2.8. FORMACIÓN A LOS TRABAJADORES

Todos los trabajadores que lleguen a la obra han recibido la debida formación en Prevención de Riesgos Laborales. Esta formación debe obedecer a criterios tomados a partir de la evaluación de riesgos del puesto de trabajo que todo empresario tiene la obligación de realizar.

El contratista debe emplear personal entrenado y capacitado que cumpla y comprenda la regulación relativa a sus tareas, siendo capaz de trabajar en todo momento de una forma segura y profesional.

El personal de la obra recibe la formación siguiente:

- Instrucciones y Recomendaciones del encargado de seguridad en obra
- Formación On-Line, obteniendo así el pasaporte de seguridad necesario para entrar en la obra
- Formación reglada en función del trabajo que realice en la obra

2.9. INFORMACIÓN A LOS TRABAJADORES

El encargado de seguridad de la obra informa a todos los trabajadores sobre las instrucciones de seguridad indicadas en el Plan de Seguridad y Salud, aprobado por el coordinador de seguridad y salud, así como los métodos de trabajo seguro.

2.10. VIGILANCIA DE LA SALUD

Todos los contratistas intervinientes y sus subcontratistas han de garantizar a los trabajadores la vigilancia periódica de su estado de salud, en función de los riesgos inherentes al trabajo, existiendo un programa sistemático de reconocimientos o revisiones médicas y un registro de la realización de estas pruebas. Esta vigilancia tiene carácter obligatorio, ya que se considera en el supuesto en que el estado de salud del trabajador puede constituirán peligro para él, para el resto de trabajadores, para personas relacionadas con la obra, transeúntes o clientes de la estación de servicio. Además, al trabajar en zonas clasificadas y sus proximidades existe el riesgo de exposición a sustancias químicas.

Los reconocimientos o revisiones deben realizarse antes de comenzar los trabajos por primera vez y, posteriormente, con la periodicidad establecida.

Los reconocimientos o revisiones médicas deben ser específicos para el tipo de trabajo a desarrollar. Los resultados de dichas revisiones son registrados, y debe garantizarse la confidencialidad de los datos médicos individuales.

2.11. MEDIDAS DE EMERGENCIA

ACTUACIÓN EN CASO DE EMERGENCIA Y/O ACCIDENTE

1º. CONOCER EL PLAN DE EMERGENCIA DE LA EE.S. En la mayoría de los casos solo se tienen unos momentos para decidir que se debe hacer, si se conoce el Plan de Emergencia de la E.S donde nos encontramos, se tiene una base sobre la que actuar

2º. SAL al oír la alarma



- Cuando oigas la señal de alarma, deja lo que estas haciendo, sal rápidamente y cierra todas las puertas que vayas atravesando
- Cuando hayas salido, permanece fuera hasta que los Bomberos o personal autorizado te indiquen que es seguro volver a entrar

3º. DETENER LAS OPERACIONES que se están realizando en la zona. Dejando el puesto de trabajo en condiciones seguras

4º. IMPEDIR LA ENTRADA DE VEHÍCULOS Y DE PERSONAS A LA ZONA AFECTADA

5º. En caso de incendio se actúa intentando controlar el fuego con los medios disponibles en las instalaciones (extintores), tratando de evitar la propagación del incendio, siempre sin poner en peligro la vida. Para ello se tiene en cuenta:

- o Los incendios comienzan en general por un foco pequeño, que puede apagarse con un EXTINTOR PORTÁTIL, si se sabe como accionarlo
- o Las normas de utilización siguientes deben aplicarse con la seguridad de tener una vía de escape y DESPUÉS DE HABER DADO LA ALARMA, por ejemplo, con el pulsador de alarma más próximo



- NO TE ARRIESGUES PRIORIZA LA EVACUACIÓN. NO TE DEJES RODEAR POR EL FUEGO

o ¿Cómo utilizar un extintor?



- Después de dar la alarma por el medio más rápido, coge el extintor más próximo adecuado al tipo de material que está ardiendo.
- Lee las instrucciones
- Sin accionarlo, aproxímate al lugar del fuego.
- Quita el pasador con precinto, coge la boquilla de la manguera de descarga con una mano, y aprieta la palanca de disparo.
- Dirige el chorro del extintor al objeto que arde haciendo un movimiento de "barrido".
- No te detengas hasta descargar todo el extintor.

6º. En caso de no poder controlar el incendio AVISAR A LOS BOMBEROS

7º. El personal que no deba intervenir debe de dejar el puesto de trabajo y PROCEDER A LA EVACUACIÓN A UNA ZONA SEGURA, donde hay que considerar:

- o Conoce las salidas



Conoce donde están las salidas de emergencia del edificio donde te encuentres. Conoce al menos DOS salidas

- o Recuerda, EL ASCENSOR NO ES UNA SALIDA. Nunca uses un ascensor como salida en caso de evacuación



Un ascensor puede pararse entre dos pisos, o ir al piso del incendio y parar allí, incluso con las puertas abiertas.

- o ¿Qué se debe de hacer si la ruta de evacuación está obstruida por el humo?



Ve a una salida alternativa. Avanza a gatas si te ves envuelto por el humo: el aire cercano al suelo es, en general, más limpio y más fresco.

- o ¿Qué se debe de hacer si también la salida alternativa es muy peligrosa debido al fuego y al humo?



Busca una habitación con ventana al exterior y cierra la puerta. Haz señales desde la ventana a los Bomberos. Si hay un teléfono en la habitación, informa de tu situación exacta, aunque te hayan visto hacer las señales.

- o ¿Qué puedes hacer si no puedes abandonar la habitación, y ésta comienza a llenarse de humo?

- Tapa todas las rendijas de las puertas. También los huecos de ventilación de los servicios, y, en general, todos los huecos y rendijas por donde pueda entrar el humo
- Abre un poco las ventanas para permitir que entre aire fresco
- Si es absolutamente necesario, rompe el vidrio
- Haz señales desde la ventana al grupo de rescate

- 8º. Socorrer a las víctimas, si las hubiera, utilizando el material de primeros auxilios disponible en las instalaciones (se siguen las indicaciones indicadas a continuación). Y AVISAR AL SERVICIO DE AMBULANCIAS

TELÉFONOS DE EMERGENCIA

ENTIDAD	DIRECCIÓN	TELÉFONO
ASISTENCIA COORDINADA		112
MUTUA LABORAL		900 300 144
BOMBEROS		937-751-080
MOSSOS D'ESQUADRA		93 772 11 88
CENTRO DE SALUD MÁS CERCANO	CAP Castellbisbal	93 772 03 56 / 061 (urg.)

RECORRIDO DE LA OBRA AL CAP MÁS CERCANO

No se proporciona esta información por mantener la privacidad del área de servicio.

ACTUACIÓN EN CASO DE INCENDIO

- 1º. Conoce el plan de emergencia del cliente y el propio de AG AMBIENTAL para esa instalación (en caso de estar en el trabajos de campo) y el de MC-PREVENCIÓN (en caso de estar en oficina). Si se conoce el Plan de Emergencia se tendrá una base sobre la que actuar rápidamente en momentos de urgencia.
- 2º. Cuando oigas la señal de alarma, debes de dejar lo que estas haciendo, salir rápidamente y cerrar todas las puertas que vayas atravesando. No te entretengas a recoger objetos personales, documentos, equipos, etc. Cuando hayas salido, permanece fuera hasta que los Bomberos o personal autorizado te indiquen que es seguro volver a entrar.
- 3º. Debes detener las operaciones que se están realizando en la zona. Dejando el puesto de trabajo en condiciones seguras
- 4º. Debes impedir la entrada de vehículos y de personas a la zona afectada
- 5º. En caso de incendio debes de actuar intentando controlar el fuego con los medios disponibles en las instalaciones (extintores), siempre sin poner en peligro la vida. Para ello se tiene en cuenta:
 - Los incendios comienzan en general por un foco pequeño, que puede apagarse con un extintor portátil, si se sabe como accionarlo
 - Las normas de utilización siguientes deben aplicarse con la seguridad de tener una vía de escape y después de haber dado la alarma, por ejemplo, con el pulsador de alarma más próximo. No se arriesgue. Priorice la evacuación. No se deje rodear por el fuego.

¿Cómo utilizar un extintor?

- ✓ Después de dar la alarma por el medio más rápido, coge el extintor más próximo adecuado al tipo de material que está ardiendo:
- ✓ Lee las instrucciones. Sin accionarlo, aproxímate al lugar del fuego.
- ✓ Quita el pasador con precinto, coge la boquilla de la manguera de descarga con una mano, y aprieta la palanca de disparo.
- ✓ Realiza un corto disparo para comprobar su operatividad, en caso contrario, recurre a otro extintor.
- ✓ Dirige el chorro del extintor al objeto que arde haciendo un movimiento de "barrido". No te detengas hasta descargar todo el extintor.

En el lugar del incendio, actuar del siguiente modo:

- ✓ Desde una distancia de 1,50 metros aprieta la válvula de descarga y dirige el chorro del agente extintor a la base de las llamas, manteniendo el aparato vertical y la cabeza del mismo hacia arriba.
- ✓ Si el incendio es de proyección horizontal, barre de forma ininterrumpida de un lado a otro de su superficie, comenzando por el borde más cercano (por ejemplo en el caso de un derrame)
- ✓ Si el incendio es de proyección vertical barre de abajo a arriba en toda su longitud (por ejemplo en el caso de un cableado vertical).
- ✓ Si se ha producido en un cuadro eléctrico, consola, etc..., abre con cuidado la puerta del mismo, después de cortar la corriente al equipo, y proyecta el agente extintor al interior.
- ✓ Una vez extinguido el incendio los extintores usados no deben volver a su lugar de situación. Deben ser remitidos a la empresa de mantenimiento concertada y sometidos a su recarga correspondiente.

- 6º. En caso de no poder controlar el incendio avisar a los bomberos.
- 7º. El personal que no debe de intervenir debe dejar el puesto de trabajo y proceder a la evacuación a una zona segura, y:
- ✓ Conoce dónde están las salidas de emergencia del edificio donde te encuentras. Conoce al menos dos salidas. Recuerda, el ascensor no es una salida. Nunca uses un ascensor como salida en caso de evacuación.
 - ✓ Si la salida está obstruida por el humo vete a una salida alternativa. Avanza a gatas si te ves envuelto por el humo. Si la salida alternativa también es peligrosa por el fuego y por el humo: Busca una habitación con ventana al exterior y cierra la puerta. Haz señales desde la ventana a los Bomberos. Si hay un teléfono en la habitación, informa de su situación exacta, aunque te hayan visto hacer las señales.
 - ✓ Si no puedes abandonar la habitación, y ésta comienza a llenarse de humo: tapa todas las rendijas de las puertas y, en general, todos los huecos y rendijas por donde pueda entrar el humo. Abre un poco las ventanas para permitir que entre aire fresco. Si es necesario, rompe el vidrio. Haz señales desde la ventana al grupo de rescate.
- 8º. Socorrer a las víctimas utilizando el material de primeros auxilios disponible en las instalaciones y avisar al servicio de ambulancias.

ACTUACIÓN EN CASO DE EXPLOSIÓN

Si en el interior de un edificio oyes una explosión:

- ✓ Resguárdate debajo de algún mueble sólido o tírese al suelo.
- ✓ Protégete la nuca con sus manos.
- ✓ Espera unos instantes antes de salir para que se disipe la posible nube de humo o polvo, ya que pueden existir posteriores derrumbamientos.

Si estás en el exterior:

- ✓ No te detengas a contemplar ningún tipo de derrame de producto, incendio u otro accidente de esta clase.
- ✓ Permanece al abrigo de cualquier construcción sólida u hondonada que ofrezca protección contra la proyección de cascotes, piedras, etc. Aléjete de tabiques, cristales y objetos pesados que puedan desprenderse o actuar como proyectiles.
- ✓ Si te encuentras en una zona de riesgo ante el peligro de explosión, abandónala y dirígete inmediatamente hacia puntos alejados más de 500 m. de dicha zona, procurando guarecerse.

En caso de apreciar una nube de gas (forma de niebla blanquecina):

- ✓ Huye de ella en dirección transversal al viento.
- ✓ Abstente de originar ningún punto de ignición.
- ✓ No circules en vehículo a motor. Extrema la precaución en sótanos y similares donde se acumulan los gases.

MEDIDAS DE PREVENCIÓN Y ACTUACIÓN EN PERFORACIONES DE TANQUES Y TUBERÍAS EN TRABAJOS DE CAMPO

MEDIDAS DE PREVENCIÓN DE PERFORACIONES

- 1º. Antes del inicio de los trabajos se hace un estudio de detección de las posibles conducciones de agua, gas, electricidad o de otro tipo, que pudiera existir, así como de los tanques y depósitos enterrados. Ante la imposibilidad de disponer de esta información se deben desconectar eléctricamente las áreas afectadas y se dejan fuera de servicio las instalaciones existentes, bloqueando las mismas por personal debidamente autorizado y cualificado.
- 2º. El responsable del emplazamiento es informado de la ubicación de los sondeos previamente, así como de las incidencias que puedan producirse.
- 3º. Siempre que la maquina de sondeos este en funcionamiento debe permanecer un operario junto a los controles.
- 4º. No se permite la excavación o perforación por medios mecánicos a una distancia inferior a 0,50 m de instalaciones enterradas.
- 5º. Al final de la jornada y en posición de reposo, las maquinas se deben encontrar con los dispositivos de frenado y bloqueo de la misma, para no hacerlas accesibles al personal ajeno a la obra.
- 6º. En excavaciones, si la instalación mecánica existente en la zona de excavación no va a ser eliminada, debe ser protegida convenientemente contra golpes, chispas o focos térmicos en su proximidad.
- 7º. El personal debe ser experimentado y capacitado en el manejo de cada máquina, equipo o herramienta, acreditándolo si es necesario.

ACTUACIÓN EN CASO DE PERFORACIÓN

- 1º. Detener los trabajos e informar al responsable directo del emplazamiento y al delegado de zona del cliente.
- 2º. Paralizar el servicio de la instalación dañada o si fuese necesario de toda la instalación durante el tiempo necesario para su reparación.
- 3º. Si el riesgo es alto, pudiendo afectar la integridad de personas y bienes, se da aviso a las autoridades (policías, bomberos, ambulancias, etc.) y se procede al aislamiento o cercado de la zona afectada.
- 4º. Si la instalación afectada no pertenece a la propiedad, se da aviso a la empresa de servicios afectada (telefonía, eléctricas, compañía de gas, compañías de agua, ayuntamientos, etc.).
- 5º. Comunicar los hechos a la compañía de seguros.
- 6º. Rellenar informe de accidente.

MEDIDAS DE PREVENCIÓN Y ACTUACIÓN EN CASO DE ROTURA TANQUES O FALLOS MODULOS DE TRATAMIENTO: VERTIDOS

MEDIDAS DE PREVENCIÓN

- 1º. Realizar un adecuado mantenimiento preventivo de los equipos y mantener registros de su historial de averías y sustituciones.
- 2º. Proteger al equipo de las inclemencias meteorológicas y acceso de personal no autorizado.
- 3º. Si se debe realizar alguna reparación o modificación de las conducciones del sistema de remediación, se señala la zona de trabajo con el fin de advertir de nuestra presencia.
- 4º. El equipo solo debe ser manipulado por personal autorizado y capacitado.
- 5º. El equipo de descontaminación debe estar conectado a tierra para evitar posibles contactos eléctricos indirectos.

ACTUACIÓN EN CASO DE VERTIDOS

- 1º. Al detectar un derrame se debe de valorar su importancia y alcance. Si es necesario por su importancia se debe de avisar inmediatamente a la persona de contacto de la Empresa (Propiedad) y su Responsable de Ingeniería del subsuelo. Si no está localizable se debe de avisar al Director de Producción (Sr. Álvaro De Fresno Telf: 629 83 95 86),
- 2º. Avisar a los compañeros y personal subcontratado que no se hayan enterado del derrame.
- 3º. Antes de actuar uno debe de colocarse los equipos de protección necesarios (gafas, traje, botas, guantes, máscara con filtros, etc.).
- 4º. Sin arriesgarse en ningún momento y si es posible, se deben de cerrar las válvulas del depósito de almacenamiento o conducción que generó el derrame.
- 5º. Se debe de cortar el suministro eléctrico para eliminar el riesgo de incendio y se deben de evitar las posibles fuentes o focos de ignición.
- 6º. Si es posible, se debe de acordonar y señalizar la zona afectada para evitar el acceso de vehículos y personas.
- 7º. Se deben de extender los absorbentes para retener y controlar el avance del derrame. y crear barreras protectoras si hay cauces de agua superficiales a los que pueda llegar el vertido.
- 8º. Se debe de atender las instrucciones de la persona de la Empresa (Propiedad) Jefe de las emergencias.
- 9º. Si recibe la orden de evacuación: se debe de dejar inmediatamente el trabajo que se esta realizando; avisar a los compañeros que no se hayan enterado, pero sin perder tiempo buscándoles (puede ser que hayan salido). No entretenerse recogiendo objetos personales o documentos; Dirigirse rápidamente pero sin correr, al punto de reunión exterior. No retroceder y esperar instrucciones una vez en el punto de reunión .

3. RECURSOS PREVENTIVOS. IMPLANTACIÓN DE LA PREVENCIÓN

3.1. GESTIÓN DE LA PREVENCIÓN DE RIESGOS LABORALES

El Plan de Seguridad y Salud que elabora el contratista incluye la organización preventiva y su implantación prevista para la Obra. En concreto debe de hacer referencia a lo siguiente:

- Encargado de Seguridad de la Obra del Contratista
- Coordinador de Seguridad y Salud
- Delegado de Seguridad de cada Subcontrata

3.2. CUMPLIMIENTO CON NORMATIVA

Todo contratista, subcontratista, trabajador autónomo que intervenga en la obra deberán cumplir con la legislación vigente sobre seguridad y salud en obras de construcción.

Deberá estar a disposición de RCPP la siguiente documentación:

- Acreditación de los trabajadores que van a intervenir en la obra y estar al corriente de pago en la Seguridad Social (TC1 y TC2)
- Certificado de aptitud del trabajador al puesto que va a desarrollar
- Certificado de haber recibido la formación e información preventiva preceptiva
- Justificante de entrega de Equipos de Protección Individual

Se deberá cumplir con el Manual de requisitos aplicables a contratistas.

3.3. RECURSOS PREVENTIVOS

Según el Artículo 7 de la Ley 54/2003, la presencia de los recursos preventivos de cada contratista es necesaria cuando:

- Se realicen actividades o procesos que reglamentariamente sean considerados como peligrosos o con riesgos especiales (trabajos en altura, excavaciones, trabajos en espacios confinados, trabajos en tensión, demoliciones, trabajos en caliente, etc).
- Los riesgos puedan verse agravados o modificados en el desarrollo del proceso o la actividad, por la concurrencia de operaciones diversas que se desarrollan sucesiva o simultáneamente y que hagan preciso el control de la correcta aplicación de los métodos de trabajo.
- Cuando la necesidad de dicha presencia sea requerida por la Inspección de Trabajo y Seguridad Social, si las circunstancias del caso así lo exigieran debido a las condiciones de trabajo detectadas.

La persona o personas consideradas como recursos preventivos deben contar con la formación preventiva correspondiente, como mínimo, a las funciones del nivel básico (Art 34 R.D. 39/1997). Preceptiva presencia de recursos preventivos tendrá como objeto vigilar el cumplimiento de las medidas incluidas en el plan de seguridad y salud en el trabajo y comprobar la eficacia de las mismas.

Dichos recursos preventivos son complementarios al Coordinador de seguridad y salud en fase de ejecución designado por el promotor en cumplimiento con el R.D. 1627/97. A continuación, se indican los trabajos considerados como de riesgo especial, con la normativa que les aplica a cada uno de ellos y la necesidad de suministrar por parte del contratista procedimientos escritos de trabajo y permisos de trabajo:

Actividad	Desglose actividad	Ref. normativa	Procedimiento escrito	Permiso de trabajo
Espacios confinados		R.D. 486/97 de 14 de abril sobre lugares de trabajo	X	X
Construcción y mantenimiento	Trabajos con riesgo de caída en altura	R.D. 1627/97 sobre obras de construcción R.D. 2177/04 sobre trabajos temporales en altura	X	---
	Montaje, desmontaje y transformación de andamios	R.D. 2177/04 sobre trabajos temporales en altura	---	---
	Trabajos de demolición	R.D. 1627/97 sobre obras de construcción	X	---
Aparatos y maquinaria de obra	Equipos de trabajo automotores	R.D. 1215/97 sobre equipos de trabajo y R.D. 485/97 sobre señalización	---	---
	Equipos de elevación de cargas	R.D. 1215/97 sobre equipos de trabajo	---	---
Electricidad	Trabajos en proximidad de elementos en tensión	R.D. 614/01 sobre el riesgo eléctrico	---	---
	Trabajos de obras y otras actividades en las que se realicen movimientos o desplazamientos de equipos y materiales en proximidad de líneas aéreas, subterráneas u otras instalaciones eléctricas	R.D. 614/01 sobre el riesgo eléctrico	---	---
	Trabajos en emplazamientos con riesgo de incendio y explosión	R.D. 614/01 sobre el riesgo eléctrico	X	---
Trabajos en caliente		OM 9/03/71	X	---
Trabajos en atmósferas explosivas		R.D. 681/03	X	X
Trabajos con amianto		OM 31/10/84 y OM 7/01/87 sobre trabajos con riesgo de amianto	X	---

ANEXOS

Índice de los anexos:

Anexo I:	Glosario
Anexo II:	Permisos de Trabajo
Anexo III:	Documentación de Seguridad antes y durante la Obra
Anexo IV:	Acciones a Seguir en caso de Accidente
Anexo V:	Inspección de Seguridad
Anexo VI:	Metodología para la Evaluación de Riesgos

ANEXO I: GLOSARIO

Accidente: Acontecimiento no deseado, con ocasión del trabajo, que provoca un daño físico o económico apreciable para las personas o bienes materiales.

Accidente industrial: Todo acontecimiento no deseado, con ocasión del trabajo, que produce alteración de la situación normal y prevista de un equipo, instalación, edificio o planta, provocando, por importe superior a 6.000 euros, daños materiales, al medio ambiente, o pérdidas económicas, se hayan producido o no accidentes personales.

Accidente industrial significativo: Accidente industrial que provoque daños por importe superior a 90.000 euros, y/o lleve asociados accidentes personales graves, muy graves o mortales o que tenga trascendencia exterior.

Accidente personal: Todo acontecimiento no deseado que origina lesiones corporales a un trabajador con ocasión o como consecuencia del desempeño de su trabajo. Se clasifican en:

Accidente mortal: Accidente personal que ha producido lesiones que tienen como resultado el fallecimiento de una persona, independientemente del tiempo transcurrido entre el accidente y la muerte.

Accidente con baja: Accidente personal que ha producido lesiones tales que determinan la ausencia del accidentado del lugar de trabajo, durante al menos un día adicional. No se computa el día que ocurrió el accidente.

Accidente sin baja: El accidente personal que suponga (traiga consigo) como máximo la ausencia del accidentado de su lugar de trabajo, durante el día o el turno en que ocurrió el accidente.

Accidente "in itinere": Accidente personal que supone lesiones personales durante el trayecto normal desde el domicilio habitual del accidentado al trabajo y viceversa.

Acción Preventiva: Acción tomada para eliminar la causa de una situación de riesgo.

Acción Correctora: Acción tomada para evitar la repetición de un accidente o incidente con

Atmósfera Explosiva: Atmósfera con un gas o una mezcla de gases inflamables cuya concentración está por encima del 20% del Límite Inferior de Explosividad (LIE). Aún considerando que una mezcla cuya concentración está por encima del *límite superior de explosividad* (LSE) no constituye una atmósfera explosiva, en muchos casos y a efectos de la clasificación de emplazamientos, se recomienda considerarla como una atmósfera explosiva.

Atmósfera Peligrosa o Potencialmente Peligrosa: Es la que tiene o puede tener una o más de las siguientes características:

- Contenido de oxígeno inseguro: Es asfixiante al poseer menos del 20,5% de oxígeno en volumen del aire o sobre-oxigenada con más del 23,5 % de oxígeno en volumen de aire.
- Gases Inflamables: Contiene un gas o una mezcla de gases inflamables cuya concentración está por encima del 10% del Límite Inferior de Explosividad (LIE).
- Agentes Químicos peligrosos: Contiene uno o más agentes químicos peligrosos en una concentración tal que supera los límites o concentraciones máximas permisibles de exposición humana sin protección personal. Como valores máximos admisibles se tomarán los valores VLA's o (TLV's / TWA) fijados por la ACGIH (Asociación Americana de Higienistas Industriales), o los establecidos en la legislación local donde esté ubicada la instalación o parcela donde se va a intervenir, en el caso que sean menores que aquellos.

Autorizante del Permiso de Trabajo: Persona de la operadora de la E.S en la que se realiza la intervención con capacidad/competencia suficiente para comprobar que se dan las debidas condiciones de seguridad y aprueba que se realice determinado trabajo en un área o equipo.

Espacio Adecuadamente Ventilado: Espacio confinado con las condiciones necesarias para que la ventilación pueda renovar su volumen interior tantas veces como sea necesario para asegurar que no puede presentar en ningún momento una atmósfera peligrosa o potencialmente peligrosa.

Espacio Confinado: Es cualquier espacio con aberturas limitadas de entrada y salida y/o cuya ventilación natural sea o pueda ser desfavorable y que pueda contener, haber contenido en su interior productos peligrosos de cualquier tipo (asfixiantes, inflamables o tóxicos) o en el que puedan acumularse contaminantes tóxicos inflamables, o tener una atmósfera deficiente en oxígeno, y que no está concebido para una ocupación continuada por parte del trabajador.

En el caso concreto de las Estaciones de Servicio estos espacios son generalmente:

- Los depósitos o tanques de combustible
- Las arquetas de medición
- Los conductos o galerías de algunos cubetos de retención de fugas.
- Las arquetas en general y otros conductos enterrados

Espacio Confinado Habitual: Es aquel espacio confinado cuya característica o intención de diseño ha sido su operación habitual y frecuente permitiendo su ingreso al mismo por razones operativas en condiciones de riesgo controladas (Ej: Utilización Sótano como almacén).

Estudio de Seguridad y Salud Genérico (ESSg): Estudio de riesgos y medidas preventivas elaborado por la SIR para aquellas subactividades incluidas en el ámbito del RD 1627/97, atendiendo a la definición del artículo 5 del Capítulo II de dicho decreto.

Estudio de Medidas Preventivas Genérico (EMPg): Estudio de riesgos y medidas preventivas elaborado por la SIR para aquellas subactividades no incluidas en sentido estricto en el ámbito del RD 1627/97 (fundamentalmente actividades de mantenimiento). Este estudio se desarrolla para aquellas subactividades que son repetitivas y de corta duración y no requieren para su ejecución la elaboración de un proyecto.

Estudio Básico de Seguridad y Salud: Estudio de Seguridad y Salud elaborado en los proyectos de obras en los que, de acuerdo con la definición establecida en el RD 1627/97, no sea necesario el Estudio de Seguridad y Salud. Será desarrollado por técnico competente.

Incidente o cuasi-accidente: Acontecimiento no deseado que, sin haber ocasionado accidente podía, bajo otras circunstancias diferentes a las producidas, haber provocado un accidente.

Incidente con alto potencial de pérdidas (en adelante incidente APP): Incidente que bajo otras circunstancias pudieran haberse producido accidentes personales graves o muy graves, o accidentes industriales significativos.

Instrucciones de Rescate: Detalla la forma de auxiliar a las personas que están en el interior del espacio confinado salvaguardando su integridad física.

Investigación de accidentes: Proceso que tiene como finalidad obtener la información más completa y precisa sobre las causas y circunstancias de un accidente, siendo el objetivo último evitar que se vuelva a repetir en un futuro.

Ocupante de un Espacio Confinado: Es toda persona que ha realizado una entrada al espacio confinado y permanece en el mismo.

Medidas Preventivas: son aquellas medidas tomadas para eliminar los riesgos detectados o para minimizar aquellos riesgos que no se puedan eliminar.

Permisos de Trabajo: Documento escrito que emite el operador de la instalación mediante el cual concede autorización para realizar una actuación en la instalación cuando ésta se realiza con la instalación operativa o parcialmente operativa. En este permiso de trabajo se indican: las medidas de control adecuadas para eliminar o minimizar los riesgos asociados al trabajo a ejecutar y a la simultaneidad de la operación de la instalación.

Plan de Seguridad y Salud Específico (PSSe): Documento específico de la intervención elaborado por el Contratista que analiza, desarrolla y complementa las previsiones contenidas en el estudio de seguridad y salud, que incluye, al menos, los siguientes apartados:

- Descripción de los riesgos y de las medidas de prevención que se han considerado para la ejecución del trabajo objeto del contrato incluyendo los propios de la actividad del Contratista.
- Todos aquellos requisitos que legalmente sean exigibles en función de la normativa oficial al respecto.

Subactividad: Tipo de intervención que se lleva a cabo desde la SIR.

Trabajo en Caliente Se trata de aquellos trabajos que puedan crear una fuente de ignición (llama abierta y herramientas o equipos que pueden producir chispas o calor) para materias inflamables o combustibles presentes en la zona donde se realiza el trabajo.

Zona 0. Es aquella en la que la atmósfera de gas explosiva está presente de forma continua, o se prevé que esté presente durante largos períodos, o por cortos períodos, pero que se producen frecuentemente. Ejemplo: Arquetas

Zona 1. Es aquella en la que la atmósfera de gas explosiva se prevé pueda estar presente de forma periódica u ocasionalmente durante el funcionamiento normal. Ejemplo: Alrededor de los surtidores.

Zona 2. Es aquella en la que una atmósfera de gas explosiva no se prevé pueda estar presente en funcionamiento normal y si lo está, será de forma poco frecuente.

ANEXO II: PERMISOS DE TRABAJO

Estos documentos no son proporcionados por la empresa por seguridad a nivel de manipulación de datos y confidencialidad de información.

**ANEXO III: DOCUMENTACIÓN DE SEGURIDAD ANTES Y DURANTE LA
REALIZACIÓN DE LA SUBACTIVIDAD**

DOCUMENTACIÓN A EMITIR ANTES DEL COMIENZO DE LA OBRA

La documentación relacionada con la seguridad y salud que debe emitirse antes de la obra es la siguiente:

- Acta de designación del coordinación de seguridad y salud en fase de ejecución realizada por RCPP
- Acta de designación del encargado de seguridad del contratista
- Aviso previo realizado por el coordinador de seguridad y salud
- Libro de incidencias visado
- Plan seguridad y salud específico de la obra realizado por el técnico de seguridad del contratista
- Acta de aprobación del plan de seguridad y salud por el coordinador de seguridad y salud
- Acta de aceptación del plan de seguridad y salud por parte de los subcontratistas
- Acta de reunión previa entre el coordinador de seguridad y salud en fase de ejecución y el técnico de seguridad del contratista

DOCUMENTACIÓN DURANTE LA EJECUCIÓN DE LA OBRA

La documentación relacionada con la seguridad y salud que debe presentarse durante la ejecución de la obra es la siguiente:

- Permisos de trabajo realizado por el operador de la estación de servicio
- Actas de inspecciones de seguridad y salud realizadas por el coordinador de seguridad y salud
- Informes de comunicación de accidentes realizados por el encargado de seguridad del contratista
- Informes de investigación de accidentes realizados por el coordinador de seguridad (no es excluyente de las anotaciones en el Libro de Incidencias, éstas se han de realizar siempre que el Coordinador de Seguridad y Salud lo considere oportuno).
- Actas de reuniones periódicas entre el coordinador de seguridad y salud en fase de ejecución y el técnico de seguridad del contratista

ANEXO IV: ACCIONES A SEGUIR EN CASO DE ACCIDENTE LABORAL

En caso de accidente seguir el Manual de Seguridad de Contratista

ANEXO V: INSPECCIONES DE SEGURIDAD

GUIA DE APLICACIÓN PARA INSPECCIONES DE SEGURIDAD

Identificación de la obra.

Tipo de obra / descripción trabajo: indicar el tipo de obra (P. singular, Mant. Instalaciones, Mant. Imagen, etc.), después particularizar el trabajo o trabajos que se realizan, ej: revisión eléctrica, limpieza falso techo, montaje de imagen en marquesina, etc.

Dirección: se debe anotar el nº de la estación, localidad y provincia.

Contratista/ subcontratista: indicar el nombre de contratista seguido del subcontratista.

Fecha y hora: fecha en el formato día/mes/año y hora en que se realiza la inspección.

Realizada por: nombre y apellido de la persona que realiza la inspección.

Gestión de la obra.

101- Se debe disponer del plan de seguridad propio de la obra que se realiza firmado y sellado, se considera adecuado si llevan un plan de medidas preventivas genérico para trabajos de mantenimiento.

102- Si la obra requiere libro de incidencias, si esta en la obra o no.

103- Comprobar que la empresa que está trabajando está incluida en el aviso previo. En muchas ocasiones las empresas se hacen pasar por el contratista. Mirar los rótulos de empresas de la furgoneta. En caso de duda comunicar con el contratista.

104- Será necesario tener por escrito nombramiento del Técnico/ encargado de seguridad

Señalización de la obra.

201- Si es una obra de gran tamaño o remediación de suelo, debe existir cartel de prohibición de entrada a la obra de personas ajenas.

202- Debe existir cartelería de obra con indicaciones de uso de Epis en toda actuación, salvo en mantenimiento de imagen.

202- Debe existir cartelería de obra con indicaciones de uso de Epis en toda actuación, salvo en mantenimiento de imagen.

204- Se debe tener elementos de señalización y delimitación en las zonas de obra, se debe disponer de vallas tipo ayuntamiento, conos de señalización, cinta de balizamiento, señales de tráfico, cadena bicolor. Se debe colocar la señalización de forma que no pueda entrar físicamente un vehículo y delimitar para evitar el paso de peatones, en entradas con accesos directos desde autopistas, autovías o carreteras nacionales donde los vehículos entrar a la estación a gran velocidad se debe colocar si es posible la furgoneta como barrera con las luces de emergencia activadas.

Equipos de emergencia.

301- Todo equipo de personas que trabajen en una obra deben disponer de extintor propio en buen estado y con las revisiones según reglamentación. También deben disponer de botiquín en el que se encontrara en buen estado, limpieza adecuada y con contenido adecuado: Vendas, gasas, esparadrapo, alcohol 96, agua oxigenada, Betadine o similar, algo para los golpes, algo para las quemaduras (Furacin), se deben revisar las fechas de caducidad.

302- Debe existir plan de emergencia en la obra, donde se debe indicar la manera de actuar ante una emergencia causada por el propio trabajo como por cualquier otra causa ajena, en dicho plan debe aparecer un listado de teléfonos de asistencia, mutua o centros de asistencia más próximos. Este listado es aceptable salvo para obras grandes o cambios de imagen. En todos los casos esta información debe estar por escrito.

303- En la realización de todo trabajo dentro de un E.S. se debe disponer extintores en las proximidades de la zona de trabajo para actuar rápidamente en caso de incendio.

Equipos de trabajo.

401- Los equipos deben cumplir con su reglamentación propia en cuanto a condiciones de seguridad, deberán tener certificado de conformidad y las medidas de protección que esto implica, en apartados siguientes se especifican algunas que deben verificarse en la inspección de forma real su funcionamiento o presencia.

402- Equipos de trabajo deben disponer de aviso acústico, se debe comprobar su funcionamiento.

403- Se debe comprobar que dispone de sistema antivuelco.

404- Las escaleras de mano se deben apoyar directamente sobre el suelo, no utilizar sobre plataformas, andamios, tablonos, etc. directamente sobre el suelo y debe estar provistas de zapatas antideslizamiento y su estado debe ser bueno.

405- Las escaleras deben disponer de sistema antiapertura o cadena de seguridad y utilizarse.

406- La maquinaria fija debe disponer de toma de tierra.

407- Los órganos de transmisión y las partes móviles deben estar protegidos, sino no se cumpliría el 401, se debe verificar que no han sido manipulados o retirados.

408- Se debe disponer de manuales de uso y medidas de seguridad de los equipos utilizados, se debe verificar que tiene registro de las revisiones pertinentes marcadas por el fabricante o por legislación propia.

409- El personal que hace uso de equipos de trabajo debe tener formación adecuada, se debe verificar si es adecuada y esta autorizado a utilizar dicho equipo de trabajo p. ej: un operador de camión grúa.

Equipos de protección individual.

501- Se debe emplear casco de seguridad siempre, en especial si hay compañeros trabajando a mayor altura o en trabajos que puedan producir caída de objetos en zonas no situadas bajo la misma vertical, p. ej. trabajos en falso techo o en marquesina.

502- Siempre se debe utilizar chaleco, tienen que ser visibles al realizar el trabajo, para entrar en tanques no es imprescindible aunque si recomendable. En cualquier caso siempre debe tener cada operario uno.

503- Su uso es imprescindible en trabajos con radial o manejo de material cortante (laminas, chapas) y recomendable en el resto de trabajos.

504- Cualquier trabajador debe disponer siempre de calzado de seguridad que puede ser Calzado de seguridad o botas impermeables de seguridad.

505- Para el uso de radial u otras herramientas con proyección de particular se deberán utilizar gafas o pantalla de protección ocular siempre.

507- En trabajos con exposición al ruido, p. ej. martillo neumático se recomienda la utilización de cascos protectores auditivos.

509- Se deberá tener en cuenta la naturaleza de los trabajos para suministrar a los trabajadores una

ropa de trabajo adecuada, como puede ser traje de agua para la lluvia en trabajos a la intemperie,

buzo de trabajo y ropa de algodón para trabajos en atmósferas explosivas y así evitar electricidad

estática, etc.

Orden y limpieza.

601- Se debe evitar la existencia de puntas y clavos en tablonos o similares, siguiendo procedimiento de retirada al desmontar dichos materiales, también conjuntamente se debe utilizar calzado con la suela de protección.

602- Se debe observar que los materiales o escombros no estén en los caminos de paso y así evitar caídas al mismo nivel de personal propio de la obra o ajeno. Dichos materiales se deberán retirar a zonas determinadas como almacén de acopios o de desechos y que deben estar señalizadas, delimitadas y situadas fuera de las zonas de paso de personas o vehículos.

603- Se debe mantener libres de acopios o materiales de desecho.

604- Se debe almacenar de forma adecuada a reglamentación los residuos o desechos, en su caso se deberán ser gestionados por gestor autorizado.

Acopios

801- Se debe reservar una zona de almacén para acopio de los distintos materiales o combustibles, señalizando y delimitando la zona de forma adecuada. Evaluar Ubicación y señalización.

802- Se debe dotar de medios que eviten deslizamiento.

803- Se deben mantener de forma estable las pilas de material, no sobrepasar alturas de almacén recomendadas.

804- Se debe ubicar las zonas de acopio fuera de las zonas de paso, caminos de evacuación.

E.S. N° XX

Vilaller

08/10

EBSS

Instalación eléctrica provisional de obra.

Los trabajos no precisan una instalación eléctrica provisional

ANEXO VI: METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS

La Evaluación de Riesgos Laborales es el proceso dirigido a estimar la magnitud de aquellos riesgos que no hayan podido evitarse, obteniendo la información necesaria para que el empresario esté en condiciones de tomar una decisión apropiada sobre la necesidad de adoptar medidas preventivas y, en tal caso, sobre el tipo de medidas que deben adoptarse (Art 3 RD 39/1997).

La estimación del riesgo para cada peligro, se basa en la determinación de la severidad de que ocurra el hecho y la potencial severidad del daño (consecuencias).

SEVERIDAD O CONSECUENCIA DEL DAÑO

Para determinar la potencial severidad del daño debe considerarse:

Ejemplos de Ligeramente Dañino: cortes , magulladuras, irritación ojos por polvo

Ejemplos de Dañino: quemaduras, torceduras, fracturas, etc.

Ejemplos de Extremadamente Dañino: fracturas mayores, intoxicaciones, lesiones fatales, etc.

PROBABILIDAD DE QUE OCURRA EL DAÑO

La probabilidad de severidad de que ocurra el daño se gradúa desde baja hasta alta con el siguiente criterio:

- Probabilidad Baja: el daño ocurrirá raras veces.
- Probabilidad Media: el daño ocurrirá en algunas ocasiones.
- Probabilidad Alta: el daño ocurrirá siempre o casi siempre.

VALOR DEL RIESGO

Es el producto de las consecuencias por la probabilidad. El cuadro siguiente estima los niveles del riesgo de acuerdo a su probabilidad estimada y sus consecuencias estimadas.

PROBABILIDAD DEL SUCESO	CONSECUENCIA DEL PELIGRO		
	Ligeramente Dañino	Dañino	Extremadamente Dañino
Baja	Riesgo trivial T	Riesgo Bajo TO	Riesgo moderado MO
Media	Riesgo Bajo TO	Riesgo moderado MO	Riesgo importante I
Alta	Riesgo moderado MO	Riesgo importante I	Riesgo intolerable IN

Dichos niveles forman la base para decidir la acción preventiva que debe realizarse, priorizando esta acción según los criterios que definen cada nivel, siendo éstos los siguientes:

Riesgo	Acción y temporización
Trivial	No se requiere acción específica.
Bajo	No se necesita mejorar la acción preventiva. Sin embargo se deben considerar soluciones más rentables o mejoras que no supongan una carga económica importante. Se requieren comprobaciones periódicas para asegurar que se mantiene la eficacia de las medidas de control.
Moderado	Se deben hacer esfuerzos para reducir el riesgo, determinando las inversiones precisas. Las medidas para reducir el riesgo deben implantarse en un periodo determinado. Cuando el riesgo moderado está asociado con consecuencias extremadamente dañinas, se precisará una acción posterior para establecer, con más precisión, la probabilidad de daño como base para determinar la necesidad de mejora de las medidas de control.
Importante	No debe comenzarse el trabajo hasta que se haya reducido el riesgo. Puede que se precisen recursos considerables para controlar el riesgo. Cuando el riesgo corresponda a un trabajo que se está realizando, debe remediarse el problema en un tiempo inferior al de los riesgos moderados.
Intolerable	No debe comenzar ni continuar el trabajo hasta que se reduzca el riesgo. Si no es posible reducir el riesgo, incluso con recursos ilimitados, debe prohibirse el trabajo.

ANEXO VI ENSAYOS

Estos documentos no son proporcionados por la empresa por seguridad a nivel de manipulación de datos y confidencialidad de información.



DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA
FACULTAD DE CIENCIAS Y TECNOLOGÍAS QUÍMICAS
UNIVERSIDAD DE CASTILLA LA MANCHA



Remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad contaminados con compuestos orgánicos hidrófobos

MEMORIA

**que para optar al grado de Doctor por la Universidad de
Castilla la Mancha presenta**

Rubén López-Vizcaíno López

Directores:

Pablo Cañizares Cañizares

Cristina Sáez Jiménez

Ciudad Real, 2013

PUBLICACIONES RELACIONADAS CON ESTA TESIS

Artículos:

R. López-Vizcaíno, C. Sáez, P. Cañizares, M.A. Rodrigo. Electrocoagulation of the Effluents from Surfactant-Aided Soil-Remediation Processes. *Sep. Purif. Technol.* 98: 88-93, 2012.

R. López-Vizcaíno, C. Sáez, P. Cañizares, M.A. Rodrigo. The use of a combined process of surfactant-aided soil washing and coagulation for PAH-contaminated soils treatment. *Sep. Purif. Technol.* 88: 46-51, 2012.

R López-Vizcaíno, C. Sáez, P. Cañizares, V. Navarro, M.A. Rodrigo. Influence of the type of surfactant on the mobility of flushing fluids for electro-remediation processes. *Sep. Sci. Technol.* 46: 2148-2156, 2011.

R López-Vizcaíno, C. Sáez, E. Mena, J. Villaseñor, P. Cañizares, M.A. Rodrigo. Electro-osmotic fluxes in multi-well electro-remediation processes. *J. Environ. Sci. Health., Part A* 46: 1549–1557, 2011.

C. Sáez, R. López-Vizcaíno, P. Cañizares, M.A. Rodrigo. Conductive-Diamond Electrochemical Oxidation of Surfactant-Aided Soil-Washing Effluents. *Ind. Eng. Chem. Res.* 49: 9631-9635, 2010.

Contribuciones a congresos:

P. Cañizares, R. López-Vizcaíno, J. Lobato, V. Navarro, M.A. Rodrigo, y C. Sáez. Electrocoagulation of groundwater polluted with PAH. 18th International Congress of Chemical and Process Engineering. Praga, Agosto 2008. Póster.

P. Cañizares, C. Sáez, R. López-Vizcaíno, M.A. Rodrigo. Electrorremediación de suelos contaminados con PAH. XXX Reunión del Grupo de Electroquímica de la R.S.E.Q./ XI Encontro Ibérico de Electroquímica. Tenerife (España), Julio 2009. Comunicación Oral.

P. Cañizares, R. López-Vizcaíno, J. Lobato, y M.A. Rodrigo, C. Sáez, C. Jiménez. "Electroremediation of soils polluted with PAH". The 60th Annual Meeting of the International Society of Electrochemistry. Beijing (China), Agosto de 2009. Poster.

P. Cañizares, R. López-Vizcaíno, M.A. Rodrigo, C. Sáez. Effects of Flushing Fluid in Electroosmotic Flow in an Electroremediation Process. 5th European Summer School on Electrochemical Engineering. Almagro (España), Septiembre de 2009. Poster. Comunicación Oral

R. López-Vizcaíno, C. Sáez, P. Cañizares, M.A. Rodrigo. Remediación electrocinética de suelos mejorada con agentes solubilizantes. XXXI Reunión del Grupo de Electroquímica de la R.S.E.Q./ XII Encontro Ibérico de Electroquímica. Alcalá de Henares (España). Junio de 2010. Comunicación Oral.

R. López-Vizcaíno, P. Cañizares, M.A. Rodrigo, C. Sáez. Study of the Electrokinetic transport of surfactants in clayed soils. ISE 2010, 61th Annual Meeting of the International Society of Electrochemistry. Niza (Francia). Septiembre de 2010. Poster.

A. de Lucas; P. Cañizares; M. A. Rodrigo; J. Villaseñor; J. Lobato; A. Pérez; C. Sáez; F. J. Fernández; J. Llanos; C. Jiménez; E. Lacasa; R. López-Vizcaíno; E. Mena; M. J. Martín de Vidales; D. Úbeda; F. J. Pinar. Líneas de investigación actuales en tratamiento de aguas, lodos y suelos contaminados en el grupo TEQUIMA-UCLM. Meta 2010. Bilbao (España). Diciembre de 2010. Poster.

R. López-Vizcaíno, P. Cañizares, M.A. Rodrigo, C. Sáez. Electrokinetic remediation of Phenanthrene enhanced with Sodium Dodecyl Sulphate. 9th European Symposium on Electrochemical Engineering. Chania (Grecia) Junio de 2011. Comunicación Oral.

C. Sáez, P. Cañizares, M.A. Rodrigo y R. López-Vizcaíno. Electrochemical coagulation of surfactant aided soil effluents. ANQUE International Congress of Chemical Engineering 2012. Sevilla (España) Junio de 2012. Poster.

R. López-Vizcaíno, C. Sáez, P. Cañizares y M.A. Rodrigo. Estudio de procesos electrocinéticos en suelos arcillosos parcialmente saturados. XXXIII Reunión del Grupo de Electroquímica de la R.S.E.Q. Madrid (España). Julio de 2012. Comunicación Oral.

R. López-Vizcaíno, C. Sáez, P. Cañizares, M.A. Rodrigo. Electrokinetic remediation of clayed soils partially saturated. 63th Annual Meeting of the International Society of Electrochemistry. Praga (República Checa). Agosto de 2012. Poster.

ÍNDICE

CAPÍTULO 1. RESUMEN	1
CAPÍTULO 2. INTRODUCCIÓN	9
2.1. Tecnologías de remediación de suelos	11
2.2. Fundamento del proceso de remediación electrocinética de suelos	18
2.2.1. Proceso de electroósmosis en el tratamiento de suelos.....	21
2.2.2. Proceso de electromigración en el tratamiento de suelos	23
2.2.3. Proceso de electroforesis en el tratamiento de suelos.....	24
2.2.4. Proceso de electrolisis en el tratamiento de suelos	24
2.2.5. Calentamiento electroquímico en el tratamiento de suelos.....	27
2.3. Tecnología del proceso de remediación electrocinética de suelos	29
2.3.1. Electroodos: Materiales y disposición	30
2.3.2. Uso de fluido de mejora en procesos de remediación electrocinética.....	32
2.3.3. Influencia de las variables de operación en un proceso de remediación electrocinética	35
2.4. Tratabilidad de efluentes generados en procesos de remediación de suelos	36
2.4.1. Tecnologías para el tratamiento de los efluentes generados en procesos de remediación electrocinética mejorada con surfactantes, de suelos contaminados con COHs	38
<i>i)</i> Coagulación/Electrocoagulación de aguas residuales generadas en procesos de remediación electrocinética de suelos	38
<i>ii)</i> Electrolisis de aguas residuales generadas en procesos de remediación electrocinética de suelos.	39
<i>iii)</i> Oxidación Fenton de aguas residuales generadas en procesos de remediación electrocinética de suelos.	41
2.5. Bibliografía	42

CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES, OBJETIVOS Y ALCANCE DEL TRABAJO.....	47
CAPÍTULO 4. MATERIAL Y MÉTODOS	55
4.1. Instalaciones experimentales	57
4.1.1. Instalación de lavado de suelos	57
4.1.2. Instalación de coagulación química	58
4.1.3. Instalación de electrocoagulación	60
4.1.4. Instalación de oxidación Fenton.....	61
4.1.5. Instalación de oxidación electroquímica	61
4.1.6. Instalaciones de remediación electrocinética	63
4.2. Técnicas analíticas	65
4.2.1. Análisis cualitativo y cuantitativo de Fenantreno	66
4.2.2. Demanda Química de Oxígeno	67
4.2.3. Carbono Orgánico Total (COT) y Carbono Inorgánico (CI)	67
4.2.4. Medida de turbidez.....	68
4.2.5. Medida de la concentración de hierro y aluminio	68
4.2.6. Medida de potencial zeta.....	69
4.2.7. Medida de la concentración de peróxido de hidrógeno.....	69
4.2.8. Medida de la concentración de varias especies iónicas mediante cromatografía iónica.....	70
4.2.9. Medida de pH.....	71
4.2.10. Medida de conductividad	71
4.2.11. Medida de humedad	72
4.2.12. Medida de temperatura en suelos	72
4.3. Productos utilizados.....	72
4.3.1. Fenantreno	73
4.3.2. Surfactantes	74
4.3.3. Tipos de suelos	75
4.3.4. Electrodo de diamante dopado con boro (DDB)	75
4.3.5. Electrodo dimensionalmente estables (DSA)	76
4.3.6. Electrodo de acero inoxidable (AI).....	76
4.3.7. Electrodo de aluminio y hierro	77
4.3.8. Electrodo de grafito	77

4.3.9. Otros productos	77
4.4. Bibliografía	79
CAPÍTULO 5. ELIMINACIÓN DE FENANTRENO DE SUELOS DE BAJA PERMEABILIDAD MEDIANTE EL LAVADO CON SURFACTANTES	81
5.0. Poster resumen	83
5.1. Introducción.....	85
5.2. Objetivos y planificación experimental.....	87
5.3. Procedimiento operativo.....	93
5.3.1. Preparación de un suelo de baja permeabilidad contaminado con fenantreno (PHE).....	93
5.3.2. Lavado de suelo de baja permeabilidad contaminado con (PHE).....	94
5.3.3. Coagulación química de efluentes contaminados con surfactantes y PHE	94
5.3.4. Electrocoagulación de efluentes contaminados con surfactantes y PHE	95
5.3.5. Oxidación Fenton de efluentes contaminados con surfactantes y PHE	95
5.3.6. Oxidación electroquímica de efluentes contaminados con surfactantes y PHE	96
5.4. Lavado de suelos de baja permeabilidad contaminados con PHE utilizando surfactantes.....	97
5.4.1. Estudio de la influencia de la naturaleza iónica del agente de lavado	97
5.4.2. Estudio de la influencia de la concentración de surfactante y del grado de contaminación del suelo	101
5.5. Estudio de tratabilidad de aguas residuales generadas en un proceso de lavado de suelos contaminados con PHE utilizando surfactantes.....	107
5.5.1. Estudio de tratabilidad mediante Coagulación Química.....	108
<i>i)</i> Influencia del pH inicial.....	114
<i>ii)</i> Influencia del tipo de coagulante	116
<i>iii)</i> Influencia de la carga orgánica del efluente	117

5.5.2. Estudio de tratabilidad mediante Electrocoagulación	118
<i>i)</i> Influencia del pH inicial	121
<i>ii)</i> Influencia del material electródico	124
5.5.3. Estudio de tratabilidad mediante Oxidación Fenton	128
5.5.4. Estudio de tratabilidad mediante Oxidación Electroquímica	130
5.5.5. Estudio comparativo de las distintas tecnologías de tratamiento	137
5.6. Conclusiones	141
5.7. Bibliografía	143
CAPITULO 6. EVALUACIÓN DE LA MOVILIDAD DE ESPECIES EN SUELOS POCO PERMEABLES BAJO LA ACCIÓN DE UN CAMPO ELÉCTRICO	151
6.0. Poster resumen	153
6.1. Introducción	155
6.2. Objetivos y planificación experimental	157
6.3. Procedimiento operativo	160
6.3.1. Ensayos para el estudio del transporte de agua en suelos de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico	160
6.3.2. Ensayos para el estudio del transporte de surfactantes en suelos de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico	161
6.3.3. Ensayos para el estudio del transporte de PHE en suelos de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico	162
6.4. Estudio del proceso de transporte de agua a través de suelos de baja permeabilidad mediante la acción de un campo eléctrico	162
6.4.1. Influencia del gradiente de potencial eléctrico	168
6.4.2. Influencia de la humedad inicial del suelo	171
6.5. Estudio del proceso de transporte de surfactantes a través de suelos de baja permeabilidad mediante la acción de un campo eléctrico	174
6.5.1. Influencia del gradiente de potencial eléctrico	179
6.6. Estudio del proceso de transporte de Fenantreno a través de suelos de baja permeabilidad mediante la acción de un campo eléctrico	181
6.6.1. Influencia del gradiente de potencial eléctrico	184
6.7. Conclusiones	189

6.8. Bibliografía.....	191
CAPITULO 7. DETERMINACIÓN DE LA CONFIGURACIÓN DE POZOS DE ELECTROLITO EN PROCESOS DE REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA.....	195
7.0. Poster resumen	197
7.1. Introducción.....	199
7.2. Objetivos y planificación experimental.....	200
7.3. Procedimiento operativo.....	204
7.4. Estudio de procesos electrocinéticos en un suelo de baja permeabilidad empleando pozos de electrolito	206
7.4.1. Procesos de electrolisis en pozos de electrolito	207
<i>i)</i> Influencia del gradiente de potencial eléctrico	211
7.4.2. Transporte electrocinético de agua a través de suelos de baja permeabilidad, en sistemas de pozos de electrolito.....	213
<i>i)</i> Influencia del gradiente de potencial eléctrico	215
<i>ii)</i> Evaluación de las líneas de flujo en un suelo dentro de un sistema de pozos de electrolito	218
7.4.3. Transporte electrocinético de dodecil sulfato sódico en sistemas de pozos de electrolito	
7.5. Estudio del posicionamiento del pozo de inyección de dodecil sulfato sódico	225
7.6. Estudio del proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad contaminado con fenantreno	228
7.6. Conclusiones	236
7.7. Bibliografía.....	238
CAPÍTULO 8. ESCALADO DE UN PROCESO DE REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA DE SUELOS DE BAJA PERMEABILIDAD MEJORADA CON SURFACTANTES	241
8.0. Poster resumen	243
8.1. Introducción.....	245
8.2. Objetivos y planificación experimental.....	246
8.3. Procedimiento operativo.....	247

8.4. Caracterización, acondicionamiento y preparación de suelos naturales	248
8.4.1. Caracterización de los suelos	249
8.4.2. Acondicionamiento y caracterización de los suelos.....	253
8.5. Diseño de una instalación mock-up de remediación electrocinética	255
8.5.1. Reactor electroquímico.....	255
8.5.2. Configuración electródica y distribución de pozos de electrolito	256
8.5.3. Sistema de inyección/extracción de fluidos	257
8.6. Montaje y puesta en marcha de una instalación de remediación electrocinética a escala bancada	258
8.7. Monitorización del proceso de remediación electrocinética de suelos naturales, mejorada con surfactante.....	262
8.7.1. Análisis de la evolución de los flujos hidráulicos	263
8.7.2. Análisis de la evolución de la intensidad de la corriente eléctrica y la energía eléctrica aplicada	275
8.7.3. Análisis de la evolución de la temperatura del suelo	277
8.7.4. Análisis de la evolución del pH del sistema.....	279
8.7.5. Análisis de la evolución de la conductividad del sistema	285
8.7.6. Análisis de la evolución de la concentración de surfactante	287
8.7.7. Análisis de la evolución de la concentración de Fenantreno.....	290
8.7.8. Análisis de la descomposición de grafito	294
8.8. Conclusiones.....	297
8.9. Bibliografía	299
CAPÍTULO 9. DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE UNA PLANTA PROTOTIPO DE TRATAMIENTO DE SUELOS CONTAMINADOS.....	301
9.1. Construcción del prototipo.....	303
9.2. Instrumentación del prototipo	306
9.2.1. Material específico para el tratamiento electroquímico	306
9.2.2. Material de caracterización y monitorización	307
CAPÍTULO 10. CONCLUSIONES.....	309
CAPÍTULO 11. RECOMENDACIONES.....	315

RESUMEN

CAPÍTULO 1

La contaminación de suelos es un problema muy reciente del que no se ha tenido conocimiento hasta hace pocas décadas. A esta contaminación se le ha denominado "silenciosa", ya que no es evidente en el momento que se provoca, sino que pueden transcurrir años hasta que aparece en forma de efectos nocivos para la salud humana y el entorno. Existe una gran diversidad de sucesos de contaminación de suelos y, como consecuencia, en los últimos años se han desarrollado una gran variedad de tecnologías aplicables a la remediación de los mismos y de las aguas subterráneas que contienen. Entre estas tecnologías se encuentran las técnicas electrocinéticas, que engloban a los diferentes procesos que tienen lugar en un suelo cuando se aplica una diferencia de potencial entre un conjunto de electrodos posicionados en el mismo: electroósmosis, electromigración, electroforesis, electrolisis y calentamiento eléctrico. La remediación electrocinética de suelos contaminados está despertando un gran interés debido a que, a priori, presenta una serie de aspectos potencialmente ventajosos: puede ser desarrollada in situ, evitando costes asociados a etapas de excavación y transporte, y puede aplicarse en el tratamiento de suelos estratificados de baja permeabilidad contaminados con metales pesados, nutrientes y especies orgánicas polares.

En este punto, es importante indicar que la remediación electrocinética de suelos presenta una limitación cuando la contaminación se produce por compuestos orgánicos hidrófobos (COHs), debido a su carácter apolar y a su baja solubilidad en agua. Estas propiedades hacen que la movilización de estos compuestos mediante el lavado producido por flujo electroosmótico o el transporte provocado tanto por electromigración iónica como por electroforesis sea ineficiente. Estas circunstancias, han derivado en la investigación de modificaciones del proceso de remediación electrocinética, enfocadas a incrementar notablemente el rendimiento obtenido con la adición de los denominados "fluidos de mejora", entre los que se encuentran los surfactantes. Estos compuestos están formados por moléculas anfifílicas capaces de interactuar con compuestos polares y/o apolares. Por estos motivos, un surfactante permite solventar estas limitaciones, ya que es capaz de retener al COH dentro de micelas cargadas y solubles en agua.

Sin embargo, el conocimiento existente de estas tecnologías está acotado, principalmente, a los resultados obtenidos en estudios a escala de laboratorio, que se centran directamente en la optimización de un suceso específico y no profundizan en el fundamento de todos los procesos electrocinéticos que tienen lugar en el suelo. También

cabe destacar que gran parte de estas tecnologías han sido desarrollada por de empresas de base tecnológica, lo que restringe la información disponible acerca de los resultados alcanzados debido a que se encuentran protegidos bajo patente.

Con estos antecedentes y en base a las buenas perspectivas que presenta este tipo de tecnología, en 2007, el Laboratorio de Ingeniería Electroquímica y Ambiental del Departamento de Ingeniería Química de la UCLM, aprovechando su experiencia previa en el campo de la ingeniería electroquímica, se propuso acometer una línea de investigación primigenia centrada en el tratamiento electrocinético de suelos contaminados, en la cual se encuadra la Tesis Doctoral presentada en esta memoria. En este contexto, el objetivo con el que se plantea este trabajo investigación es desarrollar un proceso de remediación electrocinética aplicable a escala real, que permita, la contención y movilización de un vertido de COHs en un suelo de baja permeabilidad mediante la aplicación de surfactantes dentro de un proceso de remediación electrocinética; y en una segunda etapa, el tratamiento de las aguas residuales resultantes en el tratamiento previo del suelo. Asimismo, se pretende ampliar el conocimiento de los procesos de transporte que tienen lugar en el suelo durante un proceso de remediación electrocinética y la influencia de la naturaleza del fluido de mejora, tanto en la etapa de descontaminación de suelos como en la de tratamiento de los efluentes generados en el mismo. Se ha utilizado fenantreno (PHE) como contaminante representativo de COHs y caolinita comercial para simular un suelo poco permeable. Los fluidos de mejora seleccionados son disoluciones de tres surfactantes de distinta naturaleza iónica: dodecil sulfato sódico como modelo de surfactante aniónico (SA), alquilbencildimetilamonio cloruro como surfactante catiónico (SC) y polioxietilen sorbitan monooleato como surfactante no iónico (SNI).

A fin de conseguir el objetivo global planteado, el presente trabajo se ha seccionado en base a los cuatro objetivos parciales descritos a continuación:

- Estudio del proceso de eliminación del PHE contenido en un suelo de baja permeabilidad mediante un lavado convencional con surfactantes de diferente naturaleza iónica. Estudio de tratabilidad de los efluentes líquidos generados en el proceso de lavado mediante técnicas de coagulación, electrocoagulación, oxidación Fenton y oxidación electroquímica.

-
- Evaluación de la movilidad de las diferentes especies involucradas en un proceso de remediación electrocinética, mediante la identificación y análisis de los diferentes procesos electrocinéticos y/o electroquímicos que tienen lugar en un suelo de baja permeabilidad al aplicar un gradiente de potencial eléctrico entre electrodos ubicados en el suelo.
 - Evaluación y estudio de los diferentes procesos electrocinéticos que tiene lugar en suelo al aplicar un gradiente de potencial eléctrico entre electrodos ubicados en un sistema de pozos de electrolito. Determinación de la zona óptima de inyección del fluido de mejora.
 - Escalado de un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad, mejorada con surfactantes. Diseño y puesta en marcha de una instalación de remediación electrocinética escala bancada. Análisis de los diferentes los fenómenos que tiene lugar en el proceso.
 - Diseño y construcción de una planta prototipo de remediación de suelos contaminados para el escalado del proceso a una escala próxima a la real.

Para lograr el primero de estos objetivos se han realizado ensayos de lavado convencional ex situ de suelos de baja permeabilidad contaminados con PHE, empleando como agentes de lavado diferentes disoluciones de surfactantes (SA, SC y SNI). Los tres surfactantes son capaces de extraer el PHE del suelo, sin embargo el rendimiento del proceso de lavado depende fuertemente de la naturaleza iónica del surfactante empleado, siendo el SA el más eficaz ya que permite extraer hasta un 90% del contaminante retenido en el suelo.

Los efluentes generados en el proceso de lavado están formados por una dispersión de PHE en agua, generada por la acción emulsionante de los surfactantes utilizados. Además, puede contener contaminación particulada debido al arrastre de partículas de suelo. Estos efluentes han sido tratados mediante técnicas de coagulación, electrocoagulación, oxidación Fenton y oxidación electroquímica con la finalidad de dilucidar que técnica es más eficiente a la hora de tratar dichas aguas residuales. Se ha observado que las técnicas de coagulación son más eficientes para tratar los efluentes de lavado generados con la utilización de SA, alcanzando porcentajes de eliminación de carga orgánica cercanos al 100%. Sin embargo, los efluentes generados con SC y SNI

únicamente pueden ser tratados mediante el uso de oxidación Fenton y oxidación electroquímica con ánodos DDB, si bien las altas dosis de reactivos requeridos en el primer caso podría condicionar la viabilidad económica de esta tecnología. No obstante, cabría la posibilidad de hacer un tratamiento combinado de oxidación Fenton y electrooxidación con DDB.

Con el fin de alcanzar el segundo de los objetivos parciales, se han realizado ensayos a escala de laboratorio (reactores con una capacidad de 25 y 675 cm³ de suelo) en los que se pretende identificar los procesos electrocinéticos que ocurren en un suelo de baja permeabilidad al aplicar una corriente eléctrica a través de él y evaluar si las especies involucradas en un proceso de remediación electrocinética (contaminante, surfactantes, agua, etc.) pueden ser movilizadas dentro del suelo mediante procesos de electroósmosis, electromigración y electroforesis. El suelo de baja permeabilidad utilizado en estos ensayos es caolinita comercial y los fluidos de mejora empleados son agua y disoluciones de los surfactantes seleccionados anteriormente. En primer lugar, se observa que al aplicar una corriente eléctrica entre electrodos ubicados en un suelo poco permeable, se produce un transporte del agua contenida en su interior, desde la zona anódica a la catódica, mediante el proceso electrocinético de electroósmosis. El transporte de agua observado está directamente influenciado por el gradiente de potencial aplicado, lo que indica que este parámetro actúa como fuerza impulsora del mecanismo de transporte involucrado en el proceso de electroósmosis. Asimismo, los surfactantes empleados pueden ser movilizados hacia el cátodo por arrastre producido por el flujo electroosmótico, independientemente de su naturaleza iónica. Además, los surfactantes disociados en especies iónicas son atraídos por los electrodos de signo opuesto mediante el proceso electrocinético de electromigración, observándose que el SA es el surfactante que presenta una mayor flexibilidad a la hora de transportarse dentro del suelo ya que puede moverse hacia el cátodo por electroósmosis y hacia el ánodo por electromigración. Por último, se ha comprobado que el fenantreno (PHE), utilizado como modelo de compuesto orgánico hidrófobo y apolar, puede ser movilizado a través de un suelos poco permeable, dentro de micelas de SA cargadas y solubles en agua mediante el proceso electrocinético de electroforesis. Asimismo, se ha observado que puede transportado por el arrastre producido por el fenómeno de electroósmosis.

Para lograr el tercer objetivo, se han realizado, ensayos en una instalación escala bancada (reactor de 28,125 dm³ de capacidad) en los que los electrodos han sido posicionados en pozos de electrolito semipermeables. Como modelo de suelo de baja permeabilidad se ha seleccionado caolinita. Estos ensayos permiten determinar los procesos electrocinéticos que tiene lugar en un sistema de pozos de electrolito. En primer lugar se observa que el proceso reactivo de electrolisis del agua está favorecido en los pozos de electrolito. Este fenómeno altera el pH y la conductividad tanto de los electrolitos como del propio suelo, debido a la generación de protones e iones hidroxilo y a su movilización a través del suelo. Además, se ha vuelto a comprobar la existencia del flujo electroosmótico y su fuerte dependencia con número de electrodos y pozos de electrolito utilizados, la distancia entre ellos y su posición en el suelo. Por otro lado, se ha determinado que si se utiliza SA como fluido de mejora, la inyección de éste debe de realizarse en un pozo intermedio entre el anolito y al catolito. Así, el SA es atraído por el anolito por electromigración y también es arrastrado por el agua movilizada por electroósmosis hacia el catolito, aprovechando dos procesos presentes en un tratamiento de remediación electrocinética. Por último, en el desarrollo de estos ensayos se ha observado que una compactación deficiente del suelo puede favorecer procesos de licuefacción.

Una vez definidos estos aspectos técnicos referentes al diseño de una instalación de remediación electrocinética (la configuración de pozos de electrolito, la zona óptima de inyección del fluido de mejora y, el número y posición de los electrodos empleados) se han llevado el escalado de un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad mejorada con surfactantes. El escalado está enfocado en tres direcciones: tamaño de la instalación, duración de los ensayos e integración de todos los procesos físicos, químicos, electroquímicos y electrocinéticos que puedan ocurrir en el suelo. Para ello, se realizado el diseño de una instalación de remediación electrocinética de suelos escala bancada (reactor de 175 dm³ de capacidad) y se han llevado a cabo ensayos de cuatro meses de duración, empleado tres suelos de baja permeabilidad contaminados con PHE, con distinta granulometría y composición: caolín micronizado comercial, y dos suelo naturales provenientes de dos canteras diferentes de la región. Es importante destacar que la finalidad de este estudio está más centrada en el análisis de los diferentes fenómenos que tienen lugar en el proceso que en el tratamiento en sí de remediación del suelo contaminado. En un primer lugar, se ha comprobado que el

escalado del proceso presenta una alta complejidad, debido principalmente a que en esta escala entran en juego multitud de procesos regidos por mecanismos controlantes diferentes a los electroquímicos, que no mostraban una importancia significativa en ensayos realizados en una escala inferior. Asimismo, se ha puesto de manifiesto que la naturaleza de los suelos, así como propiedades como la humedad y densidad juegan un papel determinante en la aplicación de esta tecnología, ya que influyen directamente en la magnitud en que se desarrollan los diferentes procesos electrocinéticos dentro del suelo. Se ha observado que, aunque los suelos empleados son poco permeables, los flujos verticales pueden ser muy importantes en este tipo de aplicaciones, tanto el flujo por gravedad como el de evaporación. Este último, está favorecido por el calentamiento eléctrico del suelo generado, que a su vez ayuda a que se produzca otros procesos como la pérdida de contaminante por volatilización.

Si bien los resultados alcanzados en el proceso de remediación de un suelo contaminado con PHE a escala bancada y con suelos reales están todavía lejos de los que podrían considerarse satisfactorios, este objetivo ha permitido disponer de un mayor conocimiento de los diferentes fenómenos que tienen lugar en el proceso. Este “Know-How” nos permitirá en un futuro abordar de un modo más eficiente el proceso de remediación en sí de un suelo real.

Por último, en base a los resultados alcanzados en esta investigación, actualmente se está llevando a cabo la construcción de una planta prototipo de tratamiento de suelos contaminados que permitiría realizar diferentes tratamientos: remediación electrocinética, biorremediación, fitorremediación y una combinación de ellas. La realización de esta infraestructura ha sido posible gracias a la financiación obtenida por el Ministerio de Economía y Competitividad, a través del programa INNOCAMPUS, que asciende a la cantidad de 196.000 €.

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 2

Durante cientos de años, el medioambiente ha actuado como el único “gestor de residuos” de todas las actividades desarrolladas por el ser humano hasta que se alcanzó y superó la capacidad de autorregeneración del mismo. Es en este punto cuando aparece un nuevo concepto desconocido hasta el momento: la contaminación ambiental. Este fenómeno puede ser definido como la presencia en el ambiente de cualquier agente (físico, químico o biológico) o bien de una combinación de varios agentes en lugares, formas y concentraciones tales que sean o puedan ser nocivos para la salud, la seguridad y el bienestar de la sociedad, o que puedan ser perjudiciales para la vida vegetal o animal.

Los primeros datos de contaminación ambiental en nuestro país, más concretamente relacionados con la contaminación atmosférica, datan del siglo XV y están ligados a la amplia actividad minera desarrollada en la península ibérica. Hasta aquel momento, la sociedad no tuvo consciencia de ningún problema de contaminación de agua y fue en el siglo XVII cuando se detectaron los primeros episodios de contaminación acuática producida por los efluentes generados en procesos relacionados nuevamente con la minería, como el lavado de minerales y metales. Sin embargo, la contaminación de suelos es un problema mucho más reciente del que no se tiene conocimiento hasta hace, aproximadamente, treinta años. A esta contaminación se le ha llamado "silenciosa", ya que no es evidente en el momento en que se provoca, sino que, debido a la movilidad de los contaminantes, pueden transcurrir años en los que va migrando por el subsuelo hasta que surge en forma de efectos nocivos para la salud humana y el entorno.

El primer caso derivado de los efectos de la contaminación de suelos tiene lugar en EEUU en 1978, en una zona residencial construida sobre unos terrenos en los que se habían realizado vertidos de sustancias tóxicas. En Europa, aparece el primer suceso de contaminación en Holanda en 1980, donde la población se vio afectada por la presencia de hidrocarburos aromáticos en sangre debido a que sus casas se habían construido sobre un vertedero de residuos químicos. En España, no aparecen los primeros casos de contaminación de suelos hasta 1989 en Gernika, donde se produjo una explosión causada por la adsorción en el terreno de grandes cantidades de gasolina de una estación de servicio colindante.

Los sucesos de contaminación de suelos se producen por las operaciones propias de la industria, minería y actividades agrícolas (Darmawan, 2002; Virkutyte y col., 2002; Saichek y Reddy, 2005). Los procesos industriales incorporan al suelo derivados del petróleo empleados como combustibles, disolventes orgánicos, mientras que la contaminación por metales pesados y especies radiactivas está ligada a las zonas con actividad minera. En entornos rurales donde predominan las prácticas agrícolas a las industriales, también puede aparecer un problema de contaminación de suelos debido al uso excesivo de fertilizantes, pesticidas, fungicidas, etc. Así, en las últimas tres décadas se han desarrollado diversas tecnologías para la remediación de suelos contaminados. La gran variedad de propuestas de tratamiento se deriva de la gran diversidad de episodios de contaminación de suelos que pueden estar presentes en el medioambiente, ya que éstos dependen tanto de la naturaleza y origen del contaminante como de la estructura y composición del propio suelo.

2.1. Tecnologías de remediación de suelos.

En los últimos años, el tratamiento relacionado con la recuperación de suelos contaminados ha sido un tema de gran interés, existiendo en la actualidad un gran abanico de tecnologías aplicables a la descontaminación de los mismos (Mulligan y col., 2001; Kim y col., 2005; Lara y col., 2005; Ottosen y col., 2006; Kumpiene y col., 2007). Las técnicas de tratamiento de suelos contaminados se han clasificado en función de la ubicación del suelo durante el tratamiento: técnicas *in situ*, que se aplican directamente sobre el terreno, y/o técnicas *ex situ*., donde es necesaria la excavación del suelo para ser tratado en el mismo lugar (*on-site*) o en otro diferente (*off-site*). La aplicación de técnicas *in situ* es recomendable ya que, siempre que sea posible su implantación, presenta la ventaja de que el suelo puede ser tratado sin necesidad de llevar a cabo excavaciones ni ser transportado al lugar del tratamiento, lo que se traduce en un importante ahorro económico. Para el caso del tratamiento de aguas subterráneas y acuíferos contaminados, las técnicas están directamente relacionadas con las desarrolladas para la descontaminación de suelos debido al contacto íntimo que existe entre los dos medios.

Asimismo, estos tratamientos pueden clasificarse dependiendo de la naturaleza y objetivo del proceso. A continuación, se describen los principales tratamientos:

-
- *Tratamientos Biológicos.* Estos tratamientos se utilizan para la eliminación de contaminantes susceptibles de ser biodegradados por la acción de microorganismos. En los tratamientos in situ, los microorganismos pueden estar presentes en el suelo o inoculados directamente en la zona de tratamiento, mientras que en los ex situ, el suelo contaminado se extrae y se le somete a tratamientos tanto en fase sólida (se apila el suelo contaminado en lugares acondicionados para este propósito) como semisólida (el tratamiento se realiza en biorreactores aireados y agitados en condiciones controladas).

 - *Tratamientos Físico-Químicos.* Este tipo de procesos están enfocados para el tratamiento de suelos contaminados con contaminantes tóxicos y persistentes a la acción de los microorganismos. El objetivo de estos tratamientos está enfocado principalmente a transformar los contaminantes en compuestos con menor peligrosidad, más estables, menos móviles y/o inertes mediante técnicas de oxidación química o electroquímica, o bien a la concentración y aislamiento de los contaminantes. En este último caso, se emplean fluidos en fase líquida o vapor que sean capaces de movilizar a los contaminantes y extraerlos del suelo contaminado para ser posteriormente tratados.

 - *Tratamientos Térmicos.* Estos tratamientos consisten en calentar el subsuelo para aumentar la velocidad de volatilización de los contaminantes semivolátiles y mejorar su extracción. En el caso de los tratamientos in situ, es necesario usar pozos de extracción resistentes al calor. Esta tecnología utiliza corriente eléctrica, ondas electromagnéticas, fibra óptica, energía de radio frecuencia o inyecciones de vapor o aire caliente con objeto de calentar el subsuelo. Los tratamientos térmicos ex situ se realizan en hornos en los que la temperatura de trabajo varía dependiendo de la tecnología aplicada o el contaminante que se desea eliminar, desde 260 °C en el caso de la eliminación de compuestos volátiles, hasta 1200 °C en la incineración de suelos contaminados con compuestos refractarios.

En la Tabla 2.1 se muestran los principales tratamientos de remediación de suelos en función de la ubicación del proceso y del tipo de tratamiento.

Tabla 2.1. Tratamientos de remediación de suelos en función de la ubicación del proceso y del tipo de tratamiento.

	In Situ	Ex Situ
Tratamientos Biológicos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bioventeo ▪ Biorremediación ▪ Fitorremediación 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Biorreactores ▪ Biopila ▪ Compostaje
Tratamientos Físico-Químicos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Oxidación Química ▪ Electrorremediación ▪ Extracción de vapores ▪ Enjuague de suelos 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Extracción química ▪ Oxi-reducción química ▪ Deshalogenación ▪ Lavado de suelos
Tratamientos Térmicos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vitricación ▪ Pirolisis 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Descontaminación por gases calientes ▪ Incineración ▪ Pirolisis ▪ Deserción térmica

Existe una gran variedad de tecnologías de remediación de suelos, pero no todas son aptas para tratar cualquier suelo contaminado. Su eficacia depende, entre otros factores, del tipo de contaminante presente en el suelo. Debido a la gran diversidad de fuentes causantes de contaminación de suelos, actualmente se conoce un amplio catálogo de especies contaminantes con diferentes niveles de degradabilidad y persistencia en el medio subterráneo.

Es muy difícil clasificar los contaminantes con un único criterio. Según la clasificación de contaminantes propuesta por la Agencia de Protección Medioambiental estadounidense (EPA), los contaminantes se pueden agrupar en: compuestos orgánicos volátiles (COV) y semivolátiles (COSV), que a su vez puede ser halogenados y no halogenados, combustibles, inorgánicos, radioactivos y explosivos.

También pueden clasificarse en función de cómo estén presentes en el suelo, principalmente en cuatro fases: vapor, disolución acuosa, fase líquida no acuosa (NAPL) y finalmente retenido en los sólidos y coloides presentes. La proporción relativa en que se encuentran está determinada principalmente por sus propiedades físico-químicas.

En la Tabla 2.2. se muestran las tecnologías más empleadas en el tratamiento específico de cada uno de los grupos de contaminantes mencionados anteriormente.

Tabla 2.2. Tecnologías de remediación de suelos aptas para el tratamiento en función del tipo de contaminante presente.

	COVs no halogenados	COVs halogenados	COSVs no halogenados	COSVs halogenados	Combustibles	Inorgánicos	Radioactivos	Explosivos
Extracción de vapor de suelo (SVE)	+	+			+			
Desorción térmica	+	+						
Incineración	+	+	+	+	+			
Bioventeo	+	+			+			
Biodegradación			+	+	+			+
Recuperación y eliminación ex-situ			+	+		+	+	
Deshalogenación				+				
Desorción térmica a baja T					+			
Compostaje					+			+
Biopilas					+			
Solidificación						+	+	
Lavado de suelos						+		+
Vitrificación							+	
Oxidación avanzada	+	+	+	+	+			

Además del tipo de contaminante presente en el suelo, las características del suelo son determinantes a la hora de aplicar una técnica de remediación u otra. Por ello, los primeros pasos a la hora de seleccionar un tratamiento de remediación de suelos se centran en realizar una caracterización del propio medio contaminado, ya que las propiedades de dicho medio determinan qué tipo de tecnologías pueden ser aplicadas con éxito.

Los suelos se caracterizan por la variabilidad de sus propiedades físicas y químicas. Entre las características que determinan la viabilidad de las distintas tecnologías de remediación de suelos disponibles, tienen gran relevancia la geología del

terreno y el flujo en el subsuelo, ya que son dos factores críticos que influyen directamente en la velocidad y transporte de los compuestos contaminantes. A continuación, se detallan las principales características requeridas para la completa caracterización del suelo contaminado:

- *El tipo de suelo y la distribución de tamaños de partículas* determina las características fluidodinámicas del suelo (Tabla 2.3.). Es un factor importante en muchas tecnologías de tratamiento de suelos ya que determinan las características fluidodinámicas del medio contaminado. Por regla general, cuanto más fina sea la textura del suelo, más baja es la permeabilidad de dicho suelo. La permeabilidad de un suelo se expresa mediante el coeficiente de permeabilidad (K). En la Figura 2.1. se muestran valores típicos de permeabilidad en función de la textura del suelo. Este parámetro es clave en la efectividad de las tecnologías de tratamiento in situ.

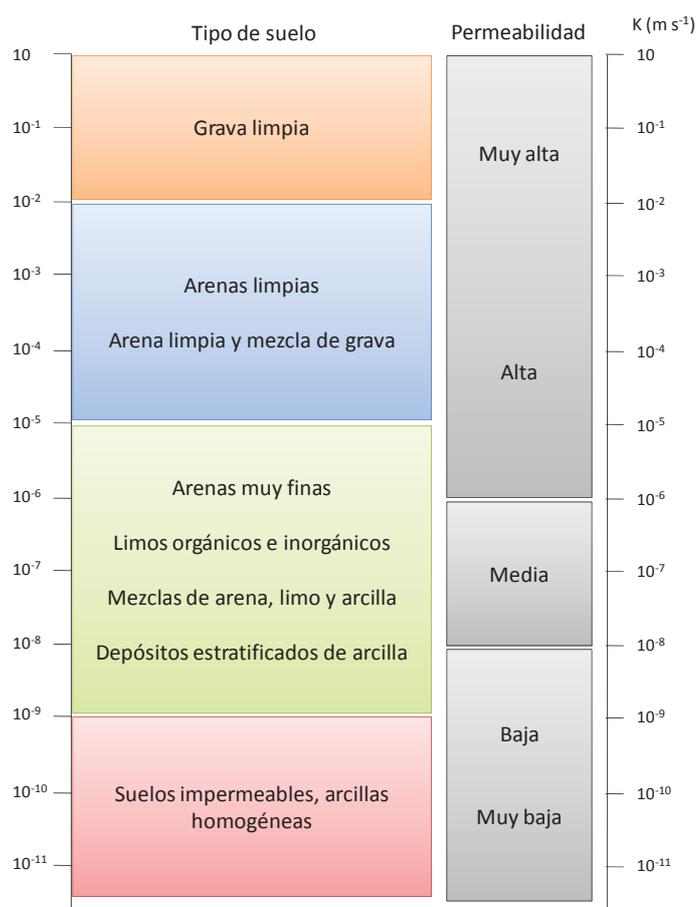


Figura 2.1. Valores típicos de permeabilidad en función de la textura del suelo.

Tabla 2.3. Características fluidodinámicas del suelo en función de la textura y el tamaño de partícula.

Textura del suelo	Tamaño de partícula (mm)	Tasa de percolación (min/cm)
Grava	> 2,0	< 0,4
Arena gruesa	0,5-2,0	0,4 – 2,0
Arena mediana	0,25-0,5	2,0 -6,0
Arena fina	0,1-0,25	6,0 – 12,0
Arena muy fina	0,05-0,1	12,0 – 24,0
Limo	0,002-0,05	24,0 – 48,0
Arcilla	< 0,002	> 48

- La estratificación del suelo.* La heterogeneidad del suelo puede influir en cambios en el recorrido y la velocidad del fluido a través de dicho medio. Es frecuente encontrar capas de naturaleza distinta en un mismo suelo, como la presencia de arcillas más o menos expansivas en suelos básicamente arenosos, que pueden alterar de manera importante las propiedades fluidodinámicas de dicho suelo. Las capas de baja permeabilidad dificultan el flujo de fluidos dando lugar al estancamiento de los mismos. Sin embargo, a través de capas arenosas de gran porosidad, el flujo hidráulico es muy elevado. Este fenómeno determina la aplicación de técnicas de remediación basadas en el lavado. En la Figura 2.2 se muestra un sencillo esquema del fenómeno de propagación de un contaminante líquido en un suelo con diferente estratificación.

**Figura 2.2.** Propagación de un vertido contaminante en función de la estratificación del suelo.

- Un elevado contenido de *humedad* en los suelos puede dificultar el flujo del aire a través del suelo en sistemas de extracción a vacío. Asimismo, la aplicación de tratamientos térmicos no es viable, debido al elevado requerimiento energético y, por tanto, de los costes del tratamiento. Sin embargo, estas condiciones de humedad favorecen los tratamientos biológicos y electroquímicos in situ.
- El *pH*. La precipitación de contaminantes inorgánicos está favorecida por pHs alcalinos. Por otro lado, pHs extremos influyen negativamente en procesos de intercambio iónico. La diversidad microbológica y la actividad en los procesos de biorremediación también dependen del intervalo de pH empleado.
- El *contenido húmico*, es la fracción orgánica del suelo que se descompone de forma natural. Altos valores favorecen la disminución de la movilidad de los compuestos orgánicos (dificultando su paso a las aguas subterráneas). No obstante, en suelos con elevado contenido húmico se puede inhibir la extracción con vapor y lavado de suelos, debido a la mayor adsorción del contaminante por el material orgánico.
- El contenido en *carbón orgánico total (COT)*, la *demanda biológica de oxígeno (DBO)* y la *demanda química de oxígeno (DQO)*. COT es un indicador del contenido total en materia orgánica presente en la matriz sólida. La relación DQO/DBO es un indicador de la viabilidad del tratamiento biológico o de tratamiento de oxidación química.

2.2. Fundamento del proceso de remediación electrocinética de suelos.

La remediación electrocinética de suelos se encuadra dentro de las tecnologías de tratamiento físico-químico in situ. Esta técnica de remediación engloba a diferentes procesos que tienen lugar en un suelo cuando se aplica una diferencia de potencial entre un conjunto de electrodos posicionados en el mismo.

Estos procesos pueden ser de naturaleza física, electroquímica o electrocinética, y los principales son:

-
- El calentamiento eléctrico, que tiene como consecuencia una elevación de la temperatura en el suelo, más importante en las proximidades de los electrodos, y que se produce debido de las caídas óhmicas generadas por las elevadas resistencias iónicas (baja conductividad iónica) del suelo.
 - Procesos de electrolisis, que incluye a los procesos reactivos que ocurren sobre la superficie de los ánodos y cátodos que se han posicionado en el suelo, bien directamente o bien en el seno de una disolución de electrolito en contacto con dicho suelo. Los más importantes son la oxidación del agua sobre la superficie anódica, y la reducción del agua o la electrodeposición de metales sobre la catódica.
 - La electromigración, que consiste en el movimiento de los iones contenidos en el suelo, atraídos por los electrodos de signo opuesto, mediante la acción del campo eléctrico generado entre ánodo/s y cátodo/s.
 - La electroforesis, que consiste en el movimiento de las partículas cargadas contenidas en el suelo (o adicionadas para favorecer su tratamiento) por acción del mismo campo eléctrico.
 - La electroósmosis, que engloba al movimiento del agua contenida en el suelo. Esta agua puede ser el agua subterránea, o una disolución acuosa añadida al suelo para favorecer el movimiento de contaminantes en el interior del suelo. El movimiento del líquido depende principalmente de la naturaleza del suelo a tratar.

Aunque esta tecnología es muy novedosa, las primeras observaciones de los fenómenos electrocinéticos se realizaron durante el comienzo del siglo XIX y se atribuyen a Reuss (1808) y a Napier (1846). Éstas consistieron en la aplicación de una corriente eléctrica continua a una mezcla de agua y arcillas en el primer caso, y a la diferenciación entre el proceso de electroósmosis y el de electrolisis en el segundo. Sin embargo, las primeras teorías llegaron de la mano de Helmholtz (1879), Pellat (1904) y Smoluchowski (1921), que describieron el origen del flujo electroosmótico (Virkyute y

col., 2002; Saichek y Reddy, 2005) y modelaron el comportamiento de la velocidad de un fluido afectado por este proceso. El desarrollo de aplicaciones comenzó en la década de los 60 de la mano de investigadores soviéticos que emplearon técnicas de electromigración para la prospección de metales en el suelo. El empleo de las técnicas en aplicaciones medioambientales no comenzó hasta los años 80 cuando diferentes grupos de investigadores en Europa y en los Estados Unidos de América centraron su interés en el estudio de la viabilidad del empleo de estas técnicas en la eliminación de especies químicas tóxicas presentes en el suelo en forma iónica.

En cuanto a la evolución histórica de esta tecnología, se puede observar una tendencia progresiva en el estudio de los diferentes procesos electrocinéticos. Los primeros procesos en ser estudiados para aplicaciones medioambientales fueron los de electromigración en el tratamiento de suelos contaminados con metales pesados y arsénico. Posteriormente, se centró la investigación en la electroósmosis, para el lavado electroquímico de suelos. Las técnicas electroforéticas y las de calentamiento por vía electroquímica de suelos (con la consiguiente liberación de los compuestos orgánicos volátiles retenidos), tan solo han sido empezadas a aplicar recientemente.

El hecho de que una única tecnología englobe diferentes procesos de descontaminación, hace del proceso de remediación electrocinética una técnica de descontaminación muy atractiva. Además, destaca por sus ventajas únicas sobre sus competidoras:

- Flexibilidad para su uso como método de remediación ex situ o in situ.
- Aplicable a suelos de baja permeabilidad y heterogéneos.
- Aplicable a suelos saturados y no saturados.
- Aplicable a suelos contaminados con compuestos inorgánicos iónicos, metales pesados, radionucleídos y contaminantes orgánicos polares, así como en cualquiera de sus combinaciones.
- Fácil integración con las tecnologías convencionales y tratamientos posteriores de los efluentes generados.

2.2.1. *Proceso de electroósmosis en el tratamiento de suelos.*

La electroósmosis está causada por la suma de dos fenómenos:

- La acumulación de una carga eléctrica neta sobre la superficie de un sólido que está en contacto con una disolución de electrolito y,
- la acumulación de contraiones en una capa de pequeño espesor de este líquido que está alrededor de la superficie del sólido.

Es importante destacar que más allá de esta pequeña capa, el fluido electrolítico es eléctricamente neutro (Figura 2.3.). Sin embargo, esta pequeña capa en contacto con la superficie del sólido (denominada doble capa eléctrica o capa de Debye) tiene una carga neta y, como consecuencia, es atraída por cargas de signo contrario y repelida por cargas del mismo signo. Dentro del campo eléctrico que se genera entre los electrodos de una celda electroquímica esta porción de fluido puede moverse, siendo atraída hacia el electrodo de signo contrario. Este movimiento es independiente del generado por posibles gradientes de presiones (Yeung y col. 1997).

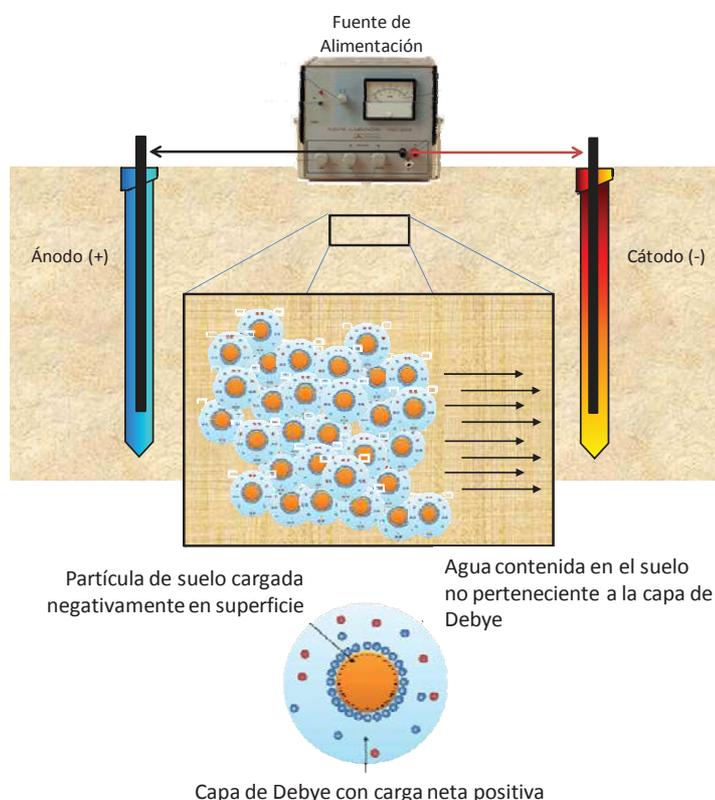


Figura 2.3. Fundamentos del proceso de electroósmosis en suelos.

Los parámetros que van a cuantificar la extensión del proceso de electroósmosis son el gradiente eléctrico aplicado (E_z), el potencial z del suelo (ζ), la viscosidad del líquido (μ) y la constante dieléctrica del medio (ε). La Ecuación 2.1., muestra la relación entre estas variables y el flujo electroosmótico generado (u_{EO}) (Virkyte y col., 2002).

$$u_{EO} = \frac{\varepsilon \zeta}{\mu} E_z \quad 2.1.$$

La magnitud del flujo electroosmótico disminuye con el aumento en la concentración iónica media en el fluido, es decir a mayor conductividad menor caudal de flujo electroosmótico. Esto puede ser explicado por una disminución en el espesor de la doble capa eléctrica y, por tanto, en la cantidad de fluido que puede ser transportado por electroósmosis. También es importante destacar que el tamaño del poro del suelo no perjudica a este flujo sino todo lo contrario, en suelos con un bajo tamaño de poro es mayor la cantidad de líquido que está en contacto con el sólido y, por tanto, es mayor el volumen de líquido que se encuentra en la capa de Debye. Esto es importante, ya que el flujo hidráulico está desfavorecido por tamaños de poro pequeños (mayores pérdidas de carga), y justifica que el flujo electroosmótico pueda ser generado en suelos en los que dado su pequeño tamaño de poro, no permitan la obtención de caudales apreciables de flujo hidráulico (Yeung y col. 1997).

Normalmente, la carga de las partículas minerales que conforman un suelo es negativa, como consecuencia de la liberación de protones, o del intercambio de átomos de aluminio o silicio contenidos en la estructura de los minerales por cationes monovalentes. Esto quiere decir que las porciones del agua existentes en las capas de Debye suelen estar cargadas positivamente. Por este motivo, el sentido normal del flujo electroosmótico en un tratamiento de electrorremediación es del ánodo al cátodo. La carga negativa puede compensarse parcialmente si el suelo está contaminado con metales en forma catiónica, y si el suelo tiene buenas características adsorbentes hacia esos contaminantes. En este contexto, una variable con mucha influencia en la magnitud del flujo electroosmótico es el pH: pHs excesivamente ácidos pueden conseguir que la densidad de cargas negativa se reduzca y que como consecuencia la magnitud del flujo electroosmótico disminuya. Por el contrario, la densidad de cargas del suelo puede

hacerse más negativa si se quimisorben aniones, lo que implicará un aumento del flujo electrosmótico (Yeung y col. 1997).

2.2.2. Proceso de electromigración en el tratamiento de suelos.

Los procesos de electromigración engloban al movimiento de iones contenidos en el agua (bien por qué se hayan adicionado externamente o bien por que correspondan con sustancias liberadas del suelo al agua) y los que se generan en las reacciones electródicas de oxidación (H^+) y reducción del agua (OH^-), por acción del campo eléctrico (Figura. 2.4.). Este movimiento es independiente del flujo electrosmótico o del flujo hidráulico y, por tanto, se tienen que considerar todas las contribuciones para determinar la magnitud del movimiento de los iones (Pomés y col. 2002).

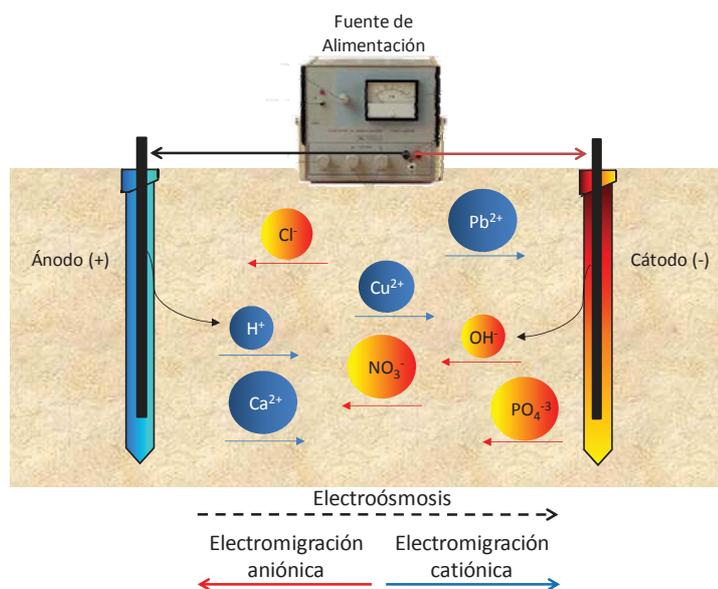


Figura 2.4. Fundamentos del proceso de electromigración en suelos.

La velocidad de electromigración de un ión (u_m) en el seno del campo eléctrico generado en el suelo en tratamiento depende de la carga del ión (z), de la temperatura (T) y del gradiente eléctrico aplicado (E_z), y se puede representar por medio de la Ecuación 2.2., donde D es el coeficiente de difusión efectivo del ión, F es la constante de Faraday y R la constante universal de los gases.

$$u_m = \frac{zF}{RT} D E_z \quad 2.2.$$

2.2.3. *Proceso de electroforesis en el tratamiento de suelos.*

La electroforesis engloba el transporte de coloides, micelas cargados (o de partículas sólidas de mayor tamaño) por acción del campo eléctrico generado en el suelo. El sentido del movimiento dependerá de la carga superficial de estas especies y obviamente se movilizarán hacia el electrodo de carga opuesta.

En relación al flujo electroforético, es importante destacar que en un suelo las partículas se comportan de forma distinta en función de su tamaño: partículas de tamaño similar o mayor al tamaño de poro, que se encuentran inmóviles en el interior del suelo sin posibilidad de transportarse a través de él, y aquellas que tienen un tamaño inferior y pueden moverse en el interior del suelo, desplazando consigo a los contaminantes que contengan adsorbidos (en el caso de ser componentes minerales del propio suelo).

Es importante matizar que estas pequeñas partículas también pueden ser arrastradas por el flujo electroosmótico, por lo que en la justificación del movimiento global de las mismas habrá que considerar ambos procesos (al igual que ocurría con el movimiento electromigratorio).

2.2.4. *Proceso de electrolisis en el tratamiento de suelos.*

Un proceso electrolítico es un proceso de conversión de energía eléctrica en energía química, en el que se utiliza una corriente eléctrica para provocar una determinada reacción química. La extensión de estos procesos es directamente proporcional a la intensidad de corriente que circula entre ánodos y cátodos en una celda electroquímica, pudiendo evaluarse la velocidad de oxidación en el ánodo o de reducción en el cátodo, por medio de la Ecuación 2.3.

$$r = \frac{I}{n \cdot F} \quad 2.3.$$

En la ecuación anterior, I es la intensidad de corriente que circula entre el ánodo y el cátodo, n es el número de electrones intercambiados en la reacción electroquímica, y F es la constante de Faraday (96500 c/mol).

La principal reacción que tiene lugar en la/s superficie/s anódica/s es la oxidación del agua para formar oxígeno (Ecuación 2.4.).



Desde el punto de vista del tratamiento del suelo (Popov y col., 1999), esta reacción tiene como principal consecuencia la formación de un “frente ácido” que, debido a procesos de convección (arrastre por parte del flujo electroosmótico o hidráulico), difusión y especialmente a los procesos de electromigración se irá desplazando hacia el cátodo (Figura 2.5.). En este sentido es importante enfatizar que, generalmente, el suelo tiene más afinidad por protones que por metales pesados y que el frente ácido puede ser utilizado para liberar estas especies del suelo, y permitir su tratamiento (Lageman y col. 2005). Obviamente la concentración de protones será mayor en las proximidades de las superficies anódicas e irá disminuyendo conforme nos alejamos de las mismas.

Por otro lado, en el cátodo la principal reacción que tiene lugar es la reducción del agua para dar origen a la generación de hidrógeno e iones hidroxilo (Ecuación 2.5.). El hidrógeno generado es difícil de valorizar, debido a la pequeña cantidad en la que se genera y a la dificultad para recolectarlo.



Al igual que en el caso de la reacción anódica, la principal consecuencia de la reducción del agua es la formación de un frente básico (Popov y col., 1999), en el que los iones hidroxilo se mueven por convección (arrastrados por flujo electroosmótico),

por difusión y por migración, principalmente hacia el ánodo (Figura 2.5.). El frente básico tiene un efecto contrario al ácido y provoca la fijación de especies contaminantes en el suelo por precipitación o por intercambio iónico (Matson y col., 2002a; 2002b). Por este motivo, cuando no interesa favorecer estos procesos hay que añadir al suelo reactivos ácidos, con la precaución de que la naturaleza del reactivo y su concentración no perjudiquen los resultados del tratamiento.

Otra de las reacciones que puede ocurrir en el cátodo es la electrodeposición de metales sobre la superficie catódica (Figura 2.5.). Así, cuando los metales no son fijados por el frente básico (es decir, cuando se añaden reactivos ácidos que eviten su precipitación o su fijación por intercambio con los componentes del suelo), algunos de ellos pueden ser fijados sobre la superficie catódica (Ecuación 2.6.).



Esta reacción es muy interesante, ya que permite recuperar los iones metálicos contaminantes contenidos en el suelo en su forma más valiosa, es decir como elementos metálicos.

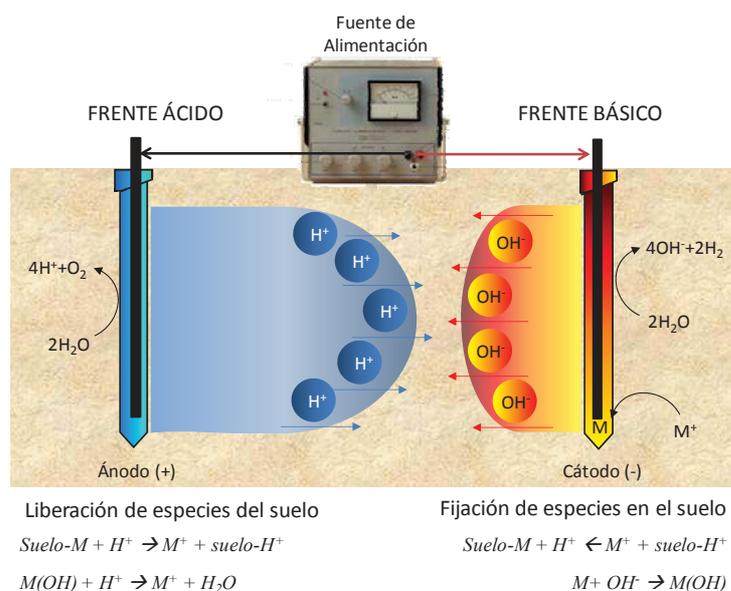


Figura 2.5. Fundamentos del proceso de electrolysis en remediación electrocinética de suelos.

2.2.5. *Calentamiento electroquímico en el tratamiento de suelos.*

Al aplicar una diferencia de potencial a través de un suelo, se genera un paso de corriente eléctrica entre los electrodos que actúan como ánodos y cátodos. El paso de corriente es proporcional a las reacciones electroquímicas que ocurren en la superficie de los electrodos (oxidación/reducción del agua y deposición de metales, fundamentalmente). Sin embargo, no toda la potencia eléctrica suministrada al sistema da origen al desarrollo de estas reacciones electroquímicas, siendo una importante fracción disipada en forma de calor. En este sentido, es importante tener en cuenta que el potencial aplicado a una celda electroquímica cualquiera, es la suma de diferentes contribuciones, entre las que están:

- Potencial y sobrepotencial de semicelda anódico, que de forma simplificada puede entenderse que el primero es necesario para que se pueda desarrollar la reacción electródica desde el punto de vista termodinámico y el segundo para que la velocidad del proceso sea adecuada.
- Potencial y sobrepotencial de semicelda catódico, que tienen el mismo significado, esta vez para el desarrollo del proceso catódico. Obviamente, en una celda ocurren simultáneamente los procesos anódicos y catódicos. Por este motivo, para que ocurra un proceso en una celda electroquímica se debe tener en cuenta la suma de las contribuciones de los procesos anódicos y catódicos.
- Potencial necesario para vencer resistencias eléctricas e iónicas. Cuando a través de un material conductor se hace circular una corriente eléctrica, este material se calienta (efecto Joule –Thompson). Este calentamiento es proporcional a la intensidad de corriente que circula externamente al suelo (entre ánodos y cátodos), y a la resistencia del suelo, y puede ser modelado a través de la Ley de Ohm. En una celda electroquímica, como la que resulta al disponer electrodos para tratar un suelo, existen varios tipos de resistencias. Por una parte están las resistencias asociadas a los electrodos, elementos conductores y suministradores de corriente. Por otro lado, está la resistencia iónica ofrecida por el suelo, y que dependerá de su hidratación y de la presencia de especies conductoras en el agua contenida en el mismo.

En el caso del tratamiento de suelos, esta última contribución es la más importante y como consecuencia una fracción significativa del potencial de celda se empleará en vencer dicha resistencia (Saichek y Reddy, 2005). La cantidad de calor liberada puede ser calculada si se estima la resistencia eléctrica asociada a este proceso, aplicando la definición de potencia eléctrica y la Ley de Ohm (Ecuación 2.7).

$$W = I_{celda} \cdot V_{suelo} = I_{celda}^2 R_{suelo} \quad 2.7.$$

Esta cantidad de calor da lugar a un incremento de la temperatura que de forma global se podría calcular (Ecuación 2.8) a partir de un balance de energía sencillo, asumiendo una descripción macroscópica del sistema.

$$I_{celda}^2 R_{suelo} = m_{suelo} \cdot C \cdot \Delta T \quad 2.8.$$

Sin embargo, la distribución de temperaturas es mucho más compleja, siendo mayor la generación de calor en las proximidades de los electrodos, liberándose cantidades de calor importantes a los límites del sistema. El incremento en la temperatura tiene efectos importantes sobre los contaminantes orgánicos. Así, un incremento en la temperatura genera una disminución en la viscosidad de los fluidos que contienen hidrocarburos y como consecuencia un aumento del flujo de fluidos (Page y Page, 2002). Por otra parte, las elevadas temperaturas favorecen la volatilización de contaminantes de bajo peso molecular.

Un último punto en el que puede ser importante el efecto de la temperatura es en el desarrollo de los procesos biológicos: elevadas temperaturas favorecen el crecimiento de microorganismos termófilos, que están caracterizados por su gran eficiencia en la eliminación de contaminantes orgánicos contenidos en el suelo.

2.3. Tecnología del proceso de remediación electrocinética de suelos.

Los diferentes procesos involucrados en la eliminación de contaminantes dentro de un tratamiento de remediación electrocinética de suelos se producen paralelamente. Por este motivo, la utilización de estos procesos para remediar un suelo contaminado, y la modificación de variables para potenciar su eficacia, son puntos de interés para conseguir una solución técnicamente eficiente ante un problema concreto de remediación electrocinética de suelos. En este contexto, conviene tener en cuenta que la velocidad de descontaminación de un suelo por técnicas electrocinéticas va a depender, fundamentalmente, de tres parámetros (Baraud y col., 1997, 1998; Al-Shaharani y Roberts, 2005):

- La naturaleza, concentración y uniformidad en la distribución de los contaminantes en el suelo contaminado.
- La velocidad de transporte de contaminantes motivada por los diferentes procesos, entre los que se incluyen los flujos (hidráulico y electroosmótico) que mueven al líquido en su totalidad, y a los mecanismos no convectivos de transporte de una especie química (difusión, migración o electroforesis). Esta velocidad es función de la interacción entre las especies contaminantes y el suelo, y puede ser mayor o menor en función de los procesos de adsorción/desorción, complejación, precipitación, disolución, etc.
- Los posibles efectos sinérgicos derivados de la combinación del tratamiento electrocinético con otros tipos de tratamiento orientados a eliminar en mejores condiciones un contaminante concreto.

Asimismo, hay muchas variables que van a determinar la eficacia de un proceso de remediación electrocinética (Acar y Alshwabkeh, 1993; Alshwabkeh y col. 1999; Chang y Liao, 2006): el material, número y disposición de los electrodos empleados en el proceso, la inyección de fluidos de mejora que aumenten el rendimiento de eliminación de contaminantes, el calentamiento del suelo y el pH del medio.

2.3.1. *Electrodos: Materiales y disposición.*

En un proceso de remediación electrocinética, todos los aspectos relacionados con los electrodos son de gran importancia, desde el tipo de material electrodico empleado, hasta su geometría y disposición en el suelo.

A nivel de investigación, se suelen utilizar electrodos de metales nobles (platino, plata y oro) y de grafito. Estos materiales son inertes y garantizan que, por su disolución, no se generen en el medio de reacción iones que puedan influir en los resultados obtenidos. A nivel de aplicación real, el uso de electrodos basados en metales nobles es inviable y se utilizan otros tipos de materiales de coste inferior como el acero, materiales poliméricos o el titanio, además del grafito (Virkyute y col. 2002). El titanio solo se debe emplear como cátodo, ya que en su utilización como ánodo se pasiva (Badawy y Ismail, 1995). Este hecho limita de forma importante su empleo, ya que impide revertir el sentido de la corriente eléctrica, y aprovechar las ventajas derivadas de este procedimiento. Con respecto al acero, hay que tener en cuenta que este material puede disolverse en el suelo, dando lugar a la liberación de iones de hierro y generando un descenso significativo del frente ácido, ya que el proceso de electrodisolución de hierro compite directamente con el proceso de oxidación del agua. Además de estos materiales existen otros de gran interés, aunque suelen estar protegidos por patentes. Como ejemplo, la empresa Hak Millitechniks tiene patentado un material cerámico conductor de la electricidad denominado EBONEX®, y la empresa ISOTRON CORPORATION tiene patentado el material polimérico Isolock TM.

Respecto a la geometría de los electrodos, suelen utilizarse en forma de planchas o de cilindros. Tanto en un caso como en otro, los electrodos pueden ser macizos o huecos (Figura 2.6.(a)). Los electrodos huecos permiten inyectar o extraer un fluido, generando la circulación a través del sistema en tratamiento de un fluido de lavado (Lindgren y Mattson, 1995; Clarke y Lafeman, 1998). Independientemente de su geometría, los electrodos pueden ubicarse directamente en el suelo a tratar (Acar y Alshwabkeh, 1993; Sogorka y col. 1998; Reddy y col., 1999), o posicionarse en el interior de pozos de electrolito excavados en dicho suelo (Baraud y col., 1998; Virkyute y col. 2002; Al-Shaharani y Roberts, 2005) (Figura 2.6.). En el primer caso, el flujo electroosmótico está favorecido, sin embargo, la resistencia derivada del contacto del electrodo con el suelo puede ser muy elevada, por lo que hay que tener en cuenta que el

suelo tenga un contenido mínimo de agua para garantizar una óptima conductividad iónica que permita el desarrollo de los procesos electrocinéticos. En el segundo caso, los electrodos están en contacto con un electrolito líquido contenido en pozos que garanticen la conductividad iónica y, por tanto, permiten el desarrollo de los procesos electrocinéticos. Este segundo caso ofrece ventajas importantes, en tanto que los pozos actúan como elementos en los que se concentran los contaminantes, posibilitando el tratamiento in situ o su extracción y tratamiento ex situ. Asimismo, estos pozos pueden ser empleados para la adición de fluidos de mejora que aumenten la eficacia de los procesos, obteniéndose posteriormente una mejor distribución de los mismos en el suelo en tratamiento. El uso de pozos en los que se ubica un electrodo es la disposición más utilizada.

Otro aspecto referente a los electrodos a tener en cuenta es su disposición en el suelo a tratar. Existen un gran abanico de disposiciones, pero todas basadas en dos: Electrodos/Hileras de electrodos enfrentados y sistema de ánodos rodeando a cátodo (o viceversa) (Figura 2.6. (b)).

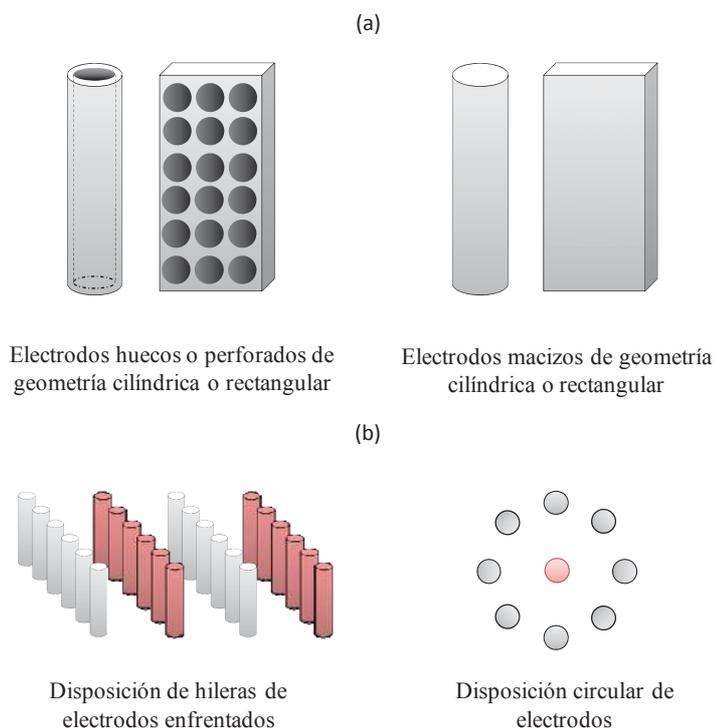


Figura 2.6. (a) Tipos y geometría de electrodos. (b) disposición de electrodos en procesos de remediación electrocinética de suelos.

La disposición en hileras enfrentadas, se emplea cuando se acoplan varias tecnologías de tratamiento in situ y se trata de hacer circular el agua en los dos sentidos durante repetidas ocasiones. La disposición circular parece aportar algunas mejoras cuando se intenta aprovechar el flujo electroosmótico para el lavado del suelo con vistas a un posterior tratamiento de los efluentes generados. El espaciado utilizado entre los electrodos es muy variable y depende de la escala en la que se aplica en tratamiento. Los potenciales aplicados entre los ánodos y cátodos están en el intervalo $0,1-2 \text{ V cm}^{-1}$. Además de las disposiciones anteriores, en las que los electrodos se colocan de forma vertical, los electrodos pueden disponerse también de forma horizontal al suelo. Esta disposición de los electrodos tiene la ventaja de tener una alta eficacia en la eliminación de la contaminación y, por tanto, se requiere un menor tiempo de actuación.

2.3.2. *Uso de fluidos de mejora en procesos de remediación electrocinética.*

En un tratamiento de remediación electrocinética se generan fenómenos secundarios no deseados que disminuyen la eficacia del proceso. Un ejemplo de estos procesos paralelos es la formación de depósitos de carbonato en la superficie catódica que reducen la conductividad eléctrica del sistema y con ello el rendimiento del proceso de remediación. Estas capas se forman por la interacción de los iones hidroxilos generados en el proceso de reducción del agua con los aniones bicarbonato existentes en el agua. Asimismo, dichos iones hidroxilo se desplazan hacia la zona anódica formando un frente básico que favorece los procesos de precipitación y de fijación de contaminantes en el suelo por intercambio iónico. Los precipitados pueden también bloquear los poros del suelo haciendo que se incremente notablemente el consumo energético para tratar el suelo. Para evitar estos problemas derivados del frente básico se puede añadir en las proximidades del cátodo un fluido despolarizador, consistente en una disolución acuosa de un ácido débil (Baraud y col. 1997). El medio ácido generado por esta disolución compensa a los iones hidroxilo electrogenerados y, por tanto, se inhiben ambos problemas. En la superficie anódica, mediante la reacción de oxidación del agua, se generan protones que conforman un frente ácido. Aunque este frente tenga asociados menos problemas que el frente básico, también se han observado fenómenos de liberación de sílice, alúmina o metales pesados asociados con la exposición de un medio fuertemente ácido con la superficie del suelo. Para evitar este problema, se aconseja el uso de disoluciones de hidróxido de calcio como fluido de mejora.

Además de los fluidos de mejora destinados a modificar el pH (Mulligan y col., 2001; Dong-Mei y col., 2005) del suelo en tratamiento existen otros con un papel importante. Así, en el tratamiento de compuestos orgánicos hidrófobos (COHs), dada su no polaridad y su baja solubilidad acuosa (Reddy y col., 2003; Zhu y Feng, 2003; Zhao y col., 2005; Cheng y Wong, 2006), está empezando a proponerse el uso de disoluciones de surfactantes. Estos compuestos están formados por grupos hidrófilos y lipófilos que permiten solubilizar y retener el contaminante dentro de micelas cargadas (Riojas y col., 2011) que pueden mover a través del suelo mediante electroforesis o electroósmosis, posibilitando su concentración o extracción del suelo (Figura 2.7.). La concentración se realiza cuando se utilizan electrodos macizos, e implica normalmente la excavación y retirada del suelo. La extracción tendrá lugar cuando se utilicen electrodos huecos o el uso de pozos de electrolitos. Los surfactantes pueden utilizarse solos o mezclados con otras sustancias que potencien sus propiedades (Riojas y col., 2011), como disolventes, que favorecen la disolución del COH en fase acuosa (Chu y Kwan, 2002; 2003), polímeros, alcoholes (Martel y col., 1993).

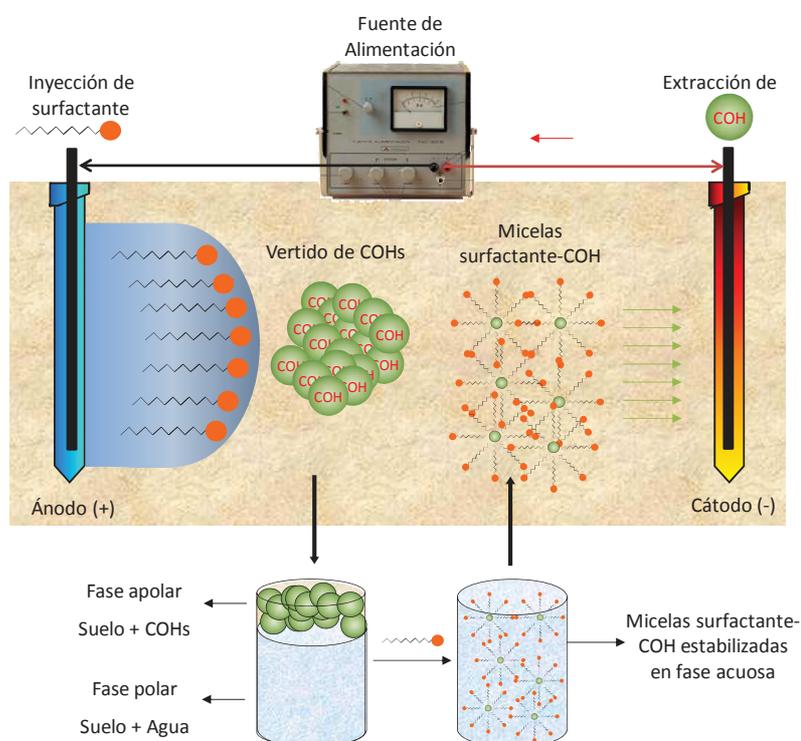


Figura 2.7. Uso de surfactantes como fluidos de mejora en remediación electrocinética de suelos.

Es importante enfatizar que recientemente se han empezado a utilizar biosurfactantes (Cheng y col., 2004; Bordas y col., 2005), es decir, moléculas generadas por microorganismos que hacen las funciones de surfactantes. Estas moléculas, entre las que se incluyen algunos ácidos grasos, son generadas de forma natural por los microorganismos para incrementar la solubilización de compuestos orgánicos antes de su degradación. Tienen como ventaja su biodisponibilidad y su no peligrosidad, en comparación con los surfactantes químicos normalmente empleados. En este contexto, otro fluido de mejora propuesto en los últimos años son las suspensiones de microorganismos. El campo eléctrico permite transportar los microorganismos hacia distintos puntos del suelo, mejorando notablemente los resultados con respecto a los tratamientos convencionales de biorremediación.

Por último, resaltar que el fluido de mejora más utilizado es el agua. Se utiliza cuando no hay suficiente en el suelo como soporte para facilitar el movimiento de los iones por electromigración. Asimismo, el agua ayuda a lavar de contaminantes el suelo mediante el favorecimiento de los procesos de redisolución de precipitados, intercambio iónico o simplemente arrastre.

A modo de resumen, en la Tabla 2.4. se muestran los principales fluidos de mejora empleados.

Tabla 2.4. Fluidos de mejora empleados en función de los problemas operativos generados en remediación electrocinética.

Causa	Consecuencia	Fluido de mejora
Generación de OH ⁻ en el catolito en el proceso de reducción del agua	Formación de capas de carbonatos en la superficie catódica	Ácido acético o clorhídrico diluido
Frente básico	Precipitación o fijación de metales en el suelo	Ácido acético o clorhídrico diluido
Frente ácido	Liberación de sílice, alúmina o metales	Hidróxido de calcio
Contaminantes apolares insolubles en agua	Refractarios al tratamiento electrocinético	Surfactantes, biosurfactantes y cosolventes
Baja humedad del suelo	Limitación de los procesos de electromigración y electroósmosis	Agua

2.3.3. *Influencia de las variables de operación en un proceso de remediación electrocinética.*

El estudio de la influencia de las variables de operación en un proceso de remediación electrocinética es de gran importancia. Así, dependiendo de dichas variables, los procesos electrocinéticos se desarrollarán de forma diferente.

Una de las variables a evaluar es el *modo de operación*. Un tratamiento electrocinético puede ser operado en modo potencioestático o galvanostático. El modo potencioestático consiste en fijar un potencial entre los electrodos y dejar que la densidad de corriente que circula a través de la celda pueda modificarse con objeto de mantener este potencial en su valor. Normalmente, éste es el método de operación más utilizado, ya que la magnitud en que se desarrollan los procesos electrocinéticos dependen del campo eléctrico. Durante un proceso de remediación electrocinética, mantener un potencial constante implica un descenso de la densidad de corriente debido al aumento puntual en la resistencia de los electrodos. Este incremento de la resistencia se produce por la generación de gases en su superficie y del taponamiento de poros por parte de las especies que precipitan en los mismos y que evitan la continuidad local del circuito iónico. Por el contrario, el modo galvanostático consiste en mantener una intensidad de corriente constante, y permitir que el potencial vaya modificándose durante el tratamiento con el fin de conseguir este objetivo.

Otras de las variables a estudio es el *pH del sistema*. Debido a los procesos electrolíticos que tienen lugar en la superficie electródica, se genera un frente ácido en el ánodo y uno básico en el cátodo capaces de alterar el pH tanto de los electrolitos como del propio suelo. El frente ácido formado por protones favorece la liberación de especies contaminantes fijadas en el suelo, ya que redisuelven compuestos precipitados y son intercambiados por otros cationes por los minerales contenidos en el suelo. En este sentido, es importante matizar que a veces interesa que determinadas especies queden fijadas en el suelo y, en estas ocasiones, el efecto liberador de este frente no es beneficioso. El frente básico contribuye a fijar los contaminantes en el suelo. Esta circunstancia es importante si se pretende recuperar el metal por electrodeposición, ya que en caso de que quede inmovilizado en el suelo, el metal no podrá llegar a la superficie anódica. Asimismo, la reacción de los hidroxilos con los bicarbonatos favorece la formación de capas de carbonatos en los cátodos y, consecuentemente, el

aumento de su resistencia eléctrica. Por tanto, para minimizar estos procesos desfavorables es conveniente: utilizar electrodos reactivos, en los que tengan lugar reacciones electroquímicas competidoras con la electrolisis de agua, controlar los pH extremos en las proximidades de los electrodos y realizar inversiones periódicas de la polaridad de los electrodos.

La conductividad también influye en los procesos que tiene lugar en un tratamiento de remediación electrocinética. Altos valores de conductividad generan un descenso de la resistencia eléctrica del sistema, lo que favorece el desarrollo del fenómeno de electrolisis en las superficies electródicas. Sin embargo, un aumento de la concentración iónica del sistema, afecta negativamente al flujo electroosmótico debido a que el espesor de la capa de Debye se reduce considerablemente. Por el contrario, si la resistencia es elevada, la disipación de energía eléctrica en forma de calor será importante. Esto puede ser utilizado para favorecer la eficacia de procesos de desorción térmica de contaminantes volátiles y semivolátiles, o para favorecer el rendimiento de procesos de biorremediación con bacterias termófilas.

2.4. Tratabilidad de los efluentes generados en procesos de remediación de suelos.

Los efluentes generados en los procesos de remediación de suelos pueden estar compuestos por una gran diversidad de contaminantes orgánicos, inorgánicos y metálicos, fracciones de agentes químicos inyectados en el fluido de mejora o incluso partículas de suelo. La heterogeneidad de estos efluentes hace imposible definir un único tratamiento que permita obtener buenos rendimientos en todos los casos, por lo que es necesario realizar un estudio de tratabilidad que permita dilucidar la tecnología de tratamiento de aguas más idónea en cada caso en particular. Por lo general, se recomienda el empleo de técnicas *ex situ*, que implican menores tiempos de operación y el control del tratamiento es más sencillo.

Las principales tecnologías que pueden ser aplicadas en el tratamiento de los efluentes generados en el proceso de remediación electrocinética de suelos pueden clasificarse dentro de tratamientos biológicos o tratamientos físico-químicos. Las más importantes se describen a continuación:

-
- Los *tratamientos biológicos* se basan en el uso de microorganismos capaces de degradar la materia orgánica produciendo dióxido de carbono, agua y biomasa. Los microorganismos pueden encontrarse en suspensión en reactores de lecho fluidizado o ligados a una matriz inerte. Otra técnica de tratamiento biológico empleada son los sistemas de humedales artificiales, que producen procesos geoquímicos y biológicos para acumular y eliminar metales, residuos de explosivos y otros contaminantes en las propias plantas que componen el humedal.
 - Los *procesos de oxidación avanzada*, que engloban a los procesos de oxidación con radiación ultravioleta, ozonización, oxidación Fenton. Cualquier contaminante orgánico susceptible de ser oxidado por radicales hidroxilos puede ser tratados con este tipo de tecnología, entre ellos cabe destacar hidrocarburos del petróleo, disolventes industriales, explosivos como el TNT, e hidrocarburos aromáticos e insaturados de doble enlace, como cloruros de vinilo, toluenos, bencenos, fenoles etc.
 - El *intercambio iónico*, que permite eliminar iones de la fase acuosa mediante el intercambio de cationes o aniones entre los contaminantes y el medio de intercambio utilizado, que generalmente suele ser resinas de intercambio iónico (catiónicas y aniónicas). Dichas resinas deben ser regeneradas y remplazadas cada cierto tiempo. Esta tecnología permite eliminar metales disueltos, radioactivos, y aniones inorgánicos tales como nitratos, amonio y silicatos de las corrientes acuosas.
 - Procesos de *precipitación, coagulación/electrocoagulación y floculación* que se aplican en el tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con metales, incluyendo sus isótopos radioactivos. En los procesos de precipitación, se suelen adicionar agentes precipitantes, coagulantes y floculantes con el objeto de aumentar el tamaño de partícula por medio de la agregación de las mismas.
 - Los sistemas de *adsorción* que incluyen tanto la adsorción física, la quimisorción y la adsorción electrostática. El adsorbente más ampliamente utilizado es el carbón activado, aunque también se suele utilizar alúmina activada, arcillas y resinas sintéticas.

- Procesos de *separación convencionales*, que engloban a técnicas como: destilación, filtración/ultra y microfiltración, cristalización y osmosis inversa. Los contaminantes que se pueden eliminar por esta técnica son los compuestos orgánicos volátiles, los semivolátiles, pesticidas y partículas en suspensión.
- *Tecnologías electrolíticas* de tratamiento de aguas, que engloban tanto a procesos oxidativos como reductivos. Los primeros suelen ser utilizados por constituir una solución final de tratamiento (los contaminantes orgánicos son transformados en dióxido de carbono) mientras que los segundos ven limitado su campo de aplicación a la reducción de la peligrosidad de un agua contaminada (deshalogenación de compuestos orgánicos halogenados) o a la deposición de especies iónicas metálicas sobre la superficie de un cátodo.

2.4.1. *Tecnologías para el tratamiento de los efluentes generados en procesos de remediación electrocinética mejorada con surfactantes, de suelos contaminados con COH.*

Los efluentes producidos en un proceso de remediación electrocinética mejorada con surfactantes de suelos contaminados con COHs son sistemas muy complejos. Generalmente, están formados por una matriz acuosa con *alta carga orgánica* (producida por los contaminantes y surfactantes), en la que los COHs se encuentran solubilizados dentro de micelas generadas por la acción *emulsionante* de los surfactantes empleados como fluidos de mejora del proceso de remediación. Además, estos efluentes pueden contener contaminación particulada producida por *partículas de suelo en suspensión*, que han sido arrastradas en la remediación del suelo.

i) Coagulación/Electrocoagulación de aguas residuales generadas en procesos de remediación electrocinética de suelos.

Las características de este tipo de aguas residuales parecen indicar que puedan ser tratadas satisfactoriamente mediante técnicas de coagulación. De hecho, en bibliografía se muestra que dichas técnicas presentan unos resultados prometedores en el tratamiento de suspensiones coloidales y ruptura de emulsiones (Cañizares y col. 2007a; 2007b; 2008a).

En un proceso de coagulación química, la hidrólisis de iones hierro (III) o aluminio (III) da lugar a la formación de muchas especies que pueden dar lugar a la coagulación de suspensiones coloidales, a la desestabilización y ruptura de emulsiones O/W, o al atrapamiento de contaminantes solubles en los hidróxidos metálicos insolubles formados durante el proceso de especiación de los iones metálicos (Cañizares y col., 2005; 2006).

Si la adición de hierro o aluminio se produce mediante disolución electroquímica de unos ánodos de sacrificio, el proceso se denomina *electrocoagulación*. Esta tecnología puede ser empleada en el tratamiento de este tipo de aguas residuales. Para ello se requiere el bombeo del agua hacia una celda de electrocoagulación ubicada sobre el suelo contaminado o en sus proximidades. Es importante que el agua a tratar esté contaminada con especies susceptibles de coagular por reacción con compuestos hidrolizados de hierro o aluminio y que la salinidad del agua sea alta para que el potenciales de operación de celda requerido no sea excesivo. En este caso, la concentración de contaminantes no es un factor limitante de la eficacia energética. La técnica puede ser empleada como sustitutiva de los procesos de coagulación-floculación convencionales, estando indicada para las mismas aplicaciones que éstos (Parga y col. 2002). Además, presenta una serie de ventajas sobre el proceso convencional: reducción de costes relacionados con la adición, manipulación y almacenamiento de coagulantes, generación de menor cantidad de lodos siendo más compactos, separación de los lodos por flotación, etc.

ii) Electrolisis de aguas residuales generadas en procesos de remediación electrocinética de suelos.

La electrolisis de aguas residuales es una tecnología mediante la que se provoca un cambio químico en un compuesto por intervención de la energía eléctrica. La energía eléctrica se introduce mediante la aplicación de una diferencia de potencial entre dos elementos conductores (electrodos) en contacto con el efluente a tratar. En dicho efluente se provoca la reacción química por lo que debe ser conductor y contener sustancias capaces de oxidarse y/o reducirse. La diferencia de potencial genera un paso neto de corriente eléctrica (electrones) entre los electrodos, con la consiguiente

oxidación de algunos componentes en la superficie de uno de los electrodos (ánodo) y la reducción de otros componentes en el otro (cátodo).

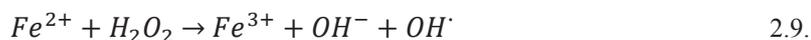
Las tecnologías electrolíticas de tratamiento de aguas engloban tanto a procesos oxidativos como reductivos, si bien los primeros suelen ser utilizados por constituir una solución final de tratamiento (los contaminantes orgánicos son transformados en dióxido de carbono) mientras que los segundos ven limitado su campo de aplicación a la reducción de la peligrosidad de un agua contaminada (deshalogenación de compuestos orgánicos halogenados) o a la deposición de especies iónicas metálicas sobre la superficie de un cátodo.

Tanto los procesos oxidativos como los reductivos se pueden desarrollar de forma directa e indirecta. En el primer caso, los contaminantes deben alcanzar la superficie electródica y ser adsorbidos en esta superficie, antes de producirse la transferencia heterogénea de carga. Esto hace que la velocidad de los procesos esté normalmente controlada por la velocidad de transferencia de materia y que la eficacia no sea excesivamente alta en el tratamiento de aguas en las que la concentración de contaminantes está alrededor o por debajo de las 10 mg l⁻¹ (Cañizares y col. 2004). En el segundo caso, la oxidación o la reducción es realizada por medio de oxidantes (o reductores) generados a partir de las sales contenidas en el agua en tratamiento (Fauzi y col. 2006). La aplicación tiene mayor interés en el tratamiento oxidativo, ya que se han desarrollado aplicaciones que permiten generar oxidantes a partir de cloruros, sulfatos o fosfatos por oxidación de estos iones o cantidades significativas de peróxido de hidrogeno por reducción de oxígeno en una superficie catódica.

En el tratamiento de aguas residuales generadas en procesos de remediación electrocinética de suelos, el proceso puede ser realizado directamente en el suelo o en una celda especialmente preparada en el exterior del suelo, tras el correspondiente bombeo del agua. Obviamente, esta segunda posibilidad tendrá mayor eficiencia energética por poder optimizar mejor otras condiciones de operación (distancia interelectródica, temperatura, tamaño de los electrodos etc.).

iii) Oxidación Fenton de aguas residuales generadas en procesos de remediación electrocinética de suelos.

La tecnología Fenton se basa en la oxidación de la materia orgánica producida por radicales OH. Estos radicales se forman por la descomposición del peróxido de hidrogeno en presencia de sales de hierro mediante la Ecuación 2.9. La descomposición del peróxido de hidrogeno está favorecida a pH ácido ($\text{pH} \leq 3$), ya que en estas condiciones la reacción puede considerarse autocatalítica, debido a que el Fe^{3+} formado, al reaccionar con el H_2O_2 genera Fe^{2+} , O_2 y H_2O a través de un mecanismo en cadena (Gallard y Laat, 1999, 2000).



Los radicales hidroxilos formados mediante esta reacción pueden reaccionar por dos vías, la oxidación de Fe^{2+} , una reacción improductiva desde el punto de vista de oxidación de la materia orgánica (Ecuación 2.10.), aunque con interés desde el punto de vista de la coagulación y el ataque oxidativo a la materia orgánica (Ecuación 2.11.).



2.5. Bibliografía.

Acar, Y.B., Alshawabkeh, A. Principles of electrokinetic remediation. *Envir. Sci. Technol.* 27: 2638–2647, 1993.

Al-Shaharani, S.S., Roberts., E.P.L. Electrokinetic removal of caesium from kaolin. *J. Hazard. Mater.* 122: 91-101, 2005.

Alshawabken, A.N., Gale, R.J., Ozsu-Acar, E., Brika, R.M. Optimization of 2D-D electrode configuration for electrokinetic extraction. *J. Soil Contamin.* 8: 617-635, 1999.

Badawy W.A., Ismail K.M. Stability of titanium and its passive films in acidic and neutral solutions. *Indian J. Chem. Technol.* 2: 93-98, 1995.

Baraud, F., Tellier, S., Astruc, M. Ion velocity in soil solution during electrokinetic remediation. *J. Hazard. Mater.* 56: 315-332, 1997.

Baraud, F., Fourcade, M.C., Tellier, S., Astruc, M. Modelling of decontamination rate in an electrokinetic soil processing. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 68: 105–121, 1998.

Bordas, F., Lafrance, P., Villemur, R. Conditions for effective removal of pyrene from an artificially contaminated soil using *Pseudomonas aeruginosa* 57SJ rhamnolipids. *Environ. Pollut.* 138: 69-76, 2005.

Cañizares, P., García-Gómez, J., Lobato, J., Rodrigo, M.A. Modeling of wastewater electro-oxidation processes. Part I. General description and application to inactive electrodes. *Ind. Eng. Chem. Res.* 43: 1915-1922, 2004.

Cañizares, P., Carmona, M., Lobato, J., Martínez, F., Rodrigo, M.A. Electrodeposition of Aluminium Electrodes in Electrocoagulation Processes *Ind. Eng. Chem. Res.* 44: 4178-4185, 2005.

Cañizares, P., Martínez, F., Jiménez, C., Lobato, J., Rodrigo, M.A. Coagulation and Electrocoagulation of Wastes Polluted With Dyes *Environ. Sci. Technol.*, 40: 6418-6424, 2006.

Cañizares, P., Martínez, F., Lobato, J., Rodrigo, M.A. Break-up of oil-in-water emulsions by electrochemical techniques. *J. Hazard. Mater.* 145: 233-240, 2007a.

Cañizares, P., Martínez, F., Jiménez, C., Lobato, J., Rodrigo, M.A. Coagulation and electrocoagulation of wastes polluted with colloids. *Sep. Sci. Technol.* 42: 2157-2175, 2007b.

Cañizares, P., Lobato, J., Paz, R., Rodrigo, M.A. Advanced oxidation processes for the treatment of olive-oil mills wastewater. *Chemosphere* 67: 832-838, 2007c.

Cañizares, P., Paz, R., Sáez, C., Rodrigo, M.A. Electrochemical oxidation of wastewaters polluted with aromatics and heterocyclic compounds. *J. Electrochem. Soc.* 154: 165-171, 2007d.

Cañizares, P., Martínez, F., Jiménez, C., Sáez, C., Rodrigo, M.A. Coagulation and electrocoagulation of oil-in-water emulsions. *J. Hazard. Mater.* 151: 44-51, 2008a.

Cañizares, P., Paz, R., Sáez, C., Rodrigo, M.A. Electrochemical oxidation of alcohols and carboxylic acids with diamond anodes. A comparison with other advanced oxidation processes. *Electrochim. Acta* 53: 2144-2153, 2008b.

Chang, J.H., Liao, Y.C. The effect of critical operational parameters on the circulation-enhanced electrokinetics. *J. Hazard. Mater.* 129: 186–193, 2006.

Cheng, K.Y., Zhao, Z.Y., Wong, J.W.C. Solubilization and desorption of PAHS in soil-aqueous system by biosurfactants produced from *Pseudomonas aeruginosa* P-CG3 under thermophilic condition. *Environ. Technol.* 25: 1159-1165, 2004.

Cheng, K.Y., Wong, J.W.C. Effect of synthetic surfactants on the solubilization and distribution of PAHS in water/soil-water systems. *Environ. Technol.* 27: 835-844, 2006.

Chu, W., Choy, W.K. The direct and indirect photolysis of 4,4'-dichlorobiphenyl in various surfactant/solvent-aided systems. *Water Res.* 36: 2187-2194, 2002.

Chu, W., Choy, W.K. Remediation of contaminated soil by a solvent/surfactant system. *Chemosphere.* 53: 9-15, 2003.

Clarke R.L., Lafeman R., Pool W., Clarke S.R. (1998): United States Patent: 5846393

Darmawan, S.I.W. Effect of clay mineralogy on the feasibility of electrokinetic soil decontamination technology. *Appl. Clay Sci.* 20: 283-293, 2002.

Dong-Mei, Z., Chang-Fen, D., Long, C., Akram, A. Electrokinetic remediation of a Cu–Zn contaminated red soil by controlling the voltage and conditioning catholyte pH. *Chemosphere* 61: 519-527, 2005.

Faouzi, M., Cañizares, P., Gadri, Lobato, J., Nasr, B., Paz, R., Rodrigo, M.A., Sáez, C. Advanced oxidation processes for the treatment of wastes polluted with azoic dyes *Electrochim. Acta* 52: 325-331, 2006.

Gallard, H., Laat, J. Kinetic modelling of Fe(III)/H₂O₂ oxidation reactions in dilute aqueous solution using atrazine as a model organic compound. *Water Res.* 34: 3107-3116, 2000.

Kim, S.S., Kim, J.H., Han, S.J. Application of the Electrokinetic- Fenton process for the remediation of kaolinite contaminated with phenanthrene. *J. Hazard. Mater.* 118: 121-131, 2005.

Kumpiene, J., Lagerkvist, A., Maurice, C. Stabilization of Pb and Cu contaminated soil using coal fly ash and peat. *Environ Pollut.* 145: 365-373, 2007.

Lageman, R., Clarke, R.L., Pool, W. Electro-reclamation, a versatile soil remediation solution. *Eng. Geol.* 77: 191-201, 2005.

Lara, R., Rodríguez-Postigo, J., García-Herruzo, F., Rodríguez-Maroto J.M., Benavente. J. Decontamination of soils by membrane processes: characterization of membranes under working conditions. *Ind. Eng. Chem. Res.* 44: 400-407, 2005.

Lindgren E.R., Mattson E.D. (1995): United States Patent: 5435895

Martel, R., Gelinias, P.J., Desnoyers, J.E., Masson, A. Phase diagrams to optimize surfactant solutions for oil and DNAPL recovery in aquifers. *Ground Water.* 31: 789-800, 1993.

Matson, E.D., Bowman, R.S., Lindgren, E.R. Electrokinetic ion transport through unsaturated soil: 1. Theory, model development, and testing. *J. Contam. Hydrol.* 54: 99-120, 2002a.

Matson, E.D., Bowman, R.S., Lindgren, E.R. Electrokinetic ion transport through unsaturated soil:: 2. Application to a heterogeneous field site. *J. Contam. Hydrol.* 54: 121-140, 2002b.

Mulligan, C.N., Yong, R.N., Gibbs, B.F. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Eng. Geol.* 60: 193-207, 2001.

Ottosen, L.M., Lepkova, K. Kubal, M. Comparison of electro-dialytic removal of Cu from spiked kaolinite, spiked soil and industrially polluted soil. *J. Hazard Mater.* 137: 113-120, 2006.

Page, M.M., Page, C.L. Electroremediation of contaminated soils. *J. Envir. Eng.* 128: 208-219, 2002.

Parga, J.R., Cocke, D.L., Mencer, D.E., Morkovsky, P. Proceedings on recycling and waste treatment in mineral and metal processing. Sweden, 671-680, 2002.

Pomès, V., Fernández, A., Houi, D. Characteristic time determination for transport phenomena during the electrokinetic treatment of a porous medium. *Chem. Eng. J.* 87: 251-260, 2002.

Popov, K., Yachmenev, V., Kolosov, A., Shabanova, N. Effect of soil electroosmotic flow enhancement by chelating reagents. *Colloids Surf. A.* 160: 135-140, 1999.

Reddy, K., Donahue, M., Sasaoka, R. Preliminary assessment of electro-kinetic remediation of soil and sludge contaminated with mixed waste. *J. Air Waste Managem. Assoc.* 49: 823-830, 1999.

Reddy, K.R., Asce, M., Saichek, R.E. Effect of soil type on the electrokinetic removal of phenanthrene using surfactants and cosolvents. *J. Environ. Eng.* 129: 336-346, 2003.

Riojas, H., Gortares, P., Mondaca, I., Balderas, J. Sinergia en surfactantes para remediación de suelos contaminados con hidrocarburos. *Anales de Química* 107: 243-249, 2011.

Saichek, R.E., Reddy, K.R. Electrokinetically enhanced remediation of hydrophobic organic compounds in soils: a review. *Environ. Sci. Technol.* 35:115-192, 2005.

Sogorka, D.B., Gabert, H., Sogorka, B.J. Emerging technologies for soils contaminated with metals electrokinetic remediation. *Hazard. Ind. Wastes.* 30:673-685, 1998.

Virkutyte, J., Sillanpää, M., Latostenmaa, P. Electrokinetic soil remediation—critical overview. *Sci. Total Environ.* 289: 97-121, 2002.

Yeung, A.T., Hsu, C., Menon, R.M. Physicochemical soil-contaminant interactions during electrokinetic extraction. *J. Hazard. Mater.* 55: 221-237, 1997.

Zhao, B., Zhu, L., Li, W., Chen, B. Solubilization and biodegradation of phenanthrene in mixed anionic-nonionic surfactant solutions. *Chemosphere* 58: 33-40, 2005.

Zhu, L., Feng, S. Synergistic solubilization of polycyclic aromatic hydrocarbons by mixed anionic-nonionic surfactants. *Chemosphere* 53: 459-467, 2003.

ANTECEDENTES, OBJETIVOS Y
ALCANCE DEL TRABAJO

CAPÍTULO 3

El desarrollo industrial junto con el uso masivo de combustibles fósiles ha propiciado la generación de graves sucesos de contaminación de suelos, sedimentos y aguas subterráneas provocados por compuestos orgánicos hidrófobos (COHs). Se trata de un impacto complejo, en cuya valoración hay que tener en cuenta la cantidad y las propiedades físico-químicas de los contaminantes, las características geológicas y químicas del suelo, las de la cubierta vegetal, la climatología de la zona, el área afectada, etc. Como consecuencia, en los últimos años, los tratamientos relacionados con la recuperación de suelos contaminados han sido objeto de numerosos estudios, existiendo en la actualidad una gran variedad de tecnologías aplicables a la descontaminación de los mismos y de las aguas subterráneas contaminadas.

Entre estas tecnologías están las técnicas electrocinéticas, especialmente recomendadas para el tratamiento de suelos de baja permeabilidad. Bajo esta denominación se engloba a los diferentes procesos que ocurren en un suelo cuando se aplica una diferencia de potencial entre un conjunto de electrodos posicionados en el mismo: electroósmosis, electromigración, electroforesis, electrolisis y calentamiento eléctrico. La remediación electrocinética de suelos contaminados destaca porque puede ser desarrollada *in situ*, evitando costes asociados a etapas de excavación y transporte, y puede aplicarse en el tratamiento de suelos estratificados de baja porosidad contaminados con metales pesados, nutrientes, y especies orgánicas polares.

En este punto, es preciso señalar que la remediación electrocinética de suelos presenta una limitación cuando los contaminantes presentes el suelo son COHs, debido a su carácter apolar y a su baja solubilidad en agua. Estas propiedades hacen que la eliminación de estos contaminantes mediante el lavado producido por flujo electroosmótico o el transporte provocado tanto por electromigración iónica como por electroforesis sea ineficiente. De este hecho se deriva la aparición, en bibliografía muy reciente, de modificaciones en el proceso de remediación electrocinética que permiten mejorar notablemente el rendimiento del proceso con la adición de los denominados “fluidos de mejora”, que generalmente son sustancias iónicas capaces de solubilizar este tipo de contaminantes. Unos de los compuestos utilizados como fluidos de mejora en el tratamiento de suelos contaminados con COHs son los surfactantes, que son moléculas anfifílicas capaces de interactuar con compuestos polares y apolares. Por esta razón, un surfactante permite solventar estas restricciones, ya que es capaz de retener al COH dentro de las micelas cargadas y solubles en agua.

No obstante, es importante remarcar que el conocimiento existente de estas tecnologías se limita, principalmente, a los resultados obtenidos en estudios a escala de laboratorio en los que una extrapolación de resultados a una aplicación real sin el conveniente escalado sería una temeridad. Además, los trabajos realizados se centran en estudiar la eficacia de la tecnología e intentan directamente su optimización de funcionamiento en cada caso concreto, sin profundizar en el fundamento de todos los procesos electrocinéticos que engloba. También cabe destacar que este tipo de tecnologías no solo ha sido desarrollada por centros de investigación financiados por gobiernos, sino que una parte muy importante ha sido desarrollada por las secciones de I+D de grandes empresas del sector químico o medioambiental (Dupont, Monsanto y General Electric), y especialmente por pequeñas empresas de base tecnológica (Electrokinetics Inc., Geokinetics o su actual empresa madre Hak Milieutechniek BV). Este hecho acota de modo importante la información disponible acerca de los resultados alcanzados, por cuanto estas empresas no están interesadas en difundir su *know-how*, sino en venderlo con su aplicación a la remediación de emplazamientos contaminados concretos, ya que los procesos desarrollados están protegidos bajo patente.

En 2007, el Laboratorio de Ingeniería Electroquímica y Ambiental del Departamento de Ingeniería Química de la UCLM, aprovechando su experiencia previa en el campo de la ingeniería electroquímica, se propuso abordar una nueva línea de investigación centrada en el tratamiento electrocinético de suelos contaminados, paralelamente con el inicio de la Tesis Doctoral presentada en esta memoria.

Con estos antecedentes, el objetivo con el que se plantea esta investigación es desarrollar tecnologías electroquímicas aplicables a escala real y que permitan, en una primera etapa, la contención de la contaminación de un suelo de baja permeabilidad ante una situación de vertido de COHs y la movilización in situ de dichos contaminantes hacia una fase acuosa mediante la aplicación de surfactantes dentro de un proceso de remediación electrocinética; y en una segunda etapa, el tratamiento de los efluentes generados en el tratamiento previo del suelo. Asimismo, se pretende conocer en mayor detalle los procesos electrocinéticos que tienen lugar en el suelo durante un proceso de remediación y la influencia que tiene la naturaleza del fluido de mejora tanto en la etapa de descontaminación de suelos como en la de tratamiento de los efluentes generados en el tratamiento.

En este trabajo se ha seleccionado fenantreno (PHE) como modelo de contaminante representativo de los COHs y caolinita como modelo de suelo de baja permeabilidad. El PHE se caracteriza principalmente por su estabilidad, su estructura química apolar, y por su alto carácter hidrofóbico. Por ello, presenta una baja solubilidad en agua, una baja presión de vapor y una gran afinidad por quedarse retenido en suelos y sedimentos. Estas características hacen que el tratamiento de suelos contaminados con este compuesto presente una dificultad adicional y sea necesaria la adición de fluidos de mejora que incrementan la solubilidad del PHE en la fase acuosa, favoreciendo su extracción del medio sólido contaminado, y transformando el suceso de contaminación de suelos inicial en uno de contaminación de aguas. Como fluidos de mejora del proceso se han empleado disoluciones de tres surfactantes de distinta naturaleza iónica: dodecil sulfato sódico como modelo de surfactante aniónico (SA), alquilbencildimetilamonio cloruro como surfactante catiónico (SC) y polioxietilen sorbitan monooleato como surfactante no iónico (SNI).

Para alcanzar el objetivo global planteado, el presente trabajo se ha desglosado en una serie de objetivos parciales que se describen a continuación:

- Determinación del fluido de mejora idóneo para la eliminación del PHE contenido en un suelo de baja permeabilidad, atendiendo tanto a la eficacia del proceso de extracción del contaminante como a la tratabilidad del efluente líquido generado.
- Identificación y análisis de los diferentes procesos electrocinéticos y/o electroquímicos que tienen lugar en un suelo de baja permeabilidad al aplicar un gradiente de potencial eléctrico entre electrodos ubicados en el propio suelo.
- Determinación de la configuración electródica más apropiada, así como la posición óptima de inyección del fluido de mejora en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad. Evaluación de los diferentes procesos electrocinéticos y/o electroquímicos que tienen lugar en un suelo de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico en un sistema de pozos de electrolito.

- Escalado de un proceso de remediación electrocinética. Diseño y puesta en marcha de una instalación de remediación electrocinética escala bancada, mejorada con surfactantes, aplicable a suelos naturales poco permeables contaminados con PHE.
- Diseño y construcción de una planta prototipo de remediación de suelos contaminados para el escalado del proceso a una escala próxima a la real.

Para alcanzar el primero de estos objetivos se han realizado ensayos de lavado ex situ de suelo, empleando disoluciones de los tres surfactantes seleccionados. Estos ensayos permiten determinar cuál de los tres surfactantes empleados es capaz de solubilizar y extraer el PHE del suelo más eficientemente. Asimismo, se ha realizado un estudio de la viabilidad técnica que presentan distintas tecnologías químicas (oxidación Fenton y coagulación química) y electroquímicas (oxidación electroquímica y electrocoagulación) en el tratamiento de los efluentes generados en el proceso de lavado de suelos poco permeables contaminados con PHE utilizando surfactantes como fluidos de mejora.

Con la finalidad de conseguir el segundo de los objetivos, se han llevado a cabo ensayos a escala de laboratorio en los que se ha aplicado un gradiente de potencial eléctrico entre electrodos ubicados en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Con estos ensayos se pretende, en una primera instancia, identificar los procesos electrocinéticos que ocurren en un suelo de baja permeabilidad al aplicar una corriente eléctrica a través de él y a continuación evaluar si las especies involucradas en un proceso de remediación electrocinética (contaminante, surfactantes, agua, etc.) pueden ser movilizadas dentro del suelo mediante procesos de electroósmosis, electromigración y electroforesis. En estos ensayos se evalúa la influencia de variables en el desarrollo de los procesos de transporte, tales como el gradiente de potencial aplicado, la humedad del suelo y el tipo de surfactante utilizado como fluido de mejora.

Para lograr el tercer objetivo, se han realizado ensayos en los que se ha aplicado un gradiente de potencial eléctrico entre electrodos, posicionados en pozos de electrolito semipermeables, dentro de un suelo compuesto por caolinita. Estos ensayos permiten determinar tanto los procesos electrocinéticos que tiene lugar en un sistema de pozos de electrolito, como aspectos técnicos importantes referentes al diseño de una instalación

de remediación electrocinética tales como: la configuración de pozos de electrolito, la zona óptima de inyección del fluido de mejora y, el número y posición de los electrodos empleados.

Seguidamente, empleando la configuración electródica seleccionada se han llevado a cabo ensayos de remediación electrocinética de suelos, parcialmente saturados, contaminados con PHE, para conseguir el cuarto de los objetivos. Estos ensayos se han realizado con tres tipos de suelos de baja permeabilidad con distinta porosidad, granulometría y composición: caolín micronizado comercial, y dos suelos provenientes de dos canteras diferentes de la región. Para la realización de estos ensayos se ha puesto en marcha una instalación a escala bancada (175 dm^3 de capacidad), dotada de instrumentación y automatización necesaria para la realización de experimentos remediación electrocinética mejorada con surfactante de larga duración (2800-3000 horas).

Por último, en base a los resultados alcanzados en esta investigación, actualmente se está llevando a cabo la construcción de una planta prototipo de tratamiento de suelos contaminados (dos cubetos de capacidad de 32 y 16 m^3 de capacidad) que permitirá realizar diferentes tratamientos: remediación electrocinética, biorremediación, fitorremediación y combinaciones de las diferentes tecnologías.

MATERIAL Y MÉTODOS

CAPÍTULO 4

En este apartado se describen las instalaciones experimentales, los métodos analíticos, los materiales utilizados en la realización de los ensayos expuestos en este trabajo.

4.1. Instalaciones experimentales.

A continuación, se describen las instalaciones experimentales utilizadas en la realización de este trabajo de investigación: instalación de lavado de suelos contaminados, instalaciones empleadas en el tratamiento de los efluentes generados en procesos de remediación de suelos de baja permeabilidad contaminados con fenantreno: coagulación química, electrocoagulación, oxidación Fenton y oxidación electroquímica y reactores de remediación electrocinética de suelos a escala laboratorio y bancada.

4.1.1. Instalación de lavado de suelos.

Para realizar los ensayos de lavado de suelos contaminados con fenantreno se ha utilizado una instalación a escala laboratorio, en modo discontinuo. En la Figura 4.1. se muestra un esquema de sus componentes.

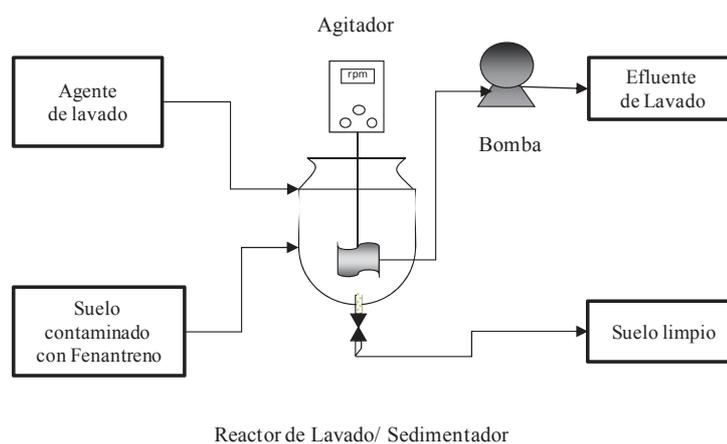


Figura 4.1. Esquema de una instalación a escala laboratorio de lavado de suelos.

Esta instalación consta de tres componentes, el reactor de lavado/sedimentador, una bomba peristáltica y un agitador de varilla. El reactor (de 200 ó 2000 cm³) está dotado de un sumidero en la parte inferior que posibilita la salida del suelo lavado y sedimentado tras el proceso. La bomba peristáltica se utiliza para extraer el efluente

líquido generado. El agitador de varilla permite producir un contacto íntimo y homogéneo entre el suelo contaminado y el fluido de mejora.

4.1.2. Instalación de coagulación química.

Para realizar los ensayos de coagulación química se han utilizado dos tipos de instalaciones: unidad a escala laboratorio de agitación múltiple y planta de coagulación química a escala bancada. Los ensayos estandarizados de coagulación química discontinuos a escala laboratorio se han llevado a cabo en la instalación que se muestra en la Figura 4.2. siguiendo la metodología de ensayos jar test.

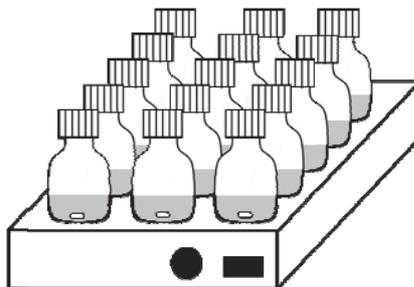


Figura 4.2. Unidad escala laboratorio de agitación múltiple utilizada en los ensayos de coagulación química tipo *jar test*.

La instalación está provista de quince unidades de tratamiento simultáneas, que se encuentran situadas sobre una placa de agitación magnética (IKA®) dotada de quince posiciones de agitación, con regulador de velocidad (intervalo de velocidad de agitación 0-1200 rpm). Cada ensayo se realizó con 150 cm³ de agua residual.

La segunda instalación utilizada es una planta de coagulación química a escala bancada, que opera en modo de funcionamiento discontinuo. Un esquema de sus componentes se muestra en la Figura 4.3. El agua a tratar se almacena en un tanque de vidrio de 5000 cm³, agitado mediante un agitador de varilla para facilitar la homogeneización en el mismo. El agua es impulsada a través de la celda de reacción química por medio de una bomba peristáltica (JP Selecta) con la que puede variarse el caudal de alimentación en el intervalo de 0 a 90 dm³ h⁻¹. La mezcla entre el agua a tratar

y la disolución de coagulante se produce en el punto de entrada a la celda de reacción. El efluente del reactor se recircula al tanque inicial, dado el modo de funcionamiento discontinuo que se ha empleado en este trabajo.

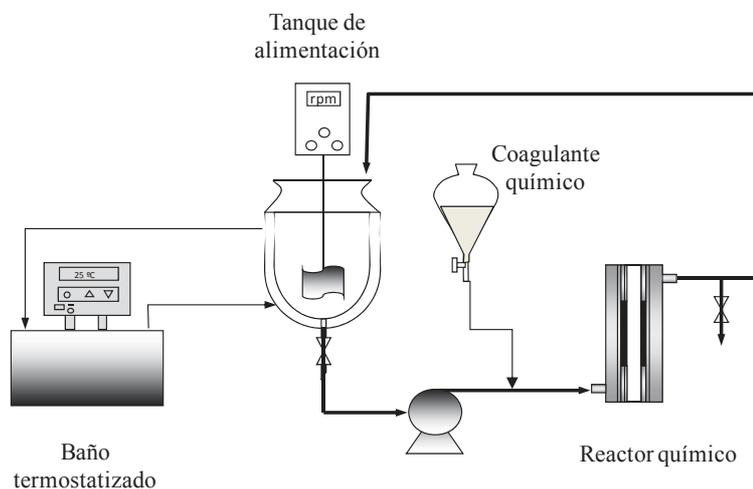


Figura 4.3. Instalación de coagulación química a escala bancada en modo de operación discontinuo.

El reactor químico consta de un solo compartimento con flujo longitudinal ascendente. El motivo de utilizar esta celda es mantener las mismas condiciones hidrodinámicas que las empleadas en la instalación de electrocoagulación, y así poder comparar los resultados obtenidos en los procesos de coagulación química y electrocoagulación (en estos últimos se empleará un reactor electroquímico de las mismas dimensiones). En este caso, el reactor no está equipado con electrodos (Figura 4.4) ya que el coagulante se adiciona al sistema directamente por bombeo de una disolución del metal seleccionado.

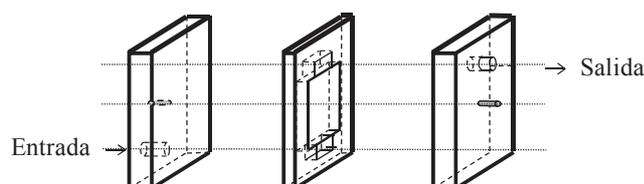


Figura 4.4. Sección del reactor empleado en el proceso de coagulación química.

4.1.3. Instalación de electrocoagulación.

Para realizar los ensayos de electrocoagulación se ha utilizado una instalación a escala bancada, en modo de funcionamiento discontinuo. Un esquema de sus componentes se muestra en la Figura 4.5.

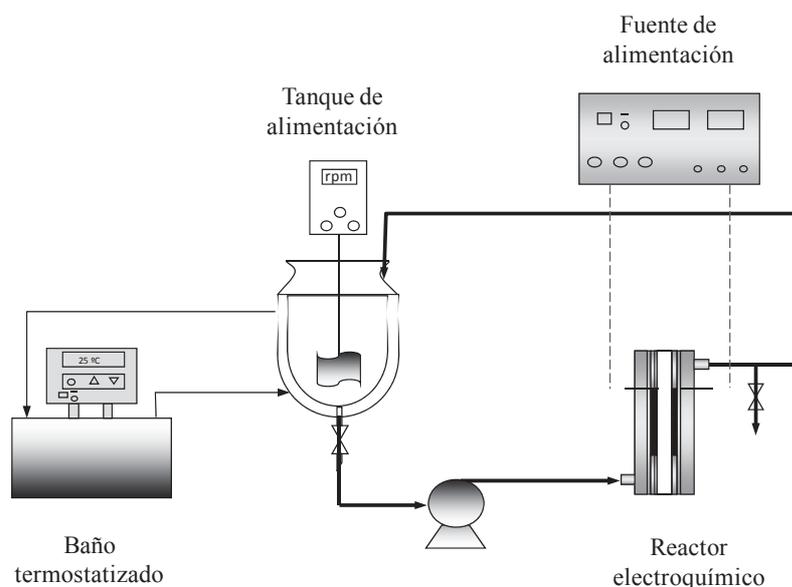


Figura 4.5. Instalación de electrocoagulación a escala bancada en modo de operación discontinuo.

El agua a tratar se almacena en un tanque de vidrio de 5000 cm^3 , que está conectado a un baño de agua termostatzado con el fin de mantener la temperatura de las disoluciones alimento en el punto de consigna, y agitado mediante un agitador de varilla para facilitar la homogeneización en el mismo. El agua residual se hace circular a través de la celda electroquímica por medio de una bomba peristáltica (JP Selecta) de caudal variable. El efluente del reactor se recircula al tanque inicial, dado el modo de funcionamiento discontinuo que se ha empleado en este trabajo.

La celda electroquímica es monocompartimentada y de flujo longitudinal ascendente (Figura 4.6). Los electrodos (ánodo y cátodo) se encuentran enfrentados en posición paralela y consisten en placas de hierro C67S o aluminio 1050, con un espesor de 1,5 y 0,8 mm, respectivamente. El hecho de que ánodo y cátodo sean del mismo material posibilita la inversión de la polaridad. Esto es una práctica común en reactores de electrocoagulación para evitar la pasivación anódica, como consecuencia de la

formación de capas de óxidos, y/o la deposición catódica de carbonatos. Ambos electrodos son cuadrados (100 mm de lado), estando separados por una distancia interelectródica de 9 mm.

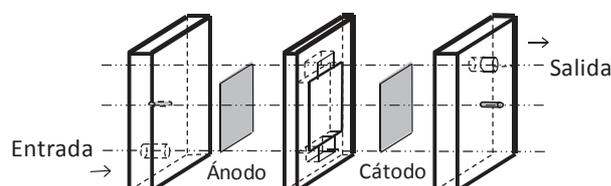


Figura 4.6. Sección del reactor empleado en el proceso de electrocoagulación.

La corriente eléctrica se suministra mediante una fuente de alimentación PROMAX DC Power Supply FA-376. El intervalo de trabajo de la fuente es de 0 a 33 V para el voltaje (precisión 0,1 V), y de 0 a 5 A para la intensidad (precisión 0,01 A). La intensidad de corriente eléctrica que fluye a través de la celda se monitoriza empleando un multímetro digital de alta precisión KEITHLEY Digital Multimeter 2000, necesario por las bajas intensidades de corriente eléctrica empleadas.

4.1.4. *Instalación de oxidación Fenton.*

Para realizar los ensayos de oxidación mediante el proceso Fenton se ha utilizado una instalación a escala de laboratorio, que consiste en una unidad de agitación múltiple con 15 puntos de agitación, Ikamag RO 5 power (IKA-WERKE GmbH & Co. KG, Staufen, Alemania) similar a la utilizada en los ensayos de coagulación química (Figura 4.2.).

4.1.5. *Instalación de oxidación electroquímica.*

Para realizar los ensayos de oxidación electroquímica se ha utilizado una instalación a escala bancada, que opera en modo discontinuo. Un esquema de sus componentes se muestra en la Figura 4.7.

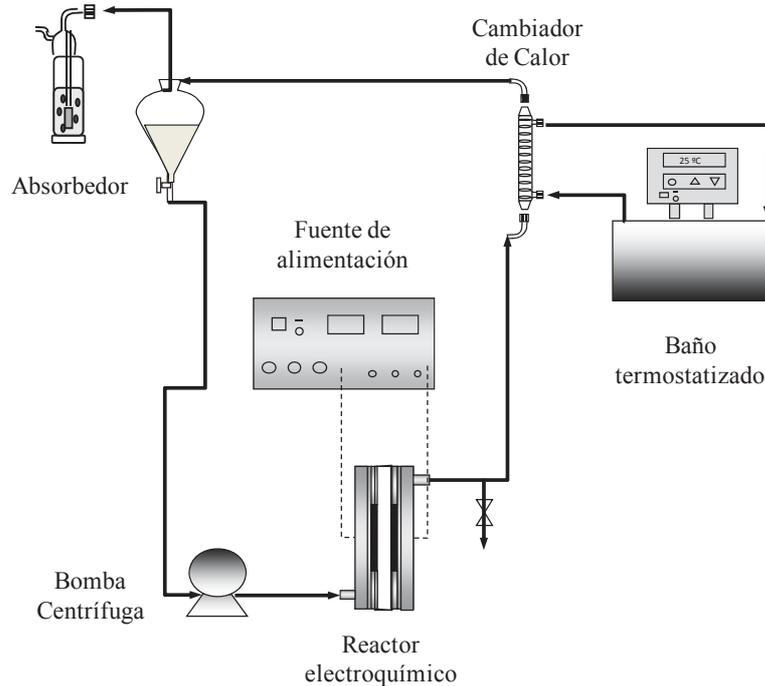


Figura 4.7. Instalación de oxidación electroquímica escala bancada.

Al principio de cada experimento el agua residual a tratar se introduce en el depósito-ciclón. De ahí es impulsada mediante una bomba centrífuga modelo Krp 40/4 (Heidolph, Kelheim, Alemania) hacia el reactor electroquímico, cuyos electrodos están conectados a los terminales de la fuente de alimentación. El fluido en tratamiento se recircula sucesivamente al reactor, permitiéndose la separación de los gases generados en el reactor por medio del ciclón (depósito). Estos gases son llevados hasta un frasco lavador, dónde se recupera el dióxido de carbono generado al quedar absorbido en una disolución alcalina. Para el control de la temperatura en el sistema se utiliza un baño con cabeza calefactora modelo Digiterm 100 (JP Selecta, Barcelona, España). Como fuente de alimentación, para la introducción de corriente en la celda electroquímica, se ha utilizado un equipo Promax DC PowerSupply FA-376. Esta fuente de alimentación es capaz de operar a potenciales comprendidos en el intervalo 0 a 30 V para el voltaje (precisión 0,1 V), y con intensidades en el intervalo de 0 a 5 A (precisión 0,01 A).

El reactor electroquímico utilizado en esta instalación es de flujo paralelo simple. Un esquema del mismo se muestra en la Figura 4.8. Este reactor, en el que los electrodos se encuentran enfrentados en posición paralela, permite el uso de diferentes

tipos de electrodos, fácilmente intercambiables. En este trabajo se han utilizado dos tipos de electrodos: acero inoxidable AISI 304 (AI) como cátodo y como ánodos, p-silicio recubierto con diamante dopado con boro (que en este trabajo se va a denominar por el acrónimo DDB de Diamante Dopado con Boro) y ánodos dimensionalmente estables basados en óxidos de rutenio (que se van a denominar en adelante como DSA, acrónimo en lengua inglesa de *Dimensionally Stable Anodes*). Los electrodos tienen forma circular (10,0 cm diámetro), y la separación entre ellos es de 0,9 cm.

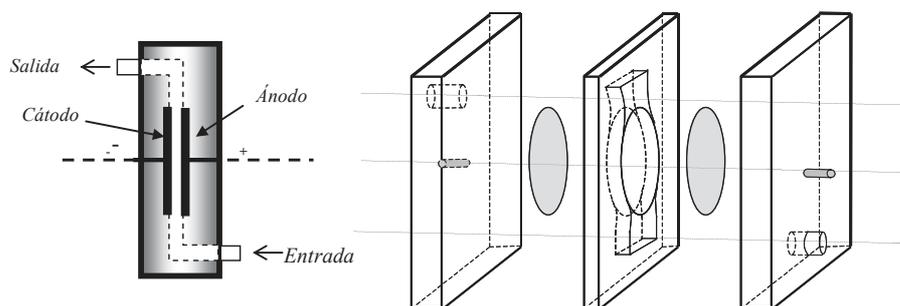


Figura 4.8. Reactor electroquímico de flujo axial simple.

4.1.6. Instalaciones de remediación electrocinética.

Para realizar los ensayos de remediación electrocinética de suelos contaminados se han utilizado tres tipos de instalaciones experimentales, dos de ellas a escala laboratorio (Figura 4.9.) y una a escala bancada (Figura 4.10.). En estas instalaciones se han realizado ensayos para estudiar los diferentes procesos electrocinéticos que tienen lugar en un suelo contaminado.

Las instalaciones experimentales a escala laboratorio están compuestas por un reactor electroquímico y una fuente de alimentación. El primer reactor mostrado (Figura 4.9. (a)) se divide en tres secciones cilíndricas bien diferenciadas: dos pozos de electrolito con un volumen útil de 235 cm^3 (donde se sumergirán los electrodos en los electrolitos oportunos) y el compartimento que aloja el suelo con un volumen de 25 cm^3 . La segunda instalación (Figura 4.9. (b)) contiene un reactor electroquímico en el que los pozos de electrolito tiene un volumen de 135 cm^3 mientras que el compartimento destinado a posicionar el suelo tiene un volumen útil de 675 cm^3 . En esta instalación, los electrodos se encuentran insertados directamente en el propio suelo

en una posición muy cercana a los pozos de electrolito. Los electrodos, tanto ánodos como cátodos, son barras de grafito que se introducen sin ninguna separación física tanto en los electrolitos como en el propio suelo. La corriente eléctrica se suministra mediante una fuente de alimentación DC Power Supply FA-376 PROMAX. El intervalo de trabajo de la fuente es de 0 a 30 V para el potencial (precisión 0,1 V) y de 0 a 5 A para la intensidad (precisión de 0,01 A). La intensidad de corriente eléctrica se monitoriza empleando un multímetro digital de alta precisión KEITHLEY Digital Multimeter 2000 (Ohio, USA).

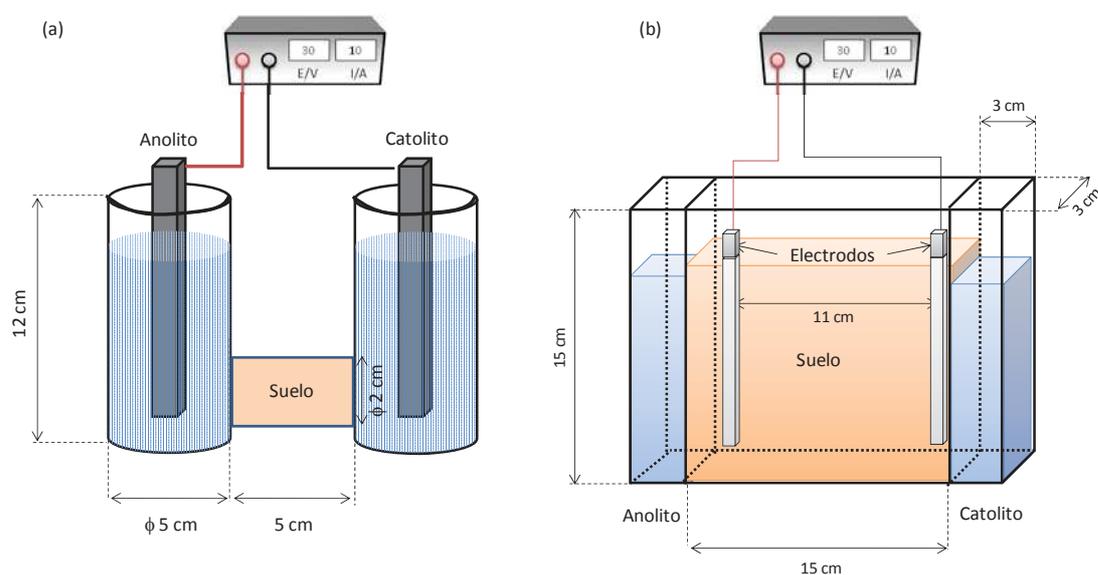


Figura 4.9. Diagrama de las instalaciones experimentales escala laboratorio utilizadas. (a) 25 cm³ de suelo y (b) 675 cm³ de suelo.

Por último, en la Figura 4.10. se muestra un esquema de los componentes de la instalación de remediación electrocinética a escala bancada.

La instalación consta de un reactor de metacrilato con una capacidad útil de 175x10³ cm³. El volumen de suelo empleado es de 77x10³ cm³, compuesto por 60x10³ cm³ de suelo de baja permeabilidad y 17x10³ cm³ de grava gruesa que actúa como agente drenante simulando la capa freática de un suelo real.

Los electrodos se posicionan en pozos de electrolito semipermeables, con el objetivo de facilitar la extracción de los efluentes generados en el proceso. Inicialmente se selecciona un sistema de dos hileras de tres pozos enfrentadas entre sí y separadas 40

cm aunque esta configuración electródica ha variado dependiendo del estudio realizado. El material electródico utilizado, tanto en ánodos como en cátodos, son barras de grafito de dimensiones $1 \times 1 \times 10 \text{ cm}^3$. Al ser todos los electrodos del mismo material, es posible la realización de inversiones de carga para evitar procesos pasivación o deposición de sólidos en la superficie electródica. Los pozos de electrolito tienen acoplado un sistema de control de nivel conectado al tanque de alimentación para regular el volumen adicionado al suelo, ya sea agua o fluidos de mejora del proceso. Los pozos catódicos están conectados mediante rebozadero a unos colectores de 100 cm^3 con el fin de recoger el fluido transportado a través del suelo y así facilitar el muestro. La corriente eléctrica se suministra mediante una fuente de alimentación SM 400-AR-8 DELTA ELEKTRONIKA BV. El intervalo de trabajo de la fuente es de 0 a 400 V para el voltaje y de 0 a 8 A para intensidad.

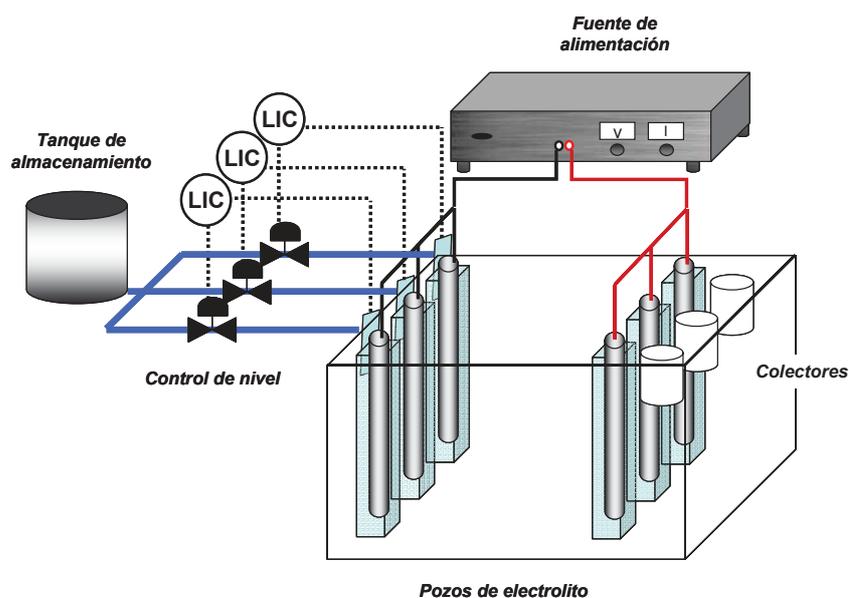


Figura 4.10. Diagrama de la instalación de remediación electrocinética escala bancada.

4.2. Técnicas Analíticas.

Para evaluar el funcionamiento de las distintas tecnologías estudiadas en esta Tesis Doctoral ha sido precisa la puesta en funcionamiento de numerosas técnicas analíticas. En este apartado se describe los principales métodos utilizados en este trabajo de investigación.

4.2.1. Análisis cualitativo y cuantitativo de Fenantreno.

La concentración de fenantreno se ha determinado a través de un método espectrofotométrico UV-Visible. Además de fenantreno, los efluentes generados en los procesos de remediación electrocinética o en el lavado de suelos pueden contener surfactantes que absorban en las mismas longitudes de onda. En la Figura 4.11. se muestran los espectros de absorbancia del fenantreno y de los tres surfactantes empleados (dodecil sulfato sódico como modelo de surfactante aniónico, alquilbencildimetilamonio cloruro como surfactante catiónico y polioxietilen sorbitan monooleato como surfactante no iónico).

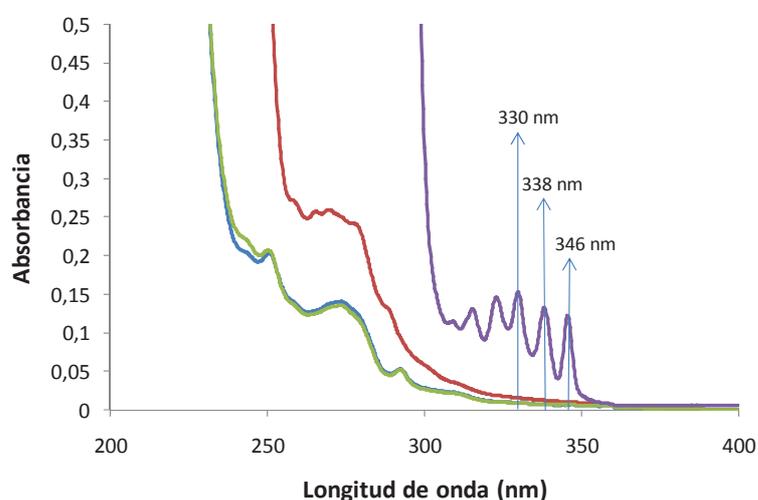


Figura 4.11. Espectros ultravioleta-visibles. — Fenantreno, — Dodecil sulfato sódico, — Cloruro de Alquilbencildimetilamonio, — Polioxietilen sorbitan monooleato. Concentración de surfactante 10 g l^{-1} .

Como se puede observar, el fenantreno absorbe en un intervalo de longitud de onda característico (300 - 350 nm) y distinto al de los surfactantes empleados por lo que la cuantificación de este compuesto por este método es totalmente viable. Además, los espectros de absorbancia son característicos de cada sustancia, por lo que este método de análisis puede utilizarse tanto de forma cuantitativa y como cualitativa.

Para determinar la concentración de PHE en muestra sólidas se ha llevado a cabo un proceso de extracción de L-S en tubos Eppendorf de 15 ml y utilizando hexano como disolvente con una relación de suelo contaminado/disolvente de 0,2 w/w. Ambas fases se mezclan vigorosamente en un agitador multitubos VV3VWR. Posteriormente, la

separación de fases se acelera mediante el uso de una centrífuga de rotor angular Cencom II P-élite. Finalmente, se analiza el espectro UV-visible de la fase extracto en un espectrofotómetro UV-visible US-1603 Shimadzu (Shimadzu Corporation, Tokyo, Japón), con el objetivo de determinar los picos de absorbancia a las longitudes de onda características del fenantreno (346, 338 y 330 nm).

Para determinar la concentración de fenantreno en una fase líquida se emplea un proceso de extracción L-L, que se lleva a cabo empleando hexano con una relación de disolución de fenantreno/disolvente de 0,2 v/v. Ambas fases se agitan lentamente en un agitador orbital a una velocidad de 100 rpm durante 5 horas (tiempo de operación necesaria para alcanzar el estado de equilibrio). Finalmente, se analiza el fenantreno en la fase extracto para determinar la absorbancia a las longitudes de onda citadas siguiendo un procedimiento idéntico al detallado anteriormente.

4.2.2. *Demanda Química de Oxígeno.*

La Demanda Química de Oxígeno se mide mediante el método DQO HACH (HACH, Loveland, Colorado, EEUU). La oxidación tiene lugar en un tubo de digestión que contiene una mezcla oxidante de reacción compuesta por dicromato de potasio, ácido sulfúrico, sulfato de plata y sulfato de mercurio. La sal de plata actúa como catalizador de la oxidación de los compuestos orgánicos, y el sulfato de mercurio evita las interferencias producidas por los cloruros. En el método, se introducen dos mililitros de la muestra a analizar en el tubo de digestión. A continuación, se mantiene dos horas a 150 °C. Posteriormente, el tubo se deja enfriar a temperatura ambiente y se mide el valor de la DQO directamente en un espectrofotómetro DR-2000. La exactitud de los valores obtenidos depende de la naturaleza de los compuestos de la muestra aunque, generalmente, el error de la medida es siempre inferior al 10%. Con regularidad, se efectúan pruebas de calibración del equipo con disoluciones patrón de hidrogenoftalato de potasio.

4.2.3. *Carbono Orgánico Total (COT) y Carbono Inorgánico (CI).*

El carbono total se mide mediante un analizador TOC-5050 Shimadzu (Shimadzu Corporation, Tokyo, Japón). La medida se basa en la combustión completa

de la muestra con una corriente de oxígeno puro. La combustión se produce a 680 °C en un horno que contiene un catalizador de platino soportado en alúmina. El dióxido de carbono producido es medido mediante espectrofotometría infrarroja. Para la medida del carbono inorgánico, se acidifica la muestra mediante la adición de ácido fosfórico al 25%. Con ello se consigue el desplazamiento del equilibrio de carbonatos y bicarbonatos hacia ácido carbónico (dióxido de carbono), y la liberación del dióxido de carbono, que es medido mediante espectrofotometría infrarroja. Si se restan los valores correspondientes al carbono total y al carbono inorgánico, se obtiene el valor del carbono orgánico contenido en una muestra. El equipo efectúa un mínimo de tres medidas de cada muestra, dando por válido un resultado si la variación entre las medidas es inferior al 2%.

4.2.4. *Medida de turbidez.*

La medida de la turbidez se ha llevado a cabo en un turbidímetro 115 VELP CIENTÍFICA, empleando el Método Nefelométrico 2130.B (APHA-AWWA-WPCF, 1989). Este método se basa en la comparación de la intensidad de la luz dispersada por la muestra en condiciones definidas y la dispersada por una solución patrón de referencia (formacina) en idénticas condiciones. Este equipo mide la intensidad de la luz dispersada a 90 ° de la vía de la luz incidente.

La medida de la turbidez indica la efectividad del tratamiento de coagulación, ya que es una medida indirecta de la concentración de coloides. Cuando la materia coloidal se transforma en materia particulada la turbidez disminuye, debido a que la materia particulada sedimenta disminuyendo así la dispersión de la luz.

4.2.5. *Medidas de la concentración de hierro y aluminio.*

Para determinar este parámetro se ha procedido a la previa dilución de las muestras 50:50 v/v con HNO₃ 4N para asegurar que la totalidad del aluminio o del hierro presentes en las muestras se encuentre en estado soluble. Posteriormente, la concentración de metal ha sido monitorizada mediante ICP-AES (Inductively Coupled Plasma, Atomic Emission Spectrometry), empleando el equipo ICP-AES Liberty Sequential VARIAN.

La espectrometría de emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo es una de las técnicas más importantes para el análisis elemental, debido a sus bajos límites de detección para la mayoría de los elementos, su alto grado de selectividad y su razonable precisión y exactitud. La muestra se introduce mediante nebulización neumática en un plasma de argón obtenido por radiofrecuencia. La energía del plasma pasa a la corriente de muestra provocando la desolvatación, atomización e ionización de los elementos. El plasma acoplado por inducción alcanza una temperatura mucho más alta que el de las llamas ordinarias de combustión, eliminando así gran parte de las interferencias que se encuentran en llamas de combustión.

4.2.6. *Medidas de potencial zeta.*

La determinación de potencial Z se ha realizado mediante un analizador Zetasizer Nano (Malvern, Inglaterra) que está equipado con un valorador automático MPT-2. La medida de potencial Z (Zetasizer Nano) emplea la tecnología LDE (Laser Doppler Electrophoresis), que mide el movimiento de partículas cargadas en un campo eléctrico mediante efecto Doppler.

El método se basa en que la luz dispersada por una partícula en movimiento experimenta un cambio de frecuencia como consecuencia de su velocidad relativa. Dado que la frecuencia de la luz es alta (10¹⁴Hz), el cambio de frecuencia solo puede ser medido por una técnica interferométrica. Uno de los haces debe pasar a través de la partícula (haz dispersado), el otro haz (de referencia) es guiado alrededor de la celda. Por comparación de la frecuencia de ambos haces en algún punto después de que el haz dispersado haya atravesado la muestra, se puede determinar la movilidad de las partículas bajo la influencia de un campo eléctrico.

4.2.7. *Medida de la concentración de peróxido de hidrógeno.*

La medida de la concentración del peróxido de hidrógeno se ha realizado mediante un método colorimétrico propuesto por Eisenberg (Eisenberg, 1943). Este método se basa en la reacción entre el peróxido de hidrógeno y el sulfato de titanio para formar un peroxocomplejo de color amarillo, cuyo máximo de absorbancia está en torno a 410 nm.

El procedimiento seguido para determinar la concentración de H_2O_2 ha consistido en la mezcla de 4,5 ml de agua destilada con 0,5 ml de muestra y con 0,5 ml de una disolución TiSO_4 , analizando seguidamente la absorbancia de esta disolución. Para la realización de estas medidas se utilizó un espectrofotómetro UV-visible US-1603 Shimadzu (Shimadzu Corporation, Tokyo, Japón). En la Figura 4.12. se muestra, a modo de ejemplo, la linealidad de la medida de absorbancia en función de la concentración de peróxido de hidrógeno en la muestra problema (intervalo de concentraciones 0-1000 ppm).

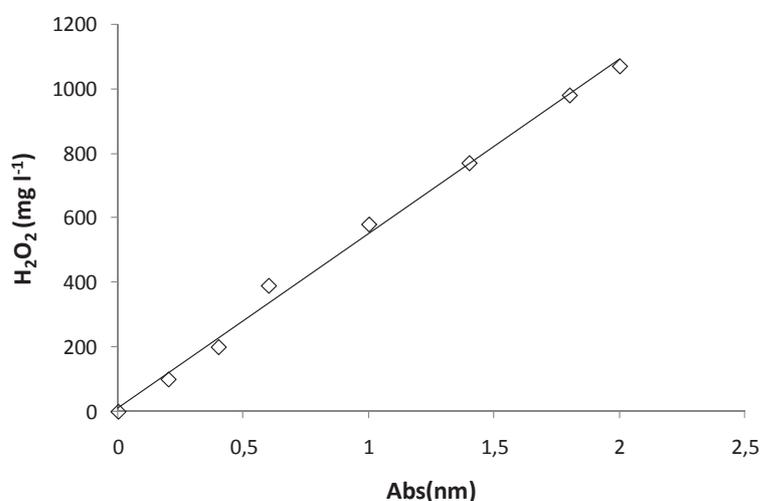


Figura 4.12. Evolución de la medida de absorbancia frente a la concentración de peróxido de hidrógeno.

4.2.8. Medida de la concentración de varias especies iónicas mediante cromatografía iónica.

Mediante esta técnica, se puede identificar y cuantificar los iones inorgánicos presentes en un agua. Para llevar a cabo esta medida se dispone de un cromatógrafo Shimadzu Prominence, provisto de una columna aniónica IC I-524A y una catiónica IC YK-421. La fase móvil empleada para medir aniones es una disolución 2,5 mM de ácido ftálico a pH 4. Para medir cationes se utiliza una disolución 5 mM de ácido L(+)-tartárico, 1 mM de ácido 2,6-piridinadicarboxílico y 24 mM de ácido bórico. El caudal empleado en ambos casos para hacer pasar la fase móvil a través de las columnas ha sido de $10^{-3} \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$. Para estas condiciones los tiempos de retención de los compuestos medidos se muestran en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Tiempos de retención de los compuestos medidos por cromatografía iónica en las condiciones experimentales utilizadas.

Compuesto	Columna	Tiempo de retención / minutos
NO_3^-	IC I-524A	5,9
NO_2^-	IC I-524A	4,2
PO_4^{3-}	IC I-524A	2,4
SO_4^{2-}	IC I-524A	8,7
Cl^-	IC I-524A	3,5
ClO^-	IC I-524A	3,5
ClO_2^-	IC I-524A	3,6
ClO_3^-	IC I-524A	5,1
ClO_4^-	IC I-524A	23,3
Na^+	IC YK-421	4,9
NH_4^+	IC YK-421	5,6

4.2.9. Medida de pH.

Se han empleado equipos diferentes dependiendo del medio al que se iba a medir el pH. Para las medidas en el agua de lavado se utiliza un pHmetro modelo inoLab WTW empleando el Método de Titulación 2310.B (APHA-AWWA-WPCF, 1989). Para las medidas realizadas en el suelo se utiliza un pHmetro modelo PCE-PH20S con un electrodo de medida especial para su uso en suelos. Previamente a cada medida, el pHmetro es calibrado con disoluciones patrón.

4.2.10. Medida de conductividad.

Al igual que en las medidas de pH, se utilizan dos equipos para realizar las medidas de conductividad dependiendo de la naturaleza de las muestras. Para muestras líquidas, se utiliza un conductímetro modelo CrisonEcmeter Basic 30+ mientras que para muestras sólidas el equipo empleado es un conductímetro modelo HI-993310 provisto de una sonda punzante.

4.2.11. *Medida de humedad.*

Se han empleado equipos diferentes dependiendo si las medidas se realizan en continuo o discontinuo. Las medidas de humedad en discontinuo se llevan a cabo mediante un método de medición termogravimétrico que se basa en la determinación de la pérdida de peso de la muestra durante un proceso continuo de secado. La duración del proceso de secado viene determinada por la masa de muestra analizada, mientras que la temperatura está fijada por la naturaleza de los compuestos que formen la muestra. Para analizar la humedad de las muestras de suelos, el proceso de secado tiene una duración de 15 minutos a una temperatura de 110 °C. El equipo seleccionado para realizar este método de medida es una termobalanza modelo PCE-MB 50. El sistema de calefacción acoplado en la balanza lo forman dos irradiadores halógenos de cristal de cuarzo de 200 W de potencia conectados en serie.

Por otro lado, las medidas de humedad del suelo en continuo se realiza de forma indirecta mediante el análisis de la succión que presenta el suelo. La succión es directamente la diferencia de presiones generada entre la presión atmosférica y la presión que ejerce el agua contenida en el suelo. Los valores de succión son determinados por un conjunto de tensiómetros modelo T5 (UMS GmbH, Múnich, Alemania) insertados directamente en el suelo, y conectados a un datalogger modelo DL6 (UMS GmbH, Múnich, Alemania) que almacena automáticamente datos con un intervalo de muestreo de 20 minutos.

4.2.12. *Medida de temperatura de suelos.*

La temperatura de los suelos se ha analizado mediante la inserción de termopares modelo ECT (Decagon Devices, Pullman, EEUU). Estos sensores están totalmente aislados y protegidos para asegurar su uso en entornos húmedos. La toma de datos se realiza mediante la conexión de estos sensores a un datalogger modelo Em5B (Decagon Devices, Pullman, EEUU) que dispone de 5 canales de adquisición.

4.3. **Productos utilizados.**

En este apartado se indican los materiales utilizados en el desarrollo de este trabajo de investigación.

4.3.1. Fenantreno.

El fenantreno pertenece a la familia de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), y está formado por tres anillos de benceno unidos por dos átomos de carbono cada uno (Figura 4.13.). En este trabajo, el fenantreno se ha empleado como modelo de compuesto orgánicos hidrófobo (COH).

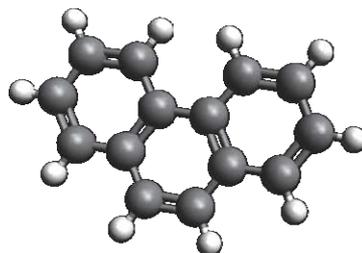


Figura 4.13. Estructura química del fenantreno.

Es una sustancia cristalina incolora, con un olor aromático débil e insoluble en agua pero soluble en la mayoría de disolventes orgánicos como el tolueno, el tetracloruro de carbono, éter, cloroformo, ácido acético y benceno. En la Tabla 4.2. se muestran las principales propiedades físico-químicas del fenantreno.

Tabla 4.2. Propiedades físico-químicas del fenantreno.

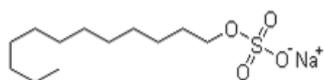
Fórmula Química	C ₁₄ H ₁₀
Peso Molecular (g mol⁻¹)	178,24
Solubilidad en agua a 25°C (mg l⁻¹)	1,15
Presión de Vapor a 25°C (hPa)	0,00012
T_{ignición} (°C)	> 450
T_{inflamabilidad} (°C)	171
T_{fusión} (°C)	97-100
T_{ebullición a P_{atmosférica}} (°C)	336

4.3.2. *Surfactantes.*

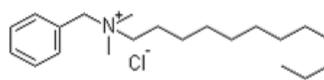
En este trabajo, se han seleccionado tres surfactantes de diferente naturaleza iónica como fluidos de mejora en procesos de recuperación de suelos contaminados con contaminantes orgánicos hidrófobos: dodecil sulfato sódico como modelo de surfactante aniónico (SA), alquilbencildimetilamonio cloruro representativo de los surfactantes catiónicos (SC) y polioxietilen sorbitan monooleato como modelo de surfactante no iónico (SNI). En la Tabla 4.3. se muestra sus principales propiedades físico-químicas y en la Figura 4.14. su estructura molecular.

Tabla 4.3. Propiedades físico-químicas de los surfactantes seleccionados.

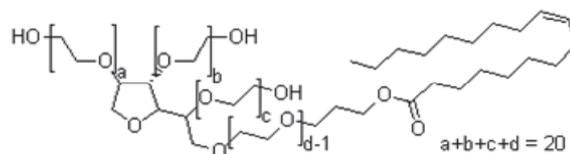
Propiedades	SA	SC	SNI
Fórmula Química	$C_{12}H_{25}NaO_4S$	$C_{21}H_{38}ClN$	$C_{64}H_{124}O_{26}$
Peso Molecular (g mol⁻¹)	288,4	340	1309,63
Solubilidad en agua a 25°C (mg l⁻¹)	Soluble	Soluble	Soluble
Concentración micelar crítica (g l⁻¹)	2,3	2,1	0,016
Densidad a 25°C (g l⁻¹)	sólido	0,98	1,064



Dodecil sulfato sódico



Cloruro de alquilbencildimetilamonio



Polioxietilensorbitan monooleato

Figura 4.14. Estructura química de los surfactantes seleccionados.

4.3.3. Tipos de suelos.

En el desarrollo de esta investigación se han empleado tres suelos de baja permeabilidad: caolín micronizado comercial, y dos arcillas provenientes de dos canteras diferentes, una en Numancia de la Sagra (Toledo) y otra en Mora (Toledo). En la Tabla 4.4. se muestra el análisis mineralógico de los tres suelos empleado.

Tabla 4.4. Análisis mineralógico de los suelos seleccionados.

	Caolín ¹	Sagra ²	Mora ³
Mineral	%	%	%
Cuarzo	-	7	12
Feldespato	-	15	6
Calcita	-	4	1
Caolinita	100	26	23
Glauconita	-	-	24
Moscovita	Trazas	-	8
Montmorillonita	-	-	20
Esmectita	-	28	-
Illita	Trazas	20	6

¹Datos facilitados por Productos químicos Manuel Riego S.A.

²Datos facilitados por Cerámicas Mazarrón S.A.

³Datos facilitados por Cerámicas Millas Hijos S.A.

4.3.4. Electrodo de diamante dopado con boro (DDB).

Este tipo de electrodo es suministrado por la empresa Adamant Technologies (Neuchatel, Suiza). Se sintetizan mediante la técnica de deposición química de vapor de filamento caliente (HF CVD) en un cristal de silicio de tipo p (0,1 Ω cm, Siltronix). El intervalo de temperatura del filamento es 2440 - 2560 °C y la temperatura del material base es de 830 °C. El gas de reacción utilizado es metano en exceso de hidrógeno (1% CH₄ en H₂). El gas de dopaje es trimetilboro en una concentración de 3 mg dm⁻³. La mezcla gaseosa se alimenta a la cámara de reacción con un caudal de 5 dm³ min⁻¹, proporcionando una velocidad de crecimiento de 0,24 μ m h⁻¹ para la capa de diamante. El espesor de la capa de diamante final es de aproximadamente 1 μ m.

Como etapa previa a la realización de experiencias de electrolisis, el ánodo de diamante dopado con boro es sometido a una electrolisis durante 10 minutos en una disolución de sulfato de sodio (5000 mg dm^{-3}) a pH 2 y 30 mA cm^{-2} para eliminar cualquier tipo de impurezas de su superficie. Este tipo de electrodos están incluidos en el nombre general de Electrodos de Diamante Conductor de la Electricidad (CDE), ya que existen otros tipos de dopado (con nitrógeno, flúor, etc.) que permiten hacer conductor a los recubrimientos de diamante.

4.3.5. *Electrodos dimensionalmente estables (DSA).*

Los electrodos DSA (acrónimo que corresponde con ánodos dimensionalmente estables) son electrodos que presentan una vida útil muy larga y no reducen sus dimensiones con el paso del tiempo, evitando cambios drásticos en las condiciones de reacción. Fueron desarrollados para la industria cloroalcalina y están formados por una mezcla de óxidos de metales inertes (molibdeno, platino, rutenio e iridio), que actúan como electrocatalizadores, depositados sobre un soporte de titanio (resistente a la corrosión). En este trabajo se han utilizado electrodos comerciales suministrados por las empresas Electrocell AB (Suecia) y De Nora (Italia) y están basados en mezclas de óxidos de rutenio (MMO(Ru)).

Antes de su uso, el electrodo DSA es sometido a una electrolisis durante 10 minutos en una disolución de sulfato de sodio (5000 mg dm^{-3}) a pH 2 y 30 mA cm^{-2} para eliminar cualquier tipo de impurezas de su superficie.

4.3.6. *Electrodos de acero inoxidable (AI).*

Se han utilizado planchas de acero inoxidable tipo AISI 304 como cátodos en los ensayos de oxidación electroquímica. El acero es sometido a varias etapas de pretratamiento que incluyen desengrasado con acetona, lijado con carburo de silicio y enjuagado con agua desionizada en un baño de ultrasonidos.

Previamente a la realización de estudios de electrolisis, estos electrodos se polarizan catódicamente a 30 mA cm^{-2} durante 10 minutos, en una disolución de Na_2SO_4 (5000 mg dm^{-3}) a pH 2 para eliminar óxidos superficiales.

4.3.7. *Electrodos de aluminio y hierro.*

Lo común de estos materiales es que han sido adquiridos en suministradores locales, incluyendo ferreterías y carpinterías metálicas, dado que éste sería el origen en caso de una aplicación tecnológica. El aluminio utilizado ha sido de calidad HE18 y el espesor de las planchas es de 0,8 mm. El hierro utilizado es de calidad C67S y las planchas tienen un espesor de 1,5 mm.

Previamente a la realización de estudios de electrocoagulación, estos electrodos se polarizan catódicamente a 30 mA cm^{-2} durante 10 minutos, en una disolución de ácido clorhídrico al 4%.

4.3.8. *Electrodos de grafito.*

En todos los ensayos de remediación electrocinética se emplean barras de grafito suministrado por Poco Graphite SARL (Limonest, Francia), siendo sus principales características su densidad de $5 \cdot 10^2 \text{ g dm}^{-3}$, y su porosidad total del 75%, con un diámetro de poro medio de $400 \mu\text{m}$ y unas impurezas inferiores a 9 mg dm^{-3} .

En los ensayos de larga duración y debido a la poca resistencia que ofrece el grafito poroso, se utiliza un grafito isostático con una densidad de $18,5 \cdot 10^2 \text{ g dm}^{-3}$, y su porosidad total del 13%.

4.3.9. *Otros productos.*

En la Tabla 4.5. se detallan los productos químicos que se han utilizado en este trabajo, indicándose su procedencia y características (grado de pureza).

Tabla 4.5. Procedencia y características de los productos químicos utilizados.

Producto	Procedencia	Pureza
Acetona	PANREAC	QP
Ácido 2,6 – piridinadicarboxílico	FLUKA	PA
Ácido bórico	PANREAC	PA
Ácido clorhídrico	PANREAC	37 %

Tabla 4.5. Procedencia y características de los productos químicos utilizados (Continuación).

Producto	Procedencia	Pureza
Ácido ftálico	PANREAC	PA
Ácido L (+) – tartárico	FLUKA	PA
Ácido nítrico	PANREAC	65 %
Ácido sulfúrico	PANREAC	98 %
Cloruro de alquilbencildimetilamonio	PANREAC	PS
Dodecil sulfato sódico	PANREAC	PRS
Fenantreno	MERCK	97%
Hexano	PANREAC	PA
Hidróxido de sodio	PANREAC	PA
Peróxido de hidrogeno	PANREAC	PA
Sulfato de hierro 7-hidrato	PANREAC	PRS
Sulfato de sodio	PANREAC	PA
Sulfato de Titanio	RIEDEL HAËN	PA
Tricloruro de Aluminio	PANREAC	95 %
Tricloruro de Hierro	PANREAC	97 %
Tween 80	PANREAC	PRS

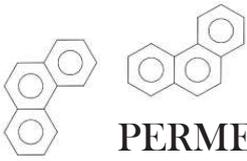
4.4. Bibliografía.

APHA-AWWA-WPCF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Clesceri, L.S. et al., eds.) 17th ed. American Public Health Association, Washington DC, USA (1989).

Eisenberg, G.M. Colorimetric determination of hydrogen peroxide. *Ind. Eng. Chem.* 15: 327-328, 1943.

ELIMINACIÓN DE FENANTRENO
DE SUELOS DE BAJA
PERMEABILIDAD MEDIANTE EL
LAVADO CON SURFACTANTES

CAPÍTULO 5



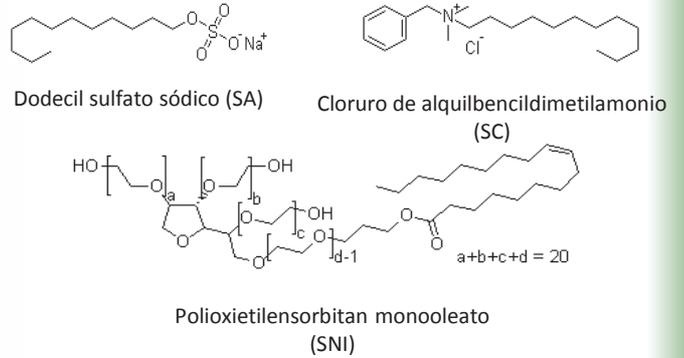
ELIMINACIÓN DE FENANTRENO DE SUELOS DE BAJA PERMEABILIDAD MEDIANTE EL LAVADO CON SURFACTANTES

INTRODUCCIÓN

El fenantreno (PHE) es un contaminante orgánico hidrófobo que se caracteriza por su estabilidad y su estructura química apolar, por lo que en un proceso de lavado de un suelo contaminado se necesitan surfactantes capaces de solubilizarlo y dispersarlo en fase acuosa.

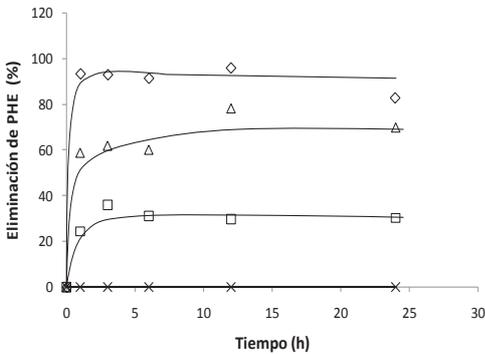
Los efluentes generados en un proceso de lavado se caracterizan por su alto contenido orgánico. En este trabajo, se ha evaluado la viabilidad de las técnicas de coagulación química, electrocoagulación, oxidación Fenton y electrooxidación en el tratamiento de las aguas generadas.

SURFACTANTES EMPLEADOS EN EL LAVADO DE SUELOS CONTAMINADOS CON PHE



LAVADO CON SURFACTANTES DE SUELOS CONTAMINADOS CON PHE

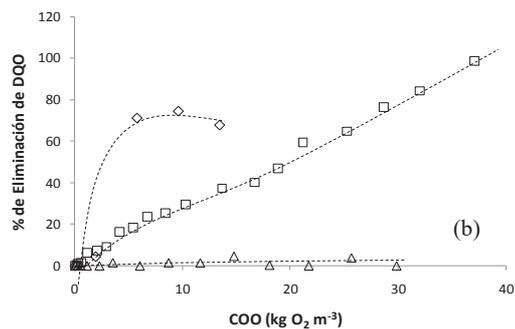
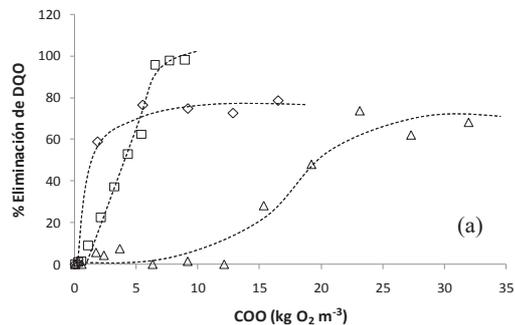
El Fenantreno contenido en un suelo contaminado puede ser eliminado mediante un lavado con disoluciones de surfactante. El rendimiento del proceso depende, principalmente, de la naturaleza iónica del surfactante empleado. El SA es el más eficaz y permite alcanzar un porcentaje de eliminación de PHE del 90%.



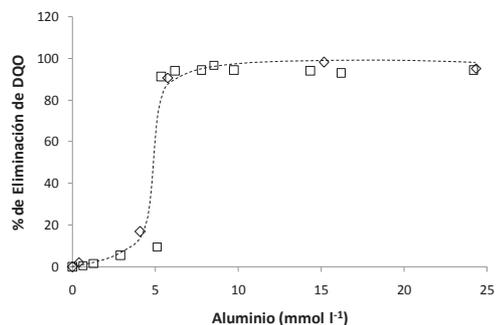
Variación del porcentaje de eliminación de PHE con el tiempo en un proceso de lavado de un suelo contaminado con PHE (990 mg kg^{-1}) □ SC, ◇ SA, △ SNI (10 g l^{-1}) y × Agua.

TRATABILIDAD DE EFLUENTES DE LAVADO

Las técnicas de coagulación son muy eficaces en el tratamiento de los efluentes de lavado de suelo con SA. Por el contrario, en el tratamiento de efluentes generados en el lavado con SC y SNI se propone el uso de la oxidación electroquímica con ánodos DDB



Eliminación de DQO en el tratamiento de efluentes de lavado con (a) SC y (b) SNI mediante: ◇ Oxidación Fenton, △ Electrooxidación con ánodos DSA, □ Electrooxidación con ánodos DDB.



Eliminación de DQO en el tratamiento de efluentes de lavado con SA, mediante: ◇ coagulación química y □ Electrocoagulación con aluminio

El contenido del presente capítulo ha dado lugar a las publicaciones científicas:

Electrocoagulation of the Effluents from Surfactant Aided Soil Remediation Processes, Separation and Purification Technology, 98, 88-93 (2012).

The use of a combined process of surfactant-aided soil washing and coagulation for PAH-contaminated soils treatment, Separation and Purification Technology, 88, 46-51 (2012).

Conductive-Diamond Electrochemical Oxidation of Surfactant-Aided Soil-Washing Effluents, Industrial Engineering Chemical Research 49, 9631-9635 (2010).

5.1. Introducción.

Las actividades industriales, agrícolas y comerciales tienen una gran repercusión en el medio ambiente. Dentro de ellas, cabe destacar el uso masivo de hidrocarburos como principal fuente de energía, lo que ha generado y sigue ocasionando una gran contaminación ambiental a nivel mundial. Entre otras muchas consecuencias, destaca por su gravedad la contaminación de suelos y aguas subterráneas. Por ello, en los últimos años, los tratamientos relacionados con la recuperación de suelos contaminados han sido objeto de numerosos estudios. Uno de los métodos de remediación de suelos contaminados con hidrocarburos es el lavado de éstos. Esta técnica consiste en la extracción del contaminante de las partículas de suelo mediante solubilización del mismo en el fluido empleado como disolvente o agente de lavado. Del proceso de lavado se obtiene un efluente acuoso rico en hidrocarburos que, previamente a su vertido al medio natural, debe ser tratado mediante técnicas de tratamiento de aguas residuales.

La variabilidad de contaminantes orgánicos es muy amplia. Uno de los compuestos más estudiados en bibliografía es el fenantreno (PHE), representativo de la familia de compuestos orgánicos hidrófobos (COHs) (Ko y col., 2000; Reddy y col., 2003; Kimy col., 2005; Yang y col., 2005; Sanromán y col., 2008; Sanromán y col., 2009). Este tipo de compuestos no polares, constituidos por dos o más anillos de benceno unidos a su vez por dos o más átomos de carbono (Connell, 1997), pueden formarse tanto en procesos naturales como antropogénicos. Generalmente, la principal fuente de generación de COHs es la combustión incompleta de combustibles fósiles, basuras, maderas y otras sustancias orgánicas. Por tanto, su presencia es habitual en zonas próximas a industrias de producción de gas, refinado de petróleo y madereras.

La eficacia del proceso de extracción del contaminante del suelo depende fuertemente de la capacidad de solubilización que presenten los agentes de lavado. Por ello, se han empleado una gran variedad de componentes como: surfactantes (Zhu y Feng, 2003; Zhao y col., 2005; Cheng y Wong, 2006), biosurfactantes (Cheng y col., 2004; Bordas y col., 2005), ciclodextrinas (Badr y col., 2004), etc. En la mayoría de los estudios realizados en bibliografía se emplean surfactantes o mezclas de ellos como agentes de lavado (Lassen y Carlsen, 1997; Chang y col., 2000; Bernárdez, 2008). Los surfactantes son moléculas anfifílicas que poseen la capacidad de interactuar con una

molécula que presenta a la vez un grupo polar (o hidrofílico) y un grupo apolar o (hidrófobo) y, por lo tanto, tienen la habilidad de ubicarse en la interfase de los mismos. Esta afinidad les otorga sus principales características: disminuir la tensión superficial, reducir la tensión interfacial y aumentar la solubilidad de una fase en la otra (Riojas y col., 2011). Generalmente, se clasifican en función de las especies generadas al disociarse en fase acuosa: aniónico (si su grupo polar es iónico con carga negativa), catiónico (si su grupo polar es iónico con carga positiva) y no iónico (si no poseen carga iónica). En trabajos recientes presentados en bibliografía los surfactantes más empleados en la extracción de hidrocarburos hidrófobos del suelo han sido no iónicos como el Brij 35, Triton X-100, Tergitol, Tween 80, etc. (Chang y col., 2000; Li y Chen, 2002; Bernardez, 2008;), aniónicos de la familia del dodecil sulfato sódico (Chang y col., 2000; Chun y col., 2002) o mezclas de ellos (Zhou y Zhu, 2005).

Es difícil comparar los resultados obtenidos ya que éstos dependen de multitud de variables como el nivel de contaminación, la concentración de surfactante, el tipo del proceso de extracción y los parámetros de operación asociados a éste. Aún así, en todos los trabajos citados se alcanzan unos porcentajes de extracción del contaminante superiores al 50%.

Los efluentes generados en los procesos de lavados de suelos se caracterizan por su alto contenido orgánico debido a las altas concentraciones de surfactante empleadas y a la presencia del contaminante en sí. Además, pueden contener partículas de suelo arrastradas en el proceso de lavado. Para el tratamiento de este tipo de efluentes se han empleado diferentes técnicas como oxidación avanzada (Kornmüller y Wiesmann, 2003; Flotron y col., 2005; Cañizares y col., 2007a; Rivas y col., 2009; Méndez-cute y col., 2010; Tran y col., 2010;), coagulación química y electrocoagulación (Cañizares y col., 2007b; 2008a; Önder y col., 2007; Chatterjee y col., 2009), oxidación electroquímica (Cañizares y col., 2007c; 2008b; Sanromán y col., 2008; 2009) e incluso combinaciones de tratamientos biológicos con algunas de las tecnologías enumeradas anteriormente (Bernal-Martínez y col., 2005; Haapea y Tuhkanen, 2005; Tran y col., 2009). La viabilidad técnica y económica del gran abanico de tecnologías disponibles, depende de la naturaleza del contaminante y de la matriz líquida en la que se encuentra disuelto.

5.2. Objetivos y planificación experimental.

La viabilidad y aplicación de las técnicas de remediación de suelos están determinadas por el tipo de contaminante y sus características físico-químicas, así como por las características naturales del propio suelo (permeabilidad, porosidad, humedad, etc.). Con estas premisas, en este trabajo se ha seleccionado fenantreno (PHE) como modelo de contaminante representativo de los COHs y un suelo caracterizado por su baja permeabilidad (caolinita). El PHE se caracteriza principalmente por su estabilidad y estructura química apolar, y por su alto carácter hidrofóbico. Por ello, presenta una baja solubilidad en agua, una baja presión de vapor y una gran afinidad por quedarse retenido en suelos y sedimentos. Estas características hacen que el tratamiento de suelos contaminados con este compuesto presente una dificultad adicional (Williamson y col., 1998; Hatheway, 2002).

El empleo de surfactantes como agentes de lavado incrementa la solubilidad del PHE en fase acuosa, favoreciendo su extracción del medio sólido contaminado, y transformando el suceso de contaminación de suelos inicial en uno de contaminación de aguas. Por lo tanto, es necesaria la implantación de un proceso de tratamiento de corrientes líquidas para dar una solución completa al problema de contaminación de suelos mediante estas técnicas. Dentro de este contexto, el presente capítulo tiene como objetivo la evaluación de la eliminación de PHE en suelos de baja permeabilidad mediante el empleo de surfactantes de distinta naturaleza iónica. De esta forma, el objetivo general se puede dividir en los siguientes objetivos parciales:

- Estudio del proceso de lavado de suelos poco permeables contaminados con PHE, empleando como agente de lavado disoluciones de tres surfactantes de distinta naturaleza iónica: dodecil sulfato sódico como modelo de surfactante aniónico (SA), alquilbencildimetilamonio cloruro como surfactante catiónico (SC) y polioxietilen sorbitan monooleato como surfactante no iónico (SNI).
- Estudio de la viabilidad técnica que presentan las tecnologías químicas (oxidación Fenton y coagulación química) y electroquímicas (oxidación electroquímica y electrocoagulación) en el tratamiento de los efluentes generados en el proceso de lavado con surfactantes de suelos poco permeables contaminados con PHE.

Para alcanzar el primero de los objetivos parciales se han llevado a cabo ensayos de lavado de un suelo compuesto por una caolinita comercial, contaminado con PHE a escala de laboratorio, en modo de operación discontinuo. Con estos ensayos, se pretende estudiar las distintas variables que pueden tener influencia en el rendimiento final del proceso y, principalmente, determinar qué tipo de surfactante presenta mejores resultados a la hora de solubilizar y retener el contaminante. Las condiciones experimentales estudiadas en cada uno de los experimentos realizados se detallan en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos de lavado de caolinita contaminada con PHE a escala de laboratorio, en modo de operación discontinuo.

Ensayo n°	Tipo de surfactante	Concentración de surfactante (g l ⁻¹)	Concentración de PHE (mg kg ⁻¹)	Volumen de D ^{on} de lavado (ml)	Tiempo del lavado (h)
E-01	SA	10	990	200	24
E-02	SC	10	990	200	24
E-03	SNI	10	990	200	24
E-04	-	0	990	200	24
E-05	SA	10	990	200	12
E-06	SC	10	990	200	12
E-07	SNI	10	990	200	12
E-08	-	0	990	200	12
E-09	SA	10	990	200	6
E-10	SC	10	990	200	6
E-11	SNI	10	990	200	6
E-12	-	0	990	200	6
E-13	SA	10	990	200	3
E-14	SC	10	990	200	3
E-15	SNI	10	990	200	3
E-16	-	0	990	200	3
E-17	SA	10	990	200	1
E-18	SC	10	990	200	1
E-19	SNI	10	990	200	1
E-20	-	0	990	200	1
E-21	SA	10	990	200	0
E-22	SC	10	990	200	0

Tabla 5.1. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos de lavado de caolinita contaminada con PHE a escala de laboratorio, en modo de operación discontinuo (Continuación).

Ensayo n° *	Tipo de surfactante	Concentración de surfactante (g l ⁻¹)	Concentración de PHE (mg kg ⁻¹)	Volumen de D ^{on} de lavado (ml)	Tiempo del lavado (h)
E-23	SNI	10	990	200	0
E-24	-	0	990	200	0
E-25	SA	5	990	200	6
E-26	SC	5	990	200	6
E-27	SNI	5	990	200	6
E-28	-	0	990	200	6
E-29	SA	20	990	200	6
E-30	SC	20	990	200	6
E-31	SNI	20	990	200	6
E-32	-	0	990	200	6
E-33	SA	10	440	200	6
E-34	SC	10	440	200	6
E-35	SNI	10	440	200	6
E-36	SA	10	660	200	6
E-37	SC	10	660	200	6
E-38	SNI	10	660	200	6
E-39	SA	10	2115	200	6
E-40	SC	10	2115	200	6
E-41	SNI	10	2115	200	6

*NOTA: SA (surfactante aniónico), SC (surfactante catiónico), SNI (surfactante no iónico). Cantidad de suelo contaminado utilizado: 15 g.

A continuación, con la finalidad de alcanzar el segundo de los objetivos parciales se han realizado ensayos para determinar la tratabilidad de los efluentes generados en el lavado, empleando distintas tecnologías de tratamiento de aguas residuales: coagulación química, electrocoagulación, oxidación Fenton y oxidación electroquímica. En todos los casos, los ensayos se han realizado a escala de laboratorio y escala bancada, operando en modo discontinuo. Las condiciones experimentales estudiadas en cada uno de los experimentos realizados se detallan en las tablas 5.2. a 5.5.

Tabla 5.2. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos de coagulación química realizados a escala de laboratorio, en modo de operación discontinuo.

Ensayo n°	Tipo de surfactante	Concentración de surfactante (g l ⁻¹)	Concentración de PHE en el suelo (mg kg ⁻¹)	Coagulante	pH inicial**
E-01	SA	10	0	AlCl ₃	8-10
E-02	SC	10	0	AlCl ₃	8-10
E-03	SNI	10	0	AlCl ₃	8-10
E-04	SA	10	0	FeCl ₃	8-10
E-05	SC	10	0	FeCl ₃	8-10
E-06	SNI	10	0	FeCl ₃	8-10
E-07*	SA	10	0	AlCl ₃	8-10
E-08	SA	10	500	AlCl ₃	8-10
E-09	SC	10	500	AlCl ₃	8-10
E-10	SNI	10	500	AlCl ₃	8-10
E-11	SA	10	500	FeCl ₃	8-10
E-12	SC	10	500	FeCl ₃	8-10
E-13	SNI	10	500	FeCl ₃	8-10
E-14	SA	10	500	AlCl ₃	2
E-15	SC	10	500	AlCl ₃	2
E-16	SNI	10	500	AlCl ₃	2
E-17	SA	10	500	FeCl ₃	2
E-18	SC	10	500	FeCl ₃	2
E-19	SNI	10	500	FeCl ₃	2
E-20	SA	10	500	AlCl ₃	12
E-21	SC	10	500	AlCl ₃	12
E-22	SNI	10	500	AlCl ₃	12
E-23	SA	10	500	FeCl ₃	12
E-24	SC	10	500	FeCl ₃	12
E-25	SNI	10	500	FeCl ₃	12
E-26	SA	10	500	80% Al/Fe	8-10
E-27	SA	10	500	50% Al/Fe	8-10
E-28	SA	10	500	20% Al/Fe	8-10
E-29	SA	10	5000	AlCl ₃	8-10
E-30	SA	20	5000	AlCl ₃	8-10
E-31	SA	10	5000	FeCl ₃	8-10
E-32	SA	20	5000	FeCl ₃	8-10

*NOTA. Todos los ensayos se han realizado siguiendo la metodología jar test exceptuando éste, que ha sido llevado a cabo en una planta de coagulación como la descrita en el apartado 4.1.2.

**NOTA. pH inicial del efluente generado en un proceso de lavado convencional de suelos (pH 8-10) y en un proceso de lavado electroquímico (pozo anódico: pH 2, pozo catódico: pH 12).

Tabla 5.3. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos de electrocoagulación realizados a escala de laboratorio, en modo de operación discontinuo.

Ensayo n°	Tipo de surfactante	Concentración de surfactante (g l ⁻¹)	Concentración de PHE en el suelo (mg kg ⁻¹)	Ánodo/Cátodo	pH inicial*	Densidad de corriente (mA cm ⁻²)
E-01	SA	10	0	Al/Al	8-10	12
E-02	SC	10	0	Al/Al	8-10	12
E-03	SNI	10	0	Al/Al	8-10	12
E-04	SA	10	500	Al/Al	1,4	7,5
E-05	SA	10	500	Al/Al	2	7,5
E-06	SA	10	500	Al/Al	8-10	7,5
E-07	SA	10	500	Fe/Fe	1,4	7,5
E-08	SA	10	500	Fe/Fe	2	7,5
E-09	SA	10	500	Fe/Fe	8-10	7,5
E-10	SA	10	500	Fe/Al	1,4	7,5
E-11	SA	10	500	Fe/Al	2	7,5
E-12	SA	10	500	Fe/Al	8-10	7,5

**NOTA. pH inicial del efluente generado en un proceso de lavado convencional de suelos (pH 8-10) y en un proceso de lavado electroquímico (pozo anódico: pH 1,4 y 2).

Tabla 5.4. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos de oxidación Fenton realizados a escala de laboratorio, en modo de operación discontinuo.

Ensayo n°	Tipo de surfactante	% H ₂ O ₂ respecto al H ₂ O ₂ estequiométrico	% Fe respecto al Fe estequiométrico	Concentración de surfactante (g l ⁻¹)	Concentración de PHE en el suelo (mg kg ⁻¹)
E-01	SA	10	100	10	500
E-02	SA	30	100	10	500
E-03	SA	50	100	10	500
E-04	SA	70	100	10	500
E-05	SA	90	100	10	500
E-06	SC	10	100	10	500
E-07	SC	30	100	10	500
E-08	SC	50	100	10	500
E-09	SC	70	100	10	500
E-10	SC	90	100	10	500

Tabla 5.4. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos de oxidación Fenton realizados a escala de laboratorio, en modo de operación discontinuo (Continuación).

Ensayo n°	Tipo de surfactante	% H ₂ O ₂ respecto al H ₂ O ₂ estequiométrico	% Fe respecto al Fe estequiométrico	Concentración de surfactante (g l ⁻¹)	Concentración de PHE en el suelo (mg kg ⁻¹)
E-11	SNI	10	100	10	500
E-12	SNI	30	100	10	500
E-13	SNI	50	100	10	500
E-14	SNI	70	100	10	500
E-15	SNI	90	100	10	500
E-16	SA	30	10	10	500
E-17	SA	30	30	10	500
E-18	SA	30	50	10	500
E-19	SA	30	70	10	500
E-20	SA	30	90	10	500
E-21	SC	30	10	10	500
E-22	SC	30	30	10	500
E-23	SC	30	50	10	500
E-24	SC	30	70	10	500
E-25	SC	30	90	10	500
E-26	SNI	30	10	10	500
E-27	SNI	30	30	10	500
E-28	SNI	30	50	10	500
E-29	SNI	30	70	10	500
E-30	SNI	30	90	10	500

Tabla 5.5. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos de oxidación electroquímica realizados a escala de laboratorio, en modo de operación discontinuo.

Ensayo n°	Tipo de surfactante	Densidad de corriente (mA cm ⁻²)	Material anódico *	Concentración de surfactante (g l ⁻¹)	Concentración de PHE en el suelo (mg kg ⁻¹)
E-01	SA	30	DDB	10	500
E-02	SC	30	DDB	10	500
E-03	SNI	30	DDB	10	500
E-04	SA	30	DSA	10	500
E-05	SC	30	DSA	10	500
E-06	SNI	30	DSA	10	500

*NOTA: DDB: Diamante dopado con boro; DSA: Ánodo dimensionalmente estable.

5.3. Procedimiento Operativo.

En este apartado se describe el procedimiento operativo seguido en la realización de los ensayos expuestos en este Capítulo.

5.3.1. Preparación de un suelo de baja permeabilidad contaminado con fenantreno (PHE).

El suelo de baja permeabilidad empleado en este estudio es una caolinita comercial, cuyas propiedades han sido comentadas en el apartado 4.3.3.

En la preparación del suelo contaminado con PHE se ha empleado el método descrito en bibliografía (Chang y col., 2000; Park y col., 2007; Sanromán y col., 2008; Sanromán y col., 2009). En la Figura 5.1. se muestra en esquema de las etapas seguidas en el proceso de preparación del suelo.

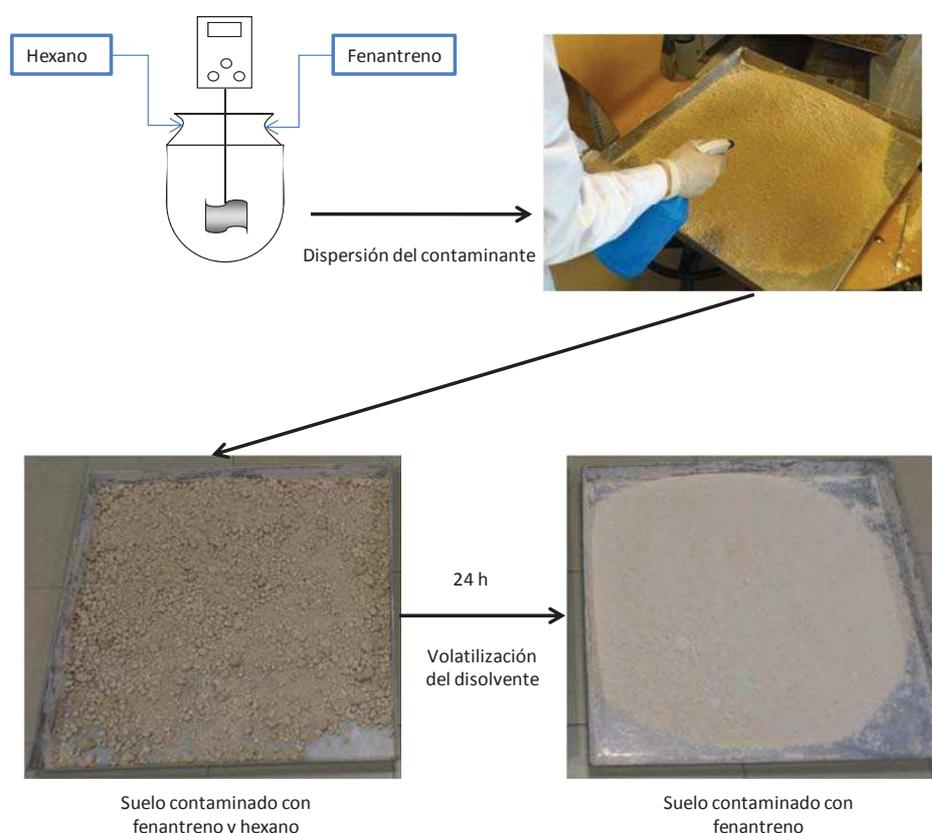


Figura 5.1. Proceso de preparación de un suelo de baja permeabilidad contaminado con PHE.

Para garantizar la distribución homogénea del contaminante en el suelo se disuelve el PHE en un disolvente volátil (hexano), y esta disolución se adiciona uniformemente por toda la superficie del suelo. A medida que transcurre el tiempo, el disolvente se volatiliza y así se consigue que el PHE quede fijado en las partículas de suelo homogéneamente. Para facilitar la volatilización del disolvente, el suelo se mezcla en intervalos de dos horas durante un tiempo total de 24 horas. El proceso de eliminación de disolvente se monitoriza mediante pesada del suelo.

5.3.2. *Lavado de suelos de baja permeabilidad contaminados con PHE.*

Los ensayos realizados en este estudio han sido llevados a cabo en la instalación de lavado de suelos descrita en el apartado 4.1.1.

El suelo contaminado y la disolución de surfactante se introducen en el reactor y se agitan a 200 rpm entre 1 y 24 h (dependiendo del ensayo). Una vez transcurrido el tiempo del experimento, se para el agitador y se separan la fases por sedimentación durante 24 h. Posteriormente, se bombea la fase líquida y el suelo se extrae por el fondo del reactor, se analiza la concentración de PHE en ambas fases y se determina el rendimiento del procesos de lavado. Todos los ensayos se realizan por triplicado.

5.3.3. *Coagulación química de efluentes contaminados con surfactantes y PHE.*

Los ensayos de coagulación química se han realizado en las dos instalaciones descritas en el apartado 4.1.2.: instalación *jar test* e instalación de coagulación química a escala bancada, en modo de operación discontinuo.

En los ensayos de coagulación *jar test* se introducen 150 cm³ del efluente en cada unidad de tratamiento. A continuación, se añaden diferentes dosis de coagulante (AlCl₃ o FeCl₃), y se agita de forma enérgica durante 2 minutos. Posteriormente, se deja sedimentar y se mide el pH, la conductividad, el potencial Z, la DQO y la turbidez en la fase clarificada.

El procedimiento seguido en la realización de los experimentos de coagulación química a escala bancada, en modo de operación discontinuo, comienza con la introducción del agua residual a tratar en el tanque de almacenamiento. En ese

momento, se hace circular el líquido a través del reactor, y una vez el agua residual ha llenado completamente la celda de reacción, se pone en marcha la bomba que hace circular la disolución de coagulante, tomándose este momento como tiempo cero. Este procedimiento pretende reproducir la adición de aluminio por vía electroquímica (en la que la fuente de alimentación no se conecta hasta que el electrolito ocupa la totalidad del volumen de la celda electroquímica). Durante el experimento se toman muestras del agua residual tratada a la salida del reactor y se analiza la DQO, turbidez, potencial Z, pH y conductividad en la fase clarificada.

5.3.4. *Electrocoagulación de efluentes contaminados con surfactantes y PHE.*

Los ensayos realizados en este estudio han sido llevados a cabo en la instalación de electrocoagulación a escala bancada descrita en el apartado 4.1.3. que opera en modo discontinuo.

El procedimiento seguido en la realización de los experimentos de electrocoagulación comienza con el lavado con HCl para eliminar la capa pasiva de los electrodos y, posteriormente, con agua para eliminar el posible HCl retenido en el circuito. A continuación, se introduce el agua residual sintética a tratar en el tanque de almacenamiento inicial. En ese momento, se hace circular el líquido a través del reactor electroquímico, y se fija la intensidad de corriente eléctrica (12 o $7,5 \text{ mA cm}^{-2}$) que debe circular a través de la celda mediante la fuente de alimentación. Ésta trabaja en modo galvanostático, es decir, se fija la intensidad de corriente, dejando que el potencial de la celda varíe en función de las condiciones de operación y del medio electrolítico. Se monitoriza tanto la intensidad como el voltaje, y se toman muestras del agua residual tratada durante el experimento. Estas muestras se dejan sedimentar durante 20 minutos, y, posteriormente, se mide el pH, conductividad, la turbidez, potencial Z y DQO al líquido sobrenadante.

5.3.5. *Oxidación Fenton de efluentes contaminados con surfactantes y PHE.*

Los ensayos realizados en este estudio han sido llevados a cabo en la instalación de oxidación Fenton descrita en el apartado 4.1.4.

El procedimiento de trabajo se centra en determinar las cantidades de Fe y H₂O₂ necesarias para la degradación de la materia orgánica contenida. Inicialmente se determina la concentración de H₂O₂ estequiométrica necesaria para obtener la oxidación completa del compuesto hasta CO₂ y H₂O. A continuación, se toma como concentración de Fe²⁺ la que proporciona una relación 1:5 en peso con respecto al H₂O₂ estequiométrico. Esta relación ha sido determinada como óptima en diferentes trabajos de investigación previos realizados por el grupo de investigación (Paz, 2007). En este trabajo, la sal de hierro empleada ha sido FeSO₄ 7H₂O.

Para el ensayo estequiométrico, se emplea una batería de reactores de 250 cm³ de vidrio pyrex, a los que se añade un volumen de 150 cm³ de la disolución a tratar, diferentes concentraciones de H₂O₂ y la concentración de Fe²⁺ que se ha determinado anteriormente. Transcurridas 5 horas de reacción se mide la DQO, pH y conductividad de la disolución. De esta forma se determina la concentración de H₂O₂ óptima como aquella con la que se consigue mayor eliminación de contaminantes.

Para conocer la concentración de Fe²⁺ óptima, se repite de nuevo el mismo ensayo utilizando otra batería de reactores, pero esta vez se mantiene fija la concentración de H₂O₂ en el valor determinado anteriormente, y en cada uno de los reactores se pone una concentración diferente de Fe²⁺. Tras 5 horas de reacción se analiza la DQO, pH y conductividad de la disolución para determinar el rendimiento del proceso.

5.3.6. *Oxidación Electroquímica de efluentes contaminados con surfactantes y PHE.*

Los ensayos realizados en este estudio han sido llevados a cabo en la instalación de oxidación electroquímica a escala bancada descrita en el apartado 4.1.5., que opera en modo discontinuo.

Los ensayos han sido realizados en modo galvanostático (intensidad de corriente constante) y discontinuo (recirculación sucesiva del agua en tratamiento a través de la celda). Previamente a la realización de los estudios de electrolisis, los electrodos se polarizan catódicamente a un potencial de -0,5 V durante 5 minutos, haciendo pasar una disolución de Na₂SO₄ (5.000 mg dm⁻³) a pH 2 para eliminar óxidos superficiales. En cada ensayo, se introduce el efluente contaminado a tratar en el depósito de la

instalación experimental, y se hace circular por el circuito con ayuda de una bomba centrífuga ($1,25 - 2,50 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$). La temperatura deseada se regula con un baño termostatzado (intervalo $15 - 60 \text{ }^\circ\text{C}$) y la fuente de alimentación se conecta fijando la intensidad deseada para el experimento (intervalo $0 - 5 \text{ A}$). A distintos tiempos, se toman muestras (10 cm^3) del depósito ciclón y se miden la DQO, el pH y la conductividad. El potencial de celda (resultante de mantener constante la intensidad de operación) también ha sido registrado a lo largo de cada experimento.

5.4. Lavado de suelos de baja permeabilidad contaminados con PHE utilizando surfactantes.

En este apartado se evalúa la eliminación de PHE de un suelo de baja permeabilidad empleando surfactantes como agentes de lavado. En primer lugar, se estudia la evolución de la cantidad de PHE extraído de un suelo cuando se usan como agentes de lavado surfactantes de distinta naturaleza iónica. Posteriormente, se evalúa la influencia de la concentración de surfactante empleada y la concentración de PHE presente en el suelo en el rendimiento del proceso de lavado.

5.4.1. Estudio de la influencia de la naturaleza iónica del agente de lavado.

La Figura 5.2. muestra la variación del porcentaje de eliminación de PHE obtenido en el proceso de lavado empleando agua y disoluciones de tres tipos de surfactantes como agentes de lavado (dodecil sulfato sódico (SA), alquibencildimetilamonio cloruro (SC) y polioxietilen sorbitan monooleato (SNI)). Debido al elevado carácter hidrofóbico que presenta el PHE, en principio, el agua no debe ser capaz de retenerlo y solubilizarlo. No obstante, se ha decidido hacer un ensayo con agua para verificar este hecho y usarlo como blanco en el proceso de lavado.

Se observa que el agua no es capaz de extraer el PHE del suelo, lo que confirma la gran insolubilidad que presenta este tipo de contaminante en el agua. Además, independientemente del tipo de surfactante empleado, el porcentaje de eliminación de PHE aumenta bruscamente en las primeras horas de lavado, alcanzándose un valor constante, aproximadamente, a las 4-5 horas. En este momento, el sistema ha llegado al estado estacionario, por lo que tiempos de lavado superiores no presentan mejoras

sustanciales en el rendimiento del proceso. Este comportamiento es típico de procesos discontinuos de extracción sólido-líquido. En base a los resultados observados, se ha seleccionado un tiempo de lavado de 6 horas para el resto de ensayos, que asegura que se alcance el equilibrio del proceso de extracción.

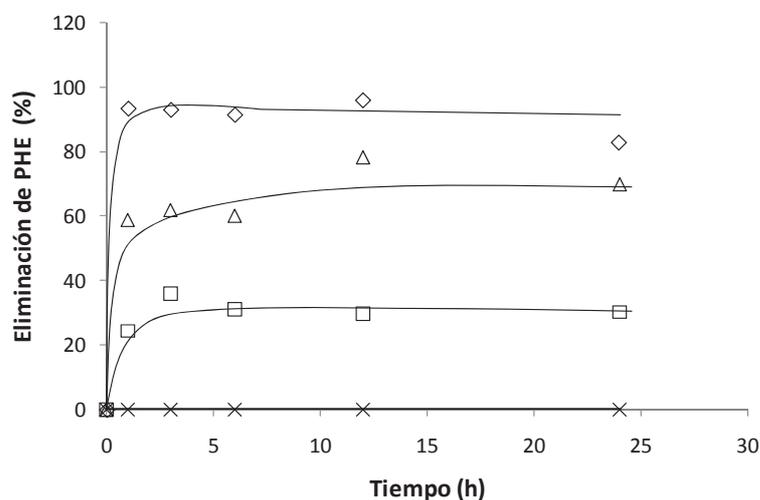


Figura 5.2. Variación del porcentaje de eliminación de PHE con el tiempo en un proceso de lavado de caolinita contaminada con PHE. Condiciones experimentales: 15 g suelo contaminado (990 mg kg^{-1}) y 200 ml de agente de lavado ($10 \text{ g surfactante l}^{-1}$) □ SC, ◇ SA, △ SNI y × Agua; Velocidad de agitación: 200 rpm.

El agente de lavado que presenta mejores resultados es el SA, obteniéndose un porcentaje de eliminación alrededor del 90%. Con la misma dosis de surfactante, se obtiene una eliminación del 70% con el SNI y del 35% con el SC. Estos resultados están acorde con los presentados en literatura (Deshpande y col., 1999; Ahn y col., 2008; Zhou y Zhu, 2008; Petitgirard y col., 2009). Sin embargo, es difícil hacer una comparación directa en los porcentajes de eliminación ya que la eficiencia del proceso depende, entre otros factores, del ratio surfactante /contaminante y las condiciones fluidodinámicas del proceso.

Debido a la complejidad del sistema a estudio, es importante comprobar la reproducibilidad del método analítico y el balance de materia del sistema. Para ello, se han analizado seis muestras diferentes de un suelo contaminado con 990 mg de PHE por kg de suelo seco. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 5.3.

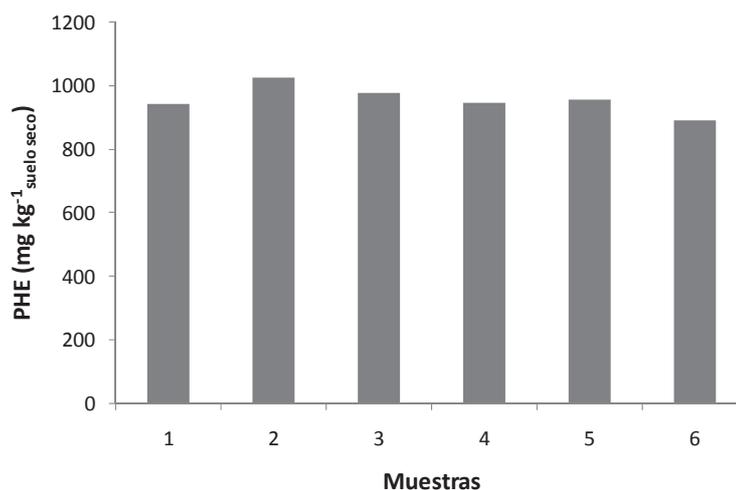


Figura 5.3. Resultados obtenidos en el estudio de reproducibilidad del método analítico.

Se observa que la reproducibilidad del método analítico es buena, obteniéndose una desviación típica, (Ecuación 5.1.), del conjunto compuesto por las seis muestras inferior al 5 %.

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}{N}} \quad 5.1.$$

Donde σ es la desviación típica, N , el número de muestras analizadas, x_i , el valor de una muestra puntual y \bar{x} , el promedio de los valores analizados.

Para el análisis del balance de materia de PHE se analiza su concentración tanto en la fase sólida como líquida, siguiendo la metodología que se describe a continuación. En primer lugar, la masa total inicial del suelo se divide en 4 porciones y cada porción se subdivide en otras 3 porciones para tener una muestra representativa y homogénea de suelo contaminado. Posteriormente, se analiza la concentración de PHE inicial de cada una de las porciones de suelo siguiendo el procedimiento analítico descrito en el apartado 4.2.1. En segundo lugar, se realiza el proceso de lavado empleando una disolución de 10 g l⁻¹ de SA, y se analiza la concentración de PHE tanto en el efluente generado en el lavado como en el suelo tratado siguiendo el procedimiento descrito anteriormente. La Tabla 5.6. resume los resultados obtenidos en el estudio.

Tabla 5.6. Balance de materia de PHE en un proceso de lavado convencional de una disolución de SA.

Suelo	Muestra	PHE inicial en el suelo (mg)	PHE en efluente líquida (mg)	PHE en efluente sólido (mg)	PHE total (mg)	Error (%)
1	1	3,82	3,66	0,26	3,91	2,5
	2	4,32	3,97	0,40	4,37	1,3
	3	3,61	3,07	0,27	3,35	7,4
2	1	4,08	3,06	0,66	3,72	8,7
	2	3,84	3,17	0,14	3,31	13,7
	3	4,46	3,79	0,18	3,97	11,1
3	1	4,06	3,17	0,14	3,32	18,4
	2	4,00	3,47	0,21	3,68	8,1
	3	4,31	3,45	0,22	3,67	14,8
4	1	4,30	3,38	0,50	3,89	9,7
	2	4,05	3,55	0,40	3,95	2,5
	3	4,36	3,46	0,33	3,79	13,1
Error medio						9,3

El error global del proceso se puede calcular utilizando la Ecuación 5.2., donde C_0 corresponde a la masa de PHE contenida en el suelo antes del lavado y $C_{balance}$, a la suma de las masas de PHE contenidas en las fases generadas en el lavado.

$$Error = 100 \cdot \left(\frac{C_{balance} - C_0}{C_0} \right) \quad 5.2.$$

Como se puede observar, el error medio fue inferior a 10%. Este valor es comparable con los datos reportados en la literatura.

5.4.2. Estudio de la influencia de la concentración de surfactante y del grado de contaminación del suelo.

Para determinar cómo influye la concentración de surfactante en el rendimiento global del proceso de lavado se han realizado una serie de ensayos en los que se ha variado la concentración del mismo. En la Figura 5.4. se muestra un esquema de las diferentes asociaciones moleculares de un surfactante en disolución acuosa en función de su concentración (Fuangswasd y col., 2006a).

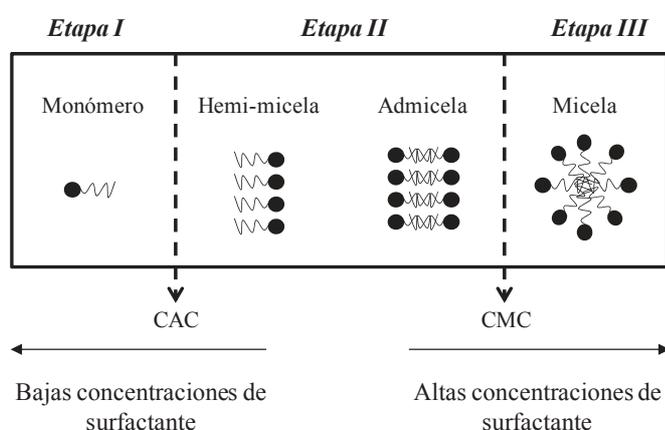


Figura 5.4. Asociaciones moleculares de un surfactante en disolución acuosa en función de su concentración.

La Etapa I tiene lugar a muy bajas concentraciones de surfactante, en esta etapa el surfactante se encuentra en forma monomérica. En la Etapa II, el aumento de la concentración de surfactante produce interacciones entre los monómeros de surfactante generando hemicelas. A medida que se incrementa la concentración de surfactante, las hemicelas se agrupan dando lugar a la formación de admicelas. Éstas se definen como una agrupación molecular intermedia entre el monómero y la micela. Esta etapa comienza al sobrepasar la concentración admicelar crítica (CAC), que es la concentración mínima de surfactante capaz de formar admicelas. Por último, la Etapa III se caracteriza por la presencia del surfactante en forma de micelas, que comienzan a formarse al superar la concentración micelar crítica (CMC). Por lo tanto, la CMC puede definirse como el fenómeno de agrupación molecular formado por la micelización que se produce con una concentración de surfactante particular (Riojas y col., 2011).

La Figura 5.5. muestra la influencia de la concentración de surfactante empleada en el porcentaje de eliminación de PHE obtenido en un proceso de lavado de suelos. Se han realizado ensayos con los tres tipos de surfactantes seleccionados, y a cuatro concentraciones distintas: 0; 5; 10 y 20 g l⁻¹. En todos los casos, se han empleado concentraciones superiores a la CMC.

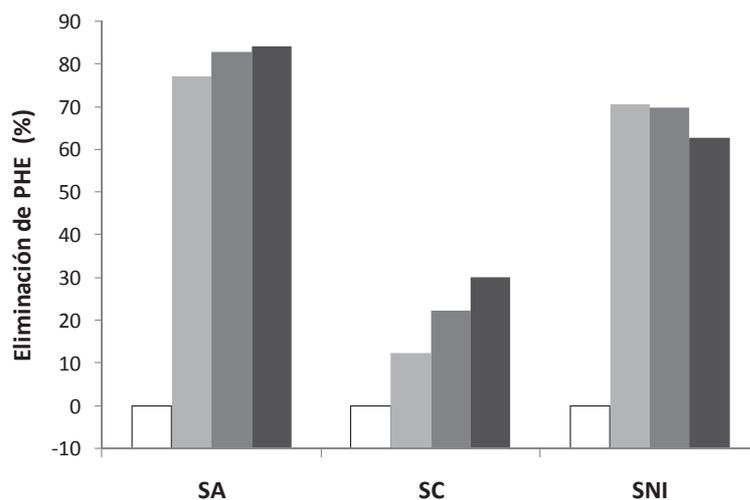


Figura 5.5. Variación del porcentaje de eliminación de PHE con la concentración de surfactante en función del tipo de surfactante utilizado en proceso de lavado. Condiciones experimentales: 15 g suelo contaminado (990 mg kg⁻¹), 200 ml de agente de lavado; Tiempo de lavado: 6 h; Velocidad de agitación: 200 rpm; Concentración de surfactante: □ 0 g l⁻¹, ■ 5 g l⁻¹, ■ 10 g l⁻¹, ■ 20 g l⁻¹.

Como se puede observar, en el caso del SA el porcentaje de eliminación de PHE aumenta suavemente con la concentración de surfactante, alcanzándose valores del 90%. Este comportamiento coincide con lo publicado en bibliografía (Ahn y col. 2008; Petitgirard y col. 2009; Gómez y col., 2010) y puede estar relacionado con un aumento de la solubilidad del PHE en disoluciones de surfactantes aniónicos concentradas.

En los ensayos realizados con el SNI, un aumento de la concentración de surfactante no produce ninguna mejora sustancial en el proceso, y en el mejor de los casos se obtiene una eliminación del 70% (Zhao y col., 2007; Muherei y Junin, 2009).

En los ensayos realizados con SC se vuelve a observar que un incremento en la concentración del surfactante permite mejorar la eficacia de la extracción hasta alcanzar un 30% de eliminación de PHE, porcentaje muy inferior en comparación con los otros surfactantes estudiados. Esta circunstancia es debida, principalmente, a que no toda la cantidad de surfactante catiónico se emplea en solubilizar y retener al PHE. Este surfactante, de naturaleza catiónica, tiene tendencia a quedarse fijado en la superficie de las partículas de caolinita que posee una carga superficial negativa.

Por otro lado, se ha evaluado la capacidad de extracción que tiene los surfactantes seleccionados en función del nivel de contaminación del suelo. Un valor típico de contaminación de un suelo por hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) es de 500 mg de HAP kg^{-1} de suelo seco (USEPA, 2000). Teniendo en cuenta este valor, en este estudio se ha seleccionado un intervalo amplio de concentraciones de PHE (400 - 2000 mg kg^{-1}). En la Figura 5.6 se muestra la concentración de PHE en el suelo, antes y después del proceso de lavado empleando disoluciones de 10 g l^{-1} de los tres surfactantes seleccionados.

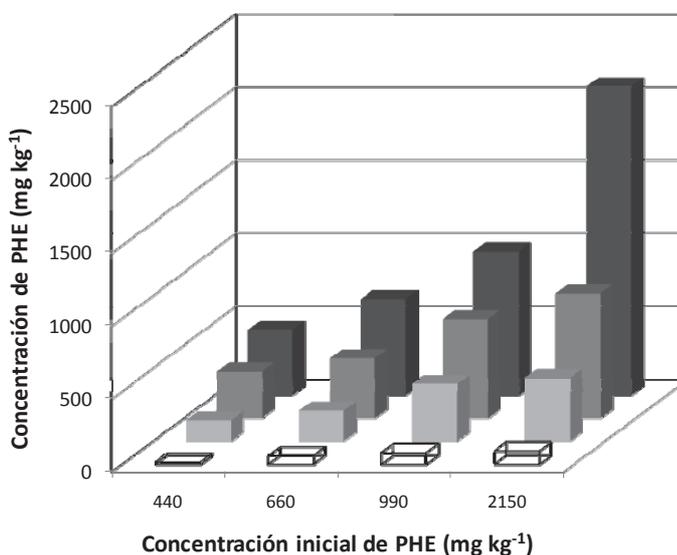


Figura 5.6. Influencia de la concentración inicial de PHE en el proceso de lavado. Condiciones experimentales: 15 g suelo contaminado, 200 ml de agente de lavado (10 g l^{-1}); Tiempo de lavado: 6 h; Velocidad de agitación: 200 rpm; Concentración de PHE en el suelo: antes del proceso de lavado ■, después del proceso de lavado □ SA, ■ SNI, ■ SC.

Dentro del intervalo de concentración inicial de PHE estudiado, se observa que cuanto mayor es el grado de contaminación inicial del suelo, lógicamente, mayor es la cantidad de PHE eliminada del suelo. No obstante, se comprueba nuevamente que la eficacia del proceso depende de la naturaleza iónica del surfactante empleado. El SA es capaz de extraer casi en su totalidad (más del 90%) el PHE contenido en el suelo, reduciendo el nivel de contaminación de 2150 a 95 mg PHE kg⁻¹. En los ensayos realizados con SC y SNI se reduce el grado de contaminación hasta 860 y 430 mg PHE kg⁻¹, respectivamente.

A continuación, se ha evaluado la afinidad que presentan los surfactantes por quedarse adsorbidos en las partículas de suelo. En la Figura 5.7. se muestra la cantidad de surfactante retenido en la matriz de suelo en función de la cantidad de surfactante empleado en el lavado, y del tipo de surfactante seleccionado.

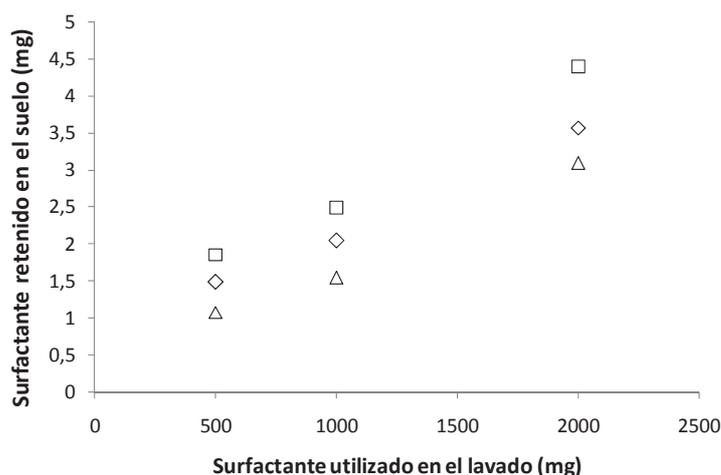


Figura 5.7. Variación de la cantidad de surfactante retenido en el suelo al finalizar el proceso de lavado en función de la cantidad de surfactante empleado. Condiciones experimentales: 15 g suelo limpio, 200 ml de agente de lavado; Tiempo de lavado: 6 h; Velocidad de agitación: 200 rpm; Tipo de surfactante: □ SC, ◇ SA, △ SNI.

En la figura anterior se puede observar que a medida que aumenta la cantidad de surfactante utilizado en el proceso de lavado se incrementa proporcionalmente la cantidad de surfactante retenido en la caolinita. Aún así, la cantidad de surfactante retenida en el suelo es despreciable si se compara con la cantidad utilizada en el proceso de lavado.

Por último, en las tablas 5.7 a 5.9 se muestran las fracciones másicas de surfactante, PHE y caolinita en las corrientes generadas al finalizar el lavado: suelo tratado y efluente de lavado. Es preciso señalar que en todos los ensayos de lavado se ha empleado 15 g de suelo y 200 ml de agente de lavado. La concentración inicial de PHE en el suelo y de surfactante se muestran en las siguientes tablas dependiendo del ensayo realizado.

Tabla 5.7. Fracciones másicas obtenidas en las corrientes resultantes en un lavado de suelos contaminados con PHE empleando una disolución de SA.

Ensayo	[PHE] _{inicial} (mg kg ⁻¹)	[Surf.] _{inicial} (g l ⁻¹)	Suelo tratado			Efluente de lavado		
			X _{PHE}	X _{surf}	X _{suelo}	X _{PHE}	X _{surf}	X _{suelo}
E-33	440	10	1,75E-05	2,72E-04	1,00E+00	3,23E-03	9,97E-01	≈ 0
E-36	660	10	6,17E-05	2,72E-04	1,00E+00	4,49E-03	9,96E-01	≈ 0
E-09	990	10	8,42E-05	2,72E-04	1,00E+00	6,73E-03	9,93E-01	≈ 0
E-39	2115	10	9,54E-05	2,72E-04	1,00E+00	1,49E-02	9,85E-01	≈ 0
E-25	990	5	2,25E-04	1,97E-04	1,00E+00	1,14E-02	9,89E-01	≈ 0
E-29	990	20	1,57E-04	4,74E-04	9,99E-01	3,12E-03	9,97E-01	≈ 0

Tabla 5.8. Fracciones másicas obtenidas en las corrientes resultantes en un lavado de suelos contaminados con PHE empleando una disolución de SC.

Ensayo	[PHE] _{inicial} (mg kg ⁻¹)	[Surf.] _{inicial} (g l ⁻¹)	Suelo tratado			Efluente de lavado		
			X _{PHE}	X _{surf}	X _{suelo}	X _{PHE}	X _{surf}	X _{suelo}
E-33	440	10	3,18E-04	3,32E-04	9,99E-01	9,76E-04	9,99E-01	≈ 0
E-36	660	10	4,10E-04	3,32E-04	9,99E-01	1,89E-03	9,98E-01	≈ 0
E-09	990	10	6,78E-04	3,32E-04	9,99E-01	2,31E-03	9,98E-01	≈ 0
E-39	2115	10	8,56E-04	3,32E-04	9,99E-01	9,36E-03	9,91E-01	≈ 0
E-25	990	5	8,67E-04	2,46E-04	9,99E-01	1,83E-03	9,98E-01	≈ 0
E-29	990	20	6,91E-04	5,83E-04	9,99E-01	1,12E-03	9,99E-01	≈ 0

Tabla 5.9. Fracciones másicas obtenidas en las corrientes resultantes en un lavado de suelos contaminados con PHE empleando una disolución de SNI.

Ensayo	[PHE] _{inicial} (mg kg ⁻¹)	[Surf.] _{inicial} (g l ⁻¹)	Suelo tratado			Efluente de lavado		
			X _{PHE}	X _{surf}	X _{suelo}	X _{PHE}	X _{surf}	X _{suelo}
E-33	440	10	1,45E-04	2,05E-04	1,00E+00	2,27E-03	9,98E-01	≈ 0
E-36	660	10	2,12E-04	2,05E-04	1,00E+00	3,36E-03	9,97E-01	≈ 0
E-09	990	10	3,92E-04	2,05E-04	9,99E-01	4,44E-03	9,96E-01	≈ 0
E-39	2115	10	4,33E-04	2,05E-04	9,99E-01	1,25E-02	9,88E-01	≈ 0
E-25	990	5	2,87E-04	1,43E-04	1,00E+00	1,05E-02	9,90E-01	≈ 0
E-29	990	20	3,67E-04	4,10E-04	9,99E-01	2,33E-03	9,98E-01	≈ 0

La corriente líquida obtenida en el lavado consta de una matriz acuosa rica en surfactante, en la que el PHE se encuentra dispersado dentro de las micelas generadas por la acción emulsionante de los surfactantes utilizados. La contaminación particulada de esta corriente debida al arrastre y/o disolución de partículas de suelo es muy baja (prácticamente nula), aunque depende de la eficacia del proceso de sedimentación empleado para la separación de ambas fases. La corriente sólida obtenida en el lavado (suelo tratado) contiene el PHE residual no extraído y una pequeña fracción de surfactante que ha quedado adsorbido en las partículas de suelo.

Para finalizar el presente estudio se han realizado tres lavados a mayor escala para comprobar cómo afecta un cambio de escala al proceso de lavado. En cada ensayo se han empleado 135 g de suelo contaminado y 1800 ml de agente de lavado, manteniendo las proporciones de suelo lavado y volumen de agente de lavado (Tabla 5.10.). Se observa que el rendimiento del proceso de lavado es independiente de la escala a la que se realice, siempre que se mantengan las proporciones de suelo y agente de lavado, alcanzándose valores similares de porcentajes de eliminación de PHE.

Tabla 5.10. Porcentaje de eliminación de PHE obtenidos en el escalado del proceso de lavado. Condiciones experimentales: Grado de contaminación: 660 mg PHE kg⁻¹; Concentración de surfactante: 10 g l⁻¹; Tiempo de lavado: 6 h.

Escala	Surfactante	SA	SC	SNI
	1:1 (15 g suelo/200 ml disolución de lavado)		90,64	32,68
1:9 (135 g suelo/1800 ml disolución de lavado)		92,16	36,87	66,92

5.5. Estudio de tratabilidad de aguas residuales generadas en un proceso de lavado de suelos contaminados con PHE utilizando surfactantes.

En este apartado se evalúa la tratabilidad de las aguas residuales generadas en un proceso de lavado de un suelo contaminado con PHE utilizando disoluciones de surfactantes de distinta naturaleza iónica como agentes de lavado. Estos efluentes son sistemas muy complejos, constituidos por una matriz acuosa con alta carga orgánica en la que el PHE se encuentra dispersado dentro de micelas generadas por la acción emulsionante de los surfactantes utilizados. Además, esta agua residual puede contener contaminación particulada producida por partículas de suelo arrastradas en el proceso de lavado.

Estas características parecen indicar que el efluente pueda ser tratado satisfactoriamente mediante técnicas de coagulación. De hecho, en bibliografía se muestra que dichas técnicas son muy eficaces en el tratamiento de suspensiones coloidales y ruptura de emulsiones (Cañizares y col. 2007b; 2007e; 2008a). En base a estos trabajos, en este apartado se estudia la tratabilidad de los efluentes generados en el lavado de suelos mediante las tecnologías de coagulación química y electrocoagulación, capaces de desestabilizar emulsiones y de eliminar la contaminación particulada mediante la acción de reactivos químicos (Al y Fe). Por otro lado, también se ha evaluado la viabilidad del empleo de tecnologías de oxidación Fenton y la oxidación electroquímica. Estas técnicas han demostrado ser bastante robustas y capaces de mineralizar la carga orgánica de una gran variedad de efluentes (Cañizares y col. 2007a; 2007c; 2008b).

En este punto, es preciso señalar que el uso de surfactantes como agentes de lavado debe ser evaluado con mucho cuidado ya que estos compuestos aportan una gran carga orgánica a los efluentes generados. Por ello, se han realizado unos ensayos previos en los que se evalúa la tratabilidad de los agentes de lavado evaluados en el apartado anterior. En la Tabla 5.11. se muestra la caracterización de las disoluciones de los agentes de lavado empleados y de los efluentes generados en el lavado de suelos, en función de la naturaleza iónica del surfactante empleado y del grado de contaminación inicial que presenta el suelo.

Tabla 5.11. Caracterización de los efluentes a tratar.

Surfactante	Agente de lavado			Efluentes de Lavado				
	SC	SNI	SA	SC	SIN	SA	SA	SA
[PHE] [*] (mg kg ⁻¹)	-	-	-	500	500	500	5000	5000
[Surfactante] ^{**} (g l ⁻¹)	10	10	10	10	10	10	10	20
DQO (mg l ⁻¹)	19350	18890	19782	19640	19240	20254	21234	48340
COT (mg l ⁻¹)	3762	3428	3690	3880	3500	3770	4090	13502
pH	6,6	6,7	7,7	7,4	7,8	9,5	8,6	9,6
Conductividad (mS cm ⁻¹)	1,16	0,03	1,41	1,78	0,31	1,97	2,13	2,79
Turbidez (NTU)	<5	<5	<5	125	45	122	172,1	143
Potencial Z (mV)	15,7	-0,4	-7,9	53,2	1,8	-56,5	-46,9	-59,9

*NOTA.- Concentración de PHE que tiene el suelo que ha sido lavado.

**NOTA.- Concentración de surfactante que tiene el agente de lavado.

5.5.1. Estudio de tratabilidad mediante Coagulación Química.

El proceso de coagulación química está basado en la desestabilización de suspensiones coloidales para conseguir que las fuerzas de atracción tipo Van der Waals que existen entre dos partículas predominen sobre las de repulsión electrostática. De esta manera, las partículas se unen y dan lugar a la formación de sólidos de mayor tamaño con una velocidad de sedimentación aceptable que posibilite el uso de la decantación como tecnología de separación. La desestabilización se produce por la acción de un catión metálico polivalente, principalmente mediante una neutralización de las cargas de las partículas. Además, los cationes metálicos pueden dar lugar también a la formación de precipitados, a partir de sus hidróxidos, que atrapan en su interior a las partículas coloidales. El proceso de coagulación de partículas coloidales y el de desestabilización de emulsiones están muy relacionados, ya que la ruptura de emulsiones consiste en separar las dos fases mediante la coalescencia irreversible de las gotas. Para romper la emulsión es necesario desestabilizar las cargas de las microgotas de la fase interna, y esto también se puede conseguir mediante la adición de coagulantes.

Los ensayos de coagulación química correspondientes a este estudio han sido llevados a cabo en una instalación *jar test* empleando como agente coagulante sales de aluminio y hierro. En la Figura 5.8. se muestra la variación de la DQO con la dosis de coagulante adicionado durante los ensayos de coagulación química de los agentes de lavado compuestos por los tres tipos de surfactantes empleados. Dado que la DQO inicial del efluente depende del tipo de surfactante, los resultados se han normalizado para poder facilitar la comparación entre los diferentes ensayos.

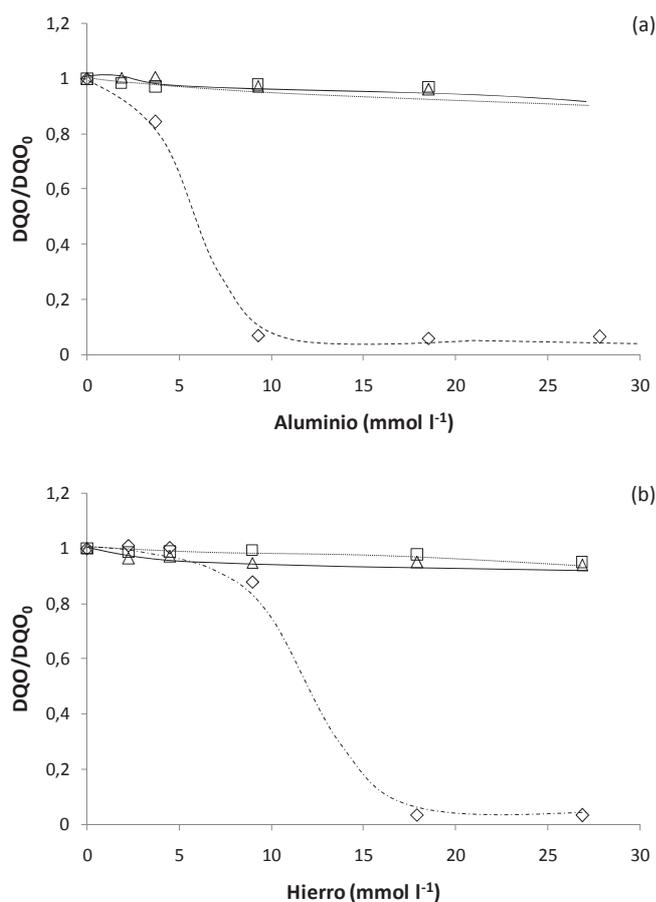


Figura 5.8. Influencia de la concentración de coagulante en la eliminación de DQO en un proceso de coagulación química empleando: (a) aluminio y (b) hierro. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: Agente de lavado; Concentración de surfactante: 10 g l⁻¹; Tipo de surfactante: ◇ SA, □ SC, △ SNI.

Se observa que la eficacia del proceso depende de la naturaleza del surfactante. En las aguas contaminadas con SA se alcanzan porcentajes de eliminación de DQO superiores al 90%, mientras que en los ensayos realizados con aguas contaminadas con SC y SNI, el porcentaje de eliminación de DQO es inferior al 15%. En lo que respecta a

la influencia del coagulante se puede observar que el requerimiento de coagulante para alcanzar el porcentaje máximo de eliminación de DQO en aguas contaminadas con SA es menor en los ensayos realizados con aluminio (alrededor de 10 mmol Al l⁻¹, frente a los 15-20 mmol Fe l⁻¹). Por otro lado, en ambos casos se observa que la eliminación de DQO no es progresiva con la cantidad de coagulante adicionado, sino que a partir de una determinada dosis de coagulante la DQO disminuye bruscamente. Este hecho debe estar relacionado con el tipo de especies de coagulante hidrolizadas presentes en el medio y, por tanto, con el mecanismo de coagulación (Martínez, 2007; Jiménez, 2011).

En la Figura 5.9. se muestra la variación del pH observada en los experimentos de coagulación mostrados anteriormente.

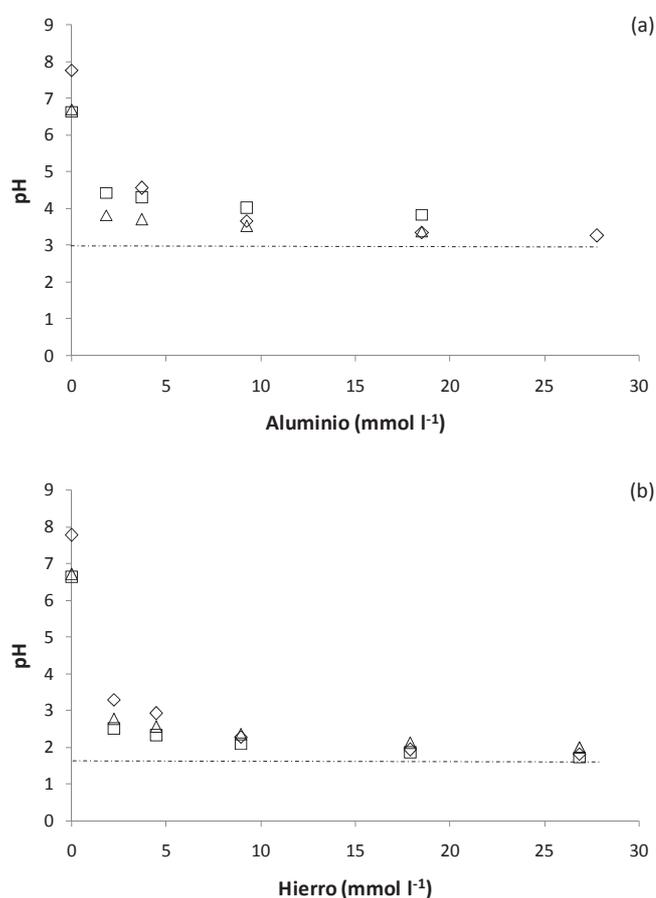


Figura 5.9. Influencia de la concentración de coagulante en el pH del efluente tratado en un proceso de coagulación química empleando: (a) aluminio y (b) hierro. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: Agente de lavado; Concentración de surfactante: 10 g l⁻¹; Tipo de surfactante: \diamond SA, \square SC, Δ SNI.

Como se puede observar, los perfiles de pH son independientes del surfactante presente en el agua y del tipo de coagulante empleado. En todos los casos, el pH del efluente tratado presenta un descenso brusco que debe estar relacionado con la dosificación directa de disoluciones de AlCl_3 o FeCl_3 al medio como coagulante. Estos compuestos son ácidos de lewis, por lo que su adición produce la acidificación del medio de reacción, alcanzando un pH de 2 y 3 cuando se emplean sales de hierro y aluminio, respectivamente.

De acuerdo con la bibliografía (Duan y Gregory, 2003), el tipo de especies generadas están definidas por el pH del sistema y por la concentración de coagulante. En la Figura 5.10. se muestra el diagrama de concentración de especies monoméricas de Al y Fe en equilibrio con el hidróxido amorfo. Estos diagramas pueden considerarse acertados para sistemas diluidos, mientras que para concentraciones de Al o Fe elevadas sería necesario tener en cuenta la formación de especies poliméricas.

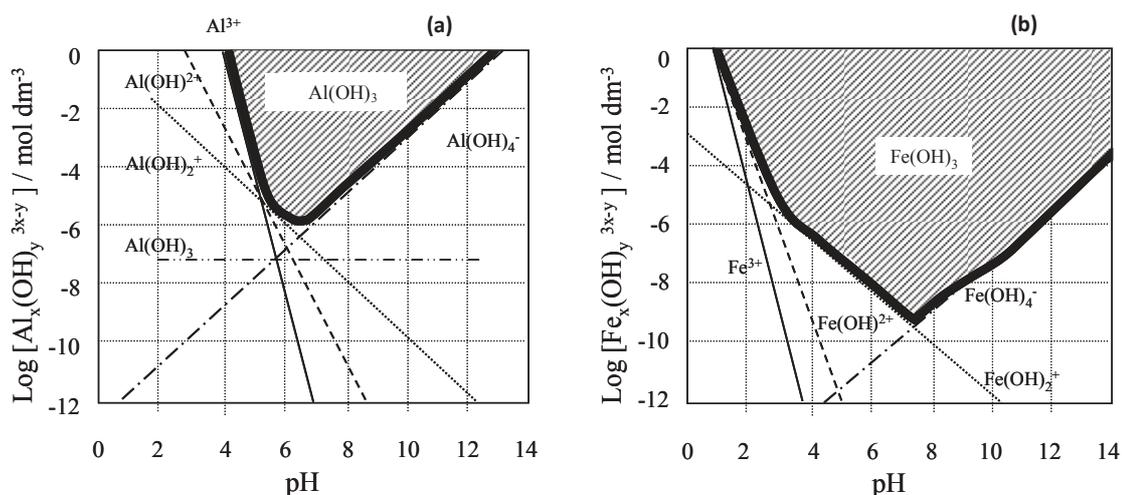


Figura 5.10. Diagrama de concentración de especies monoméricas de (a) aluminio y (b) hierro, en equilibrio con el hidróxido amorfo, en condiciones de fuerza iónica cero y 25 °C.

Como se aprecia en estas figuras, para valores de pH inferiores a 7 predominan las especies monoméricas cargadas positivamente. Para pHs alcalinos, por el contrario, las especies mayoritarias son especies solubles cargadas negativamente. Además, la hidrólisis de ambos metales da lugar a la formación de precipitados insolubles de los correspondientes hidróxidos de Al y Fe para valores de pH en torno a 7. La zona de

formación de precipitado es más amplia cuando se trabaja con Fe como coagulante debido a la menor solubilidad del hidróxido de hierro.

En la Figura 5.11. se muestran los valores de potencial zeta obtenidos en estos ensayos. Este parámetro contribuye a clarificar el mecanismo de coagulación que actúa en cada caso, ya que está directamente relacionado con la carga superficial de las partículas presentes en el agua residual a tratar.

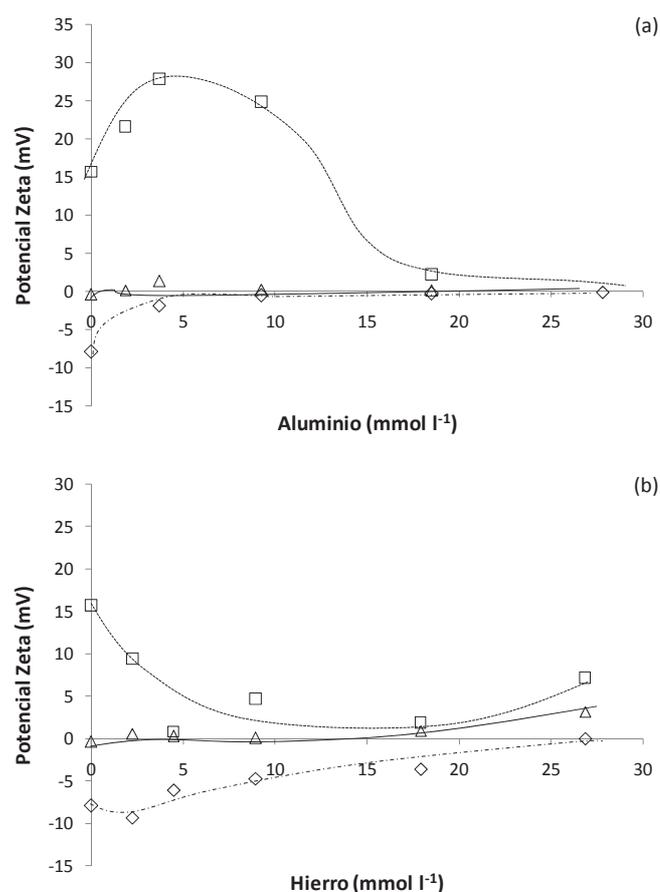


Figura 5.11. Influencia de la concentración de coagulante en el potencial zeta del efluente tratado en un proceso de coagulación química empleando: (a) aluminio y (b) hierro. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: Agente de lavado; Concentración de surfactante: 10 g l^{-1} ; Tipo de surfactante: \diamond SA, \square SC, Δ SNI.

La naturaleza iónica de los surfactantes estudiados es diferente, lo que explica los diferentes valores iniciales y tendencias observadas en el potencial zeta. Sin embargo, es importante resaltar que en todos los casos, el empleo de sales de Al y Fe parecen tener un comportamiento similar.

En el caso del agua contaminada con el SC, el potencial zeta inicial es positivo, en torno a 15 mV, debido a la carga positiva que presentan los cationes amonio del surfactante. En los ensayos realizados con aluminio, se observa un aumento del potencial zeta para concentraciones bajas de metal. Como se ha comentado con anterioridad, a bajas concentraciones el aluminio se encuentra en forma de especies monoméricas catiónicas solubles, lo que produce un aumento de la carga positiva global del sistema. A partir de una concentración de Al de 5 mmol l^{-1} , el potencial zeta empieza a disminuir. Esta disminución puede estar relacionada con la formación de precipitado de hidróxido de Al. En todo momento, el potencial zeta se mantiene en valores positivos, por lo que se puede asumir que el principal mecanismo de coagulación es la inmersión en precipitado (el contaminante queda retenido en el precipitado formado por el agente coagulante). En los ensayos con hierro, el potencial zeta disminuye de forma continua con la concentración de coagulante. Este hecho indica que el hierro no tiende a formar cationes solubles, sino a precipitar en forma de hidróxido de hierro, incluso a concentraciones de metal muy bajas. En estas circunstancias, los rendimientos de eliminación son muy bajos (Figura 5.8.), debido a que tanto la especie contaminante como las especies coagulantes son de naturaleza catiónica y la fuerte repulsión electrostática existente impide tanto una neutralización efectiva como una adsorción superficial en las partículas del precipitado de hierro.

En los ensayos realizados con aguas contaminadas con SNI, el potencial zeta inicial es próximo a cero, ya que este surfactante no se disocia en ninguna forma iónica. La adición de coagulante al medio no produce cambios significativos en el valor del potencial zeta, lo que parece indicar que la formación de especies iónicas solubles de Al o Fe no tiene lugar, siendo el arrastre por inmersión en precipitado el principal mecanismo de coagulación, observándose, asimismo, rendimientos de eliminación muy bajos.

Por último, en los ensayos realizados con aguas contaminadas con SA la tendencia es distinta a las comentadas anteriormente. En este caso, el potencial zeta inicial es negativo debido a la carga aportada por los aniones sulfato del surfactante, y aumenta progresivamente hasta alcanzar el punto isoeléctrico (potencial zeta igual a cero) para concentraciones que corresponden con el punto de máxima eliminación de DQO (Figura 5.8.). Por lo tanto, se puede asumir que las especies monoméricas catiónicas solubles generadas por hidrólisis del Al son capaces de neutralizar las cargas

negativas del surfactante, y que el mecanismo de coagulación predominante es el denominado neutralización de cargas. Además, los precipitados de hidróxido de aluminio formados, a altas concentraciones de coagulante, poseen carga positiva debido al pH del sistema y pueden retener moléculas de SA en su superficie. En el caso del hierro, el suave incremento del potencial zeta y la formación de especies catiónicas parecen indicar que el principal mecanismo de coagulación es la adsorción superficial de iones sobre la superficie del precipitado del metal formado.

En base a estos resultados, los estudios posteriores se centrarán en la coagulación química de los efluentes generados en el lavado de suelos contaminados con PHE utilizando disoluciones de SA como agente de lavado.

i) Influencia del pH inicial.

Como se ha comentado anteriormente, el pH del agua residual a tratar es un parámetro sumamente importante ya que influye en el tipo de especie coagulantes presentes en el medio de reacción. En procesos de extracción ex situ o lavado de suelos, el pH viene fijado por la naturaleza del agente de lavado, que generalmente estará cerca a la neutralidad. Sin embargo, si el proceso de extracción está basado en un lavado electroquímico, el pH de los efluentes generados depende del pozo en el que se produzca la extracción del mismo (tal y como se describirá en el Capítulo 7). Si éste se extrae en el pozo anódico, el pH debe ser fuertemente ácido, mientras que si se extrae del pozo catódico, el pH debe ser extremadamente básico. Esta circunstancia es debida al proceso de oxidación/reducción del agua que tiene lugar en el pozo anódico y catódico, respectivamente. Por todo ello, se ha decidido realizar un estudio de la influencia del pH inicial del agua residual en el rendimiento del proceso de coagulación química. Así, se han estudiado tres pH iniciales diferentes: pH 2 y 12 (representativos de los efluentes generados en los pozos de electrolito de un proceso de lavado electroquímico) y pH 8-10 (representativo de un efluente generado en un lavado convencional).

En la Figura 5.12. se muestra la variación de la DQO, el pH y el potencial zeta en los ensayos realizados a diferentes pHs iniciales.

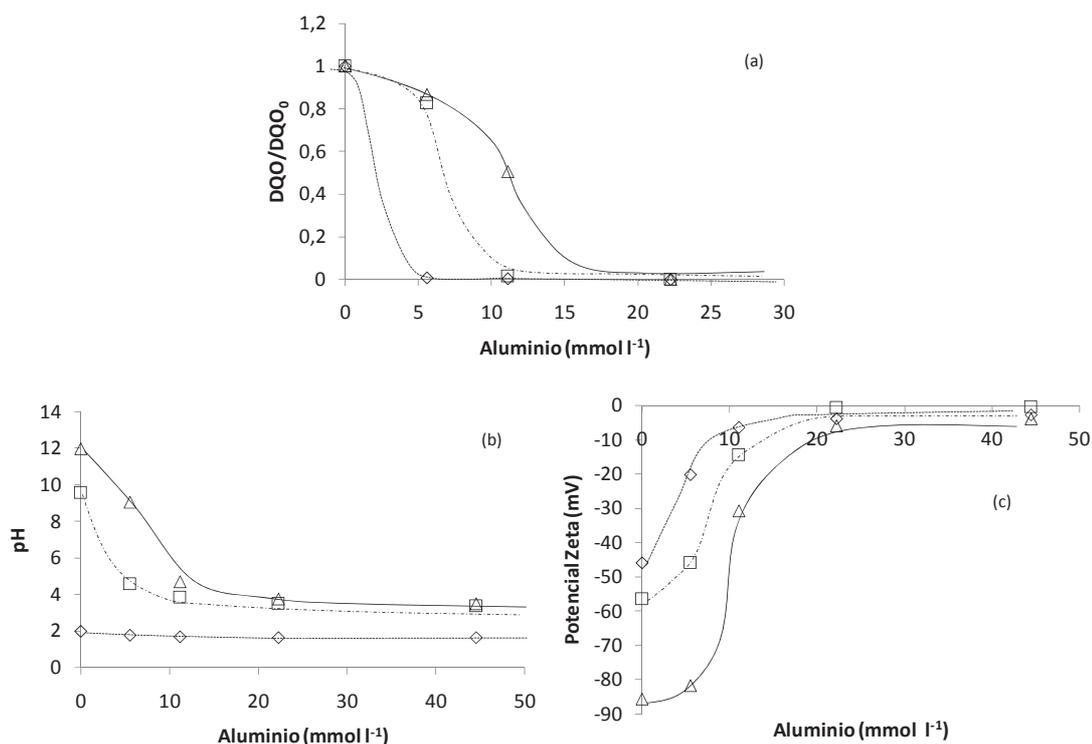


Figura 5.12. Influencia de la concentración de aluminio en la eliminación de DQO (a), en el pH (b) y en el potencial zeta (c) de un agua residual en un proceso de coagulación química. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado 500 mg PHE kg⁻¹; Concentración de surfactante: 10 g SA l⁻¹; \diamond pH_{inicial} 2, \square pH_{inicial} 9, Δ pH_{inicial} 12,.

Se observa que, independientemente del pH_{inicial}, en todos los casos se obtiene la eliminación total de la DQO del efluente. Sin embargo, una modificación del pH_{inicial} del efluente influye en la cantidad de coagulante necesaria para alcanzar el 100% de eliminación: 5,6; 11,2 y 18,5 mmol Al l⁻¹ en los ensayos realizados con un pH_{inicial} de 2, 9 y 12, respectivamente. Como se puede observar en la parte b de la Figura 5.12., excepto en el ensayo realizado con un pH_{inicial} ácido, el pH disminuye como consecuencia de las propiedades ácidas de la sal de aluminio adicionada. Esta disminución se produce hasta alcanzar un valor constante próximo a pH 4.

Respecto a la evolución del potencial zeta (Figura 5.12. (c)), se observa que en todos los caso aumenta de forma continua con la concentración de aluminio presente en disolución, hasta alcanzar el punto isoeléctrico. El aumento del potencial zeta durante el proceso está relacionado con la neutralización y precipitación de moléculas de SA. La concentración necesaria de coagulante para alcanzar este punto depende del pH_{inicial} del efluente y está en concordancia con el perfil de eliminación de DQO obtenido.

ii) *Influencia del tipo de coagulante.*

Para el estudio de la influencia del tipo de coagulante en el rendimiento obtenido en un proceso de coagulación de este tipo de efluentes, se han llevado a cabo una serie de ensayos empleando diferentes proporciones de aluminio/hierro como coagulante y sin modificar el pH del efluente. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 5.13.

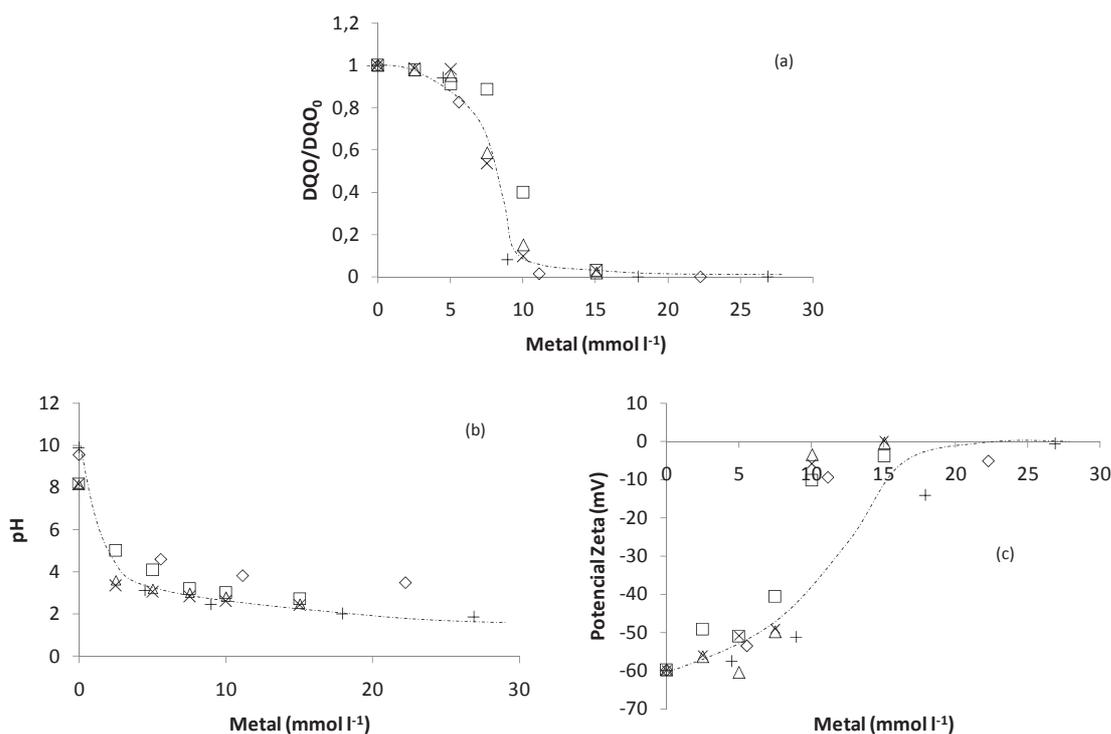


Figura 5.13. Influencia de la concentración de coagulante en la eliminación de DQO (a), en el pH (b) y en el potencial zeta (c) de un agua residual en un proceso de coagulación química. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado 500 mg PHE kg⁻¹; Concentración de surfactante: 10 g SA l⁻¹; Tipo de coagulante: \diamond 100% Al, \times 20% Fe/Al, Δ 50% Fe/Al, \square 80% Fe/Al y $+$ 100% Fe.

Se observa que el rendimiento obtenido en el proceso, expresado en términos de eliminación de DQO, es independiente del tipo de coagulante empleado ya que, en todos los casos ensayados, se obtiene la eliminación total de DQO con una concentración de coagulante de 10 mmol l⁻¹, aproximadamente. Las tendencias observadas en el pH y potencial zeta son similares en todos los ensayos. El pH disminuye como consecuencia de las propiedades de ácido débil que poseen los coagulantes y el potencial zeta aumenta hasta alcanzar el punto isoeléctrico. Este hecho

sugiere que el mecanismo de coagulación con ambos coagulantes es el mismo: neutralización de cargas.

iii) Influencia de la carga orgánica del efluente.

A continuación, se ha evaluado la influencia tanto de la concentración de surfactante en el efluente de lavado como de PHE inicial que tenía el suelo contaminado. Para ello, se lleva a cabo el lavado de un suelo con diferentes grados de contaminación de PHE (0, 500 y 5000 mg PHE kg⁻¹) empleando disoluciones de SA a distintas concentraciones (10 y 20 g SA l⁻¹). La caracterización de los efluentes obtenidos se muestra en la Tabla 5.11.

Los resultados obtenidos, expresados como eliminación de la DQO normalizada (ya que este parámetro globaliza tanto la contaminación debida al surfactante como al PHE extraído) se muestran en las figuras 5.14. y 5.15.

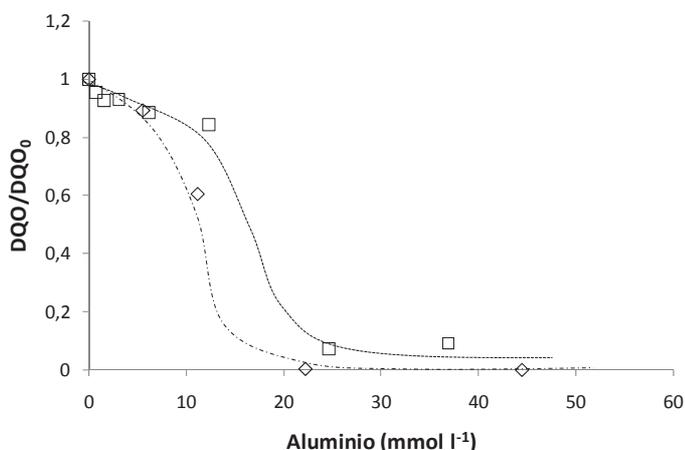


Figura 5.14. Influencia de la concentración de coagulante en la eliminación de DQO de un agua residual en un proceso de coagulación química empleando aluminio como coagulante. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado 500 mg PHE kg⁻¹; Concentración de surfactante: ◇ 10 g SA l⁻¹, □ 20 g l⁻¹ SA; pH_{inicial} 8-10.

En la Figura 5.14 se puede apreciar que independientemente de la concentración de surfactante empleada en el agente de lavado, la coagulación química con sales de aluminio permite alcanzar porcentajes de eliminación de DQO superiores al 90%. Sin embargo, la concentración de coagulante requerida depende de la concentración de

surfactante. En el caso del efluente generado con 20 g SA l^{-1} , es necesaria una concentración de $25 \text{ mmol Al l}^{-1}$, mientras que en caso del efluente de 10 g l^{-1} solo se requiere $12 \text{ mmol Al l}^{-1}$, aproximadamente. Esta variación es prácticamente proporcional, lo que sugiere que el coagulante actúa directamente sobre el surfactante.

Por último, en la Figura 5.15 se observa como la concentración de PHE presente en el suelo contaminado no afecta significativamente al rendimiento del proceso de coagulación ni a la cantidad de coagulante requerido para llevar a cabo la eliminación de los contaminantes. Este comportamiento puede ser debido a que el coagulante solo interacciona con los grupos sulfatos del surfactante y la concentración de PHE solo influye en el tamaño de las "microgotas" de la emulsión.

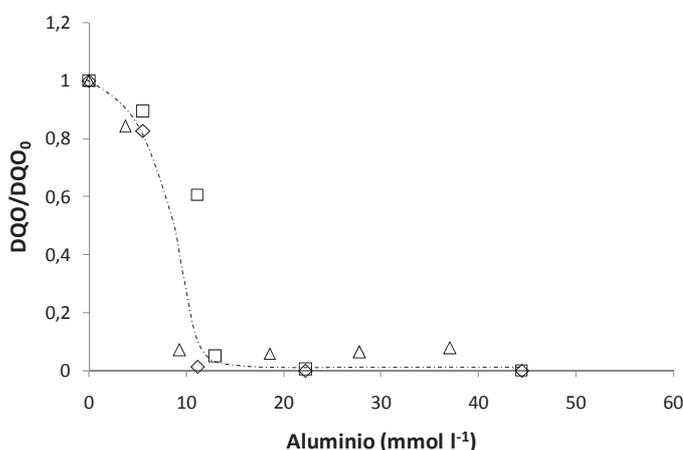


Figura 5.15. Influencia de la concentración de coagulante en la eliminación de DQO de un agua residual en un proceso de coagulación química empleando aluminio como coagulante. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado Δ 0 mg PHE kg^{-1} , \diamond $500 \text{ mg PHE kg}^{-1}$, \square $5000 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; Concentración de surfactante: 10 g SA l^{-1} ; $\text{pH}_{\text{inicial}}$ 8-10.

5.5.2. Estudio de tratabilidad mediante Electrocoagulación.

El proceso de electrocoagulación se diferencia principalmente del de coagulación química en el modo de adición del reactivo. En coagulación convencional, el reactivo se añade directamente como sal metálica y en electrocoagulación se genera mediante electrodisolución de un ánodo de sacrificio, generalmente de aluminio o hierro.

En este apartado se describe el proceso de electrocoagulación en el tratamiento del efluente de un proceso de lavado convencional con surfactantes de suelos contaminados con PHE. El rendimiento y eficacia de esta tecnología depende entre otros factores del pH del agua residual y del material electródico empleado. Otro factor importante es la densidad de corriente aplicada a la celda electroquímica, ya que está directamente relacionada con la cantidad de coagulante adicionado al sistema. En este trabajo se han empleado valores de densidad de corriente típicos para el tratamiento de aguas con características similares ($7,5$ y 12 mA cm^{-2}).

Al igual que en el estudio de coagulación química, se han realizado unos ensayos previos de electrocoagulación de disoluciones acuosas de surfactante para comprobar la viabilidad de este tratamiento. La Figura 5.16. muestra los resultados obtenidos en los ensayos de electrocoagulación de los agentes de lavado cuya caracterización se indica en la Tabla 5.11.

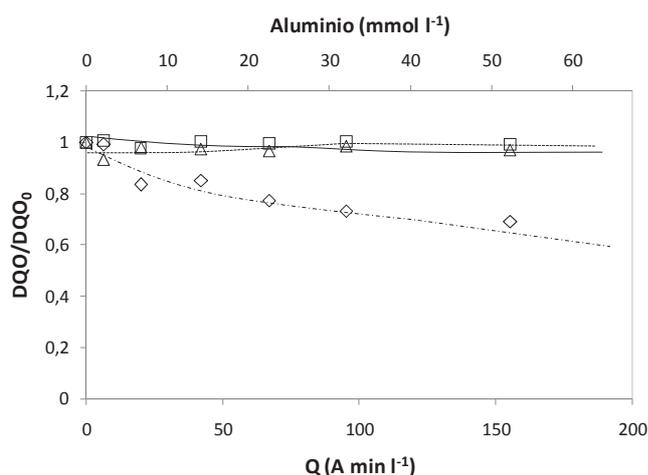


Figura 5.16. Influencia de la concentración de aluminio y de la carga eléctrica aplicada (Q) en la eliminación de DQO en un proceso de electrocoagulación empleando electrodos de aluminio. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: agente de lavado \diamond SA, \square SC, Δ SNI; Concentración de surfactante: 10 g l^{-1} ; Densidad de corriente: 12 mA cm^{-2} ; Caudal de recirculación: 50 l h^{-1} .

Se puede observar que el proceso de electrocoagulación es totalmente ineficaz para el tratamiento de las aguas que contienen SC y SNI. Sin embargo, en el ensayo realizado con SA se observa un descenso de la DQO lineal con la dosis de aluminio electrogenerada en el sistema. No obstante, es importante resaltar que a pesar de las

altas concentraciones de aluminio en el medio, el porcentaje de eliminación de DQO es relativamente bajo (menor del 30%).

En la Figura 5.17. se muestran las variaciones en el pH y el potencial zeta medidos en los tres ensayos anteriores. Se puede observar en todos los casos que el pH aumenta con la dosis de aluminio, hasta alcanzar un valor de pH en estado estacionario que depende del tipo de agente de lavado tratado, aunque es superior a 7 en todos los casos. Respecto a la evolución del potencial zeta, las diferencias observadas son más significativas dependiendo del surfactante presente en el tratamiento: valores positivos en el caso del SC, negativos cuando se emplea SA y cercanos a cero con el SNI.

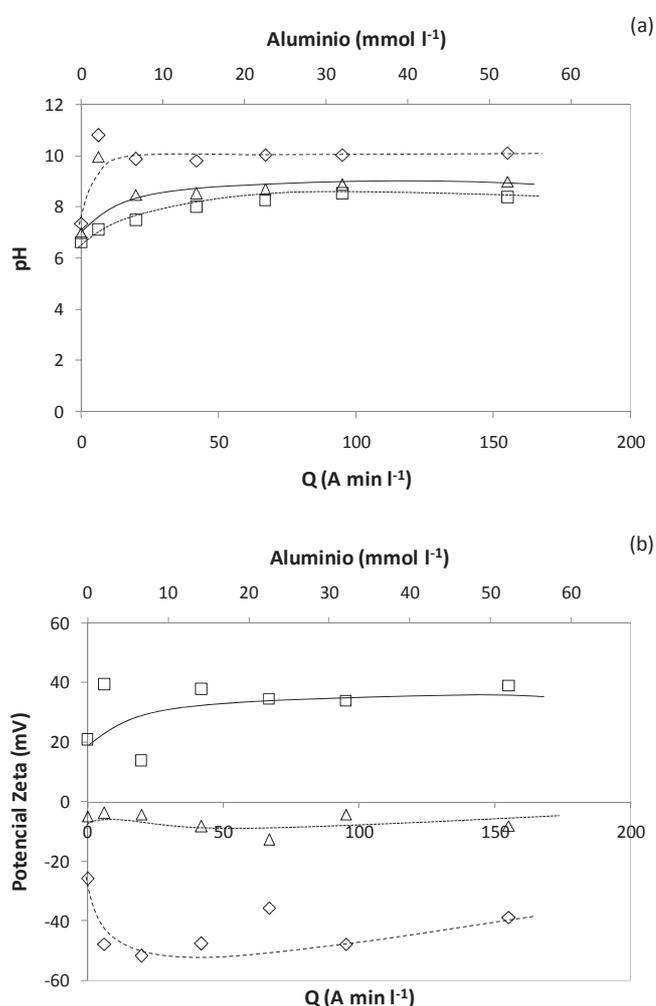


Figura 5.17. Influencia de la concentración de aluminio y de la carga eléctrica aplica (Q) en la evolución del (a) pH y (b) potencial zeta en un proceso de electrocoagulación empleando electrodos de aluminio. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: agente de lavado \diamond SA, \square SC, Δ SNI; Concentración de surfactante: 10 g l^{-1} ; Densidad de corriente: 12 mA cm^{-2} ; Caudal de recirculación: 50 l h^{-1} .

El valor final de pH obtenido parece indicar que el precipitado de hidróxido de aluminio es la principal especie presente en el medio, ya que el pH alcanzado no es suficientemente básico para favorecer la presencia de cantidades significativas de especies aniónicas. Este precipitado de aluminio parece ser incapaz de retener las moléculas de SC y SNI, por lo que el potencial zeta se mantiene invariable con la dosificación de metal. Este hecho corrobora que la eliminación de DQO en estos casos sea prácticamente nula. Sin embargo, en el agua residual compuesta por SA se observa una ligera tendencia ascendente del potencial zeta, lo que sugiere que se están eliminando del sistema partículas con cierta carga negativa. Esta circunstancia se corresponde con la eliminación lineal de la DQO observada en la Figura 5.15., probablemente debida al arrastre de surfactante que está generando la sedimentación del precipitado de aluminio presente en el sistema.

En base a estos resultados, los estudios posteriores se centran en la electrocoagulación de aguas residuales generadas en el lavado de suelos contaminados con PHE utilizando disoluciones de SA como agente de lavado.

i) Influencia del pH inicial.

En este apartado se evalúa la influencia del pH inicial del efluente en el rendimiento obtenido por electrocoagulación. Para ello, se han realizado ensayos a distintos pHs iniciales: pH cercano a la neutralidad (como modelo de efluentes de procesos de lavado de suelo convencional) y $\text{pH}_{\text{inicial}}$ ácido (como modelo de efluentes extraídos desde la zona anódica de un proceso de lavado electroquímico de suelos). No se han realizado ensayos con $\text{pH}_{\text{inicial}}$ básico debido a que en el apartado 5.5.1. se ha comprobado que el proceso de coagulación está favorecido a pH ácido. En este estudio se han monitorizado como parámetros de control la turbidez, para determinar la eliminación de contaminación particulada, la DQO, para evaluar la eliminación de materia orgánica.

La Figura 5.18. muestra la evolución de la DQO y la turbidez en los ensayos realizados en función del pH inicial del efluente.

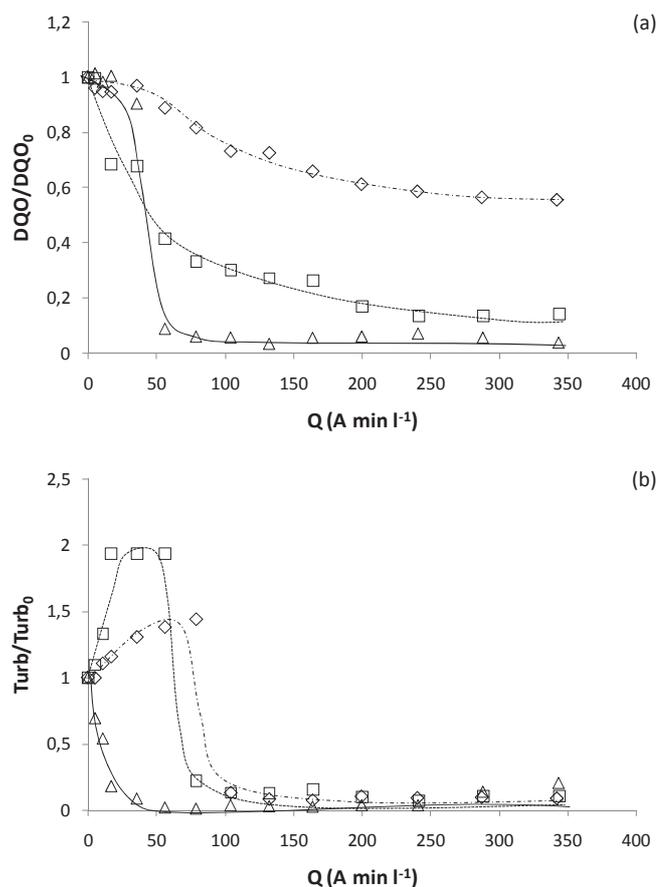


Figura 5.18. Influencia de la carga eléctrica aplicada (Q) en la eliminación de (a) DQO y (b) turbidez en un proceso de electrocoagulación empleando electrodos de aluminio. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado $500 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; Concentración de surfactante: 10 g SA l^{-1} ; Densidad de corriente: $7,5 \text{ mA cm}^{-2}$; Caudal recirculación: 50 l h^{-1} ; \diamond pH_{inicial} 8-10; \square pH_{inicial} 2; \triangle pH_{inicial} 1,4.

En todos los ensayos se produce una disminución de la turbidez hasta valores próximos a cero. Sin embargo, la tendencia es muy distinta en los tres casos estudiados. En el caso del pH inicial muy ácido (pH 1,4), la turbidez disminuye de forma continua con la carga eléctrica aplicada, mientras que en los otros dos casos, hay una etapa inicial en la que la turbidez aumenta. Este incremento puede deberse a la dispersión de partículas de caolinita, a la formación inicial de una suspensión de Al(OH)_3 favorecida por estos pHs, o incluso a la formación de microburbujas debidas a la electrolisis del agua. Tras este incremento, se produce un descenso brusco hasta valores cercanos a cero. Estos comportamientos diferentes deben de estar relacionados con los distintos mecanismos de coagulación implicados.

Asimismo, se observa una tendencia diferente en la ruptura de la emulsión SA-PHE y, por tanto, en la eliminación de los compuestos orgánicos presentes en el

efluente, cuya concentración globaliza el parámetro DQO. En todos los casos, se produce un continuo descenso de la DQO, pero la velocidad de eliminación depende del pH inicial. En condiciones ácidas extremas, la DQO disminuye rápidamente hasta cero mientras que en las otras condiciones, la eliminación es menos eficiente y los porcentajes alcanzados son inferiores.

En la Figura 5.19. se representan los perfiles de conductividad, pH y potencial zeta frente a la carga eléctrica en los ensayos comentados anteriormente.

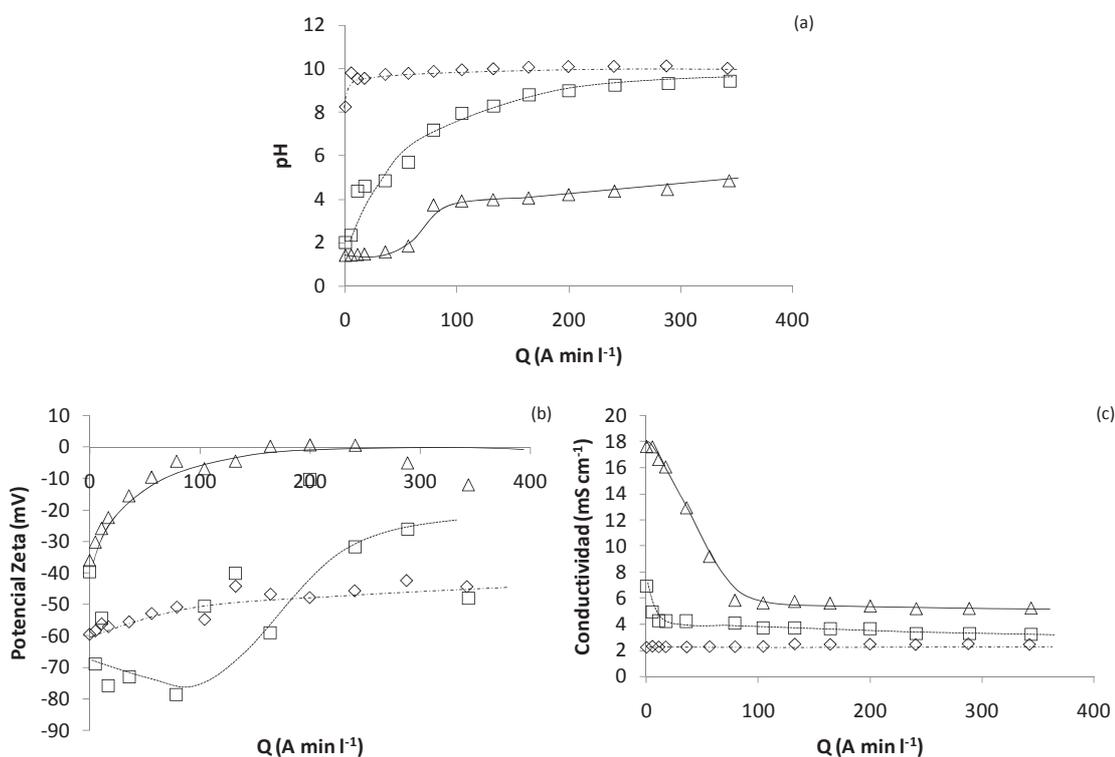


Figura 5.19. Perfiles de (a) pH, (b) potencial zeta y (c) conductividad respecto a la carga eléctrica obtenida en un proceso de electrocoagulación empleando electrodos de aluminio. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado $500 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; Concentración de surfactante: 10 g SA l^{-1} ; Densidad de corriente: $7,5 \text{ mA cm}^{-2}$; Caudal recirculación: 50 l h^{-1} ; \diamond $\text{pH}_{\text{inicial}}$ 8-10; \square $\text{pH}_{\text{inicial}}$ 2; Δ $\text{pH}_{\text{inicial}}$ 1,4.

Se observa que en todos los ensayos, el pH se eleva a medida que aumenta la carga eléctrica hasta alcanzar un valor constante. En los ensayos con $\text{pH}_{\text{inicial}}$ de 8 y 2, se estabiliza en torno a pH 10, mientras que para un $\text{pH}_{\text{inicial}}$ de 1,4 el valor final se mantiene alrededor de 4. Esto hace suponer que las especies coagulantes presentes en

los dos primeros ensayos serán similares y distintas a las del tercero. En el Figura 5.19.(b) se observa que el potencial zeta aumenta, pero únicamente para un pH inicial de 1,4 se alcanza el punto isoeléctrico. En base a estos resultados y a la evolución de DQO y turbidez, se puede afirmar la existencia de diferentes mecanismos de coagulación en función del pH inicial del efluente.

En condiciones de pH extremadamente ácidas (pH 1,4), la rápida eliminación de DQO y turbidez puede ser explicada mediante una eficaz neutralización de cargas. La rápida variación del potencial zeta hacia el punto isoeléctrico corrobora esta afirmación. Cuando el pH del medio es más básico, el mecanismo de inmersión en precipitado puede justificar los resultados obtenidos. La electrocoagulación del efluente con un pH inicial de 2 muestra una tendencia intermedia que puede ser explicada mediante un mecanismo mixto de coagulación por arrastre en inmersión de precipitado de las partículas de caolinita y las micelas SA-PHE, así como de neutralización de las cargas superficiales de las micelas.

Por último, es importante destacar el descenso de conductividad del efluente durante el tratamiento. Esta tendencia sugiere la existencia de un descenso de la concentración iónica del efluente, que puede ser debida a la precipitación por neutralización producida por el aluminio sobre las micelas de surfactante. La reducción significativa de la conductividad junto con la neutralización del pH del efluente, se presentan como ventajas adicionales de esta tecnología frente a otros tratamientos convencionales.

ii) Influencia del material electrodico.

Aunque los electrodos de hierro y aluminio producen cationes trimetálicos durante su disolución electroquímica, las especies de hidrólisis (Cañizares y col. 2007d; Hernández y col. 2009) son muy diferentes y por ello, se puede esperar que los mecanismos de coagulación responsables de la eliminación sean distintos. Además, el efecto del pH en la disolución química del aluminio es muy importante. En condiciones alcalinas, la concentración de aluminio liberado es muy elevada, incluso cuando se emplea como cátodo en la celda electroquímica debido al fuerte pH básico producido en las proximidades de la superficie catódica (reducción del agua). Este efecto no es

importante en el caso del hierro que se comporta como un material catódico inerte durante el proceso de electrocoagulación.

Por todo ello, se ha evaluado la influencia del tipo de material electródico empleado en el rendimiento del proceso de electrocoagulación. Para ello, se han empleado tres reactores con las siguientes configuraciones: Al ánodo/Al cátodo, Fe ánodo/Al cátodo y Fe ánodo/Fe cátodo. En las figuras 5.20. a 5.22. se muestran los valores de turbidez, DQO y conductividad obtenidos cuando el sistema ha alcanzado el estado estacionario en función del pH inicial del efluente y del material electródico.

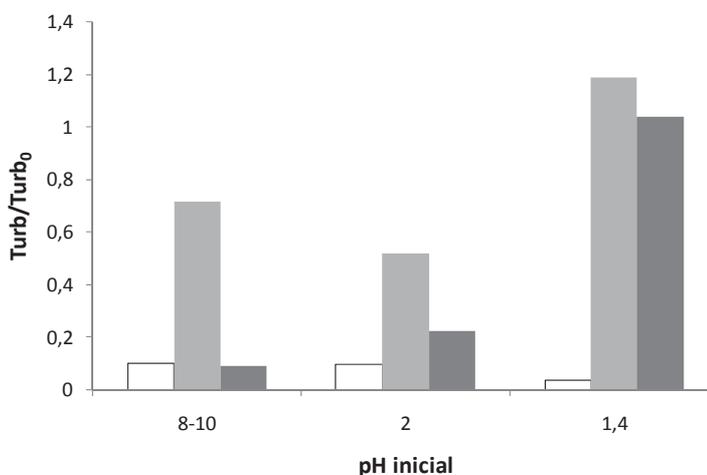


Figura 5.20. Turbidez obtenida en procesos de electrocoagulación de efluentes de lavado de suelos. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado $500 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; Concentración de surfactante: 10 g SA l^{-1} ; Densidad de corriente: $7,5 \text{ mA cm}^{-2}$; Caudal recirculación: 50 l h^{-1} ; Reactor: □ Al/Al, ■ Fe/Fe, ■ Fe/Al (Ánodo/Cátodo).

En la Figura 5.20. se puede observar que el hierro tiene un efecto negativo en la eliminación de turbidez del sistema. Los mejores resultados se obtienen cuando se emplea un reactor con ánodo y cátodo de aluminio y, en particular, cuando el pH del efluente es muy ácido. Este hecho sugiere que los mecanismos de neutralización de carga (típicos del aluminio bajo estas condiciones) favorecen la eliminación de las partículas de suelo arrastradas, mientras que los precipitados formados por el hierro, no producen el efecto deseado. En el reactor combinado de hierro y aluminio (utilizado como cátodo) tampoco se produce ninguna mejora. Esta situación se explica claramente en publicaciones previas de nuestro grupo de investigación (Cañizares y col., 2007c,d), en las que se aplica la electrocoagulación a suspensiones de caolinita utilizando ambos electrodos, y se demuestra los diferentes mecanismos de eliminación de dichos coloides.

En la Figura 5.21. se muestra, una vez más, que el reactor equipado con el ánodo y el cátodo de aluminio presenta los mejores resultados. Además, se puede observar que el pH es un parámetro crítico en la eficacia del proceso, valor que aumenta de forma importante en condiciones muy ácidas. Esto significa que la electrocoagulación podría ser una tecnología de referencia en el tratamiento de efluentes de procesos de remediación de suelos mediante lavado electroquímico del mismo, ya que dichos efluentes se extraen de zonas cercanas a donde están posicionados los ánodos y donde el pH es muy ácido. Por otro lado, el efecto combinado de hierro y aluminio no solo no mejora el proceso, sino que incluso tiene un efecto perjudicial sobre los resultados. Por lo tanto, los mecanismos de inmersión en precipitado no favorecen la eficacia de este proceso.

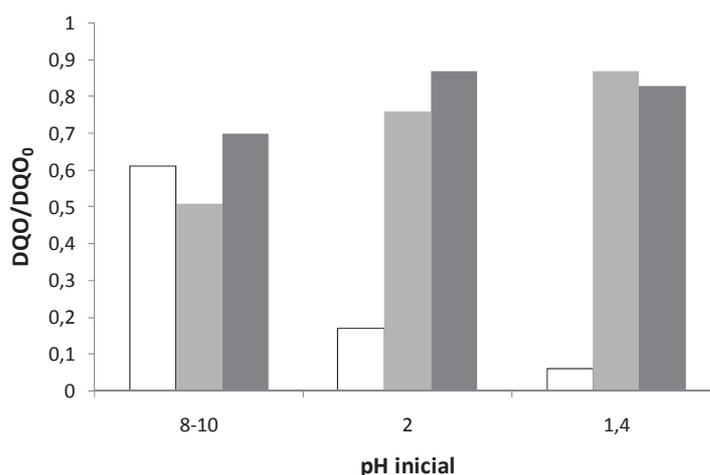


Figura 5.21. DQO obtenida en procesos de electrocoagulación de efluentes de lavado de suelos. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado $500 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; Concentración de surfactante: 10 g SA l^{-1} ; Densidad de corriente: $7,5 \text{ mA cm}^{-2}$; Caudal recirculación: 50 l h^{-1} ; Reactor: □ Al/Al, ■ Fe/Fe, ■ Fe/Al (Ánodo/Cátodo).

El último parámetro importante a considerar cuando se comparan la influencia de los materiales de los electrodos sobre la eficiencia del proceso de electrocoagulación es la conductividad (Figura 5.22.). En los procesos de coagulación química, se observa, frecuentemente, un aumento de la conductividad del efluente tratado. Sin embargo, una de las ventajas más importantes de la electrocoagulación es la disminución de la conductividad durante la dosificación del reactivo. Este fenómeno se observa en la Figura 5.22., donde la conductividad aumenta solo en los experimentos a pH

ligeramente alcalino, mientras que los experimentos a pH ácido muestran una disminución significativa en este parámetro. Este hecho es importante porque la calidad del efluente tratado no solo depende de la eliminación de contaminantes, sino también de una baja conductividad. Además, en este caso el pH parece tener un efecto importante ya que la disminución de la conductividad es más marcada para valores de pH muy ácido. Una vez más, el reactor con electrodos de Al/Al presenta los mejores resultados de eliminación y, por lo tanto, esta combinación electródica se recomienda para el tratamiento de este tipo de efluentes.

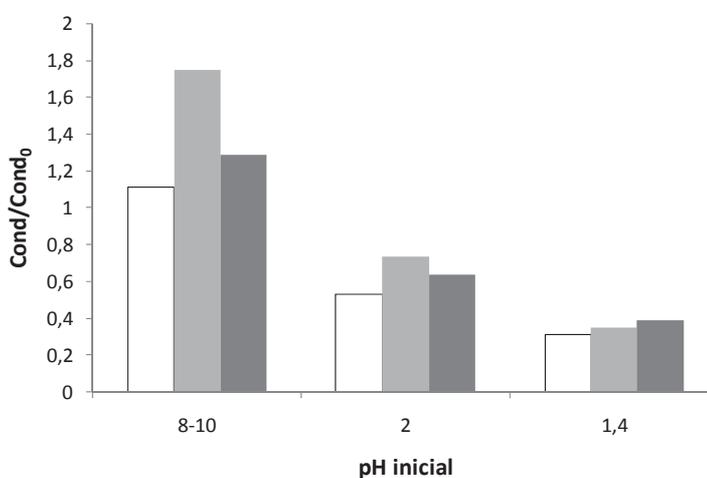


Figura 5.22. Conductividad obtenida en procesos de electrocoagulación de efluentes de lavado de suelos. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado $500 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; Concentración de surfactante: 10 g SA l^{-1} ; Densidad de corriente: $7,5 \text{ mA cm}^{-2}$; Caudal recirculación: 50 l h^{-1} ; Reactor: □ Al/Al, ■ Fe/Fe, ■ Fe/Al (Ánodo/Cátodo).

Para finalizar este apartado, en la Figura 5.23. se muestra la variación de la concentración de PHE y una fotografía del efluente antes y después del tratamiento llevado a cabo con el reactor de Al/Al. Se puede observar que la concentración de PHE desciende drásticamente para valores de carga de 55 A min l^{-1} y que el efluente tratado se ha clarificado. Estos resultados confirman que el efluente del proceso de electrocoagulación con electrodos de aluminio está completamente libre de contaminación coloidal, surfactante y PHE.

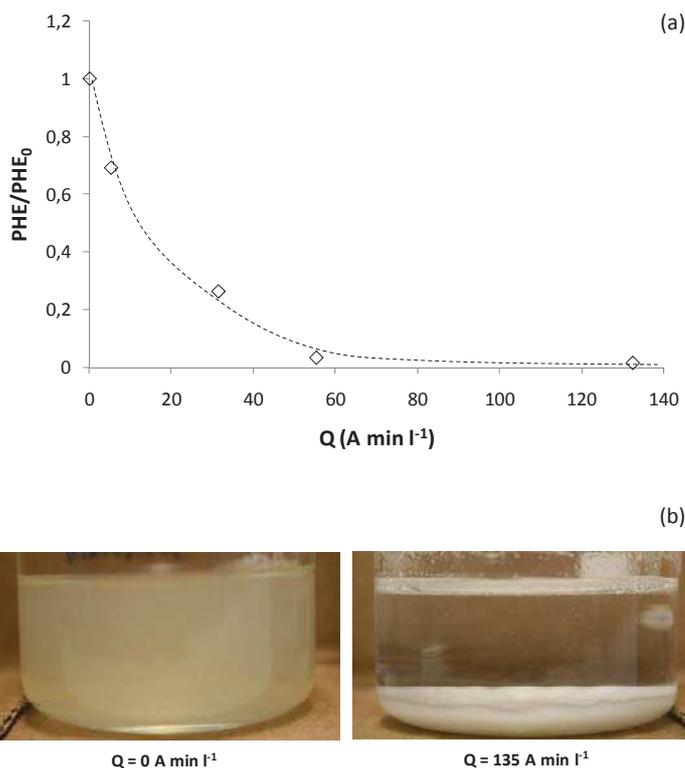


Figura 5.23. (a) Evolución de la concentración de PHE con la carga eléctrica aplicada en un proceso de electrocoagulación empleando electrodos de aluminio. (b) Fotografía del efluente antes y después de realizar un tratamiento de electrocoagulación. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado $500 \text{ mgPHE kg}^{-1}$; Concentración de surfactante: 10 g SAl^{-1} ; Densidad de corriente: $7,5 \text{ mA cm}^{-2}$; Caudal recirculación: 50 l h^{-1} ; $\text{pH}_{\text{inicial}}$ 1,4; Reactor: Al/Al (Ánodo/Cátodo).

5.5.3. Estudio de tratabilidad mediante Oxidación Fenton.

En este apartado se estudia la viabilidad de la oxidación Fenton en el tratamiento de los efluentes generados en el lavado con surfactantes de suelos contaminados con PHE. Esta tecnología se basa en el empleo de H_2O_2 y sales de Fe^{2+} en medio ácido para promover la descomposición catalítica del H_2O_2 en radicales $\text{HO}\cdot$, que oxidan la materia orgánica presente en el efluente a tratar.

En la Figura 5.24. se muestran los resultados de eliminación de DQO obtenidos en función de la concentración de H_2O_2 empleada. En todos los casos se ha empleado una concentración de peróxido inferior a la estequiométrica ($40 \text{ g H}_2\text{O}_2 \text{ l}^{-1}$) y una concentración de hierro 160 mM Fe^{2+} que corresponde con una relación $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_{2\text{estequiométrico}}$ de 1:5. El pH inicial del medio de reacción es 3.

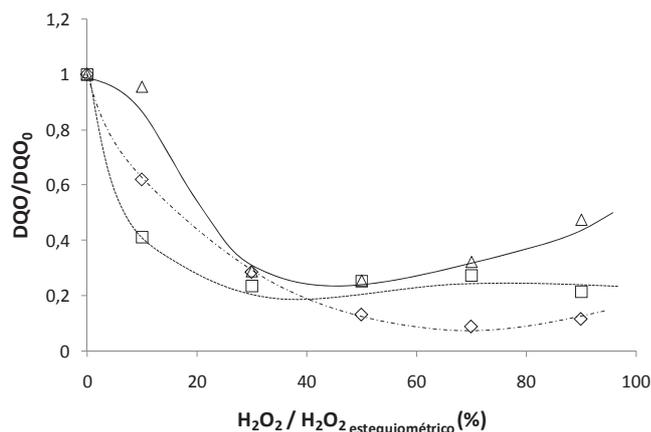


Figura 5.24. Influencia de la concentración de peróxido empleada en la eliminación de DQO en un proceso de oxidación Fenton utilizando una relación de Fe de 1:5 del H₂O₂ estequiométrico. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado 500 mg PHE kg⁻¹; Concentración de surfactante: \diamond 10 g SA l⁻¹, \square 10 g SC l⁻¹, Δ 10 g SNI l⁻¹; pH_{inicial} 3.

Se puede observar que en el intervalo de concentraciones estudiado, y con las dosis de H₂O₂ y Fe²⁺ empleadas, la oxidación Fenton es una técnica eficaz para la eliminación de la DQO de los efluentes del lavado de suelos. Independientemente de la naturaleza del efluente, se alcanzan porcentajes de eliminación de DQO superiores al 80% para concentraciones de H₂O₂estequiometrico en el intervalo de 30-50%. Concentraciones superiores de H₂O₂ no mejoran la eficacia del proceso, lo que debe estar relacionado con la formación de intermedios refractarios al tratamiento (Paz, 2007).

A continuación, se ha evaluado la influencia de la concentración de Fe²⁺ empleando una concentración de peróxido del 30 % con respecto a la estequiométrica (12 g l⁻¹). En la Figura 5.25. se muestran los resultados de eliminación de DQO obtenidos en estos ensayos en función de la concentración de Fe²⁺.

Los resultados muestran que en todos los casos se obtiene una eliminación de DQO próxima al 90 %. Sin embargo, la concentración de hierro necesaria para alcanzar la eliminación de DQO máxima depende del tipo de efluente. En el caso del efluente obtenido con SNI se necesita una concentración de hierro de 73 mmol l⁻¹, mientras que en el caso de los efluentes generados con SC y SA se precisan concentraciones muy superiores de 125 y 130 mmol l⁻¹ de hierro, respectivamente.

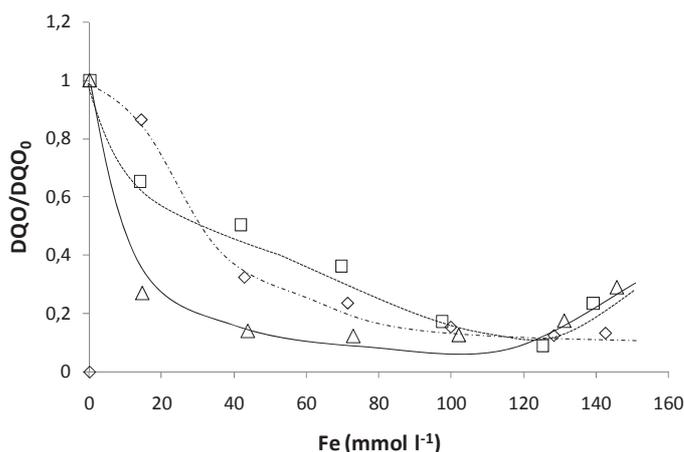


Figura 5.25. Influencia de la concentración de hierro empleada en la eliminación de DQO en un proceso de oxidación Fenton utilizando un 30% del H_2O_2 estequiométrico. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado $500 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; Concentración de surfactante: \diamond 10 g SA l^{-1} , \square 10 g SC l^{-1} , Δ 10 g SNI l^{-1} ; $\text{pH}_{\text{inicial}} 3$.

En este punto, es preciso señalar que aunque se produce una buena eliminación de DQO en los efluentes con SA, la oxidación Fenton no es una tecnología competitiva en el tratamiento de este tipo de efluentes de lavado. En este caso, la coagulación química permite alcanzar unos rendimientos similares con una concentración de 10 mmol l^{-1} de Fe y sin necesidad de emplear H_2O_2 como reactivo. Por todo ello, se puede afirmar que los efluentes generados en el lavado con surfactantes de suelo contaminados con PHE, pueden ser tratados mediante oxidación Fenton, si bien, el coste de los reactivos, en especial el del peróxido de hidrógeno, condiciona el empleo de esta técnica.

5.5.4. Estudio de tratabilidad mediante Oxidación Electroquímica.

Los métodos de oxidación electroquímica pueden ser empleados en la eliminación de la carga orgánica de efluentes industriales, mediante la oxidación directa de los compuestos orgánicos en la superficie electródica (combustión electroquímica fría). No obstante, con los materiales electródicos existentes hasta hace unos años, estos procesos de oxidación directa solo podían llevarse a cabo con baja eficacia de corriente y baja vida útil del material electródico. En los últimos años la tecnología electroquímica ha experimentado un gran avance gracias al desarrollo y estudio de nuevos materiales electródicos, entre los que se encuentran los recubrimientos de

diamante dopado con boro (DDB). Estos electrodos están formados por la deposición de una capa de diamante sobre un sustrato que generalmente suele ser silicio, y cuya función es favorecer el flujo de corriente hacia el electrodo depositado, y servir de soporte mecánico. Los electrodos DDB presentan elevados sobrepotenciales para la evolución de oxígeno y, además, su uso no favorece los procesos de polimerización y permiten obtener mayores rendimientos en la utilización de la energía eléctrica (Panizza y col., 2000). Por estos motivos, el diamante es considerado en la actualidad como el mejor material anódico para la aplicación de la tecnología electroquímica al tratamiento de efluentes acuosos. No obstante, debido al elevado coste del material electródico, otros tipos de materiales son empleados en la aplicación de esta tecnología, como los ánodos dimensionalmente estables, DSA®. Estos electrodos están formados por la deposición de una capa de metales preciosos, como Iridio, Rutenio, Platino, Rodio, Tantalio sobre Titanio.

En base a estas circunstancias, en esta parte del trabajo se han planteado una serie de ensayos de oxidación electroquímica de los efluentes generados en el lavado de suelos contaminados con PHE (500 mg kg⁻¹) con los tres surfactantes seleccionados (10 g l⁻¹), en los que se ha estudiado la influencia del material anódico empleado en el rendimiento del proceso. Para ello, se han utilizado dos tipos de ánodos: Diamante Dopado con Boro (DDB) y Ánodo Dimensionalmente Estable (DSA®). El rendimiento y eficacia de estas tecnologías depende entre otros factores de la densidad de corriente aplicada. En este estudio se ha empleado un valor de 30 mA cm⁻², que es un valor típico empleado en el tratamiento de aguas residuales (Cañizares y col. 2007c; 2008 b; Paz, 2007). Respecto al progreso de la reacción electroquímica, se ha empleado la carga eléctrica específica (Ecuación 5.3.), ya que este parámetro analiza el progreso del ensayo independientemente de la escala y las condiciones operativas empleadas.

$$Q = \frac{j \cdot A \cdot t}{V} \quad 5.3.$$

En esta ecuación, j es la densidad de corriente (A m⁻²), A es la superficie del ánodo (m²), t es el tiempo de experimentación (h) y V el volumen de fluido que circula por la instalación durante el tratamiento (dm³).

En la Figura 5.26. se muestra la variación de la DQO con respecto de la carga eléctrica aplicada en los ensayos de electrooxidación con ánodos DDB de los tres efluentes de lavado estudiados.

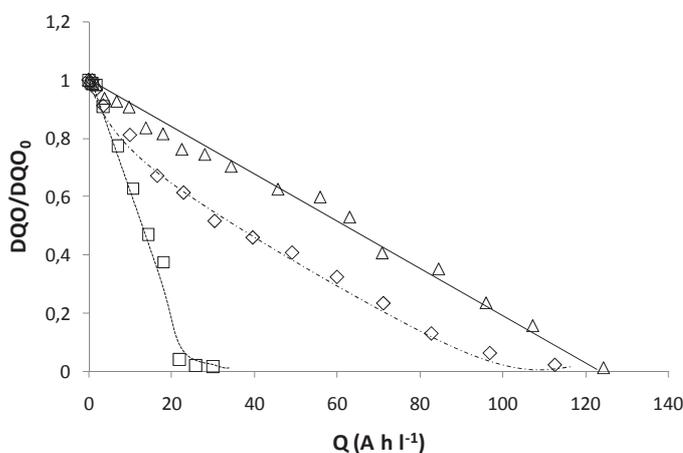


Figura 5.26. Variación de la eliminación de DQO en un proceso de electrooxidación utilizando un ánodo DDB. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado $500 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; Concentración de surfactante: \diamond 10 g SA l^{-1} , \square 10 g SC l^{-1} , Δ 10 g SNI l^{-1} ; Densidad de corriente: 30 mA cm^{-2} .

Se observa que el proceso de electrooxidación con DDB es capaz de reducir significativamente la carga orgánica de los efluentes independientemente del surfactante utilizado en el proceso de lavado de suelos. Sin embargo, se puede observar que la eficiencia del proceso depende en gran medida del tipo de surfactante presente en el efluente. El tratamiento del efluente con SC es el más eficiente, alcanzándose la mineralización total del efluente con una carga eléctrica de 25 A h l^{-1} . Por el contrario, el tratamiento electroquímico del efluente que contiene SNI precisa de una carga eléctrica de 125 A h l^{-1} para alcanzar una eliminación del 100% de DQO.

Las variaciones del pH y de la conductividad obtenidas en los ensayos se muestran en la Figura 5.27. Se observa un descenso importante en el pH que puede ser debido a la formación de ácidos carboxílicos durante el tratamiento. La conductividad depende fuertemente del tipo de efluente tratado. Así, en el ensayo realizado con el efluente generado con SNI no presenta una variación muy marcada. Sin embargo, en el ensayo con SA se muestra un incremento lineal de la conductividad. Este comportamiento puede ser explicado por la liberación de grupos iónicos de la molécula de surfactante durante el proceso de electrooxidación. El ensayo con el efluente

compuesto por SC muestra una tendencia distinta: inicialmente, la conductividad desciende y posteriormente comienza a incrementarse.

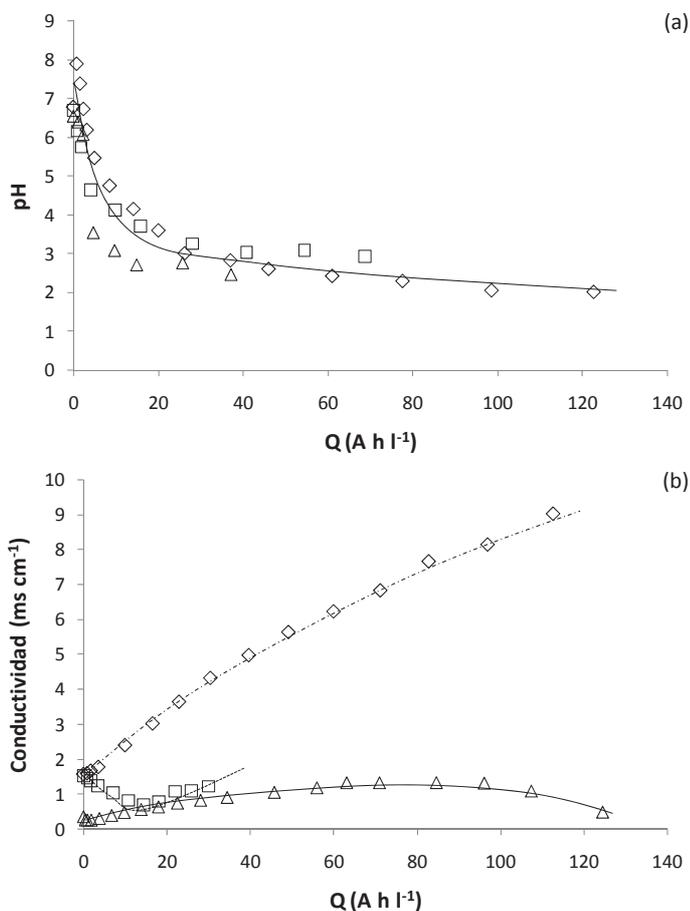


Figura 5.27. Variación de (a) pH y (b) conductividad en un proceso de electrooxidación utilizando un ánodo DDB. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado 500 mg PHE kg⁻¹; Concentración de surfactante: \diamond 10 g SA l⁻¹, \square 10 g SC l⁻¹, Δ 10 g SNI l⁻¹; Densidad de corriente: 30 mA cm⁻².

A continuación, en la Figura 5.28 se muestra la influencia de la DQO en la eficiencia de corriente media (Ecuación 5.4.) del proceso de electrooxidación, junto con la eficacia predicha por un modelo propuesto en bibliografía para la electrooxidación con ánodos de diamante conductor y validado con una gran variedad de aguas residuales (Comninellis y Pulgarin, 1991, Gherardini y col. 2001; Panizza y col. 2001; Rodrigo y col., 2001; Cañizares y col. 2002).

$$ECM = \frac{(DQO_o - DQO_t) F V}{8 I t} \quad 5.4$$

En la ecuación anterior, ECM es la eficiencia de corriente media, DQO_o y DQO_t son la DQO a tiempo cero y a un tiempo t , I es la intensidad de corriente, F es la constante de Faraday, V es el volumen de electrolito y δ un factor que proporciona consistencia dimensional a la ecuación $((32 \text{ g mol}^{-1} \text{ O}_2)/(4 \text{ mol e}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \text{ O}_2))$.

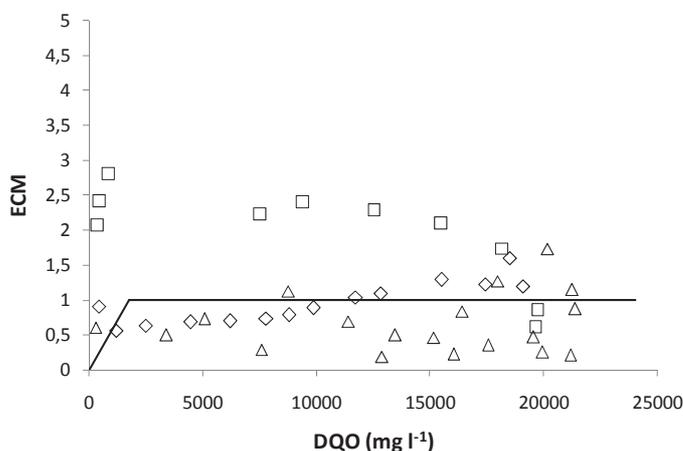


Figura 5.28. Variación de la Eficiencia de corriente media (ECM) con la DQO en un proceso de electrooxidación utilizando un ánodo DDB. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado $500 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; Concentración de surfactante: \diamond 10 g SA l^{-1} , \square 10 g SC l^{-1} , Δ 10 g SNI l^{-1} ; Densidad de corriente: 30 mA cm^{-2} .

El modelo supone que la velocidad de oxidación electroquímica de los compuestos orgánicos, con radicales $\text{OH}\cdot$ electrogenerados en el proceso, y/o con los electrones aportados al sistema, es rápida, estando controlada por el transporte de contaminante hacia el ánodo. Sin embargo, como se observa en la Figura 5.28., el modelo no reproduce satisfactoriamente los resultados experimentales obtenidos en la electrooxidación de los tres efluentes de lavado estudiados. Este hecho puede ser debido a la contribución de otros mecanismos de degradación a la oxidación de la materia orgánica presente en el medio. De hecho, en bibliografía se ha comprobado (Cañizares y col. 2007c) que, en la oxidación electroquímica con ánodos DDB de aguas residuales, la oxidación de la materia orgánica puede ocurrir tanto de forma directa sobre la superficie del electrodo, como de forma indirecta por la acción de los agentes oxidantes inorgánicos electrogenerados en el ánodo a partir de iones presentes en el medio de reacción (Cañizares y col. 2005, 2009; Weiss y col. 2008; Sánchez-Carretero y col. 2011). Una u otra vía se ven favorecidas en función de la composición del agua residual y de las condiciones de operación mantenidas. Si bien, los procesos de oxidación

indirecta tienen especial importancia cuando en el medio de reacción existen o se liberan especies inorgánicas susceptibles de ser oxidadas, tales como sulfatos, fosfatos o cloruros, que pueden transformarse en reactivos con gran poder oxidante (persulfatos, perfosfatos e hipoclorito, respectivamente).

Como se ha comentado con anterioridad, los surfactantes catiónico y el aniónico empleados contienen átomos de cloro y grupos sulfato en su estructura química, respectivamente. Estos grupos pueden ser liberados de la molécula durante el tratamiento y, posteriormente, pueden transformarse en hipoclorito (Sánchez-Carretero y col. 2011) y persulfato (Cañizares y col. 2009). En ambos casos, los procesos de oxidación indirecta podrían explicar las elevadas eficacias obtenidas en el tratamiento. Además, en base a los resultados obtenidos, se puede afirmar que la materia orgánica es más eficientemente oxidada por la acción del hipoclorito que del persulfato. Esta circunstancia podría explicarse si se tiene en cuenta que la generación de hipoclorito está favorecida frente a la del persulfato (este último posee un potencial de oxidación superior, 2,05 V respecto al electrodo de referencia de hidrógeno frente a 0,89 V).

A continuación, con la finalidad de evaluar la influencia del material anódico, se ha realizado una serie de ensayos de electrooxidación con ánodo DSA. Los resultados obtenidos en la variación de la DQO en función del efluente tratado se muestran en la Figura 5.29.

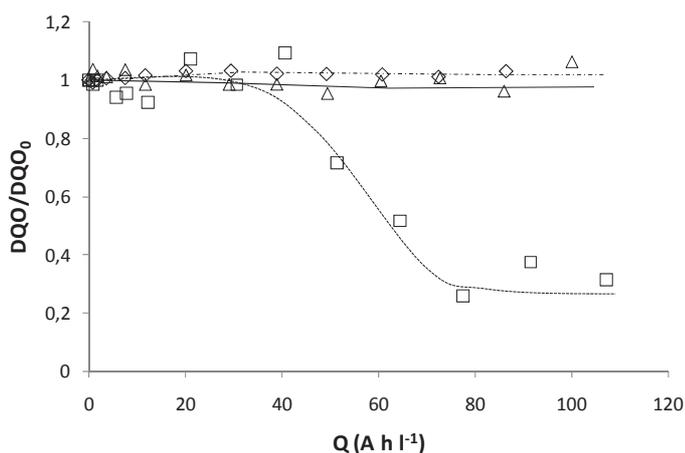


Figura 5.29. Variación de la eliminación de DQO en un proceso de electrooxidación utilizando un ánodo DSA. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado 500 mg PHE kg⁻¹; Concentración de surfactante: \diamond 10 g SA l⁻¹, \square 10 g SC l⁻¹, \triangle 10 g SNI l⁻¹; Densidad de corriente: 30 mA cm⁻².

En contraste con los resultados obtenidos en los ensayos realizados con DDB, los ánodos DSA son ineficaces en el tratamiento de los efluentes generados en el lavado de suelos con SA y SNI, aunque permiten alcanzar porcentajes de eliminación de DQO superiores al 80% para el efluente de lavado con SC. Esto indica que la oxidación efectiva de contaminantes con este material anódico está relacionada con la formación de especies oxidantes de cloro electrogeneradas. De hecho, los electrodos DSA son muy empleados en la industria cloro-alcalina debido a la elevada eficacia que presentan.

Estas observaciones son consistentes con los resultados mostrados en la Figura 5.30., donde se puede observar la variación de la conductividad y del pH. La conductividad se mantiene constante en los efluentes de lavado con SA y SNI. En los efluentes con SC la conductividad disminuye sugiriendo algún tipo de proceso de precipitación o polimerización. El pH disminuye ligeramente en los tres casos.

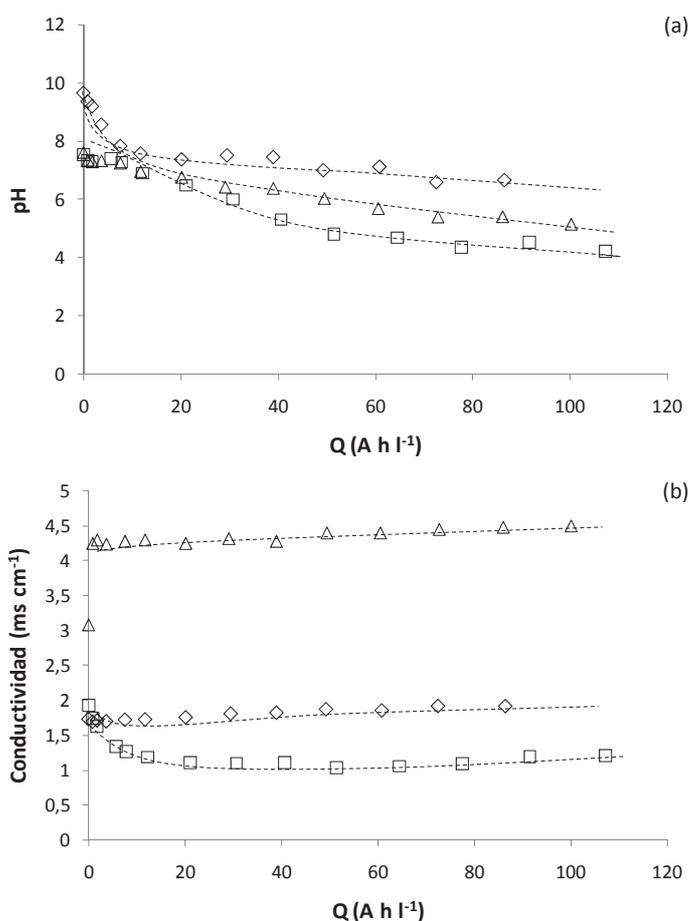


Figura 5.30. Variación de (a) pH y (b) conductividad en un proceso de electrooxidación utilizando un ánodo DSA. Condiciones experimentales: Tipo de agua tratada: efluente de lavado de un suelo (caolinita) contaminado $500 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; Concentración de surfactante: \diamond 10 g SA l^{-1} , \square 10 g SC l^{-1} , Δ 10 g SNI l^{-1} ; Densidad de corriente: 30 mA cm^{-2} .

De los resultados obtenidos con ánodo DDB y ánodo DSA®, se puede afirmar que la tecnología de oxidación electroquímica con Diamante Dopado con Boro como material electrodico es viable para el tratamiento de los efluentes generados en procesos de lavado con surfactantes de suelos contaminados con PHE. No obstante, el ánodo DSA®, con un coste aproximadamente diez veces menor que el ánodo DDB pero menor actividad que éste, es apto, asimismo, para el tratamiento del efluente generado con SC dada la naturaleza de la molécula de dicho surfactante.

5.5.5. Estudio comparativo de las distintas tecnologías de tratamiento.

En los apartados anteriores se ha observado que la viabilidad técnica de las tecnologías de tratamiento evaluadas depende de las características del efluente. A continuación, se realiza una sencilla comparativa de las tecnologías evaluadas a fin de determinar la más idónea, desde un punto de vista técnico, para el tratamiento de los efluentes generados en el lavado de suelos.

En los ensayos realizados con técnicas de coagulación la comparación de resultados se hace respecto a la cantidad de coagulante adicionada, mientras que en los ensayos de oxidación se realiza respecto a la capacidad de oxidación química en unidades de oxígeno equivalente (COO). Este parámetro puede definirse como los kg de O₂ equivalentes que serían necesarios para tratar 1 m³ de agua residual en función del tipo de tecnología de oxidación que se aplique. La COO tiene el mismo significado que la DQO, parámetro ampliamente usado para la cuantificación de la contaminación de un agua residual. La principal diferencia entre ambos parámetros estriba, en que mientras que la DQO se utiliza para determinar la concentración de sustrato orgánico contenido en un agua residual, la COO se propone para cuantificar la cantidad de oxidante suministrado durante el proceso oxidación. Este parámetro se relaciona con los diferentes oxidantes involucrados en las dos tecnologías de oxidación avanzadas estudiadas en este trabajo, de acuerdo con las ecuaciones 5.5. y 5.6.

- **Oxidación electroquímica**

$$1(\text{kg } O_2 \text{ m}^{-3}) = Q \left(\frac{\text{kA} \cdot \text{h}}{\text{m}^3} \right) \cdot \frac{1 \text{ kmol } e^-}{96487 \text{ KA} \cdot \text{s}} \cdot \frac{3600 \text{ s}}{1 \text{ h}} \cdot \frac{1 \text{ kmol } O_2}{4 \text{ kmol } e^-} \cdot \frac{32 \text{ kg } O_2}{\text{kmol } O_2} = 0,298 \cdot Q \left(\frac{\text{kA} \cdot \text{h}}{\text{m}^3} \right) \quad 5.5.$$

▪ **Oxidación Fenton**

$$1(\text{kg } O_2 \text{ m}^{-3}) = [H_2O_2] \cdot \left(\frac{\text{kg } H_2O_2}{\text{m}^3} \right) \cdot \frac{1 \text{ kmol } H_2O_2}{34 \text{ Kg } H_2O_2} \cdot \frac{2 \text{ kmol } e^-}{1 \text{ kmol } O_3} \cdot \frac{1 \text{ kmol } O_2}{4 \text{ kmol } e^-} \cdot \frac{32 \text{ kg } O_2}{\text{kmol } O_2}$$

$$= 0,471 \cdot [H_2O_2] \cdot \left(\frac{\text{kg } H_2O_2}{\text{m}^3} \right) \quad 5.6.$$

En las Figura 5.31. se comparan los resultados obtenidos en eliminación de DQO en el tratamiento de los efluentes generados en el lavado de suelos contaminados con PHE, empleando como agente de lavado disoluciones de SA. Para esta comparativa, el ensayo de coagulación química se ha llevado a cabo en una instalación análoga a la de electrocoagulación en la que el aluminio se adiciona continuamente por bombeo, con el objetivo de mantener constante las condiciones fluidodinámicas del sistema.

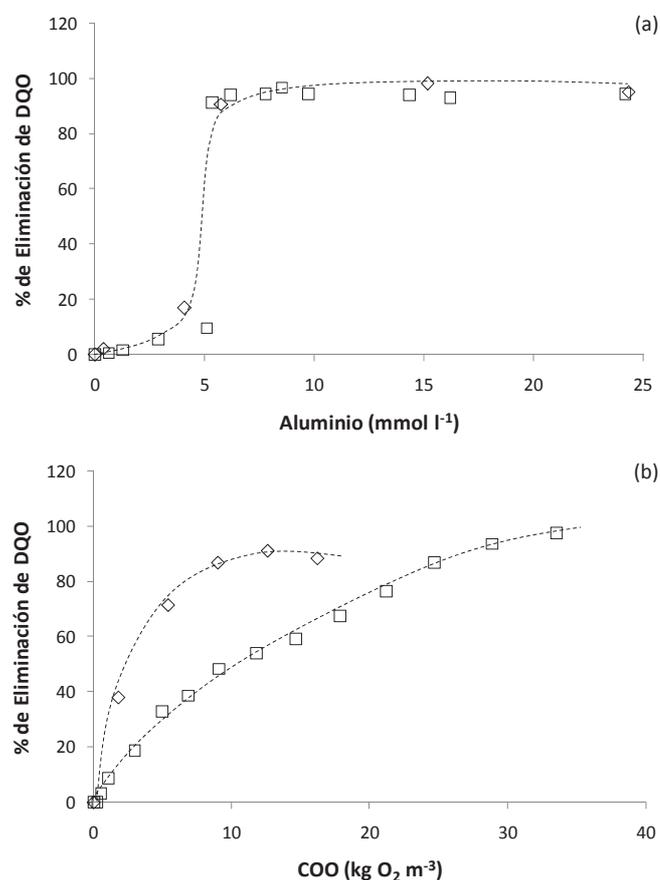


Figura 5.31. Comparativa de distintas tecnologías de tratamiento de efluentes generados en el lavado de suelos de baja permeabilidad (caolinita) contaminados con PHE (500 mg kg⁻¹), empleando disoluciones de 10 g SA l⁻¹ como agente de lavado. (a) Técnicas de coagulación con aluminio: ◇ Coagulación química (pH_{inicial}: 2), □ Electrocoagulación (pH_{inicial}: 2; Densidad de corriente: 7,5 mA cm⁻²); (b) Técnicas de oxidación: ◇ Oxidación Fenton (160 mmol Fe²⁺ l⁻¹), □ Electrooxidación con ánodos DDB (Densidad de corriente: 30 mA cm⁻²).

Los resultados obtenidos muestran que ambas tecnologías de coagulación alcanzan un elevado rendimiento de eliminación de contaminantes para concentraciones de aluminio adicionado similares (5 mmol l^{-1} , aproximadamente), y un $\text{pH}_{\text{inicial}}$ del efluente muy ácido.

Respecto a las tecnologías de oxidación, se observa que el proceso Fenton es más eficaz que el proceso de electrooxidación, ya que se necesita un aporte de oxidante menor. Sin embargo, no se llega a alcanzar una eliminación total de la materia orgánica del efluente, mientras que en el proceso de electrooxidación con DDB se logra una eliminación muy cercana al 100% aplicando un COO de $35 \text{ kg O}_2 \text{ m}^{-3}$.

En el caso de los efluentes contaminados con SC, las tecnologías de coagulación son totalmente ineficaces, mientras que las técnicas de oxidación han mostrado unos altos rendimientos en la eliminación de DQO. En la Figura 5.32. se comparan la eliminación de DQO obtenida en estos últimos ensayos.

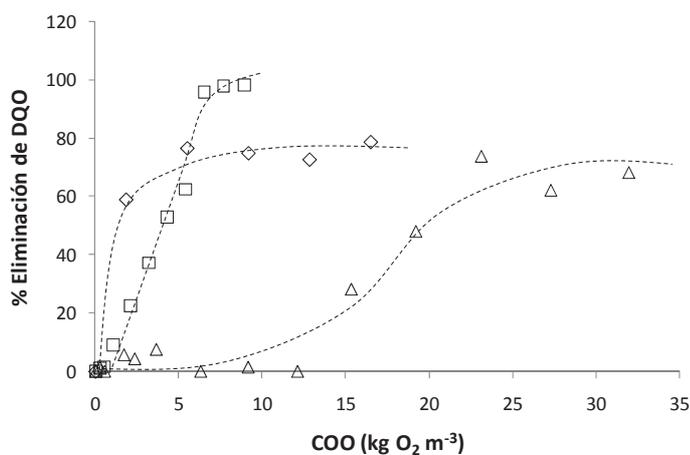


Figura 5.32. Comparativa de distintas tecnologías de tratamiento de efluentes generados en el lavado de suelos de baja permeabilidad (caolinita) contaminados con PHE (500 mg kg^{-1}), empleando disoluciones de 10 g SC l^{-1} como agente de lavado. Técnicas de oxidación: \diamond Oxidación Fenton ($160 \text{ mmol Fe}^{2+} \text{ l}^{-1}$), \square Electrooxidación con ánodos DDB, \triangle Electrooxidación con ánodos DSA (densidad de corriente: 30 mA cm^{-2}).

Se puede observar que los mejores resultados se obtienen en el proceso de electrooxidación con ánodos DDB, alcanzando una eliminación de DQO cercana al 100% empleando un COO de $35 \text{ kg O}_2 \text{ m}^{-3}$. El proceso de oxidación Fenton y la electrooxidación con DSA no consiguen eliminar totalmente los contaminantes de los

efluentes. Esta circunstancia puede ser debida a que el ánodo de DDB da el valor más alto de sobrepotencial para la evolución del oxígeno (ruptura del agua). De este modo, la oxidación anódica puede tener lugar en su superficie con una mínima cantidad de reacción de evolución de oxígeno, lo que induce a un proceso efectivo y eficiente. Este tipo de ánodo es, con diferencia, el más activo para la oxidación de estos contaminantes lo que conlleva menores consumos de energía (mayores eficacias del proceso a mismas densidades de corriente) que con ánodo DSA.

Por último, se ha comprobado que los efluentes generados en el lavado de suelos con SNI solo pueden ser tratados mediante tecnologías de oxidación. En la Figura 5.33. se compara la eliminación de DQO obtenida mediante oxidación Fenton y electrooxidación con ánodos de DDB y DSA.

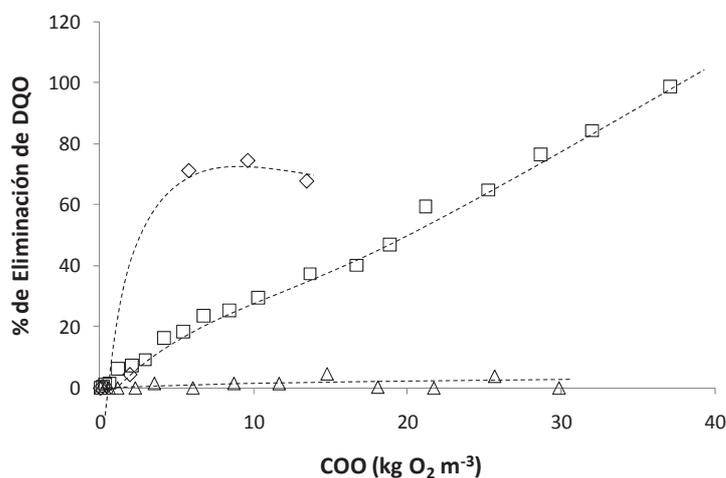


Figura 5.33. Comparativa de distintas tecnologías de tratamiento de efluentes generados en el lavado de suelos de baja permeabilidad (caolinita) contaminados con PHE (500 mg kg⁻¹), empleando disoluciones de 10 g SNI l⁻¹ como agente de lavado. Técnicas de oxidación: ◇ Oxidación Fenton (160 mmol Fe²⁺ l⁻¹), □ Electrooxidación con ánodos DDB y △ Electrooxidación con ánodos DSA (densidad de corriente: 30 mA cm⁻²).

Tal y como se muestra en la figura anterior, la única tecnología capaz de eliminar totalmente la DQO de este tipo de efluentes es la electrooxidación con ánodos DDB, empleando un COO de 38 kg O₂ m⁻³. La eficacia es menor que la observada en la oxidación Fenton, pero este tratamiento conduce a la formación de compuestos refractarios que no pueden ser eliminados del medio de reacción (porcentajes máximos de eliminación de DQO de alrededor del 80%).

5.6. Conclusiones.

Las principales conclusiones obtenidas en esta parte del trabajo han sido las siguientes:

- El Fenantreno (PHE) presente en un suelo de baja permeabilidad puede ser eliminado de este medio mediante un proceso de lavado convencional, empleando como agente de lavado disoluciones de surfactante. El rendimiento del proceso de lavado depende de la naturaleza iónica del surfactante empleado. El dodecil sulfato sódico (SA) es el más eficaz y permite alcanzar un porcentaje de eliminación del 90% (el doble del obtenido por el surfactante catiónico). Se ha determinado que, en las condiciones fluidodinámicas estudiadas, el estado estacionario se alcanza a las 6 horas y que una concentración de surfactante de 10 g l^{-1} es capaz de extraer el Fenantreno presente en suelos con un nivel de contaminación de hasta $2000 \text{ mg PHE kg}^{-1}$.
- El efluente líquido del proceso de lavado con surfactantes de suelos de baja permeabilidad contaminados con fenantreno es un sistema muy complejo, cuya matriz es una dispersión de PHE en agua generada por la acción emulsificante de los surfactantes utilizados. Este efluente también puede contener contaminación particulada debido al arrastre de partículas de suelo arrastradas en el proceso de lavado.
- La coagulación química es una buena alternativa para el tratamiento de los efluentes generados en el lavado de un suelo contaminado con PHE, empleando como agente de lavado disoluciones de SA. El efluente de lavado está constituido por una emulsión de fenantreno en agua estabilizada por la acción del surfactante. La ruptura de dicha emulsión se lleva a cabo mediante un mecanismo de neutralización de cargas con una dosis de coagulante no muy alta (10 mmol l^{-1}). Resultados similares de eliminación se obtiene empleando tanto sales de aluminio y hierro como coagulante.
- La electrocoagulación puede ser utilizada con éxito para tratar los efluentes del lavado de suelos contaminados con PHE, empleando como agente de lavado disoluciones de SA. La eficacia del proceso depende del material electrodico y

del pH inicial de los efluentes. Esta técnica es particularmente efectiva para el tratamiento de efluentes muy ácidos utilizando electrodos de aluminio. En estas condiciones, además de un alto nivel de eliminación de la contaminación, esta tecnología conduce a una reducción significativa de la conductividad y a una neutralización parcial del efluente.

- La oxidación Fenton es una tecnología viable para el tratamiento de los efluentes del proceso de lavado con surfactantes de suelos arcillosos contaminados con fenantreno. Esta técnica permite alcanzar una reducción de la carga orgánica de los efluentes del 80%, empleando una concentración de $350 \text{ mmol H}_2\text{O}_2 \text{ l}^{-1}$, y $120 \text{ mmol Fe}^{2+} \text{ l}^{-1}$, independientemente del surfactante empleado en el lavado. Sin embargo, las altas dosis de reactivos requeridos puede condicionar la viabilidad económica de esta tecnología.
- El proceso de electrooxidación con DDB puede ser utilizado en el tratamiento de los efluentes del lavado de suelos contaminados con fenantreno. La eficiencia del proceso está influenciada por el tipo de surfactante empleado en el lavado. El tratamiento de efluentes con surfactante catiónico presenta un mayor rendimiento debido a que este compuesto puede liberar cloro al medio y generar hipoclorito que aumenta la eficacia global del proceso mediante oxidación indirecta de la materia orgánica.
- Las técnicas de coagulación son los procesos más eficientes para tratar los efluentes de lavado de suelo con surfactante aniónico, ya que permiten alcanzar porcentajes de eliminación cercanos al 100% empleando una dosis de coagulante de, aproximadamente, 5 mmol l^{-1} y $\text{pH}_{\text{iniciales}}$ muy ácidos (pH 1-2). Para el tratamiento de efluentes generados en el lavado de suelos con surfactantes catiónicos y no iónicos se propone el uso de la oxidación electroquímica con ánodos DDB, aunque cabría la posibilidad de hacer un tratamiento combinado de oxidación Fenton y electrooxidación con DDB.

5.7. Bibliografía.

Abdul, A.S., Gibson, T.L., Rai, D.N. Selection of surfactants for the removal of petroleum products from shallow sandy aquifers. *Ground Water* 28: 920-926, 1990.

Ahn, C.K., Kim, Y.M., Woo, S.H., Park, J.M. Soil washing using various nonionic surfactants and their recovery by selective adsorption with activated carbon. *J. Hazard. Mater.* 154: 153–160, 2008.

Badr, T., Hanna, K., De Brauer, C. Enhanced solubilization and removal of naphthalene and phenanthrene by cyclodextrins from two contaminated soils. *J. Hazard. Mater.* 112: 215-223, 2004.

Bernal-Martínez, A., Carrère, H., Patureau, D., Delgenès, J.P. Combining anaerobic digestion and ozonation to remove PAH from urban sludge. *Process Biochem.* 40: 3244-3250, 2005.

Bernardez, L.A., Dissolution of polycyclic aromatic hydrocarbons from a non-aqueous phase liquid into a surfactant solution using a rotating disk apparatus. *Colloids Surf., A.* 320: 175-182, 2008.

Bordas, F., Lafrance, P., Villemur, R. Conditions for effective removal of pyrene from an artificially contaminated soil using *Pseudomonas aeruginosa* 57SJ rhamnolipids. *Environ. Pollut.* 138: 69-76, 2005.

Cañizares, P., Díaz, M., Domínguez, J.A., García-Gómez, J., Rodrigo, M.A. Electrochemical oxidation of aqueous phenol wastes on synthetic diamond thin-film electrodes. *Ind. Eng. Chem. Res.* 41: 4187–4194, 2002.

Cañizares, P., Larrondo, F., Lobato, J., Rodrigo, M.A., Sáez, C. Electrochemical synthesis of peroxodiphosphate using boron-doped diamond anodes. *J. Electrochem. Soc.* 152: 191-196, 2005.

Cañizares, P., Lobato, J., Paz, R., Rodrigo, M.A. Advanced oxidation processes for the treatment of olive-oil mills wastewater. *Chemosphere* 67: 832-838, 2007a.

Cañizares, P., Martínez, F., Lobato, J., Rodrigo, M.A.. Break-up of oil-in-water emulsions by electrochemical techniques. *J. Hazard. Mater.* 145: 233-240, 2007b.

Cañizares, P., Paz, R., Sáez, C., Rodrigo, M.A. Electrochemical oxidation of wastewaters polluted with aromatics and heterocyclic compounds. *J. Electrochem. Soc.* 154: 165-171, 2007c.

Cañizares, P., Jiménez, C., Martínez, F., Sáez, C., Rodrigo, M.A. Study of the electrocoagulation process using aluminum and iron electrodes. *Ind. Eng. Chem. Res.* 46: 6189-6195, 2007d.

Cañizares, P., Martínez, F., Jiménez, C., Lobato, J., Rodrigo, M.A. Coagulation and electrocoagulation of wastes polluted with colloids. *Sep. Sci. Technol.* 42: 2157-2175, 2007e.

Cañizares, P., Martínez, F., Jiménez, C., Sáez, C., Rodrigo, M.A. Coagulation and electrocoagulation of oil-in-water emulsions. *J. Hazard. Mater.* 151: 44-51, 2008a.

Cañizares, P., Paz, R., Sáez, C., Rodrigo, M.A. Electrochemical oxidation of alcohols and carboxylic acids with diamond anodes. A comparison with other advanced oxidation processes. *Electrochim. Acta* 53: 2144-2153, 2008b.

Cañizares, P., Sáez, C., Sánchez-Carretero, A., Rodrigo, M.A. Synthesis of novel oxidants by electrochemical technology. *J. Appl. Electrochem.* 39: 2143-2149, 2009.

Chang, M.C., Huang, C.H., Shu, H.Y. Effects of surfactants on extraction of phenanthrene in spiked sand. *Chemosphere* 41: 1295-1300, 2000.

Chatterjee, T., Chatterjee, S., Lee, D.S., Lee M.W., Wooa, S.H. Coagulation of soil suspensions containing nonionic or anionic surfactants using chitosan, polyacrylamide, and polyaluminium chloride. *Chemosphere* 75:1307-1314, 2009.

Cheng, K.Y., Zhao, Z.Y., Wong, J.W.C. Solubilization and desorption of PAHS in soil-aqueous system by biosurfactants produced from *Pseudomonas aeruginosa* P-CG3 under thermophilic condition. *Environ. Technol.* 25: 1159-1165, 2004.

Cheng, K.Y., Wong, J.W.C. Effect of synthetic surfactants on the solubilization and distribution of PAHS in water/soil-water systems. *Environ. Technol.* 27: 835-844, 2006.

Chun, C.L., Lee, J.J., Park, J.W. Solubilization of PAH mixtures by three different anionic surfactants. *Environ. Pollut.* 118: 307-313, 2002.

Comninellis, C., Pulgarin, C. Anodic-oxidation of phenol for waste- water treatment. *J. Appl. Electrochem.* 21: 703-708, 1991.

Connell, D.W. *Basic concepts of Environmental Chemistry*. New York: Lewis Publishers, 1997.

Deshpande, S., Shiau, B.J., Wade, D., Sabatini, D.A., Harwell, J.H. Surfactant selection for enhancing ex situ soil washing. *Water Res.* 33: 351–360, 1999.

Duan, J.M., Gregory, J. Coagulation by hydrolysing metal salts. *Adv. Colloid Interface Sci.* 100: 475-502, 2003.

Flotron, V., Delteil, C., Padellec, Y., Camel, V. Removal of sorbed polycyclic aromatic hydrocarbons from soil, sludge and sediment samples using the Fenton's reagent process. *Chemosphere* 59: 1427-1437, 2005.

Fuangswasdi A., Charoensaeng, A., Sabatini, D.A., Scamehorn, J.F., Acosta, E.J., Osathaphan K., Khaodhiar, S. Mixtures of Anionic and Cationic Surfactants with Single and Twin Head Groups: Adsorption and Precipitation Studies. *J. Surfactants Deterg.* 9: 21-28, 2006a.

Fuangswasdi A., Charoensaeng, A., Sabatini, D.A., Scamehorn, J.F., Acosta, E.J., Osathaphan K., Khaodhiar, S. Mixtures of anionic and cationic surfactants with single and twin head groups: solubilization and adsolubilization of styrene and ethylcyclohexane. *J. Surfactants Deterg.* 9: 29-37, 2006b.

Gherardini, L., Michaud, P.A., Panizza, M., Comninellis, Ch., Vatistas, N. Electrochemical oxidation of 4-chlorophenol for wastewater treatment. Definition of normalized current efficiency. *J. Electrochem. Soc.* 148: 78-82, 2001.

Gómez, J., Alcántara, M.T., Pazos, M., Sanromán, M.A. Soil washing using cyclodextrins and their recovery by application of electrochemical technology. *Chem. Eng. J.* 159: 53–57, 2010.

Haapea, P., Tuhkanen, T. Integrated treatment of PAH contaminated soil by soil washing, ozonation and biological treatment, *J. Hazard. Mater.* 136: 244-250, 2006.

Hatheway, A.W., Geoenvironmental protocol for site and waste characterization of former manufactured gas plants; worldwide remediation challenger in semi volatile organic wastes. *Eng. Geol.* 64:317-338, 2002.

Hernández, I.L., Díaz, C.B., Morales, G.R., Bilyeu, B., Ureña-Núñez, F. Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. *Chem. Eng. J.* 148: 97–105, 2009.

Jiménez, C. Eliminación de contaminantes mediante procesos de electrocoagulación y electroflotación. Tesis doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha, 2011.

Kim S.S., Kim J.H., Han S.J. Application of the Electrokinetic- Fenton process for the remedition of kaolinite contaminated with phenanthrene. *J. Hazard. Mater.*118: 121-131, 2005.

Ko S.O., Schlautman M.A., Carraway E.R.. Cyclodextrin-enhanced electrokinetic removal of phenanthrene from a model clay soil. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1535-1541, 2000.

Kornmüller, A., Wiesmann, U., Ozonation of polycyclic aromatic hydrocarbons in oil/water-emulsions: mass transfer and reaction kinetics. *Water Res.* 37: 1023-1032, 2003.

Lassen, P., Carlsen, L. Solubilization of phenanthrene by humic acids. *Chemosphere* 34: 817-825, 1997.

Li, J.L., Chen, B.H. Solubilization of model polycyclic aromatic hydrocarbons by nonionics surfactants. *Chem. Eng. Sci.* 57: 2825-2835, 2002.

Martínez, F. Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional. Tesis doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha, 2007.

Méndez-cute, J., Sánchez-Polo, M., Rivera-Utrilla, J., Canonica, S., von Gunten, U. Advanced oxidation of the surfactant SDBS by means of hydroxyl and sulphate radicals. *Chem. Eng. J.* 163: 300-306, 2010.

Muherei, M.A., Junin, R. Investigating synergism in critical micelle concentration of anionic-nonionic surfactant mixtures: surface versus interfacial tension techniques. *Asian J. Appl. Sci.* 2: 115-127, 2009.

Önder, E., Koparal, A.S., Ögütveren, U.B. An alternative method for the removal of surfactants from water: Electrochemical coagulation. *Sep. Purif. Technol.* 52: 527-532, 2007.

Panizza, M., Bocca, C., Cerisola, G. Electrochemical treatment of wastewater containing polyaromatic organic pollutants. *Water Res.* 34: 2601-2605, 2000.

Panizza, M., Michaud, P.A., Cerisola, G., Comninellis, Ch. Anodic oxidation of 2-naphthol at boron-doped diamond electrodes. *J. Electroanal. Chem.* 507: 206–214, 2001.

Park, J.Y., Lee, H.H., Kim, S.J., Lee, Y.J., Yang, J.W. Surfactant-enhanced electrokinetic removal of phenanthrene from kaolinite. *J. Hazard. Mater.* 140: 230-236, 2007.

Paz, R. Tratamiento de efluentes industriales mediante oxidación electroquímica con electrodos de diamante. Comparación con otros procesos de oxidación avanzada. Tesis doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha, 2007.

Petitgirard, A., Djehiche, M., Persello, J., Fievet, P., Fatin-Rouge, N. PAH contaminated soil remediation by reusing an aqueous solution of cyclodextrins. *Chemosphere* 75: 714–718, 2009.

Reddy K.R., Asce M. and R.E. Saichek. Effect of soil type on electrokinetic removal of phenanthrene using surfactants and cosolvents. *J. Environ. Eng.* 129: 336-346, 2003.

Riojas, H., Gortares, P., Mondaca, I., Balderas, J. Sinergia en surfactantes para remediación de suelos contaminados con hidrocarburos. *Anales de Química* 107: 243-249, 2011.

Rivas, J., Gimeno, O., de la Calle, R.G., Portela, J.R., Martínez de la Ossa, E. Remediation of PAH spiked soils: Concentrated H₂O₂ treatment/continuous hot water extraction–oxidation. *J. Hazard. Mater.* 168: 1359-1365, 2009.

Rodrigo, M.A., Michaud, P.A., Duo, I., Panizza, M., Cerisola, G., Comninellis, Ch. Oxidation of 4-chlorophenol at boron-doped diamond electrode for wastewater treatment. *J. Electrochem. Soc.* 148: 60-64, 2001.

Saichek, R.E., Reddy, K.R. Electrokinetically enhanced remediation of hydrophobic organic compounds in soils: a review. *Environ. Sci. Technol.* 35:115-192, 2005.

Sánchez-Carretero, A., Sáez, C., Cañizares, P., Rodrigo, M.A. Electrochemical production of perchlorates using conductive diamond electrolyses. *Chem. Eng. J.* 166: 710-714, 2011.

Sanromán M.A., Alcántara, M.T., Gómez J., Pazos M. Combined treatment of PAHs contaminated soils using the sequence extraction with surfactant–electrochemical degradation. *Chemosphere* 70: 1438-1444, 2008.

Sanromán, M.A., Alcántara, M.T., Gómez, J., Pazos, M. PAHs soil decontamination in two steps: Desorption and electrochemical treatment *J. Hazard. Mater.* 166: 462-468, 2009.

Tran, L.H., Drogui, P., Mercier, G., Blais, J.F. Comparison between Fenton oxidation process and electrochemical oxidation for pah removal from an amphoteric surfactant solution. *J. Appl. Electrochem.* 40: 1493-1510, 2010.

Tran, L.H., Drogui, P., Mercier, G., Blais, J.F. Coupling extraction–flotation with surfactant and electrochemical degradation for the treatment of PAH contaminated hazardous wastes. *J. Hazard. Mater.* 170: 1218-1226, 2009.

USEPA. A resource for MGP site characterization and remediation. EPA/542-R-00-005, Washington, DC, 2000.

Weiss, E., Sáez, C., Groenen-Serrano, K., Cañizares, P., Savall, A., Rodrigo, M.A. Electrochemical synthesis of peroxomonophosphate using boron-doped diamond anodes. *J. Appl. Electrochem.* 38: 93-100, 2008.

Williamson, D.G., Raymond, C.L., Kimura, Y.C. Release of chemicals from contaminated soils. *J. Soil Contam.* 7: 543-558, 1998.

Yang J.W., Lee Y.J., Park J.Y, Kim S.J., J.Y. Lee. Application of APG and Calfax 16L-35 on surfactant-enhanced electrokinetic removal of phenanthrene from kaolinite. *Eng. Geol.* 77: 243-251, 2005.

Zhao, B., Zhu, L., Li, W., Chen, B. Solubilization and biodegradation of phenanthrene in mixed anionic-nonionic surfactant solutions. *Chemosphere* 58: 33-40, 2005.

Zhao, B., Chen, X., Zhu, K., Zhu, L. Micellar solubilization of TCE and PCE by mixed surfactant: Effects of surfactant partitioning and DNAPL mixing. *Colloids Surf. A.* 296: 167-173, 2007.

Zhou, W., Zhu, L. Solubilization of polycyclic aromatic hydrocarbons by anionic-nonionic mixed surfactant. *Colloids Surf. A.* 255: 145-152, 2005.

Zhou, W., Zhu, L. Enhanced soil flushing of phenanthrene by anionic–nonionic mixed surfactant, *Water Res.* 42: 101–108, 2008.

Zhu, L., Feng., S. Synergistic solubilization of polycyclic aromatic hydrocarbons by mixed anionic-nonionic surfactants. *Chemosphere* 53: 459-467, 2003

EVALUACIÓN DE LA MOVILIDAD
DE ESPECIES EN SUELOS POCO
PERMEABLES BAJO LA ACCIÓN
DE UN CAMPO ELÉCTRICO

CAPÍTULO 6

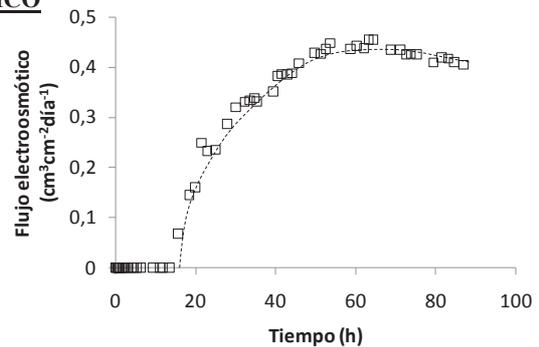


INTRODUCCIÓN

Al aplicar un campo eléctrico a un suelo poco permeable se producen diferentes mecanismos de transporte. Los principales procesos electrocinéticos que tiene lugar son: la electroósmosis, mediante el que es posible movilizar un fluido a través de un medio sólido y poroso, la electromigración, que provoca el movimiento de especies iónicas contenidas en el suelo, la electroforesis, que aparece cuando hay partículas, coloides o micelas cargadas dentro del suelo y son movilizadas por la acción de un campo eléctrico.

TRANSPORTE DE AGUA A TRAVÉS DE SUELOS DE BAJA PERMEABILIDAD BAJO LA ACCIÓN DE UN CAMPO ELÉCTRICO

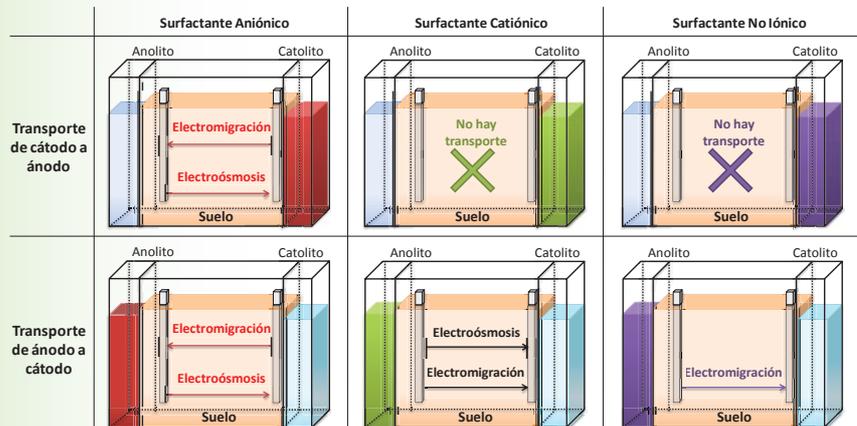
Al aplicar una corriente eléctrica entre electrodos ubicados en un suelo poco permeable es posible movilizar el agua contenida en su interior mediante ELECTROÓSMOSIS. El volumen transportado corresponde a la capa de pequeño espesor del agua (capa de Debye) que se encuentra alrededor de la superficie de partículas de suelo. La caolinita tiene carga superficial negativa por lo que la capa de Debye tiene una alta concentración de contraiones positivos que son atraídos por el cátodo. Por este motivo, el flujo electroosmótico se produce de ánodo a cátodo.



Variación del flujo electroosmótico obtenido al aplicar un gradiente de potencial. E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad: 15%; Composición de los electrolitos: Agua.

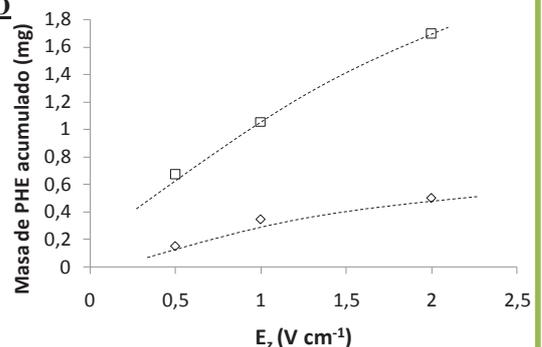
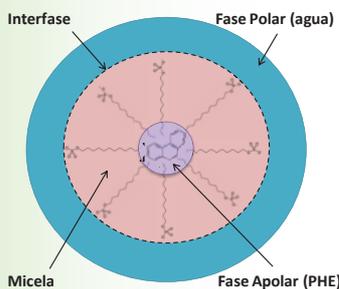
TRANSPORTE DE SURFACTANTES DE SUELOS DE BAJA PERMEABILIDAD BAJO LA ACCIÓN DE UN CAMPO ELÉCTRICO

Surfactantes de distinta naturaleza iónica (dodecil sulfato sódico (SA), alquil bencil dimetil amonio cloruro (SC) y polioxietilen sorbitan monooleato (SNI)) pueden ser transportados desde el anolito al catolito mediante el arrastre producido por ELECTROÓSMOSIS y es posible movilizar a los surfactantes disociados en especies iónicas (SA) y (SC) mediante ELECTROMIGRACIÓN.



TRANSPORTE DE FENANTRENO A TRAVÉS DE SUELOS DE BAJA PERMEABILIDAD BAJO LA ACCIÓN DE UN CAMPO ELÉCTRICO

El fenantreno (PHE) puede ser movilizado dentro de un suelo de baja permeabilidad hacia el ánodo mediante el proceso de ELECTROFORESIS, a través de la inyección de dodecil sulfato sódico, que retiene al PHE dentro de micelas cargadas y solubles en agua. Las micelas pueden desplazarse hacia el cátodo por el arrastre producido por ELECTROÓSMOSIS.



PHE movilizado en (◇) cátodo y (□) ánodo. Humedad: 30 %; Cátodo: 10 g l^{-1} SA, Ánodo: 2 g l^{-1} Na_2SO_4 ; PHE en el suelo: $400 \text{ mg de PHE kg}^{-1}$ suelo.

6.1. Introducción.

Los suelos compuestos por una alta fracción arcillosa se caracterizan por tener una baja permeabilidad. Este hecho presenta una gran limitación en el tratamiento in situ de este tipo de suelos mediante tecnologías de remediación basadas en el lavado. Así, un lavado hidráulico llevaría asociado unos costes de bombeo del fluido de mejora elevadísimos debido a la gran impermeabilidad de estos materiales. Esta limitación puede disminuirse si se sustituye la fuerza impulsora del mecanismo de transporte (gradiente de presión) por otra que sea compatible con la baja permeabilidad de estos suelos (gradiente de potencial eléctrico). La remediación electrocinética ofrece esta posibilidad, ya que esta tecnología engloba diferentes mecanismos de transporte gobernados directamente por el gradiente de potencial generado al aplicar una corriente eléctrica a través del suelo a tratar. Los principales procesos de transporte que tiene lugar son: *la electroósmosis*, que es un fenómeno mediante el cual es posible movilizar un fluido a través de un medio sólido y poroso mediante la aplicación de un campo eléctrico, *la electromigración*, que es un proceso que provoca el movimiento de especies iónicas contenidas en el suelo mediante atracción eléctrica y, por último, *la electroforesis*, que es un mecanismo de transporte electrocinético que aparece cuando hay partículas, coloides o micelas cargadas dentro del suelo y son movilizadas por la acción de un campo eléctrico.

Desde hace décadas, la electroósmosis se ha utilizado para deshidratar y estabilizar suelos destinados a la construcción (Schultz, 1997). Más recientemente, se ha empleado en el tratamiento de suelos arcillosos contaminados con fenol, ácido acético y otros compuestos orgánicos solubles en agua (Acar y col., 1992; Segall y Bruell, 1992; Shapiro y Probststein, 1993). El flujo de agua, generalmente, puede ser empleado para arrastrar a dichos contaminantes y concentrarlos en la cercanía de un electrodo. Normalmente, este proceso electrocinético se desarrolla favorablemente en suelos arcillosos con un alto contenido de agua (Acar y col., 1994; 1996). La dirección del flujo electroosmótico depende principalmente del potencial zeta de las partículas que conforman el suelo y del pH del propio suelo, por lo que puede ser modificado mediante la adición de agentes químicos (Manna y col., 2003; Ottosen y col., 2005; Yeung y Hsu, 2005; Pazos y col., 2007). Los suelos arcillosos, por lo general, poseen carga superficial negativa (potencial zeta entre 10-100 -mV (Virikutyte y col. 2002)), por ello, en la capa de agua que está alrededor de la superficie de las partículas de suelo (Capa de Debye),

se produce un aumento de concentración de contraiones positivos. Por tanto, la dirección del transporte de este agua es de ánodo a cátodo. Además del agua movilizada, pueden transportarse otros tipos de fluidos como agentes acomplejantes o quelantes (Giannis y Gidakos, 2005; Yuan y col., 2007; Chen y col., 2011) adicionados con el objetivo de eliminar algún contaminante adsorbido en el suelo.

El proceso de electromigración toma importancia cuando el suelo contiene especies inorgánicas solubles como cationes metálicos, cloruros, nitratos y fosfatos. En diferentes trabajos de investigación, se ha estudiado el transporte de As, Cd, Co, Cr, Cs, Hg, Ni, Pb, Sr, U, y Zn a través de suelos arcillosos compuestos por caolinita y bentonita, obteniéndose un porcentaje de eliminación comprendido entre el 85-95 % (Pamukcu y Wittle, 1992, 1994; Li y col., 1997; Maes y col., 1999; Yuan y col., 2008; Isosaari y Sillanpää, 2010). Generalmente, estas sustancias se encuentran en forma catiónica por lo que son atraídas hacia los electrodos de polaridad negativa. Sin embargo, existen algunos de estos metales (Cr y As) que pueden estar presentes como oxoaniones y, por tanto, transportarse hacia el ánodo (Sawada y col., 2004; Lu y col., 2012).

El proceso de electroforesis se asienta en las mismas bases que el de electromigración, con la diferencia que en este caso se pueden movilizar coloides, micelas o partículas de un tamaño superior. Por ello, la electroforesis adquiere su mayor interés cuando se presenta un suceso de contaminación de suelos provocado por sustancias apolares que, por lo general, suelen tener una solubilidad acuosa muy baja. En estos casos, es necesario la inyección de surfactantes o cosolventes que permitan solubilizar y movilizar a los contaminantes persistentes en el suelo. Los surfactantes más usados son los no iónicos que se transportan mediante el flujo electroosmótico ya que no poseen carga: Tween 80 (Reddy y Saichek, 2003; Saichek y Reddy, 2003a), Brij 30 (Park y col., 2007), APG (Yang y col., 2005; Park y col., 2007), Igepal (Saichek y Reddy, 2003b). Mediante electroforesis se pueden transportar surfactantes aniónicos como el dodecil sulfato sódico (Park y col., 2007) o el dodecil benceno sulfonato sódico (Karagunduz y col., 2007). Los surfactantes catiónicos no suelen usarse debido a la facilidad que tienen de quedarse adsorbidos en la superficie del suelo.

6.2. Objetivos y planificación experimental.

Un suelo puede contener distintas especies como agua, compuestos contaminantes, agentes químicos utilizados en el acondicionamiento del suelo y/o fluidos de mejora añadidos al sistema para mejorar el arrastre de algún contaminante. Estas especies son susceptibles de ser movilizadas al aplicar un gradiente de potencial entre electrodos ubicados dentro del suelo mediante los diferentes mecanismos de transporte electrocinético comentados anteriormente. Cabe destacar, que la magnitud en que se desarrolla el transporte de las citadas especies puede estar influenciada por multitud de variables relacionadas con el proceso, como por ejemplo el gradiente de potencial aplicado, la permeabilidad, la humedad y la carga superficial del suelo, la composición y naturaleza del fluido de mejora empleado, etc. Es importante determinar en qué grado afectan estas variables en la movilización de las distintas especies, ya que debido a interacciones físico-químicas entre el suelo y los agentes químicos que contiene, el rendimiento de los procesos de transporte involucrados puede verse bruscamente mermado.

Dentro de este contexto, el presente capítulo tiene como objetivo la evaluación de la movilidad de las distintas especies presentes (agua, fluidos de mejora, contaminantes, etc.) en un suelo de baja permeabilidad mediante los diferentes procesos electrocinéticos que se desarrollan al aplicar un campo eléctrico. En este trabajo se han empleado como fluidos de mejora: agua y disoluciones de los tres surfactantes seleccionados en el Capítulo 5 (dodecil sulfato sódico como modelo de surfactante aniónico (SA), alquilbencildimetilamonio cloruro representativo de los surfactantes catiónicos (SC) y polioxietilen sorbitan monooleato como modelo de surfactante no iónico (SNI)). Estos compuestos permiten aumentar la solubilidad acuosa de los contaminantes orgánicos hidrófobos y extraerlos del medio sólido contaminado. El compuesto orgánico hidrófobo seleccionado como contaminante modelo es el fenantreno (PHE). De esta forma, el objetivo general de este capítulo se puede dividir en los siguientes objetivos parciales:

- Evaluación del transporte de agua a través de un suelo de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico a través de dicho material. Influencia de las variables de operación: humedad inicial del suelo y gradiente de potencial eléctrico aplicado.

- Evaluación del transporte de surfactantes a través de un suelo de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico a través de dicho material. Influencia de las variables de operación: gradiente de potencial aplicado, tipo de surfactante empleado como fluido de mejora y ubicación de la inyección del fluido de mejora en el suelo.
- Evaluación del transporte de PHE a través de un suelo de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico a través de dicho material. Influencia del gradiente de potencial eléctrico aplicado.

Para alcanzar el primero de los objetivos parciales se han llevado a cabo ensayos a escala de laboratorio en la instalación descrita en el apartado 4.1.6. (Figura 4.9. (b)). En estos ensayos el catolito y anolito están compuestos por agua y el suelo empleado es caolinita. Las condiciones experimentales estudiadas en cada uno de los experimentos realizados se detallan en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos destinados al estudio del transporte de agua a través de un suelo de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico.

Ensayo n°	Fluido de mejora	$C_{\text{fluido mejora}}$ (g l ⁻¹)	Humedad (%)	E_z^* (V cm ⁻¹)
E-01	Agua	-	10	0,5
E-02	Agua	-	10	1,0
E-03	Agua	-	10	1,5
E-04	Agua	-	10	2,0
E-05	Agua	-	15	0,5
E-06	Agua	-	15	1,0
E-07	Agua	-	15	1,5
E-08	Agua	-	15	2,0
E-09	Agua	-	20	0,5
E-10	Agua	-	20	1,0
E-11	Agua	-	20	1,5
E-12	Agua	-	20	2,0

Tabla 6.1. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos destinados al estudio del transporte de agua a través de un suelo de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico (Continuación).

Ensayo n°	Fluido de mejora	C _{fluido mejora} (g l ⁻¹)	Humedad (%)	E _z * (V cm ⁻¹)
E-13	Agua	-	30	0,5
E-14	Agua	-	30	1,0
E-15	Agua	-	30	1,5
E-16	Agua	-	30	2,0

*NOTA. E_z gradiente de potencial.

Para alcanzar el segundo de los objetivos parciales se han llevado a cabo ensayos a escala de laboratorio en la instalación descrita en el apartado 4.1.6. (Figura 4.9. (b)). Las condiciones experimentales estudiadas en cada uno de los experimentos realizados se detallan en la Tabla 6.2.

Tabla 6.2. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos destinados al estudio del transporte de surfactante a través de un suelo de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico.

Ensayo n° *	Anolito	C _{anolito} (g l ⁻¹)	Catolito	C _{catolito} (g l ⁻¹)	E _z (V cm ⁻¹)
E-01	SNI	10	Agua	-	1,5
E-02	SA	10	Agua	-	1,5
E-03	SC	10	Agua	-	1,5
E-04	Agua	-	SA	10	1,5
E-05	Agua	-	SA	10	0,5
E-06	Agua	-	SA	10	2,0

*NOTA. Humedad inicial: 30%.

Finalmente, para alcanzar el tercer objetivo parcial se han llevado a cabo ensayos a escala de laboratorio en la instalación descrita en el apartado 4.1.6. (Figura 4.9. (a)). Las condiciones experimentales estudiadas en cada uno de los experimentos realizados se detallan en la Tabla 6.3.

Tabla 6.3. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos destinados al estudio del transporte de fenantreno a través de un suelo de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico.

Ensayo n° *	Anolito	Catolito	Tiempo (h)	E_z (V cm ⁻¹)	Ubicación del PHE
E-01	Agua	SA	7	0	Catolito
E-02	Agua	SA	7	0,5	Catolito
E-03	Agua	SA	7	1,0	Catolito
E-04	Agua	SA	7	1,5	Catolito
E-05	Na ₂ SO ₄	SA	7	0	Catolito
E-06	Na ₂ SO ₄	SA	7	0,5	Catolito
E-07	Na ₂ SO ₄	SA	7	1,0	Catolito
E-08	Na ₂ SO ₄	SA	7	1,5	Catolito
E-09	Na ₂ SO ₄	SA	0	1,0	Catolito
E-10	Na ₂ SO ₄	SA	3	1,0	Catolito
E-11	Na ₂ SO ₄	SA	6	1,0	Catolito
E-12	Na ₂ SO ₄	SA	9	1,0	Catolito
E-13	Na ₂ SO ₄	SA	12	1,0	Catolito
E-14	Na ₂ SO ₄	SA	24	1,0	Catolito
E-15	Na ₂ SO ₄	SA	48	1,0	Catolito
E-16	Na ₂ SO ₄	SA	72	1,0	Catolito
E-17	Na ₂ SO ₄	SA	9	0,5	Suelo
E-18	Na ₂ SO ₄	SA	9	1,0	Suelo
E-19	Na ₂ SO ₄	SA	9	1,5	Suelo
E-20	Na ₂ SO ₄	SA	9	2,0	Suelo

*NOTA. Humedad inicial: 30%.

6.3. Procedimiento Operativo.

En este apartado se describe el procedimiento operativo seguido en la realización de los ensayos expuestos en este Capítulo. En todos los ensayos se ha empleado una caolinita comercial como modelo de suelo de baja permeabilidad, cuya composición ha sido descrita en el apartado 4.3.3.

6.3.1. Ensayos para el estudio del transporte de agua en suelos de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico.

Para la evaluación del transporte de agua a través del suelo se utiliza un suelo "limpio" sin contaminantes externos. La preparación del suelo consiste en la

humectación homogénea de la caolinita hasta alcanzar los valores de humedad deseados en cada uno de los estudios, desde un 10 a un 30 % de humedad. Este proceso se realiza justo antes de introducir el suelo en el reactor electroquímico para evitar pérdidas de agua por evaporación. El suelo introducido en el reactor se compacta para evitar la formación de huecos que puedan ocasionar flujos preferenciales durante la realización de los ensayos. A continuación, se llenan los compartimentos destinados al electrolito con 100 cm³ de agua tanto en anolito como en catolito. Finalmente, se introducen los electrodos directamente en el propio suelo (con una separación de 11 cm) y se conecta la fuente de alimentación. En todos los ensayos se opera en modo potencioestático. El potencial aplicado depende del gradiente de potencial al que se quiera realizar el estudio (entre 0 y 2 V cm⁻¹).

Una vez que ha comenzado el ensayo, se realiza un análisis detallado de los cambios de volúmenes observados, y se monitoriza la corriente eléctrica generada. Además, al finalizar el ensayo, se secciona el suelo comprendido entre los electrodos y se determinan los perfiles de humedad finales en el suelo.

6.3.2. *Ensayos para el estudio del transporte de surfactantes en suelos de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico.*

En este estudio el suelo se humedece siguiendo el procedimiento descrito en el apartado anterior. El suelo humedecido se introduce en el interior del reactor electroquímico y se compacta para evitar la generación de flujos preferenciales durante la realización de los ensayos. Seguidamente se llenan los compartimentos de electrolito con 100 cm³ de la disolución de fluido de mejora seleccionado (agua, SA, SC y SNI). Finalmente, se introducen los electrodos directamente en el propio suelo (con una separación de 11 cm) y se conecta la fuente de alimentación. En todos los ensayos se opera en modo potencioestático. El potencial aplicado depende del gradiente de potencial al que se quiera realizar el estudio (entre 0 y 2 V cm⁻¹). Durante el ensayo se realiza un muestreo de ambos pozos de electrolito, en intervalos de tiempo conocidos, y se realiza un análisis de la concentración de los surfactantes empleados como fluidos de mejora.

6.3.3. *Ensayos para el estudio del transporte de PHE en suelos de baja permeabilidad al aplicar un campo eléctrico.*

En este estudio se han realizado dos tipos de ensayos. Un primer estudio en el que el PHE se encuentra emulsificado en el catolito y el suelo inicialmente está "limpio", y un segundo estudio en el que el PHE se encuentra inicialmente fijado en el suelo. En este segundo caso, durante la preparación del suelo, el PHE se adiciona en disolución orgánica (se emplea hexano como disolvente) y se distribuye homogéneamente por el suelo siguiendo el procedimiento descrito detalladamente en el apartado 5.3.1. Al igual que en los ensayos descrito en los apartados anteriores, el suelo humedecido se introduce en el reactor y se compacta. En este caso, se utiliza un reactor electroquímico con una capacidad de suelo útil menor (25 cm^3) al utilizado en los dos apartados anteriores, con el fin de reducir el tiempo necesario para visualizar el movimiento de PHE entre pozos. Como anolito se emplea agua o disoluciones salinas de sulfato de sodio, y como catolito disoluciones acuosas del surfactante aniónico seleccionado. En este caso, los electrodos se encuentran sumergidos en los respectivos electrolitos y el gradiente de potencial aplicado varía entre 0 y 2 V cm^{-1} . Durante el ensayo, se realiza un muestreo de ambos pozos de electrolito, en intervalos de tiempo conocidos, y se monitoriza la cantidad de PHE movilizado, los cambios de volúmenes observados y la corriente eléctrica. Además, al finalizar el ensayo, se determina los perfiles de concentración finales de PHE en el suelo.

6.4. Estudio del proceso de transporte de agua a través de suelos de baja permeabilidad mediante la acción de un campo eléctrico.

En este apartado se estudia el proceso de transporte de agua que tiene lugar en un suelo de baja permeabilidad cuando se aplica un campo eléctrico a través de él. Las variables investigadas han sido: humedad inicial del suelo y gradiente de potencial aplicado.

Para la evaluación del flujo de agua en un suelo por acción de un campo eléctrico, se ha llevado a cabo un primer ensayo empleando caolinita con una humedad del 15%. Como anolito y catolito se ha empleado agua de red con una concentración salina suficiente para garantizar y asegurar la conductividad eléctrica del sistema. En la Tabla 6.4. se muestra la composición del agua utilizada como electrolito.

Tabla 6.4. Composición del agua utilizada como electrolito.

Parámetros	
Conductividad (mS cm^{-1})	0,391
pH	7,64
Concentración de sales (mg l^{-1})	
Ca	35,23
Cl ⁻	57,26
Fe	0,15
F ⁻	0,702
Mg	0,011
Na	12,09
K	11,72
NO ₃ ⁻	6,22
SO ₄ ⁻²	44,41
Mn	0,048

En la Figura 6.1. se muestra la variación de la corriente eléctrica con el tiempo cuando se aplica un gradiente de potencial constante de 1 V cm^{-1} entre ánodo y cátodo.

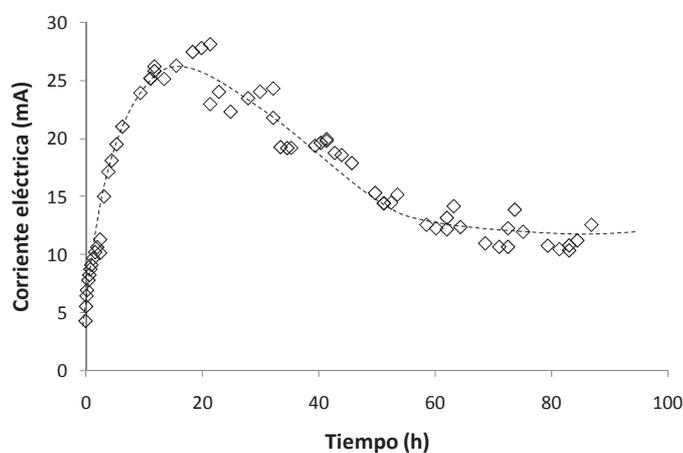


Figura 6.1. Variación de la corriente eléctrica al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 15%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

En la evolución de la corriente eléctrica se distinguen dos etapas: una inicial en la que la corriente se incrementa hasta aproximadamente 30 mA, al alcanzar un tiempo de 10 h, y una segunda en la que la corriente disminuye hasta estabilizarse en un

intervalo de 10-15 mA. Estas variaciones están relacionadas con cambios en la resistencia eléctrica que experimenta el sistema que, a su vez, están producidos por los procesos electrocinéticos que tiene lugar en el suelo.

En la Figura 6.2. se muestra la variación del volumen de los pozos anódicos y catódicos observado en el ensayo realizado, como consecuencia del paso de corriente eléctrica.

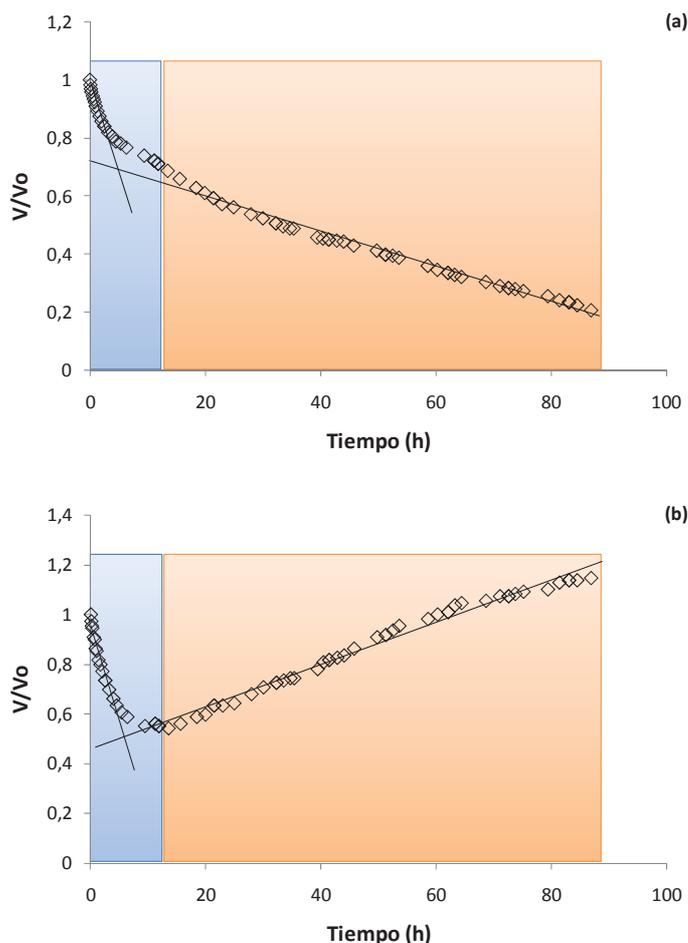


Figura 6.2. Variación del volumen del anolito (a) y catolito (b) al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 15%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.
■ Etapa I, ■ Etapa II.

En primer lugar, se puede observar la existencia de dos etapas diferenciadas que coinciden con las observadas en la evolución de la corriente eléctrica. Inicialmente (Etapa I), tanto el volumen de anolito como de catolito presentan una evolución

descendente, por lo que para mantener un nivel mínimo de electrolito es necesario proceder al llenado del pozo cuando el volumen desciende hasta 50 cm^3 . El vaciado de los pozos de electrolito puede ser debido a que, en los momentos iniciales, el suelo está parcialmente saturado (humedad inicial del 15%) y, por tanto, presenta una gran avidéz por el agua. En estas circunstancias, aumenta la cantidad de agua retenida en el suelo y, lógicamente, su humedad. Transcurridas, aproximadamente, 10-15 h (Etapa II), el proceso de humectación del suelo comienza a estabilizarse. En este punto, el volumen del pozo catódico presenta una tendencia ascendente provocada por una acumulación de agua en este pozo, mientras el volumen del pozo anódico continúa descendiendo. En esta etapa, la variación del volumen del anolito es menor ($15 \text{ cm}^3 \text{ h}^{-1}$) y similar a la velocidad en que se incrementa el volumen de catolito.

Las variaciones de volúmenes observados ponen de manifiesto que existe un transporte de agua desde el anolito hasta el catolito. Debido a la geometría del reactor, el único flujo que puede producirse es unidireccional. Además, es importante resaltar que en ausencia de un campo eléctrico, no se producen variaciones de volumen significativas en los pozos de electrolito. Este hecho hace indicar que el transporte de agua está inducido por el gradiente de potencial aplicado. Por tanto, se puede afirmar que este flujo de agua se debe al transporte generado por electroósmosis que tiene como origen el aumento de concentración de contraiones en una capa de pequeño espesor del agua (capa de Debye) que se encuentra alrededor de la superficie del suelo. En la Figura 6.3. se muestra un esquema de este fenómeno.

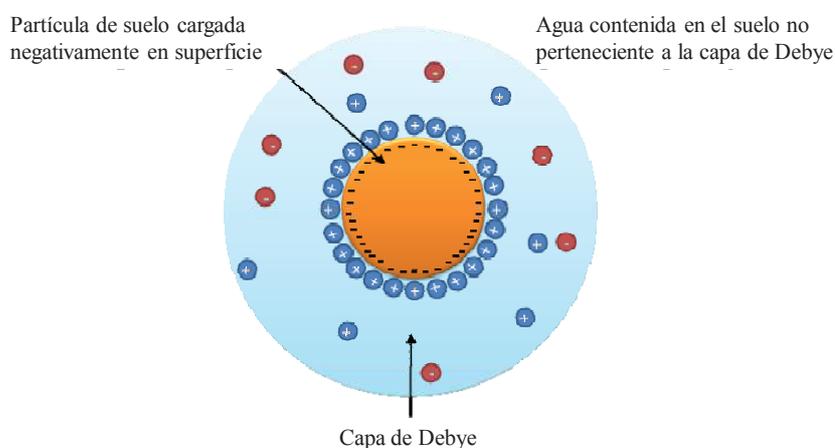


Figura 6.3. Acumulaciones de carga características en el agua en contacto con una partícula de suelo caolinita.

Normalmente, la carga de las partículas minerales que conforman un suelo de baja permeabilidad es negativa, esto quiere decir que las porciones de agua existentes en las capas de Debye están cargadas positivamente. Por este motivo, el sentido normal del movimiento de agua por electroósmosis, cuando se aplica una diferencia de potencial entre electrodos posicionados en un suelo, es del ánodo al cátodo.

Una vez determinado la variación de los volúmenes de electrolito es posible calcular el flujo electroosmótico mediante la Ecuación 6.1., donde J_{eo} es el flujo electroosmótico, V es el volumen acumulado en el pozo catódico, t es el tiempo de ensayo necesario para acumular un volumen V y S es la sección que atraviesa el flujo de agua (en este caso es de 45 cm^2).

$$J_{eo} = \frac{dV_{acumulado}}{dt} \frac{1}{S} \quad 6.1.$$

En la Figura 6.4. se muestra la variación del flujo electroosmótico con el tiempo durante el ensayo descrito anteriormente.

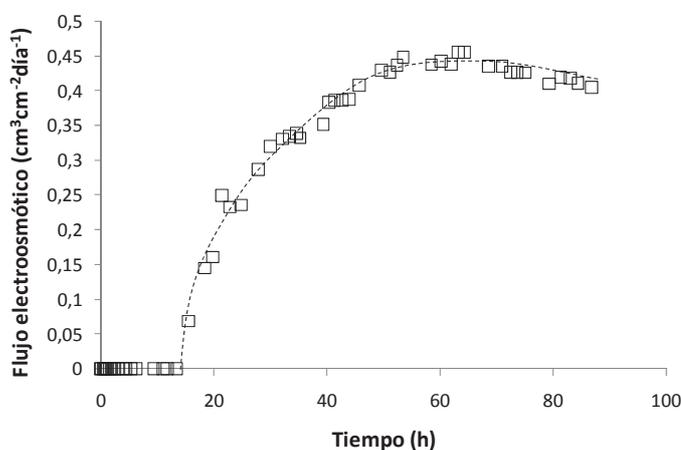


Figura 6.4. Variación del flujo electroosmótico obtenido al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 15%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

Se puede observar que hasta que la humedad del suelo no se ha estabilizado, no comienza a producirse acumulación de agua en el pozo catódico, por lo que no se

detecta flujo electroosmótico hasta las 15 horas de iniciarse el ensayo. El flujo muestra una evolución ascendente hasta que se estabiliza en torno a $0,4 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$ al llegar a las 50 horas de ensayo. Este punto coincide con la estabilización de la corriente eléctrica comentada anteriormente (Figura 6.1.).

Con el objetivo de determinar el incremento de humedad del suelo debido al flujo de agua producido, al finalizar el ensayo se secciona el suelo y se toman muestras del mismo a diferentes distancias interelectródicas y profundidades. En la Figura 6.5. se muestra el mapa de humedad en dos dimensiones (altura de reactor, distancia entre electrodos) obtenido.

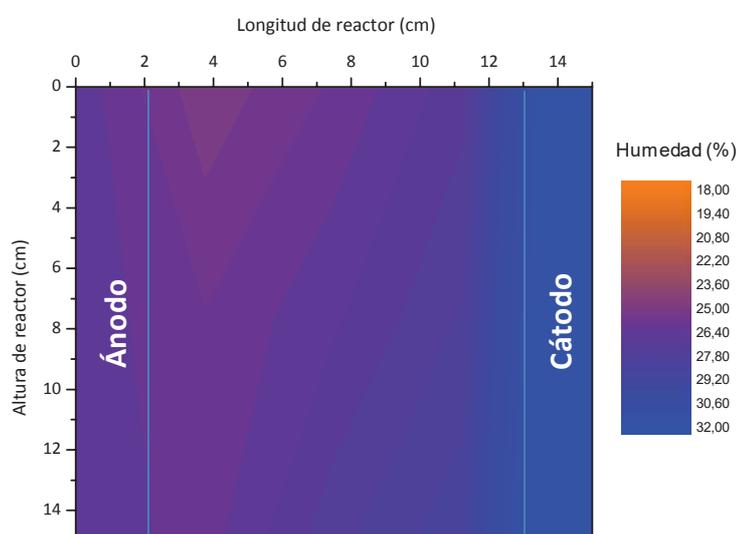


Figura 6.5. Mapa de humedad final obtenido al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 15%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

Se observa que la humedad ha aumentado en todo el suelo, pero que este aumento es más significativo en la zona cercana al cátodo, donde se han alcanzado humedades cercanas a las de saturación (35,5 %). Este mayor incremento puede ser debido a que el flujo de agua está direccionado hacia este electrodo. La zona superficial es la que presenta menor humedad debido al contacto del suelo con la atmósfera, lo que favorece que se produzcan pérdidas de agua por evaporación.

6.4.1. Influencia del gradiente potencial eléctrico.

En este apartado se ha realizado un estudio de la influencia que tiene el gradiente eléctrico aplicado (en el intervalo de 0,5 a 2 V cm⁻¹) en la magnitud en que se desarrolla el flujo electrosmótico en un suelo de baja permeabilidad (caolinita) con una humedad inicial del 15%. Como anolito y catolito se ha empleado agua.

En la Figura 6.6. se muestra la variación de la corriente eléctrica, el volumen de anolito y catolito, y el flujo electrosmótico obtenido en los ensayos realizados.

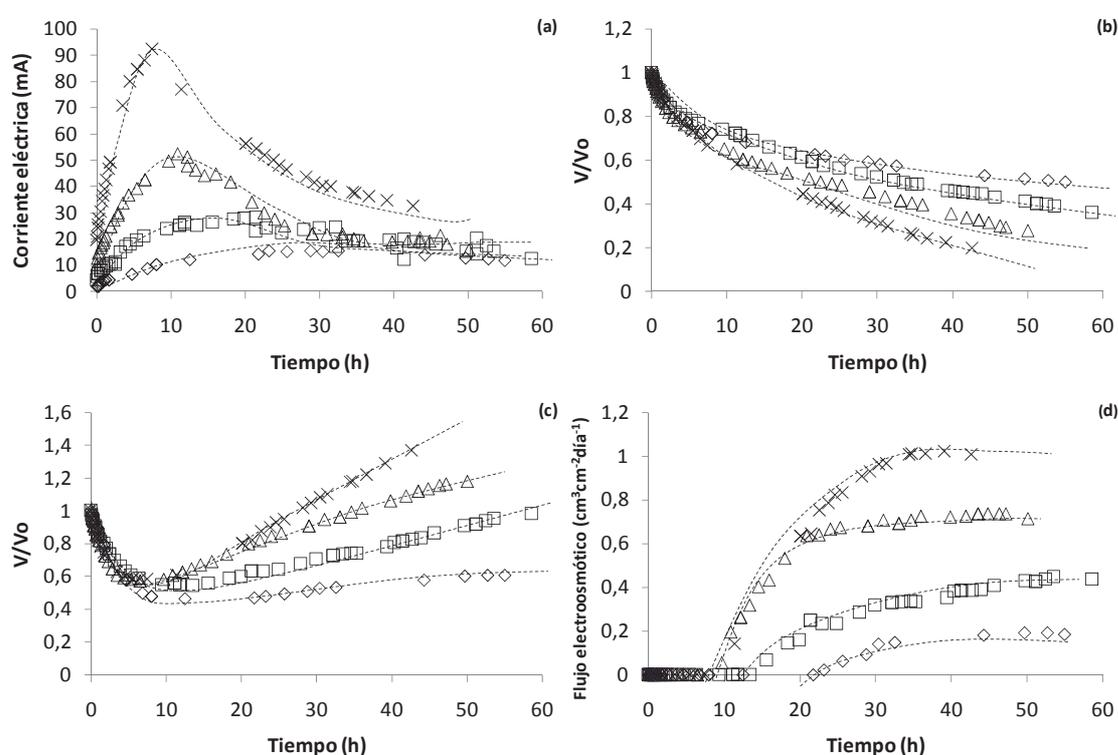


Figura 6.6. Variación de (a) la corriente eléctrica, (b) el volumen del anolito, (c) el volumen del catolito y (d) el flujo electrosmótico con el tiempo al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : \diamond 0,5 V cm⁻¹, \square 1 V cm⁻¹, Δ 1,5 V cm⁻¹, \times 2 V cm⁻¹; Humedad inicial del suelo: 15%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

Respecto a la evolución de la corriente eléctrica (Figura 6.6 (a)), en todos los ensayos se puede observar una tendencia similar. Inicialmente se produce un incremento brusco de la corriente proporcional al gradiente eléctrico aplicado en cada ensayo. Este aumento corresponde con el descenso de la resistencia global del sistema

debido al aumento de humedad que produce el transporte de agua a través del suelo. Cuando la velocidad del flujo de agua se estabiliza, la corriente eléctrica tiende a un valor constante de, aproximadamente, 10-15 mA, excepto en el ensayo de 2 V cm^{-1} , donde, previsiblemente, todavía no se ha estabilizado este parámetro.

En las Figuras 6.6. (b) y 6.6. (c) se observan las variaciones del volumen normalizado de anolito y catolito, respectivamente. En ambas figuras se puede apreciar que el gradiente de potencial influye directamente en estas variables, especialmente una vez finalizada la etapa inicial de saturación del suelo. Cuando el gradiente de potencial aumenta, el volumen del pozo anódico disminuye más rápidamente, lo que indica que una mayor masa de agua se está transportando hacia el pozo catódico. Por ello, el volumen acumulado en el catolito en un tiempo determinado siempre es superior al aumentar el gradiente de potencial. Todo ello indica que el flujo electroosmótico está fuertemente influenciado por el potencial aplicado entre electrodos.

En la Figura 6.6. (d) se muestra la variación del flujo electroosmótico obtenido en los ensayos realizados. Independientemente del gradiente de potencial aplicado, la evolución que presenta el flujo electroosmótico es similar, con una primera etapa correspondiente a la etapa de saturación del suelo en la que no llega flujo de agua al pozo catódico por electroósmosis, y una segunda en la que el flujo aumenta hasta alcanzar un valor constante. Tanto el tiempo de saturación del suelo, como el valor de flujo electroosmótico estacionario dependen del gradiente de potencial aplicado.

En la Figura 6.7. se muestra el valor de flujo electroosmótico en estado estacionario en función de la fuerza impulsora aplicada. Se puede observar un aumento lineal del flujo con el gradiente de potencial aplicado, alcanzándose valores de 0,17; 0,45; 0,73 y $1,01 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$ cuando se aplica un gradiente eléctrico de 0,5; 1; 1,5 y 2 V cm^{-1} , respectivamente. Este hecho puede ser explicado si se compara al flujo electroosmótico con un flujo hidráulico en el que la fuerza impulsora del transporte no es una diferencia de presiones sino de potenciales eléctricos (Mitchell y Soga, 1993). Así, el flujo electroosmótico se puede describir mediante una ecuación lineal tipo Darcy (Alshawabkeh y col., 1999) en la que el flujo se obtiene del producto de la fuerza impulsora (gradiente de potencial) por una constante que hace referencia a la resistencia que ofrece el sistema a que se desarrolle dicho proceso de transporte. En este caso, se comprueba que el gradiente de potencial actúa como fuerza impulsora en este proceso.

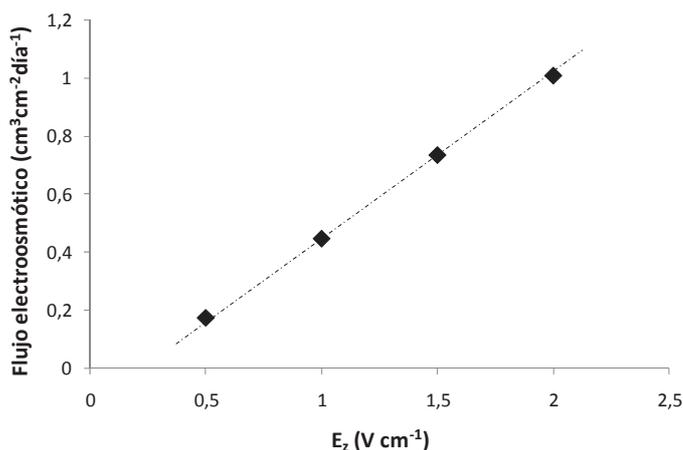


Figura 6.7. Variación del flujo electroosmótico con el gradiente de potencial aplicado en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: Humedad inicial del suelo: 15%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

En la Figura 6.8. se muestran los mapas de humedad finales obtenidos en los ensayos realizados en este estudio.

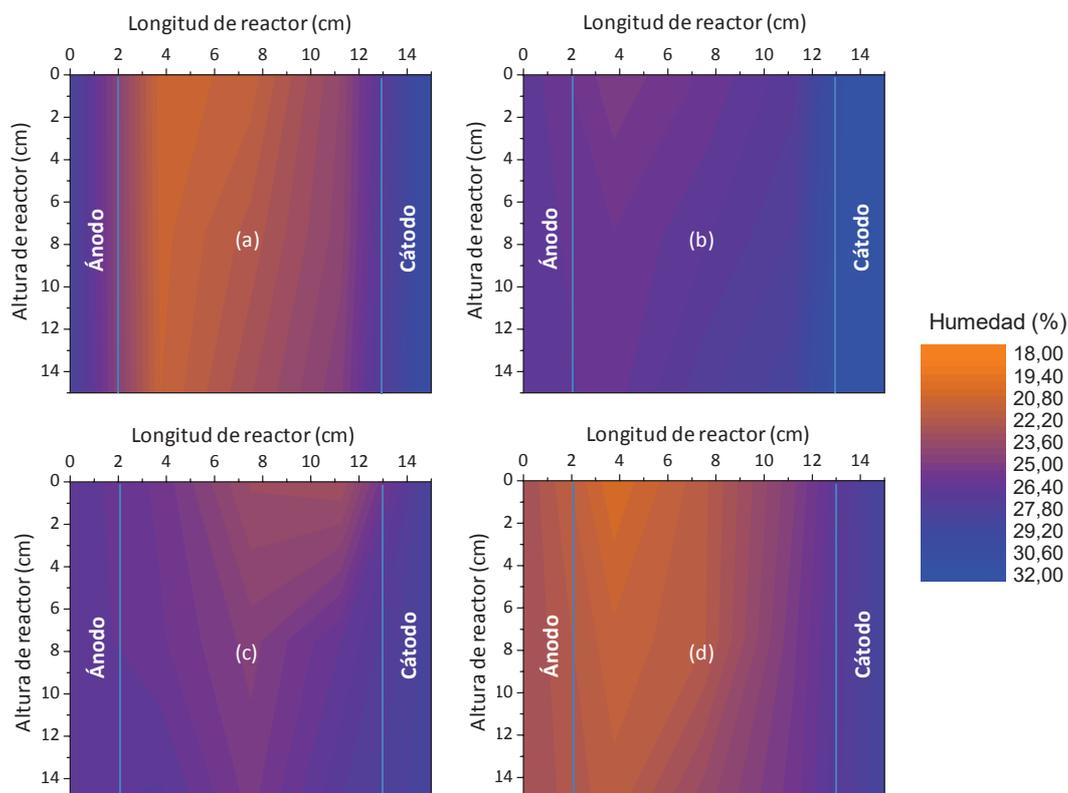


Figura 6.8. Mapas de humedad final obtenidos al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : (a) 0,5, (b) 1, (c) 1,5 y (d) 2 $V\ cm^{-1}$; Humedad inicial del suelo: 15%. Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

Se observa que el gradiente de potencial aplicado influye fuertemente en la humedad final del suelo. Se produce un aumento significativo de la humedad, alcanzándose incrementos superiores en los ensayos de 1 y 1,5 V cm⁻¹. Las zonas con una humedad más alta (35 %) son las cercanas al catolito (pozo hacia donde se transporta el agua). Por último, en el ensayo de 2 V cm⁻¹ se observa un gradiente de humedad más pronunciado en la zona interelectródica que puede ser debido a que el agua se moviliza más rápidamente y, por tanto, la zona de suelo comprendida entre los electrodos tiene una humedad inferior al resto del suelo.

6.4.2. *Influencia de la humedad inicial del suelo.*

En este apartado se ha realizado un estudio de la influencia que tiene la humedad inicial del suelo en el flujo electroosmótico. Para ello, se han realizado ensayos empleando caolinita como modelo de suelo con diferente humedad inicial: 10, 20 y 30%. En todos los ensayos se ha aplicado un gradiente de potencial constante de 0,5 V cm⁻¹, y como anolito y catolito se ha empleado agua.

En la Figura 6.9. se muestra la variación de la intensidad de corriente, el volumen de anolito y catolito, y el flujo electroosmótico obtenido en los ensayos realizados. En la Figura 6.9. (a) se puede observar que la corriente eléctrica obtenida en todos los ensayos tiende a estabilizarse en un valor comprendido entre 6 y 10 mA. Esto indica que la resistencia eléctrica que ofrece el suelo en estado estacionario es del mismo orden de magnitud en los tres ensayos y no se ve afectada por la humedad inicial del suelo.

Respecto a la evolución del volumen del anolito (Figura 6.9. (b)) se observa un descenso inicial más pronunciado en los ensayos realizados con suelos con una humedad inferior. Transcurrido el periodo inicial de humectación del suelo, en todos los casos se observa un descenso lineal independiente de la humedad inicial del suelo. Este hecho confirma que el agua movilizada hacia el cátodo lo hace a la misma velocidad (0,17 cm³cm⁻²día⁻¹) y que el gradiente potencial es el parámetro que determina la magnitud en que se desarrolla este transporte electroosmótico.

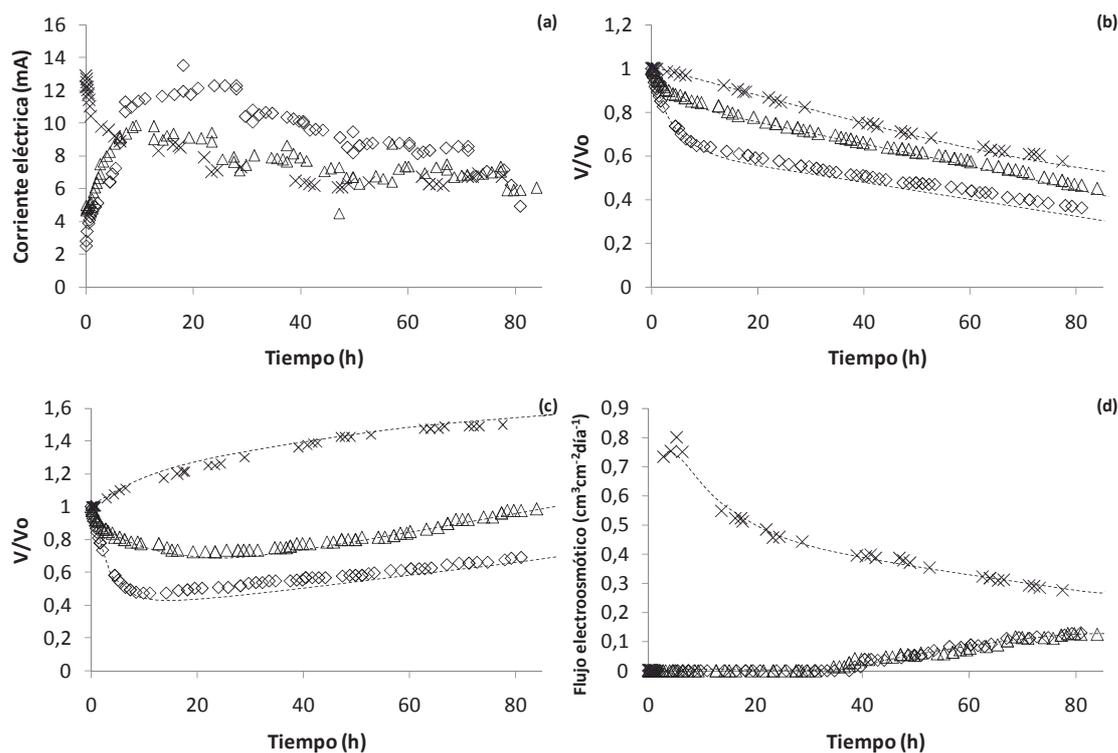


Figura 6.9. Variación de (a) la corriente eléctrica, (b) el volumen del anolito, (c) el volumen del catolito y (d) el flujo electroosmótico con el tiempo al aplicar un gradiente de potencial constante. Condiciones experimentales: E_z : $0,5 \text{ V cm}^{-1}$; Humedad inicial del suelo: \diamond 10%, Δ 20%, y \times 30%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

Al analizar la evolución del volumen del catolito (Figura 6.9. (c)), cabe destacar que en los ensayos con humedad inicial del suelo de un 10 y 20% se observa una tendencia inicial de descenso hasta llegar el punto en que la humedad del suelo se estabiliza (el suelo ya no retiene más agua) y el agua movilizada comienza a acumularse en el pozo catódico. En el ensayo realizado con un suelo con humedad inicial del 30% no se observan las variaciones correspondientes al proceso de humectación del suelo comentadas anteriormente, ya que en este caso, el suelo se encuentra lo suficientemente mojado para no captar más agua de los pozos de electrolito. Por ello, se puede afirmar que la humedad inicial del suelo determina la capacidad de retención de agua e influye en la duración de la etapa de humectación y en el tiempo necesario para obtener un transporte de agua neto hacia el pozo catódico mediante el proceso de electroósmosis. Posteriormente, el volumen de catolito comienza a aumentar en los tres ensayos.

En la representación del flujo electroosmótico (Figura 6.9. (d)) se observa que la evolución depende de la saturación inicial del suelo, aunque tiende a estabilizarse en el mismo valor de flujo en todos los casos estudiados ($0,15\text{-}0,2 \text{ cm}^3 \text{cm}^{-2} \text{día}^{-1}$). Los

ensayos realizados con suelos de humedad inicial del 10 y 20 %, presentan una etapa inicial en la que el flujo es nulo, que corresponde con el fenómeno de humectación del suelo, comentado anteriormente. En el ensayo realizado con un suelo con 30% de humedad inicial se puede observar que el flujo electrosmótico disminuye progresivamente con el tiempo hacia los valores alcanzados en los ensayos anteriores.

En la Figura 6.10. se muestra la variación de los perfiles de humedad del suelo dependiendo del grado de saturación inicial.

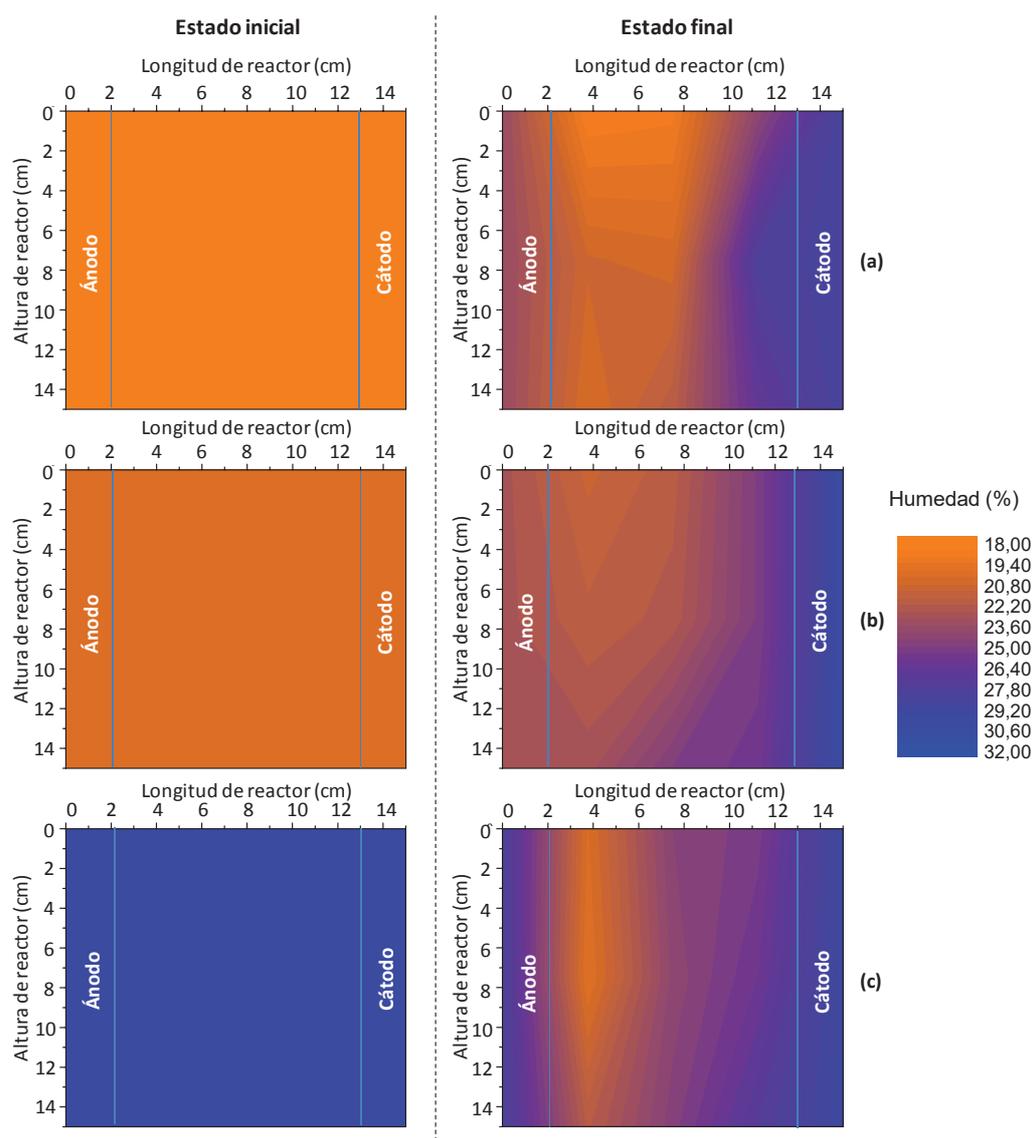


Figura 6.10. Mapas de humedad iniciales y finales obtenidos al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : $0,5 \text{ V cm}^{-1}$; Humedad inicial del suelo: (a) 10%, (b) 20% y (c) 30%; Tiempo de ensayo: 84 h; Composición inicial de los electrolitos: Cátodo: Agua, Anodo: Agua.

Independientemente de la humedad inicial del suelo y debido a la dirección del flujo electrosmótico, en este tipo de materiales con altas fracciones arcillosas, la zona de suelo que presenta una mayor humedad al finalizar los ensayos es la sección comprendida entre el cátodo y el pozo que contiene el catolito, generándose un perfil marcado de humedad entre la zona anódica y catódica en la escala de tiempos evaluada.

6.5. Estudio del proceso de transporte de surfactantes a través de suelos de baja permeabilidad mediante la acción de un campo eléctrico.

En este apartado se estudia el transporte de surfactantes que tiene lugar en un suelo de baja permeabilidad cuando se aplica un campo eléctrico a través de él. Se ha investigado la influencia de diferentes variables en el rendimiento del proceso, tales como el gradiente de potencial aplicado, la zona de inyección de surfactante, y el tipo de surfactante movilizado. La humedad inicial del suelo, el gradiente eléctrico aplicado y la concentración de surfactante han sido 30 %, $1,5 \text{ V cm}^{-1}$ y 10 g l^{-1} , respectivamente.

En primer lugar, se ha evaluado si los surfactantes pueden ser movilizados mediante el arrastre producido por el agua transportada por electroósmosis. Para ello, las disoluciones de surfactante se han introducido en el pozo anódico del reactor y como catolito se ha empleado agua. En la Figura 6.11. se muestra la evolución de la masa de surfactante en el pozo anódico. Este parámetro se muestra normalizado para facilitar la comparación de los resultados.

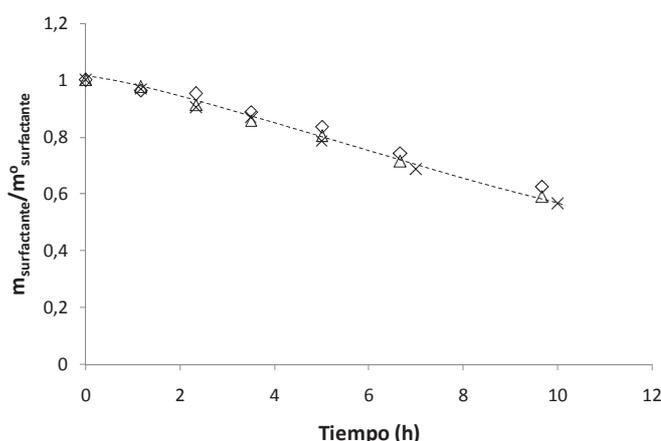


Figura 6.11. Variación de la masa normalizada de surfactante en el pozo anódico de inyección, al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : $1,5 \text{ V cm}^{-1}$; Humedad inicial del suelo: 30%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: $\diamond 10 \text{ g l}^{-1}$ SA, $\Delta 10 \text{ g l}^{-1}$ SC y $\times 10 \text{ g l}^{-1}$ SNI.

Se observa que la masa de surfactante disminuye con el tiempo en los tres casos estudiados. Este descenso está asociado a la movilización de estos compuestos a través del suelo hacia el pozo catódico.

En segundo lugar, se ha determinado la movilidad de los surfactantes a través del suelo. Para ello, se ha analizado la concentración de surfactante en el pozo catódico. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 6.12.

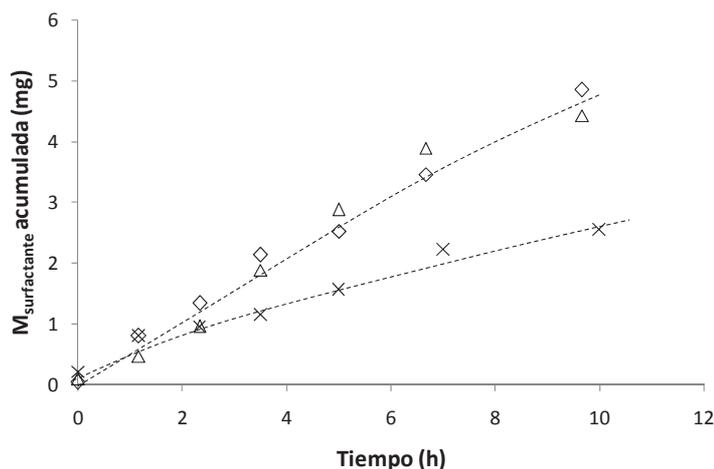


Figura 6.12. Variación de la masa de surfactante acumulado en el pozo catódico, al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : 1,5 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 30%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: \diamond 10 g l^{-1} SA, Δ 10 g l^{-1} SC y \times 10 g l^{-1} SNI.

Se observa que los tres surfactantes pueden ser transportados desde el anolito hacia el catolito, obteniéndose los mejores resultados cuando se emplean surfactantes iónicos (SA y SC). El proceso electrocinético involucrado en el transporte de los surfactantes está definido por la naturaleza iónica de estas especies. El SNI, no se disocia en disolución en ninguna forma iónica, por lo que su movimiento está producido únicamente por el arrastre que genera el flujo electroosmótico. El SA se encuentra en forma aniónica en disolución, y es atraído eléctricamente por el ánodo (cargado positivamente). Sin embargo, se ha comprobado que también puede transportarse hacia el catolito mediante arrastre producido por electroósmosis. El transporte del SC hacia el pozo catódico se produce por la contribución de los dos procesos: el arrastre electroosmótico y la migración iónica inducida por la atracción eléctrica producida entre especies catiónicas y el cátodo (cargado negativamente). Cabría esperar que esta doble contribución de procesos generara un transporte superior del SC hacia el cátodo, sin

embargo, en la Figura 6.12. se observa que es del mismo orden que el obtenido en el caso del SA. Este hecho puede ser explicado teniendo en cuenta que el SC está disociado en forma catiónica y tiene una mayor afinidad por quedar retenido en las partículas de suelo (carga superficial negativa) que el SA.

Con el objetivo de investigar el transporte producido por el proceso de electromigración iónica se han comparado los resultados obtenidos empleando solo disoluciones acuosas de los surfactantes iónicos (SA y SC). Debido a que estos surfactantes tienen una naturaleza iónica opuesta, se introducen en el reactor en lugares distintos. En el ensayo que se utiliza SA, la disolución de surfactante se emplea como catolito, estando el anolito compuesto únicamente por agua (Figura 6.13. (a)). Al contrario, cuando se utiliza SC, la disolución de surfactante se emplea como anolito, y el catolito está compuesto por agua (Figura 6.13. (b)).

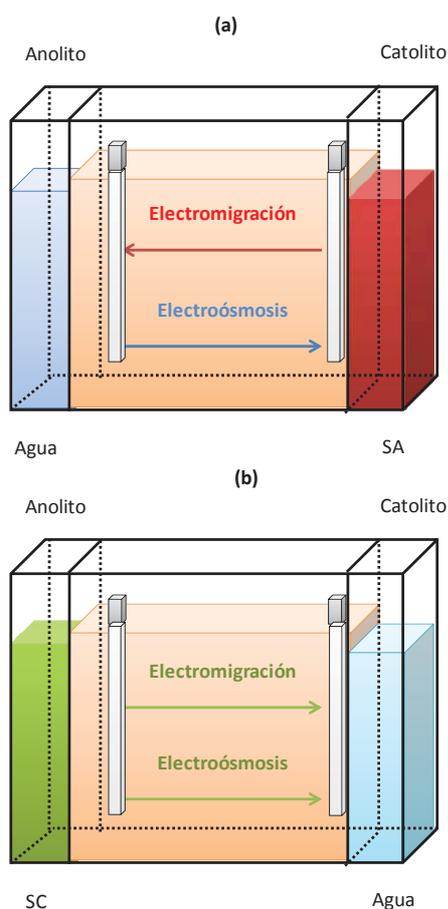


Figura 6.13. Esquema de los ensayos realizados para determinar el transporte de surfactante mediante electromigración en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : $1,5 \text{ V cm}^{-1}$; Humedad inicial del suelo: 30%, Composición inicial de los electrolitos: (a) Catolito: 10 g l^{-1} SA y Anolito: Agua; (b) Catolito: Agua y Anolito: 10 g l^{-1} SC.

En la Figura 6.14. se muestra la evolución de la masa de surfactante acumulada en el pozo opuesto al de inyección de la disolución de surfactante, y el flujo de surfactante observado en cada uno de los ensayos realizados. Para el cálculo del flujo de surfactante se utiliza la Ecuación 6.2., donde J_s es el flujo global observado, M es la masa de surfactante acumulado en el pozo de electrolito opuesto al de inyección, t es el tiempo de ensayo necesario para acumular una masa M y S es la sección que atraviesa el flujo de agua (en este caso es de 45 cm^2).

$$J_s = \frac{dM_{\text{surfactante acumulado}}}{dt} \frac{1}{S} \quad 6.2.$$

En ambos ensayos se observa que existe una acumulación de surfactante en los pozos de electrolito donde al inicio de los experimentos únicamente había agua. Este hecho indica que se ha producido un transporte del surfactante a través del suelo desde el pozo de inyección hasta el pozo opuesto. Es preciso señalar que el flujo de surfactante observado es fruto del transporte producido por el proceso de electroósmosis y electromigración. Este último proceso se basa en el movimiento de especies iónicas que se encuentran dentro de un campo eléctrico y son atraídas por los electrodos de signo contrario.

Al interpretar los resultados obtenidos hay que tener en cuenta hacia donde están direccionados los flujos electrocinéticos involucrados en el proceso. En el caso del transporte de SC, ambos procesos electrocinéticos son aditivos, mientras que en el ensayo con SA la electroósmosis y la electromigración se producen en direcciones opuestas. Una vez hecha esta puntualización, desde un punto de vista dinámico, se observa que el SA se acumula en el pozo anódico muy rápidamente durante las primeras dos horas, y que a partir de este punto, el flujo de SA al anolito alcanza un valor prácticamente constante de, aproximadamente, $0,15 \text{ mg cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Este descenso del flujo de SA está motivado por el arrastre de surfactante hacia el pozo catódico mediante electroósmosis. Si se comparan estos resultados con los alcanzados anteriormente (Figura 6.12.), se observa que la cantidad de SA acumulada en el pozo opuesto al de inyección es sensiblemente mayor cuando éste se sitúa en el anolito. Esta circunstancia indicaría que la resistencia que presenta el flujo electroosmótico al transporte del SA

hacia el anolito es superior a la que ofrece el proceso de electromigración a la movilización de dicho surfactante hacia el catolito.

Por el contrario, en el ensayo donde se estudia el transporte de SC se observa un aumento prácticamente lineal de la masa surfactante transportada desde el anolito hacia el catolito durante las diez horas de duración del ensayo. La cantidad de SC acumulado es superior a la de SA ya que, en este ensayo, tanto el flujo electroosmótico como el de electromigración son aditivos, dirigiéndose, en ambos casos, hacia el cátodo.

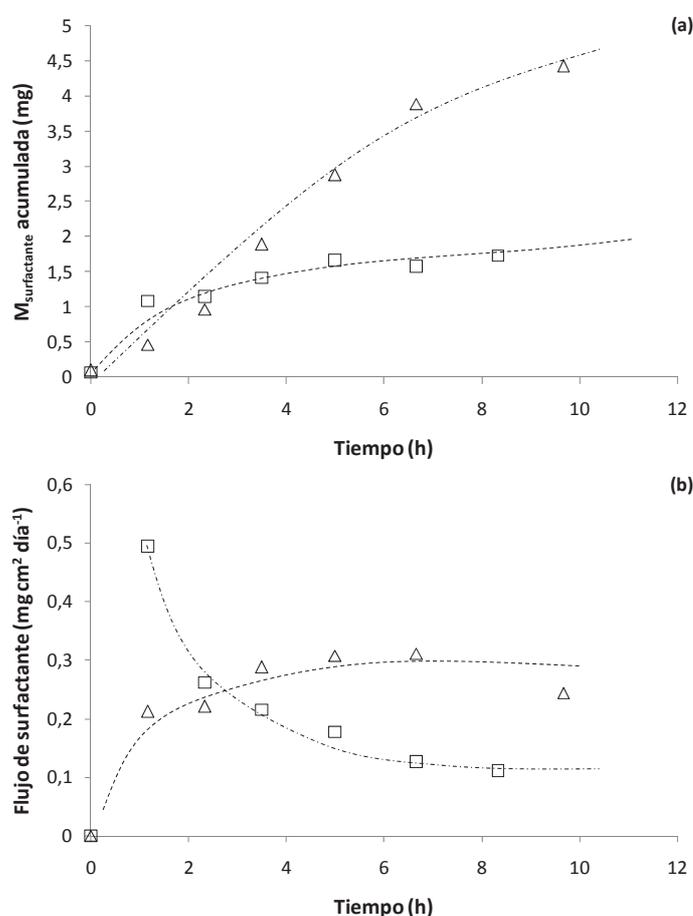


Figura 6.14. (a) Variación de la masa de surfactante acumulada en el pozo de electrolito opuesto al de inyección, al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). (b) Evolución del flujo de surfactante. Condiciones experimentales: E_z : $1,5 \text{ V cm}^{-1}$; Humedad inicial del suelo: 30%. \square SA, Δ SC.

En la Figura 6.15. se esquematizan las diferentes opciones de movimiento de surfactantes aniónicos, catiónicos y no iónicos en un suelo cuando se aplica un campo eléctrico entre ánodo y cátodo.

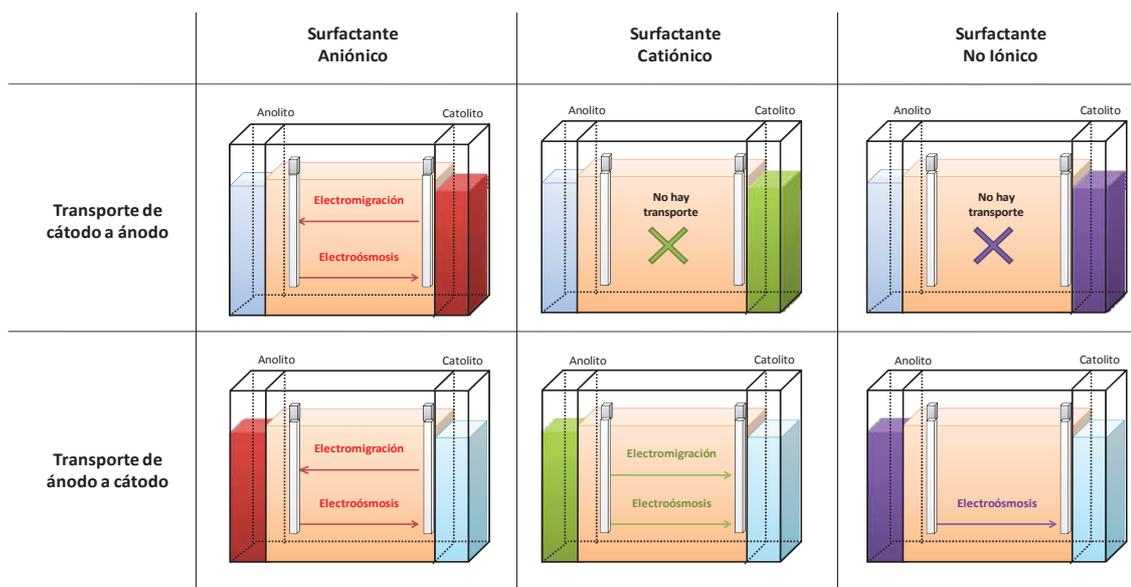


Figura 6.15. Opciones de transporte de surfactante al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita), en función de la dirección y el tipo de surfactante.

6.5.1. Influencia del gradiente de potencial eléctrico.

En este estudio se han llevado a cabo distintos ensayos aplicando diferentes gradientes de potencial (en el intervalo de 0 a 2 V cm^{-1}), con el objetivo de determinar la influencia de esta variable en el transporte de surfactantes a través de suelos de baja permeabilidad. Como fluido de mejora se ha empleado una disolución de SA (dodecil sulfato sódico) con una concentración de 10 g l^{-1} , ya que es el surfactante con mayor capacidad de retener contaminantes hidrófobos (Capítulo 5) y, además, es el que aporta más opciones de movimiento dentro del suelo, tal y como se ha demostrado en el apartado anterior. Como anolito se ha utilizado agua.

En la Figura 6.16. se muestra la evolución de la masa acumulada de SA en el anolito, que ha sido transportada desde el cátodo a través del suelo en función del gradiente de potencial aplicado entre los electrodos posicionados en el suelo.

Se puede observar que cuando no se aplica gradiente de potencial no se produce transporte de surfactante. Este hecho parece confirmar que en este proceso, el transporte por difusión es prácticamente nulo, al menos en la escala de tiempos utilizada en estos ensayos. Esto se debe a que el suelo es muy impermeable y, por tanto, ejerce una gran resistencia al paso de los iones a través de él. Por otra parte, independientemente del

gradiente de potencial aplicado, se observa una evolución creciente de la masa de SA acumulada en el compartimento anódico. La masa de surfactante acumulado aumenta a medida que lo hace el gradiente eléctrico aplicado.

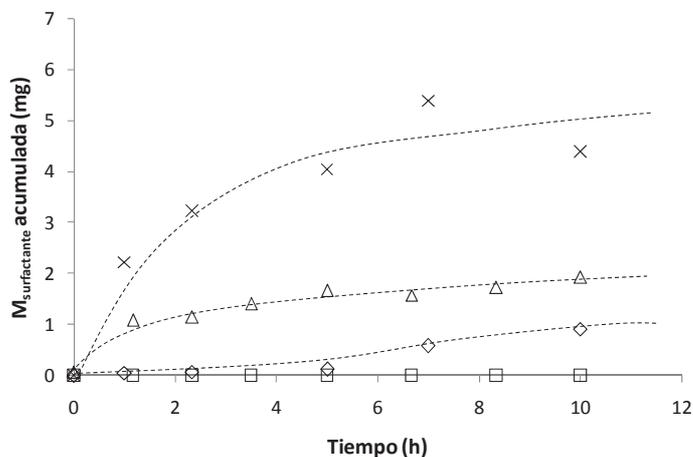


Figura 6.16. Variación de la masa de surfactante acumulado en el anolito, al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : □ 0 V cm^{-1} , ◇ $0,5 \text{ V cm}^{-1}$, △ $1,5 \text{ V cm}^{-1}$, × 2 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 30%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: 10 g l^{-1} SA; Anolito: Agua.

En la Figura 6.17 se indican los valores de flujo de surfactante aniónico y los valores de corriente eléctrica obtenidos en cada uno de los ensayos realizados, tras 10 horas de experimento. Se observa que el flujo de surfactante aumenta al incrementarse el gradiente de potencial. Este hecho indica que la fuerza impulsora que motiva el fenómeno de electromigración es el gradiente eléctrico, al igual que pasa con el proceso de electroósmosis. Sin embargo, se observa que la dependencia entre el flujo y el E_z no es lineal como ocurriría en el proceso de electroósmosis (Figura 6.7.), lo que indica que el desarrollo del proceso de electromigración está favorecido al aplicar altos valores de E_z .

Por otro lado, se puede apreciar que los valores de corriente eléctrica obtenidos en cada uno de los ensayos aumentan a medida que se aplica un gradiente de potencial mayor. Un aumento de corriente eléctrica implica un aumento del número de electrones que circulan por el circuito electrónico, lo que provoca que aumenten, también, el número de cargas iónicas desplazadas por el circuito iónico (suelo) con el fin de mantener la electroneutralidad del sistema, motivando un incremento del flujo observado de surfactante.

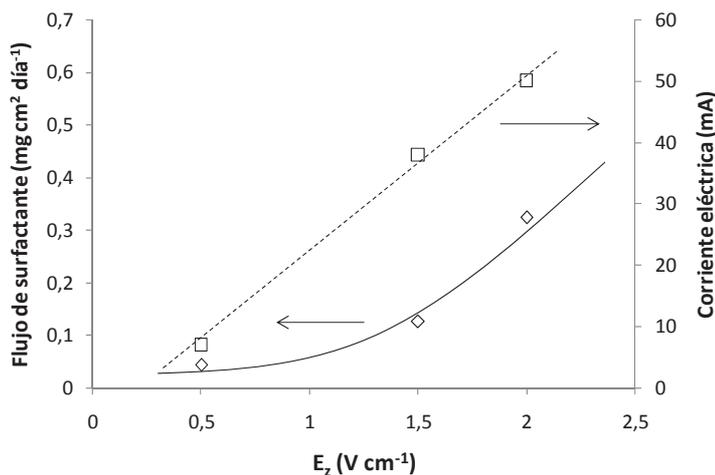


Figura 6.17. Influencia del gradiente de potencial en los valores de flujo del SA hacia el anolito (◊) y en los valores de la corriente eléctrica (□) en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: Tiempo de ensayo: 10 h; Humedad inicial del suelo: 30%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: $10\ g\ l^{-1}$ SA, Anolito: Agua.

6.6. Estudio del proceso de transporte de Fenantreno a través de suelos de baja permeabilidad mediante la acción de un campo eléctrico.

En este apartado se estudia el proceso de transporte de Fenantreno (PHE) que tiene lugar en un suelo de baja permeabilidad cuando se aplica un campo eléctrico a través de él. Todos los ensayos realizados en este estudio han sido llevados a cabo en la instalación con un reactor electroquímico de capacidad útil menor a la utilizada en los dos apartados anteriores ($25\ cm^3$ frente $675\ cm^3$). Este hecho permite disminuir el tiempo necesario para visualizar el movimiento de PHE entre pozos. El procedimiento operativo seguido se ha indicado en el apartado 6.3.3. de la presente memoria. En estos ensayos, los electrodos, separados 10 cm, fueron insertados en los compartimentos destinados a los electrolitos.

Tal y como se ha comentado en capítulos anteriores, el PHE es un compuesto insoluble en agua, por lo que a priori no debe ser arrastrado por el flujo electrosmótico. Además, no puede migrar mediante atracción eléctrica al ser una sustancia muy apolar. La adición de surfactantes al medio permite solucionar estas limitaciones, ya que es capaz de retener al PHE dentro de micelas cargadas y solubles en agua. Teóricamente, el conjunto PHE-surfactante puede movilizarse a través de un suelo al aplicar un campo eléctrico (Figura 6.18.).

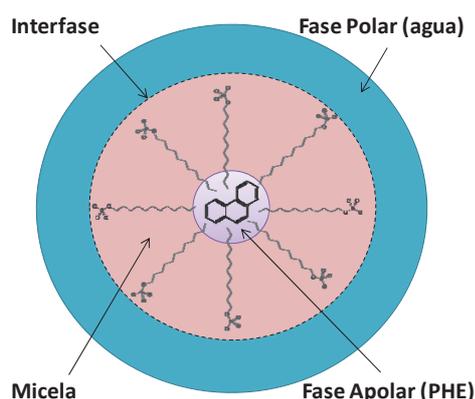


Figura 6.18. Esquema de la distribución de fases de una micela formada por SA y PHE.

De los tres surfactantes evaluados, en este estudio se ha seleccionado el dodecil sulfato sódico (SA). Es el surfactante estudiado que mejores resultados presenta a la hora de solubilizar el PHE (Apartado 5.4.), es el que aporta más opciones de movimiento dentro del suelo (Apartado 6.5.) y, además, es el surfactante que puede eliminarse más fácilmente en los efluentes generados en el proceso de lavado de suelos (Apartado 5.5.).

En este contexto, para realizar este estudio se han realizado dos tipos de ensayos. En los primeros, el PHE se encuentra en fase acuosa formando una emulsión en la que se ha utilizado SA como agente solubilizante. Estos ensayos tienen la finalidad de estudiar el transporte de las micelas SA-PHE formadas en la emulsión. En el segundo tipo de ensayos, el PHE se encuentra fijado en las partículas de suelo, y tiene como objetivo determinar si el SA movilizado a través del suelo es capaz de solubilizar y retener al contaminante y, posteriormente, movilizarlo hacia un pozo de electrolito.

En los ensayos en los que el PHE se encuentra emulsificado, las micelas SA-PHE adquieren una carga global negativa debido a la naturaleza iónica del surfactante empleado, por lo que cabe esperar que dichas micelas se sientan atraídas por el ánodo. Por este motivo, la emulsión es inyectada en el pozo catódico. Como anolito se ha empleado agua.

En la Figura 6.19. se muestra la evolución de la masa de fenantreno en el catolito y anolito. Se observa que la masa de PHE en el catolito desciende muy suavemente, mientras que en el anolito no se detecta este compuesto. Estos resultados indican que se

está produciendo transporte micelar, pero a una velocidad muy baja. Estos resultados pueden ser debido a que el dispositivo experimental utilizado en este apartado presente una alta resistencia eléctrica, obteniéndose unos valores la corriente eléctrica inferiores a los alcanzados en ensayos anteriores (3 mA frente a los 10-15 mA, en la instalación anterior).

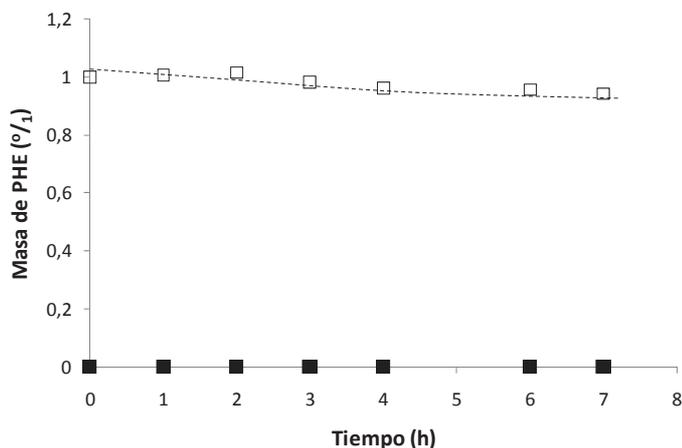


Figura 6.19. Variación de la masa de PHE en el pozo catódico (puntos huecos) y el pozo anódico (puntos rellenos), al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 30%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: $10 \text{ g l}^{-1} \text{ SA} + 160 \text{ mg l}^{-1} \text{ PHE}$, Anolito: Agua.

Con el objetivo de disminuir la alta resistencia eléctrica que presenta el sistema, se empleó como anolito una disolución salina de Na_2SO_4 para aumentar la conductividad iónica del suelo y, por lo tanto, disminuir la resistencia eléctrica. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 6.20.

Se observa que las velocidades de desaparición de PHE en el pozo catódico y de aparición de PHE en el pozo anódico se incrementan significativamente. En este caso, la corriente eléctrica que atraviesa el dispositivo ha aumentado hasta los 20 mA. Los resultados obtenidos parecen confirmar la existencia de un transporte micelar a través del suelo desde el catolito hacia el anolito por acción de un campo eléctrico. El proceso electrocinético mediante el que se produce dicho transporte se denomina electroforesis. Este proceso está basado en mecanismos similares al de electromigración, con la diferencia de que las especies movilizadas por electroforesis son micelas, coloides u

otras partículas cargadas de un tamaño superior al de especies iónicas como sales o iones metálicos.

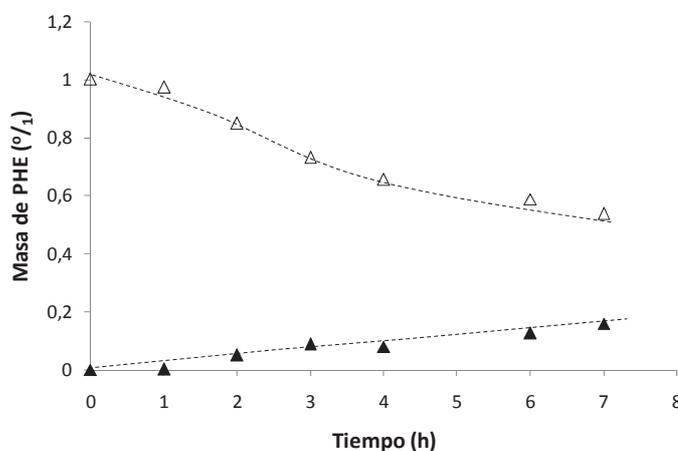


Figura 6.20. Variación de la masa de PHE en el pozo catódico (puntos huecos) y el pozo anódico (puntos rellenos), al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 30%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: 10 g l^{-1} SA + 160 mg l^{-1} PHE, Anolito: 2 % Na_2SO_4 .

6.6.1. Influencia del gradiente de potencial eléctrico.

En este estudio se han llevado a cabo ensayos aplicando diferentes gradientes de potencial, con el objetivo de determinar la influencia de esta variable en el transporte micelar mediante el proceso electrocinético de electroforesis. Como catolito se ha utilizado una emulsión de fenantreno en agua utilizando 10 g l^{-1} de SA como agente emulsificante y como anolito se ha utilizado una disolución al 2% de Na_2SO_4 .

En la Figura 6.21. se muestra la evolución de la masa de fenantreno en el catolito y el anolito en función del gradiente de potencial aplicado. Se observa que un aumento del gradiente de potencial genera una aceleración del proceso de transporte electroforético. En todas las condiciones experimentales estudiadas, se observa una disminución en la masa de PHE presente en el catolito y un aumento en el pozo anódico como consecuencia del transporte micelar producido a través del suelo.

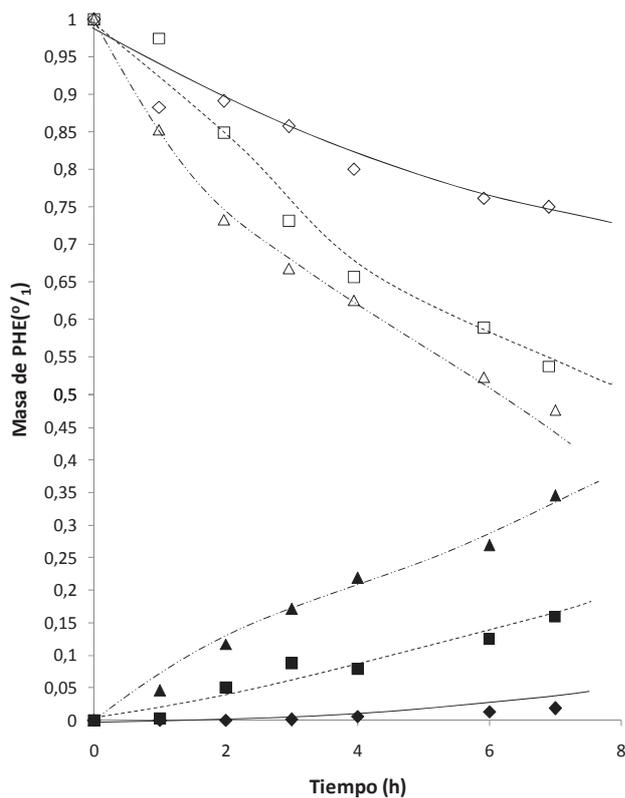


Figura 6.21. Variación de la masa de PHE en el pozo catódico (puntos huecos) y el pozo anódico (puntos rellenos), al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : \diamond $0,5 \text{ V cm}^{-1}$, \square 1 V cm^{-1} , Δ $1,5 \text{ V cm}^{-1}$; Humedad inicial del suelo: 30 %. Composición inicial de los electrolitos: Catolito: $10 \text{ g l}^{-1} \text{ SA} + 160 \text{ mg l}^{-1}$, Anolito: 2% Na_2SO_4 .

Sin embargo, la cantidad de PHE que desaparece del catolito es mayor que la recogida en el anolito. En la Figura 6.22. se muestra la comparativa de los resultados obtenidos en el transporte de PHE para un tiempo de 6 h.

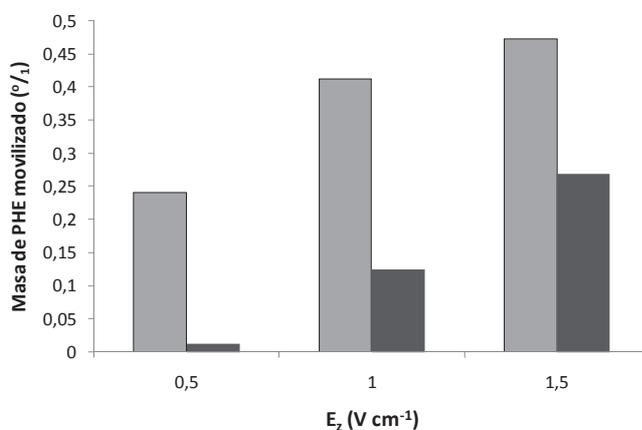


Figura 6.22. Masa normalizada de PHE movilizado: \square Catolito, \blacksquare Anolito. Condiciones experimentales: Tiempo de ensayo: 6 horas; Humedad inicial del suelo: 30 %; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: $10 \text{ g l}^{-1} \text{ SA} + 160 \text{ mg PHE l}^{-1}$, Anolito: 2% Na_2SO_4 .

Las diferencias observadas parecen indicar la acumulación del contaminante en el suelo, y que el estado estacionario del sistema no se ha alcanzado. Para comprobar esta hipótesis, se ha analizado la concentración de PHE en el suelo a distintos tiempos de experimentación. Para ello, se ha seccionado el suelo en seis porciones de 1 cm^3 , aproximadamente. Los perfiles de concentración de PHE en el suelo a distintos tiempos de ensayo se muestran en la Figura 6.23.

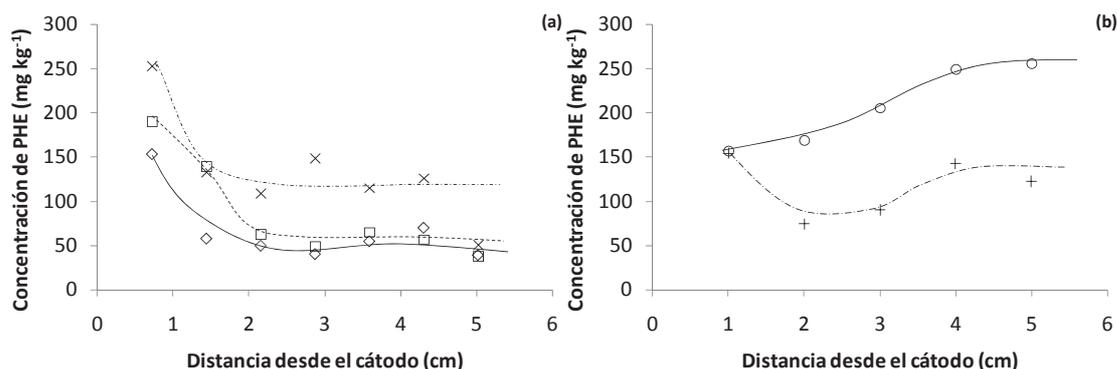


Figura 6.23. Perfiles de concentración de PHE en el suelo a distintos tiempos de ensayo: (a) Tiempo de ensayo: \diamond 3 h, \square 6 h, \times 12 h y (b) Tiempo de ensayo: $+$ 48 h, \circ 72 h. Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 30 %; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: $10 \text{ g l}^{-1} \text{ SA} + 160 \text{ mg PHE l}^{-1}$, Anolito: 2% Na_2SO_4 .

Tal y como se esperaba, se puede observar que parte del fenantreno desplazado desde el cátodo hacia el ánodo se acumula en el suelo. A las tres horas de ensayo, la concentración más alta de fenantreno en el suelo se encuentra en la zona más cercana al catolito (pozo desde el que comienza el transporte). Además, durante las primeras horas del ensayo, se observa que la concentración en la zona más cercana al cátodo va aumentando con el tiempo debido al transporte del compuesto a través del suelo. A medida que avanza el experimento, el contaminante se moviliza a lo largo del suelo, aumentando la concentración de este compuesto en secciones más alejadas del pozo catódico. Transcurridas 48 horas de ensayo, se observa que la concentración en la sección próxima al catolito disminuye considerablemente, mientras que en las demás zonas del suelo la concentración de fenantreno se incrementa hasta alcanzar valores de 100 mg kg^{-1} , aproximadamente. Finalmente, tras 72 horas, las concentraciones máximas de PHE se observan en la zona de suelo próxima al pozo anódico. En base a estos

resultados, se puede afirmar que las micelas SA-PHE pueden ser movilizadas por acción de un campo eléctrico hacia el pozo anódico.

Por último, se han realizado una serie de experimentos en los que el PHE se encuentra fijado en el suelo ($400 \text{ mg de PHE kg}^{-1}_{\text{suelo}}$) y no emulsificado en un pozo de electrolito. Como catolito se ha utilizado una disolución de 10 g l^{-1} de SA y como anolito una disolución al 2% de Na_2SO_4 . En la Figura 6.24. se muestra la masa de PHE acumulada en el anolito y el catolito al aplicar diferentes gradientes de potencial, transcurridas 10 horas de ensayo.

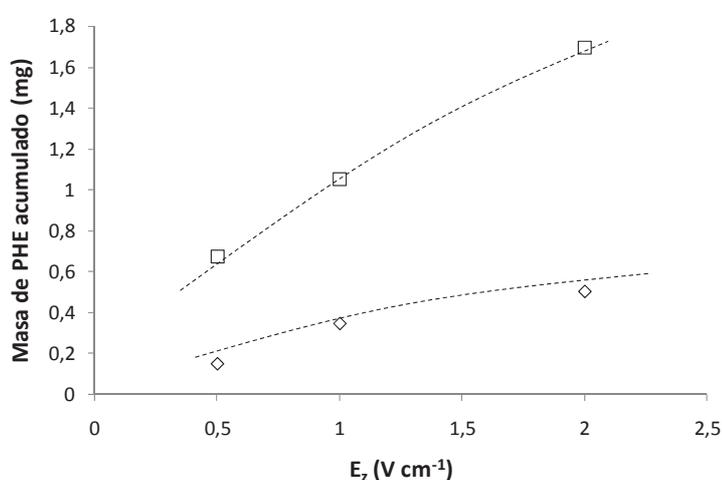


Figura 6.24. Masa de PHE acumulado en el (◇) catolito y (□) anolito, al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: Tiempo de ensayo: 10 h; Humedad inicial del suelo: 30 %, Composición inicial de los electrolitos: Catolito: 10 g l^{-1} SA, Anolito: 2% Na_2SO_4 ; Concentración inicial de PHE en el suelo: $400 \text{ mg de PHE kg}^{-1}_{\text{suelo}}$.

Se observa que el PHE se acumula en ambos pozos de electrolito. La acumulación de PHE producida en el pozo catódico puede ser debida a que este compuesto, que se encuentra fijado en la superficie de las partículas de suelo, es arrastrado por el flujo electroosmótico junto con las partículas de caolinita más cercanas al pozo catódico. Como el catolito está compuesto por una disolución de SA, el PHE arrastrado puede solubilizarse y acumularse en el electrolito. Además, se observa que un aumento del gradiente de potencial favorece el transporte de PHE hacia el catolito ya que el flujo electroosmótico obtenido es superior, y el arrastre de partículas de suelo contaminadas con PHE está favorecido. Por otro lado, la acumulación de PHE en el anolito debe estar relacionado con el transporte de micelas aniónicas SA-PHE por

electroforesis. Estas micelas se producen al ponerse en contacto el SA movilizado y el PHE fijado al suelo. En este caso, también se observa que un aumento del gradiente de potencial provoca un incremento del PHE acumulado en el anolito, debido a que el proceso de electromigración de SA está favorecido a altos gradientes de potencial, tal y como se ha comprobado en el apartado 6.5.1.

En la Figura 6.25. se muestran los perfiles finales de concentración de PHE en el suelo en función del gradiente eléctrico aplicado y de la distancia interelectrónica. Se puede observar que la concentración de PHE disminuye en los tres ensayos. Asimismo, se muestra que el descenso de la concentración de PHE es más significativo al aplicar gradientes de potencial superiores ya que el transporte de PHE hacia los electrolitos está favorecido, tal y como se ha comprobado anteriormente (Figura 6.24.).

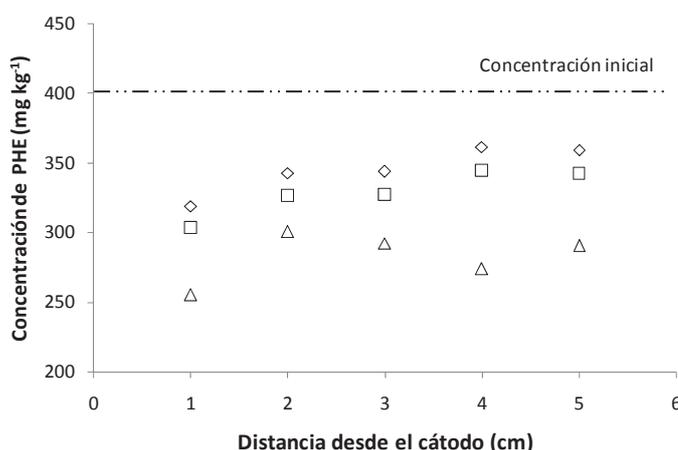


Figura 6.25. Perfiles de concentración de PHE en el suelo. Condiciones experimentales: E_z : ▽ $0,5 \text{ V cm}^{-1}$, □ 1 V cm^{-1} , △ $1,5 \text{ V cm}^{-1}$; Tiempo de ensayo: 10 h; Humedad inicial del suelo: 30 %, Composición inicial de los electrolitos: Catolito: 10 g l^{-1} SA, Anolito: $2\% \text{ Na}_2\text{SO}_4$; Concentración inicial de PHE en el suelo: $400 \text{ mg de PHE kg}^{-1}_{\text{suelo}}$.

6.7. Conclusiones.

Las principales conclusiones obtenidas en esta parte del trabajo han sido las siguientes:

- Al aplicar una corriente eléctrica entre electrodos ubicados en un suelo poco permeable, es posible movilizar el agua contenida en su interior mediante el proceso electrocinético de electroósmosis. El volumen de fluido transportado por electroósmosis se corresponde a la capa de pequeño espesor del agua (capa de Debye) que se encuentra alrededor de la superficie de partículas de suelo. Generalmente, las arcillas tienen carga superficial negativa por lo que la capa de Debye tiene una alta concentración de contraiones positivos que son atraídos por el cátodo (carga negativa). Por este motivo, generalmente, el flujo electroosmótico se produce de ánodo a cátodo.
- El gradiente de potencial eléctrico es la fuerza impulsora del mecanismo de transporte involucrado en el proceso de electroósmosis ya que el flujo obtenido es directamente proporcional al gradiente de potencial aplicado. Además, la humedad inicial del suelo determina la capacidad de retención de agua del suelo y, por tanto, influye en el tiempo necesario para obtener un transporte de agua neto hacia el pozo catódico mediante electroósmosis.
- Surfactantes de distinta naturaleza iónica (dodecil sulfato sódico (SA), alquilbencildimetilamonio cloruro (SC) y polioxietileno sorbitano monooleato (SNI)) pueden ser transportados desde el ánodo al cátodo mediante el arrastre producido por el flujo electroosmótico. Además, al aplicar un gradiente de potencial entre electrodos ubicados en un suelo arcilloso poco permeable, es posible movilizar a los surfactantes disociados en especies iónicas a través del suelo mediante el proceso electrocinético de electromigración. Este proceso se basa en la migración iónica inducida por la atracción eléctrica entre especies iónicas y los electrodos de signo opuesto. El gradiente eléctrico es el parámetro que motiva el proceso de electromigración.

- De los tres surfactantes evaluados, el SA presenta una mayor flexibilidad a la hora de transportarse dentro del suelo, ya que puede movilizarse hacia el cátodo por electroósmosis y hacia el ánodo por electromigración. Los surfactantes SC y SNI pueden movilizarse únicamente hacia el cátodo.

- Un compuesto orgánico hidrófobo y apolar como el fenantreno (PHE) puede ser movilizado dentro de un suelo de baja permeabilidad mediante el proceso electrocinético de electroforesis. Para ello, es necesario la inyección de un surfactante que sea capaz de retener al PHE dentro de micelas cargadas y solubles en agua. Asimismo, puede ser transportado por el arrastre producido por el fenómeno de electroósmosis.

6.8. Bibliografía.

Acar, Y.B., Li, H., Gale, R. Jr. Phenol removal from kaolinite by electrokinetics. *J. Geotech. Eng.* 118: 1837-1852, 1992.

Acar, Y.B., Hamed, J.T., Gale, R.J. Removal of cadmium (II) from saturated kaolinite by the application of electrical current. *Geotechniques* 44: 239-254, 1994.

Acar, Y.B., Ozsu, E.E., Alshawabkeh, A.N., Rabbi, M.F., Gale, R.J. Enhance soil bioremediation with electric fields. *Chemtech.* 26: 40-44, 1996.

Alshawabkeh, A.N., Yeung, A.T., Bricka, M.R. Practical aspects of in-situ electrokinetic extraction. *J. Environ. Eng.* 125: 27-35, 1999.

Chen, J.L., Yang, S.F., Wu, C.C., Ton, S. Effect of ammonia as a complexing agent on electrokinetic remediation of copper-contaminated soil. *Sep. Purif. Technol.* 79: 157-163, 2011.

Giannis, A., Gidarakos, E. Washing enhanced electrokinetic remediation for removal cadmium from real contaminated soil. *J. Hazard. Mater.* 123: 165-175, 2005.

Isosaari, P., Sillanpää, M. Electromigration of arsenic and co-existing metals in mine tailings. *Chemosphere* 81: 1155-1158, 2010.

Karagunduz, A., Gezer, A., Karasuloglu, G. Surfactant enhanced electrokinetic remediation of DDT from soils. *Sci. Total Environ.* 385: 1-11, 2007.

Li, Z., Yu, J.W., Neretnieks, I. Removal of Pb(II), Cd(II) and Cr(III) from sand by electromigration. *J. Hazard. Mater.* 55: 295-304, 1997.

Lu, P., Feng, Q., Meng, Q., Yuan, T. Electrokinetic remediation of chromium- and cadmium-contaminated soil from abandoned industrial site. *Sep. Purif. Technol.* 98: 216-220, 2012.

Maes, N., Moors, H., Dierckx, A., Cannière, P., Put M. The assessment of electromigration as a new technique to study diffusion of radionuclides in clayey soils. *J. Contam. Hydrol.* 36: 231-247, 1999.

Manna, M., Sanjay, K., Shekhar, R. Electrochemical cleaning of soil contaminated with a dichromate lixiviant. *Int. J. Miner. Process.* 72: 401-406, 2003.

Mitchell, J. K., Soga, K. *Fundamentals of soil behavior.* 2nd Ed., Wiley, 1993, New York.

Ottosen, L.M., Pedersen, A.J., Ribeiro, A.B., Hansen, H.K. Case study on the strategy and application of enhancement solutions to improve remediation of soils contaminated with Cu, Pb and Zn by means of electro dialysis. *Eng. Geol.* 77: 317-329, 2005.

Pamukcu, S., Wittle, J.K. Electrokinetically enhanced in situ soil decontamination. *Remediation of Hazardous Waste Contaminated Soils*, D. L. Wise and D. J. Trantolo, eds., Marcel Dekker, New York, 245–298.

Pamukcu, S., Wittle, J.K. Electrokinetic removal of selected heavy metals from soil. *Environ. Prog.* 11: 241–250, 1992.

Park, J.Y., Lee, H.H., Kim, S.J., Lee, Y.J., Yang, J.W. Surfactant-enhanced electrokinetic removal of phenanthrene from kaolinite. *J. Hazard. Mater.* 140: 230-236, 2007.

Pazos, M., Ricart, M.T., Sanroman, M.A., Cameselle, C. Enhanced electrokinetic remediation of polluted kaolinite with an azo dye. *Electrochim. Acta* 52: 3393-3398, 2007.

Reddy, K.R., Parupudi, U.S., Devulapalli, S.N., Xu, C.Y. Effect of soil composition on the removal of chromium by electrokinetics. *J. Hazard. Mater.* 55: 135-158, 1997.

Reddy, K.R., Saichek, R.E. Effect of soil type on electrokinetic removal of phenanthrene using surfactants and cosolvents. *J. Environ. Eng.* 129: 336-346, 2003.

Saichek, R.E., Reddy, K.R. Effect of pH control at the anode for the electrokinetic removal of phenanthrene from kaolin soil. *Chemosphere* 51: 273-287, 2003a.

Saichek, R.E., Reddy, K.R. Effects of system variables on surfactant enhanced electrokinetic removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from clayey soils. *Environ. Technol.* 24: 503-515, 2003b.

Sawada, A., Mori, K.I., Tanaka, S., Fukushima, M., Tatsumi, K. Removal of Cr(VI) from contaminated soil by electrokinetic remediation. *Waste Manage.* 24: 483-490, 2004.

Schultz, D.S. Electroosmosis technology for soil remediation: laboratory results, field trial, and economic modeling. *J. Hazard. Mater.* 55: 81-91, 1997.

Segall, B.A., Bruell, C.J. Electroosmotic contaminant-removal processes. *J. Environ. Eng.* 118: 84-100, 1992.

Shapiro, A.P., Probstein, R.F. Removal of contaminants from saturated clay by electroosmosis. *Environ. Sci. Technol.* 27: 283-291, 1993.

Virkutyte, J., Sillanpää, M., Latostenmaa, P. Electrokinetic soil remediation—critical overview. *Sci. Total Environ.* 289: 97–121, 2002.

Yang, J.W., Lee, Y.J., Park, J.Y., Kim, S.J., Lee, J.Y. Application of APG and Calfax 16L-35 on surfactant-enhanced electrokinetic removal of phenanthrene from kaolinite. *Eng. Geol.* 77: 243-251, 2005.

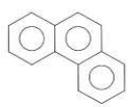
Yeung, A.T., Hsu, C. Electrokinetic remediation of cadmium-contaminated clay. *J. Environ. Eng.* 131: 298-304, 2005.

Yuan, S.H., Wan, J.Z., Lu X.H. Electrokinetic movement of multiple chlorobenzenes in contaminated soils in the presence of β -cyclodextrin. *J. Environ. Sci.* 19: 968-976, 2007.

Yuan, S.H., Wu, C., Wan, J.H., Lu, X.H. Electromigration of cadmium in contaminated soils driven by single and multiple primary cells. *J. Hazard. Mater.* 151: 594-602, 2008.

DETERMINACIÓN DE LA
CONFIGURACIÓN DE POZOS DE
ELECTROLITO EN PROCESOS DE
REMEDIACIÓN
ELECTROKINÉTICA

CAPÍTULO 7



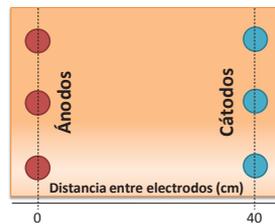
DETERMINACIÓN DE LA CONFIGURACIÓN DE POZOS DE ELECTROLITO EN PROCESOS DE REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA

INTRODUCCIÓN

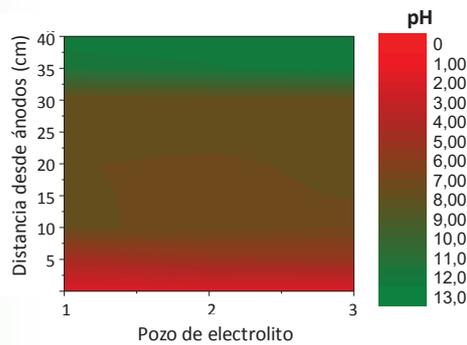
Cuando ocurre un suceso de contaminación de suelos con compuestos orgánicos hidrófobos (COHs) y se pretende aplicar como tratamiento la remediación electrocinética mejorada con surfactantes, se debe definir: la configuración eléctrica a emplear, el número de electrodos y su ubicación en el suelo, y el lugar óptimo de inyección del surfactante dependiendo de hacia dónde se pretenda movilizar dicho fluido de mejora. En este capítulo se ha seleccionado caolinita como modelo de suelo de baja permeabilidad y una disolución de dodecil sulfato sódico (SA) como fluido de mejora. Los electrodos se ubican dentro de los pozos de electrolito.

PROCESOS ELECTROKINÉTICOS EN SISTEMAS DE POZOS DE ELECTROLITO

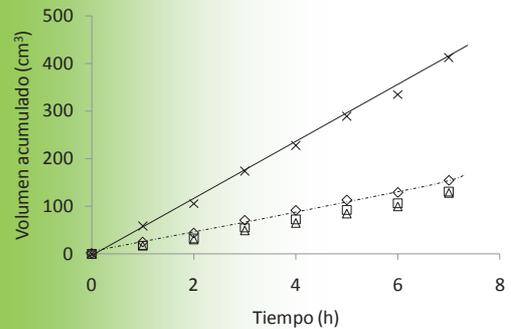
La configuración eléctrica seleccionada es de seis electrodos distribuidos en dos hileras enfrentadas de tres ánodos y tres cátodos. En estas condiciones se favorece el desarrollo del proceso de electrolisis del agua. Este fenómeno altera el pH del suelo por la generación de protones en el ánodo y iones hidroxilo en el cátodo.



En la figura se muestran los mapas de pH obtenidos al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Tiempo de ensayo: 8 horas; E_z : 0,5 V cm^{-1} . Humedad: 35%.



En los pozos catódicos se produce una acumulación de agua debido al transporte de agua por ELECTROÓSMOSIS



Variación del volumen acumulado en los colectores catódicos (Colector 1, Colector 2, Δ Colector 3, Volumen total). E_z : 0,5 V cm^{-1} ; Humedad: 35%. Composición de los electrolitos: Agua.

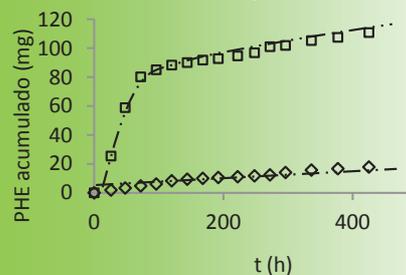
POSICIONAMIENTO DEL POZO DE INYECCIÓN DE DODECIL SULFATO SODICO (SA)

La inyección de (SA) se realiza en un pozo intermedio entre el pozo anódico y el catódico ya que el SA puede ser movilizado hacia el anolito por ELECTROMIGRACIÓN y arrastrado por ELECTROÓSMOSIS hacia el catolito.



REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA DE UN SUELO DE BAJA PERMEABILIDAD CONTAMINADO CON FENANTRENO (PHE)

Es posible movilizar al contaminante hacia los pozos de electrolito catódico y anódico, al inyectar una disolución de SA como fluido de mejora.



PHE acumulado () catolito y () anolito; en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (caolinita) contaminado con 400 mg PHE kg^{-1} . E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad : 35%; Fluido de mejora: 10 g l^{-1} SA

El contenido del presente capítulo ha dado lugar a las publicaciones científicas:

Influence of the type of surfactant on the mobility of flushing fluids for electro-remediation processes. Separation Science and Technology, 46, 2148-2156 (2011).

Electro-osmotic fluxes in multi-well electro-remediation processes. Journal of Environmental Science and Health, Part A 46, 1549–1557 (2011).

7.1. Introducción.

Los diferentes procesos de transporte que se producen en un tratamiento de suelos mediante remediación electrocinética ocurren simultáneamente, y son las características de los suelos, de los contaminantes, de los fluidos de mejora y, principalmente, de las condiciones de operación del tratamiento, las que determinan cuando se favorece un tipo de proceso respecto a otro. Por esta razón, el estudio de estas últimas variables presenta un gran interés a la hora de obtener una solución técnicamente eficiente ante un problema concreto de contaminación de suelos.

Dentro del conjunto de variables de operación, existen muchos parámetros que van a influir en los resultados de un proceso genérico de remediación electrocinética (Acar y Alshwabkeh, 1993; Alshwabkeh y col., 1999a,b; Chang y Liao, 2006). Entre otras, tipos y materiales de los electrodos empleados, la disposición de los electrodos, la adición de fluidos de mejora, el calentamiento del suelo y el pH del medio. En este capítulo se van a estudiar los principales factores que influyen en el desarrollo de estos tratamientos.

Uno de los primeros factores a tener en cuenta son los electrodos, atendiendo al tipo de material, geometría, número, posicionamiento, etc. En condiciones ideales, los electrodos utilizados deben ser electrodos de materiales inertes, tales como platino, plata, oro o de grafito, para evitar el desarrollo de procesos laterales derivados de la disolución de los mismos. Sin embargo, el elevado precio de los metales nobles hace que solo sean empleados a nivel de investigación, y que sea el grafito el más utilizado a nivel de aplicaciones reales (Virkyute y col. 2002).

Por otro lado, otra variable de gran importancia es la ubicación de los electrodos. En la actualidad, esta cuestión es fruto de controversia. Por una parte, se propone posicionar los electrodos en contacto directo con el suelo que se pretende descontaminar (Acar y Alshwabkeh, 1993; Sogorka y col. 1998; Reddy y col., 1999), con el objetivo de favorecer la generación del flujo electroosmótico, sin embargo la resistencia eléctrica derivada del contacto del electrodo con el suelo puede ser muy elevada. La segunda opción, consiste en posicionar los electrodos en contacto con las disoluciones de electrolitos y no con el suelo (Baraud y col., 1998; Virkyute y col. 2002; Al-Shaharani y Roberts, 2005). Estas disoluciones de electrolitos están en contacto con el suelo por medio de membranas o dispositivos que garanticen la conductividad iónica (pozos de

electrolito). Esta opción ofrece ventajas importantes, ya que en los pozos es posible concentrar los contaminantes, favoreciendo su extracción y tratamiento. Además, estos pozos facilitan la inyección de fluidos de mejora destinados a aumentar la eficacia del tratamiento. Aunque existen diversas posibilidades, el uso de pozos en los que se ubica un único electrodo cilíndrico es la alternativa más extendida.

Independientemente de la ubicación de los electrodos, existen distintas configuraciones electródicas, entre las que destacan: Hileras de electrodos enfrentados y/o sistema de ánodos rodeando a cátodo (o viceversa). La primera, se emplea cuando se combinan varias tecnologías de tratamiento in situ y se pretende hacer circular el agua en los dos sentidos durante repetidas ocasiones. La segunda configuración parece aportar algunas mejoras cuando se trata de aprovechar el flujo electroosmótico para el lavado del suelo.

Otro de los puntos importantes a tener en cuenta en el diseño de un proceso de remediación electrocinética es evaluar la necesidad de inyectar un fluido de mejora del proceso. En caso afirmativo, es importante definir en qué lugar del suelo se va a realizar la inyección. La zona de adición del fluido de mejora depende principalmente del objetivo que se quiere alcanzar al añadir dicho fluido: reducir la deposición de sustancias en la superficie de los electrodos y desfavorecer la precipitación de contaminantes metálicos (Baraud y col. 1997), neutralizar los frentes ácidos o básicos generados por la electrolisis del agua (Mulligan y col., 2001; Dong-Mei y col., 2005), solubilizar y movilizar un compuesto hidrófobo (Reddy y col., 2003), etc. Además, también es de gran importancia conocer el sentido de movilización del fluido de mejora y los procesos electrocinéticos involucrados en el transporte del mismo.

7.2. Objetivos y planificación experimental.

Cuando ocurre un suceso de contaminación de suelos y se pretende aplicar un tratamiento basado en la remediación electrocinética, se debe definir tanto la configuración electródica a emplear, como el número de electrodos que se van a utilizar y su ubicación en el suelo. Además, si se va a emplear un fluido de mejora diferente al agua, se debe evaluar el lugar óptimo de inyección dependiendo de hacia dónde se pretenda movilizar dicho fluido.

En este contexto, el presente capítulo tiene como objetivo determinar la configuración electródica más apropiada en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad, así como la posición óptima de inyección del fluido de mejora. En este trabajo, los electrodos se han posicionado dentro de pozos de electrolito ya que este sistema facilita la inyección y extracción de fluidos de mejora o contaminantes. Para este estudio, se han empleado como fluidos de mejora agua y una disolución de dodecil sulfato sódico como modelo de surfactante aniónico (SA). De esta forma, el objetivo general de este capítulo se puede dividir en los siguientes objetivos parciales:

- Estudio de los diferentes procesos electrocinéticos que tienen lugar en un suelo de baja permeabilidad al aplicar un gradiente de potencial eléctrico entre electrodos posicionados en un conjunto de pozos de electrolito: Influencia del gradiente de potencial aplicado en el desarrollo del proceso de electrolisis dentro de los pozos de electrolito, e influencia del gradiente de potencial aplicado y el número y posición de los pozos empleados en el transporte de agua dentro del suelo.
- Determinación de la zona óptima de inyección de SA en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad, empleando un sistema de pozos de electrolito. Evaluación del transporte de SA en sistemas de pozos de electrolito.
- Estudio del proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad contaminado con fenantreno (PHE), empleando como fluido de mejora una disolución de SA.

La instalación utilizada para alcanzar estos objetivos es la planta de remediación electrocinética a escala bancada, descrita en el apartado 4.1.6. (Figura 4.10.). Para llevar a cabo el primer objetivo parcial se han realizado ensayos con la finalidad de estudiar los diferentes procesos electrocinéticos que tienen lugar en un suelo de baja permeabilidad al aplicar un gradiente de potencial entre electrodos posicionados en un conjunto de pozos de electrolito. Las condiciones experimentales estudiadas en cada uno de los experimentos realizados se detallan en la Tabla 7.1.

Tabla 7.1. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos destinados al estudio de los procesos electrocinéticos que tiene lugar en un sistema de pozos de electrolito. Configuración electródica: hileras de tres electrodos de grafito enfrentados. Humedad inicial del suelo: 35%.

Ensayo n°	Fluido de mejora	$C_{\text{fluido mejora}}$ (g l ⁻¹)	E_z^* (V cm ⁻¹)	Suelo humedecido con:
E-01	Agua	-	0,5	Agua
E-02	SA	10	0,5	Agua
E-03	SC	10	0,5	Agua
E-04	SNI	10	0,5	Agua
E-05	Agua	-	1,0	Agua
E-06	SA	10	1,0	Agua
E-07	SC	10	1,0	Agua
E-08	SNI	10	1,0	Agua
E-09	Agua	-	2,0	Agua
E-10	SA	10	2,0	Agua
E-11	SC	10	2,0	Agua
E-12	SNI	10	2,0	Agua

*NOTA. E_z : gradiente de potencial eléctrico.

Para estudiar la influencia del número y posición de los electrodos empleados, en el transporte de agua a través del suelo, se han llevado a cabo una serie de ensayos cuyas condiciones experimentales se muestran en la Tabla 7.2.

Tabla 7.2. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos realizados para el estudio de la influencia del número y posición de los electrodos. Configuración electródica: hileras de electrodos de grafito enfrentados. Humedad inicial del suelo: 35%.

Ensayo n°	Fluido de mejora	E^* (V)	Número de ánodos	Posición ánodos	Número de cátodos	Posición cátodos
E-01	Agua	40	1	lateral izda.	3	lateral/central/lateral
E-02	Agua	40	2	lateral/central	3	lateral/central/lateral
E-03	Agua	40	1	central	3	lateral/central/lateral

*NOTA. E: Potencial eléctrico.

Determinación de la configuración de pozos de electrolito en procesos de remediación electrocinética

Tabla 7.2. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos realizados para el estudio de la influencia del número y posición de los electrodos. Configuración electródica: hileras de electrodos de grafito enfrentados. Humedad inicial del suelo: 35%. (Continuación).

Ensayo n°	Fluido de mejora	E* (V)	Número de ánodos	Posición ánodos	Número de cátodos	Posición cátodos
E-04	Agua	40	1	lateral izda.	1	Lateral dcha.
E-05	Agua	40	1	lateral izda.	2	lateral/central
E-06	Agua	40	2	lateral/central	2	lateral/central
E-07	Agua	40	1	central	2	lateral/central
E-08	Agua	40	3	lateral/central/lateral	2	lateral/central
E-09	Agua	40	1	lateral izda.	1	lateral izda.
E-10	Agua	40	2	lateral/central	1	lateral izda.
E-11	Agua	40	3	lateral/central/lateral	1	lateral izda.
E-12	Agua	40	1	lateral izda.	1	central
E-13	Agua	40	2	lateral/central	1	central
E-14	Agua	40	3	lateral/central/lateral	1	central
E-15	Agua	40	3	lateral/central/lateral	3	lateral/central/lateral

*NOTA. E: Potencial eléctrico.

En la Tabla 7.3., se indican las condiciones experimentales empleadas en los ensayos realizados para alcanzar el segundo de los objetivos parciales propuestos en este capítulo.

Tabla 7.3. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos destinados a determinar la zona de inyección del fluido de mejora. Configuración electródica: hileras de un electrodo de grafito enfrentados. Humedad inicial del suelo: 35%.

Ensayo n°	Configuración de pozos	Compactación antes del montaje de pozos	Compactación después del montaje de pozos	Aglutinante superficial
E-01	Triangular	Si	Si	Si

Por último, en la Tabla 7.4., se muestran las condiciones experimentales seleccionadas en los ensayos realizados para realizar el estudio del proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad contaminado con PHE, empleando como fluido de mejora una disolución de SA.

Tabla 7.4. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos destinados a realizar el estudio del proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad empleando como fluido de mejora una disolución de SA. Configuración electródica: hileras de un electrodo de grafito enfrentados. Humedad inicial del suelo: 35%.

Ensayo n°	Fluido de mejora	$C_{\text{fluido mejora}}$ (g l^{-1})	E_z^* (V cm^{-1})	C_{PHE} (mg kg^{-1})
E-01	SA	10	1,0	400

7.3. Procedimiento Operativo.

En este apartado se describe el procedimiento operativo seguido en la realización de los ensayos expuestos en este capítulo. El suelo de baja permeabilidad empleado en todos los ensayos es una caolinita comercial cuya composición está descrita en el apartado 4.3.3.

Los ensayos realizados en este estudio han sido llevados a cabo en la instalación de remediación electrocinética a escala bancada descrita en el apartado 4.1.6. Las dimensiones del reactor electroquímico utilizado son $50 \times 75 \times 50$ cm, con una capacidad útil máxima de suelo de 175×10^3 cm^3 . En primer lugar, se introduce el suelo dentro del reactor y se realiza una compactación ejerciendo una presión de 100 kg m^{-2} durante 72 horas. Seguidamente se procede a la colocación de los diferentes elementos de la planta: pozos de electrolito semipermeables (tres pozos por hilera), colectores de catolito y anolito y controladores de nivel del anolito. A continuación, se llenan los pozos con los electrolitos correspondientes en cada ensayo y se introducen los electrodos de grafito en los pozos. Al inicio de los experimentos se aplica un gradiente de potencial entre ellos y se procede a la inyección de fluido de mejora en los pozos anódicos. Durante el ensayo, la adición es controlada por un sistema de control de nivel de electrolito dentro del pozo. Para el seguimiento de los procesos electrocinéticos, se monitoriza la evolución de diferentes parámetros en los pozos de electrolito: pH, conductividad y volumen de electrolito. Además de estas medidas, se analiza el pH y la conductividad en el suelo a diferentes distancias interelectródicas (Figura 7.1.).

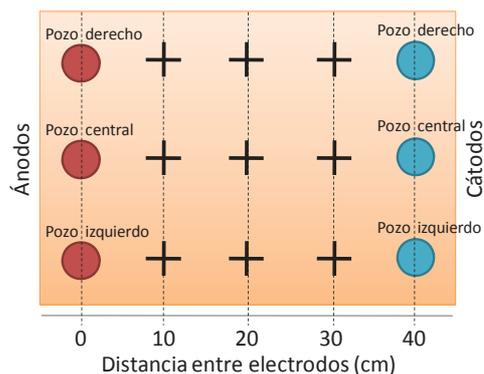


Figura 7.1. Distribución de pozos y mapa de muestreo en los ensayos destinados al estudio de los procesos electrocinéticos que tienen lugar en un sistema de pozos de electrolito.

Los ensayos realizados para determinar la zona óptima de inyección del fluido de mejora han sido llevados a cabo en una instalación a escala bancada, muy similar a la descrita anteriormente, empleando, en este caso, un reactor electroquímico con unas dimensiones inferiores ($25 \times 45 \times 25$ cm), con la finalidad de reducir la duración de los ensayos. El procedimiento operativo seguido es similar al indicado con anterioridad, con la diferencia de que en estos experimentos, se han utilizado tres pozos de electrolito: un pozo anódico y uno catódico enfrentados y otro en el que realizar la inyección del surfactante (Figura 7.2.). En los pozos catódicos y anódicos se introduce agua como electrolito, mientras que el pozo de inyección de surfactante se introduce una disolución de 10 g l^{-1} de dodecil sulfato sódico (SA). Para el seguimiento del transporte de surfactante a través del suelo, se monitoriza la evolución del volumen de electrolito acumulado en el catolito y de la concentración de SA en los pozos de electrolito.

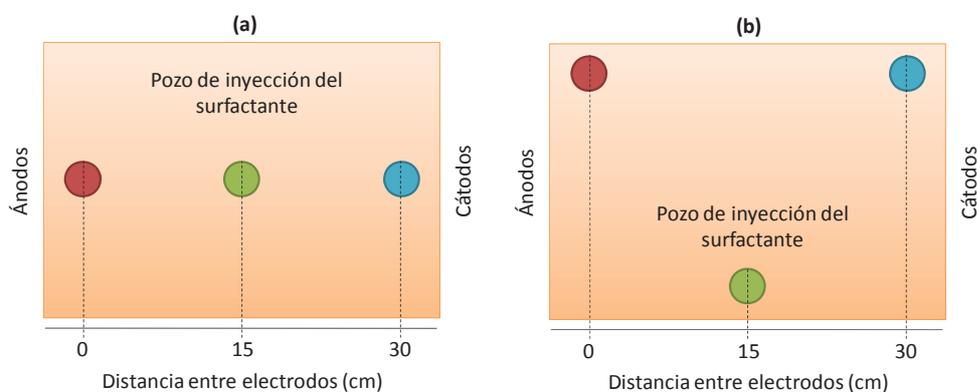


Figura 7.2. Distribución de pozos ((a) lineal, y (b) triangular) en los ensayos destinados a la determinación de la zona óptima de inyección del fluido de mejora en un proceso de remediación electrocinética.

Los ensayos destinados a realizar el estudio del proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad contaminado con PHE, empleando como fluido de mejora una disolución de SA han sido llevados en la misma instalación descrita con anterioridad, siguiendo un procedimiento operativo idéntico, con la única diferencia de que en este caso el suelo utilizado está contaminado con $400 \text{ mg PHE kg}^{-1}$, siguiendo el método de preparación indicado en el apartado 5.3.1.

7.4. Estudio de procesos electrocinéticos en un suelo de baja permeabilidad empleando pozos de electrolito.

En este apartado se estudia la influencia del número y posicionamiento de electrodos en pozos de electrolito en el desarrollo de los procesos electrocinéticos que tienen lugar en un suelo al aplicar un campo eléctrico. Para ello, se han realizado ensayos a escala bancada empleando una configuración de seis electrodos posicionados en pozos de electrolito y distribuidos en dos hileras enfrentadas de tres ánodos y tres cátodos. Esta configuración permite acumular las especies movilizadas mediante los procesos electrocinéticos y facilitan la inyección de agua u otros fluidos de acondicionamiento del suelo.

En primer lugar, se han realizado ensayos empleando agua como anolito y catolito. El suelo de baja permeabilidad seleccionado es una caolinita comercial y se ha operado en modo potencioestático aplicando un gradiente de potencial (E_z) entre los electrodos sumergidos en los pozos de electrolito de $0,5 \text{ V cm}^{-1}$.

La Figura 7.3. muestra la variación de la corriente eléctrica y del gradiente eléctrico con el tiempo.

Como se puede observar, el gradiente de potencial se mantiene constante durante todo el ensayo y la intensidad de corriente aumenta progresivamente hasta alcanzar un valor prácticamente estable de $0,2 \text{ A}$, a partir de dos horas de experimento. Este incremento de corriente puede estar relacionado con un aumento de la concentración iónica de los electrolitos y del suelo debido a la generación electroquímica de especies iónicas en los pozos de electrolito y al desplazamiento de las mismas por el suelo.

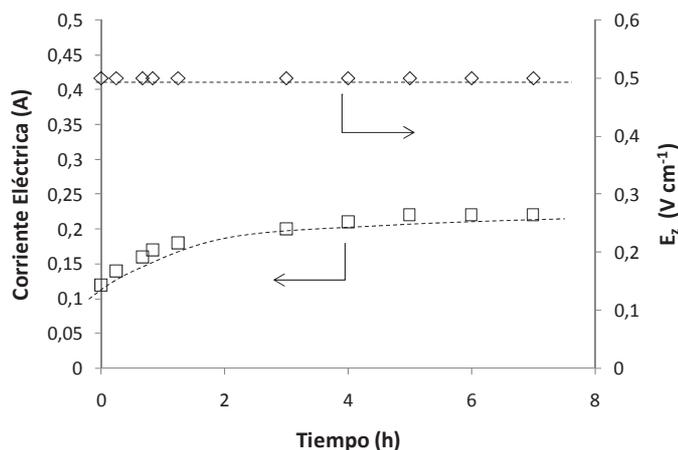


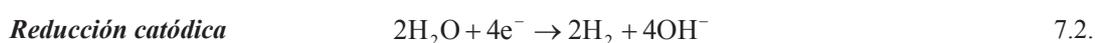
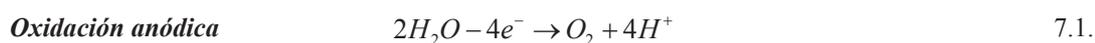
Figura 7.3. Variación de (□) la corriente eléctrica y (◇) el gradiente de potencial en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : 0,5 V cm⁻¹; Humedad inicial del suelo: 35%. Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

En los siguientes apartados se aborda el estudio de los fenómenos electrocinéticos más importantes que tienen lugar en el proceso.

7.4.1. Procesos de electrolisis en los pozos de electrolito.

Los pozos de electrolito en los que se ubican los electrodos pueden considerarse reactores electroquímicos, donde el paso de una corriente eléctrica puede desencadenar reacciones de oxidación/reducción de las especies presentes en el medio electrolítico, tales como la electrolisis del agua.

La electrolisis engloba los procesos de *oxidación* (Ecuación 7.1.) y *reducción* (Ecuación 7.2.) del agua en las superficies anódicas y catódicas, respectivamente. Estas reacciones electroquímicas generan especies iónicas que pueden dar lugar a variaciones en la conductividad y el pH.



En la Figura 7.4. se muestra la variación de la conductividad iónica y el pH en los pozos de electrolito.

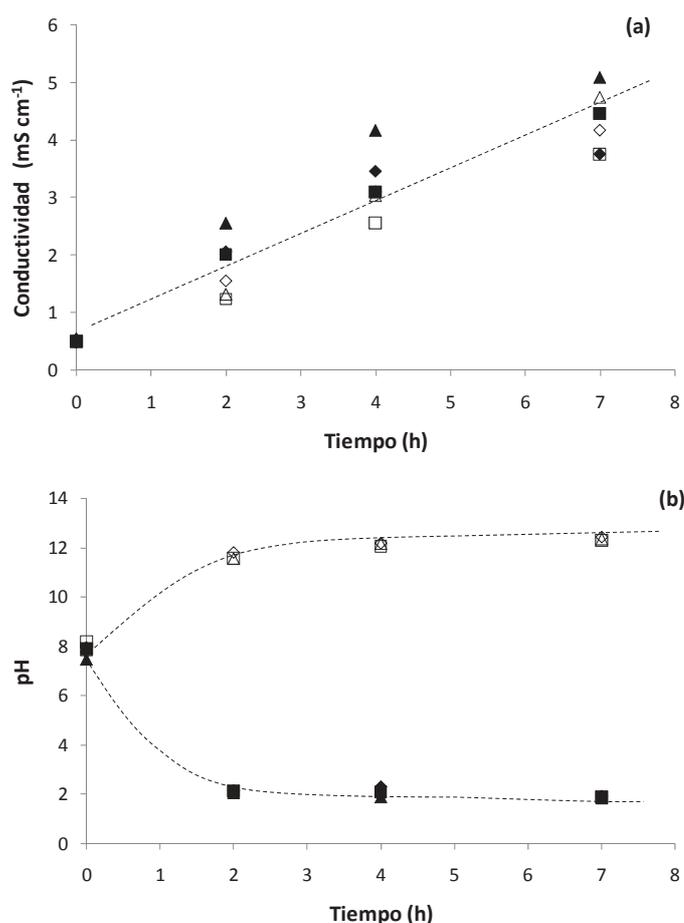


Figura 7.3. Variación de (a) la conductividad y el (b) pH, en el anolito (puntos rellenos) y el catolito (puntos huecos), al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : $0,5 \text{ V cm}^{-1}$; Humedad inicial del suelo: 35%. Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; \diamond Pozo izdo (1), \square Pozo central (2), Δ Pozo dcho (3).

Se observa que la conductividad iónica aumenta progresivamente con ligeras diferencias entre pozos anódicos y catódicos. Asimismo, el pH alcanza rápidamente valores extremos: pH 12 en los pozos catódicos y pH 2 en los anódicos. Estos cambios son debidos a la formación de H^+ en los pozos anódicos y OH^- en los pozos catódicos, consecuencia del proceso de electrolisis del agua en ambos pozos.

En las figuras 7.5. y 7.6. se muestran los perfiles de conductividad y pH del suelo comprendido entre las dos hileras de electrodos anódicos y catódicos, a distintos tiempos.

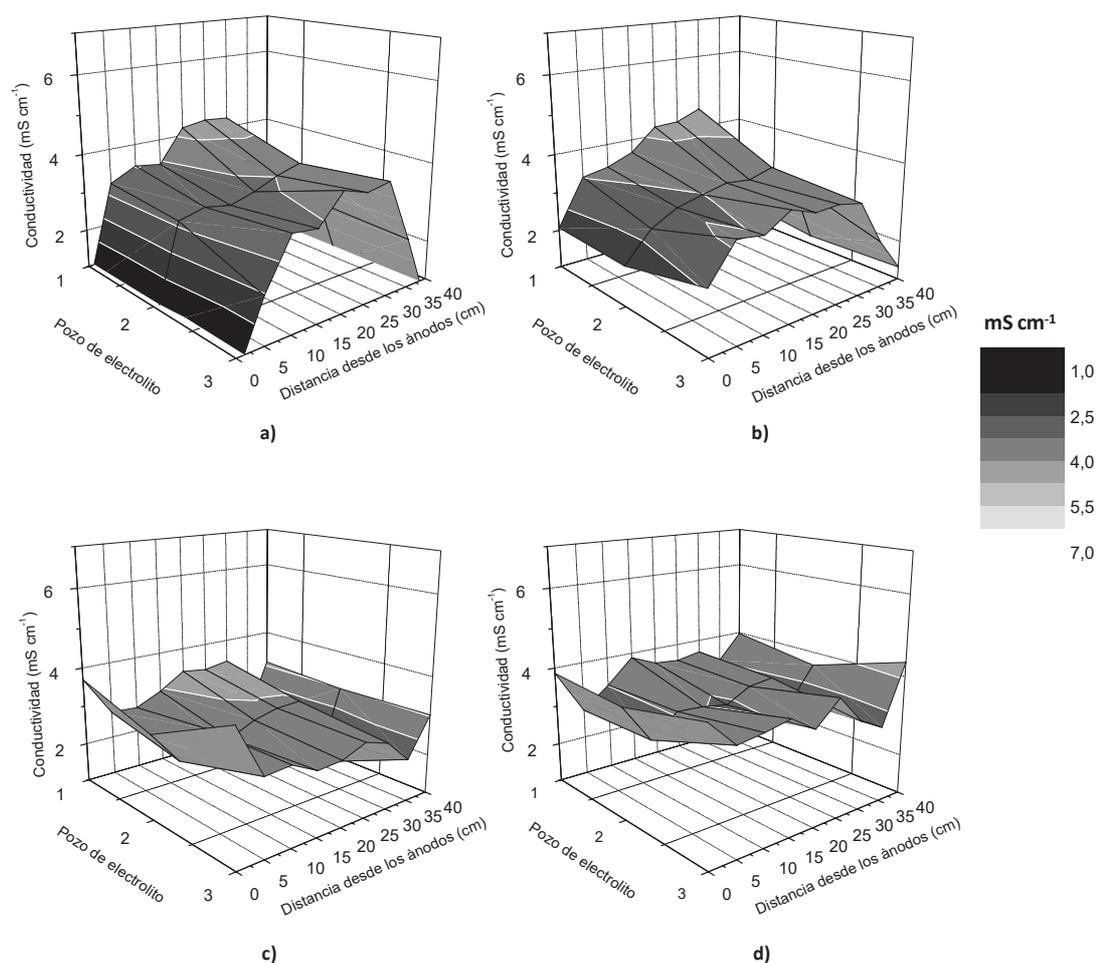


Figura 7.5. Perfiles de conductividad en el suelo comprendido entre las hileras de electrodos, al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: Tiempo de ensayo: (a) 0 h, (b) 2 h, (c) 4 h, (d) 6 h; E_z : $0,5 \text{ V cm}^{-1}$; Humedad inicial del suelo: 35%. Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

Se observa que en los pozos de electrolito y en la zona de suelo cercana a éstos se produce un aumento progresivo de la conductividad debido a la acumulación de iones generados por el proceso de electrolisis (protones e iones hidroxilo). En la parte central del suelo comprendido entre las hileras de electrodos, la conductividad del suelo se mantiene prácticamente constante a lo largo de todo el experimento en valores comprendidos entre $3\text{-}4 \text{ mS cm}^{-1}$.

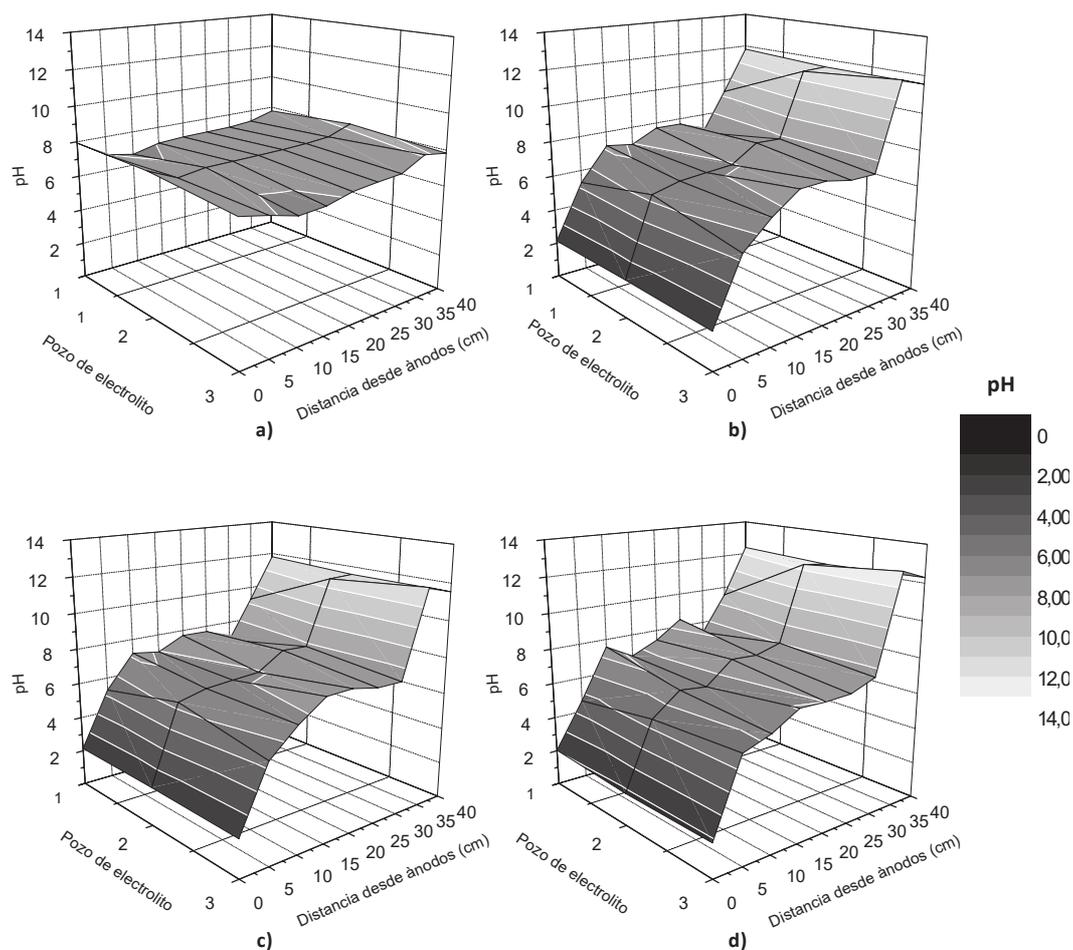


Figura 7.6. Perfiles de pH en el suelo comprendido entre las hileras de electrodos, al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: Tiempo de ensayo: (a) 0 h, (b) 2 h, (c) 4 h, (d) 6 h; E_z : $0,5 \text{ V cm}^{-1}$; Humedad inicial del suelo: 35%. Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

El perfil de pH obtenido corresponde con el perfil de pH típico de una celda electroquímica, extremadamente ácido en la zona cercana a la superficie anódica, debido al aumento de la concentración de protones y extremadamente básico en la zona próxima a la superficie catódica por la generación de iones hidroxilo. El pH de la zona cercana a los pozos anódicos va disminuyendo con el tiempo del ensayo debido al transporte de los protones hacia el cátodo. Este transporte tiene como principal consecuencia la formación de un “frente ácido” que se irá desplazando hacia el cátodo por convención (arrastre por parte del flujo electroosmótico o hidráulico), por difusión, y por migración, siendo este último el mecanismo más significativo debido a la baja permeabilidad del suelo. De forma análoga, los iones hidroxilos generados en los pozos

catódicos por la reducción del agua se mueven principalmente por electromigración hacia el ánodo, dando lugar al denominado “frente básico”. Debido a la mayor movilidad de los protones (en comparación con la de los iones hidroxilo) y al arrastre efectuado por el flujo electroosmótico, el frente ácido se extiende más rápidamente que el básico, tal y como se puede apreciar en la Figura 7.6.

i) Influencia del gradiente de potencial eléctrico.

A continuación, con el objetivo de evaluar la influencia del gradiente de potencial en los procesos de electrolisis, se han realizado ensayos aplicando diferentes gradientes eléctricos ($0,5 - 2 \text{ V cm}^{-1}$). En las Figuras 7.7. y 7.8. se muestran los mapas de pH y conductividad en dos dimensiones (distancia entre pozos, distancia entre hileras de pozos de electrolito) obtenidos al finalizar de los ensayos realizados.

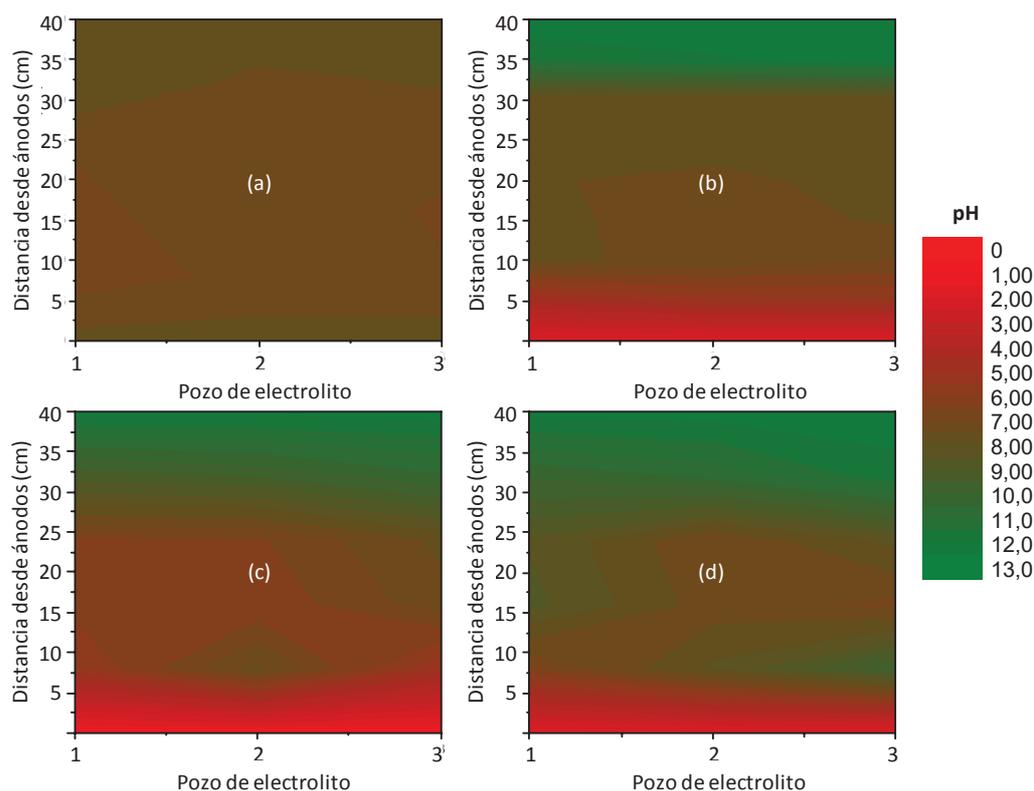


Figura 7.7. Mapas de pH obtenidos al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: Tiempo de ensayo: 8 horas; E_z : (a) 0 V cm^{-1} , (b) $0,5 \text{ V cm}^{-1}$, (c) 1 V cm^{-1} , (d) 2 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35%.

Se puede observar que el gradiente de potencial no influye fuertemente en el perfil de pH, alcanzándose en todos los casos pH extremos de 2 y 13 en los pozos anódicos y catódicos, respectivamente. Sin embargo, para un mismo tiempo, los frentes de pH se encuentran más desplazados en los ensayos donde se ha aplicado un gradiente mayor, lo que parece indicar que la movilidad de protones e iones hidroxilo si está fuertemente influenciada por el gradiente de potencial.

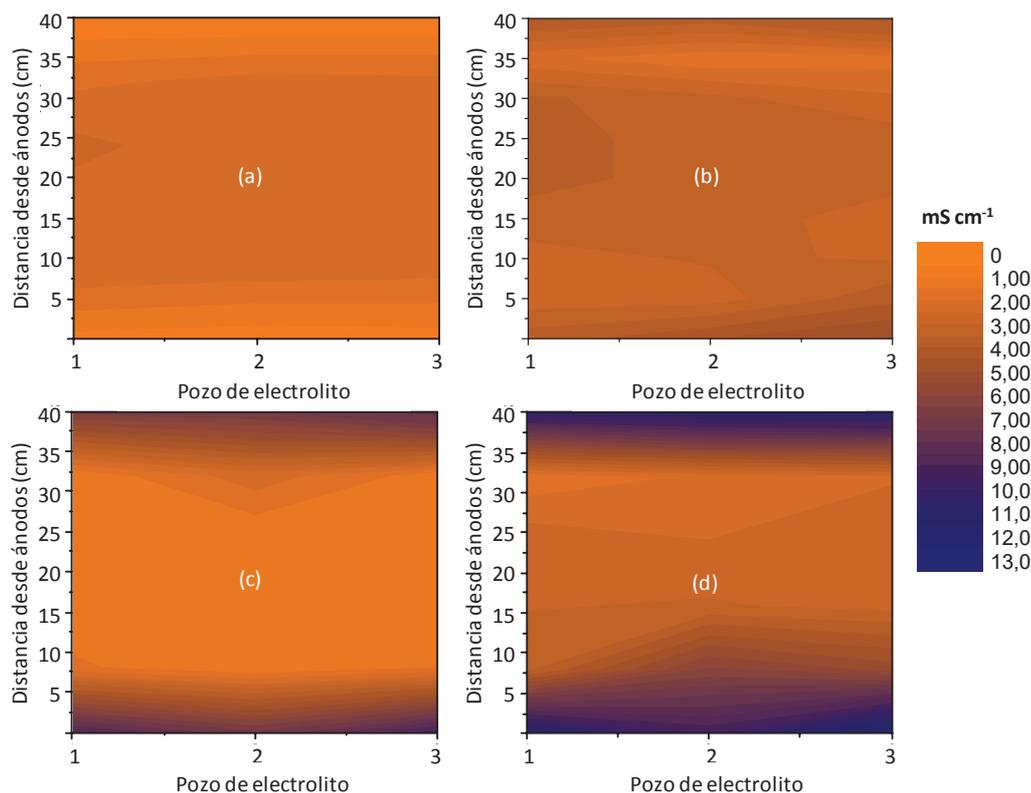


Figura 7.8. Mapas de conductividad obtenidos al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: Tiempo de ensayo: 8 horas; E_z : (a) 0 V cm^{-1} , (b) $0,5 \text{ V cm}^{-1}$, (c) 1 V cm^{-1} , (d) 2 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35%.

En la Figura 7.8. se observa que al aumentar el gradiente eléctrico aplicado se produce un incremento de la conductividad de los electrolitos y de la zona de suelo cercana a los pozos. La extensión del proceso de electrolisis de agua es directamente proporcional a la intensidad de corriente que circula entre ánodos y cátodos. La velocidad de oxidación/reducción (r) puede evaluarse, de forma aproximada, por medio de la Ecuación 7.3.

$$r = \frac{I}{nF} \quad 7.3.$$

En la ecuación anterior I es la intensidad de corriente que circula entre el ánodo y el cátodo, n es el número de electrones intercambiados en la reacción electroquímica, y F es la constante de Faraday (96500 C/mol). En la Tabla 7.4. se muestra la intensidad de corriente aplicada en cada ensayo y la velocidad de las reacciones de oxidación-reducción producidas.

Tabla 7.4. Valores de intensidad de corriente y velocidad de reacción oxidación.

E_z (V cm ⁻¹)	I (A)	r (mol s ⁻¹)
0,5	0,22	$5,70 \cdot 10^{-7}$
1	0,45	$1,17 \cdot 10^{-6}$
2	1,05	$2,72 \cdot 10^{-6}$

Se puede comprobar que un aumento del gradiente de potencial se traduce directamente en un incremento de la velocidad de las reacciones involucradas en la electrolisis y, consecuentemente, un aumento de la concentración iónica de los electrolitos. Este fenómeno explica que la conductividad del electrolito sea más alta cuanto mayor sea el gradiente de potencial aplicado.

7.4.2. *Transporte electrocinético de agua a través de suelos de baja permeabilidad, en sistemas de pozos de electrolito.*

Además de las variaciones de pH y conductividad observadas en los pozos de electrolito y en el suelo, la aplicación del campo eléctrico entre electrodos produce la acumulación de agua en los colectores conectados con los pozos catódicos. En la Figura 7.9. se muestra el volumen de agua acumulada en los tres colectores localizados junto a los pozos de electrolito catódicos.

Se observa que existen pequeñas variaciones en el volumen acumulado dependiendo del pozo colector. Estas variaciones pueden ser debidas a heterogeneidades existentes en el suelo, tales como la aparición de algún camino preferencial o una compactación desigual.

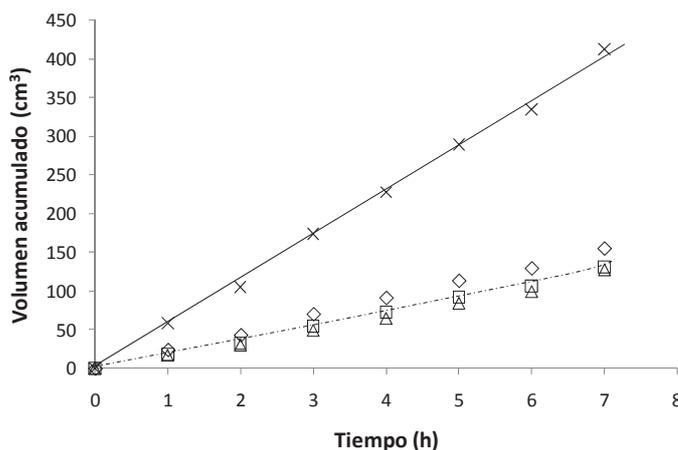


Figura 7.9. Variación del volumen acumulado en los colectores catódicos (\diamond Colector izdo. (1), \square Colector central (2), Δ Colector dcho. (3), \times Volumen total), al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : $0,5 \text{ V cm}^{-1}$; Humedad inicial del suelo: 35%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

Para la estimación del flujo electroosmótico se ha empleado la Ecuación 6.1. La sección de flujo considerada es de 300 cm^2 (Figura 7.10).

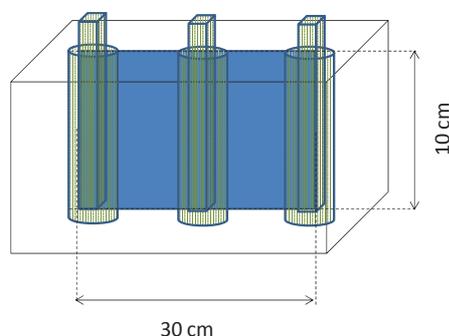


Figura 7.10. Sección de flujo considerada en el cálculo del flujo electroosmótico.

En la Figura 7.11. se muestra la evolución del flujo electroosmótico individual obtenido en los tres colectores catódicos y el global.

Se observa que, aunque existen ligeras variaciones, el flujo electroosmótico se mantiene cercano a un valor aproximado de $1,5 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$, independientemente del colector de medida seleccionado. El flujo total de agua desplazada es $4,5 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$, aproximadamente. Como las diferencias observadas en los tres colectores no son significativas, en adelante se empleará el volumen total recogido en los tres pozos como variable de seguimiento.

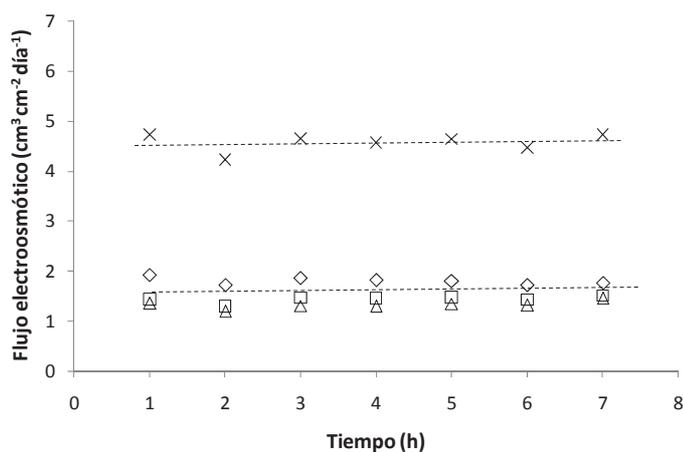


Figura 7.11. Variación del flujo electrosmótico obtenido (◇ Colector izdo. (1), □ Colector central (2), Δ Colector dcho. (3), × total) al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : $0,5 \text{ V cm}^{-1}$; Humedad inicial del suelo: 35%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

i) Influencia del gradiente de potencial eléctrico.

Seguidamente, se ha estudiado la influencia del gradiente de potencial aplicado en el flujo electrosmótico obtenido en un sistema de pozos de electrolito. Para ello, se han realizado ensayos aplicando diferentes gradientes eléctricos ($0,5 - 2 \text{ V cm}^{-1}$), manteniendo unas condiciones de operación similares al ensayo descrito anteriormente.

En la Figura 7.12. se muestra el flujo electrosmótico en función del tiempo del ensayo y de la magnitud de la fuerza impulsora aplicada.

Se observa que el flujo electrosmótico es constante durante todos los ensayos realizados, alcanzándose unos valores medios de: $0; 0,9; 4,6; 9,5$ y $18,1 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$ cuando se aplica un gradiente eléctrico de $0; 0,25; 0,5; 1$ y 2 V cm^{-1} , respectivamente. Por otro lado, se puede observar un aumento proporcional del flujo con el gradiente eléctrico aplicado, tal y como se observaba en los ensayos previos realizados a escala de laboratorio (apartado 6.4.1.).

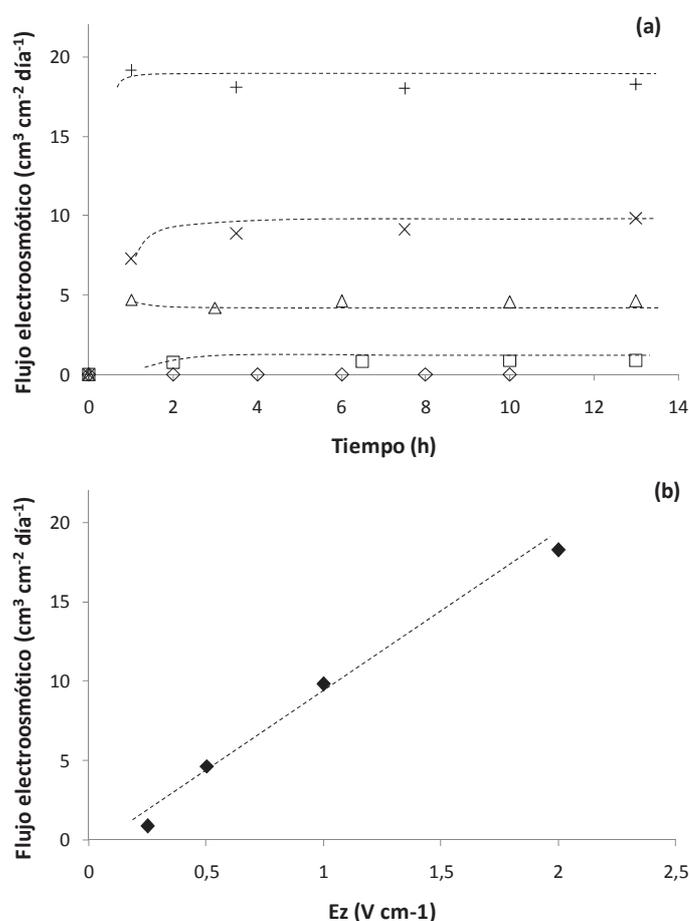


Figura 7.12. Variación del flujo electroosmótico obtenido en un suelo de baja permeabilidad (caolinita), en función del tiempo (a), y del gradiente de potencial aplicado (b). Condiciones experimentales: E_z : \diamond 0 V cm^{-1} , \square 0,25 V cm^{-1} , Δ 0,5 V cm^{-1} , \times 1 V cm^{-1} , $+$ 2 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35%. Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

En la Figura 7.13. se muestra la influencia del gradiente de potencial en el flujo electroosmótico cuando en el ánodo, además de agua, se inyectan disoluciones (10 g l^{-1}) de diferentes surfactantes (dodecil sulfato sódico (SA), alquilbencildimetilamonio cloruro (SC) y polioxietilen sorbitan monooleato(SNI)).

Se observan diferencias en el flujo electroosmótico obtenido dependiendo del tipo de surfactante adicionado en el anolito. Los valores máximos de flujo se obtienen cuando se inyecta agua o una disolución de SNI.

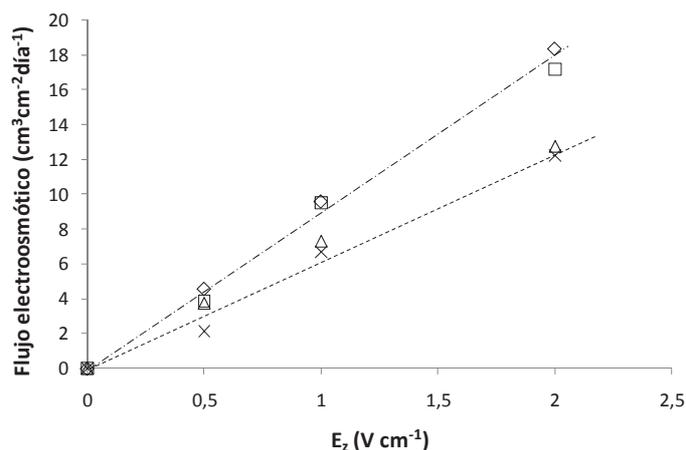


Figura 7.13. Influencia del gradiente de potencial aplicado en el flujo electroosmótico obtenido en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: Tiempo de ensayo: 10 h; Humedad inicial del suelo: 35%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: \diamond Agua, Δ 10 g l⁻¹ SA, \times 10 g l⁻¹ SC y \square 10 g l⁻¹ SNI.

Los surfactantes iónicos generan una ligera disminución del flujo que puede estar relacionada con un aumento de la concentración iónica en el sistema (Figura 7.14.), que a su vez, produce una disminución en el espesor de la doble capa eléctrica de las partículas del suelo y, por tanto, una disminución en la cantidad de fluido que puede ser movilizado por electroósmosis.

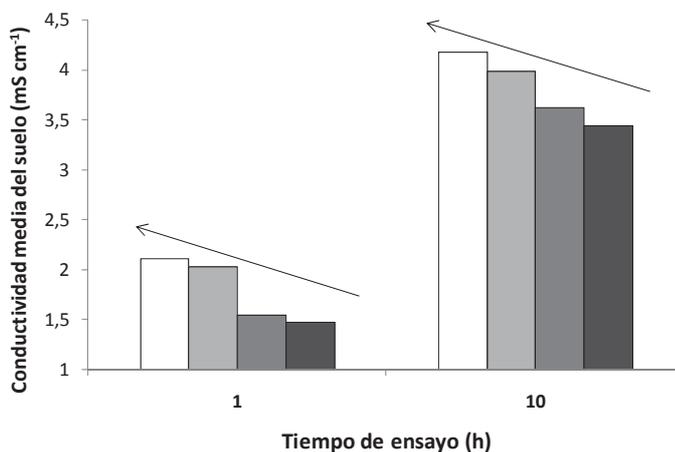


Figura 7.14. Conductividad media de un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm⁻¹ Humedad inicial del suelo: 35%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: \square 10 g l⁻¹ SA, \blacksquare 10 g l⁻¹ SC, \blacksquare 10 g l⁻¹ SNI y \blacksquare Agua.

ii) *Evaluación de las líneas de flujo en un suelo dentro de un sistema de pozos de electrolito.*

Con el objetivo de evaluar las líneas de flujo en la configuración de pozos de electrolito empleada, se han realizado una serie de ensayos variando el número y posición de los electrodos empleados. En la Figura 7.15. se muestra un esquema de los distintos ensayos realizados.

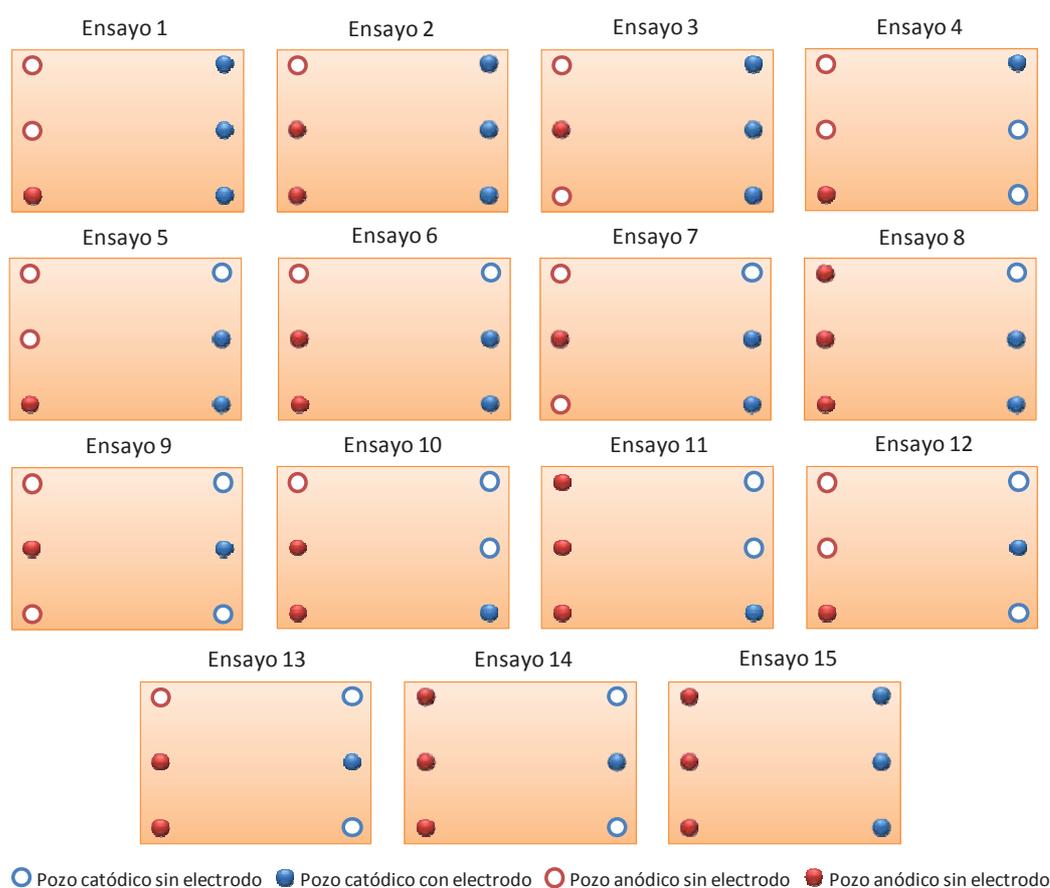


Figura 7.15. Esquema de los diferentes ensayos realizados en este estudio. Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

En la Figura 7.16. se indica la intensidad de corriente, el flujo electroosmótico global y el porcentaje del flujo recogido en cada pozo catódico en función del número de cátodos y ánodos empleados (para un tiempo de 10 h).

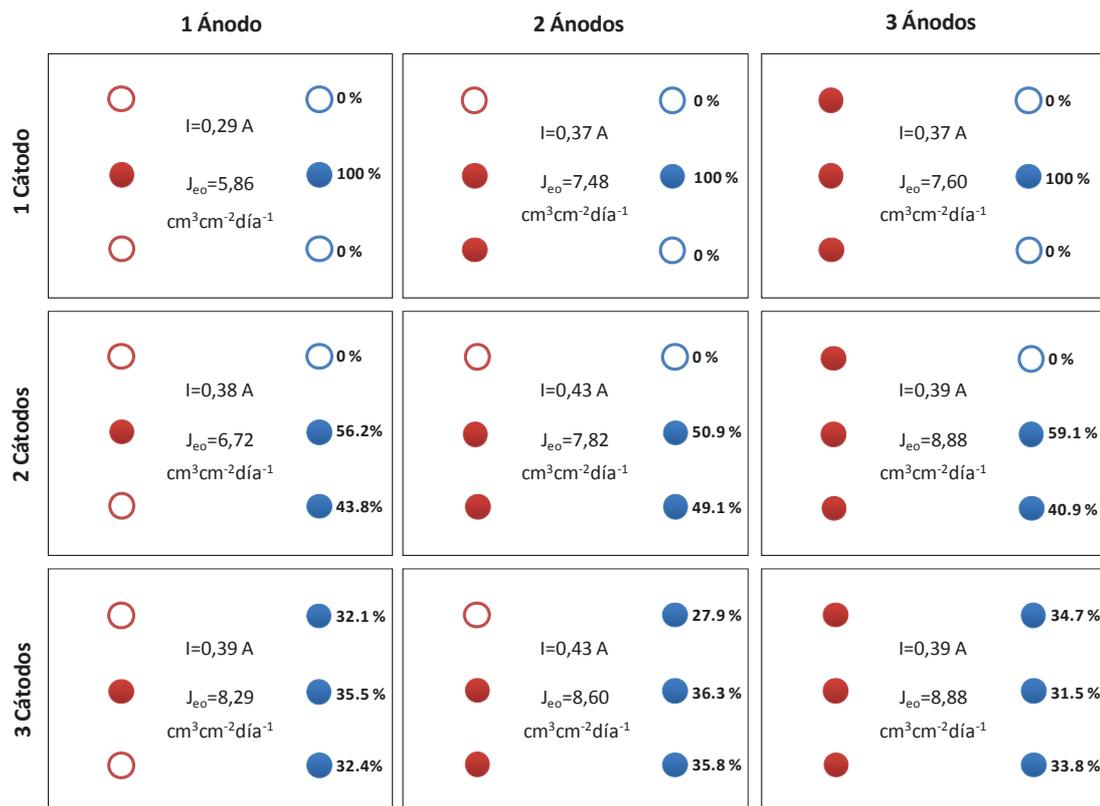


Figura 7.16. Distribución de intensidad de corriente y flujo electrosmótico obtenido en función del número y posición de los pozos catódicos de captación (●) y los pozos anódico de inyección (●). Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35%. Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

Se puede observar que el flujo electrosmótico y la intensidad de corriente presentan una fuerte dependencia del número de ánodos y cátodos posicionados en el suelo. La intensidad de corriente aumenta ligeramente a medida que aumenta el número total de electrodos empleados. En general, el número de cátodos parece tener una influencia más importante que el número de los ánodos.

Por otro lado, el flujo electrosmótico no es proporcional al número de electrodos utilizados. En el ensayo con un solo ánodo, el flujo electrosmótico aumenta alrededor del 41% ($5,86$ a $8,29 \text{ cm}^3\text{cm}^{-2}\text{día}^{-1}$) cuando el número de cátodos se incrementa de 1 a 3. No obstante, manteniendo un solo cátodo y aumentando el número de ánodos hasta 3, el incremento obtenido en el flujo es solo alrededor del 30% ($5,86$ a $7,60 \text{ cm}^3\text{cm}^{-2}\text{día}^{-1}$). Del mismo modo, no hay diferencias significativas en el flujo global recogido en los colectores catódicos cuando el número total de electrodos aumenta de 5 a 6, independientemente de la posición del pozo desconectado.

Asimismo, se observa una mayor acumulación de fluido en aquellos colectores correspondientes a pozos catódicos enfrentados directamente con un pozo anódico. Este hecho se puede comprobar analizando en detalle el ensayo en el que se emplea un ánodo central y dos cátodos, uno lateral y otro central enfrentado con el único pozo anódico. En este ensayo, el 56,2% del flujo total se recoge en el pozo catódico central, y el 43,8% en el lateral. Esta circunstancia, puede explicarse teniendo en cuenta el gradiente de potencial aplicado entra cada pareja de electrodos. En estos ensayos el potencial eléctrico aplicado es constante pero el gradiente eléctrico entre electrodos no lo es, ya que no todos están a la misma distancia. Por ello, en aquellos casos en que el gradiente eléctrico sea menor (provocado por un mayor distanciamiento de los electrodos), cabe esperar que el flujo obtenido también descienda.

A continuación, en la Figura 7.17. se muestra la respuesta dinámica del sistema en el flujo electrosmótico en cuatro de los ensayos realizados. En los ensayos seleccionados, se han dispuesto tres cátodos y se varía el número y la posición de los ánodos.

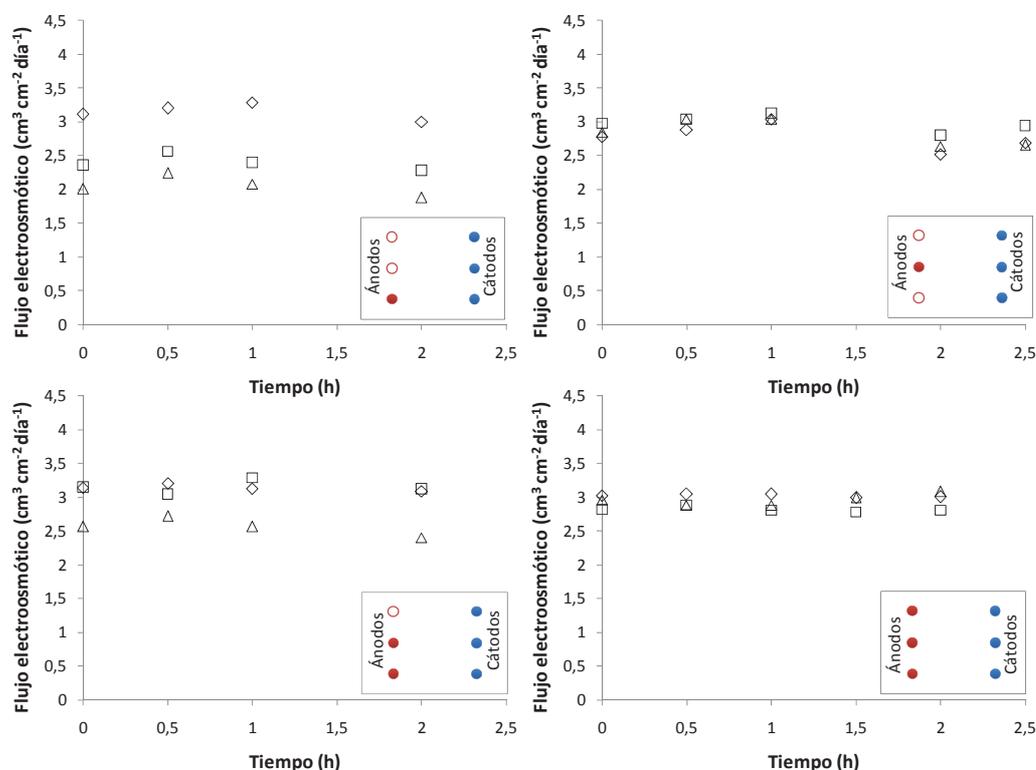


Figura 7.17. Variación del flujo electrosmótico con el tiempo al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua. ◇ Pozo izdo. (1), □ Pozo central (2), Δ Pozo dcho.(3).

En todos los casos, se observa que el flujo electroosmótico se mantuvo aproximadamente constante en la escala de tiempos empleada. Sin embargo, se muestran ligeras diferencias en el flujo de agua dependiendo de la posición del pozo de recolección (izquierda, central o derecha) y de la combinación de electrodos utilizada. Estas diferencias pueden estar relacionadas con complejas distribuciones de corriente entre las filas de ánodos y cátodos. Así, en el caso de utilizar un pozo anódico central, el flujo de agua obtenido fluctúa en torno a $2,7 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ($\pm 0,01 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$). Sin embargo, cuando se coloca un solo pozo anódico lateral, el flujo de agua obtenido depende fuertemente del pozo catódico de recolección: 1,8; 2,2 y $2,9 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en los pozos izquierdo, central y derecho, respectivamente.

Por último, se ha desarrollado un modelo matemático semiempírico capaz de predecir el flujo electroosmótico obtenido en un suelo empleando una configuración de electrodos enfrentados linealmente. El modelo se basa en el modelo teórico de Helmholtz y Smoluchowski (Ecuación 7.4.), indicado para el transporte electroosmótico de agua en suelos (Acar y Alshawabkeh, 1993).

$$J_{eo} = -\frac{D\varepsilon_o\zeta}{\mu} E_z = K_e \cdot E_z \quad 7.4.$$

Según el modelo, la fuerza impulsora presente en este proceso es el gradiente eléctrico aplicado (E_z) y la constante relacionada con la resistencia al transporte ofrecida por el sistema es la conductividad electroosmótica (K_e). Esta constante, característica tanto del tipo de suelo como del fluido de proceso empleado, está definida por un conjunto de parámetros: constante dieléctrica del agua (D), la permitividad en el vacío (ε_o), el potencial zeta del suelo (ζ) y la viscosidad del fluido de mejora (μ).

En base a este modelo, el flujo electroosmótico total obtenido en cada ensayo puede ser determinado mediante el sumatorio de los flujos obtenidos en cada uno de los colectores catódicos, que están definidos por el número de cátodos posicionados en el suelo (Ecuación 7.5.). Donde K_i es la conductividad electroosmótica referente a cada flujo individual, E_{celda} es el potencial eléctrico aplicado y z_i la distancia interelectródica promedio, que está determinada por el número de pozos de inyección de agua

implantados (n° de pozos anódicos) mediante la Ecuación 7.6. En la Figura 7.18. se muestra un ejemplo de cálculo.

$$J_{eo\ total} = \sum_{i=1}^{i=n^\circ\ \text{cátodos}} J_i = \sum_{i=1}^{i=n^\circ\ \text{cátodos}} \left(K_i \frac{E_{celda}}{z_i} \right) \quad 7.5.$$

$$z_i = \frac{\sum_{j=1}^{n^\circ\ \text{de}\ \text{ánodos}} z_j}{n^\circ\ \text{de}\ \text{ánodos}} \quad 7.6.$$

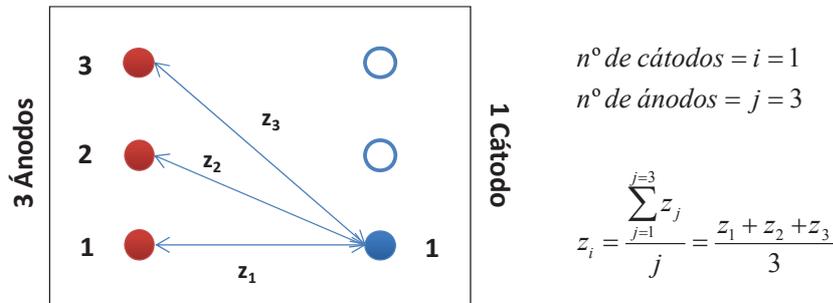


Figura 7.18. Ejemplo de cálculo de la distancia interelectródica promedio.

La conductividad electrosmótica se puede estimar a partir de la Ecuación 7.7., donde C_1 , C_2 y C_3 son los parámetros empíricos del modelo.

En base a los resultados obtenidos, la conductividad electrosmótica es inversamente proporcional a la distancia interelectródica y al número de cátodos, y directamente proporcional al número de pozos anódicos en los que se realiza la inyección de agua al sistema. Así, el flujo electrosmótico puede ser modelado mediante la Ecuación 7.8.

$$K_i = \frac{\left(C_1 \cdot n^\circ\ \text{ánodos} + \frac{C_2}{n^\circ\ \text{cátodos}} \right)}{z_i} + C_3 \quad 7.7.$$

$$J_{eo\ total} = \sum_{i=1}^{i=n^{\circ}\ \text{cátodos}} \left\{ \left(\frac{C_1 \cdot n^{\circ}\ \text{ánodos} + \frac{C_2}{n^{\circ}\ \text{cátodos}}}{z_i} + C_3 \right) \frac{E_{celda}}{z_i} \right\} \quad 7.8.$$

Los parámetros C_1 , C_2 y C_3 se han estimado mediante el ajuste de esta ecuación a los datos experimentales obtenidos en los ensayos 1, 3, 5, 7, 9 y 11 (Figura 7.15.). En la Tabla 7.5. se muestra los valores de los parámetros de ajuste.

Tabla 7.5. Parámetros ajustados del modelo.

Parámetro	Valor	Unidades
C_1	9,284	$\frac{cm^3}{día\ V\ n^{\circ}\ \text{ánodos}}$
C_2	175,206	$\frac{cm^3\ n^{\circ}\ \text{cátodos}}{día\ V}$
C_3	1,248	$\frac{cm^2}{día\ V}$

En la Figura 7.19. se muestran los datos experimentales de flujo electroosmótico y conductividad electroosmótica frente a los predichos por el modelo.

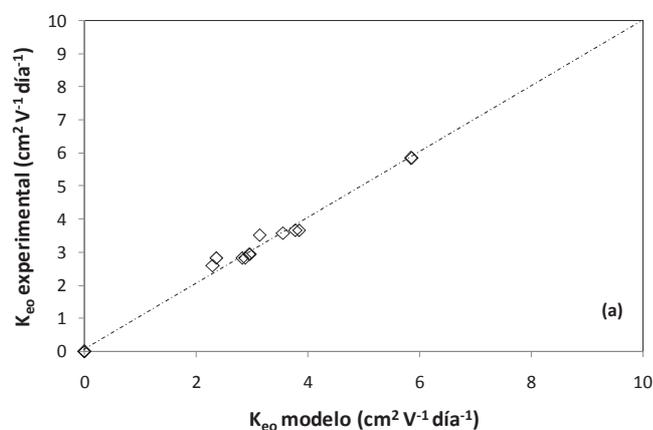


Figura 7.19. Determinación de la calidad del ajuste del modelo a los datos experimentales de (a) conductividad electroosmótica y (b) flujo electroosmótico.

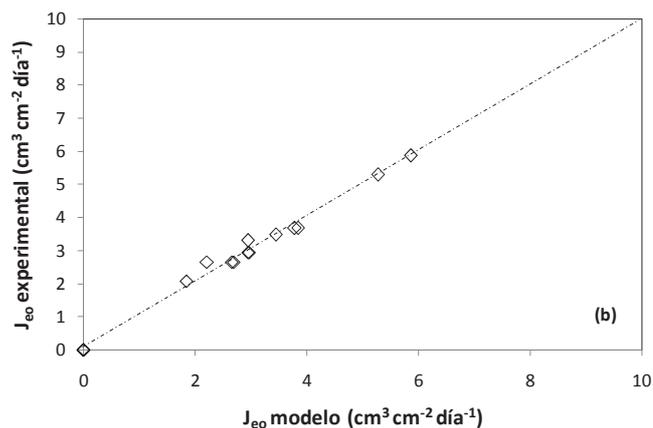


Figura 7.19. Determinación de la calidad del ajuste del modelo a los datos experimentales de (a) conductividad electroosmótica y (b) flujo electroosmótico. (Continuación).

Para la validación del modelo se han empleado los datos de los ensayos 2, 6, 8, 10 y 15, que son representativos de la multitud de situaciones ensayadas. Los resultados obtenidos en la validación del modelo se muestran en la Figura 7.20., donde se puede observar que el modelo reproduce satisfactoriamente los resultados experimentales.

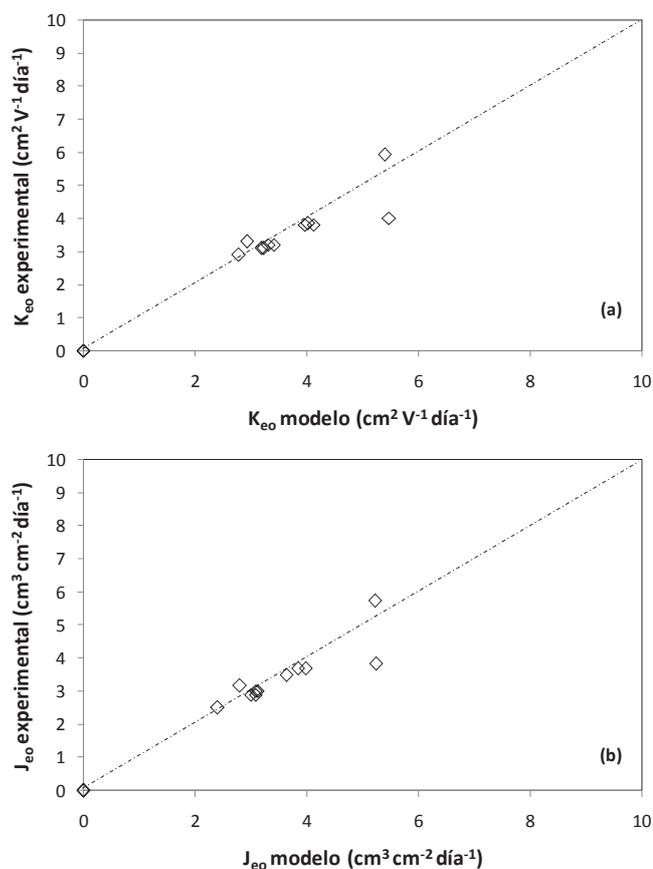


Figura 7.20. Validación del modelo mediante el ajuste de datos (a) conductividad electroosmótica y (b) flujo electroosmótico.

7.5. Estudio del posicionamiento del pozo de inyección de dodecil sulfato sódico.

En base a los resultados obtenidos en capítulos anteriores, se ha seleccionado una disolución de dodecil sulfato sódico (SA) como fluido de mejora más apropiado en la eliminación de fenantreno (PHE). Asimismo, se ha comprobado que este surfactante es capaz de moverse de ánodo a cátodo mediante arrastre electroosmótico y de cátodo a ánodo a través de un transporte electromigratorio. A la hora de posicionar un pozo destinado a la adición de un fluido de mejora en la remediación de un suelo, existen diferentes opciones:

- *Opción 1*, Inyección del SA en el catolito. Al inyectar el SA en el catolito, este es atraído por el electrodo positivo (ánodo) y únicamente puede ser movilizado por electromigración. En este caso, el proceso de electroósmosis no contribuye al transporte del mismo hacia el ánodo, muy al contrario, el flujo electroosmótico supone una resistencia al transporte de surfactante hacia dicho electrodo, ya que el flujo de agua se dirige hacia el cátodo (pozo de inyección de surfactante).
- *Opción 2*, Inyección del SA en el anolito. En este caso, el surfactante se transporta hacia el cátodo mediante el arrastre producido por el flujo electroosmótico. En este caso, existe una resistencia al movimiento del surfactante ya que, debido a la naturaleza iónica de este compuesto, se siente atraído por el ánodo (pozo de inyección). Por otro lado, debido a los altos potenciales aplicados podrían producirse procesos no deseados de oxidación del surfactante en la superficie anódica, si bien esta posibilidad es poco probable.
- *Opción 3*, Inyección del SA en un pozo intermedio entre el anolito y al catolito. Al situar la zona de inyección del surfactante en una posición intermedia entre los electrolitos, parte del SA puede ser atraído por el ánodo y otra parte puede ser arrastrada por el agua movilizada hacia el catolito. Es por ello que esta opción posibilita el aprovechamiento de los dos procesos presentes en un tratamiento de remediación electrocinética (electromigración y electroósmosis). Además, esta disposición permite la posibilidad de realizar en cierto momento una inversión de la polaridad del sistema, y de este modo invertir la dirección de ambos flujos y mejorar el arrastre de contaminante en todo el volumen de suelo.

En este trabajo, se ha decidido emplear la *Opción 3*, que presenta una mayor flexibilidad en la aplicación del tratamiento de remediación. En la Figura 7.21. se muestran las dos posibilidades de situar el pozo de inyección de fluido de mejora: disposición lineal y triangular.

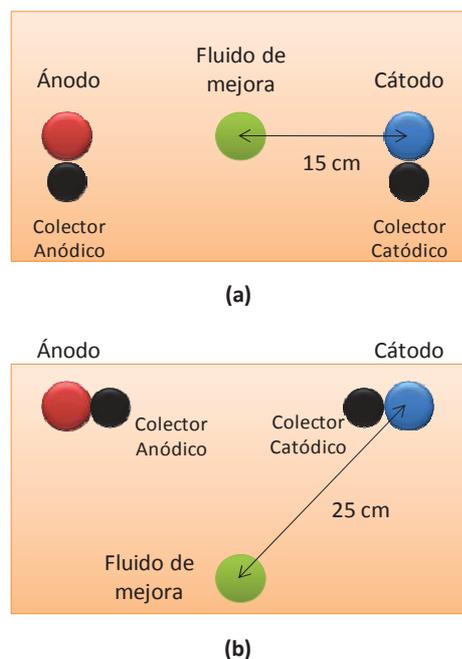


Figura 7.23. Esquema del posicionamiento de pozos de electrolyto y pozo central de inyección de fluido de mejora. (a) disposición lineal y (b) disposición triangular.

En experimentos previos a este trabajo de investigación (Fernández, 2011), empleando una distribución de pozos lineal (Figura 7.23. (a)), se puso de manifiesto la existencia de una serie de problemas operativos relacionados con la formación de perforaciones en la zona de suelo que se encuentra en contacto con el pozo de fluido de mejora (Figura 7.24.). Al analizar el suelo cercano a la perforación se comprobó que su consistencia era mínima y su contenido de agua era muy superior a la inicial. Este fenómeno se asemeja en gran medida a un proceso de licuefacción de suelos, que describe el comportamiento de suelos que mediante la acción de una fuerza externa pasan de un estado sólido a un estado líquido. Este proceso aparece en suelos poco compactados y muy húmedos, cuando el agua contenida en su estructura es movilizadada generalmente por una corriente de agua externa. Esta corriente de agua es la fuerza que desencadena el proceso de licuefacción.

Las perforaciones observadas estaban situadas en la cara del pozo de fluido de mejora enfrentada con el pozo catódico, lo que indica que el flujo de agua generado por electroósmosis está relacionado con la generación de la perforación y puede que sea la fuerza externa comentada anteriormente. Además, el hecho de que la perforación solo ocurra en las cercanías del pozo de fluido de mejora y no del pozo anódico, lleva a pensar que otro de los desencadenantes del proceso de licuefacción es la cercanía de una masa de agua considerable (pozo de fluido de mejora) al pozo catódico.

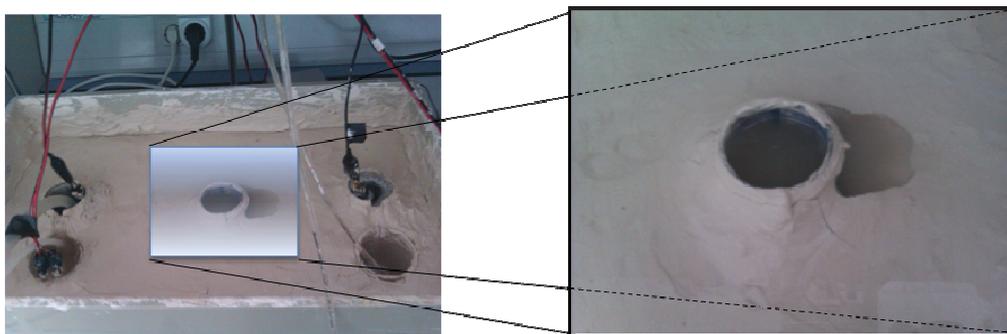


Figura 7.24. Perforación generada a las 4 horas de ensayo en el suelo cercano al pozo de fluido de mejora. Condiciones experimentales: Distribución de pozos lineal; Distancia entre pozo catódico y de inyección de SA: 15 cm.

En base a estas observaciones experimentales y con el objetivo de solucionar tal problema, se han realizado ensayos donde se ha modificado la configuración de pozos con la finalidad de situar el pozo de fluido de mejora a una distancia superior. La configuración elegida se muestra en la Figura 7.23. (b), en la que los pozos de electrolito están separados 30 cm y el pozo de fluido de mejora se encuentra a 25 cm de cada pozo de electrolito.

Asimismo, y con objeto de dotar el suelo de una mayor consistencia, en estos ensayos se ha llevado a cabo el siguiente procedimiento de compactación del suelo:

- Compactación del suelo antes y después del montaje de los pozos de electrolito aplicando una carga de 100 Kg m^{-2} durante 24 h en cada etapa.
- Adición de una capa de grava de granulometría 8 mm, que actúa de aglutinante superficial.

En todos los ensayos, se ha empleado agua como anolito y catolito, y como fluido de mejora se ha utilizado una disolución de 10 g l^{-1} de SA. El gradiente de potencial aplicado entre electrodos es de 1 V cm^{-1} .

En la Figura 7.25. se muestran imágenes del estado del suelo a las 3, 6, 9 y 20 horas de ensayo.

Se observa que después de veinte horas de experimentación no se aprecia la formación de ninguna perforación ni signo de que pueda ocasionarse. La capa superficial de grava aporta un peso constante a la zona superficial del suelo, aumentando su consistencia y evitando que se produzca un arrastre masivo de partículas de suelo por el flujo electroosmótico.

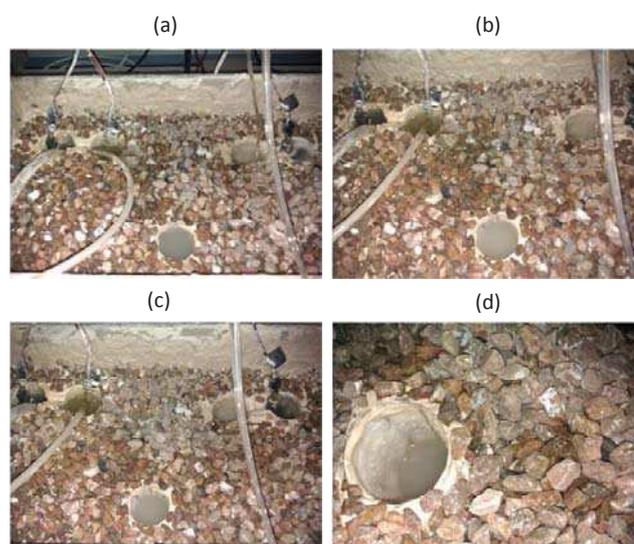


Figura 7.25. Estado del suelo a las (a) 3, (b) 6, (c) 9 y (d) 20 horas de ensayo. Distribución de pozos triangular. Condiciones experimentales: Distribución de pozos triangular; Distancia entre pozo catódico y de inyección de SA: 25 cm; Compactación anterior al montaje de pozos: 100 Kg m^{-2} ; Compactación posterior al montaje de pozos: 100 Kg m^{-2} ; Aglutinante superficial, Grava de 8 mm.

7.6. Estudio del proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad contaminado con fenantreno.

En este apartado se evalúa la viabilidad técnica que presenta un proceso de remediación electrocinética mejorada con surfactantes en el tratamiento de un suelo de baja permeabilidad contaminado con fenantreno (PHE).

En base a los resultados alcanzados en el apartado anterior, la distribución electródica seleccionada es de dos electrodos enfrentados y ubicados dentro de pozos de electrolito semipermeables que posibilitan la concentración de los contaminantes en el electrolito y facilitan su extracción del suelo (Figura 7.23. (b)). El anolito y el catolito están compuestos inicialmente por agua de red y el fluido de mejora empleado es una disolución de 10 g l^{-1} de dodecil sulfato sódico (SA). La inyección del fluido de mejora se realiza en un pozo situado a 25 cm de los pozos de electrolito (Disposición triangular).

El potencial eléctrico aplicado es de 30 V con el objetivo de operar bajo un gradiente de potencial de 1 V cm^{-1} . Se ha utilizado un suelo de baja permeabilidad (caolinita comercial) contaminado con $400 \text{ mg PHE kg}^{-1}$ de suelo, y una humedad del 35%.

En la Figura 7.26. se muestra la variación de la corriente eléctrica generada en el suelo. La evolución de la corriente eléctrica observada en el ensayo es muy similar a la obtenida en los experimentos realizados a escala de laboratorio (apartado 6.4.). se observa un incremento inicial y posteriormente, desciende hasta estabilizarse, prácticamente en un valor de 0,1 A.

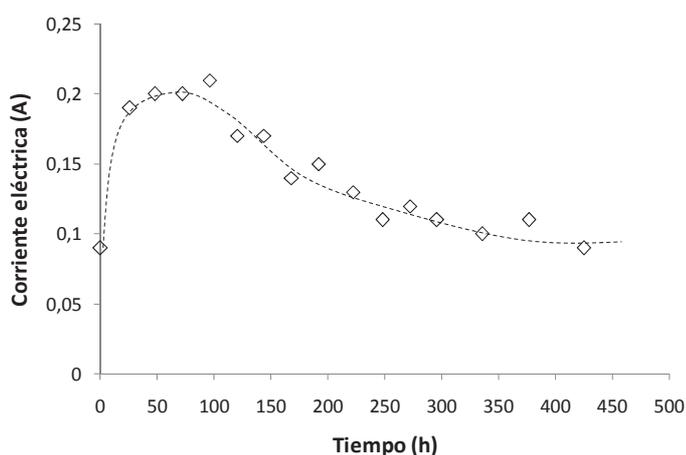


Figura 7.26. Variación de la corriente eléctrica obtenida al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita) contaminado con $400 \text{ mg PHE kg}^{-1}$. Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35%; Fluido de mejora: 10 g l^{-1} SA; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

A continuación, en la Figura 7.27. se muestra la variación de la cantidad de PHE acumulado con el tiempo en anolito y catolito, y el flujo con el que se desplaza hacia ambos electrolitos.

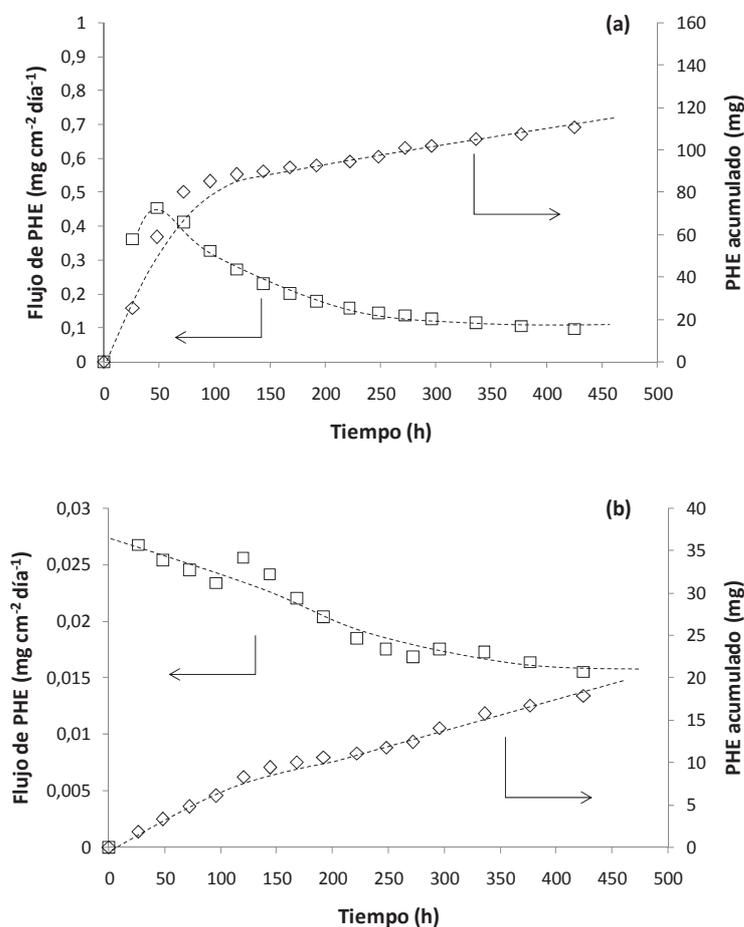


Figura 7.27. Variación del (\diamond) PHE acumulado y del (\square) flujo de PHE obtenido en: (a) catolito y (b) anolito; en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (caolinita) contaminado con $400 \text{ mg PHE kg}^{-1}$. Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35%; Fluido de mejora: $10 \text{ g l}^{-1} \text{ SA}$; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

Se observa una acumulación de PHE en ambos pozos de electrolito. Sin embargo, la cantidad de PHE movilizada depende de forma importante del pozo donde es concentrado el contaminante: en el catolito se acumulan un total de 115 mg de PHE, mientras que en anolito solo 17 mg de PHE, para un tiempo de ensayo de 450 horas.

Asimismo, se observa que la velocidad de transporte de PHE hacia los pozos de electrolito muestra tendencias diferentes dependiendo del pozo donde se acumula el contaminante. La masa de PHE aumenta de forma prácticamente lineal en el anolito, obteniéndose un flujo de $0,015 \text{ mg PHE cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$, tras 450 horas de experimento. Por otro lado, en el catolito se observa un brusco aumento de la masa de PHE acumulada durante las primeras horas de ensayo. A partir de las 100 horas de ensayo, el incremento de la masa PHE es menos pronunciado. Este hecho sugiere que el PHE es movilizado por diferentes mecanismos electrocinéticos, dependiendo de hacia dónde se produzca el transporte de materia.

Tal y como se ha comentado en apartados anteriores, el PHE es un compuesto con una solubilidad acuosa muy baja, por lo que a priori no debe ser arrastrado por el flujo electroosmótico. Además, no puede migrar mediante atracción eléctrica al ser una sustancia muy apolar. La adición de surfactantes al medio permite solucionar estas limitaciones, ya que el surfactante sería capaz de retener el PHE dentro de micelas cargadas solubles en agua. En la Figura 7.28. se muestra la evolución de la masa de SA acumulada en el pozo anódico y catódico y el flujo de materia obtenido.

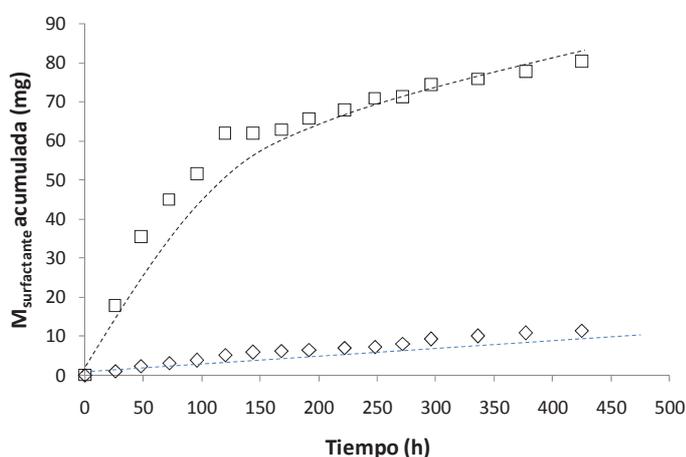


Figura 7.28. Variación de la masa de SA en el (◇) ánodo y el (□) cátodo en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (caolinita) contaminado con $400 \text{ mg PHE kg}^{-1}$. Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35%; Fluido de mejora: 10 g l^{-1} SA; Composición inicial de los electrolitos: Cátodo: Agua, Ánodo: Agua.

Las evoluciones de la masa de SA en los pozos de electrolito se corresponden con las observadas en la masa de PHE. Este hecho confirma que el PHE se moviliza a través del suelo conjuntamente con el SA en forma micelar. Dichas micelas están cargadas negativamente, debido a la naturaleza iónica del SA, por lo que son atraídas eléctricamente por el ánodo y transportadas hacia ese pozo por un proceso de electroforesis. En comparación con el catolito, se observa que la masa de SA acumulada en el anolito es inferior, circunstancia que está en concordancia con los resultados obtenidos a escala de laboratorio, e indica que el transporte de surfactante por electroósmosis predomina sobre el producido por electromigración, tal y como se observó anteriormente en el apartado 6.5.

En la Figura 7.29. se muestra el volumen de fluido movilizado hasta el pozo catódico por electroósmosis y el flujo electroosmótico obtenido en el ensayo.

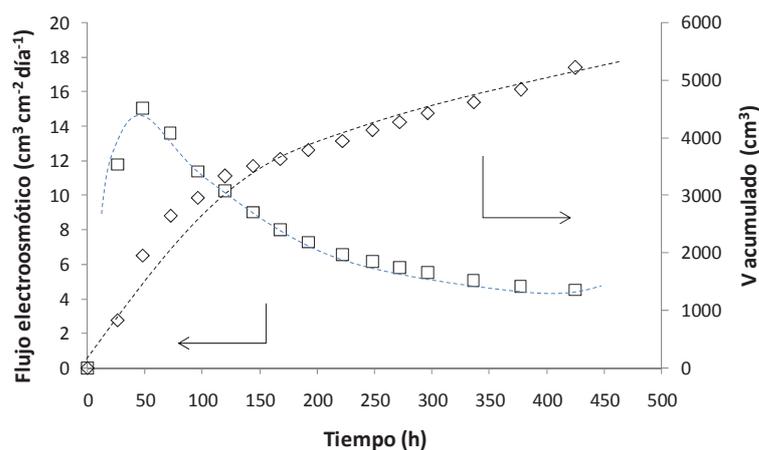


Figura 7.29. Variación del (\diamond) volumen acumulado en los pozos catódicos y del (\square) flujo electroosmótico obtenido con el tiempo al aplicar un gradiente de potencial constante en un suelo de baja permeabilidad (caolinita). Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35 %; Fluido de mejora: 10 g l^{-1} SA; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

Se observa un incremento brusco de volumen inicial, seguido de un aumento más suave. Este cambio, coincide con la evolución del flujo electroosmótico obtenida en el ensayo, donde inicialmente se alcanzan unos valores de flujos elevados y posteriormente desciende hasta estabilizarse en $5 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$, estado que corresponde con el momento en el que la humedad del suelo se ha estabilizado (todo el sobrante de agua se ha eliminado por el propio movimiento hacia el cátodo). La tendencia del

volumen acumulado observada en el catolito recuerda a la obtenida tanto en la acumulación de PHE, como la del SA en el mismo electrolito. Este hecho confirma que el transporte de micelas SA-PHE hacia el catolito es debido al arrastre o "lavado" producido por el agua movilizada por electroósmosis.

Después de 450 horas de ensayo, se decide detener el experimento con la finalidad de analizar tanto la humedad como la concentración de PHE final en el suelo. Para ello, se ha seccionado el suelo en 45 zonas distribuidas homogéneamente para realizar un muestreo de todo el volumen de suelo tratado. En la Figura 7.30. se representa el mapa de muestreo.

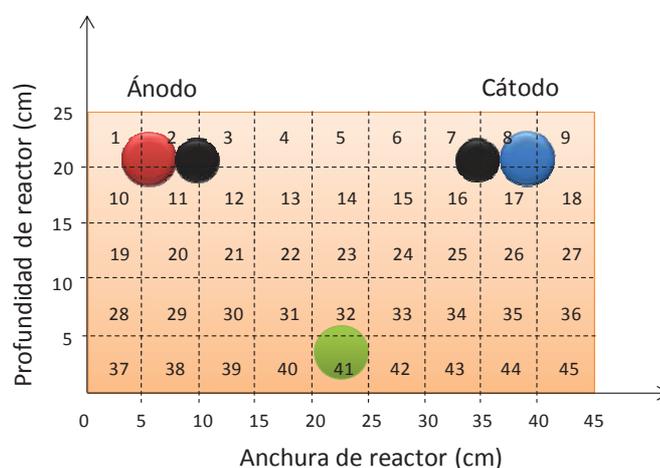


Figura 7.30. Mapa de muestreo del suelo.

Los resultados obtenidos han sido representados en unos mapas de superficie (2 dimensiones). En la Figuras 7.31. se muestra los mapas de humedad inicial y final obtenidos en el ensayo realizado.

Se puede observar que inicialmente la humedad del suelo presenta una distribución bastante homogénea (Figura 7.31. (a)), oscilando en unos valores de humedad entre en 32 y 34%. En la Figura 7.31. (b), se observa que la humedad del suelo ha disminuido prácticamente en toda la superficie del suelo, apareciendo zonas donde este descenso ha sido más acusado. Estas zonas coinciden con las secciones de suelo comprendidas entre los pozos. Por otra parte, también puede observarse que entre el pozo de surfactante y el cátodo hay una zona con un color más intenso de humedad. Esto indica que el flujo de agua inducido por la electroósmosis entre ambos pozos es más fuerte que el producido desde el anolito debido a la distancia entre pozos.

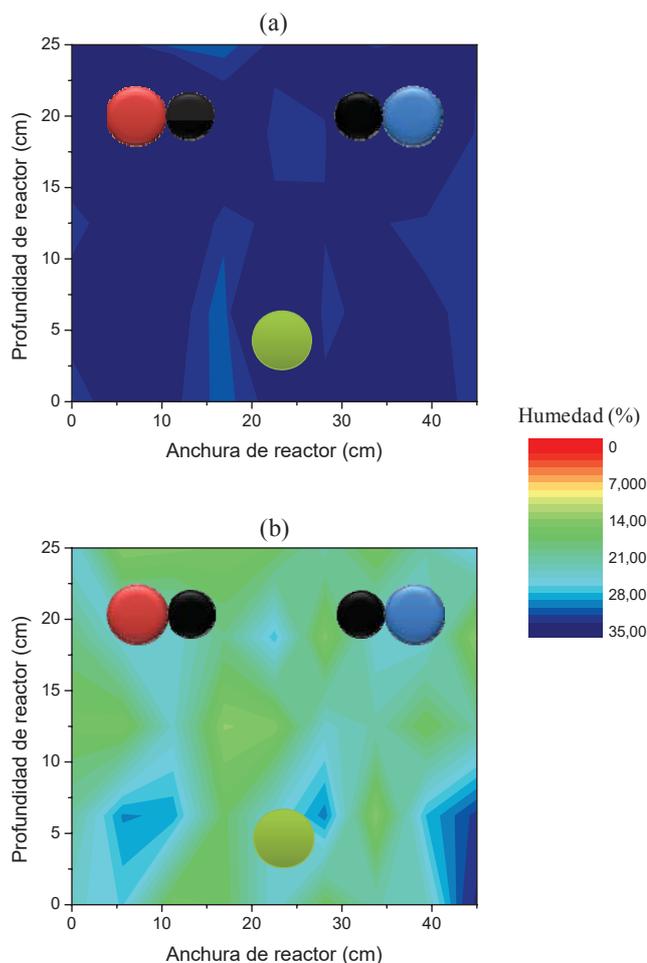


Figura 7.31. Mapas de humedad ((a) Estado inicial, (b) Estado Final después de 450 horas de ensayo) obtenidos en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (caolinita) contaminado con $400 \text{ mg PHE kg}^{-1}$. Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35 %; Fluido de mejora: 10 g l^{-1} SA; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

Por último, en la Figura 7.32. se muestra el mapa de concentraciones de PHE inicial y final obtenidos en el ensayo realizado. Al inicio del ensayo (Figura 7.32. (a)), la concentración de PHE en el suelo es homogénea. Tras 450 horas, se observa una reducción significativa de la concentración de PHE, aproximadamente del 45 %. El perfil de concentraciones generado muestra que hay zonas con una concentración de contaminante importante. Estas zonas coinciden con porciones de suelo externas a la zona comprendida entre los pozos de electrolito. Por lo tanto, se podría mejorar la eliminación ampliando el área de actuación o introduciendo nuevos pozos electródicos para provocar un mayor arrastre de fenantreno.

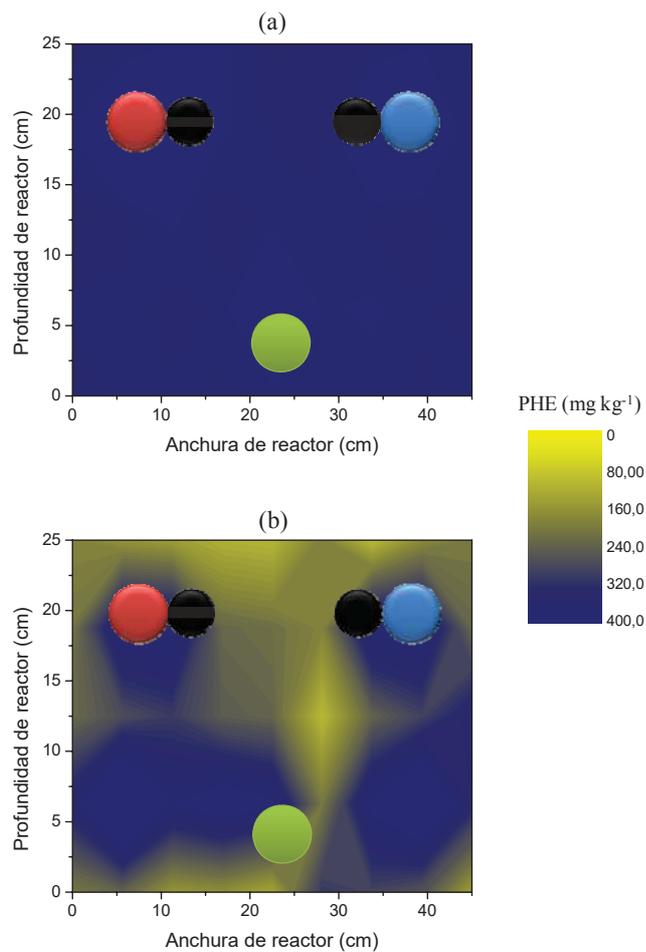


Figura 7.32. Mapas de concentración de PHE ((a) Estado inicial, (b) Estado Final después de 450 horas de ensayo) obtenidos en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (caolinita) contaminado con $400 \text{ mg PHE kg}^{-1}$. Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo: 35 %; Fluido de mejora: $10 \text{ g l}^{-1} \text{ SA}$; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua.

7.7. Conclusiones.

Las principales conclusiones obtenidas en esta parte del trabajo han sido:

- La ubicación de los electrodos en los pozos de electrolito, y no directamente insertados en el suelo, favorece el desarrollo del proceso reactivo de electrolisis del agua. Este fenómeno altera el pH y la conductividad, tanto de los electrolitos como del propio suelo debido a la movilización de un frente ácido y uno básico. Dichos frentes están constituidos por los protones e iones hidroxilo, generados en la oxidación anódica y la reducción catódica del agua, respectivamente. La extensión en que se desarrolla el proceso de electrolisis es directamente proporcional al gradiente de potencial aplicado entre electrodos.
- En los pozos catódicos se produce una acumulación de agua debido al transporte electrosmótico. El flujo electrosmótico depende fuertemente del gradiente de potencial. La inyección de surfactantes iónicos produce una disminución en el espesor de la doble capa eléctrica de las partículas del suelo y, por lo tanto, una disminución en la cantidad de fluido que puede ser transportado por electroósmosis, disminuyendo significativamente el flujo electrosmótico.
- En un sistema de pozos de electrolito, las líneas de flujo generadas dependen del número de pozos, la distancia entre ellos y su posición en el suelo. El número de pozos catódicos tiene una influencia más significativa que el número de pozos anódicos, aunque el flujo electrosmótico no es proporcional al número total de electrodos utilizados. Además, se observa que la posición de los electrodos es un parámetro muy importante en la acumulación de fluido en los colectores correspondientes a los pozos catódicos, ya que la distancia interelectródica determina el gradiente de potencial eléctrico entre cada pareja de electrodos.
- La inyección de dodecil sulfato sódico (SA) en un pozo intermedio entre el anolito y al catolito es la opción más ventajosa al presentar una flexibilidad mayor en la aplicación del tratamiento de remediación. Al situar la zona de inyección del surfactante en una posición intermedia entre los electrolitos, parte del SA es atraído por el anolito y otra parte es arrastrada por el agua movilizada

hacia el catolito, aprovechando los procesos presentes en un tratamiento de remediación electrocinética (electromigración y electroósmosis).

- La compactación del suelo y la distancia entre el pozo de inyección de surfactante y el pozo catódico son dos parámetros a tener en cuenta en el montaje de una planta de remediación electrocinética. Asimismo, la colocación de una capa superficial de grava en el suelo que va a ser tratado mediante remediación electrocinética actúa como aglutinante, aumentando así la consistencia de este material y mejorando su comportamiento ante posibles procesos de licuefacción.
- La movilización de fenantreno (PHE) en un suelo de baja permeabilidad es viable mediante un proceso de remediación electrocinética, utilizando una disolución de dodecil sulfato sódico (SA) como fluido de mejora e inyectado en un pozo intermedio (disposición triangular) a los pozos de electrolito. El PHE retenido en el suelo se moviliza hacia los pozos de electrolito catódico y anódico mediante los procesos de electroósmosis y electroforesis, respectivamente.

7.8. Bibliografía.

Acar, Y. B., Alshawabkeh, A. Principles of electrokinetic remediation. *Envir. Sci. Technol.* 27: 2638–2647, 1993.

Al-Shaharani, S.S., Roberts., E.P.L. Electrokinetic removal of caesium from kaolin. *J. Hazard. Mater.* 122: 91-101, 2005.

Alshawabken, A.N., Gale, R.J., Ozsu-Acar, E., Brika, R.M. Optimization of 2D-D electrode configuration for electrokinetic extraction. *J. Soil Contamin.* 8: 617-635, 1999a.

Alshawabken, A.N., Yeung, A.T., Brika, R.M. Practical aspects for in situ electrokinetic extraction. *J. Environ. Eng.* 125: 27-35, 1999b.

Baraud, F., Tellier, S., Astruc, M. Ion velocity in soil solution during electrokinetic remediation. *J. Hazard. Mater.* 56: 315-332, 1997.

Baraud, F., Fourcade, M.C., Tellier, S., Astruc, M. Modelling of decontamination rate in an electrokinetic soil processing. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 68: 105–121, 1998.

Cañizares, P., Saéz, C., Romero-Girón, E., García-Gómez, J., Rodrigo, M.A. Tratamiento de suelos mediante procesos electroquímicos. Parte 2: Tecnología. *Afinidad* 64: 671-680, 2007.

Chang, J.H., Liao, Y.C. The effect of critical operational parameters on the circulation-enhanced electrokinetics. *J. Hazard. Mater.* 129: 186–193, 2006.

Dong-Mei, Z., Chang-Fen, D., Long, C., Akram, A. Electrokinetic remediation of a Cu-Zn contaminated red soil by controlling the voltage and conditioning catholyte pH. *Chemosphere* 61: 519-527, 2005.

Fernández, D. Eliminación de fenantreno de suelos arcillosos mediante procesos de remediación electrocinética. Trabajo Fin de Máster. Universidad de Castilla-La Mancha, 2011.

Mulligan, C.N., Yong, R.N., Gibbs, B.F. Remediation Technologies for Metal-contaminated Soils and Groundwater: An Evaluation. *Eng. Geol.* 60: 193-207, 2001.

Reddy, K., Donahue, M., Sasaoka, R. Preliminary assessment of electro-kinetic remediation of soil and sludge contaminated with mixed waste. *J. Air Waste Managem. Assoc.* 49: 823-830, 1999.

Reddy, K.R., Asce, M., Saichek, R.E. Effect of soil type on the electrokinetic removal of phenanthrene using surfactants and cosolvents. *J. Environ. Eng.* 129: 336-346, 2003.

Sogorka, D.B., Gabert, H., Sogorka, B.J. Emerging technologies for soils contaminated with metals electrokinetic remediation. *Hazard. Ind. Wastes.* 30: 673-685, 1998.

Virkutyte, J., Sillanpää, M., Latostenmaa, P. Electrokinetic soil remediation-critical overview. *Sci. Total Environ.* 289: 97-121, 2002.

ESCALADO DE UN PROCESO DE
REMEDIACIÓN
ELECTROCINÉTICA DE SUELOS
DE BAJA PERMEABILIDAD

CAPÍTULO 8

ESCALADO DE UN PROCESO DE REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA DE SUELOS DE BAJA PERMEABILIDAD

INTRODUCCIÓN

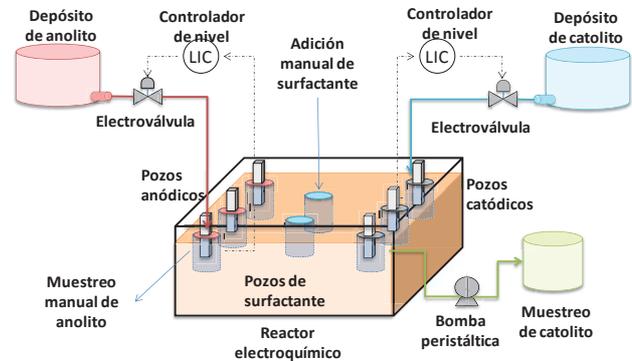
Gran parte del conocimiento existente de las técnicas de remediación electrocinética de suelos mejorada con surfactantes, se encuentra limitado a los resultados obtenidos en estudios realizados a escala de laboratorio. Sin embargo la extrapolación de estos resultados a una aplicación real sería bastante atrevida sin realizar un escalado previo. En base a estas consideraciones, el objetivo de este capítulo se centra en realizar un cambio de escala, puesta en marcha y evaluación de la etapa inicial de un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad mejorada con surfactantes. El cambio de escala está enfocado en tres direcciones: tamaño del reactor ($0,175 \cdot 10^3 \text{ m}^3$) e instrumentación y control de la planta de remediación, tiempo de ensayo (3000 h) y tipo de suelo (suelos naturales).

SUELOS UTILIZADOS

Se han empleado tres suelos diferentes: un Caolín comercial y dos suelos extraídos de dos canteras situadas en los términos municipales de Numancia de la Sagra y Mora (Toledo).

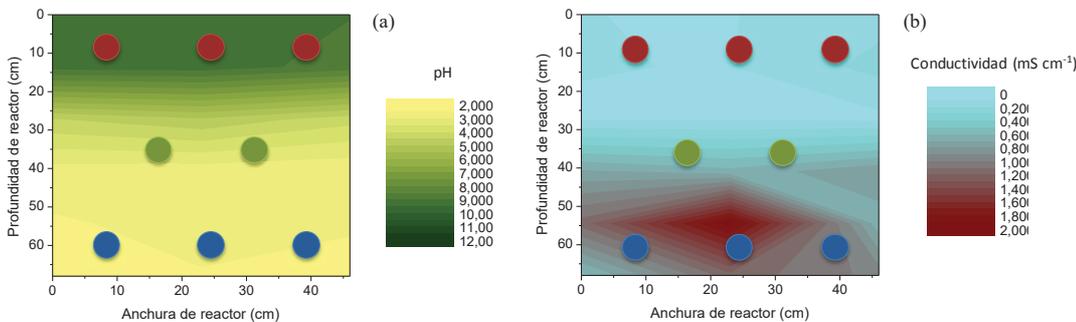
	Caolín	Sagra	Mora
Mineral	%	%	%
Cuarzo	-	7	12
Feldespato	-	15	6
Calcita	-	4	1
Caolinita	100	26	23
Glauconita	-	-	24
Moscovita	Trazas	-	8
Montmorillonita	-	-	20
Esmectita	-	28	-
Illita	Trazas	20	6

INSTALACIÓN A ESCALA BANCADA DE REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA



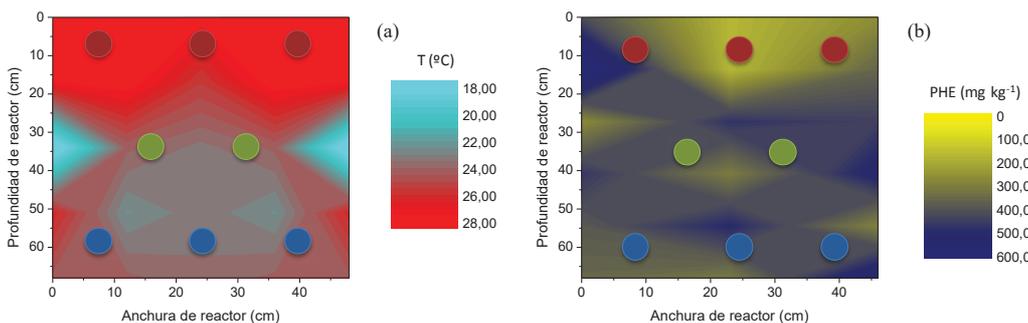
MONITORIZACIÓN DEL PROCESO DE REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA DE SUELOS NATURALES

MEJORADA CON SURFACTANTE



Mapas de (a) pH y (b) conductividad un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Caolín). Tiempo de ensayo: 3100 h. Pozos anódicos, Pozos catódicos y Pozos de fluido de mejora.

La movilidad de los frentes de pH y conductividad no solo dependen de la magnitud en que se esté desarrollando el fenómeno de electrolisis, sino de la capacidad de intercambio iónico que posea el suelo y de las reacciones de precipitación y/o disolución que pueden tener lugar.



Mapas de (a) temperatura y (b) concentración de fenantreno (PHE) un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Caolín). Tiempo de ensayo: 3100 h. Pozos anódicos, Pozos catódicos y Pozos de fluido de mejora.

El grado de contaminación de los suelos se ha reducido. El fenantreno ha sido eliminado del suelo mediante un transporte electroforético de las micelas formadas entre el contaminante y el surfactante adicionado hacia los pozos anódicos, o hacia los pozos catódicos mediante el arrastre generado por el fluido transportado por electroósmosis. Asimismo, gran parte del contaminante se ha volatilizado debido al calentamiento que sufre el suelo, muy especialmente en las zonas cercanas a los pozos de electrolito.

8.1. Introducción.

Gran parte del conocimiento existente de las técnicas de remediación electrocinética de suelos mejorada con surfactantes, se encuentra limitado a los resultados obtenidos en estudios realizados a escala de laboratorio. Así, muchos de los trabajos centrados en el tratamiento electrocinético con surfactantes, emplean cilindros herméticos o celdas rectangulares como reactores electrocinéticos, que permiten alojar un volumen de suelo inferior a 1 dm^3 , en la mayoría de los casos (Yang y col. 2004; Karagunduz y col., 2007; Park y col., 2007; Alcántara y col., 2010). Gracias a estos trabajos se ha conseguido analizar los diferentes procesos electrocinéticos que tiene lugar en el suelo, en qué magnitud se desarrollan, así como qué variables influyen en dichos procesos. Sin embargo, la extrapolación de estos resultados a una aplicación real sería bastante atrevida sin realizar un escalado del proceso.

Generalmente, al hablar de escalado, se tiende a pensar únicamente en un cambio de tamaño del reactor, aunque existen muchos otros parámetros a tener en cuenta como por ejemplo la duración de los ensayos, que estará determinada entre otras variables por la cantidad de energía que se necesite aplicar al suelo para llevar a cabo su tratamiento y el volumen de suelo tratado. En una aplicación real, el volumen de suelo a tratar será elevado, por lo que para aplicar la misma cantidad de energía que en un ensayo a escala de laboratorio, la duración del experimento deberá de ser de varios órdenes de magnitud superiores (meses-años). El hecho de realizar ensayos de tan larga duración puede provocar la aparición de fenómenos desconocidos hasta el momento relacionados con otros mecanismos controlantes distintos a los electrocinéticos.

Otro de los aspectos de interés es el tipo de suelo utilizado en los ensayos. Normalmente, se utilizan suelos sintéticos compuestos por materiales inertes de baja permeabilidad como la caolinita (Park y col. 2007; Pazos y col. 2007; Reddy y col. 2009) y contaminados manualmente. Sin embargo, en un estudio de escalado se deberían emplear suelos naturales con una contaminación real ya que parámetros como su diferente composición mineralógica, humedad, compactación, concentración de sales y metales, etc. pueden presentar una fuerte influencia en el desarrollo del proceso de remediación electrocinética. Actualmente existen trabajos desarrollados con suelos naturales aunque son los menos numerosos (Ribeiro y col. 2005; Reddy y col. 2006).

8.2. Objetivos y planificación experimental.

El objetivo de este capítulo se centra en realizar un cambio de escala, puesta en marcha y evaluación de la etapa inicial de un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad mejorada con surfactantes. El cambio de escala está enfocado en tres direcciones: tamaño, instrumentación y automatización de la planta de remediación, tiempo de ensayo y tipo de suelo. Para ello se han llevado a cabo ensayos con diferentes suelos contaminados con fenantreno (PHE).

En este Capítulo, se emplea un reactor con una capacidad útil de $0,175 \text{ m}^3$ (factor de escala de más de dos órdenes de magnitud respecto del reactor a escala laboratorio utilizado en el Capítulo 6) en el que se va a implementar un sistema de pozos de electrolito similar al utilizado en los ensayos realizados en el Capítulo 7, pero con un sistema de instrumentación que permite automatizar la planta de remediación.

El tiempo de operación es un parámetro que genera controversia, debido principalmente a que determina la cantidad de energía aplicada al sistema. Es preciso señalar que según la EPA (siglas pertenecientes a la Agencia americana de protección medioambiental, Environmental Protection Agency), para realizar un proceso de remediación de suelos contaminados con metales, en el que únicamente se está produciendo una migración iónica, es necesario un consumo de energía superior a 500 kWh m^{-3} (USAEC, 1997). Por lo tanto, fijando este valor de aporte energético como mínimo y teniendo en cuenta el gradiente de potencial aplicado (1 V cm^{-1}) y el volumen de suelo tratado, la duración de los ensayos será aproximadamente de 4-5 meses.

Para alcanzar el objetivo general se han fijado los siguientes objetivos parciales:

- Caracterización, acondicionamiento y preparación de los suelos de baja permeabilidad seleccionados: caolín comercial, como modelo de suelo sintético, y dos suelos naturales extraídos de dos canteras de la región (Sagra y Mora). Determinación de los parámetros físico-químicos: humedad, densidad seca y granulometría. Estudio de compactación para determinar el óptimo entre humedad y densidad seca.
- Diseño, montaje, instrumentación y automatización de una instalación a escala bancada de remediación electrocinética mejorada con surfactantes.

- Puesta en marcha de una instalación a escala bancada de remediación electrocinética mejorada con surfactantes. Evaluación de diferentes variables: temperatura, corriente y consumo eléctrico, pH, conductividad, flujos hidráulicos, concentración de surfactante y contaminante.

La caracterización de los suelos se ha llevado a cabo mediante el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (ASTM D 2487), siendo necesario determinar el límite líquido (LL) y el límite plástico (LP) siguiendo las normas UNE 103 103:94 Y 103 104:93.

Por último, para alcanzar el último de los objetivos parciales, se han llevado a cabo ensayos de remediación electrocinética con las condiciones experimentales descritas en la Tabla 8.1.

Tabla 8.1. Condiciones experimentales mantenidas en los ensayos destinados al estudio del proceso de remediación electrocinética de suelos naturales parcialmente saturados contaminados con fenantreno.

Ensayo n°	Tipo de suelo	Masa de suelo (kg)	E_z ($V\ cm^{-1}$)	Humedad inicial (%)	Densidad seca ($g\ cm^{-3}$)	C_{PHE} ($mg\ kg^{-1}$)
E-01	Caolín	122,4	1	24	1,50	550
E-02	Mora	134,6	1	20	1,65	550
E-03	Sagra	118,3	1	29	1,45	145

8.3. Procedimiento operativo.

Los ensayos realizados en este estudio han sido llevado a cabo en la instalación de remediación electrocinética a escala bancada, cuyo diseño se describe posteriormente en el apartado 8.5. La duración de los ensayos es de 3000 horas aproximadamente.

Una vez que la planta está totalmente instrumentada, el procedimiento operativo a seguir en estos ensayos comienza con el llenado de los pozos de electrolito. En los pozos anódicos y catódicos se introduce agua de red mientras que en el pozo de inyección de surfactante se introduce una disolución de dodecil sulfato sódico con una concentración de $10\ g\ l^{-1}$ (SA). Como material electrodico se utilizan barras cilíndricas

de grafito de 10 cm de altura y 1 cm de diámetro, tanto en ánodos como en cátodos. Los ensayos comienzan con la conexión de una fuente de alimentación SM 400-AR-8 DELTA ELEKTRONIKA BV. El intervalo de trabajo de la fuente es de 0 a 400 V para el voltaje y de 0 a 8 A para intensidad. Se ha operado en modo potencioestático aplicando un potencial eléctrico de 50 V con el objetivo de trabajar bajo un gradiente de potencial de 1 V cm^{-1} .

En el seguimiento de los ensayos se ha monitorizado la evolución de diferentes parámetros: caudales de entrada y salida de fluidos al sistema, pH, conductividad, concentración de dodecil sulfato sódico (SA) y de fenantreno (PHE). En los pozos anódicos se realiza un muestreo dos veces por semana, mientras que en los pozos catódicos se analiza el fluido acumulado en los colectores. Además, mediante tensiómetros y termopares insertados en el suelo, se monitoriza a tiempo real la succión que experimenta el suelo (medida relacionada con la humedad del suelo) y la temperatura, respectivamente. Por último, al finalizar los ensayos, se secciona el suelo con la finalidad de obtener unos mapas en superficie y profundidad de pH, conductividad, humedad y concentración de surfactante y PHE (Figura 8.1.).

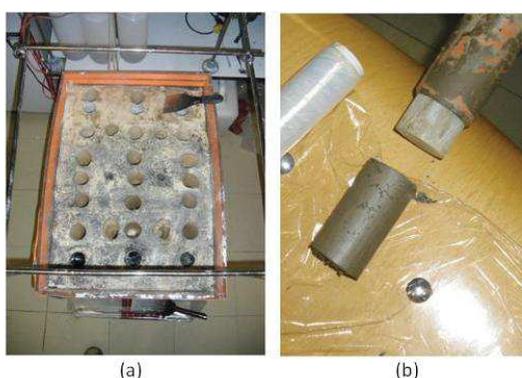


Figura 8.1. Fotografía del (a) muestreo final del suelo y de (b) la extracción de una muestra puntual en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad.

8.4. Caracterización, acondicionamiento y preparación de suelos naturales.

En este estudio se han empleado tres suelos diferentes: un caolín comercial como modelo de suelo de baja permeabilidad, y dos suelos extraídos de dos canteras

situadas en los términos municipales de Numancia de la Sagra y Mora, ambas localidades pertenecientes a la provincia de Toledo (Figura 8.2).



Figura 8.2. Localización de las canteras de donde se ha extraído el suelo. (A) Numancia de la Sagra y (B) Mora.

Para facilitar la nomenclatura, de aquí en adelante, a los suelos naturales se les nombra como Sagra o Mora, dependiendo del lugar de procedencia. La composición mineralógica de estos suelos se ha descrito anteriormente en el apartado 4.3.3. (Tabla 4.4.).

8.4.1. Caracterización de los suelos.

En primer lugar, la caracterización de los suelos seleccionados puede realizarse a partir de los porcentajes de arcilla ($< 2\mu\text{m}$), limo y arenas ($>50\mu\text{m}$), mediante una identificación textural del suelo a través del método descrito en la USDA (USDA, 1993). Para determinar la distribución de tamaños de partículas y las curvas granulométricas completas, desde 2000 hasta $0,4\mu\text{m}$, se ha empleado un analizador laser de tamaño de partícula. En la Figura 8.3. se muestra la distribución de tamaños de partícula y las curvas granulométricas correspondientes con los tres suelos empleados.

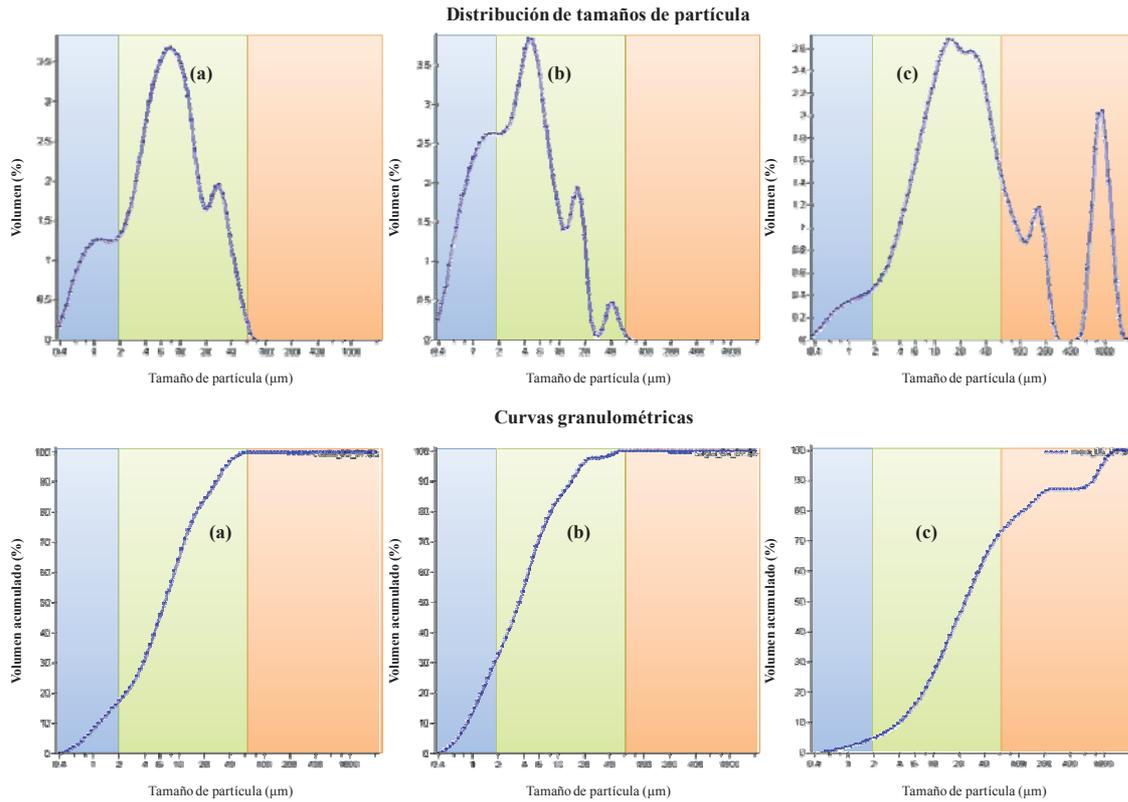


Figura 8.3. Distribución de tamaño de partícula y curvas granulométricas de (a) Caolín, (b) Sagra y (c) Mora. Fracción de ■ arcilla, ■ limo y ■ arena.

En la Figura 8.4. se muestra el triángulo de textura utilizado para la identificación.

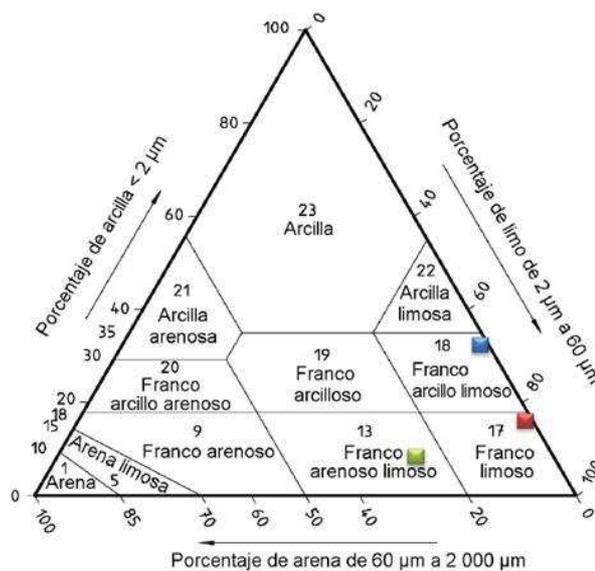


Figura 8.4. Triángulo equilátero con separación entre limo y arena de 60 μm (USDA-USA). ■ Caolín, ■ Sagra y ■ Mora.

Según este método de identificación, se observa que el Caolín, con un 17,5 % de arcilla y 82,5% de limo corresponde con un franco limoso, Sagra, con un 33% de arcilla y un 67% de limo es un franco arcillo limoso. Sin embargo, el suelo Mora, con un 4,9% de arcilla, un 68,2% de limo y un 26,9% de arena, se clasifica como franco arenoso limoso, hecho que es contradictorio si se tiene en cuenta su composición mineralógica (Tabla 4.4.). El suelo Mora está compuesto principalmente por arcillas: 23% de caolinita, 24% de glauconita y 20% de montmorillonita. Este último mineral es una arcilla muy activa compuesta por partículas con un tamaño inferior a 2 μm . Estas circunstancias parecen indicar que el suelo de Mora es un material muy estructurado en el que gran parte de los finos que componen el suelo pueden estar formando agregados, siendo dichos agregados los que el analizador laser de tamaño de partícula identifica como parte de la fracción limosa o de arenas.

Para comprobar esta hipótesis se ha utilizado otro método de caracterización e identificación de suelos: Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (USCS, siglas en inglés) ASTM D 2487. El sistema USCS está basado en la determinación física por tamizado de la distribución del tamaño de partículas, el límite líquido y el índice de plasticidad. En la Tabla 8.2. se muestran los criterios de clasificación.

Tabla 8.2. Sistema Unificado de Clasificación de Suelos, ASTM D 2487 (Clasificación reducida a suelos finos).

		Criterios de asignación de símbolos	Símbolos/descripción
Limos y arcillas con Límite líquido < 50	Inorgánicos	IP>7 o se grafica en la carta de plasticidad sobre la línea A	CL Arcilla de baja plasticidad
		IP<4 o se grafica en la carta de plasticidad bajo la línea A	ML Limo de baja plasticidad
	Orgánicos	$\frac{\text{Límite líquido (secado al horno)}}{\text{Límite líquido (no secado)}} < 0,75$	OL Arcilla orgánica Limo orgánico
Limos y arcillas con Límite líquido > 50	Inorgánicos	IP>7 o se grafica en la carta de plasticidad sobre la línea A	CH Arcilla de alta plasticidad
		IP<4 o se grafica en la carta de plasticidad bajo la línea A	MH Limo de alta plasticidad
	Orgánicos	$\frac{\text{Límite líquido (secado al horno)}}{\text{Límite líquido (no secado)}} < 0,75$	OH Arcilla orgánica Limo orgánico

Para poder aplicar este sistema de clasificación, se ha determinado en los suelos a estudio el límite líquido (LL) y el límite plástico (LP) siguiendo las normas UNE 103 103:94 y 103 104:93, respectivamente. Este sistema de clasificación también se basa en la gráfica de plasticidad (Casagrande, 1932). En la Tabla 8.3. se muestran los resultados obtenidos y en la Figura 8.5. su representación gráfica en la carta de Casagrande.

Tabla 8.3. Parámetros de caracterización de suelo mediante el USCS.

Suelo	Caolín	Sagra	Mora
Límite Líquido	41	68	42
Límite Plástico	28	28	24
Índice de plasticidad	13	40	18
Código USCS	ML/OL	CH	CL
Descripción	Limo de baja permeabilidad	Arcilla de alta plasticidad	Arcilla de baja plasticidad

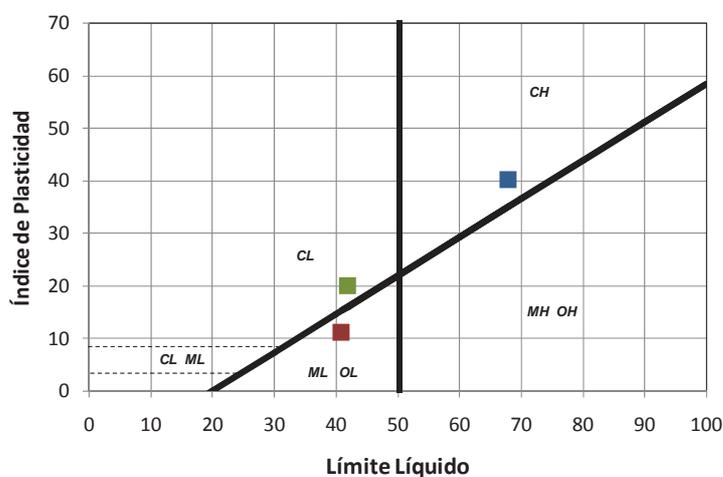


Figura 8.5. Clasificación de los suelos seleccionados mediante la carta de Casagrande. ■ Caolín, ■ Sagra y ■ Mora.

Este método de identificación corrobora la hipótesis realizada anteriormente referente a la caracterización del suelo Mora, ya que identifica a este suelo como una arcilla de baja plasticidad y no un franco arenoso limoso.

8.4.2. *Acondicionamiento y caracterización de los suelos.*

Al extraer los suelos naturales de sus respectivas canteras, se modifica su estructura macroscópica y con ello propiedades como la humedad, densidad, compactación y número de poros, etc., alcanzando unos valores de dichas propiedades que no son representativos de un suelo real asentado. Por ello, con el objetivo de simular un suelo natural real, se ha realizado el siguiente procedimiento de preparación de los suelos.

La primera etapa, se centra en el secado de todo el volumen de suelo a temperatura ambiente con el objetivo de determinar la humedad higroscópica de cada suelo. Una vez conocido este valor, se determinan la humedad de trabajo y la densidad seca a la que se preparará el suelo. El suelo debe de tener un contenido suficiente de agua para que puedan desarrollarse los fenómenos de transporte que componen un proceso de remediación electrocinética. Sin embargo, una humedad excesiva (40%) produce un descenso en la densidad del suelo llegando a valores inferiores a 1 g cm^{-3} . Es difícil encontrar un suelo real de baja permeabilidad con esta densidad, por lo que se ha decidido compactar el suelo para conseguir alcanzar valores de densidad cercanos a los de suelos naturales ($1,3$ a 2 g cm^{-3}).

Se ha realizado un estudio de compactación tipo Proctor, que tiene como objetivo determinar cuál es la humedad que se requiere para conseguir, con una energía de compactación constante, la densidad seca máxima que puede tener dicho terreno. A esta humedad se la define como humedad óptima, y es con la que se consigue la máxima densidad seca. Para realizar este estudio se han preparado muestras de suelo con diferentes humedades y se han compactado en un molde prismático aplicando una energía de 850 KJ cm^{-3} . En la Figura 8.6. se muestran los resultados obtenidos en el estudio de compactación.

En el ensayo de Caolín y Sagra se observa perfectamente la humedad óptima (20 y 26 %, respectivamente) necesaria para obtener la máxima densidad seca, $1,55 \text{ g cm}^{-3}$ en el Caolín y $1,48 \text{ g cm}^{-3}$ en Sagra. En el ensayo de Mora, se muestra únicamente la caída de la curva, por lo que el óptimo debe ser inferior al 15% de humedad.

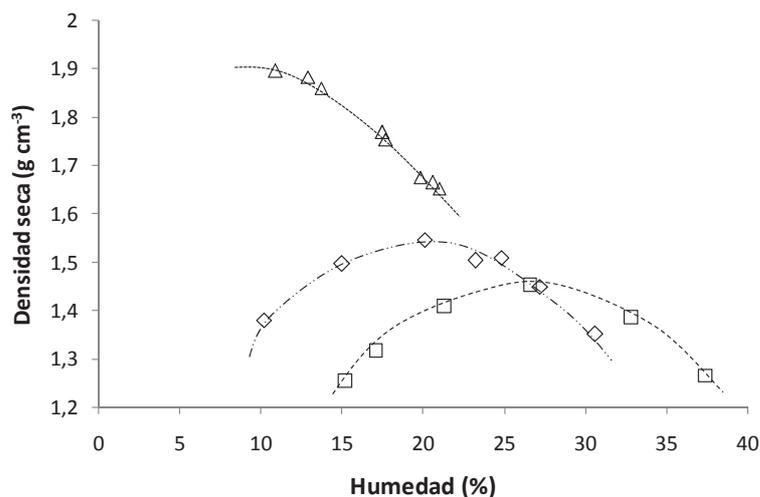


Figura 8.6. Estudio de compactación. Influencia de la humedad en la densidad seca del suelo. Condiciones experimentales: Energía de compactación: 850 KJ cm^{-3} ; ◇ Caolín, □ Sagra y Δ Mora.

Tal y como se ha indicado anteriormente, los procesos electrocinéticos se favorecen en suelos con alta humedad, por ello, en los suelos de Caolín y Sagra, se han seleccionado humedades ligeramente superiores a las óptimas determinadas en el estudio de compactación, siempre y cuando este incremento de humedad no suponga un descenso significativo en la densidad seca. En el suelo de Mora, la humedad seleccionada es del 20%, superior a la óptima, aún así, la densidad seca de este suelo a esa humedad sigue siendo alta ($1,65 \text{ g cm}^{-3}$). Los valores seleccionados se muestran en la Tabla 8.4.

Tabla 8.4. Valores de consigna de humedad y densidad seca determinados para la preparación de los suelos.

	Caolín	Sagra	Mora
Humedad óptima (%)	20	26	10
Densidad seca máxima (g cm^{-3})	1,55	1,48	1,90
Humedad seleccionada (%)	24	29	20
Densidad seca (g cm^{-3})	1,50	1,45	1,65
Humedad higroscópica (%)	0	8,5	3,5

8.5. Diseño de una instalación de remediación electrocinética a escala bancada.

En este apartado se describen las distintas etapas llevadas a cabo en el diseño de una instalación de remediación electrocinética. La instalación consta de varios elementos divididos en: reactor electroquímico, configuración electródica y distribución de pozos de electrolito y el sistema de inyección/extracción de fluidos. A continuación, se describe detalladamente el diseño de cada una de las partes.

8.5.1. Reactor electroquímico.

El reactor electroquímico es el componente más importante de la instalación ya que es donde se va a ubicar el suelo a tratar y toda la instrumentación necesaria. Es un prisma rectangular de 50x70x50 cm, compuesto por planchas de metacrilato de 1 cm de espesor. La base no es plana, sino que tiene cierta pendiente (4,3%) para facilitar el flujo de agua hacia la parte frontal delantera, donde se encuentra una perforación que actúa como sumidero. En la Figura 8.7. se muestra una fotografía y las vistas del reactor utilizado.

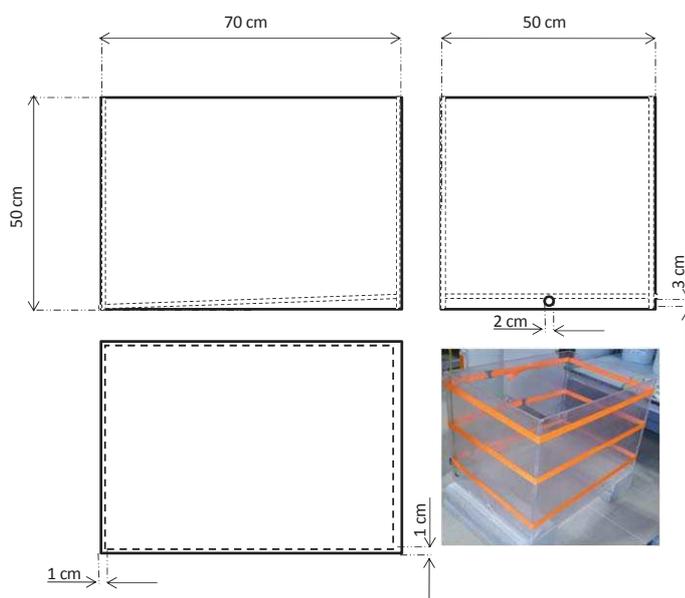


Figura 8.7. Vistas, dimensiones y fotografía del reactor electroquímico empleado en el diseño de una instalación de remediación electrocinética de suelos.

8.5.2. Configuración electródica y distribución de pozos de electrolito.

En base a los resultados obtenidos en el Capítulo 7, queda definido que el lugar de inyección del surfactante utilizado como fluido de mejora debe ser en una zona intermedia entre las parejas de ánodos/cátodos posicionadas en el suelo. Además, se ha comprobado que un aumento en el número de electrodos empleados, puede suponer un incremento en la eficacia del proceso de remediación.

En base a estas afirmaciones, se han planteado las opciones de configuraciones electródicas más empleadas (Cañizares y col., 2007). Es preciso señalar que, independientemente de la configuración electródica seleccionada, los electrodos están ubicados en pozos de electrolito en todos los casos. Un esquema de las configuraciones sometidas a consideración se muestra en la Figura 8.8.

La primera de las configuraciones de pozos mostrada (Figura 8.8. (a)) se basa en un conjunto de ánodos rodeando a un cátodo, incorporando cuatro pozos de inyección de fluido de mejora entre el cátodo y los ánodos. Teóricamente, esta distribución es la más idónea cuando únicamente se pretende aprovechar el flujo electroosmótico como mecanismo de transporte y eliminación de contaminantes. Esta es la primera desventaja que presenta este sistema de pozos, ya que como se ha comentado anteriormente, el tratamiento que se pretende emplear en este trabajo de investigación engloba, no solo el lavado producido por el arrastre electroosmótico, sino también el transporte micelar de surfactantes mediante el proceso de electroforesis. Otro de los puntos que hacen dudar del sistema circular es la excesiva proximidad entre el cátodo y los pozos de inyección de fluido de mejora, ya que como se ha descrito anteriormente en el Capítulo 7, este aspecto es determinante en el desarrollo del proceso de licuefacción de suelos.

En base a estas consideraciones, se decidió emplear la segunda alternativa, compuesta por hileras de electrodos enfrentados (Figura 8.8. (b)). Esta configuración permite combinar varios procesos electrocinéticos en el tratamiento del suelo y posibilita el cambio de polaridad electródica alternando la dirección de los flujos de materia producidos en el suelo durante repetidas ocasiones, lo que es una ventaja a tener en cuenta el proceso de remediación que se pretende escalar. Además, esta configuración permite situar el pozo catódico y el de inyección de fluido de mejora a una distancia mayor.

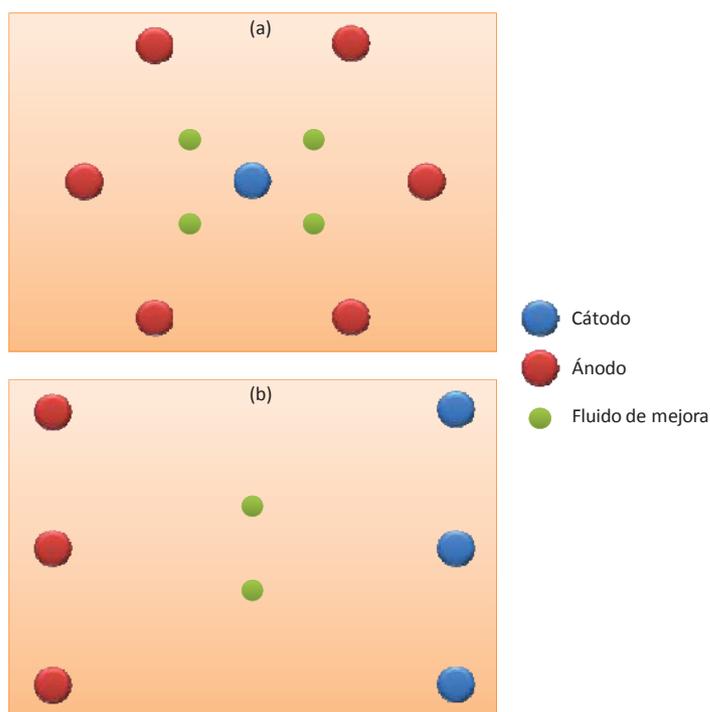


Figura 8.8. Esquema de las configuraciones electródicas y distribuciones de pozos de electrolito propuestas para realizar el diseño de una instalación mock-up de remediación electrocinética de suelos mejorada con la adición de surfactantes.

8.5.3. Sistema de inyección/extracción de fluidos.

En la Figura 8.9. se muestra un esquema del sistema de inyección/extracción de fluidos.

El nivel de electrolito en los pozos anódicos tiende a disminuir con el tiempo, principalmente, porque el suelo se encuentra parcialmente saturado y tiene avidez por retener agua, y porque el fenómeno de electroósmosis moviliza el fluido del anolito al catolito. En el catolito, puede que inicialmente el volumen también disminuya debido a la baja humedad que tiene el suelo, tal y como se ha observado en el apartado 6.4. Por ello, en los pozos de electrolito se ha instalado un sistema de control de nivel encargado de actuar sobre una serie de electroválvulas encargadas de la adición de electrolito a estos pozos. El fluido de mejora se añade manualmente cuando el nivel de los pozos de surfactante desciende.

En cuanto a la extracción de fluido del sistema, en los pozos anódicos se realiza de manera manual, a fin de realizar un muestreo para el seguimiento de las diferentes variables a estudio. En los pozos catódicos se extrae mediante bombeo del agua acumulada en los colectores catódicos debido al transporte electroosmótico. En el caso que existiera flujo vertical, el agua transportada podría extraerse a través del sumidero ubicado en el frontal del reactor electroquímico.

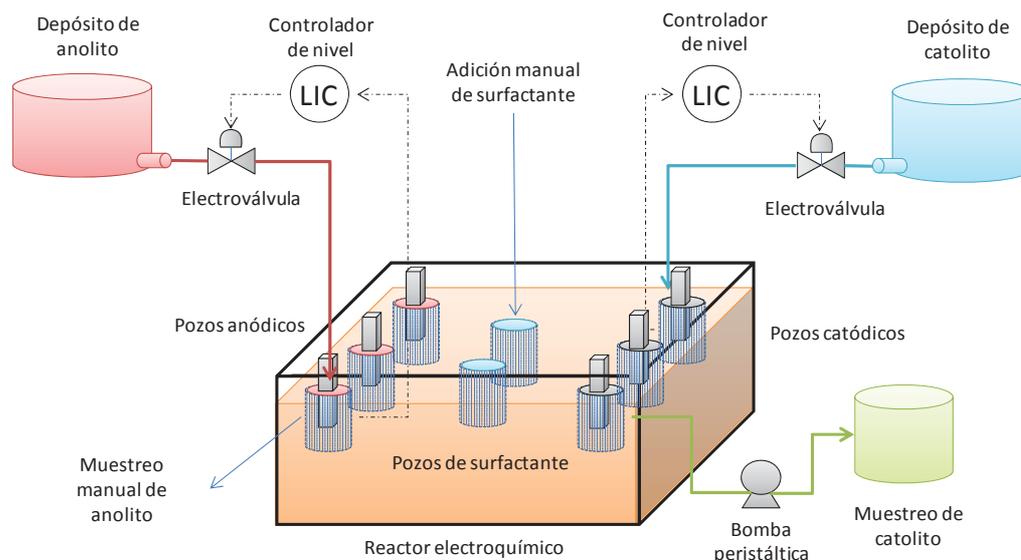


Figura 8.9. Esquema del sistema de inyección/extracción de fluidos propuesto para realizar el diseño de una instalación de remediación electrocinética de suelos mejorada con surfactantes a escala bancada.

8.6. Montaje y puesta en marcha de una instalación de remediación electrocinética a escala bancada.

A continuación, se describen las diferentes etapas seguidas en el montaje y puesta en marcha de una instalación de remediación electrocinética a escala bancada.

El primer paso del montaje de la instalación se basa en la colocación dentro del reactor electroquímico, de un material que actúe como soporte mecánico del suelo a tratar y además posea capacidad de drenar cualquier flujo vertical de agua que pueda producirse, simulando la capa freática presente en un medio real. Para ello se han colocado gravas de diferente tamaño de partícula separadas por un material geotextil, con la finalidad de evitar la mezcla de las gravas. En la Figura 8.10. se muestran fotografías de las diferentes capas colocadas en el reactor.

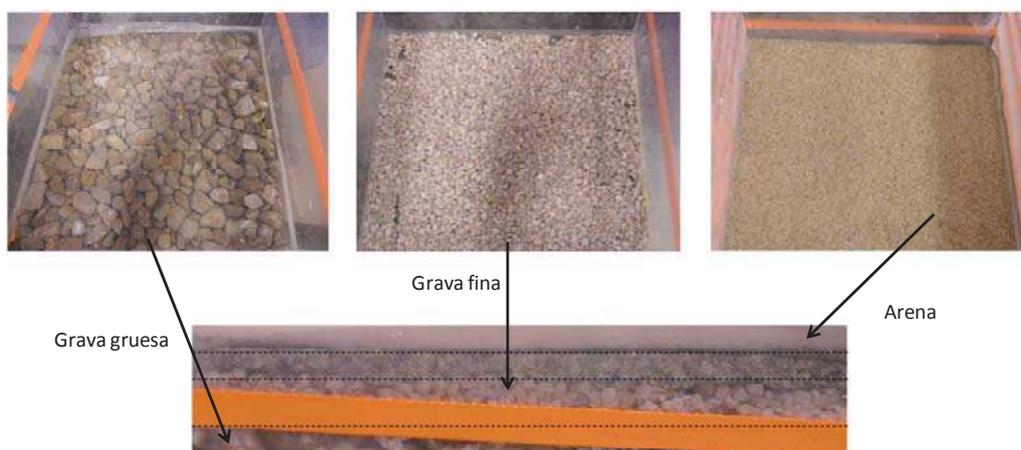


Figura 8.10. Diferentes capas de gravas colocadas en el reactor como soporte mecánico y drenante.

La siguiente etapa, es la preparación del suelo natural contaminado en el reactor. En la Figura 8.11. se muestran un esquema de las etapas de la preparación del suelo.



Figura 8.11. Esquema de la preparación del suelo previa al montaje en el reactor electroquímico.

En la etapa de la preparación del suelo, se realiza una disgregación y tamizado (5-2 mm de diámetro de partícula) del suelo, que tiene como objeto simular las

características de un suelo real y, al mismo tiempo, mejorar el contacto con el contaminante y el agua, produciendo una distribución homogénea de estos compuestos en el suelo. A continuación, se realiza la contaminación del suelo con fenantreno (PHE). Este proceso se realiza mediante un procedimiento similar al descrito en el apartado 5.3.1., con la diferencia de que en este caso, el volumen de suelo es muy superior y por eso se divide en varias fracciones. Posteriormente, se lleva a cabo la etapa de mojado hasta alcanzar los valores de consigna mostrados en la Tabla 8.4. Una vez que el suelo está preparado, se introduce en bolsas herméticas para evitar pérdida de agua hasta que se introduzca dentro del reactor.

Cuando el suelo está preparado, se procede a compactarlo dentro del reactor electroquímico. La finalidad de esta compactación es obtener un material con una densidad seca próxima a la estimada como densidad máxima en el apartado 8.4.2. referente al acondicionamiento del suelo. La compactación se realiza mediante tongadas de altura controlada (5 tongadas de 5 cm de altura). La energía de compactación se transmite al suelo mediante una maza de compactación tipo Army. En la Figura 8.12. se muestra un esquema de las etapas seguidas en el proceso de compactación del suelo en el interior del reactor.



Figura 8.12. Esquema del proceso de compactación del suelo en el interior del reactor electroquímico.

En la Tabla 8.5. se muestran los datos de humedad (W) y densidad seca (ρ_d) consignados y alcanzados al finalizar la etapa de compactación.

Tabla 8.5. Valores de humedad y densidad seca consignados y alcanzados después del proceso de compactación.

	Caolín		Sagra		Mora	
	ρ_d (g cm ⁻³)	W (%)	ρ_d (g cm ⁻³)	W (%)	ρ_d (g cm ⁻³)	W (%)
Valores Consignados	1,50	24	1,45	29	1,65	20
Valores preparados	1,22	23,5	1,21	28,7	1,43	20,8

Se observa que los suelos poseen una humedad muy próxima a la de consigna, aunque las densidades secas obtenidas son inferiores tras el proceso de compactación. Esto es debido a que se aplica una energía de compactación inferior a la utilizada en el estudio de compactación tipo Proctor para prevenir que los reactores quiebren.

A continuación, se procede a implementar la instrumentación de la instalación. El primer paso es la inserción de los pozos de electrolito y los colectores catódicos. Para ello, se indica en el suelo la posición de los pozos de electrolito y con ayuda de un cilindro hueco metálico con un filo cortante en el borde inferior, se perfora el suelo facilitando la introducción de los pozos semipermeables. En la Figura 8.13. se muestran fotografías de las etapas seguidas en el proceso de inserción de los pozos de electrolito.

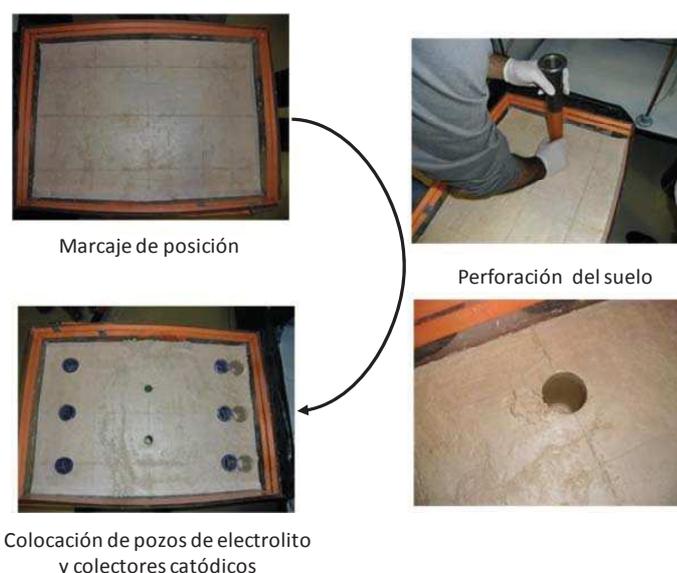


Figura 8.13. Esquema de las etapas seguidas en el proceso de inserción de los pozos de electrolito y colectores catódicos.

Posteriormente, se insertan los tensiómetros, que permitirán analizar la cantidad de agua que posee el suelo en continuo, y termopares para monitorizar la temperatura (Figura 8.14.). Finalmente, se sitúan los controladores de nivel dentro de los pozos de electrolito y se colocan los tubos por donde se realizará la extracción o inyección de fluidos al sistema. En este punto, la planta de remediación electrocinética está lista para operar siguiendo el procedimiento descrito en el apartado 8.3.1.

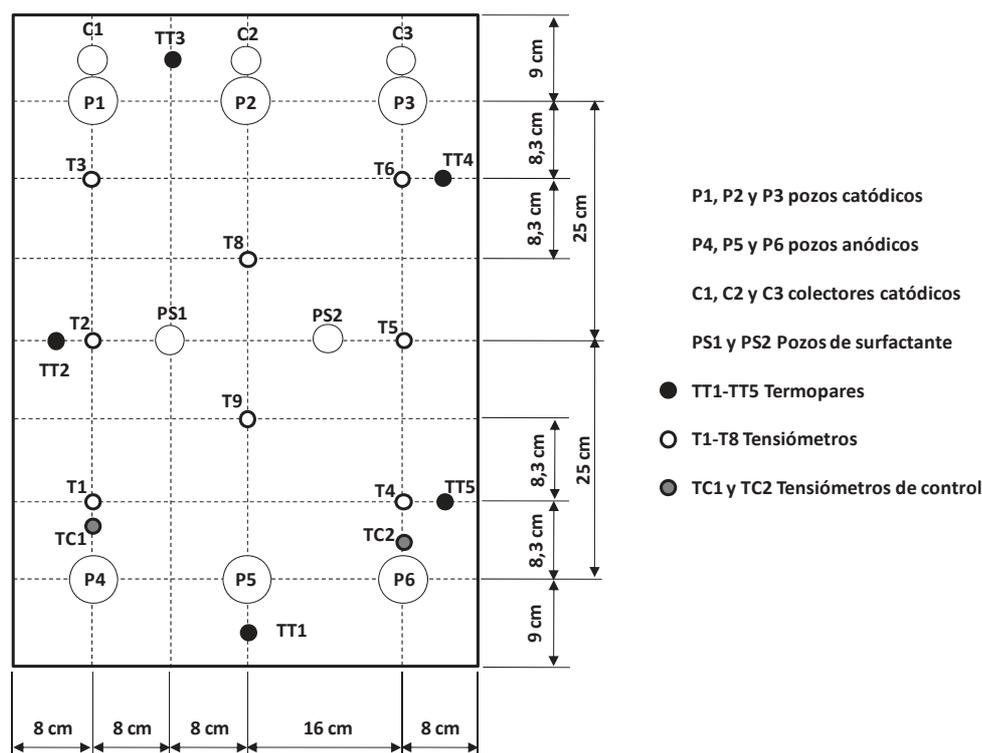


Figura 8.14. Esquema de la instrumentación utilizada en la planta de remediación electrocinética.

8.7. Monitorización del proceso de remediación electrocinética de suelos naturales mejorada con surfactante.

En este apartado se presentan los resultados más relevantes obtenidos en los ensayos preliminares de un proceso de remediación electrocinética mejorada, con dodecil sulfato sódico, de un suelo parcialmente saturado contaminado con fenantreno (PHE). Es importante destacar que la finalidad de este estudio está más centrada en el análisis de los diferentes los fenómenos que tiene lugar en el proceso, que en el proceso en sí de remediación del suelo contaminado.

Se han llevado a cabo tres ensayos similares con los tres suelos de baja permeabilidad seleccionados (Caolín, Sagra y Mora). Aunque los tres suelos tienen una permeabilidad baja son diferentes entre sí, tanto en su composición mineralógica como en su textura. Estas diferencias pueden tener influencia en la evolución de las variables monitorizadas en el presente ensayo.

8.7.1. Análisis de la evolución de los flujos hidráulicos.

En este apartado se evalúan las variaciones de los caudales de entrada y salida de agua al sistema desde un punto de vista dinámico. En las figuras 8.15. y 8.16. se muestra la evolución de dichos caudales en el ensayo de Caolín (Q_e , Caudal de entrada y Q_s , Caudal de salida).

En el sistema existen tres zonas en las que puede producirse una adición de fluido: pozos anódicos, catódicos y de surfactante. En los tres casos, la adición de fluido se realiza con la finalidad de mantener un nivel constante en los pozos.

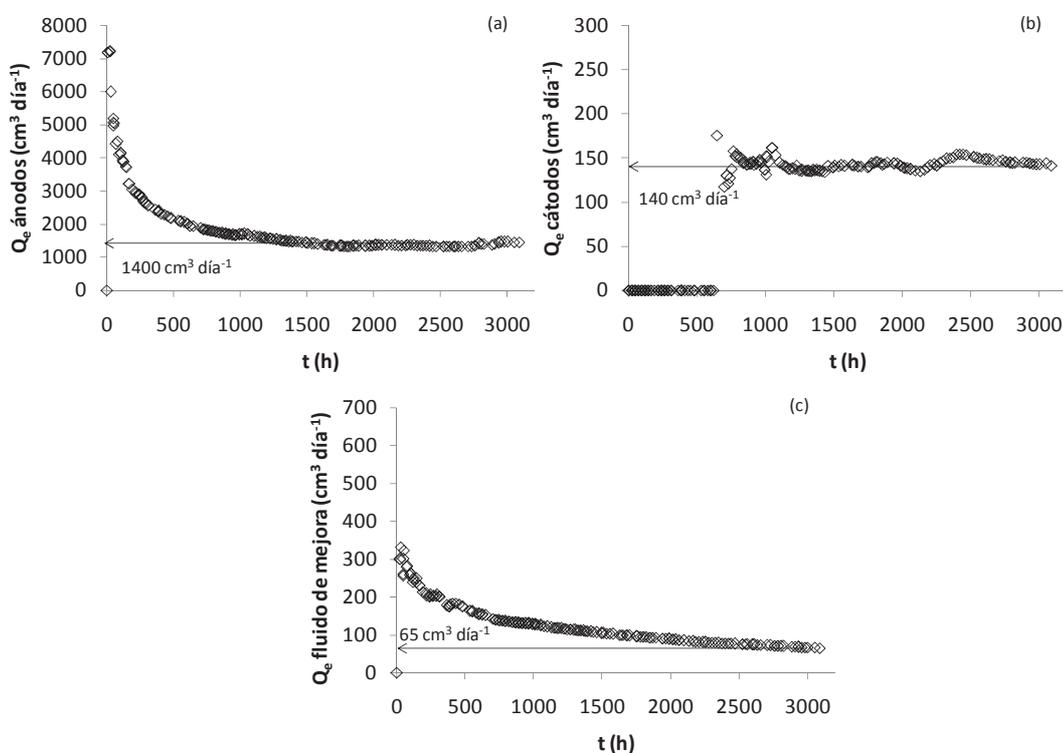


Figura 8.15. Variación de los caudales de entrada de fluidos al sistema, en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Caolín). (a) Pozos anódicos, (b) Pozos catódicos y (c) Pozos de fluido de mejora. Condiciones experimentales: Humedad inicial del suelo: 23,5%; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

Inicialmente, el volumen de los pozos anódicos y de surfactante disminuye rápidamente con el tiempo debido a dos fenómenos: primero, por el proceso de humectación del suelo descrito en el Capítulo 5, en el que la humedad del suelo aumenta progresivamente debido a la tendencia que presentan los suelos parcialmente saturados por retener agua, y segundo, por el transporte de agua generado por electroósmosis hacia los pozos catódicos. Por estas razones, es necesaria la adición de fluido para compensar dichas pérdidas y mantener un nivel constante en estos pozos. Este hecho justifica que los caudales de entrada de fluidos en estos pozos en las primeras horas de experimento sean los más elevados del ensayo (7000 y $300 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$ en los pozos anódicos y de surfactante, respectivamente). A medida que avanza el experimento, dichos caudales descienden hasta estabilizarse en 1400 y $65 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$, aproximadamente. Esta circunstancia sugiere que el suelo cada vez tiene una afinidad menor por retener agua y/o que el flujo horizontal de agua producido por electroósmosis se haya reducido. Además, en la Figura 8.15. (b) se observa cómo a partir de 700 horas es necesaria la adición de agua ($140 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$) en los pozos catódicos para mantener el nivel. Este descenso de nivel podría indicar que el transporte de agua por electroósmosis se reduce, bien por algún fenómeno que esté limitando el desarrollo de los procesos de transporte electrocinético o porque se estén generando otros tipos de flujo que compitan con el electroosmótico.

La salida de fluidos del sistema, como ya se ha comentado, puede producirse en los pozos anódicos por muestreo manual, en los pozos catódicos mediante bombeo del volumen acumulado, o a través del sumidero del reactor electroquímico, fluido debido al flujo por gravedad. El caudal de salida en los pozos anódicos (Figura 8.16. (a)) presenta una tendencia descendente (en los momentos iniciales del ensayo el muestreo es diario y, posteriormente, se reduce a dos muestras por semana).

Las hipótesis formuladas anteriormente relacionadas con el descenso del flujo horizontal de agua transportada por electroósmosis, pueden confirmarse observando la evolución del caudal de agua transportada y acumulada en los colectores catódicos (Figura 8.16. (b)), que presenta un descenso progresivo con el tiempo.

Por último, señalar que, pasadas las 1000 horas de ensayo, se observa un caudal de salida de agua por gravedad ($510 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$) que debe de estar relacionado con la permeabilidad del suelo (Figura 8.16.(c)). Teniendo en cuenta que el suelo tiene un

grado de saturación elevado, se puede asumir que la permeabilidad del suelo es igual al flujo por gravedad. Conocida la superficie del suelo ($0,35 \text{ m}^2$), es posible realizar una determinación aproximada de la permeabilidad del suelo tratado, obteniéndose un valor del orden de 10^{-8} m s^{-1} . Este valor de permeabilidad es típico de suelos poco permeables compuestos por mezclas de limos y arcillas (Tabla 2.1.), hecho que concuerda con la textura del suelo tratado.

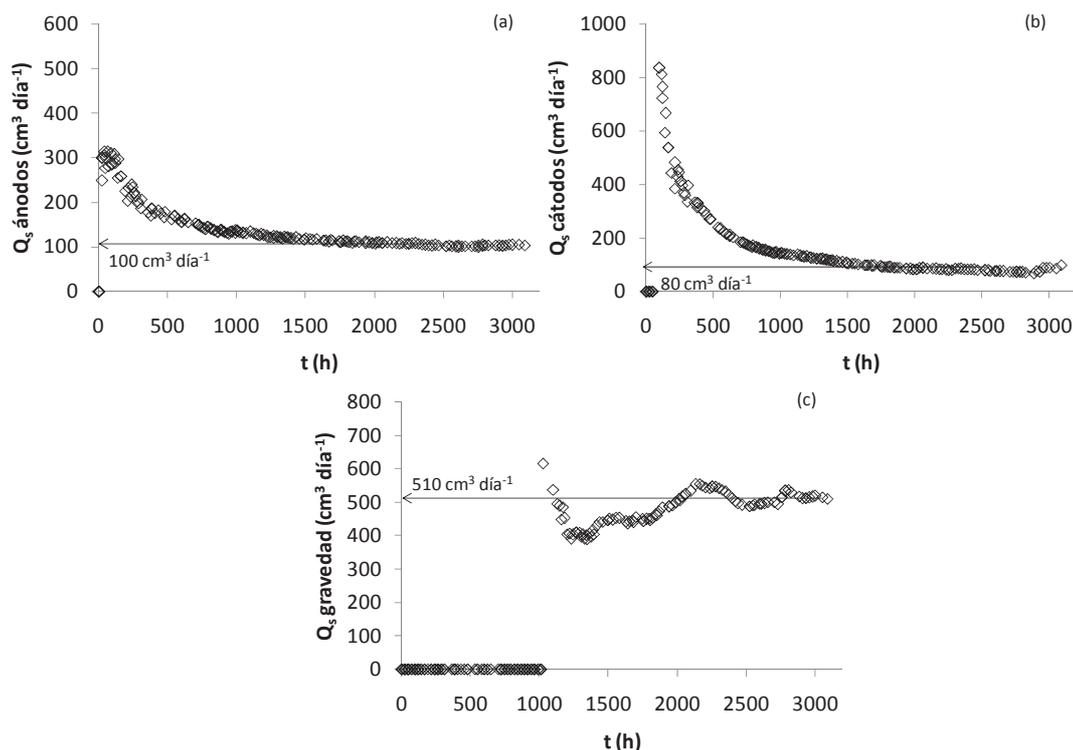


Figura 8.16. Variación de los caudales de salida de fluidos al sistema, en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Caolín). (a) Pozos anódicos, (b) Pozos catódicos y (c) flujo por gravedad. Condiciones experimentales: Humedad inicial del suelo: 23,5%; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

Además, hay que tener en cuenta que el reactor electroquímico utilizado en estos ensayos está abierto a la atmosfera y, por tanto, las pérdidas de agua del sistema por evaporación pueden ser importantes. En este ensayo se ha estimado, mediante el cierre del balance de agua del sistema, un caudal de evaporación de $915 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$, muy superior al obtenido por transporte electroosmótico. En este momento es preciso señalar que los flujos por gravedad y por evaporación son muy importantes para tiempos

superiores a 1500 h. Estos dos tipos de flujos no han sido observados en los ensayos realizados en los capítulos anteriores, bien porque los reactores empleados eran sistemas cerrados o por la escala de tiempos empleada.

A continuación, en las figuras 8.17. y 8.18. se muestra la evolución de los caudales de entrada y salida de fluido al sistema, respectivamente, en el ensayo realizado con el suelo Mora.

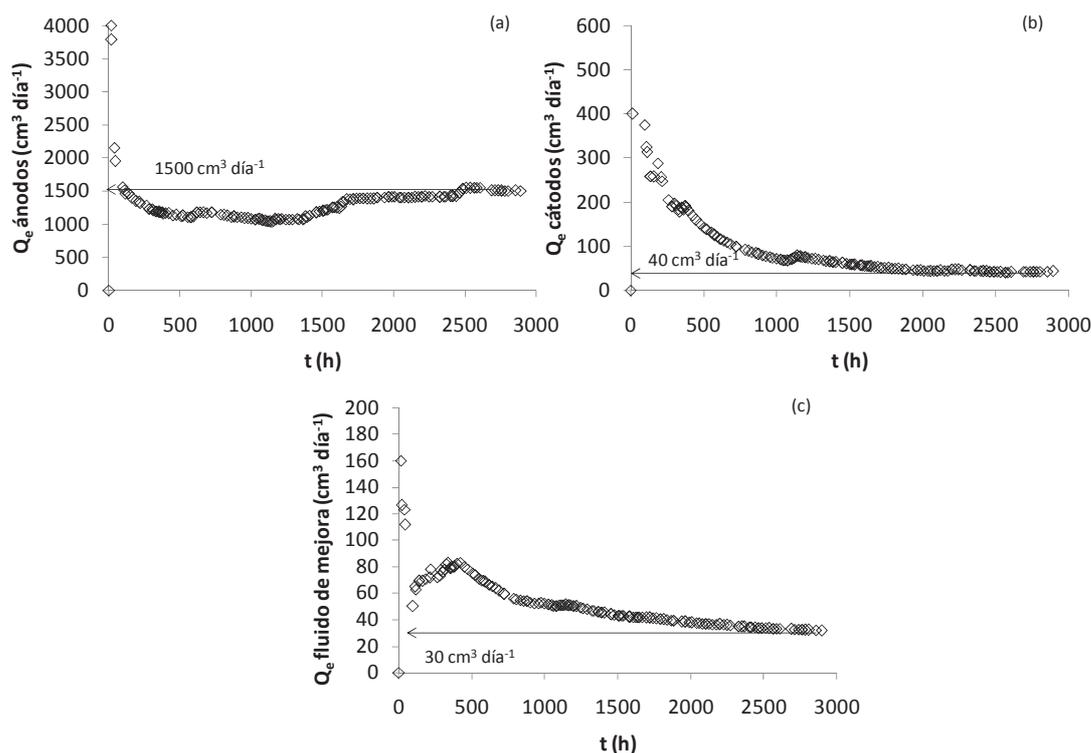


Figura 8.17. Variación de los caudales de entrada de fluidos al sistema, en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Mora). (a) Pozos anódicos, (b) Pozos catódicos y (c) Pozos de fluido de mejora. Condiciones experimentales: Humedad inicial del suelo: 20%; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

En la Figura 8.17. se observa que en el suelo Mora, la adición de agua en los pozos anódicos es del mismo orden de magnitud que en el ensayo anterior, si bien, en este caso, el caudal de entrada de agua se estabiliza más rápidamente en valores comprendidos entre 1400 y $1500 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$. La adición de surfactante para mantener constante el nivel del pozo es inferior al observado en el ensayo con Caolín, estabilizándose en un valor de $30 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$. Por otro lado, la evolución del caudal de entrada en los pozos catódicos es totalmente diferente. Inicialmente, es necesario la adición de agua para mantener su nivel. A medida que avanza el ensayo, los pozos de

electrolito mantienen su nivel sin necesidad de añadir un gran volumen de agua, de ahí que el caudal de entrada de agua en los pozos catódicos sea inferior ($40 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$) en comparación con el observado en el ensayo con Caolín ($140 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$).

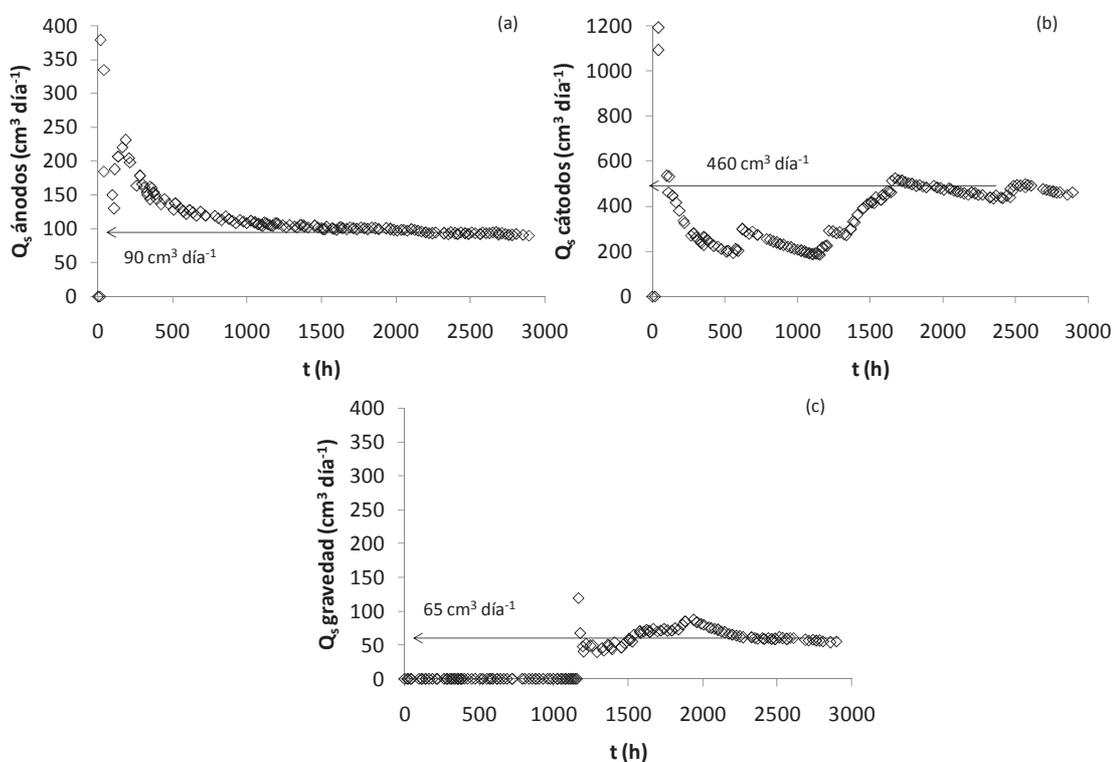


Figura 8.18. Variación de los caudales de salida de fluidos al sistema, en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Mora). (a) Pozos anódicos, (b) Pozos catódicos y (c) Pozos de fluido de mejora. Condiciones experimentales: Humedad inicial del suelo: 20%; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

De la evolución de los caudales de salida (Figura 8.18.) se debe destacar que en este experimento se obtiene un caudal de salida de agua en los pozos catódicos muy superior al del ensayo anterior, lo que indica que en este suelo está favorecido el proceso electrocinético de electroósmosis. Este hecho puede ser debido, principalmente, a que se trate de un suelo con un permeabilidad inferior y, por lo tanto, los flujos electrocinéticos predominan frente a los verticales generados por gravedad. A partir de las 1250 h de ensayo, se observa un caudal obtenido por gravedad del orden de $65 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$ (Figura 8.18 (c)), un orden de magnitud inferior al obtenido en el ensayo de Caolín. Este dato confirma que el suelo de Mora es más impermeable que el de Caolín. Al igual que en el ensayo anterior, es posible realizar una rápida estimación de la permeabilidad del suelo, obteniéndose un valor del orden de 10^{-9} m s^{-1} , valor típico de

suelos impermeables bien estructurados compuestos por arcillas homogéneas (Tabla 2.1.), hecho que está en concordancia tanto con la textura del suelo tratado como con las evoluciones de los flujos hidráulicos evaluados. Por último, señalar que el flujo estimado por evaporación es del mismo orden del obtenido en el ensayo realizado con caolinita ($930 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$).

A continuación, en las figuras 8.19. y 8.20. se muestra la evolución de los caudales de entrada y salida de fluido al sistema, respectivamente, en el ensayo realizado con el suelo Sagra.

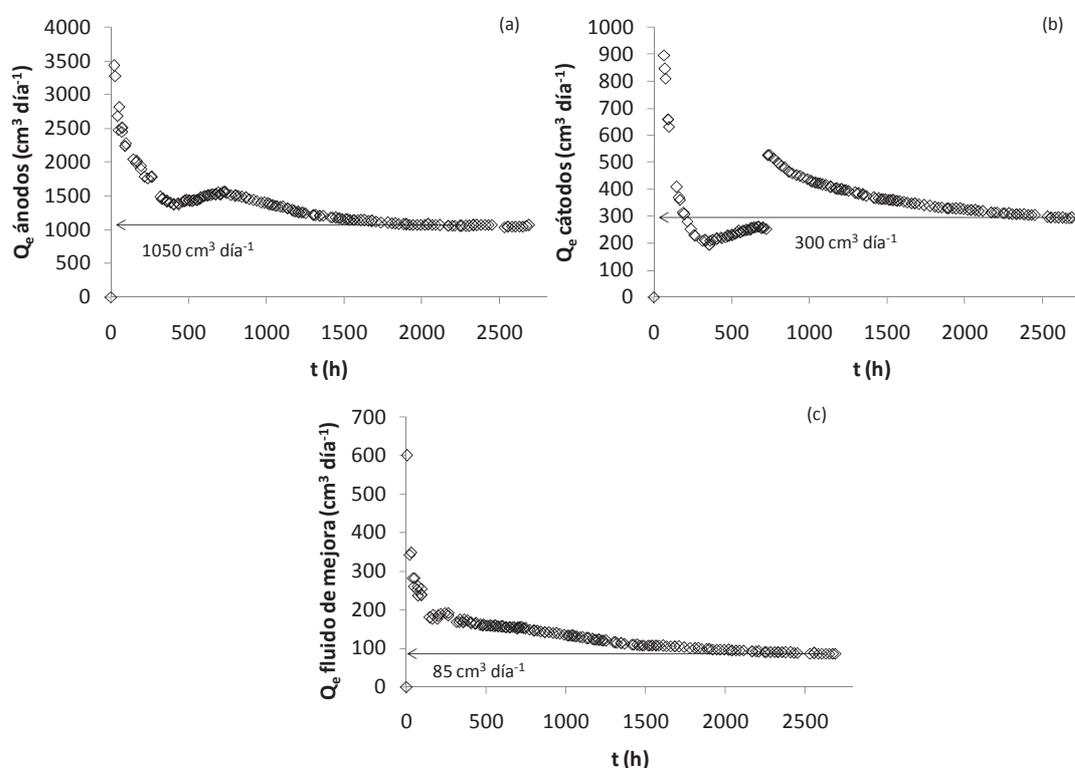


Figura 8.19. Variación de los caudales de entrada de fluidos al sistema, en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Sagra). (a) Pozos anódicos, (b) Pozos catódicos y (c) Pozos de fluido de mejora. Condiciones experimentales: Humedad inicial del suelo: 29%; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

Se observa que el caudal de entrada de fluidos en los pozos anódicos y de surfactante (Figura 8.19. (a) y (c)) presentan una tendencia similar a la ya observada en los dos ensayos anteriores (figuras 8.15. y 8.17.). Sin embargo, el caudal de entrada de agua en los pozos catódicos (Figura 8.19. (b)) es muy superior al obtenido en los

ensayos con Caolín y Sagra. La tendencia obtenida muestra dos puntos de inflexión en la evolución del caudal, el primero de ello a las 350 horas, donde se observa un descenso del nivel de los pozos catódicos, circunstancia que coincide con la aparición de un alto caudal por gravedad (Figura 8.20. (c)). El segundo cambio tiene lugar a las 750 h, donde se observa un aumento brusco del caudal de inyección de agua en cátodos, debido a un fallo eléctrico que afectó a las electroválvulas encargadas de la adición de fluido en los pozos catódicos. Este suceso también es visible en un aumento del caudal por gravedad (Figura 8.20. (c)).

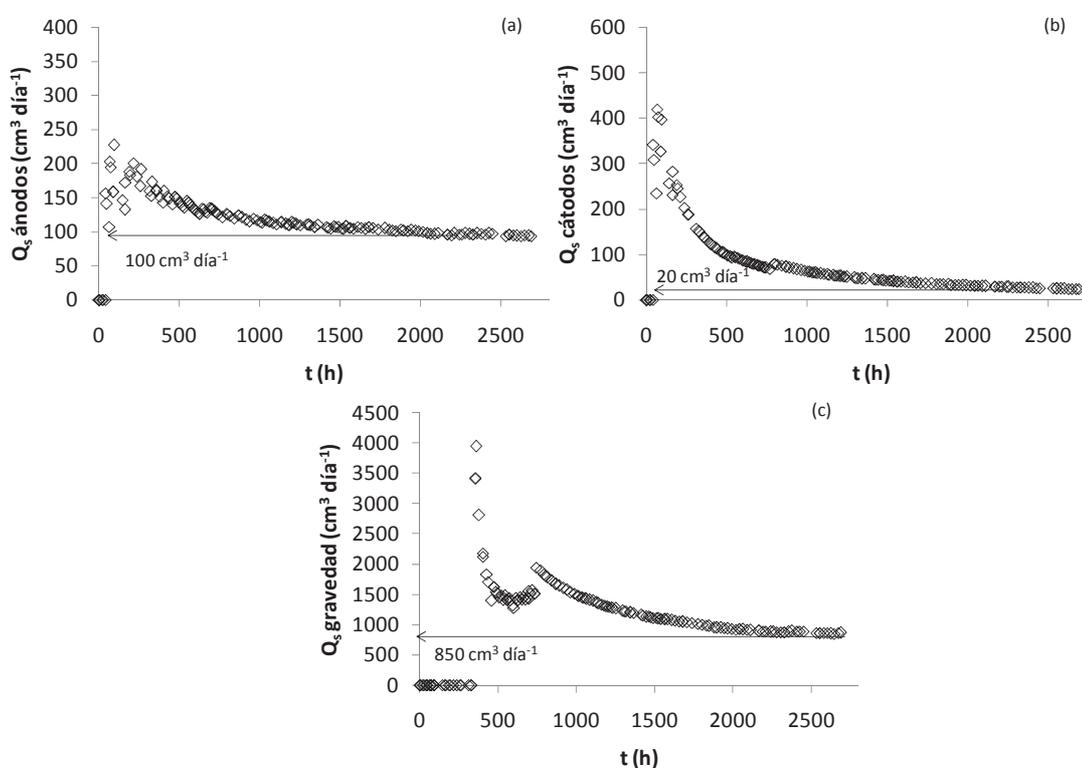


Figura 8.20. Variación de los caudales de salida de fluidos del sistema, en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Sagra). (a) Pozos anódico, (b) Pozos catódicos y (c) flujo por gravedad. Condiciones experimentales: E_z , 1 V cm^{-1} ; Humedad inicial del suelo, 29%; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

Analizando la evolución de los caudales de salida, se observa que la salida de agua en los pozos catódicos es muy inferior al obtenido en ensayos anteriores. Sin embargo, las pérdidas de agua por gravedad son del orden de $850 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$, superiores a las obtenidas en el ensayo de Caolín ($510 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$) y Mora ($65 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$), lo que

indicaría que este suelo es más permeable que el Caolín. Esta hipótesis no concuerda con las características del suelo, ya que el suelo de Sagra contiene una fracción de arcillas superior al Caolín y debería tener una permeabilidad más baja. Por tanto, el incremento del flujo obtenido por gravedad no debe de estar relacionado con la permeabilidad del suelo sino con otros fenómenos. Es importante señalar que a las 48 horas de iniciar el ensayo con el suelo Sagra se produce un agrietamiento superficial del suelo, debido al secado de la capa de suelo en contacto con la atmósfera. Para solucionar este problema, se humedeció el suelo mediante contacto con un geotextil humedecido previamente. Tras 48 horas, las grietas superficiales desaparecen y se restableció la humedad inicial. Un esquema del procedimiento seguido se muestra en la Figura 8.21. Posteriormente, se adiciona una capa superficial de arena a la que se le adiciona agua periódicamente con el objetivo de minimizar un secado superficial del suelo generado por pérdidas de agua por evaporación. El flujo de evaporación estimado en este ensayo es de $465 \text{ cm}^3 \text{ día}^{-1}$, inferior al obtenido en los otros ensayos, lo que pone de manifiesto que en este ensayo han disminuido las pérdidas por evaporación.

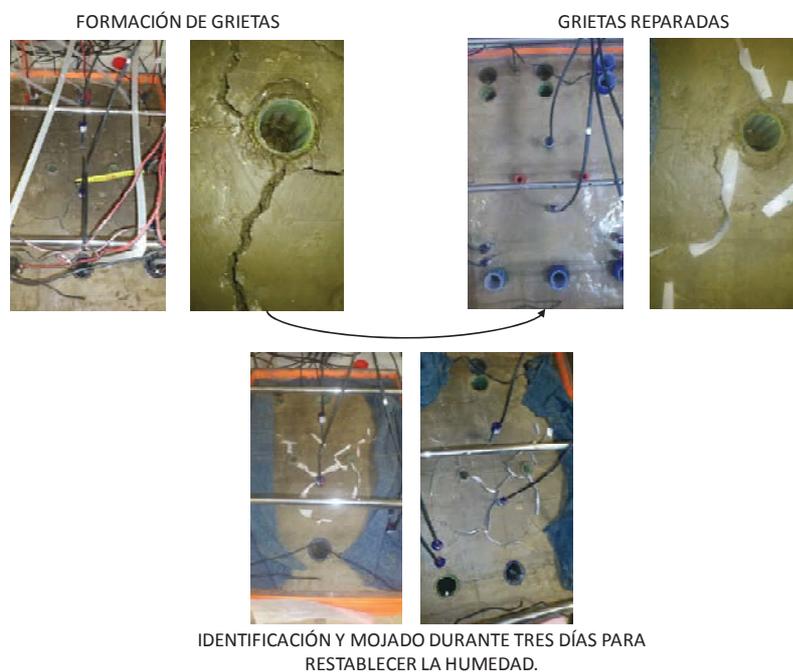


Figura 8.21. Esquema de formación y reparación de grietas en el ensayo de remediación electrocinética realizado con suelo Sagra.

El problema operativo relacionado con la formación de grietas superficiales en el suelo podría haberse extendido a todo el volumen del suelo tratado, produciéndose la formación de caminos preferenciales y generándose flujos verticales que podrían ser mucho más importantes que el flujo electroosmótico (flujo horizontal). Estas circunstancias podrían explicar las tendencias observadas en la Figura 8.20.

Para comprobar esta hipótesis, se ha calculado el índice de poros y el grado de saturación del suelo medios, correspondientes al inicio y al final del ensayo (Tabla 8.6).

El índice de poros (e) indica la relación existente entre el volumen de huecos y el volumen de sólido y se calcula mediante la Ecuación 8.1.

$$e = \frac{\text{Volumen}_{\text{huecos}}}{\text{Volumen}_{\text{sólido}}} = \frac{\rho_s}{\rho_d} - 1 \quad 8.1$$

donde ρ_s es la densidad de las partículas sólidas (2,6-2,7 g cm⁻³) y ρ_d la densidad seca del suelo.

El grado de saturación (S_r) se expresa mediante el cociente del volumen de agua contenido en el suelo entre el volumen de huecos y puede obtenerse empleando la Ecuación 8.2.

$$S_r = \frac{\text{Volumen}_{\text{agua}}}{\text{Volumen}_{\text{huecos}}} = \frac{W \cdot \rho_s}{e \cdot \rho_w} \quad 8.2$$

donde ρ_w es la densidad del agua y W la humedad del suelo.

Tabla 8.6. Valores de densidad seca, humedad, índice de poros y grado de saturación del suelo Sagra obtenidos al inicio y final del ensayo de remediación electrocinética.

	Caolín		Sagra		Mora	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
ρ_s (g cm ⁻³)	1,25	0,91	1,21	0,83	1,43	1,39
W (%)	23,50	39,45	28,7	33,80	20,80	23,22
e	1,17	1,91	1,19	2,19	0,85	0,91
S_r (%)	53,13	54,67	63,91	40,85	64,61	67,88

Se puede observar que el grado de saturación del suelo de Sagra se reduce considerablemente. Una reducción del grado de saturación puede indicar dos sucesos: que disminuya el volumen de agua contenido en el suelo, o bien que aumente el volumen de huecos. En este caso el volumen de agua ha aumentado del 28,7 al 33,8 %, por lo tanto, la reducción de S_r debe de estar relacionado con un aumento del volumen de huecos dentro del suelo que es consistente con el incremento en el índice de poros observado. Todos estos aspectos justifican la aparición de una porosidad secundaria en el suelo generada por la formación de grietas internas. Asimismo, el hecho que el grado de saturación (S_r) haya descendido un 22% es consistente con los altos flujos verticales obtenidos (Figura 8.20. (c)).

A modo comparativo, se puede observar que en los otros suelos las variaciones observadas en la humedad (cantidad de agua) y en el índice de poros son proporcionales, lo que explica que el S_r prácticamente se haya mantenido constante en ambos ensayos.

A continuación, se muestran la evolución de la señal de succión medida por el conjunto de tensiómetros insertados en el suelo en el ensayo de Sagra (Figura 8.22.)

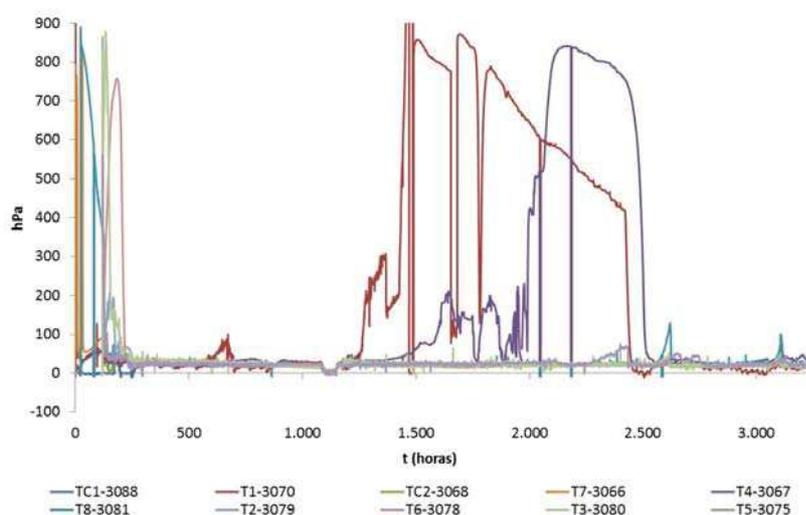


Figura 8.22. Variación la succión del suelo (Sagra) en un proceso de remediación electrocinética. Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

Se observa que al inicio del experimento y en el intervalo de 1250 a 2500 horas, aunque varios tensiómetros presentan una medida de succión estable (no hay cambios

significativos en la cantidad de agua que contiene el suelo), los tensiómetros T1 y T4 presentan unos cambios bruscos en la succión que indican un descenso del S_r (consistente con la justificación de la formación del agrietamiento interno del suelo). Estos análisis permiten concluir que la maqueta de suelo de Sagra ha sufrido cambios importantes en su estructura y que los fenómenos que han podido tener lugar durante este ensayo son totalmente impredecibles debido al desconocimiento de la heterogeneidad creada en este suelo. Por tanto, el ensayo realizado con este suelo se descarta en la discusión realizada a continuación.

En la Figura 8.23. se muestran las medidas de succión obtenidas en los ensayos con Caolín y Mora.

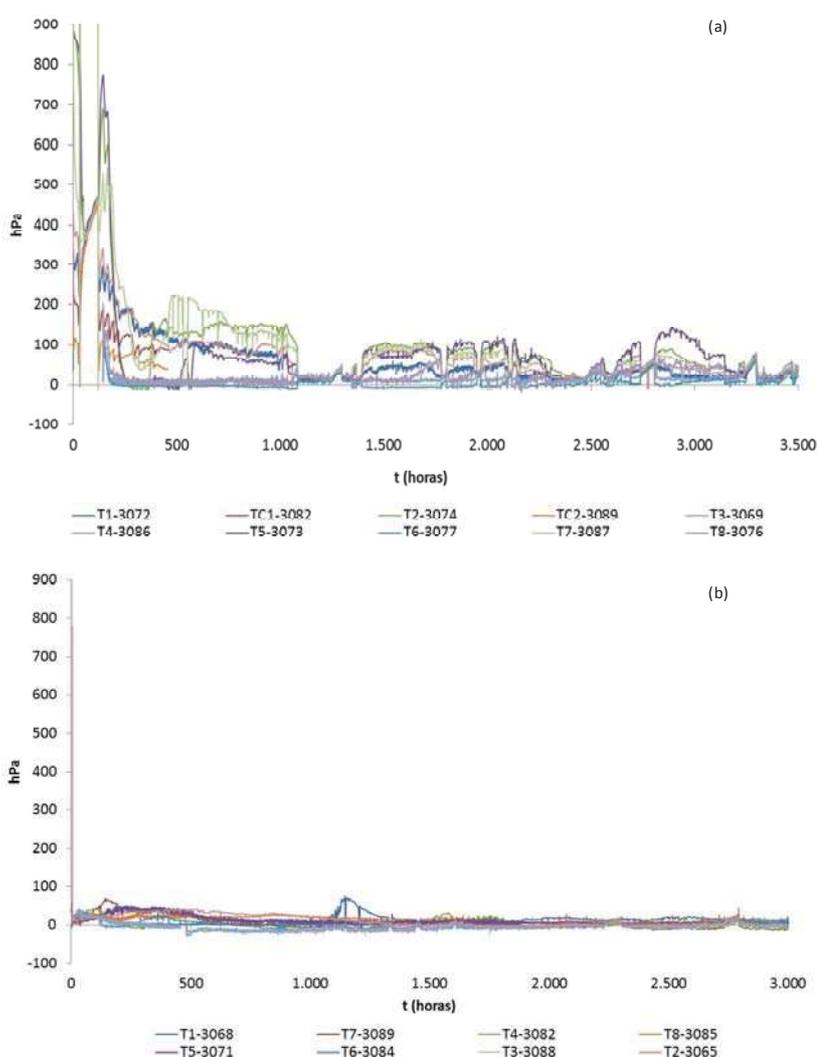


Figura 8.23. Variación la succión de los suelos (a) Caolín y (b) Mora, en un proceso de remediación electrocinética. Condiciones experimentales: E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

Las succiones obtenidas en ambos casos son muy bajas, y tienden a estabilizarse en valores cercanos a cero, lo que indica que los suelos tienen un grado de saturación elevado. En este punto, es preciso señalar que en un trabajo paralelo (Pradillo, 2012) realizado en el Departamento de Ingeniería Civil de la E.T.S. de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos de la UCLM, se han determinado los parámetros experimentales que permiten definir la humedad del suelo en función de la succión que presente dicho material (curvas de retención). Los valores de succión obtenidos son consistentes de acuerdo con parámetros estimados y la humedad del suelo (Pradillo, 2012) y permiten concluir que los flujos de agua en el suelo alcanzan un estado pseudoestacionario en los dos ensayos realizados, generando una estabilidad hidráulica en el sistema en la escala de tiempo utilizada.

Por último, se ha analizado la humedad al inicio y al final de los ensayos. En la Figura 8.24. se muestran los mapas de humedad iniciales y finales obtenidos en los ensayos de los suelos de Caolín y Mora.

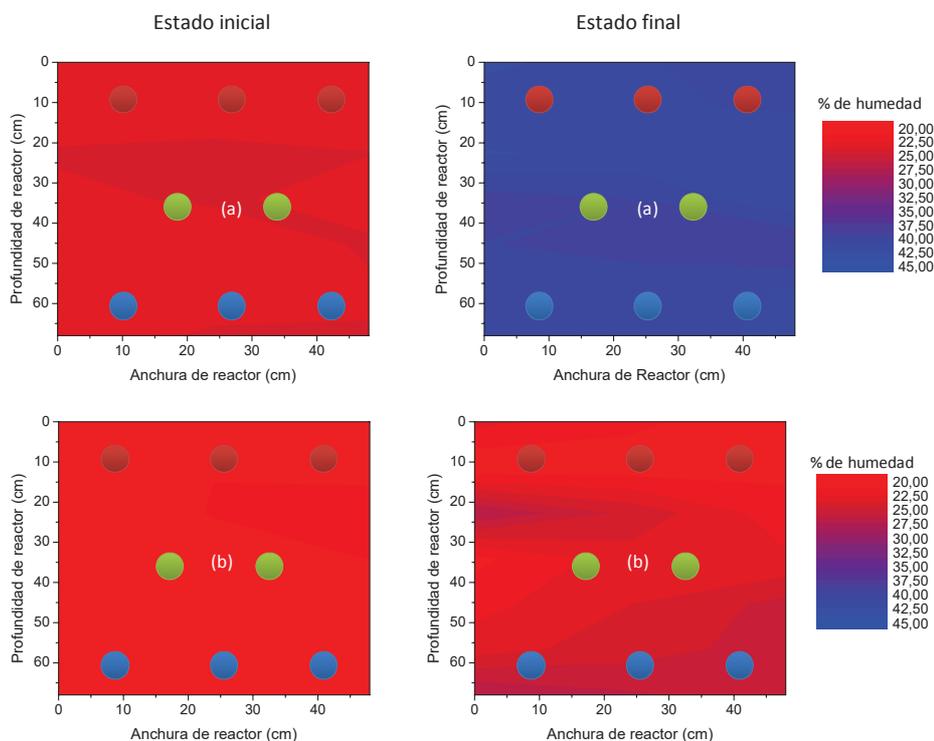


Figura 8.24. Mapas de humedad inicial y final en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad ((a) Caolín y (b) Mora). ● Pozos anódicos, ● Pozos catódicos y ● Pozos de fluido de mejora. Condiciones experimentales: $E_z: 1 \text{ V cm}^{-1}$; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

Inicialmente, el Caolín tiene una humedad del 23,5 %, aproximadamente, y se incrementa hasta un 40% en todo el volumen de suelo, lo que pone de manifiesto que el sistema es bastante uniforme. Sin embargo, el grado de saturación se ha mantenido constante durante todo el experimento en un valor del 54%, lo que indica que el incremento del contenido de agua en este suelo ha producido un hinchamiento y un aumento de la porosidad y, por tanto, disminuye la densidad seca del suelo (Tabla 8.6.).

En el experimento con el suelo Mora, se observa que la humedad ha aumentado ligeramente de 20 a 24%, uniformemente por todo el suelo, lo que concuerda con los datos observados en las medidas de los tensiómetros. En este caso, el grado de saturación también ha aumentado ligeramente, indicando que el agua se encuentra ocupando huecos del suelo existentes desde el inicio, no habiéndose producido un hinchamiento como en el caso del Caolín.

8.7.2. *Análisis de la evolución de la intensidad de la corriente eléctrica y la energía eléctrica aplicada.*

En este apartado se analiza la evolución de la intensidad de la corriente eléctrica generada en el sistema y de la energía suministrada al suelo durante el ensayo. La energía suministrada se calcula mediante la Ecuación 8.3., donde I es la intensidad de corriente eléctrica, E el potencial eléctrico aplicado y V_{suelo} el volumen de suelo tratado.

$$Energía\ aplicada = \int \frac{I \cdot E}{V_{suelo}} dt \quad 8.3$$

En la Figura 8.25. se muestra la evolución de la intensidad de la corriente eléctrica y de la energía aplicada en el ensayo realizado con Caolín a lo largo de los 4 meses de experimento.

Se observa que la intensidad de la corriente eléctrica presenta un rápido incremento inicial, alcanzando un máximo de 0,85 A a las 150 horas de ensayo. Estos valores son superiores a los obtenidos en los ensayos realizados a escala de laboratorio, lo que indica que esta instalación presenta una resistencia eléctrica menor a las utilizadas en el Capítulo 6. A medida que avanza el ensayo, la intensidad de la corriente eléctrica comienza a descender hasta estabilizarse en valores cercanos a 0,2 A, para

tiempos superiores a 1500 h, valor similar a la intensidad de la corriente eléctrica observada al inicio del ensayo. El descenso observado es muy brusco y puede estar relacionado con algún proceso secundario que esté limitando el desarrollo de los procesos electrocinéticos involucrados en el tratamiento.

Por otro lado, se observa que la energía eléctrica aplicada, lógicamente, tiene una tendencia ascendente y alcanza un valor de 450 kWh m^{-3} . La evolución observada no es lineal porque depende de la intensidad de la corriente eléctrica, y este parámetro varía con el tiempo al operar en modo potenciostático.

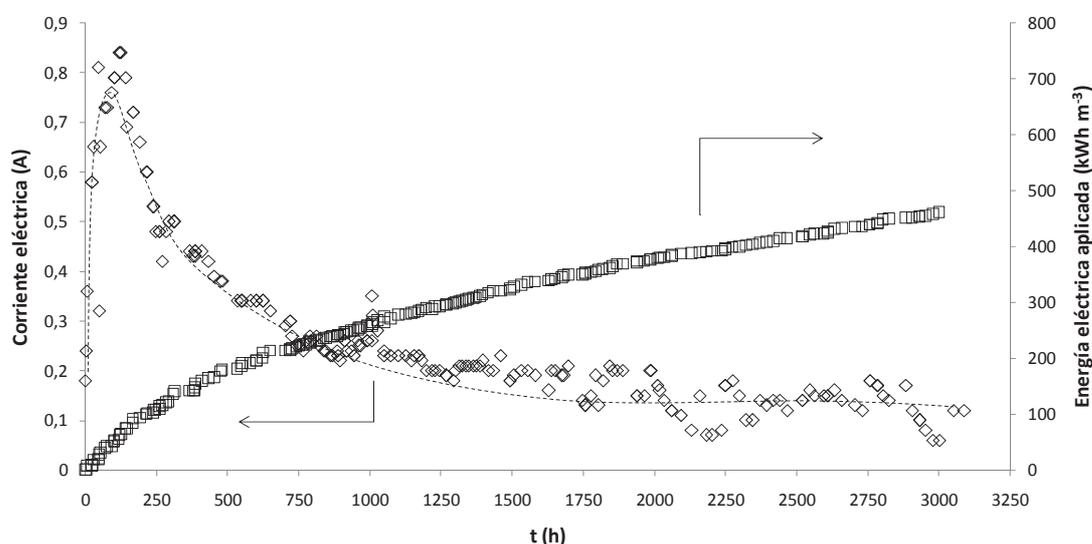


Figura 8.25. Variación de (\diamond) la intensidad de corriente eléctrica y de (\square) la energía eléctrica aplicada en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Caolín). Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: $550 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

En la Figura 8.26. se muestra la variación de la intensidad de la corriente eléctrica y energía aplicada en el ensayo con el suelo Mora.

La evolución de la intensidad de la corriente eléctrica coincide con la ya observada en el ensayo realizado con Caolín, por lo que se puede suponer que los procesos que se están llevando a cabo en los dos ensayos se desarrollan independientemente del suelo utilizado y están afectando al sistema de forma similar. En este caso, el máximo de corriente alcanzado es de $0,5 \text{ A}$, y la fase de descenso y

estabilización de la corriente es más suave que en el ensayo de Caolín. La energía aplicada en el ensayo con Mora es ligeramente superior a la aplicada en el ensayo con Caolín (535 kWh m^{-3}).

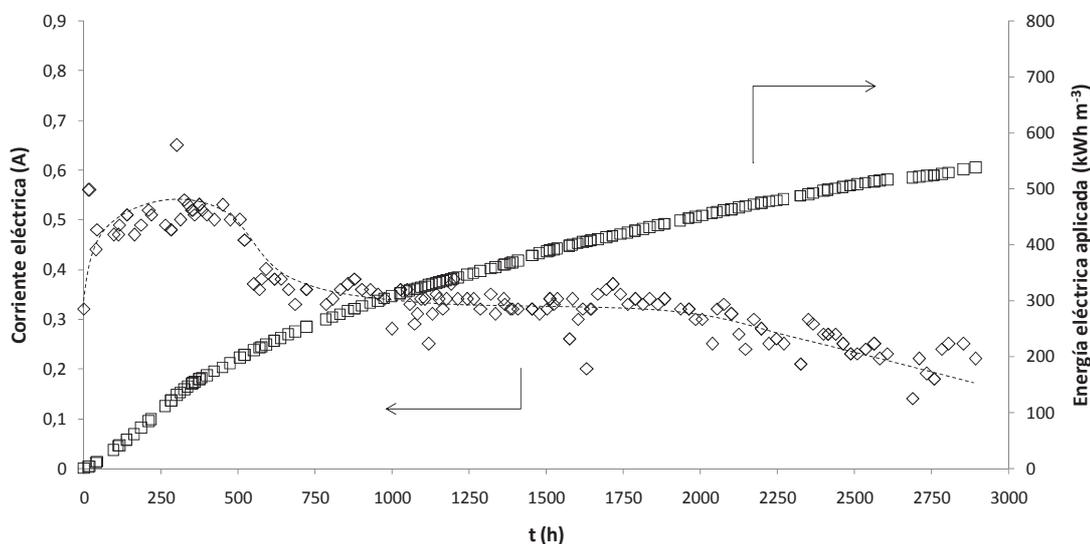


Figura 8.26. Variación de (\diamond) la intensidad de corriente eléctrica y de (\square) la energía eléctrica aplicada en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Mora). Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: $550 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

8.7.3. Análisis de la evolución de la temperatura del suelo

En este apartado se analiza la evolución de la temperatura en el suelo. La monitorización de esta variable se ha realizado mediante una captación automatizada de los datos obtenidos por termopares insertados en el suelo a una profundidad media (10 cm desde la superficie).

En la Figura 8.27. se muestran los mapas de temperatura obtenidos a diferentes tiempos en el ensayo realizado con Caolín.

Se observa un calentamiento progresivo del suelo a medida que avanza el experimento desde, una temperatura media inicial de $19 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta una final de $25 \text{ }^\circ\text{C}$. Asimismo, independientemente del calentamiento, se observa la aparición de un gradiente de temperaturas con máximos cercanos a $30 \text{ }^\circ\text{C}$ en las zonas cercanas a los pozos catódicos.

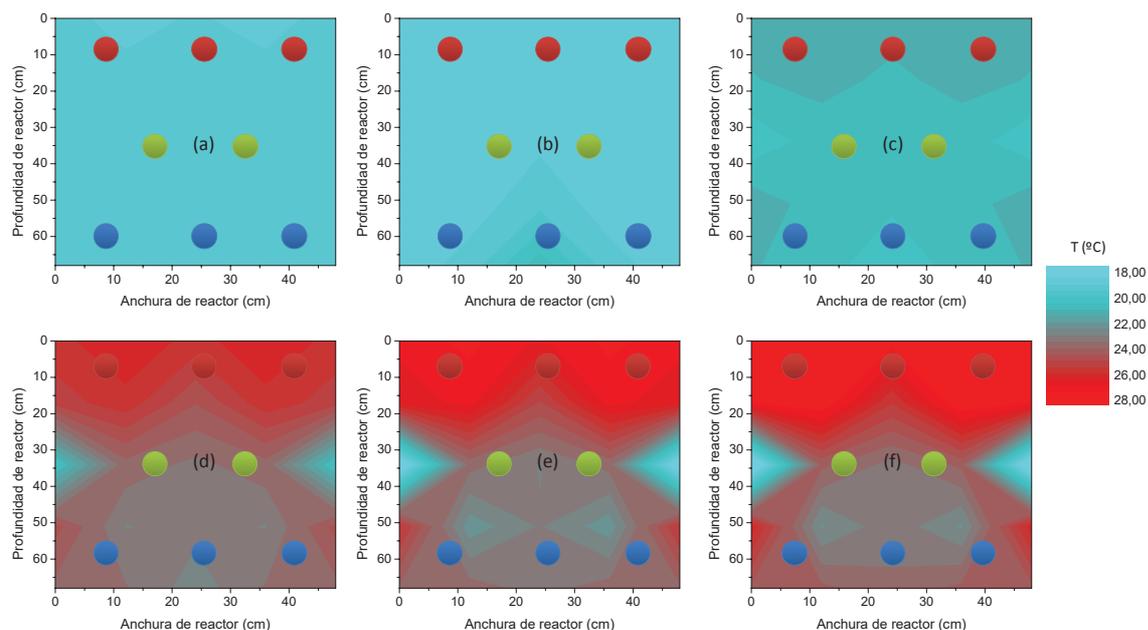


Figura 8.27. Mapas térmicos obtenidos en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Caolín). ● Pozos anódicos, ● Pozos catódicos y ● Pozos de fluido de mejora. Condiciones experimentales: Tiempo de ensayo : (a) 100 h, (b) 700 h, (c) 1300 h, (d) 1900 h, (e) 2500 h, (c) 3100 h. Nivel de contaminación: $550 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

En la Figura 8.28. se muestran los mapas de temperatura obtenidos en el ensayo obtenido con suelo Mora.

En este caso, se produce también un aumento considerable de la temperatura desde 19 a $28 \text{ }^\circ\text{C}$, aproximadamente. Aunque a diferencia del ensayo realizado con Caolín, este suelo se calienta mucho más rápido (se registra un aumento de $10 \text{ }^\circ\text{C}$ en las primeras 1650 horas de experimento). Además, se puede apreciar que el incremento térmico producido es más homogéneo y no se obtienen perfiles de temperatura tan marcados como en el ensayo anterior.

Este aumento de temperatura puede ser consecuencia de las caídas óhmicas generadas en el sistema, debido a las resistencias eléctricas que presentan los electrodos, elementos conductores y, principalmente, el propio suelo. En un proceso de remediación electrocinética de suelos parcialmente saturados, la resistencia eléctrica del suelo es la más importante ya que está directamente relacionada con el nivel de hidratación del suelo. Por lo tanto, no toda la potencia suministrada al sistema da origen a la generación de una corriente eléctrica, sino que una importante fracción es disipada

en forma de calor (Saichek y Reddy, 2005), sobre todo en las zonas cercanas a los electrodos, tal y como se muestra en las Figura 8.27.

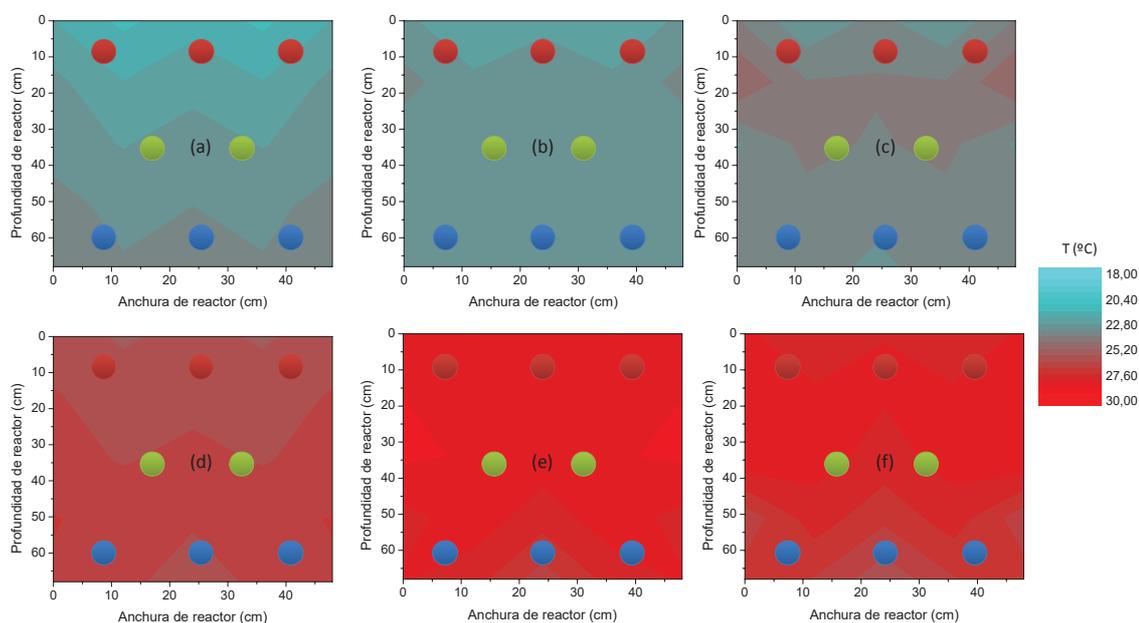


Figura 8.28. Mapas térmicos obtenidos en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Mora). ● Pozos anódicos, ● Pozos catódicos y ● Pozos de fluido de mejora. Condiciones experimentales: Tiempo de ensayo : (a) 100 h, (b) 550 h, (c) 1100 h, (d) 1650 h, (e) 2200 h, (c) 2800 h. Nivel de contaminación: $550 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

Es importante señalar que es en estos ensayos donde por primera vez se realiza un seguimiento de este parámetro, ya que en los apartados anteriores, la escala de las instalaciones experimentales y la duración de los experimentos hacían que los cambios en la temperatura no fueran significativos.

8.7.4. Análisis de la evolución del pH del sistema

En este apartado se ha analizado la evolución del pH de las corrientes de salida del sistema así como del propio suelo ensayado.

La Figura 8.29. muestra la evolución del pH del electrolito contenido en los pozos catódicos y anódicos en el ensayo realizado con Caolín.

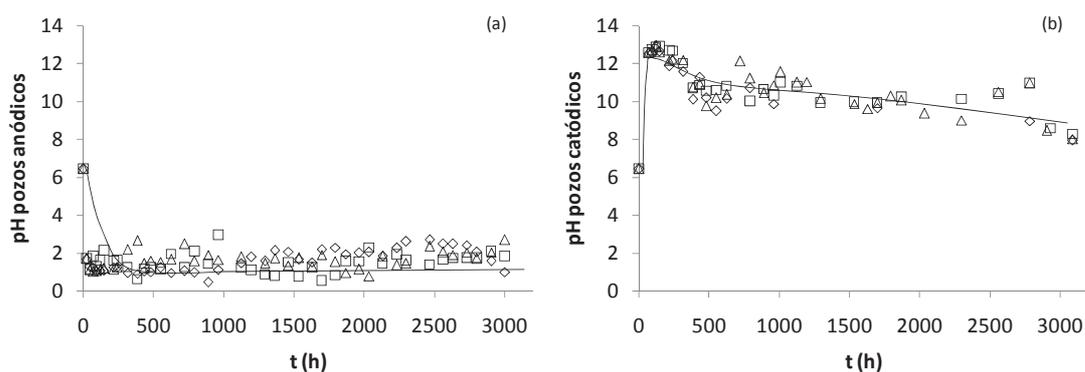


Figura 8.29. Variación del pH en (a) los pozos anódicos y en (b) los catódicos, en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Caolín). \diamond Pozo izda., \square Pozo central, Δ Pozo dcha. Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: $550 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

Se observa que existe dispersión en los datos obtenidos individualmente en cada uno de los pozos. Por ello, con el objetivo de obtener una tendencia más uniforme se ha representado el promedio de las muestras obtenidas, al mismo tiempo de experimentación, en los pozos anódicos y catódicos. Asimismo, se ha analizado el pH de la corriente obtenida por gravedad en cada uno de los ensayos realizados (Figura 8.30.).

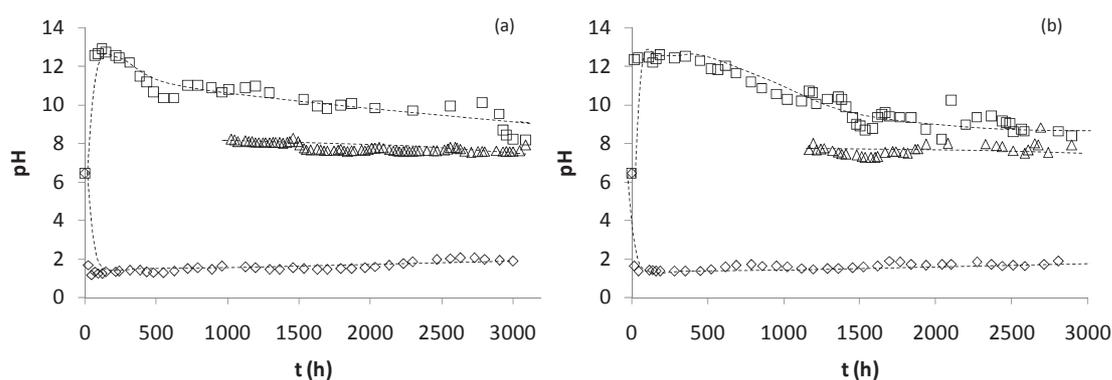


Figura 8.30. Variación del pH promedio de los electrolitos contenidos en (\diamond) los pozos anódicos, (\square) los catódicos y en (Δ) el fluido obtenido por gravedad, en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad ((a) Caolín, (b) Mora). Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: $550 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

La evolución observada en el pH de los electrolitos es similar, independientemente del tipo de suelo ensayado. Inicialmente existe un cambio brusco de pH, alcanzando valores extremos cercanos a 1 en el anolito y 12 en el catolito. Tal y como se ha comentado en el apartado 7.4.1 de la presente memoria, estos cambios de pH están asociados a la generación de protones e iones hidroxilo en el proceso de electrolisis que tiene lugar en los pozos de anódicos y catódicos, respectivamente. Por otro lado, se observa que el pH del fluido recogido por gravedad está cercano a 8, ya que este agua es la resultante del conjunto de aguas que provienen de todo el volumen del suelo (ácidas y básicas).

Desde un punto de vista dinámico, el pH del anolito, desciende rápidamente y prácticamente se mantiene constante durante todo el ensayo sin superar valores de pH cercanos a 2, lo que indica que la concentración de protones en el anolito no varía significativamente. Sin embargo, el pH del catolito presenta una subida muy pronunciada al inicio y, posteriormente, desciende hasta alcanzar prácticamente un valor constante de pH. Este descenso de pH podría ser debido a que tengan lugar otras reacciones electroquímicas en la superficie catódica o bien que se estén desarrollando otros procesos en los que se consuman iones hidroxilo, como por ejemplo la precipitación y/o complejación de sales o metales.

En la Figura 8.31. se muestra una fotografía de un electrodo nuevo y un electrodo usado como cátodo, y la zona correspondiente a los pozos catódicos en el ensayo de Mora, tras 2800 h de ensayo.

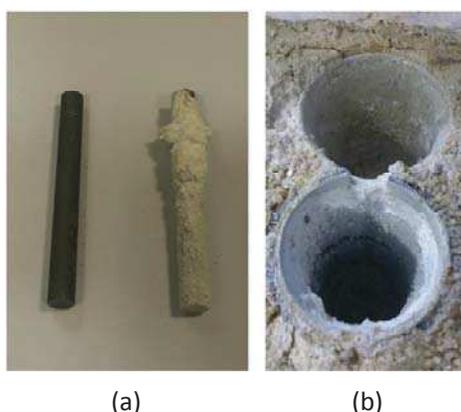


Figura 8.31. Depósitos de carbonatos en (a) cátodos y (b) pozos catódicos en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad (Mora).

Se puede observar que tanto en la superficie del electrodo como en las paredes de los pozos catódicos se han formado depósitos blancos. El análisis de esta sustancia confirma que son depósitos de carbonato originados por la combinación de los iones hidroxilo y los bicarbonatos presentes en el suelo. Dichos depósitos también se forman en el ensayo de Caolín pero en menor medida, lo que está en concordancia con un mayor descenso del pH del catolito, una vez alcanzado el valor máximo, en el ensayo de Mora, respecto del ensayo de Caolín (hasta un valor de pH de 9 y 10, respectivamente).

Los depósitos de carbonatos tienen una alta resistencia eléctrica, por lo que incrementan significativamente la resistencia global del sistema (Cañizares y col. 2007) y pueden ser los causantes del descenso y estabilización de la corriente eléctrica observado anteriormente (figuras 8.25. y 8.26.) y, como consecuencia, del descenso significativo del transporte de agua por electroósmosis. En principio, este problema podría solucionarse planteando una inversión periódica de la polaridad del sistema, con el objetivo de reducir el pH de la superficie electródica y disolver los carbonatos. Sin embargo, los carbonatos se formarían en los nuevos pozos catódicos ya que el pH de los electrolitos cambia muy rápidamente tal y como se observa en la Figura 8.30. Por lo tanto, para minimizar la formación de carbonatos sería necesaria la adición de otro fluido de mejora que fuera capaz de neutralizar los iones OH^- y así, reducir la formación de este precipitado (control de pH en el catolito).

Asimismo, tanto los protones como los iones hidroxilo son atraídos por los electrodos de signo contrario y movilizados mediante electromigración iónica. Este transporte genera dos frentes de pH a través del suelo, tal y como se ha comprobado en el apartado 7.4.1.

Idealmente, en un suelo donde los protones y los iones hidroxilo migraran libremente, los frentes de pH se neutralizarían en una zona intermedia entre la línea de pozos catódicos y anódicos. Sin embargo, esta suposición no se observa en los datos experimentales. Esto puede ser explicado teniendo en cuenta que la magnitud en que se desplazan ambos frentes presenta una fuerte dependencia con los diferentes procesos físico-químicos en los que pueden verse involucrados tanto los protones como los iones hidroxilo. Principalmente, estos procesos son la disolución de precipitados para el caso de los protones, la precipitación de metales para el caso de los iones hidroxilo y el intercambio iónico para ambos (Figura 8.32.).

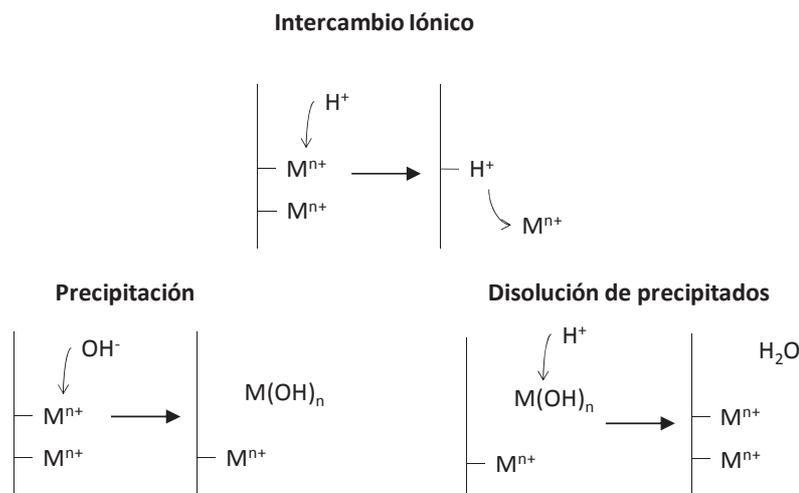


Figura 8.32. Procesos de influencia en la movilización de los frentes de pH generados en un proceso de remediación electrocinética de suelos.

En la Figura 8.33. se muestran los mapas finales de pH en dos dimensiones a tres alturas diferentes, correspondientes a capas de suelo de 8 cm de espesor (capa superficial, media e inferior).

En el ensayo con el suelo Caolín se observa que la zona de neutralización se encuentra cercana a los pozos catódicos, a 40 cm de la línea de pozos anódicos, lo que indica que el frente ácido aborda un mayor volumen de suelo. Por lo tanto, ninguno de los procesos comentados anteriormente está interfiriendo en la migración de los protones hacia los pozos catódicos.

En el ensayo con el suelo Mora, a diferencia que en el ensayo con Caolín, parece que el frente básico se desplaza más fácilmente, hecho que está en relación con un mayor descenso de pH en el catolito (Figura 8.30. (b)). Asimismo, la zona cercana a los pozos catódicos presenta un pH más básico que en el ensayo de Caolín, circunstancia que favorece la masiva formación de depósitos de carbonatos en esta zona del suelo (Figura 8.34.).

Estos resultados ponen de manifiesto la importancia del tipo de suelo empleado en el tratamiento, ya que debido a su composición, estructura interna, etc., los procesos químicos, electroquímicos y electrocinéticos que tiene lugar en el suelo se desarrollarán de manera diferente.

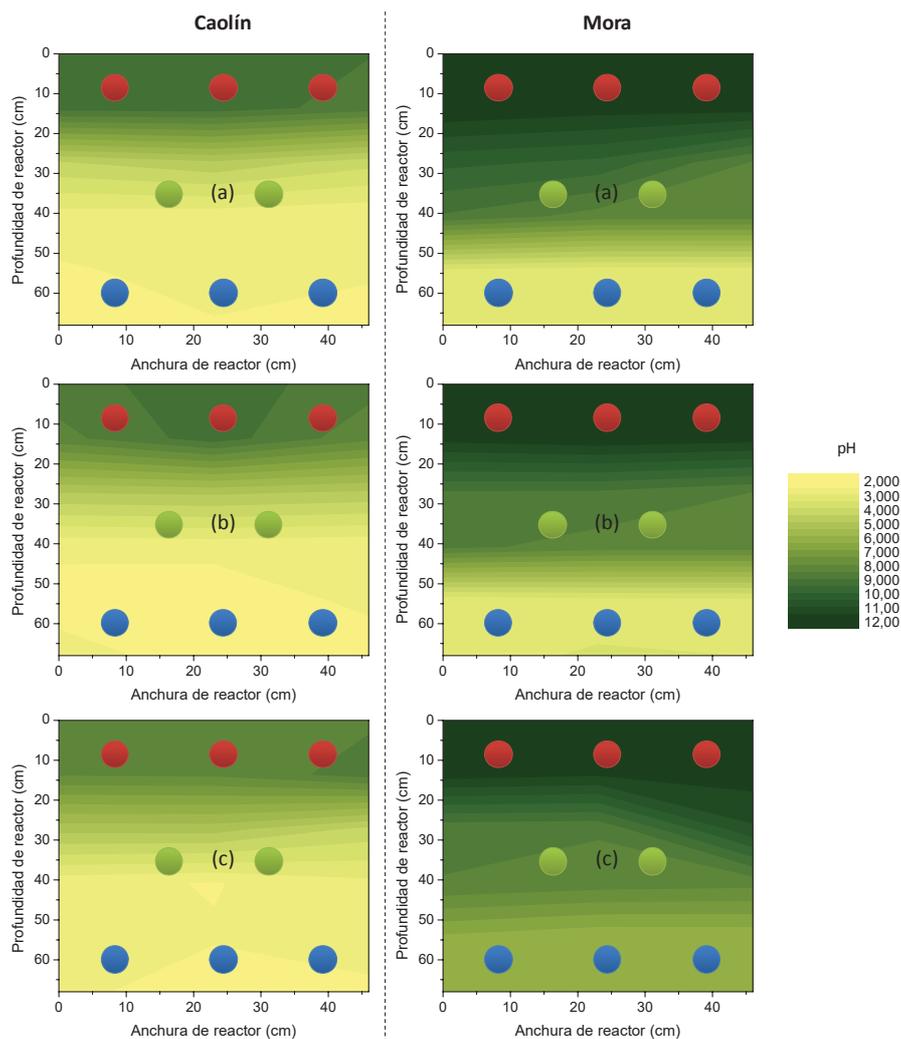


Figura 8.33. Mapas de pH obtenidos en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad. ●Pozos anódicos, ●Pozos catódicos y ●Pozos de fluido de mejora. (a) capa superficial, (b) capa media, (c) capa inferior. Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: $550 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} ; Tiempo de ensayo: Caolín: 3100 h, Mora: 2800 h.



Figura 8.34. Depósitos de carbonatos en la zona comprendida entre los pozos de inyección de surfactante y los pozos catódicos en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad (Mora).

8.7.5. Análisis de la evolución de la conductividad del sistema

En este apartado se ha analizado la evolución de la conductividad de las corrientes de salida del sistema así como del propio suelo ensayado.

En la Figura 8.35. se muestra la evolución de la conductividad de las muestras obtenidas en los pozos catódicos, anódicos y por gravedad, en los dos ensayos realizados.

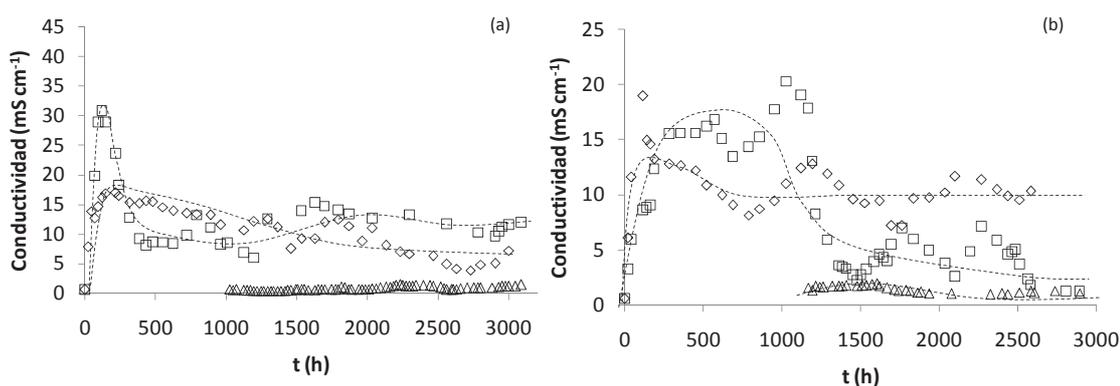


Figura 8.35. Variación del pH promedio de los electrolitos contenidos en (◇) los pozos anódicos, (□) los catódicos y en (Δ) el fluido obtenido por gravedad, en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad ((a) Caolín, (b) Mora). Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: 550 mg PHE kg⁻¹; E_z: 1 V cm⁻¹; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l⁻¹.

Inicialmente, en los dos ensayos se observa un incremento brusco de la conductividad. Dicho incremento se corresponde con un aumento de la concentración iónica en los electrolitos por la generación de protones e iones hidroxilo. A medida que avanzan los experimentos, la evolución de la conductividad en el anolito y catolito son diferentes. La conductividad del anolito se mantiene prácticamente constante en un intervalo de 10 a 15 mS cm⁻¹, mientras que la conductividad del catolito desciende en mayor medida, fundamentalmente en el suelo Mora, donde se alcanzan valores inferiores a 5 mS cm⁻¹ a partir de las 1250 h de ensayo. Esta tendencia indica un descenso de la concentración iónica en estos pozos, que puede estar producido bien por un consumo de iones hidroxilo en otros procesos como los descritos en la Figura 8.32. (intercambio iónico, precipitación, formación de carbonatos, etc.) o bien porque los procesos electrocinéticos que permiten movilizar especies iónicas hacia el catolito se

estén desarrollando en menor medida. Ambas suposiciones están en concordancia con la evolución descendente observada en la intensidad de corriente (figuras 8.25 y 8.26.) y en el pH (Figura 8.30.). Por otro lado, se observa que la conductividad del fluido obtenido por gravedad es del orden de $1,5 \text{ mS cm}^{-1}$, lo que indica que la concentración iónica de esta corriente no es tan elevada debido principalmente a que está formada por una mezcla de aguas ácidas (derivadas de la zona anódica) y básicas (provenientes de la zona catódica) y su pH está cerca a la neutralidad.

En la Figura 8.36. se muestran los mapas en dos dimensiones de conductividad de los suelos ensayados, en las tres capas muestreadas.

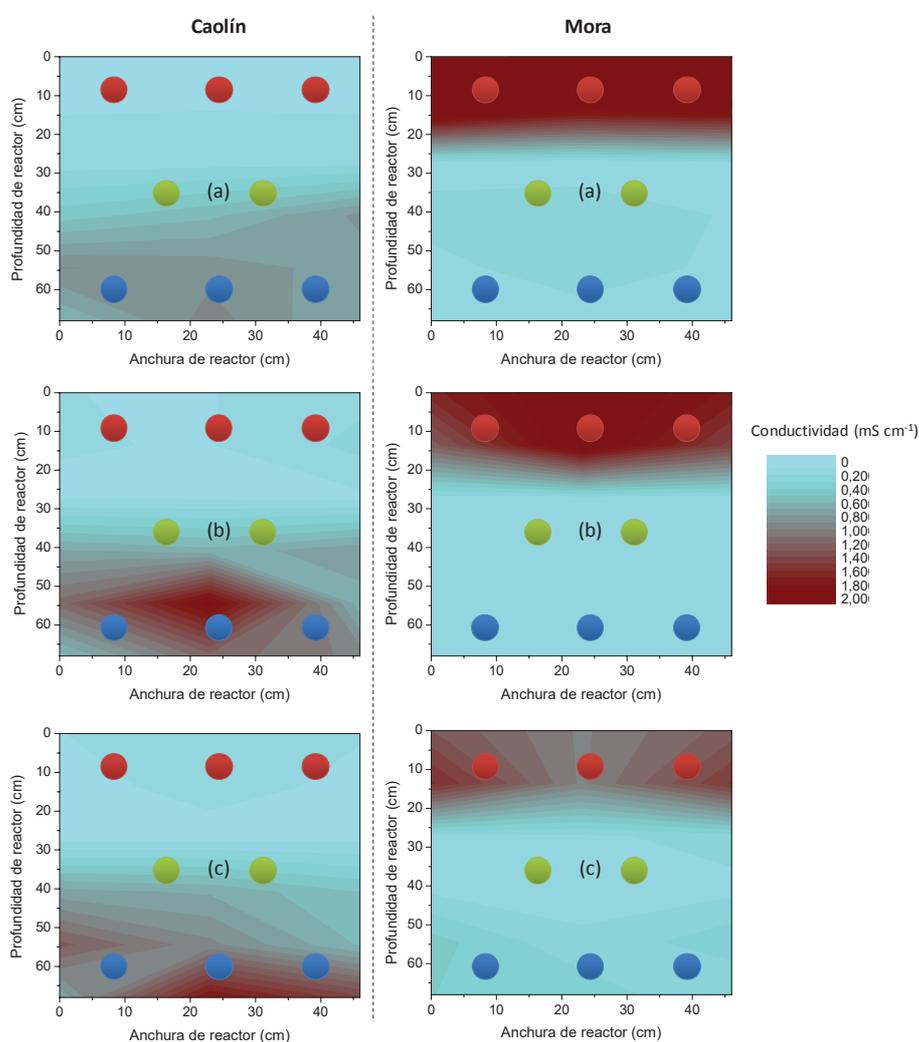


Figura 8.36. Mapas de conductividad obtenidos en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad. ●Pozos anódicos, ●Pozos catódicos y ●Pozos de fluido de mejora. (a) capa superficial, (b) capa media, (c) capa inferior. Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: $550 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} ; Tiempo de ensayo: Caolín: 3100 h, Mora: 2800 h.

Se puede apreciar que existe un gradiente de conductividad en los dos suelos estudiados, resultados que están en concordancia con los observados en los mapas de pH. En el ensayo con Caolín, los valores más altos de conductividad se encuentran en la zona cercana a los pozos anódicos. Estos perfiles de conductividad pueden estar relacionados con la propagación del frente ácido desde los pozos anódicos a los catódicos. Por el contrario, en el experimento con el suelo Mora los valores más altos se encuentran en la zona catódica, lo que está relacionado con el pH extremadamente básico (pH 10-12) observado en esa porción de suelo (Figura 8.33.).

8.7.6. Análisis de la evolución de la concentración de surfactante.

En este apartado se estudia la movilización del surfactante utilizado como fluido de mejora a través del suelo. En los dos ensayos realizados se ha empleado una disolución de 10 g l^{-1} de dodecil sulfato sódico (SA). El fluido de mejora se adiciona al sistema en dos pozos situados en una posición intermedia entre la línea de ánodos y cátodos, con la finalidad de que pueda ser transportado hacia ambos pozos de electrolito, tal y como se ha observado en el Capítulo 7 de esta memoria.

En la Figura 8.37. se muestra la concentración de SA en las corrientes de salida del sistema en los ensayos realizados con suelos de baja permeabilidad: Caolín y Mora.

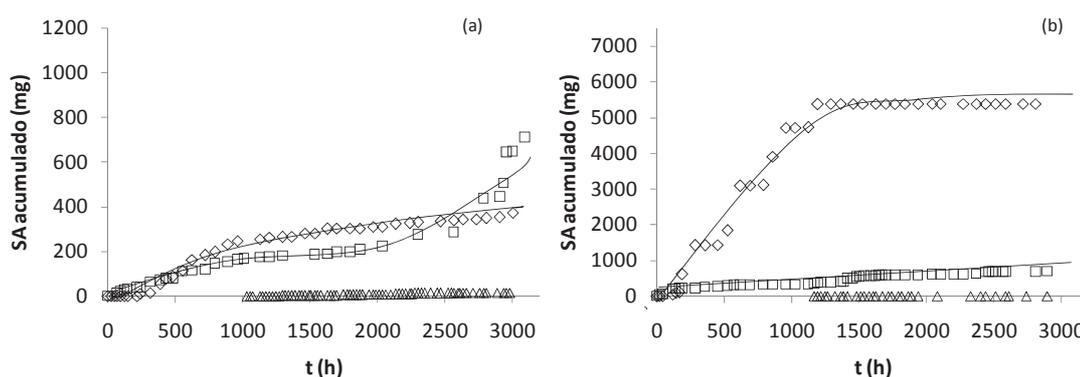


Figura 8.37. Variación de la masa de SA acumulada en □ catolito, ◇ anolito y △ corriente generada por gravedad, en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad ((a) Caolín y (b) Mora). Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: $550 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

En el ensayo de Caolín (Figura 8.37 (a)) se observa una acumulación de SA en catolito y anolito de 700 y 400 mg, respectivamente, tras 3000 horas de ensayo. La corriente obtenida por gravedad presenta una cantidad de SA despreciable.

En el ensayo con suelo Mora (Figura 8.37 (b)), la acumulación de SA observada en los pozos catódicos es prácticamente lineal y superior a la obtenida en Caolín (950 mg de SA). En el suelo Mora el flujo horizontal de agua hacia los pozos catódicos está favorecido y, por tanto, es posible arrastrar una mayor cantidad de SA hacia los cátodos. En los pozos anódicos se genera una acumulación de SA muy superior, alcanzando 5500 mg aproximadamente a las 1100 h de ensayo. A partir de este momento, el transporte de SA hacia estos pozos se detiene, hecho que puede estar relacionado con el descenso de la corriente eléctrica observado (apartado 8.7.2). Asimismo, estas circunstancias indican que el transporte de SA en el suelo de Mora se produce en mayor medida por electromigración, mientras que en el suelo de Caolín el arrastre por electroósmosis y la electromigración consiguen movilizar cantidades similares de surfactante.

En general, las cantidades de surfactantes acumuladas en las corrientes de salida son bajas en comparación a la cantidad total de surfactante introducido en el sistema, del orden de 80.000 y 40.000 mg en el caso del ensayo con suelo Caolín y con suelo Mora, respectivamente. Esta circunstancia sugiere que la mayor parte de surfactante todavía no ha llegado a los pozos de electrolito y se encuentra acumulada en el suelo.

En la Figura 8.38. se muestra el mapa de concentración de SA en el suelo a la finalización de ambos ensayos. Es importante puntualizar que los gradientes observados se encuentran pixelados debido a que la resolución de los mapas está limitada a un muestreo de 15 puntos.

En el mapa correspondiente al ensayo de Caolín se observa un gradiente de concentración de SA muy marcado. Los valores más elevados (2000 mg kg^{-1}) se encuentran en la zona intermedia, cercana a los pozos de inyección, descendiendo esta concentración al acercarse a los pozos de electrolito. Este perfil de concentraciones puede ser debido principalmente a que, en la escala de tiempos empleada, no ha llegado a distribuirse homogéneamente por todo el volumen del suelo o a que gran parte del surfactante está quedando retenido en el propio suelo. Por otro lado, se puede apreciar que en la zona cercana a los pozos de electrolito, la concentración de SA es muy

inferior, aún así se observa que se ha desplazado ligeramente hacia los pozos anódicos y catódicos, apreciándose una dispersión similar hacia ambos pozos.

A diferencia del ensayo anterior, en el ensayo con suelo Mora no se observa un gradiente de concentración tan marcado. Existe dos zonas con una concentración más elevada (600 mg kg^{-1}) correspondientes con el suelo cercano a los pozos de inyección de surfactante. La zona comprendida entre los pozos de inyección y los pozos catódicos presenta una concentración ligeramente superior a la del suelo cercano a la zona anódica. Esto puede ser debido a que el surfactante movilizad hacia los pozos anódicos durante las primeras 1100 h es alto y, por tanto, la acumulación del SA en esta zona es menor que en la zona catódica.

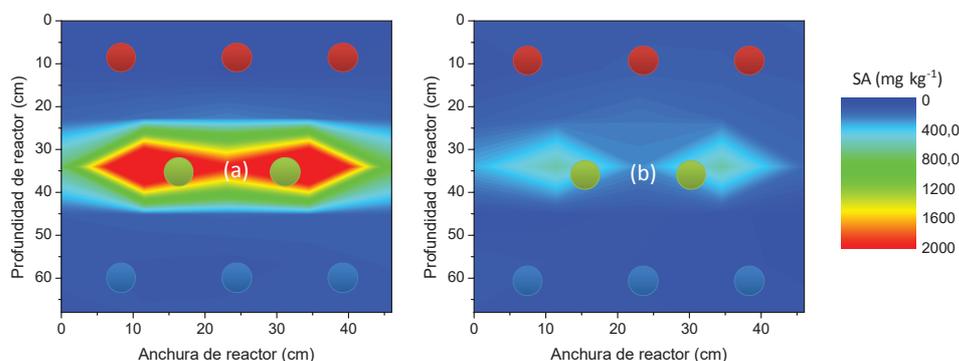


Figura 8.38. Mapa de concentración de SA obtenido en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad (caolín). ● Pozos anódicos, ● Pozos catódicos y ● Pozos de fluido de mejora. Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: $550 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} ; Tiempo de ensayo: Caolín: 3100 h, Mora: 2800 h.

Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de la naturaleza del suelo y la necesidad de realizar experimentos a escala bancada y piloto, antes de llevar a cabo ensayos a escala real.

Por último, es importante indicar el aumento de concentración de surfactante que se produce durante el ensayo dentro de los pozos de inyección, concentrándose en las paredes de dichos pozos, dando un aspecto gelatinoso (Figura 8.39.). Este hecho puede estar motivado principalmente por dos causas: en primer lugar, la adición de surfactante puede ser excesiva, llegando a saturar la zona de suelo cercana a los pozos de inyección

y como consecuencia, favoreciendo el transporte de agua de los pozos de inyección hacia el suelo (este problema podría solucionarse realizando una adición de surfactante a pulsos, evitando así la elevada concentración de SA en los alrededores de los pozos de inyección), en segundo lugar, una pérdida de agua significativa por evaporación favorecería, asimismo, el proceso de concentración del SA en el interior de los pozos de inyección.

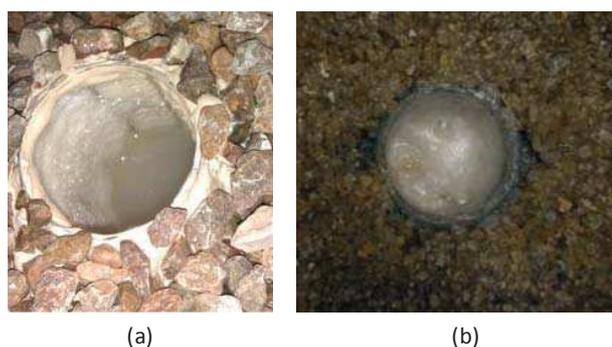


Figura 8.39. Fotografía de un pozo de adición de surfactante en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad ((a) Caolín y (b) Mora). Tiempo de ensayo: 1500 h.

8.7.7. *Análisis de la evolución de la concentración de Fenantreno.*

En este apartado se estudia la movilidad del Fenantreno (PHE) a través del suelo. En las figuras 8.40. y 8.41. se muestra la concentración de PHE en las corrientes de salida del sistema en los ensayos realizados con Caolín y Mora, respectivamente.

En el ensayo con Caolín (Figura 8.40.) se observa que el PHE retenido en el suelo se moviliza hacia los pozos anódicos y los pozos catódicos, pero las cantidades acumuladas en ambos pozos son muy distintas, diferenciándose en varios órdenes de magnitud. En los pozos catódicos se alcanza una acumulación de 1700 mg de PHE, tras 3000 h de ensayo, mientras que en los pozos anódicos, únicamente se extraen 20 mg de PHE. También se observa PHE en la corriente obtenida por gravedad, aunque los valores son despreciables frente a los observados en los pozos de catolito.

En comparación con los resultados obtenidos en el Capítulo 7 de esta memoria, a 400 h de ensayo, la cantidad de PHE movilizada hacia el catolito es superior (600 frente

a 120 mg PHE), mientras que en el anolito la acumulación de PHE ha sido del mismo orden de magnitud (5 frente a 15 mg PHE).

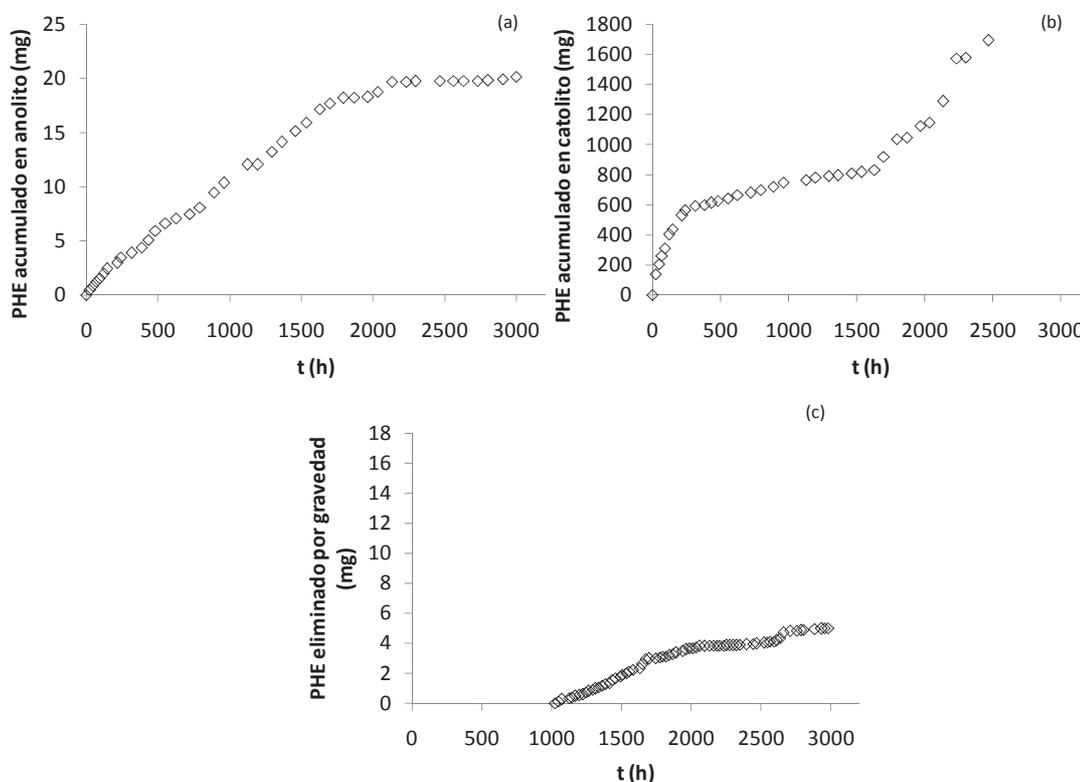


Figura 8.40. Variación del PHE acumulado en (a) el anolito, (b) catolito (c) corriente generada por gravedad, en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Caolín). Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: 550 mg PHE kg⁻¹; E_z: 1 V cm⁻¹; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l⁻¹.

En el ensayo con suelo Mora, la acumulación de PHE en el catolito es menor que en el ensayo anterior, lo que podría estar relacionado con que el frente de surfactante se ha desplazado en menor medida hacia estos pozos. La cantidad de PHE acumulada en el anolito es del mismo orden de magnitud que la obtenida en el suelo de caolín (40 frente a 20 mg PHE, tras 2800 h de ensayo), a pesar de la mayor acumulación de SA en el anolito para este tipo de suelos (Figura 8.37 (b)). La cantidad de PHE observada en la corriente producida por gravedad es del mismo orden que el PHE acumulado en anolito.

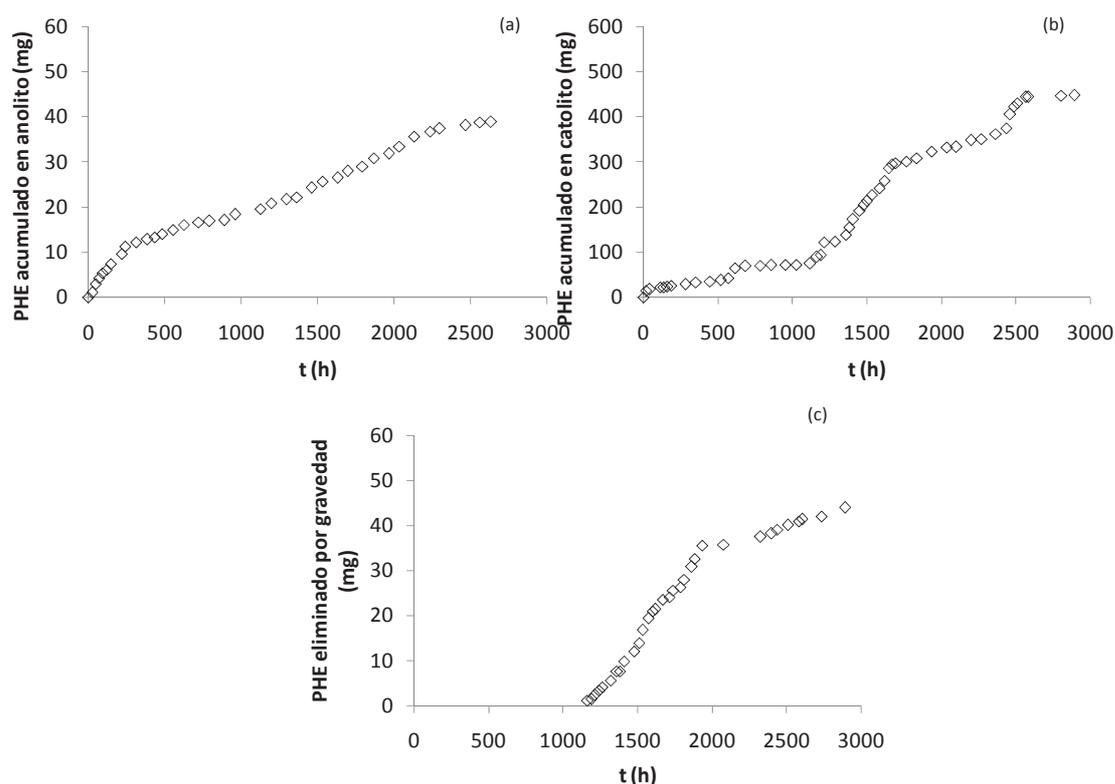


Figura 8.41. Variación del PHE acumulado en (a) el anolito, (b) catolito (c) corriente generada por gravedad, en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Mora). Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: $550 \text{ mg PHE kg}^{-1}$; E_z : 1 V cm^{-1} ; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l^{-1} .

Tal y como se ha comentado en el Capítulo 6, el PHE puede movilizarse hacia los pozos anódicos mediante un transporte electroforético de las micelas formadas entre el contaminante y el surfactante aniónico adicionado, o hacia los pozos catódicos mediante el arrastre generado por el fluido transportado por electroósmosis. Dicho arrastre puede englobar dos fenómenos diferentes: un arrastre mecánico, en el que el propio fluido "empuja" al PHE o a partículas de suelos en las que se encuentra fijado; o bien a un arrastre del surfactante hacia la zona catódica, siendo este compuesto el encargado de retener al contaminante. En base a los resultados alcanzados se llega a la conclusión de que la mayoría del PHE extraído del suelo se obtiene a través de los pozos catódicos. Sin embargo la cantidad de SA acumulada en dichos pozos es baja, lo que indica que el contaminante ha sido movilitado mayoritariamente por el arrastre producido por electroósmosis

A continuación, se analiza la concentración de PHE en el suelo al finalizar los ensayos. En la Figura 8.42. se muestran los mapas finales de concentración de PHE en los suelos ensayados, a los tres niveles estudiados.

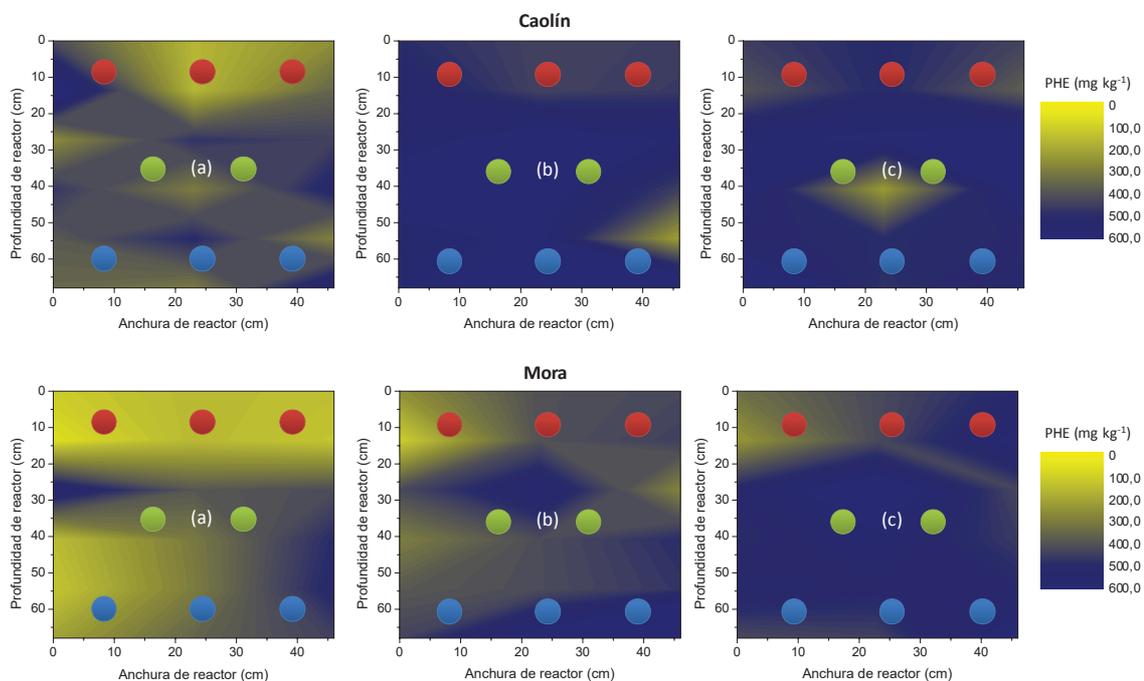


Figura 8.42. Mapa de concentración de PHE final en un proceso de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad (Caolín y Mora). ● Pozos anódicos, ● Pozos catódicos y ● Pozos de fluido de mejora. (a) capa superficial, (b) capa media, (c) capa inferior. Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: 550 mg PHE kg⁻¹; E_z: 1 V cm⁻¹; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l⁻¹. Tiempo de ensayo: Caolín: 3100 h, Mora: 2800 h.

Inicialmente, ambos suelos tienen una concentración de PHE de 550 mg PHE kg⁻¹. Se observa una descontaminación parcial, especialmente en la capa superficial. La mayor descontaminación se muestra en la zona cercana a los pozos catódicos, que es consistente con los datos de PHE acumulado obtenidos en el catolito. Además, en la capa inferior, se observa una disminución de la concentración de PHE en la zona donde se añade el surfactante y una ligera dispersión en la zona anódica.

Por otro lado, el hecho de que la mayor descontaminación de PHE se observe en la capa superficial y que la cantidad de PHE eliminado del suelo sea superior a la extraída en los pozos de electrolito indica que puede estar produciéndose una eliminación del contaminante por volatilización (Wick y col. 2011). Asimismo, el proceso de volatilización está directamente favorecido por un incremento de la

temperatura del sistema. Tal y como se indicó anteriormente, figura 8.27. y 8.28., la zona del suelo con mayor temperatura es la cercana a los pozos catódicos, que coincide con la zona donde se produce una reducción mayor de la concentración de PHE en la capa superficial. Se ha estimado un flujo de PHE eliminado por volatilización de 110 mg PHE m⁻² día⁻¹ en el ensayo con Caolín y de 350 mg PHE m⁻² día⁻¹ en el ensayo de Mora.

Si bien los resultados alcanzados en el proceso de remediación de un suelo contaminado con PHE están todavía lejos de los que podría considerarse satisfactorios (la contaminación de los suelos se ha reducido en un 12 y 25 % en los suelos Caolín y Mora, respectivamente), el estudio realizado en este apartado ha permitido disponer de un mayor conocimiento de los diferentes fenómenos que tienen lugar en el proceso. Este “Know-How” nos permitirá en un futuro abordar de un modo más directo el proceso de remediación en sí de un suelo real en una planta a escala bancada, como la utilizada en esta investigación.

Asimismo, estos resultados corroboran la necesidad de realizar estudios de escalado del proceso de remediación electrocinética para llevar a cabo con garantías el tratamiento de un suelo real contaminado mediante esta tecnología.

8.7.8. *Análisis de la descomposición de grafito.*

Por último, en este apartado se analiza el comportamiento de los electrodos utilizados en los ensayos de remediación electrocinética de un suelo de baja permeabilidad. Se ha observado que el grafito empleado como ánodo se "disuelve" a una alta velocidad, tal y como se muestra en la Figura 8.43.



Figura 8.43. Fotografía de electrodos empleados como ánodos en un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad. (Desgaste observado en 160 h)

En la Figura 8.44. se muestra el grafito acumulado en el anolito en los ensayos realizados. A partir de las 500 horas de ensayo, se observa un aumento lineal del grafito acumulado en el anolito. Esta acumulación es superior en el ensayo de Mora debido a que la corriente eléctrica obtenida en este ensayo es superior, y por lo tanto la oxidación eléctrica de los electrodos está favorecida.

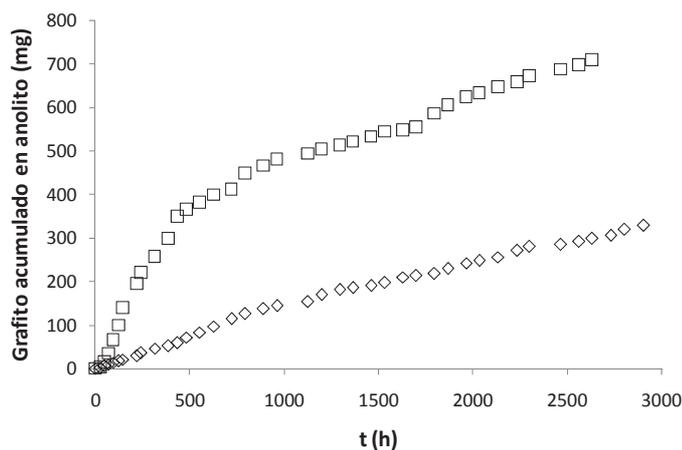


Figura 8.44. Variación de la masa de grafito acumulada en anolito en los ensayos de □ mora y ◇ caolín. Condiciones experimentales: Nivel de contaminación: 550 mg PHE kg⁻¹; E_z: 1 V cm⁻¹; Composición inicial de los electrolitos: Catolito: Agua, Anolito: Agua; Fluido de mejora: 10 g SA l⁻¹.

Hay que indicar que el grafito analizado es el que se encuentra en suspensión en el electrolito. No obstante, la mayor parte se encuentra depositado en el fondo de los pozos anódicos (Figura 8.45.).



Figura 8.45. Fotografía de pozos de electrolito anódicos un proceso de remediación electrocinética de suelos de baja permeabilidad. Tiempo de ensayo: Caolín: 3100 h, Mora: 2800 h.

En base a estas observaciones, el uso de electrodos de grafito como ánodos está sujeto a una continua reposición de electrodos, lo que supondría un coste adicional al proceso. Por tanto, aunque el grafito es el material electródico más económico, convendría plantearse el uso de otros materiales como electrodos anódicos, siempre y cuando se hayan valorado económicamente las diferentes alternativas propuestas.

8.8. Conclusiones.

Las principales conclusiones obtenidas en esta parte del trabajo han sido las siguientes:

- Los resultados alcanzados a escala bancada y utilizando suelos reales ponen de manifiesto la complejidad de la interacción de los diferentes procesos electrocinéticos que tienen lugar, así como la necesidad de realizar estudios de escalado del proceso para poder realizar con garantías la remediación de un suelo contaminado.
- En los ensayos realizados a escala bancada entran en juego multitud de procesos regidos por mecanismos controlantes distintos a los electroquímicos, que no mostraban una importancia significativa en los ensayos realizados en una escala inferior. Aún empleando suelos de baja permeabilidad, se ha observado que, en las condiciones experimentales en las que se han realizado los ensayos a escala bancada, los flujos verticales son importantes, tanto el flujo por gravedad como el de evaporación.
- La naturaleza de los suelos, así como propiedades como la humedad y densidad juegan un papel determinante en la aplicación de esta tecnología, ya que influyen directamente en la magnitud en que se desarrollan los diferentes procesos electrocinéticos dentro del suelo. La movilidad de los frentes ácidos y básicos no solo depende de la magnitud en que se esté desarrollando el fenómeno de electrolisis, sino de la capacidad de intercambio iónico que posea el suelo y de las reacciones de precipitación y/o disolución que pueden tener lugar. Asimismo, en las escalas de tiempo empleadas, puede que estos frentes modifiquen la carga superficial del suelo y como consecuencia, afecten al desarrollo del proceso de electroósmosis
- El surfactante no se distribuye homogéneamente por todo el volumen del suelo en la escala de tiempos empleada en estos ensayos. Presenta un gradiente de concentración definido por las interacciones de este compuesto y el suelo y de la magnitud en que se desarrollen los procesos de electroósmosis y electromigración. El fenantreno ha sido eliminado del suelo mediante un transporte electroforético de las micelas formadas entre el contaminante y el

surfactante adicionado hacia los pozos anódicos, o hacia los pozos catódicos mediante el arrastre generado por el fluido transportado por electroósmosis. Asimismo, gran parte del contaminante se ha volatilizado debido al calentamiento que sufre el suelo. El grado de contaminación de los suelos se ha reducido en un 12 y un 25% en el ensayo con suelos Caolín y Mora, respectivamente.

- Los ensayos a escala bancada han permitido realizar un análisis del aumento de la temperatura del suelo debido, principalmente, a la resistencia eléctrica que opone el propio suelo. Este proceso de calentamiento del suelo es muy importante porque favorece que se desarrollen otros procesos como la volatilización del contaminante y la pérdida de agua por evaporación, que pueden tener una influencia significativa en el proceso de remediación del suelo.

8.9. Bibliografía.

Alcántara, M.T., Gómez, J., Pazos, M., Sanromán, M.A. Electrokinetic remediation of PAH mixtures from kaolin. *J. Hazard. Mater.* 179: 1156-1160, 2010.

Cañizares, P., Sáez, C., Romero-Girón, E., García-Gómez, J., Rodrigo, M.A. Tratamiento de suelos mediante procesos electroquímicos. Parte 2: Tecnología. *Afinidad* 64: 671-680, 2007.

Karagunduz, A., Gezer, A., Karasuloglu, G. Surfactant enhanced electrokinetic remediation of DDT from soils. *Sci. Total Environ.* 385: 1-11, 2007.

Park, J.Y., Lee, H.H., Kim, S.J., Lee, Y.J., Yang, J.W. Surfactant-enhanced electrokinetic removal of phenanthrene from kaolinite. *J. Hazard. Mater.* 140: 230-236, 2007.

Pazos, M., Ricart, M.T., Sanromán, M.A., Cameselle, C. Enhanced electrokinetic remediation of polluted kaolinite with an azo dye. *Electrochim. Acta* 52: 3393-3398, 2007.

Pradillo, M.P. Caracterización hidráulica de suelos tratados por electrorremediación. Trabajo Fin de Máster. Universidad de Castilla-La Mancha, 2012.

Reddy, K.R., Ala, P.R., Sharma, S., Kumar, S.N. Enhanced electrokinetic remediation of contaminated manufactured gas plant soil. *Eng. Geol.* 85: 132-146, 2006

Reddy, K.R., Maturi, K., Cameselle, C. Sequential electrokinetic remediation of mixed contaminants in low permeability soils. *J. Environ. Eng.* 135: 989-999, 2009.

Ribeiro, A.B., Rodriguez-Maroto, J.M., Mateus, E.P. Gomes, H. Removal of organic contaminants from soils by an electrokinetic process: the case of atrazine. *Experimental and modeling. Chemosphere* 59: 1229-1239, 2005.

Saichek, R.E., Reddy, K.R. Electrokinetically Enhanced Remediation of Hydrophobic Organic Compounds in Soils: A Review. *Environ. Sci. Technol.* 35:115-192, 2005.

USAEC (1997). In-situ electrokinetic remediation for metal contaminated soils. En: *Innovative Technology Demonstration, Evaluation and Transfer Activities, FY 96 Annual Report, Report No. SFIM-AEC-ETCR-97013, United States Army Environmental Center pp. 87-88.*

USDA. Soil Survey Division Staff. Soil survey manual. USDA Handbook N°18, Washington. 1993.

Wick, A.F., Haus, N.H., Sukkariyah, B.F. Haering, K.C. Remediation of PAH-contaminated soils and sediments: a literature review. Virginia Polytechnic Institute and State University. 2011.

Yang, J.W., Lee, Y.J., Park, J.Y., Kim, S.J., Lee, J.Y. Application of APG and Calfax 16L-35 on surfactant-enhanced electrokinetic removal of phenanthrene from kaolinite. Eng. Geol. 77: 243-251, 2005.

DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE
UNA PLANTA PROTOTIPO DE
TRATAMIENTO DE SUELOS
CONTAMINADOS

CAPÍTULO 9

En base a los prometedores resultados obtenidos en la presente Tesis Doctoral, nuestro grupo de investigación va a proceder a la construcción de una planta prototipo de tratamiento de suelos contaminados. La realización de esta infraestructura ha sido posible gracias a la financiación obtenida a través del Ministerio de Economía y Competitividad, programa INNOCAMPUS, que asciende a la cantidad de 196.000 €.

Se trata de una infraestructura singular, ya que permite realizar diferentes tratamientos: remediación electrocinética, biorremediación, fitorremediación y una combinación de las diferentes tecnologías. Su construcción está planificada en dos fases: obra civil y etapa de instrumentación y control de la planta. A continuación, se describen los aspectos más relevantes en el desarrollo de ambas etapas.

9.1. Construcción del prototipo.

La planta prototipo se va a situar en el exterior del Instituto de Tecnología Química y Medioambiental (ITQUIMA). La ubicación del prototipo está fijada en una zona ajardinada, anexa al sótano del ITQUIMA. (Figura 9.1.). La etapa previa a la construcción consistirá en la explanación y movimiento de tierras, minimizando la afección a los elementos de ajardinamiento y urbanización de la zona. El suelo vegetal se acopiará temporalmente en la proximidad de la obra para la posterior restitución del ajardinamiento.



Figura 9.1. Fotografías de la zona ajardinada destinada a la construcción de la planta prototipo remediación electrocinética.

La planta prototipo estará formada por dos cubetas independientes con la finalidad de realizar ensayos diferentes simultáneamente. Las dimensiones de las cubetas son de 8 y 16 m² en planta y 2 m de altura, con una capacidad útil de suelo de 16 y 32 m³, respectivamente. En la Figura 9.2. se muestra el alzado, planta y perfil de la planta prototipo.

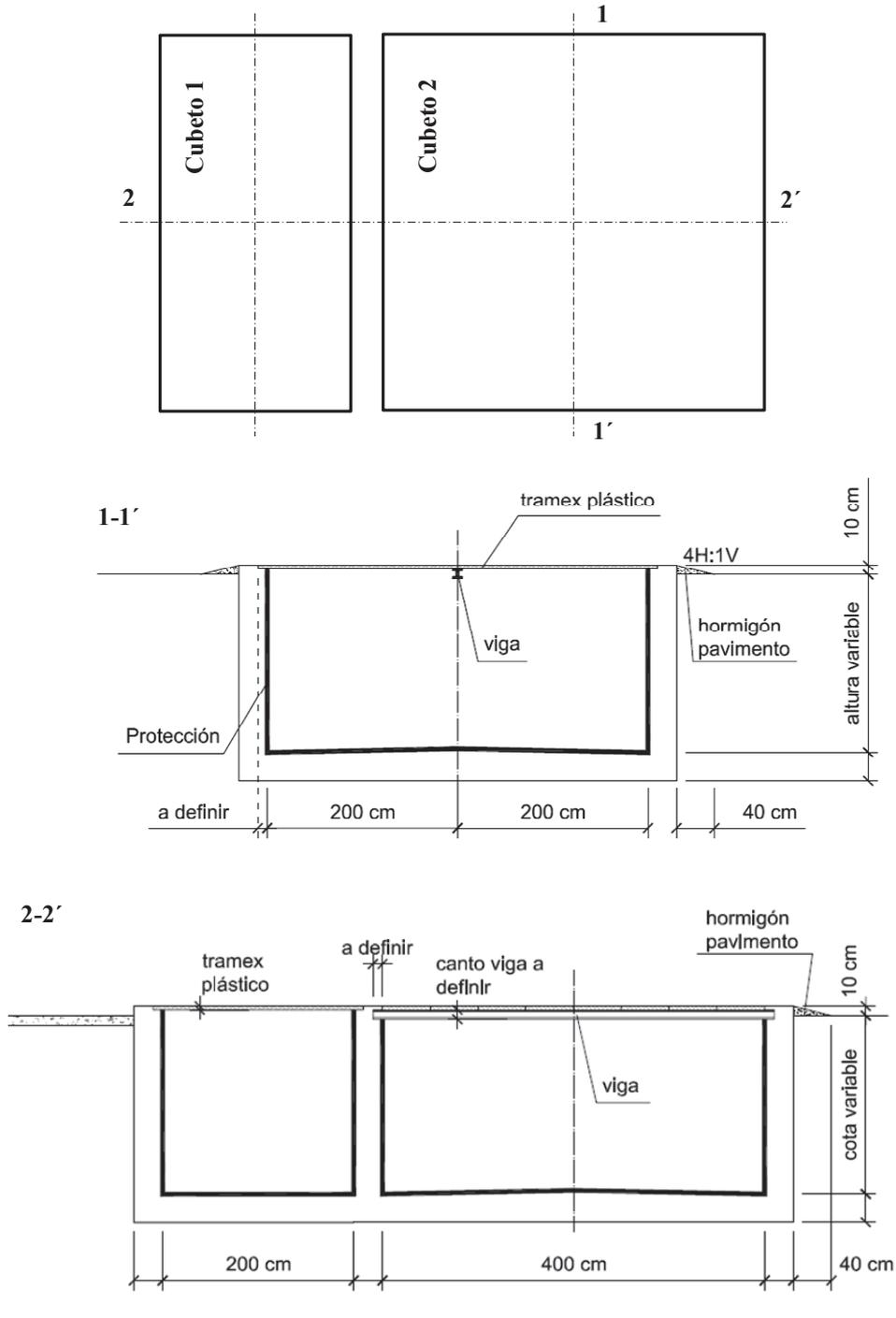


Figura 9.2. Alzado, planta y perfil de los cubetos destinados a contener el suelo en la planta prototipo de remediación electrocinética.

Con la finalidad de proteger el suelo contenido en los cubetos de los diferentes agentes atmosféricos, se dispondrá de paneles plásticos (Tramex plástico) cubiertos con lonas impermeables. Asimismo, se ubicarán cubiertas (Figura 9.3.) en ambos cubetos que deberán ser removibles manualmente, por lo que deben estar basados en estructuras plásticas. No obstante, deben ser suficientemente rígidas para asegurar tanto su funcionalidad como, una vez convenientemente fijados elementos de seguridad, el acceso limitado al prototipo.

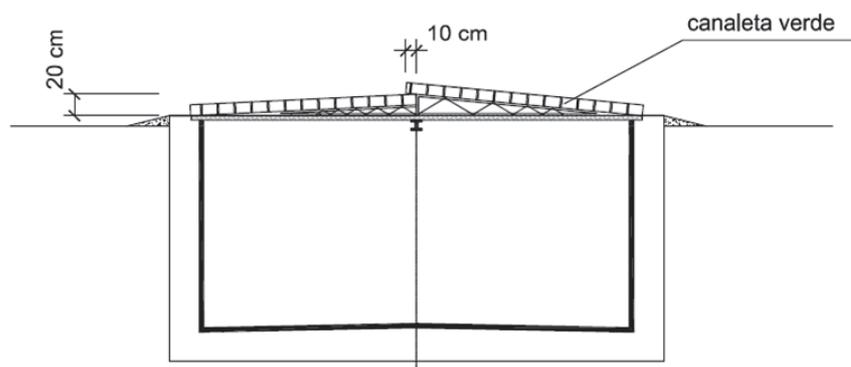


Figura 9.3. Ubicación de cubiertas en los cubetos.

Por otra parte, se deberá llevar a cabo la construcción de otros componentes del prototipo como:

- Perimetralmente al cubeto se dispondrán cuñas de bombeo de pluviales de pendiente 4H:1V de hormigón tipo pavimento (Figura 9.2.).
- Zanja de 2 m de longitud de acceso al interior del edificio ITQUIMA para asegurar la conexión eléctrica e informática.
- Zanja de conducción y drenaje de los drenajes de fondo. La zanja, de unos 15 m de longitud dispondrá de una tubería que conectará los drenajes de fondo con un elemento tipo arqueta, dispuesto de un bombeo que llevará el líquido a 4 contenedores estancos de 1m³.
- Vallado perimetral con valla arquitectónica tipo UCLM (similar a la actualmente existente en la zona). El vallado asegurará la seguridad, el acceso (se mantendrá el servicio de accesos) y la estética del prototipo.

En la Figura 9.4. se muestra un esquema final de la planta, donde se aprecia su ubicación exacta.

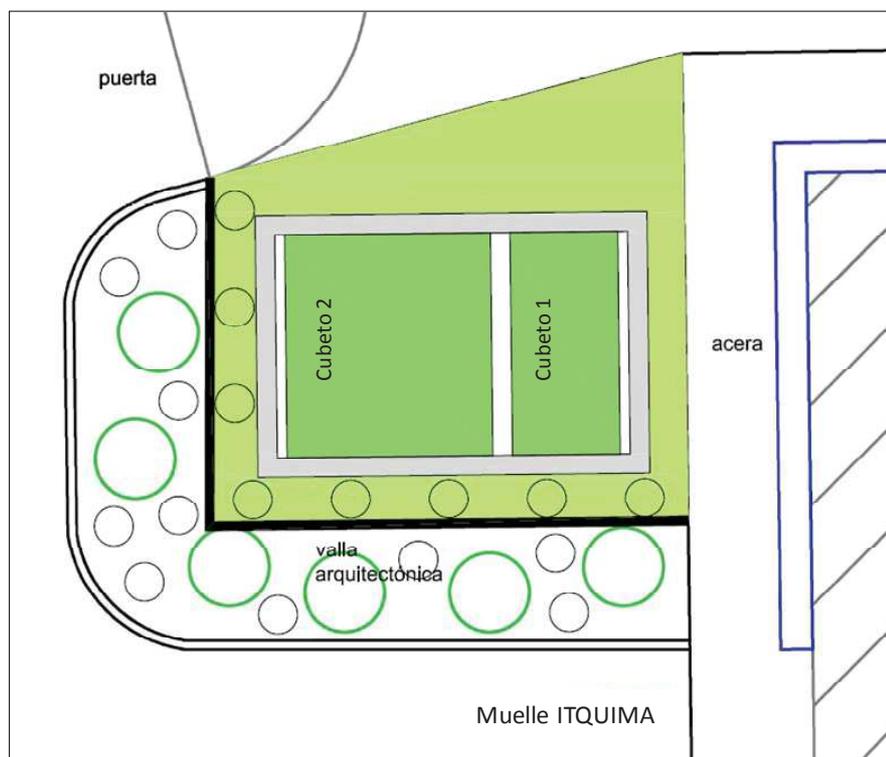


Figura 9.4. Esquema final de la construcción de la planta prototipo de remediación de suelos.

9.2. Instrumentación del prototipo.

En este apartado se describen los elementos necesarios para instrumentar la planta. Estos elementos pueden dividirse en dos grupos: material específico para el tratamiento del suelo y material de caracterización y monitorización.

9.2.1. Material específico para el tratamiento electroquímico.

Los electrodos podrán situarse tanto en pozos de electrolito como en el propio suelo. Cuando se inserten en el propio suelo se utilizarán electrodos planos de 1000x1000 mm, mientras que si se emplean pozos de electrolito, se usarán electrodos cilíndricos de 150mm Ø X 1000 mm longitud. El material de los electrodos dependerá del tratamiento a realizar.

La corriente eléctrica estará suministrada por una fuente de alimentación con las siguientes especificaciones mínimas:

- Potencia de 40 kW, con un voltaje máximo de 2000 VDC y una intensidad máxima de 25 A.
- Posibilidad de operación a voltaje constante, intensidad constante y potencia constante.
- Aislamiento galvánico y control y regulación digital.
- Programa de control que permita la comunicación, de forma sencilla, con la fuente de alimentación a través de un ordenador.

9.2.2. *Material de caracterización y monitorización.*

La instrumentación de este prototipo consta de 6 sondas de pH, 6 de conductividad, 6 de humedad y 6 sondas de temperatura con sus correspondientes visualizadores digitales para poder medir estos parámetros en la cubeta.

El control y monitorización de estas variables se realizará de forma remota mediante el uso de un paquete de software SCADA. El paquete de software incluirá el programa de control y las librerías necesarias para la comunicación entre el computador y la planta prototipo. Dicha comunicación se realizará a través de tarjetas específicas de adquisición de datos, incluidas en el cuadro eléctrico y de control de la planta. El funcionamiento remoto debe poderse seleccionar mediante un conmutador existente también en el cuadro de control. En el momento en que se selecciona el modo de funcionamiento remoto, el panel de mando de la planta debe dejar de ser operativo, y el control se realiza desde el programa instalado en el PC. El PC con el sistema SCADA deberá ser ubicado en la planta SOTANO del Instituto de Tecnología Química y Medioambiental de Ciudad Real.

Por último, se debe incluir, al menos, un armario eléctrico donde se encuentren tanto los visualizadores como los elementos de control eléctrico y las protecciones necesarias para garantizar la seguridad de las personas y de los equipos según la norma electrotécnica vigente. Dicho armario deberá garantizar conjuntamente con el sistema SCADA la operatividad de la planta y será ubicado en un laboratorio anexo a la planta piloto del Instituto de Tecnología Química y Medioambiental.

En la Figura 9.5. se muestra un diagrama del prototipo en el que se esquematiza la instrumentación y automatización presente en el caso de realizar un proceso de remediación electrocinética mejorada con surfactantes.

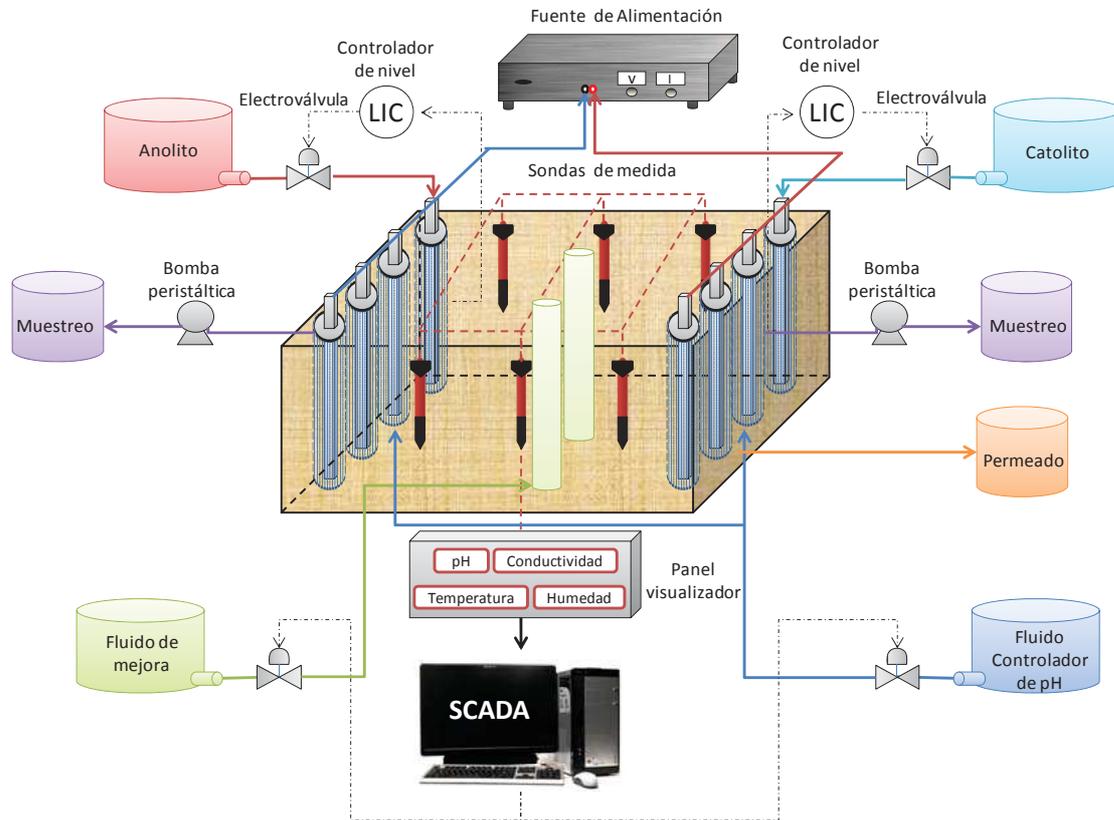


Figura 9.4. Diagrama del prototipo en el caso de realizar un proceso de remediación electrocinética mejorada con surfactantes.

CONCLUSIONES

CAPÍTULO 10

A partir de los resultados expuestos en esta memoria se puede concluir que:

- El Fenantreno (PHE), compuesto representativo de los COHs, puede ser eliminado de un suelo de baja permeabilidad mediante un proceso de lavado convencional de suelos, empleando como agente de lavado disoluciones de surfactante. El rendimiento del proceso de lavado depende de la naturaleza iónica del surfactante empleado, siendo el dodecil sulfato sódico (surfactante aniónico, SA) el más eficaz.
- El proceso de lavado transforma un suceso de contaminación de suelos problema de contaminación de aguas. Los efluentes generados en un lavado de suelos contaminados con PHE son sistemas muy complejos. Están formados por una dispersión del contaminante en agua generada por la acción emulsificante de los surfactantes empleados, además puede contener partículas de suelo en suspensión. La eficacia del tratamiento de estos efluentes está fuertemente influenciada por la naturaleza iónica de los surfactantes empleados en el lavado. Las técnicas de coagulación y electrocoagulación con aluminio pueden ser utilizadas con éxito para tratar los efluentes generados con SA, alcanzando unos porcentajes de eliminación de carga orgánica cercanos al 100%. Para el tratamiento de efluentes generados en el lavado de suelos con surfactantes catiónicos (SC) y no iónicos (SNI) se propone el uso de la oxidación electroquímica con ánodos DDB, ya que esta tecnología permite mineralizar prácticamente por completo estos efluentes. Aun así, cabría la posibilidad de hacer un tratamiento combinado de oxidación Fenton y electrooxidación con DDB.
- Al aplicar una corriente eléctrica entre electrodos ubicados en un suelo poco permeable, se producen diferentes procesos electrocinéticos capaces de movilizar las distintas especies contenidas en su interior (agua, surfactante y contaminante). Es posible movilizar el agua a través de un suelo poco permeable mediante el proceso electrocinético de electroósmosis. Generalmente, este movimiento se realiza de ánodo a cátodo debido a que el volumen de fluido transportado se corresponde a la capa de agua (alta concentración de iones positivos) que se encuentra alrededor de la superficie de partículas de suelo (carga negativa). El propio flujo electroosmótico puede "arrastrar" a los

surfactantes, empleados como fluidos de mejora del proceso, hacia el catolito. Además, es posible movilizar a los surfactantes disociados en especies iónicas (SA y SC) a través del suelo mediante el proceso electrocinético de electromigración. Este proceso se basa en la migración iónica inducida por la atracción eléctrica entre especies iónicas y los electrodos de signo contrario. De los tres surfactantes evaluados, el SA presenta una mayor flexibilidad a la hora de transportarse dentro del suelo ya que puede moverse hacia el cátodo por electroósmosis y hacia el ánodo por electromigración. Asimismo, el SA es capaz de retener al PHE dentro de micelas cargadas solubles en agua y transportarlo hacia el anolito mediante el proceso electrocinético de electroforesis. Estas micelas también puede verse arrastradas hacia el catolito mediante el fenómeno de electroósmosis.

- Al situar los electrodos en pozos de electrolito, y no directamente en el suelo, se favorece el desarrollo del proceso de electrolisis del agua. Este fenómeno modifica el pH y la conductividad, tanto de los electrolitos como del propio suelo debido a la movilización de un frente ácido y uno básico constituidos por los protones e iones hidroxilo, generados en la oxidación anódica y la reducción catódica del agua respectivamente. Por otro lado, el flujo electroosmótico generado en un suelo, donde se ha ubicado un sistema de pozos de electrolito, está fuertemente influenciado por el número de pozos y electrodos, la distancia interelectródica y su posición en el suelo. En un sistema de pozos de electrolito, la inyección de dodecil sulfato sódico (SA) en un pozo intermedio entre el anolito y al catolito es la opción más ventajosa, debido a que el SA es atraído eléctricamente por el anolito y arrastrado por el agua movilizadada hacia el catolito por electroósmosis. Además de estos aspectos, en estos sistemas, la compactación del suelo puede ser determinante para el correcto desarrollo de los procesos electrocinéticos, ya que una compactación deficiente puede favorecer procesos de licuefacción de suelos.
- Se ha realizado un escalado del proceso de remediación en tres direcciones simultáneas: tamaño de la instalación, duración de los ensayos e integración de todos los procesos físicos, químicos, electroquímicos y electrocinéticos que puedan ocurrir en el suelo. Se ha comprobado que en esta escala toman protagonismo procesos regidos por mecanismos controlantes diferentes a los

electroquímicos, que no mostraban una importancia significativa en ensayos realizados en una escala inferior. Se ha observado que, aun trabajando con suelos poco permeables, se originan flujos verticales de una magnitud importante, tanto por gravedad como por evaporación. Este último, está favorecido por el calentamiento eléctrico generado en el suelo, que a su vez favorece la generación de otros procesos como la eliminación de contaminante por volatilización. Además, se ha puesto de manifiesto la gran influencia que tiene el tipo de suelo a tratar en la aplicabilidad de esta tecnología, debido a que dependiendo de su composición, pueden favorecer diferentes interacciones entre los suelos, los fluidos de mejora y los contaminantes. Por último, señalar que el grado de contaminación de los suelos se ha reducido en los ensayos realizados durante 4 meses. Aunque los resultados obtenidos están todavía lejos de considerarse satisfactorios, se ha adquirido un valioso conocimiento del sistema que será de gran utilidad para abordar, en un futuro, el proceso de remediación electrocinética de forma eficiente.

RECOMENDACIONES

CAPÍTULO 11

A la vista de los resultados alcanzados en este trabajo, se plantean las siguientes recomendaciones para la continuación de esta línea de investigación:

- Evaluar diferentes modificaciones del proceso de remediación electrocinética, a fin de incrementar el rendimiento del tratamiento y potenciar la aplicabilidad de esta tecnología a un caso real de contaminación. Se proponen las siguientes líneas de actuación:
 - Estudio de la influencia del grado de dispersión del contaminante en el suelo. Para ello se propone la modificación del proceso de preparación de un suelo contaminado sintético con la finalidad de generar una dispersión del contaminante que reproduzca o simule un vertido real.
 - Estudio del proceso de inyección del surfactante al suelo. Se propone evaluar la adición más pausada o a pulsos para evitar concentración de surfactante en los pozos de inyección y favorecer su dispersión por el suelo.
 - Estudio de la adición de nuevos fluidos acondicionadores, encargados de controlar el pH de los electrolitos y el suelo. Principalmente, el uso de estos fluidos está motivado para evitar que los frentes de pH alteren la carga superficial del suelo y como consecuencia, la magnitud en que se desarrolla el flujo electroosmótico, y para minimizar la formación de carbonatos en la superficie catódica y con ello aumentar el rendimiento de los procesos electrocinéticos involucrados en el tratamiento.
 - En base al calentamiento observado en los suelos, se propone evaluar esta vía de tratamiento incorporando sistemas de captación de contaminantes eliminados por volatilización.
 - Estudio del impacto medioambiental derivado de la adición de surfactante al suelo durante el proceso de remediación electrocinética.
- Realizar un modelado matemático exhaustivo del proceso estudiado con la finalidad de predecir el comportamiento del suelo dependiendo de sus características mecánicas, duración del tratamiento, dispersión y pérdidas de contaminante, etc.

- Aplicación del proceso de remediación electrocinética a otros sucesos de contaminación de suelos presentes en nuestro entorno: suelos con concentración excesiva de nutrientes (nitratos y fosfatos), suelos relacionados con el ámbito minero (contaminados con mercurio).
- Instrumentación y puesta en marcha de una planta prototipo de remediación electrocinética, biorremediación y electrobiorremediación de suelos contaminados, cuya construcción está prevista que comience en la primavera del 2013.

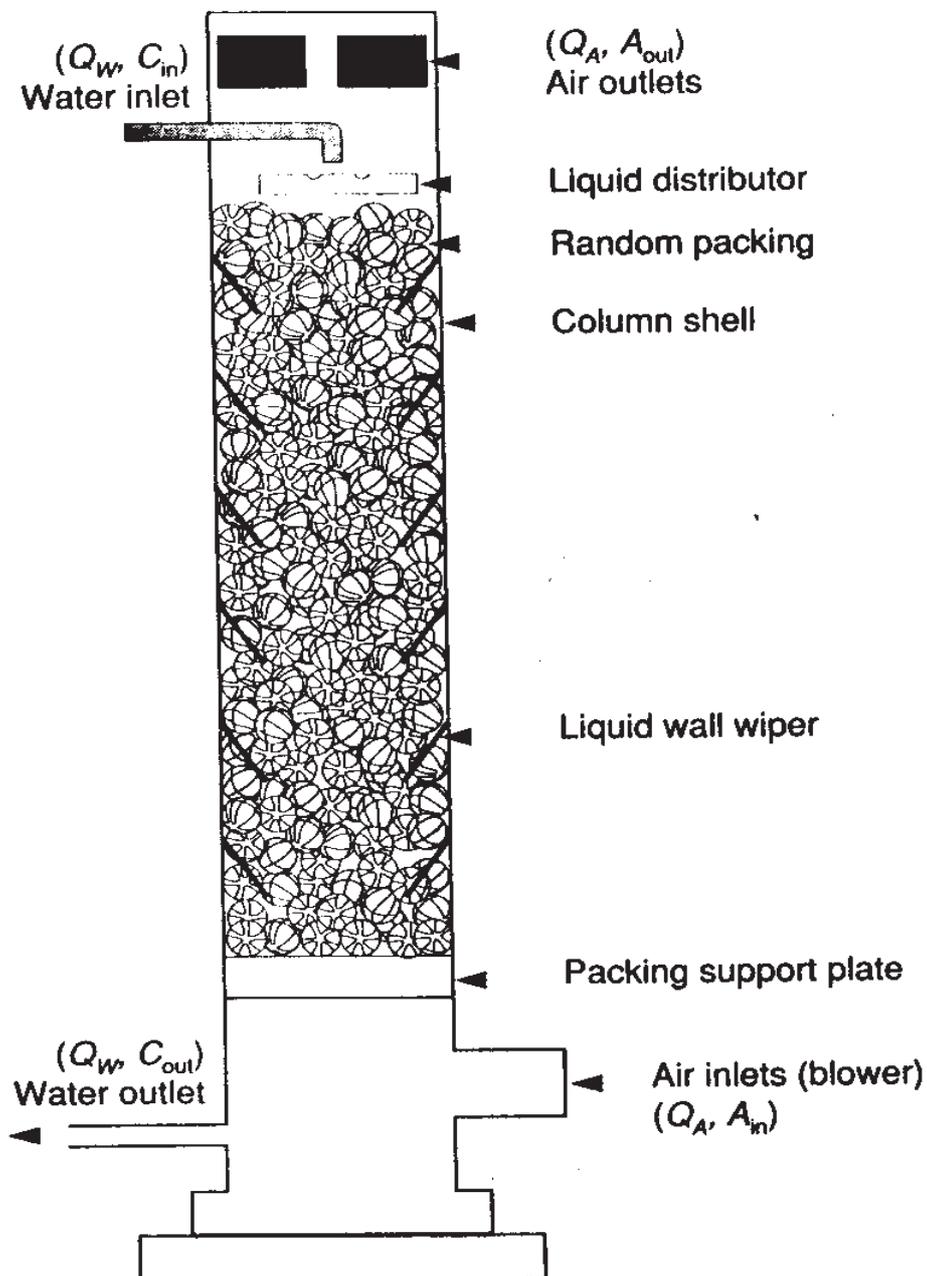
BURBUJEO DE AIRE (AIR STRIPPING)

El burbujeo de aire es un proceso de transferencia de masa que aumenta la volatilización de compuestos del agua al pasar aire a través del agua para mejorar la transferencia entre el aire y las fases del agua. El burbujeo de aire es uno de los procesos comúnmente utilizados para la remediación de aguas subterráneas contaminadas con compuestos orgánicos volátiles (COVs) tales como los solventes. El proceso es idealmente apropiado para las concentraciones bajas (<200mg/L). El burbujeo de aire se puede realizar mediante el uso de torres rellenas, torres en bandeja, sistemas de pulverización, aireación difusa o mecánica. Las torres rellenas son generalmente usadas para la aplicación específica de remediación de aguas subterráneas. A continuación se describe el burbujeo de aire en las torres rellenas, aunque la teoría puede ser aplicada a otras clases de sistemas de burbujeo de aire.

Descripción del Proceso

El proceso consiste en un flujo de contracorriente de agua y aire a través de un material de relleno. El relleno provee una área de superficie alta para la transferencia de COV desde la fase líquida hacia el aire.

El proceso se ilustra en la Figura siguiente.



Se introduce una corriente de agua contaminada en la parte superior del cilindro a través del descargador y se distribuye en forma pareja sobre el relleno, mientras la corriente de aire se introduce en la parte inferior de la columna. Los materiales típicos de relleno están compuestos de formas plásticas que tienen una proporción de superficie a volumen alta y que proveen la superficie

de transferencia necesaria para permitir a los componentes volátiles moverse desde la corriente líquida hacia la corriente de aire.

La corriente de aire deja la columna por la parte superior; la corriente de agua por la parte inferior. Se podría escribir una ecuación de balance de masa para la columna estableciendo la masa del contaminante removido del agua igual a la masa adicionada al aire:

$$Q_w [C_{in} - C_{out}] = Q_a [A_{out} - A_{in}] \quad (1)$$

Donde Q_w = caudal de flujo de agua (m³/seg)

C = concentración en agua (kmol/ m³)

Q_a = tasa de flujo de aire (m³/seg)

A = concentración en aire (kmol/ m³)

Supongamos que el aire que fluye hacia adentro no contiene ninguno de los contaminantes ($A_{in} = 0$) y que el agua efluente también esta libre de contaminantes ($C_{out} = 0$). Esta última suposición implica que el cilindro descargador trabajará con una eficiencia del 100%. Finalmente, la concentración en el aire efluente, A_{out} , se deduce de la ley de Henry mediante el uso de las constantes sin dimensiones de la ley de Henry (H'), y se presume equilibrio:

$$\begin{aligned} A_{out} &= H' C_{in} \\ Q_w [C_{in}] &= Q_a [H' C_{in}] \\ Q_w &= Q_a [H'] \end{aligned} \quad (2)$$

ó

$$H'(Q_a / Q_w) = 1 \quad (3)$$

Esta relación teórica es real para el equilibrio ideal y el perfecto burbujeo. La expresión $R = H'(Q_a / Q_w)$ se denomina el **factor burbujeo**. Los valores de este factor deben ser mayores que el de un burbujeo que va a ocurrir. Q_a / Q_w se denomina la relación-proporción del aire respecto al agua.

Los sistemas de burbujeo de aire se limitan a las concentraciones COV de menos de unos cuantos miles de mg/ L. Los compuestos no volátiles (es decir, aquellos con $H' < 0.01$) no serán removidos efectivamente. Sin embargo, este proceso es aplicable a una gama mayor de COVs y es capaz de remover contaminantes hasta niveles extremadamente bajos.

Teoría del Burbujeo

La transferencia de un compuesto orgánico volátil de agua hacia el aire sigue la teoría de dos películas cubriendo la transferencia desde:

- El líquido propiamente dicho a la película líquida
- La película líquida a la película de aire
- La película de aire al aire propiamente dicho

El valor en el que un contaminante se transfiere del agua al aire, para contaminantes de baja solubilidad, se representa mediante una constante de valor de transferencia total, $K_L a$ (seg⁻¹) que es el producto de dos variables: K_L , el coeficiente de transferencia de masa líquida (m/ seg), y a , la proporción de volumen a área del relleno (m² / m³). Para fines de diseño, se debería determinar en forma experimental el $K_L a$. De todos modos, para las soluciones diluidas, se puede estimar el $K_L a$ de la ecuación de Sherwood y Holloway:

$$K_L a = a \times D_L \times \left(0.305 * L / \mu \right)^{1-n} \left(\mu / (\rho D_L) \right)^{0.5}$$

Donde:

D_L = coeficiente de difusión líquida (m²/ seg)

L = porcentaje de carga de la masa líquida (kg/m² seg)

μ = viscosidad líquida

ρ = densidad del agua

a, n = constantes

Los coeficientes de difusión pueden estimarse mediante el método Wilke-Chang. Las correlaciones matemáticas desarrolladas por Onda proveen también valores de $K_L a$ que son válidos sobre una serie de contaminantes y que se prefieren para el diseño preliminar. Las correlaciones de Onda son:

$$k_L \left(\rho_L (\mu_L \text{ g}) \right)^{1/3} = 0.0051 \left(L / (a_w \mu_L) \right)^{2/3} \left(\mu_L / (\rho_L D_L) \right)^{-0.5}$$

$(a_1 d_p)^{0.4}$

y

$$a_w/a_1 = 1 - \exp \left[-1.45 \left(\sigma_c/\sigma \right)^{0.75} \left(L/a_t \mu_L \right)^{0.1} \left(L^2 a_t / (\rho_L^2 \text{ g}) \right)^{-0.05} \left(L^2 / (\rho_L^2 \sigma a_t) \right)^{0.2} \right]$$

El material de relleno que se dispone aleatoriamente en la columna del sistema está formado por distintos materiales según su disponibilidad y tasas de remoción de diseño.

Algunos ejemplos de estos materiales y sus geometrías y características dimensionales se indican a continuación en la siguiente figura.

Size in mm	Intalox saddle	Raschig ring	Pall ring	Berl saddle	Tri-pack
					
	<i>F</i> <i>a</i>	<i>F</i> <i>a</i>	<i>F</i> <i>a</i>	<i>F</i> <i>a</i>	<i>F</i> <i>a</i>
13	200 623	580 364	— —	240 466	— —
25	98 256	155 190	52 206	110 249	28 279
50	40 118	65 92	25 102	45 105	16 157
75	22 92	37 62	— —	— —	
88	— —	— —	16 85	— —	12 125

F = Packing factor (dimensionless); *a* = area/volume ratio (m^2/m^3). Data for ceramic shapes except Pall Ring and Tri-pak[®] data for plastic shape.

SISTEMA DE REMEDIACION POR EXTRACCION DE VAPOR DEL SUELO

TABLA DE CONTENIDO

1. GENERALIDADES

2. DESCRIPCION DE LAS FASES DE LA METODOLOGIA DE REMEDIACION

3. COMPARATIVA CON OTRAS METODOLOGIAS DE REMEDIACION

4. FUNDAMENTACION CIENTIFICA-TECNOLOGICA DE TECNOLOGIA

5. REMEDIACION ADICIONAL - OXIDACION BIOLOGICA

6. CURVA DE DECLINACION DE LA CONTAMINACION

1. GENERALIDADES:

La Remediación de Suelos y Aguas freáticas por medio del Sistema de Extracción por Alto Vacío de Gas/Vapor del Suelo y Aguas Subterráneas (en adelante EAV), ha sido aplicada en diversos sitios contaminados subsuperficialmente, y ha probado ser más efectiva en la remoción de dichos contaminantes en formaciones de baja permeabilidad que bombas y tratamiento convencionales de aguas subterráneas. Este aumento de efectividad se debe al incremento del flujo de vapor del suelo y aguas subterráneas de la formación, generado por los gradientes de alto vacío en superficie. Las aguas subterráneas extraídas disminuyen el nivel de la napa freática, lo que aumenta el volumen de formación disponible de remoción de contaminantes por extracción de vapor. El alto vacío aplicado al anillo del pozo aumenta el efectivo arrastre y genera un flujo de agua subterránea hacia el pozo, mayor de lo que ocurriría con un sistema convencional de bombeo y tratamiento. Además, la turbulencia generada a medida que las aguas subterráneas ingresantes son elevadas a través de la tubería de extracción típicamente transfieren entre 90-95% de VOCs del agua a la fase de vapor. Las condiciones específicas del sitio y los contaminantes determinarán la eficiencia real de dicha transferencia.

2. DESCRIPCION DE LAS FASES DE LA METODOLOGIA DE REMEDIACION

Las características propias de cada tipo de contaminante, de la zona de trabajo y de la metodología utilizada condicionarán la metodología de operación y en consecuencia los distintos conceptos teóricos y científicos en los que la remediación se basa.

La metodología de Remediación de Suelos y Aguas freáticas por medio del Sistema EAV, se puede descomponer en las siguientes fases:

FASE I

Consiste en el bombeo continuo de hidrocarburos sobrenadantes presentes en la napa freática a través de los pozos existentes en la Zona a remediar. Se prevé el uso de 2 a 4 pozos, los que serán determinados de acuerdo a los resultados de la prueba piloto correspondiente a esta Fase. Esta determinación está directamente relacionada con el tipo y cantidad de medio físico impactado, con las condiciones del acuífero que actúa de soporte, con las características del manto de subsuelo afectado, las condiciones climatológicas y las especificaciones técnicas del equipamiento utilizado.

Para el desarrollo de esta metodología se utilizará una bomba sumergible con empuje de aire comprimido en ciclos de carga y descarga determinados por un controlador de ciclos.

A la salida de los pozos de extracción, el líquido extraído es conducido a un separador de fases (agua e hidrocarburos). Una vez obtenida la separación de las mismas, el agua será tratada mediante el sistema de carbón activado antes de su vuelco reglamentario al conducto pluvial, a la vez que los hidrocarburos serán almacenados en un tanque cisterna, para ser luego dispuestos en concordancia con las normas vigentes.

Esta Fase I continúa realizándose mientras se ejecutan las tareas de instalación y prueba piloto del sistema de Extracción por Alto Vacío de la Fase II. Una vez puesto en régimen esta segunda Fase, la Fase I con su metodología comienza a disminuirse progresivamente.

FASE II

Una vez finalizada la Fase I comenzará a implementarse la segunda Fase, basada en la técnica de remediación denominada *Extracción por Alto Vacío* (EAV). La EAV recupera agua subterránea y volátiles o vapores del suelo a través de una tubería de extracción común en un pozo de recuperación que cubre el espesor de la napa freática. Los hidrocarburos presentes en las aguas subterráneas y suelos son bombeados desde el pozo de recuperación hacia la superficie, donde se realiza el tratamiento de los mismos para obtener la remoción de los contaminantes.

Previo a la implementación del sistema final de remediación (EAV), se realizará una prueba piloto correspondiente a la presente Fase, previéndose su realización en los pozos de monitoreo existentes -si existieran- que serán de ese modo convertidos en pozos de recuperación. La prueba piloto determinará la tasa de remoción de hidrocarburos de los pozos mencionados y consecuentemente el ajuste del tiempo de operación de la segunda etapa.

Luego de completada la prueba piloto, el sistema de EAV se conectará al pozo del cual se obtenga un mayor caudal. Ya que la concentración de hidrocarburos de un pozo de recuperación va disminuyendo en función del tiempo, el sistema prevé alternar la operación entre ambos pozos de manera de optimizar el proceso de remediación.

Tanto la prueba piloto como el sistema de remediación utilizarán un oxidador catalítico para tratar los vapores de petróleo extraídos, de manera de evitar efluentes gaseosos contaminantes.

La descarga de los efluentes de salida del sistema de tratamiento serán descargados a la red pluvial y/o cloacal dentro de los niveles permisibles de la legislación vigente. Se prevé la toma periódica de muestras de efluentes líquidos para la determinación de hidrocarburos totales de petróleo (HTP) y concentración de benceno.(ver Controles Ambientales). Asimismo se prevén análisis de los gases de venteo en la salida del oxidador catalítico, por medio de un detector de ionización de llama.

Cabe destacar que la presente metodología propuesta y su diseño e implementación se basan en la premisa de que los ingresos de contaminación hacia el suelo y la napa freática han sido eliminados, y que no hay pérdidas en los tanques de combustible en actual uso y/u otras fuentes de contaminación.

3. COMPARATIVA CON OTRAS METODOLOGÍAS DE REMEDIACION

La remediación de las aguas subterráneas y suelos contaminados con hidrocarburos plantea un desafío especialmente en aquellos lugares donde por algún motivo no puede removerse el suelo contaminado y/o por la operatividad del local (ej. estaciones de servicio de expendio de combustibles) y/o por condiciones intrínsecas de los acuíferos o del tipo de contaminante ocluido.

Por este motivo, debido a la geología del lugar, las características de moderada permeabilidad de los suelos y las dimensiones del lugar de remediación (ej. la estación de servicio), la remoción de los suelos y aguas subterráneas contaminadas es difícil de efectuar mediante técnicas estándares de remediación. Es importante destacar que la remediación debe contemplar obligatoriamente la remoción de hidrocarburos del suelo, caso contrario, el sistema volvería a contaminarse a partir de los hidrocarburos allí presentes.

Generalmente, la remediación de los sitios contaminados con combustibles u otros componentes volátiles depende del transporte de las aguas subterráneas afectadas y/o vapor de suelos a la superficie, donde se realiza su tratamiento. Cuando los movimientos de las aguas subterráneas y de los suelos se ven limitados por el escaso tamaño de sus intersticios, como es el caso de los limos arcillosos, el proceso de remediación puede tornarse lento y costoso ya que la zona de captura de cada pozo de recuperación es limitada.

De acuerdo a las condiciones técnicas del sitio, se estudió la aplicabilidad de diferentes alternativas de remediación. Debido a la permeabilidad del suelo y a la relativamente escasa profundidad de las aguas subterráneas, se descartó la aplicabilidad de un sistema de remediación final (segunda Fase) basado en el bombeo de aguas subterráneas, ya que éste llevaría muchos años y tendría un costo muy elevado. Asimismo se descartaron sistemas de extracción de vapor del suelo, pues éstos sólo remedian los suelos contaminados, lo cual no tendría mayores efectos en la descontaminación de aguas subterráneas, además de no resultar aplicables en zonas que no presentan características vadosas relativamente permeables. La inyección de vapor, por su parte, tampoco sería un método adecuado pues la contaminación de suelos con hidrocarburos se halla a escasa profundidad, lo cual podría generar escapes de vapores de hidrocarburos a través del subsuelo hacia la superficie, generando condiciones indeseables.

Las alternativas de remediación fueron también evaluadas de modo tal que no haya un flujo de metano u otros vapores explosivos hacia la superficie durante la remediación. Por ello tampoco resulta aplicable la inyección de aire hacia la napa, pues aquél podría introducirse a través de las fisuras del terreno y eventualmente desplazar contaminantes confinados en ellas.

Basado en las condiciones del sitio, se seleccionó el método de remediación conocido como *Extracción por Alto Vacío* (EAV) como el más idóneo. Aunque las condiciones del sitio que involucran suelos con permeabilidad moderada y aguas subterráneas poco profundas plantean un sustancial desafío técnico, el sistema EAV aumenta la zona de captura de cada pozo de recuperación y reduce el costo total y el tiempo de remediación. También elimina la posibilidad de que los vapores de hidrocarburos migren hacia la superficie.

4. FUNDAMENTACION CIENTIFICA-TECNOLOGICA DE TECNOLOGIA

Las metodologías utilizadas y propuestas con el sistema de remediación explicitado se basan en procesos combinados de extracción de contaminantes por alto vacío con procesos biológicos que aceleran y facilitan la remediación (ver punto 4).

La Extracción de Hidrocarburos por Alto Vacío (EAV) remueve los Compuestos Orgánicos Volátiles de los hidrocarburos (HTP) de la zona vadosa de los suelos (zona no saturada ubicada por sobre el nivel de la capa freática) y mediante el abatimiento de la capa freática, también de la porción de suelo que previamente estaba saturada de agua.

Sintéticamente, el proceso de EAV consiste en pasar una corriente de aire a través del suelo, transfiriendo los contaminantes del suelo o del agua freática a la corriente de aire.

La matriz de suelo y/o agua freática contaminada puede ser representada usando un modelo de tres fases de la zona vadosa (denominando a ésta la natural e incluyendo a aquella que se forma por el abatimiento del agua freática).

Estas tres fases son:

- La matriz de suelo o fase sólida compuesta por las partículas de materiales diversos.
- La humedad del suelo que ocupa los espacios vacíos sobre la superficie de las partículas del suelo, denominada, también fase líquida.
- y la Fase gaseosa que se compone del aire, vapores y compuestos gaseosos que ocupan el resto de los espacios vacíos que dejan las partículas del suelo entre sí.

La descontaminación de los HTP producidos por una descarga y que representan la contaminación a evacuar, puede ser modelada en un proceso de cinco pasos, donde primero los HTP gracias a su volatilidad (especialmente los Compuestos Livianos), son despojados de la matriz de suelo hacia el agua que conforma la fase líquida y luego desde esta nueva fase volatizándose pasan a la fase gaseosa. Esta fase gaseosa luego migra a través de los espacios vacíos hasta alcanzar la superficie del terreno y mediante un adecuado tratamiento descargado en la atmósfera.

Deben considerarse que existen en la condición original o estado base un equilibrio general compuesto de múltiples equilibrios localizados, donde la concentración de contaminación volátil en la fase gaseosa está químicamente estable y no necesariamente uniformemente distribuida. Por este motivo es que se asumen condiciones areales más o menos homogéneas para el diseño de la remediación pero durante la operación y en función de la distinta ubicación de los pozos de recuperación y extracción por alto vacío se demuestra la existencia de bolsones o zonas volumétricas con mayor concentración de contaminantes.

El movimiento de los contaminantes en la matriz de suelo compuesto por las fases descriptas anteriormente se basa fundamentalmente en dos procesos: advección y difusión. La contaminación orgánica removida por el sistema propuesto se basa en mejorar el movimiento o movimientos de los contaminantes desde la matriz de suelo y fase líquida hacia la fase gaseosa en forma costo efectiva. Antes que los compuestos volátiles puedan ser arrastrados advectivamente por el flujo del Sistema de Tratamiento, los contaminantes deben fluir desde los suelos de baja permeabilidad hacia los de alta permeabilidad por difusión. En consecuencia la difusión puede ser un limitante según la tasa de transferencia que se verifique. Se ha estimado que entre 40% a 60% de la remoción de los contaminantes es controlada por el flujo advectivo mientras que el porcentaje restante es controlado por difusión.

El transporte de contaminantes, a su vez, es influenciado por ciertos aspectos físicos, químicos y medio ambientales.

Los *principales aspectos físicos* que definen y condicionan el desempeño del sistema EAV son: humedad, contenido orgánico del suelo, distribución de tamaño de granos del suelo, porosidad del suelo en la zona vadosa y en aquella que se genera mediante el abatimiento de la napa, potencia de la capa freática, su régimen estático, dinámico, el pH, la densidad y conductividad del suelo, etc.

Los *principales aspectos químicos* son: la volatilidad de los contaminantes, la tendencia a su transferencia desde la fase líquida a la gaseosa, la polaridad entre los contaminantes y las partículas de suelo, la densidad y la viscosidad del líquido con la fase o disolución de contaminantes, las reacciones químicas que pueden generarse, la solubilidad, coeficiente de adsorción, presión de vapor, coeficiente de difusión, etc.

Los *principales aspectos medio ambientales* son: las condiciones meteorológicas, las variaciones de la capa freática, la influencia de mareas, irregularidades en el terreno como ser estructuras enterradas (tanques) que perturban los flujos, la vegetación superficial, las condiciones relativas a interacciones entre parámetros operativos y parámetros biológicos, etc.

En cuanto a la modelización del Sistema de Tratamiento por la metodología EAV, la experiencia de los modelos teóricos aplicados con las variables y aspectos mencionados anteriormente, permiten llegar a la conclusión que son más acordes con la realidad los modelos empíricos basados en sistemas y performances de los equipos y mediciones en el campo de los principales parámetros de control de evolución de la remediación.

Para la difusión de los compuestos orgánicos y su movimiento a través del suelo, la mejor forma de describir este tipo de transporte de vapor es la Ley de Fick:

$$J = - D_V dC/dz$$

J = Flujo de vapor (mol/cm². seg.)

D_V = Coeficiente de Difusión en la zona vadosa (cm²/seg)

C = Concentración del vapor en los vacíos del suelo (mol/cm³)

z = Distancia en la dirección de la difusión (cm)

Los coeficientes de difusión para compuestos puros en el aire se encuentran tabulados, pero deben ser corregidos por el efecto del movimiento del aire a través de la matriz de suelo y las propiedades intrínsecas de éste.

Grasso sugirió la relación de Millington y Quirk:

$$D_V = a^{10/3} D / \phi^2$$

donde:

a = porción de los vacíos llenos con aire

ϕ = Porosidad del suelo (relación entre volumen de vacíos/volumen total)

D = coeficiente de difusión de las sustancias químicas en el aire libre (cm²/seg)

Dragun sugiere la siguiente modificación de los coeficientes de difusión para tomar en cuenta las propiedades de los suelos:

$$D_V = T (\phi - \phi_B) D$$

D_V = Coeficiente de difusión para ser usado en el aire del suelo

T = Factor de corrección debido a la tortuosidad del camino del flujo

ϕ_B = Volumen de los poros bloqueados

Los valores de T y ϕ_B son altamente variables. Dragun acota algunos valores experimentales:

T varía entre 0.6 a 0.7 siendo su valor promedio 0.66

ϕ_B varía de 0.0 hasta 0.25, con su valor promedio de 0.1

El coeficiente de partición de carbón orgánico (K_{OC}) expresa la tendencia química a ser adsorbido en la matriz de partículas de suelo y/o suelo-agua. K_{OC} es la relación de la cantidad de sustancias químicas adsorbidas por unidad de peso de carbón orgánico y la concentración de sustancias químicas en la fase líquida en equilibrio.

$$K_{OC} = \text{materia adsorbida en carbón orgánico} / \text{concentración de solución en equilibrio}$$

Los suelos relativamente con alto contenido de material orgánico tenderán a adsorber sustancias orgánicas más firmemente que los que poseen bajo contenido de orgánicos.

El coeficiente de partición K_p para un compuesto determinado nos indica la preferencia de un contaminante en cuanto a la fase sólida o a la fase líquida:

$$K_p = X / C$$

siendo:

X = concentración de contaminantes en el suelo superficial (g de contaminante/kg de suelo) en equilibrio.

C = Concentración de contaminantes remanentes en la fase líquida (g de contaminante por litro de agua) en equilibrio.

Cuando tenemos altos K_p el contaminante es probable que permanezca en el suelo y no se transmita a través de la humedad del mismo y del movimiento de dicha humedad.

El equilibrio entre las fases gas y líquido puede ser descripta para soluciones acuosas diluídas según la Ley de Henry y para las fases líquidas no acuosas concentradas por la Ley de Raoult.

Para determinar el efecto de la ley de Henry en la efectividad de la operación del EAV, una expresión utilizada y que relaciona la concentración total con las concentraciones individuales de suelo, agua y aire es la siguiente:

$$C_T = d_B C_a + V_w C_l + V_a C_v \quad \text{Ecuación A}$$

C_T = Concentración total de contaminantes (masa / volumen)

d_B = Densidad de suelo seco (masa / volumen)

C_a = Masa de contaminantes adsorbida por masa de suelo

V_w = Fracción volumétrica de agua en suelo (volumen/ volumen)

C_l, C_v = Concentración de contaminantes asociados a la fase líquida y la fase gaseosa

V_a = Fracción volumétrica de aire en suelo (vol/vol)

Las ecuaciones de equilibrio que describen las relaciones de fase entre las sustancias químicas que existen en la matriz de suelo y la correspondiente a dicha concentración en cada fase son:

$$C_a = K_p C_l$$

suponiendo un modelo de adsorción lineal, y

$$C_v = H' C_l$$

donde la H' es la constante de Henry.

Reagrupando la ecuación A,

$$C_T = d_B (K_p C_l) + V_w C_l + V_a H' C_l$$

$$= (d_B (K_p / H') + V_w / H' + V_a) C_l$$

$$C_T = R_v C_l$$

donde R_v es el coeficiente de partición de vapor.

Las ecuaciones de equilibrio de fase líquida son las mismas que las anteriores de fase vapor:

$$C_T = d_B K_p C_l + V_w C_l + V_a H' C_l$$

$$= (d_B K_p + V_w + V_a H') C_l$$

$$C_T = R_l C_l$$

donde R_l es el coeficiente de partición líquido.

Para resumir los métodos de estimación de la volatilización de las sustancias químicas y/o contaminantes del suelo con todas las complejidades que ello supone, Thomas propuso varios métodos y Hartley hace algo similar basado en el balance de calor entre los contaminantes y el aire:

$$J = \frac{\text{Asat} (1-h) / d}{1/D + \lambda^2 (\text{Asat}) M / kRT^2}$$

J = Flujo (g/cm².seg)

Asat = Concentración de saturación en el aire (a la temperatura del aire exterior) (g/cm³)

h = Humedad relativa (0 < h < 1)

d = Espesor de la capa de borde (cm)

D = Coeficiente de difusión en el aire (cm²/seg)

λ = Calor latente de vaporización (cal/g)

M = Peso molecular (g/mol)

k = Conductividad térmica del aire (61 E-6 cal/seg.cm.K)

R = Constante universal de los Gases (1987 cal/mol.K)

T = Temperatura (K)

Como se aprecia en la ecuación anterior, el segundo término del denominador indica la resistencia a volatilización debido a consideraciones térmicas y puede ser obviado para compuestos que son significativamente menos volátiles que el agua.

5. REMEDIACION ADICIONAL - OXIDACIÓN BIOLÓGICA

Durante la extracción de los hidrocarburos con el sistema EAV, ocurren procesos de oxidación biológica de hidrocarburos en el suelo. Como se muestra en la curva de declinación (Remediación biológica), la tasa para la oxidación biológica comienza luego de que el sistema de EAV ha iniciado las operaciones. Esta reducción de hidrocarburos en el suelo y aguas subterráneas de la remediación biológica es considerada e incluida en la curva de declinación.

Las bacterias naturales del suelo pueden usar hidrocarburos y otros derivados del petróleo como fuente de alimento.

Generalmente, la limitación para tales procesos oxidativos de hidrocarburos es la falta de oxígeno. La cantidad de hidrocarburos oxidados biológicamente puede ser estimada sobre la base de:

- 1) la cantidad de aire que se introduce en el suelo,
- 2) la tasa de transferencia de oxígeno a los poros del suelo,
- 3) el porcentaje de oxígeno en el aire,
- 4) una relación de 3:1 en peso de oxígeno-hidrocarburo (3 kg de O₂ necesarios para oxidar 1 kg de hidrocarburo),
- 5) la eficiencia total del proceso.

Basados en una tasa de corriente de aire de 2.8 metros cúbicos por minuto, una tasa de 10 % de transferencia y contenido de oxígeno en el aire de 20.9 %, la máxima remoción de hidrocarburos en suelo y aguas subterráneas por esta actividad es de aproximadamente 25 kg/día.

La experiencia de la utilización de esta metodología de remediación indica que la cantidad real de hidrocarburos, por ejemplo en una estación de servicio puede ser diferente al monto estimado. Además, la tasa de remoción por actividad biológica puede ser subestimada. En cualquier caso, la cantidad de hidrocarburos removidos del suelo y el agua subterránea puede ser menor a la proyectada. Desafortunadamente, la tasa de remoción real de hidrocarburos no estará disponible sino a medida que la remediación ocurra y; en este momento, el monto proyectado de hidrocarburos es una estimación.

6. CURVA DE DECLINACION DE LA CONTAMINACION

Se adjunta a continuación un gráfico con la curva de declinación de la contaminación consistente en Hidrocarburos totales de Petróleo en función del tiempo transcurrido.

En dicho gráfico se identifican tres curvas, a saber:

- La curva indicativa de la contaminación existente en cada período de tiempo, denominada Curva Contaminación Presente.
- Curva de Remediación Biológica donde se grafica lo explicitado en el punto anterior.
- La Curva de Remediación HVE o sistema EAV o curva que remueve la contaminación presente en primer grado y con mayor eficiencia.

En los ejes ortogonales tenemos en el de abscisas el tiempo, en este caso medido en días de remediación continua.

En el eje ordenadas se encuentra explicitado la concentración de HTP en kilos en los suelos donde se efectúa la remediación.

Simultáneamente, se indica en el comienzo de la curva (tiempo 0) y al final de la misma (tiempo 300 días) las concentraciones de HPT en las aguas freáticas. Se visualiza que la remediación que se ejemplifica pasa de 8523 mg/l en estado inicial a <30 mg/l al final del período de remediación.

CONTROLES OPERATIVOS DE LA REMEDIACION

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCION

2. ESTADO BASE MEDIO AMBIENTAL

3. PRUEBAS PILOTO O DE AJUSTE DE LOS EQUIPOS DE REMEDIACIÓN

4. OPERACIÓN DE LOS SISTEMAS DE REMEDIACIÓN

5. CONTROLES DURANTE LA OPERACION DE LOS SISTEMAS DE REMEDIACION

6. CONTROLES DE CAMPO SOBRE PARÁMETROS

7. VALIDACION DE LA SITUACION FINAL

1. INTRODUCCION

Los sistemas de control ambiental permiten observar en base a un programa de muestreo y medición de variables ambientales y operativas, los principales elementos que indican el cumplimiento de los objetivos de remediación.

Estos controles se pueden clasificar en:

- Determinación del Estado Base
- Control durante la Instalación de los Sistemas de Remediación
- Pruebas Piloto o de Ajuste de los Sistemas de Remediación
- Controles durante la operación de los Sistemas de Remediación
- Controles de Campo sobre Parámetros.
- Validación de la Situación Final

2. ESTADO BASE MEDIO AMBIENTAL

La primer tarea es la determinación del Estado Base del Medio Ambiente. Este estado base es el que permitir cuantificar el grado de impacto que posee el medio ambiente físico y sus afectaciones socio económicas debido a la descarga, pérdida y /o escurrimiento de las sustancias orgánicas compuestas fundamentalmente por hidrocarburos.

Para ello se tomarán muestras representativas de los suelos afectados y el área circundante, de las aguas freáticas y de los acuíferos interrelacionados, de los cursos de aguas superficiales más cercano al área en estudio, mediciones de VOC y calidad del aire, de los tipos de contaminantes vertidos, desparramados y/o percolados.

El muestreo de los cursos superficiales (Rio de La Plata, canal Sarandi y Dock Sud), se obtubieron de los registros antriormente realizados en el proyecto Dock Sud.(ver anexo 3).

Los resultados del muestreo serán analizados mediante un cuadro comparativo y relacionado con las parámetros de Nivel Guía de Calidad de los medios Físicos que estén legislados en la República Argentina, y con aquellos que específicamente se soliciten por los organismos competentes y/o por el Comitente de los trabajos.

3. CONTROL DURANTE LA INSTALACIÓN DE LOS SISTEMAS DE REMEDIACIÓN

Los sistemas de remediación incluyen equipos bajo tierra y equipos sobre tierra.. Las cabezas de los pozos y las cañerías de conducción que unen las cabezas de los pozos con el equipo de remediación

estarán en superficie, siempre y cuando no afecten al normal funcionamiento de la estación de servicio, de lo contrario se construirá un antepozo que será cubierto con una tapa de metal para no obstruir el paso de los vehículos y las cañerías antes mencionadas serán dispuestas bajo tierra, en trincheras que serán cubiertas.

Para la Remoción de PL la Bomba Sumergible de Empuje de Aire estará ubicada en superficie y constará de una bomba sumergible, un compresor, un separador de agua-hidrocarburos y un tanque cisterna. Este equipo estará cercado para la seguridad del personal, clientes y operaciones inherentes en la estación de servicio.

En la Fase donde opera el equipo EAV, ubicado sobre la superficie, consistirá en un separador aire-agua, una bomba de agua, una bomba de vacío y un oxidador catalítico. Este equipo será emplazado en un área cercada, que asegurará un mínimo impacto para el normal funcionamiento de la estación de servicio. El cercado favorecerá la seguridad de clientes y personal de la estación de servicio, y evitando cualquier contacto con el equipo de remediación y minimizando las condiciones operativas del mismo.

4. PRUEBAS PILOTO O DE AJUSTE DE LOS EQUIPOS DE REMEDIACIÓN

Una vez instalado el sistema de remediación correspondiente a la Remoción de PL, se realizará la prueba piloto del mismo.

La prueba piloto será realizada en los pozos confirmados en la etapa de validación de datos. Estos pozos se convierten de esta forma en pozos de recuperación y permitirán instalar el sistema de bombeo continuo para remover los hidrocarburos.

Esta prueba piloto del equipo durará aproximadamente 7 (siete) días y a través de la misma permitirá realizar:

1. Instalación del sistema de bombeo continuo
2. Corroborar la calidad “estado base” de las aguas subterráneas y vapor del suelo en cada uno de los pozos validados como de recuperación.
3. Medición de los niveles estáticos y dinámicos en dichos pozos.
4. Conexión del sistema del bombeo continuo con el separador de fases (agua-hidrocarburos).
5. Ajuste de las conexiones, válvulas, instrumental y elementos varios del sistema de remediación.
6. Lectura de los parámetros indicadores principales del funcionamiento del sistema.
7. Desconexiones y conexiones del sistema a los distintos pozos validados
8. Toma de muestras de agua subterránea y vapor del suelo al finalizar la prueba piloto para realizar inferencias y ajustes de los parámetros anteriormente mencionados.
9. Comienzo de las tareas de remediación de la fase I en forma continua (estado en régimen).

Operación del EAV

Se llevará a cabo una prueba piloto durante un período de 14 días, de manera tal de determinar el diseño final del sistema EAV. La prueba piloto será realizada en los pozos de monitoreo -si existieren-, que, finalizada ésta, serán convertidos en pozos de recuperación. Tales pozos mencionados están bien ubicados para remover los hidrocarburos y agua contaminada acumulada en el área subyacente. Los mismos serán evaluados durante la prueba piloto para determinar los parámetros de operación que optimarán la remediación. Luego de la finalización de la prueba piloto, los parámetros del sistema de remediación final se desarrollarán y el sistema EAV será utilizado en el diseño final.

La zona de captura para extracción de aguas subterráneas será determinada usando piezómetros instalados en las zona saturada a diferentes distancias del pozo de recuperación. La zona de captura para el pozo EAV será determinada midiendo la tasa de extracción de aguas subterráneas y el arrastre dentro de los alrededores de la zona saturada piezométrica. Se asume que la profundidad de la tubería de extracción representará la profundidad del agua en el pozo de recuperación. Procedimientos estándares son luego utilizados para estimar la zona de captura en el pozo de recuperación.

Los siguientes procedimientos de pruebas serán utilizados durante la prueba piloto:

- 1) Determinación de la calidad de aguas subterráneas y vapor del suelo a partir del pozo de recuperación de la prueba piloto.
- 2) Medición del nivel de agua en la base del pozo de prueba y pozos aledaños.
- 3) Instalación de la cabeza de pozo y tubo de extracción EAV.
- 4) Conexión del Sistema de EAV al pozo recuperador y evacuado del agua de la cañería de este pozo.
- 5) Ajuste de la válvula de ingreso de aire ambiente hasta que las condiciones de flujo se hayan estabilizado.
- 6) Toma de parámetros de lectura del sistema, nivel de agua y mediciones de vacío de los pozos de monitoreo de los alrededores, y ajuste del sistema EAV.
- 7) Toma de muestras de vapor de suelo y agua subterránea durante la prueba piloto, de manera de determinar concentraciones de contaminantes y tasa de remoción.
- 8) Desconexión del sistema de EAV de los Pozo Iniciales para conexión a los Pozos Segunda Etapa. Luego, se repiten los pasos 2 a 8, en este último caso invirtiendo la numeración de los pozos.

9) Al final del quinto día de la prueba piloto, toma de muestras de post-vapor y aguas subterráneas del pozo de recuperación.

10) Continuar con la operación del Sistema EAV y conectarlo a los pozos de recuperación que proveen una remediación subsuperficial óptima.

5. CONTROLES DURANTE LA OPERACIÓN DE LOS SISTEMAS DE REMEDIACIÓN

Una vez realizada la prueba piloto y definidos los parámetros operativos se comenzará con la operación del sistema de remediación utilizando la bomba sumergible con empuje de aire comprimido y los elementos que forman parte del sistema.

Dicho sistema será operado las 24 hs. del día, los siete días de la semana durante un período de aproximadamente 3 (tres) meses, y luego se acoplará con el sistema de remediación EAV.

Este lapso está previsto para la remoción de la contaminación que se halla, principalmente en estado libre en las aguas subterráneas y en los intersticios del suelo.

Durante la operación del sistema se realizarán los siguientes controles:

- tomarán lecturas de los niveles estáticos y dinámicos de las aguas subterráneas para optimizar la efectividad del sistema.
- En forma paralela se extraerán muestras de agua de los pozos de recuperación y de monitoreo definidos en la etapa de validación para determinar las concentraciones de HTP y benceno remanente, la no presencia de producto sobrenadante y vapores.
- Análisis de los resultados de los ensayos correspondientes, permitirán correlacionar la efectividad de la remediación con la curva de declinación de la contaminación.
- De acuerdo a las reglas del buen arte utilizadas para la obtención de muestras de control, se realizarán las correspondientes etapas de estabilización del sistema previo a la extracción de las muestras, en forma tal que las mismas sea representativas de la contaminación remanente en el subsuelo.
- También se colectarán muestras en la salida de los sistema de bombeo y de separación de fases para asegurar que los parámetros de descarga no exceden los límites permisibles establecidos.

El sistema EAV será operado las 24 hs. del día, los siete días de la semana durante un período de aproximadamente 5 (cinco) meses, lapso previsto para que la contaminación de la napa freática y suelo disminuya hasta los valores de HTP y benceno establecidos en el pliego, y que tiene carácter de preliminar, pudiendo variar de acuerdo a la respuesta real que la remediación adquiera finalmente.

Después del décimo día de la prueba piloto, el sistema EAV continuará la extracción de agua subterránea y vapor del suelo de los pozos pilotos.

Durante la operación del sistema de remediación EAV, se realizarán los siguientes controles ambientales:

- Se tomarán lecturas del nivel de agua y de vacío para optimizar la efectividad del sistema.
- Se tomarán muestras de agua de los pozos de recuperación y de monitoreo para determinar la concentración de HTP y de benceno existente en la napa freática. Estas muestras ayudarán a determinar la efectividad de la remediación y ajustar la etapa de remediación.

De acuerdo a las reglas de buen arte, para la obtención de muestras de control, los equipos se utilizarán en forma tal de permitir la estabilización del sistema previo a la extracción de la muestra, de manera tal que las mismas sean representativas de la situación de la napa en cada etapa de la remediación.

- A su vez, se coleccionarán muestras en las descargas de aguas del sistema EAV y de aire tratado y procesado para asegurar que los parámetros de la descarga no exceden los límites establecidos.

ADSORCIÓN DE CARBONO

La adsorción es un proceso en el que un contaminante soluble (el adsorbato) se remueve del agua mediante el contacto con una superficie sólida (el adsorbente). El adsorbente más comúnmente utilizado en aplicaciones ambientales es el carbono que se ha procesado para aumentar significativamente el área de la superficie interna (carbono activo). La utilización de diferentes materias primas y de técnicas de procesamiento deriva en una serie de clases de carbono con diferentes características de adsorción. El carbono activo está disponible tanto en forma granulada como pulverizado. El carbono activo granulado (CAG) se usa comúnmente para la remoción de una amplia gama de compuestos orgánicos tóxicos de las aguas subterráneas y de corrientes de residuos industriales. El carbono activo pulverizado se utiliza a menudo en los sistemas de tratamiento biológico.

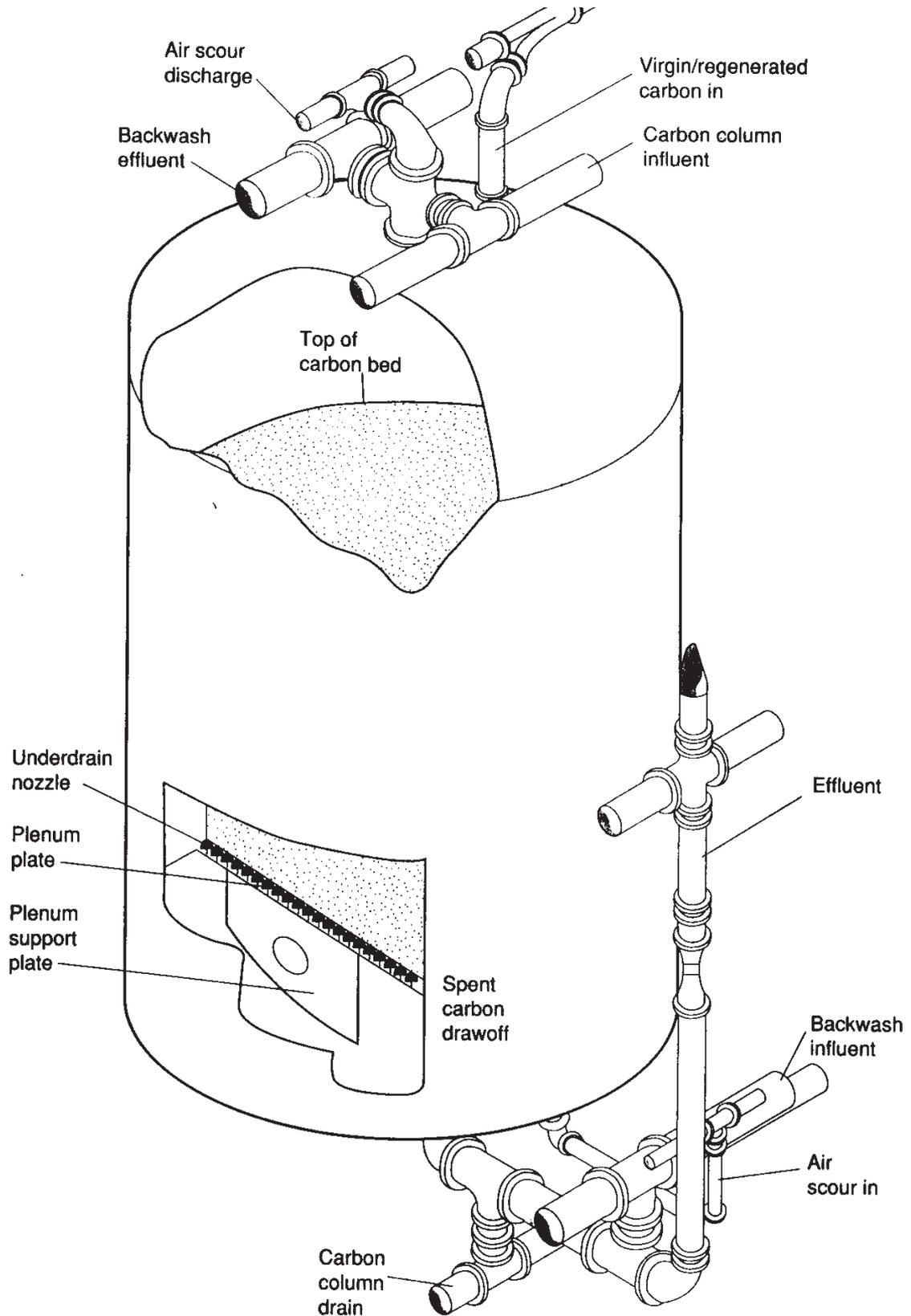
Descripción del proceso

Se ilustra un contactor de carbono activo típico en la siguiente.

El carbono se mantiene en lugar mediante un plato de plenum. El agua contaminada entra por la parte superior de la columna, entra en contacto con el carbono, y sale a través de un sistema de desagüe subterráneo por la parte inferior. Las aplicaciones típicas requieren instalaciones para la corrosión area y la contracorriente de carbono con el fin de evitar la construcción de una pérdida de carga para la acumulación de partículas sólidas presentes en el efluente. Asimismo, el sistema debe permitir la remoción del carbono consumido para la regeneración y la adición de nuevo carbono.

Los sistemas de adsorción de carbono son típicamente columnas de corrientes continuas, organizados en series de modo tal que la columna final en el sistema es en efecto una unidad pulidora (ver Fig. 9). Debido a que los lechos de circulación descendente actúan también como unidades de filtración, deberán estar periódicamente en contracorriente.

Otras modificaciones del proceso incluyen columnas de corriente descendente en paralelo, sistemas de lechos expandidos de corriente ascendente en series y sistemas de lechos móviles donde continuamente se agregan nuevos carbonos al sistema. El lecho móvil se opera en un modo de contracorriente donde el carbono regenerado se agrega constantemente por la parte superior y el carbono consumido se remueve constantemente por la parte inferior para su regeneración, mientras el agua contaminada ingresa por la parte inferior y sale por la parte superior.



Los lechos expandidos de corriente ascendente se usan cuando los efluentes contienen cantidades significativas de materia suspendida. El uso del modo de corriente ascendente elimina el filtro de sólidos dentro del sistema de carbono, que puede ser removido eficientemente con filtros de arena en lugar de carbono.

La adsorción del carbono activo es una tecnología bien desarrollada que es capaz de remover eficientemente una amplia gama de compuestos orgánicos solubles. Es capaz de producir un efluente de muy alta calidad, y se utiliza en sistemas de agua potable así como también para el control de la contaminación.

Teoría de la Adsorción

La absorción es un proceso por el cual un componente se desplaza de una fase hacia otra a través de alguna barrera. En la adsorción el proceso toma lugar en la superficie. La examinación de un corte transversal microscópico del carbono activo revela una estructura porosa con una gran area de superficie interna. Según se ilustra en la Fig. siguiente, el desplazamiento de una molécula orgánica hacia un lugar de la superficie requiere cuatro fenómenos de transportación separados: transportación del grueso del fluido, transportación de la película, difusión intraparticular (o poro), y el anexo físico real.

La transportación intraparticular y de películas es normalmente la más lenta y por consiguiente las etapas de limitación de la proporción que controlan el diseño también lo son. La proporción de difusión tiende a aumentar con la creciente concentración de soluto y a disminuir con la creciente temperatura y pH. Donde la difusión intraparticular controla, la proporción disminuye con el creciente peso molecular del soluto y con la decreciente medida del poro del carbono.

Las fuerzas directrices que controlan la adsorción incluyen la atracción eléctrica, una afinidad química de la molécula orgánica individual por el adsorbente, las fuerzas de van der Waal (las fuerzas débiles de atracción que actúan entre las moléculas) y la naturaleza hidrofóbica del orgánico.

Una porción de la cantidad de contaminantes adsorbidos por unidad de masa de carbono X / M contra la concentración de contaminantes en el grueso del fluido C se la refiere como una isoterma

de adsorción. Existen diversas formas matemáticas distintas de isothermas. La isoterma Freundlich es un modelo empírico expresado matemáticamente:

$$X/M = KC_f^{1/n} \quad (9-33)$$

donde X = masa de contaminante adsorbido (mg) = $(C_i - C_f) \times V$

V = volumen de la solución (L)

C_i = concentración inicial del contaminante en solución (mg/L)

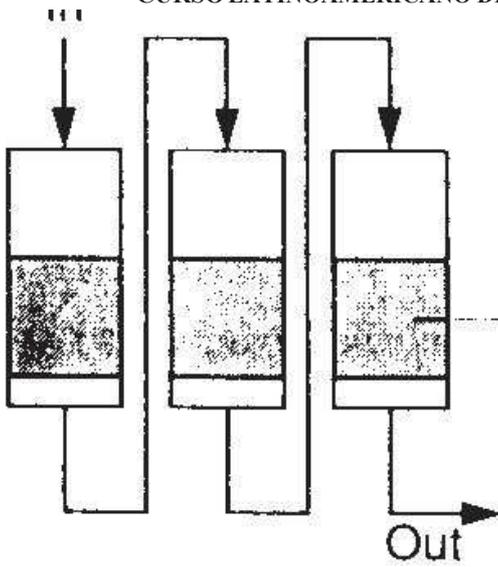
C_f = concentración final del contaminante en solución (mg/L)

M = masa de carbono (mg)

K, n son las constantes empíricas

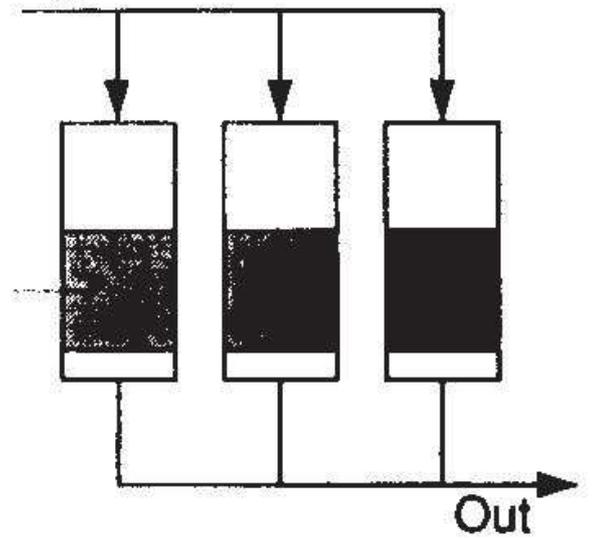
K y n se pueden determinar a partir de los estudios de laboratorio mediante un ploteo logarítmico.

CURSO LATINOAMERICANO DE ESPECIALIZACION EN TÉCNICAS DE REMEDIACION AMBIENTAL

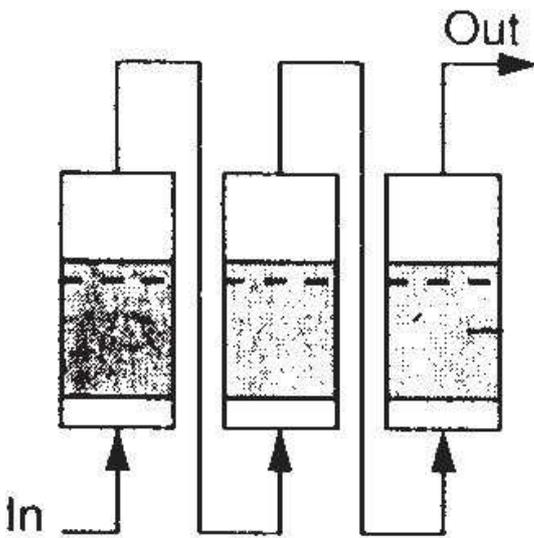


a.) Downflow in series

Granular activated carbon

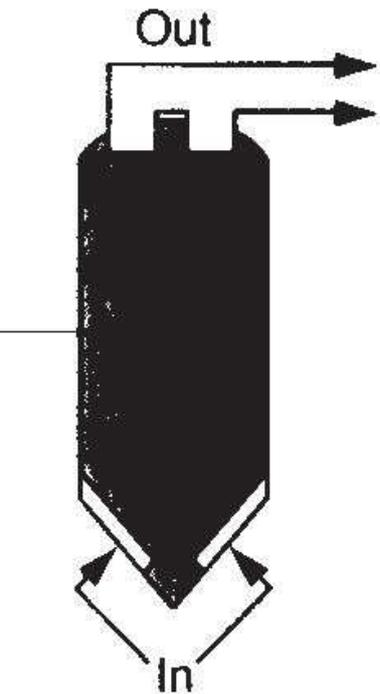


b.) Downflow in parallel



c.) Upflow expanded in series

Granular activated carbon



d.) Moving bed

BURBUJEO DE VAPOR

El proceso de Burbujeo de Vapor se utiliza con el propósito de remover los compuestos volátiles o en algunos casos semivolátiles de las aguas subterráneas o aguas contaminadas. Mediante este proceso se logra reducir la cantidad de Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs) que se encuentran en el agua alcanzando concentraciones muy bajas.

En la siguiente Tabla, se detallan los límites de tratamiento establecidos por la US EPA para la categoría de Fibras Químicas Orgánicas, Plásticas y Sintéticas (FQOPS) sobre la base de la utilización de burbujeo de vapor como tecnología modelo. En algunos casos, las descargas de concentraciones de COVs provenientes de burbujeadores de vapor se pueden aproximar o encontrar por debajo de los límites de detección analíticos.

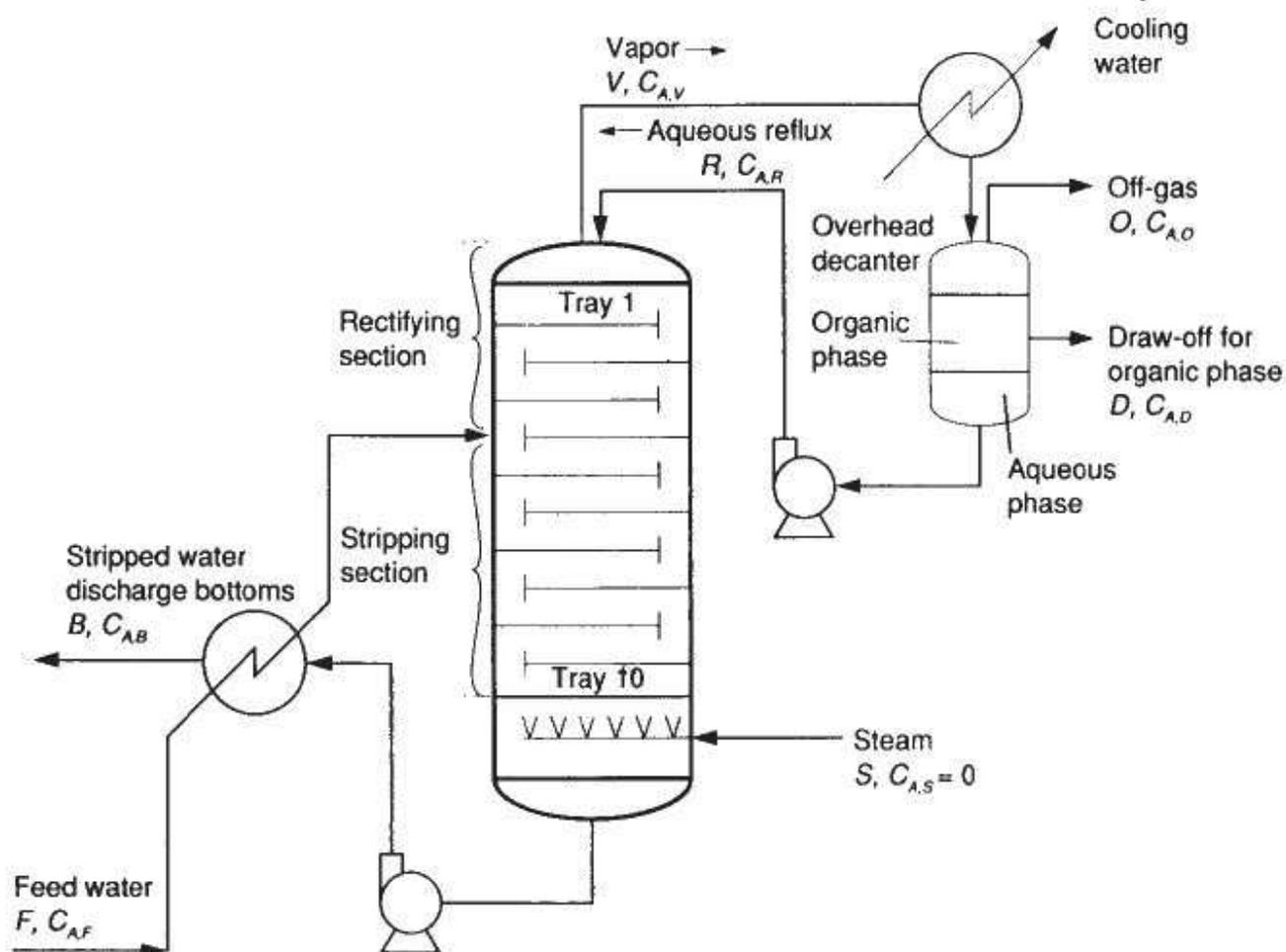
Tanto el proceso de burbujeo de vapor como el burbujeo de aire se basan en la transferencia de sustancias orgánicas desde la fase líquida a la gaseosa. No obstante, dada la mayor concentración de sustancias orgánicas que existe en un burbujeador de vapor, produce que se requieran técnicas de diseño de proceso más complejas que las que se requieren para un burbujeador de aire. Dentro de las diferencias funcionales entre ambos procesos encontramos que:

- Se utiliza vapor, más que aire, como gas burbujeador.
- El vapor como gas burbujeador es infinitamente soluble en la fase líquida (agua).
- Los burbujeadores de vapor operan a temperaturas mucho más altas que los burbujeadores de aire.
- Las sustancias orgánicas que se encuentran en el agua se recuperan como una fase líquida separada.

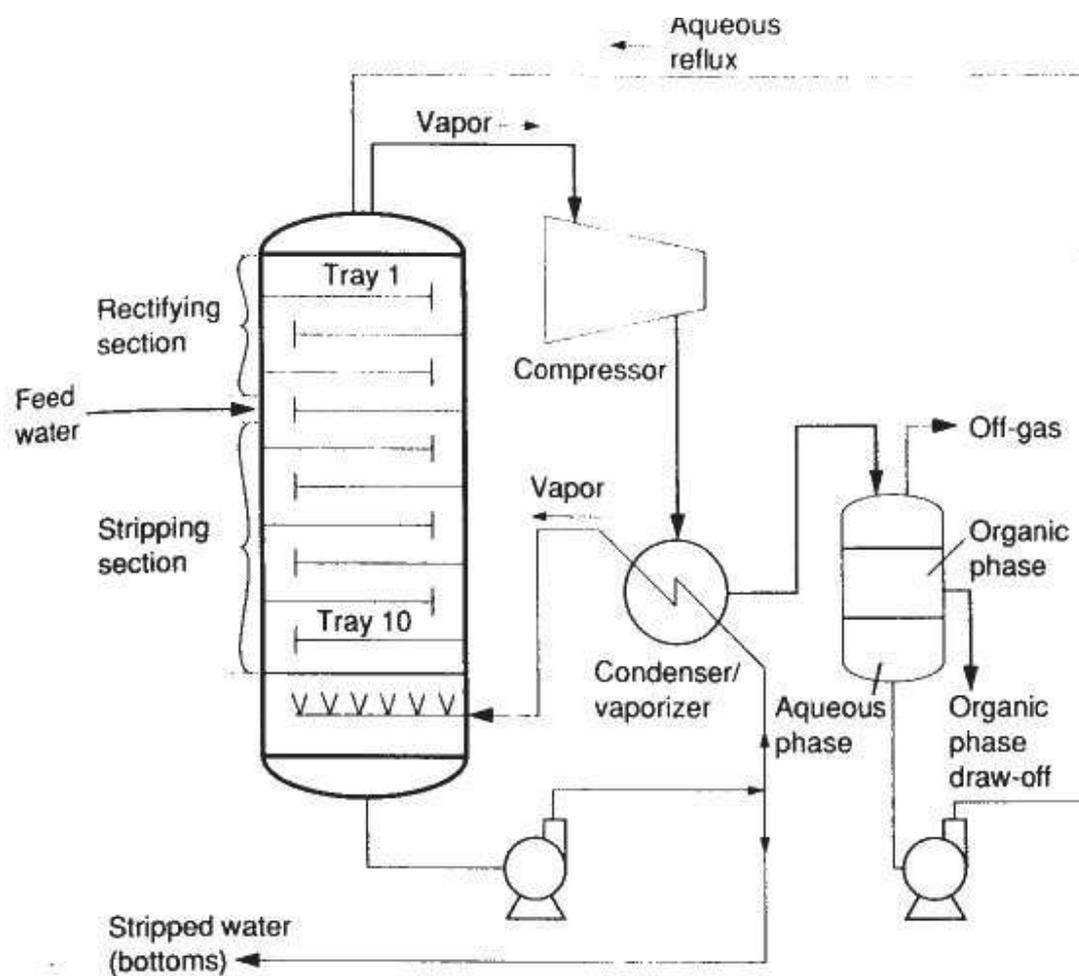
Límites de Efluentes de Mejor Tecnología Disponible Económicamente Factible (MTDEF) fijados para productos OCPSF y producción basada en la tecnología de Burbujeo de Vapor (40 CFR Part 414.101).

Contaminante	Concentración Máxima por día ($\mu\text{g/l}$)	Concentración Máxima por promedio mensual ($\mu\text{g/l}$)
Benceno	134	57
Tetracloruro de Carbono	380	142
Clorobenceno	380	142
1,2,4 – Triclorobenceno	794	196
Hexaclorobenceno	794	196
1,2 – Dicloroetano	574	180
1,1,1 – Tricloroetano	59	22
Hexacloroetano	794	196
1,1 – Dicloroetano	59	22
1,1,2 – Tricloroetano	127	32
Cloroetano	295	110
Cloroformo	325	111
1,2 – Diclorobenceno	794	196
1,3 – Diclorobenceno	380	142
1,4 – Diclorobenceno	380	142
1,1 – Dicloroetileno	60	22
1,2 - Trans-dicloroetileno	66	25
1,2 – Dicloropopano	794	196
1,3 – Dicloropropileno	794	196
Etilbenceno	380	142
Cloruro de Metileno	170	36
Cloruro Metílico	295	110
Hexaclorobutadieno	380	142
Tetracloroetileno	164	52
Tolueno	74	28
Tricloroetileno	69	26
Cloruro de Vinilo	172	97

En la Figura siguiente aparece un diagrama esquemático de un burbujeador de vapor, el cual opera a presión atmosférica.



Asimismo en la siguiente Figura, aparece un diagrama esquemático de un burbujeador de vapor que opera bajo vacío.



En ambas Figuras, la parte inferior del burbujeador de vapor burbujea aguas contaminadas de manera semejante a un burbujeador de aire. A esta sección se la denomina sección burbujeante de la columna. A la parte superior de la columna, por encima del punto de alimentación, se la denomina rectificadora. Esta sección de la columna es la encargada de enriquecer/ aumentar el contenido orgánico del vapor hasta un punto en el cual se alcanza una fase orgánica separada en la bandeja decantadora superior. El vapor aumenta porque en teoría se halla en equilibrio con el líquido saturado, el cual es alimentado por la parte superior de la columna. El proceso que consiste en la combinación de las secciones de burbujeo y rectificación es un proceso de transferencia de masa conocido como destilación dentro de la industria de procesos químicos. Es importante destacar que la destilación posee muchas otras aplicaciones en la industria química además de su aplicación al tratamiento de aguas residuales/ servidas como es el burbujeo de vapor.

En las Figuras anteriores, se puede apreciar que el agua contaminada alimentada al burbujeador de vapor se precalienta hasta alcanzar una temperatura próxima a la ebullición intercambiando calor con el agua saliente de la parte inferior de la columna de burbujeo. El agua contaminada ingresa a la columna en el punto de alimentación, y el agua fluye hacia abajo a través de la sección de burbujeo de la columna. El vapor sube contra la corriente a través de la columna. La columna opera a una temperatura apenas más alta que el punto de ebullición normal del agua, habitualmente en el rango de los 101°C a los 104°C. La diferencia de temperatura entre la parte superior y la parte inferior de la columna es mínima. Por lo general, se trata de unos pocos grados Celsius.

Dada la elevada temperatura dentro de la columna, las sustancias orgánicas volátiles del agua ejercen una presión de vapor más alta que en condiciones ambiente. A medida que las sustancias orgánicas se evaporan en la columna, pasan de la fase líquida a la fase gaseosa. Asimismo, a medida que el vapor sube por la columna, la concentración de sustancias orgánicas se incrementa en el vapor burbujeante.

El vapor sale por la parte superior de la columna en donde sufre un cambio de fase y se convierte en líquido en la bandeja de condensación de la parte superior. (El término bandeja de condensación hace referencia a un intercambiador de calor en donde se enfría el gas para llevar a cabo un cambio hacia la fase líquida). Este líquido se sobresatura con las sustancias orgánicas de manera que se forma una capa separada en la bandeja de condensación. Esta fase orgánica puede poseer una densidad mayor o menor a la fase acuosa de la bandeja de condensación, en consecuencia esta fase orgánica flotará o se hundirá en la bandeja de condensación. Esto aparece en la Figura 9-21, como una “Fase Orgánica” flotante.

La fase acuosa de la bandeja de condensación vuelve hacia la parte superior de la columna, en donde fluye hacia la parte inferior de la misma. Esta fase acuosa es saturada con las sustancias orgánicas debido a que la concentración de sustancias orgánicas en la fase acuosa se encuentra en equilibrio con la fase orgánica separada de la bandeja de condensación. Un análisis de la termodinámica del equilibrio de la fase junto con un balance de la masa mostrará que, a causa de que la alimentación en la parte superior de la columna se halla saturada con las sustancias orgánicas, el vapor que es liberado por la parte superior de la columna contendrá una alta concentración de

sustancias orgánicas suficiente para conformar una “fase orgánica” en el momento en que el vapor se condensa en una fase líquida.

En la última figura se puede apreciar un burbujeador de vapor que opera bajo condiciones de vacío en la columna. El burbujeador que opera con vacío cuenta con una sección burbujeante y una sección rectificadora y posee muchas similitudes con un burbujeador atmosférico. No obstante, el punto de ebullición del agua se reduce debido a que el burbujeador opera a una presión reducida. En consecuencia, la columna burbujeadora de vacío opera a una temperatura menor que una columna burbujeadora atmosférica. Los valores de operación habituales oscilan entre 60°C y 82°C y 0.2 a 0.5 atmósfera.

En un burbujeador de vapor a vacío, el vapor superior se comprime mecánicamente a una temperatura elevada que hará que el gas se condense. Asimismo la compresión mecánica del gas crea un vacío en la entrada del compresor, que a su vez genera condiciones de vacío en el burbujeador de vapor. La compresión mecánica de un gas libera un gran cantidad de calor que se recupera al vaporizar parte de los flujos inferiores a fin de generar el vapor burbujeante. La mezcla de la parte superior es decantada en fases orgánicas y acuosas separadas como sucede en un burbujeador de presión atmosférica, y la fase acuosa vuelve a la parte superior de la columna burbujeante como sucede en un burbujeador atmosférico.

Asimismo los burbujeadores de vapor pueden operar a presiones elevadas. La temperatura a la que opera el burbujeador resultará mayor que el punto normal de ebullición del agua debido a que la columna se encuentra bajo presión. La operación de un burbujeador de vapor presurizado resulta relativamente común en las refinerías donde se burbujea sulfato de hidrógeno y amoníaco de las aguas industriales antes de que se descarguen en una planta de tratamiento de aguas servidas/residuales. No obstante, el uso del burbujeo de vapor presurizado no resulta una práctica habitual fuera de la industria de la refinería de petróleo ya que la presión alta complica la operación de un burbujeador de vapor.

Podría utilizarse un burbujeante de vapor en el caso de aguas que contienen compuestos orgánicos volátiles que son altamente solubles en el agua (por ej. acetona, etanol). En este caso, no se formaría una fase orgánica separada en la bandeja de decantación superior. El propósito de dicha utilización consistiría en incrementar la concentración COVs en el agua y en consecuencia reducir el volumen de agua para una unidad de tratamiento posterior. A pesar de que esto resulta en la teoría, en la práctica el capital extra y los gastos de operación y mantenimiento de un burbujeador de vapor superan los beneficios obtenidos al reducir el índice volumétrico a las operaciones de unidades downstream.

OXIDACIÓN QUIMICA

En general, el objetivo de la oxidación química es depurar residuos al agregar un agente oxidante para transformar químicamente los componentes de los residuos. Por ejemplo, una molécula

orgánica puede convertirse en dióxido de carbono y agua o en un producto intermedio que sea menos tóxico que el original. Este intermedio podría ser receptivo de un tratamiento posterior mediante métodos biológicos.

La oxidación química de los residuos es una tecnología bien establecida que es capaz de destruir una amplia gama de moléculas orgánicas, que incluyen COV clorados, mercaptáns, y fenoles, y orgánicos tales como el cianuro. Los agentes oxidantes más comúnmente utilizados para el tratamiento de residuos peligrosos son: ozono, peróxido de hidrógeno, y cloro. Por lo general, la luz ultravioleta (UV) se agrega conjuntamente con el ozono y/o el peróxido de hidrógeno para acelerar la oxidación de los COV clorados.

La oxidación y las reacciones de reducción ocurren en pares para comprometer una completa reacción de oxidación-reducción. En la oxidación química para el tratamiento de residuos peligrosos, se agrega un agente oxidante para oxidar los componentes de los residuos de interés, que sirven como agentes de reducción. Los agentes oxidantes no son específicos y reaccionarán con cualquier agente de reducción presente en la corriente de residuos. Por consiguiente, estos procesos son más económicos cuando los orgánicos más allá de los de interés están en baja concentración. Por ejemplo, en la oxidación de cianuros, la presencia de grandes cantidades de otras moléculas orgánicas requerirá cantidades excesivas del agente oxidante que se va a utilizar. Asimismo, las reacciones entre algunos agentes oxidantes (por ej., el cloro) y algunos orgánicos (por ej., hidrocarburos) pueden dar por resultado la sustitución del cloro antes que la destrucción de los orgánicos. El hidrocarburo clorado resultante puede ser más tóxico que el residuo original.

Aunque la oxidación química es generalmente aplicada a residuos líquidos peligrosos y a aguas subterráneas contaminadas, los suelos pueden también ser receptivos de estos procesos. Los suelos contaminados pueden ser excavados y tratados en forma de lodo en recipientes de reacción. Sin embargo, debido a que la excavación es un proceso caro, la tendencia en la tecnología de limpieza de suelos es utilizar los procesos in situ. La viabilidad de una oxidación química in situ depende de la habilidad para obtener reactivos en contacto con contaminantes, que es una función más propia de las propiedades del suelo, como ser la permeabilidad, que de una química de procesos. En las tecnologías de remediación que emplean agregados de ozono o de peróxido de hidrógeno (dos de los más comunes agentes oxidantes en el tratamiento de residuos peligrosos) para suelos in situ, la volatilización incrementada de contaminantes y la actividad biológica de los microorganismos nativos,

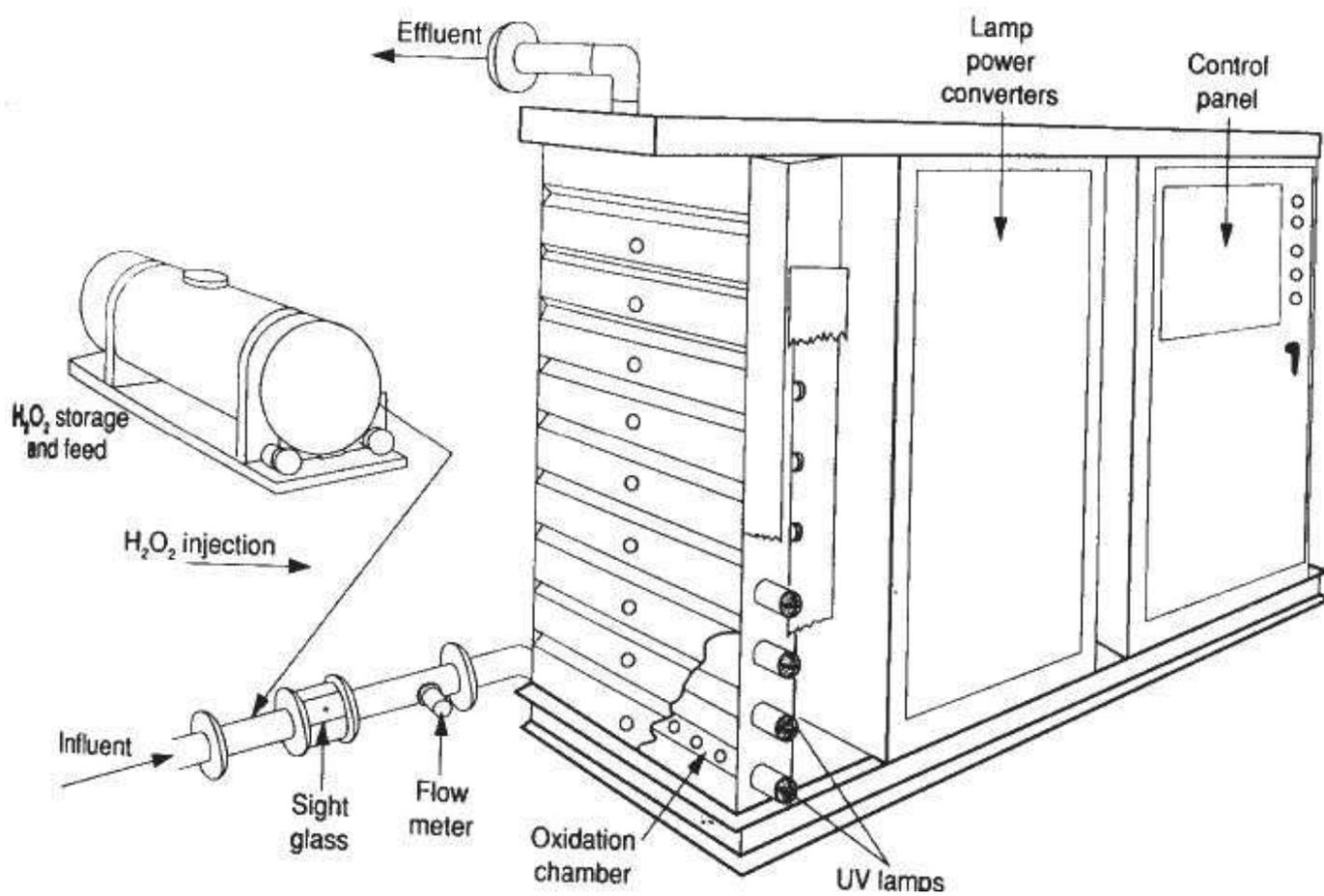
en lugar de la oxidación química, son los mecanismos primarios de remediación. Por consiguiente han sido ampliamente desarrollados y aplicados para la remediación del predio en la aireación de suelos in situ y en la bioremediación.

Descripción del Proceso

La oxidación química es generalmente conducida en tanques completamente mezclados o en reactores de corriente obturadora. El agua contaminada se introduce por un lado del tanque y el agua tratada sale por el otro lado. El agente oxidante es inyectado en el agua contaminada justo antes de que ingrese al tanque o es dosificado directamente en el tanque. Se debe suministrar la mezcla completa del agua con el agente oxidante, ya sea mediante agitación mecánica, presión, o burbujeo en el tanque. La mezcla completa, que previene el corto circuito en el tanque, es necesaria para asegurar el contacto de los contaminantes con el agente oxidante por un lapso mínimo de tiempo, y, de este modo, reducir la dosis química requerida para obtener una concentración efluente específica.

El ozono se deriva del oxígeno atmosférico utilizando energía eléctrica para dividir el oxígeno en dos radicales de oxígeno (O.), que inmediatamente se combinan con otras moléculas de oxígeno (O₂) para formar ozono (O₃). El ozono es inestable bajo condiciones ambientales normales y se descompone sin dificultad de nuevo en oxígeno. El ozono se agrega al residuo líquido en forma de gas, ya sea a través de difusores porosos por la parte inferior de un tanque, o a través de un inyector donde la presión producida conduce al ozono al inyector y lo mezcla con el líquido.

El peróxido de hidrógeno (H₂O₂) y la luz UV son generalmente utilizados en forma conjunta. Un arreglo típico se muestra en la siguiente figura. El peróxido de hidrogeno se almacena en el lugar como una solución del 35 al 50%. La alta solubilidad del H₂O₂ en agua evita la necesidad de un equipo de mezcla, reduciendo el número de partes móviles en el sistema.



El cloro (Cl_2), uno de los agentes oxidantes, es un gas pesado que rápidamente licúa bajo presión. El cloro líquido está comercialmente disponible en cilindros de 150-lb y 1-ton. Para la aplicación de tratamientos de residuos acuosos, el cloro líquido se evapora en gas y luego se mezcla con agua en un alimentador de solución. Esta solución concentrada se agrega luego al residuo líquido. El hipoclorito de calcio en seco se disuelve también en agua antes de la aplicación al residuo líquido.

Consideraciones de Diseño

Ozono. Durante largo tiempo se ha utilizado el ozono como desinfectante en aplicaciones para el tratamiento de aguas y aguas industriales. El ozono es un gas azul a temperaturas y presiones normales y posee un olor intenso. Resulta irritante a las membranas mucosas y constituye un importante contaminante de superficie en la atmósfera en muchas áreas. El ozono es un oxidante poderoso y reacciona con la mayoría de las sustancias orgánicas. La mayoría de los productos de reacción son menos tóxicos y muchos de ellos son biodegradables.

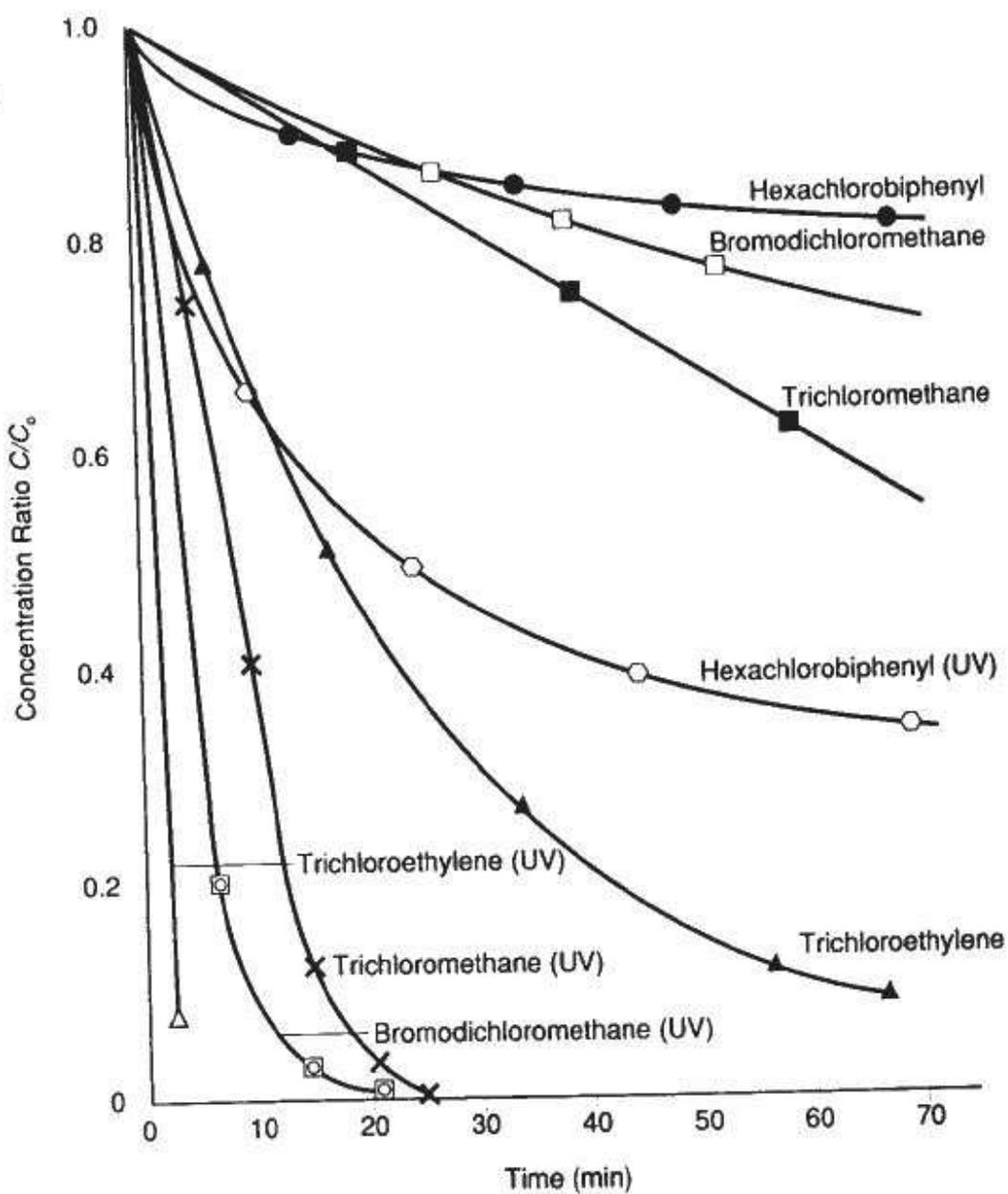
Las reacciones entre el ozono y las moléculas orgánicas incluyen la inserción de oxígeno en un núcleo benzénico, la rotura de los enlaces dobles y la oxidación de alcoholes.

La ozonólisis del enlace $\text{C}=\text{C}$ produce aldehídos y acetonas.

Los alcoholes reaccionan con el ozono para formar ácidos orgánicos:

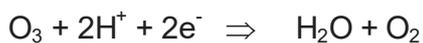


Los compuestos aromáticos pueden convertirse en fenólicos tóxicos a un pH mayor a 9 y en la presencia de sales reductoras/ oxidantes tales como hierro o manganeso. El ozono reacciona con un amplio espectro de compuestos orgánicos según se describe en la siguiente figura. Cabe destacar la notable reducción del tiempo requerido que se logra mediante el uso de la luz ultravioleta con el ozono.



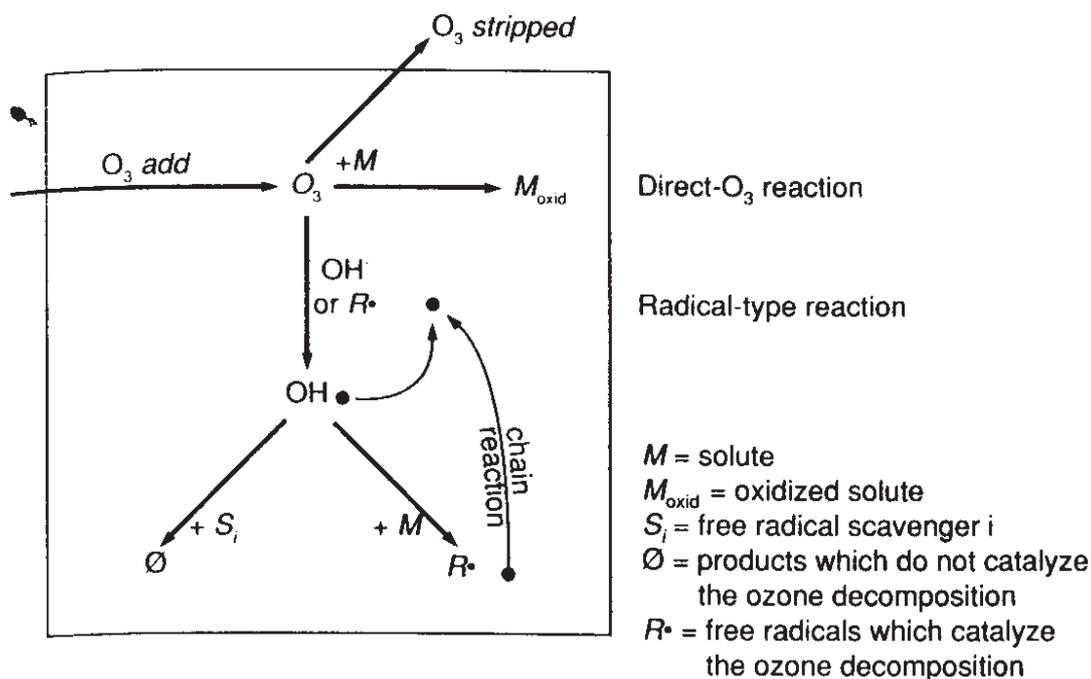
La ventaja primordial del ozono como agente oxidante es que posee gran energía libre, lo que indica que la reacción de oxidación puede proseguir hasta la finalización.

Glaze indica un valor de $\Delta G^\circ = -400\text{KJ/mol}$ para la reacción de ozono para formar agua y oxígeno:



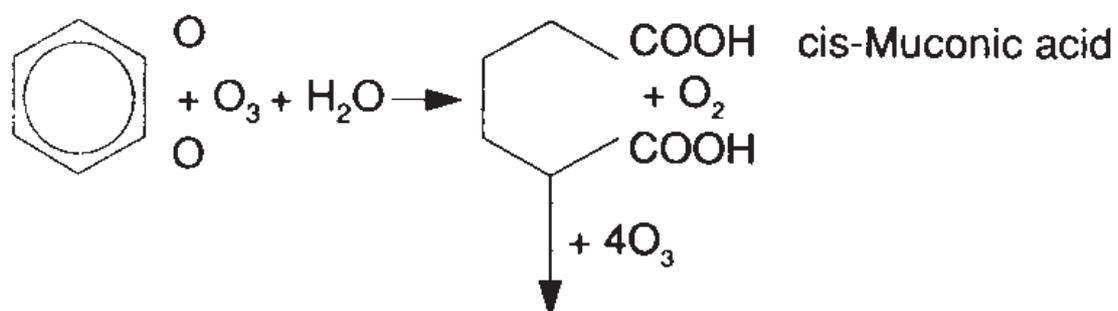
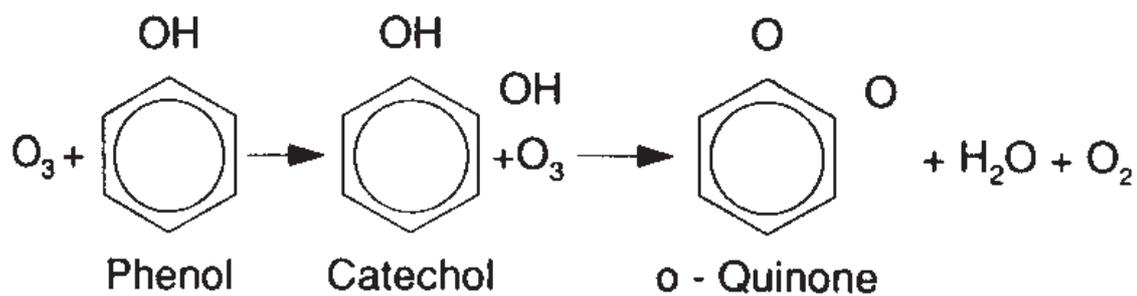
No obstante, la cinética indica que los índices de reacción para la oxidación del ozono no son siempre altos. Una desventaja del ozono lo constituye su rápida disociación a oxígeno en la atmósfera. Esta disociación puede competir con cualquier reacción de oxidación química durante el tratamiento de residuos, y en consecuencia, el ozono debe generarse y aplicarse inmediatamente en el lugar del tratamiento.

La transformación de compuestos en soluciones acuosas por acción del ozono por medio de su descomposición en agua se debe a una cadena de reacción que contiene el radical (Hidroxilo) $\cdot\text{OH}$.

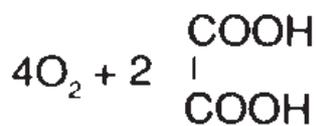
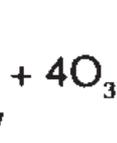
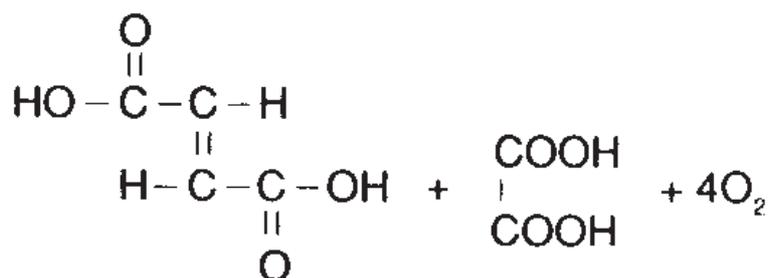


La constante del índice de reacción para la destrucción de sustancias orgánicas por acción del .OH oscila por lo general entre 10^7 a 10^9 . En la Fig. 9-30 se describe un esquema de los diferentes tipos de reacciones O_3 .

El fenol resulta fácilmente reducido/ degradado por el ozono. Trabajos previos de Eisenhauer indican que la destrucción del fenol realizada por el ozono sigue el curso que se indica en la Figura siguiente.



Fumaric acid



Oxalic acid

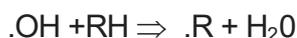
En las aplicaciones más recientes de O_3 a la oxidación de residuos tóxicos, se ha incluido luz ultravioleta (UV) o H_2O_2 ya que los ácidos orgánicos simples tales como los ácidos acéticos y oxálicos no se degradan fácilmente a menos que sean catalizados por la luz UV o ayudados por H_2O_2 .

Las principales desventajas que surgen con respecto a la utilización de ozono son el costo y la dificultad para inyectar el gas de manera eficiente. Posselt y Weber indican que sólo pueden producirse alrededor de 150 gramos de O_3 por kWh de potencia de entrada, en contraposición a un valor teórico de 1058 g/kWh.

Los costos de la generación de Ozono son de aproximadamente de U\$S2,400/ kg por día para plantas con una producción de 900 kg por día, y resultan mucho más altos para sistemas pequeños. La ozonización del cianuro cuesta entre U\$S0.14-0.64 por libra de cianuro destruido.

Peróxido de Hidrógeno

El peróxido de Hidrógeno se asemeja al ozono en cuanto a que ante la presencia de un catalizador de hierro (el reactivo de Fenton) produce el radical de hidroxilo ($\cdot OH$). Este radical reacciona con los compuestos orgánicos para producir un radical orgánico reactivo.



El radical orgánico puede reaccionar nuevamente con el peróxido para producir un radical de hidroxilo adicional:



Se ha demostrado que el peróxido de hidrógeno resulta efectivo en la oxidación de sustancias orgánicas del suelo a través del tratamiento in situ. Watts, et al. registra el 99.9% de degradación de los suelos contaminados con pentaclorofenol (PCP), notando que la reducción en el carbón orgánico total siguió de cerca a la remoción de PCP. Asimismo se notó que:

El fenómeno de que el carbón orgánico se removió inmediatamente después de la degradación del PCP sugiere que el ataque del radical de hidroxilo sobre los productos es más rápido que en el compuesto matriz. Los altos índices de degradación del producto pueden explicarse por el bajo estado de oxidación de la cadena ya que ésta se encuentra hidroxilada (es decir, que se le agregó hidroxilo) y el incremento de solubilidad del agua de los productos.

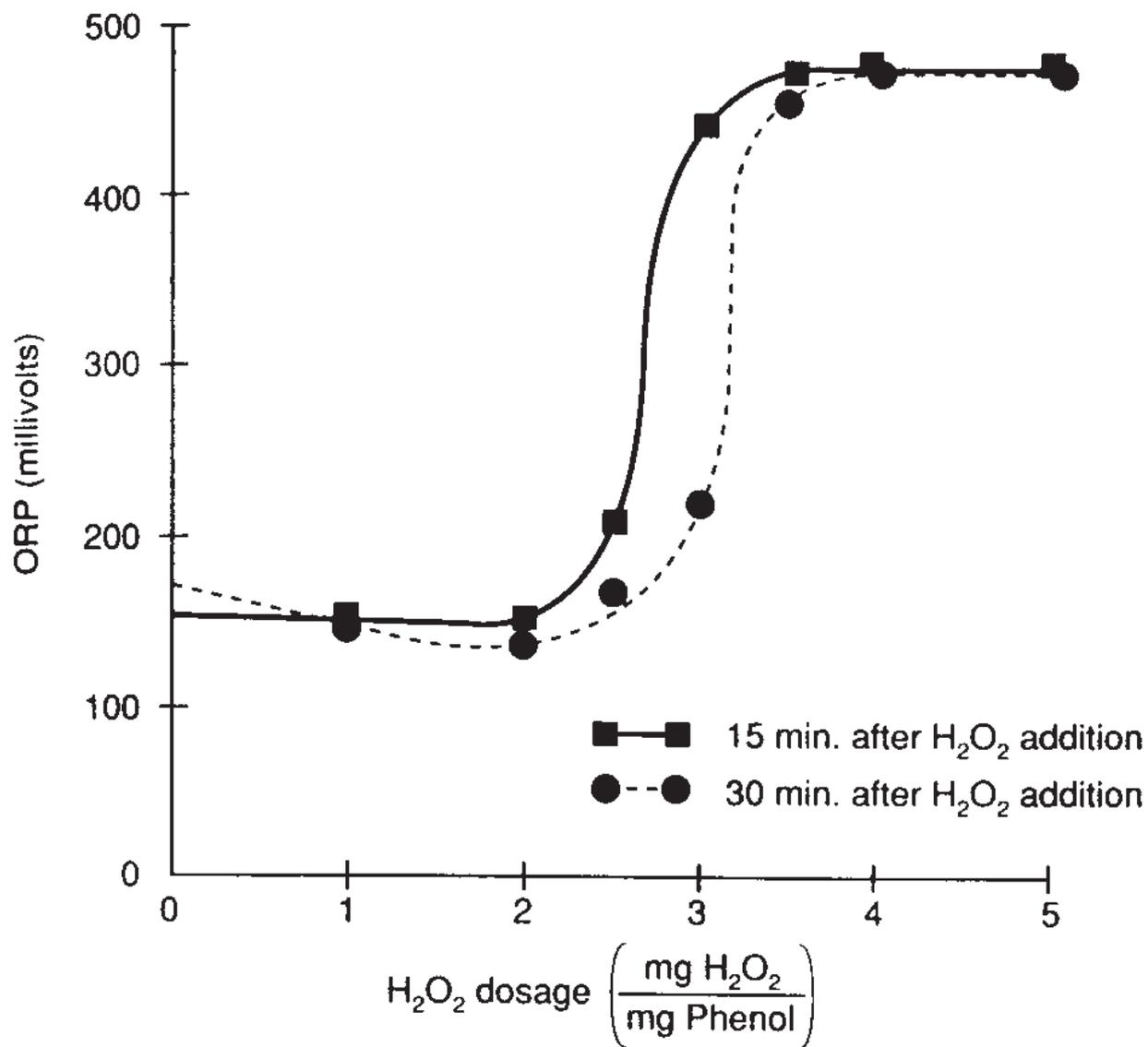
Schmitt informó acerca de la utilización de peróxido de hidrógeno para el tratamiento de residuos líquidos burbujeantes de pintura que contienen los siguientes contaminantes:

Cloruro Metileno	50-1,000 mg/L
Fenol	500-6,000 mg/L
Cromo	15-400 mg/L

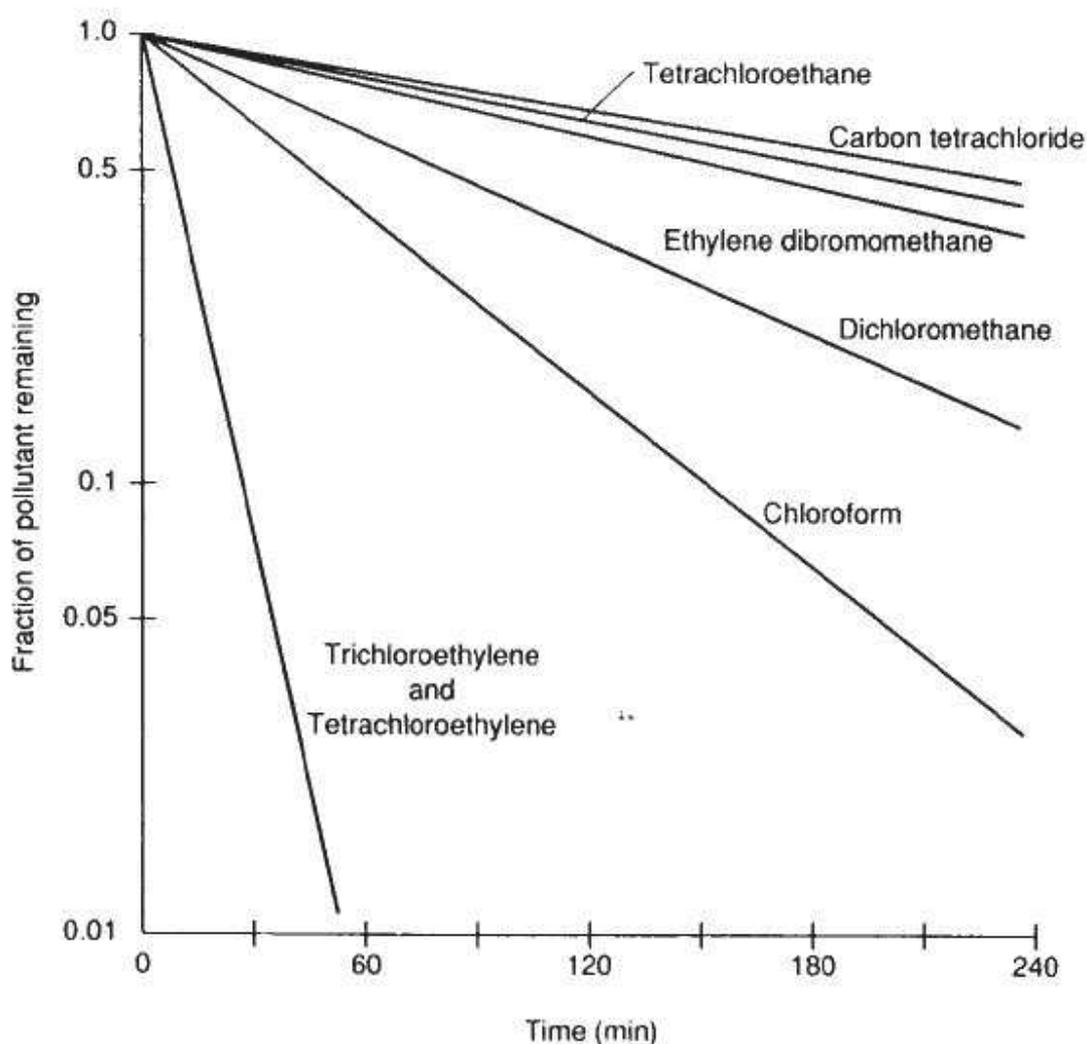
Se ha demostrado a través de estudios piloto que el 99% del fenol podría destruirse siguiendo reducción y precipitación Cr^{6+} , con una dosificación de 2.5g H_2O_2 por gramo de Fenol, con un nivel de catalizador de hierro de 0.05 mg Fe^{2+} /mg H_2O_2 . Sin embargo, persistió una considerable cantidad de color. El color pudo removerse con una dosificación de peróxido/ fenol de 7:1, pero esto ocasionó la liberación de gas O_2 y elevó la temperatura de los residuos por encima de los 15,5°C.

Estudios más avanzados han demostrado que el tratamiento de H_2O_2 debería preceder la reducción Cr^{6+} . Se ha recomendado un sistema de control ORP siguiendo la información de la Figura anterior a fin de asegurar la destrucción de fenol y evitar la sobredosificación. No sólo resultó que el fenol fue oxidizado de manera efectiva, sino que además se incrementó la posterior reducción y precipitación del cromo.

La efectividad de H_2O_2 puede verse considerablemente incrementada por la luz UV según se ilustra en la figura siguiente.



La aplicación de H_2O_2 + luz UV es una tecnología que tiene costos operativos que oscilan entre U\$S1 a U\$S10 por millar de galones tratados. Cuando se utiliza UV para catalizar las reacciones de peróxido, la habilidad del agua para transmitir luz resulta de importancia, y se debe obtener información acerca de la transmisibilidad de la luz. Se puede requerir pretratamiento para la remoción de color, hierro o sólidos suspendidos. La efectividad del tratamiento con H_2O_2 + UV depende de qué compuestos orgánicos se deban destruir. Esto se ilustra para el caso de los alifáticos halogenados en la figura siguiente.



Cloro

El cloro o los compuestos de cloro tales como el dióxido de cloro se utilizan frecuentemente como agentes de oxidación químicos en las aplicaciones de tratamiento de residuos. Para las aplicaciones de tratamiento de residuos acuosos, el cloro se evapora en gas y se mezcla con agua para proporcionar una solución ácida hipoclorosa (HOCl):



El ácido hipocloroso se ioniza de la siguiente manera:



Esta ecuación depende considerablemente del pH, siendo la constante de disociación del ácido hipocloroso de aproximadamente 7.6 a temperaturas ambientes. El poder de oxidación del cloro tiende a incrementarse con el pH. Con valores de pH mayores a 7.5, el OCl^- es la especie que predomina en la última ecuación.

Una aplicación de oxidación con cloro que se utiliza con mucha frecuencia es la destrucción del cianuro. Bajo condiciones alcalinas, el cianuro se convierte en un cianato menos tóxico:



Se debe tener precaución a fin de mantener el pH por encima de 10 para esta última reacción a fin de evitar la producción de un gas tóxico, el cloruro cianógeno.



Bajo condiciones caústicas, el cloruro cianógeno se convierte en cianato de sodio:



El cianato se destruye por la reacción alcalina con cloro:



En la práctica, se debe agregar un exceso de cloro para asegurar que no se produzca el cloruro cianógeno.

Las reacciones antes mencionadas proporcionan información a fin de determinar la cantidad estequiométrica de cloro que se necesita. No obstante, las cantidades reales

que se requieren para los sistemas de tratamiento dependerán de los componentes de los residuos tales como metales y agentes reductores que generen una demanda química para el cloro. Además, el cloro no es estable en las soluciones acuosas y algo se perderá en descomposición. En el caso de que el cianuro se encuentre en forma de compuestos de hierro o níquel, la destrucción del cianuro por acción del cloro resulta más difícil. El ferrocianuro ($[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$) se convierte en ferricianuro ($[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-}$) y la destrucción adicional causada por el cloro resulta ineficaz. En cuanto al Ni, se recomienda una dosificación extra por encima del 20% aproximadamente.

FLUIDOS SUPERCRTICOS

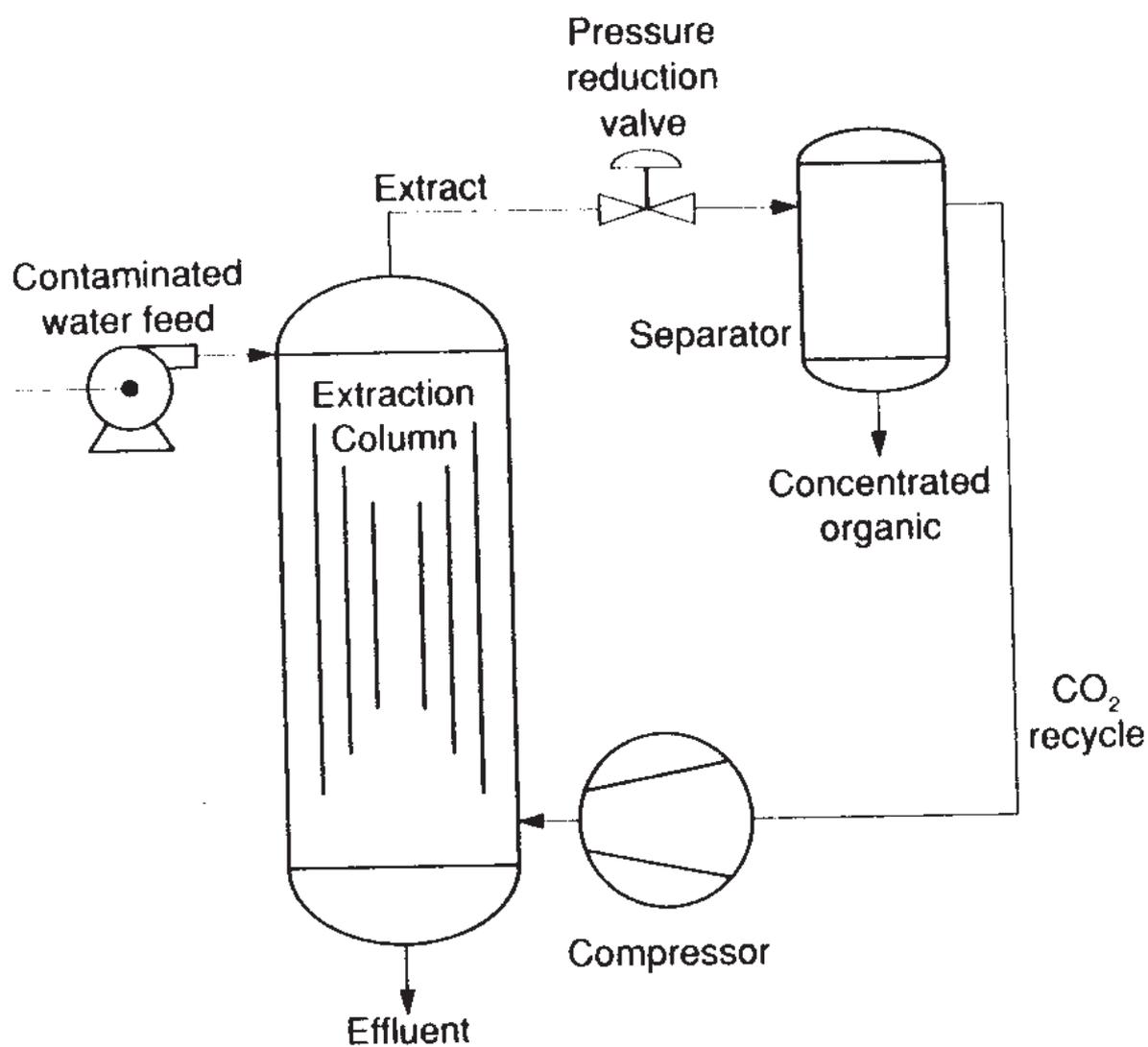
La extracción con fluidos supercríticos (FSC) y la oxidación con agua supercrítica (OASC) representan tecnologías de emergentes en el tratamiento de residuos peligrosos, Los fluidos supercríticos son materias que a temperatura y presión elevadas poseen propiedades entre las de los líquidos y las de los gases. En la extracción FSC, los orgánicos en suelos, sedimentos, o agua se disuelven en el fluido en condiciones de presión y temperatura elevadas y se liberan del FSC a presiones y temperaturas menores. En la oxidación con agua supercrítica, el agua y el aire contaminados se combinan por encima del punto crítico del agua donde la completa oxidación de los componentes orgánicos ocurre rápidamente.

DESCRIPCION DEL PROCESO

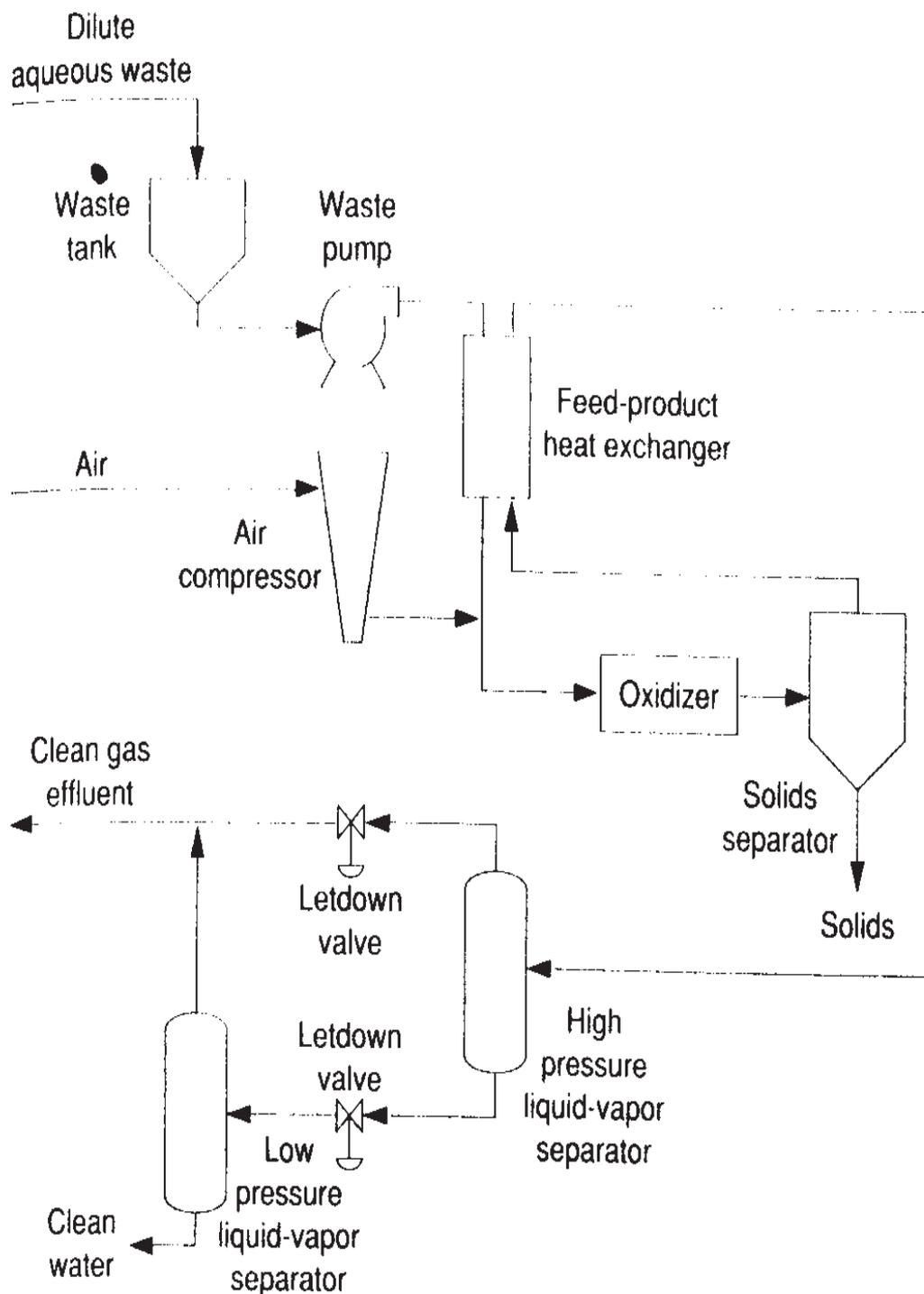
En la extracción FSC, la corriente contaminada (líquida o sólida) se introduce en el recipiente de extracción en el cual el fluido de extracción, presurizado y calentado hasta el punto crítico en el compresor, se carga continuamente.

El contaminante orgánico en la corriente contaminada se disuelve en el FSC, el que luego se expande al pasar a través de una válvula de reducción de presión. La expansión del FSC disminuye la solubilidad del contaminante orgánico en el mismo y, de este modo, da por resultado la separación del contaminante orgánico del fluido de extracción. El FSC se recomprime entonces, y se recicla hacia el recipiente de extracción.

Alternativamente, en lugar de reducir la presión del FSC que sale, la temperatura puede ser reducida a una presión constante mediante el paso del FSC a través de un permutador térmico. El resultado final es también una reducción en la solubilidad del contaminante orgánico en el FSC y la separación de ambos componentes. En este caso, se utilizó un soplante en lugar de un compresor, y el fluido de extracción separado que entra en el recipiente del proceso es calentado en el mismo permutador térmico utilizado para enfriar el FSC que sale.



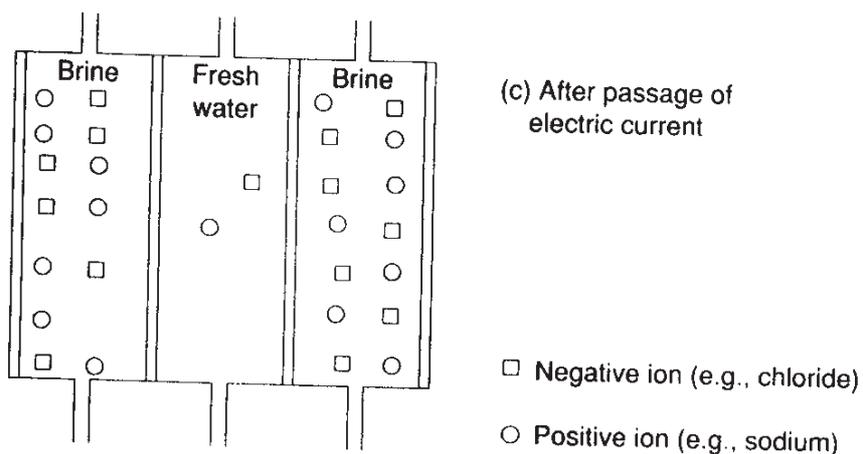
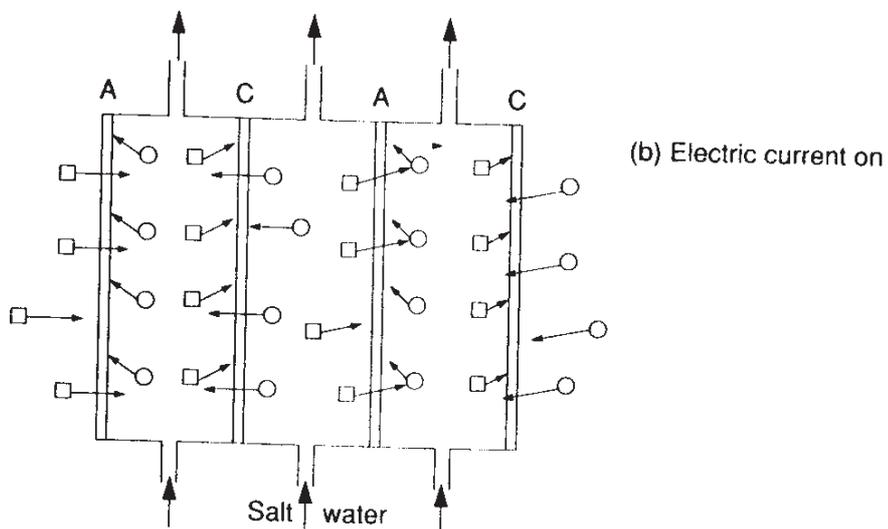
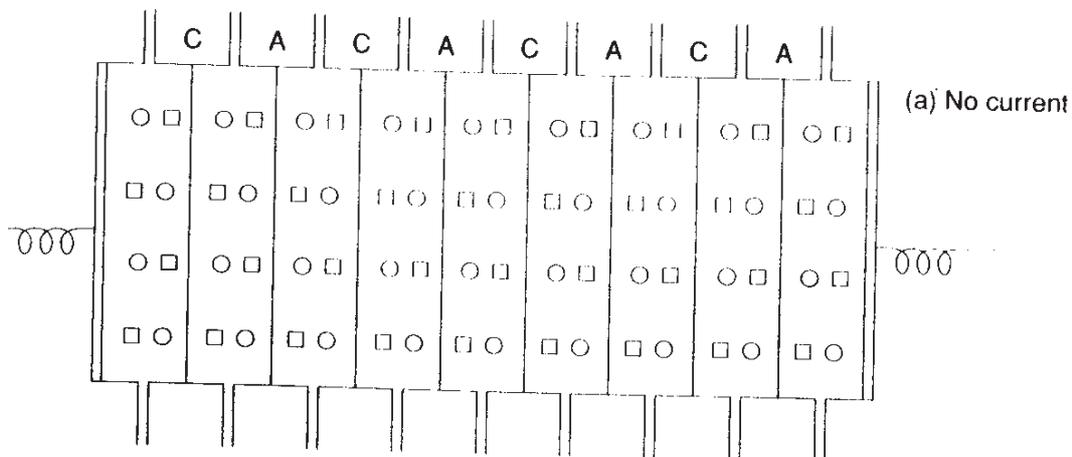
En la oxidación del agua supercrítica, el agua calentada y presurizada (en condiciones supercríticas) que contiene contaminantes orgánicos se mezcla con aire comprimido en un reactor (oxidante). La oxidación de los orgánicos en el reactor toma lugar en un lapso breve (se han informado tiempos de permanencia de menos de un minuto a 600-650°C [1,112-1,200°F] para producir eficiencias de remoción de 99.9999%). Desde el oxidante, la mezcla pasa a través de un separador de sólidos (la solubilidad de los compuestos inorgánicos en agua disminuye en cerca de tres a cuatro ordenes de magnitud cuando el agua esta en condiciones supercríticas) y a través de separadores de vapor de baja y alta presión para separar los gases (principalmente CO₂ Y N₂) del agua efluente. Una porción de la energía recuperada del separador de alta presión se utiliza para comprimir el aire efluente.



Procesos de membrana

La aplicación de membranas para separar el agua de los contaminantes es una tecnología bien establecida en la industria. Por ejemplo, un proceso de membrana (ósmosis inversa) se utiliza para producir agua industrial de una extremada alta calidad en la fabricación de semiconductores, para lo cual el contenido mineral del agua potable común es demasiado alto. El término **membrana** se refiere generalmente a una barrera para el flujo que permite el paso del agua, iones, o moléculas pequeñas (**membrana semi-permeable**). Sin embargo, los procesos de membrana no operan como un proceso de filtración convencional. En muchas aplicaciones, la solución fluye en paralelo a la membrana y la transferencia del soluto o solvente ocurre a través de la aplicación de corriente eléctrica continua (electrodialisis) o de presiones altas (ósmosis inversa y ultrafiltración) a la solución. La membrana puede estar hecha de una matriz sólida o de gel expandido.

Las membranas utilizadas en los procesos industriales están expuestas a la bioincrustación y la degradación, que limita su aplicabilidad en muchas situaciones de tratamiento de residuos. La aplicación de estos procesos en la gestión de residuos peligrosos está generalmente limitada a aquellas instancias en donde los materiales extremadamente tóxicos no pueden ser removidos mediante tecnologías más eficaces en función de los costos. La investigación se está dirigiendo a la producción de membranas resistentes a la contaminación o a nuevos procedimientos de limpieza utilizados para prevenir la bioincrustación.



DE 0 10

Los tres procesos de membrana de interés al gestionar residuos peligrosos son: **electrodiálisis, ósmosis inversa, y ultrafiltración.**

Descripción del Proceso. La electodiálisis, la ósmosis inversa, y la ultrafiltración tiene diferentes modos de operación y, de este modo, utilizan diferentes tipos de membranas.

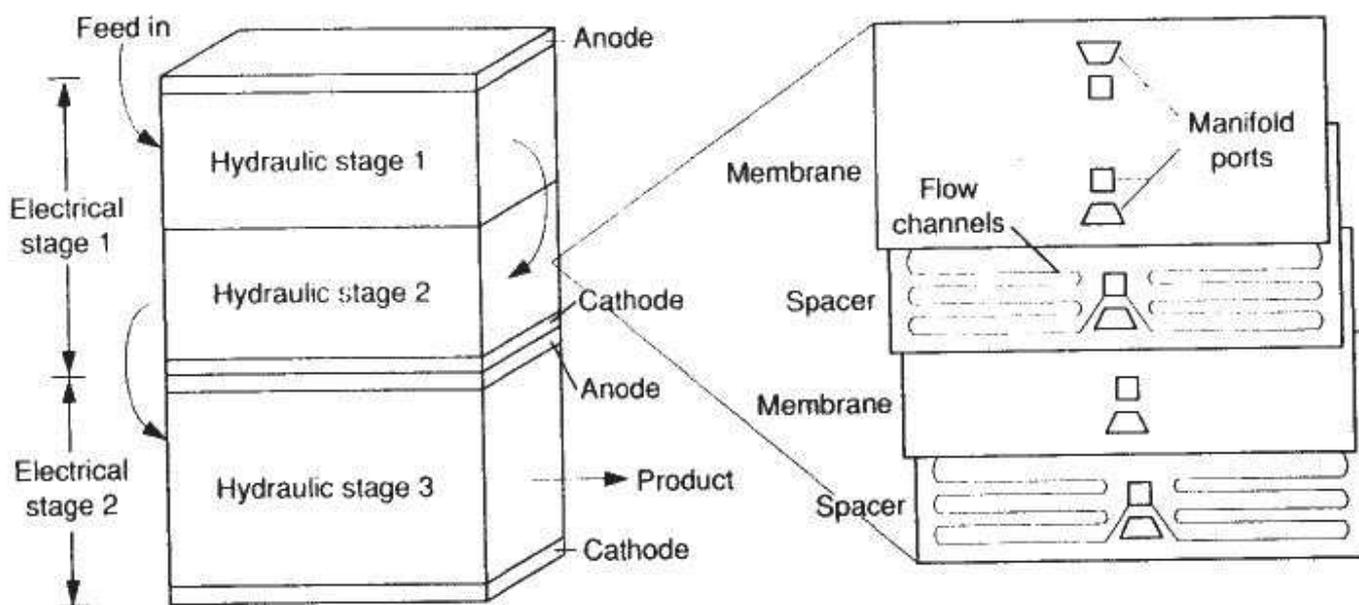
Electrodiálisis. La electrodiálisis consiste en la separación de especies iónicas del agua mediante la aplicación de un campo eléctrico de corriente continua. Las membranas selectivas de iones utilizadas en electrodiálisis (membranas de intercambio de anión y catión) permiten el pasaje de cationes a través de la membrana de intercambio de catión y el pasaje de aniones a través de la membrana de intercambio de aniones. Al alternar la membrana de intercambio de anión y de catión entre los dos electrodos, se crean celdas concentradas y diluidas alternas (ver Fig anterior). Esto da por resultado la separación de las especies iónicas del agua. Un diseño de celdas más nuevo incorpora la inversión periódica de corriente para reducir la bioincrustación.

La electrodiálisis se utiliza en la industria de la galvanoplastia para el reciclado de metales y agua purificada. Debido a que un pasaje simple a través de una celda de electrodiálisis usualmente remueve sólo un 30 o 60 por ciento del metal, el reciclado de la solución salina producida para la entrada de alimentación es necesario hasta que se alcance la concentración deseada de metal. Esta solución salina se regresa a la solución de niquelado, mientras el agua tratada se regresa a los tanques de enjuague.

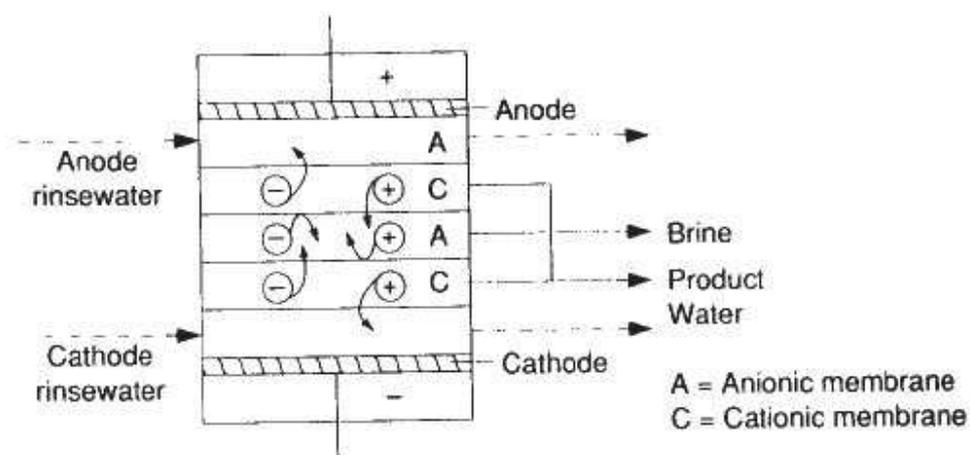
Según se muestra en la figura próxima, cientos de celdas individuales pueden combinarse con dos electrodos. Las membranas tienen cerca de 0.5 mm de espesor y los espaciadores que distribuyen el líquido sobre la superficie de la membrana tienen 1 mm de espesor. Los electrodos deben ser continuamente enjuagados para prevenir la construcción de gas hidrógeno en el cátodo y oxígeno o cloro en el ánodo.

Las unidades de electrodiálisis típicas operan a presiones en el orden de los 276 a los 414 kPa (40 a 60 psi). Generalmente, el 90% de la alimentación se transforma en agua de producto, mientras el 10% aproximadamente permanece como concentrado.

Una modificación de la tecnología que utiliza la celda de tres compartimentos se muestra en la Fig. 18. Una solución salina MX (catión M, anión X) entra al compartimento central y se separa en corrientes ácidas (HX) y básicas (MOH) mediante energía eléctrica. La membrana bipolar es un compuesto de una membrana selectiva de anión y una membrana selectiva de catión con una entrecara. El agua en la entrecara se disocia eléctricamente para formar H^+ y OH^- .

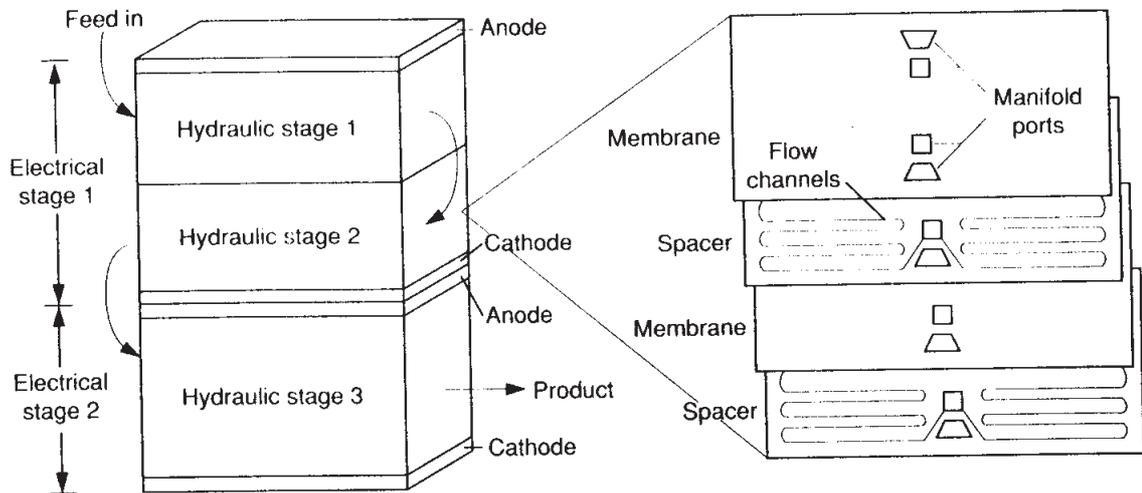


Typical electrodiolysis stack

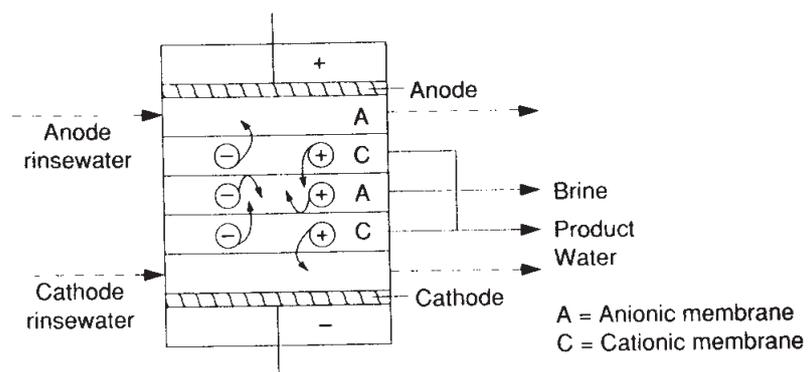


Schematic of electrodiolysis cell

Esta celda de tres compartimentos ha sido aplicada para la regeneración del líquido de decapado consumido. El proceso comienza con el tratamiento preliminar que consiste en la neutralización de KOH para formar un KF/KNO₃, solución que es luego filtrada utilizando tierra de infusorios. Una celda de electrodiálisis entonces regenera ácidos nítricos y fluorhídricos, que luego son regresados al proceso de decapado. Se utiliza una unidad de electrodiálisis convencional para recuperar agua del de pastilla de filtro. El proceso se ilustra en la figura siguiente.



Typical electrodiálisis stack



Schematic of electrodiálisis cell

Ósmosis Inversa

En la ósmosis inversa, se separa un solvente de la solución mediante la aplicación de una presión mayor que la presión osmótica, forzando de este modo al solvente a través de la membrana semi-permeable.

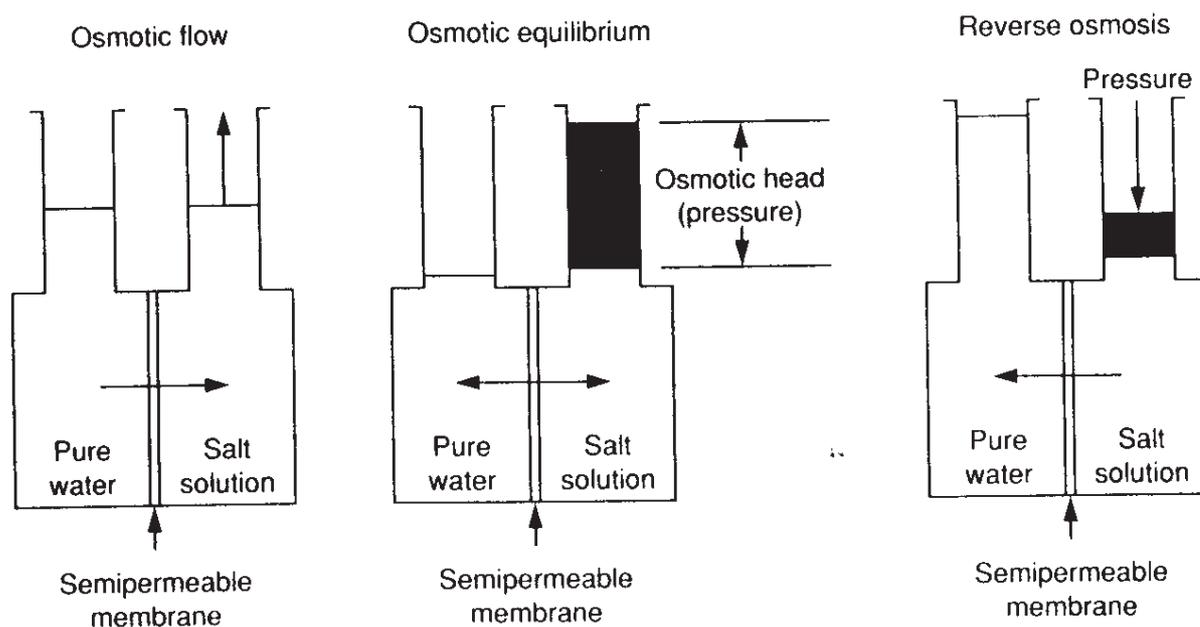
La ósmosis es la transportación de un solvente tal como el agua a través de una membrana semi-permeable vía difusión. La fuerza directriz es la concentración de el soluto descendiente en la dirección inversa del flujo del solvente. El proceso se ilustra gráficamente en la Figura de la página proxima. En el diagrama de la izquierda, el agua fluye desde el lado del agua potable hacia el lado de sal debido a que la concentración de sal es mayor a la derecha y el sistema tiende a moverse hacia un estado de equilibrio osmótico. La membrana semi-permeable permitirá pasar a las moléculas de agua, pero a las moléculas de sal sólo a una pequeña fracción. Esto da por resultado un aumento de la presión en la solución salina hasta que la presión osmótica se alcance (diagrama central). Al llegar a este punto, hay equilibrio y la transportación neta del solvente es cero. La ósmosis inversa (OI) ocurre si la presión mecánica muy en exceso de la presión osmótica se aplica a la solución salina. Esto da por resultado la transferencia de agua desde la solución salina a través de la membrana hacia el lado de agua potable (diagrama derecho).

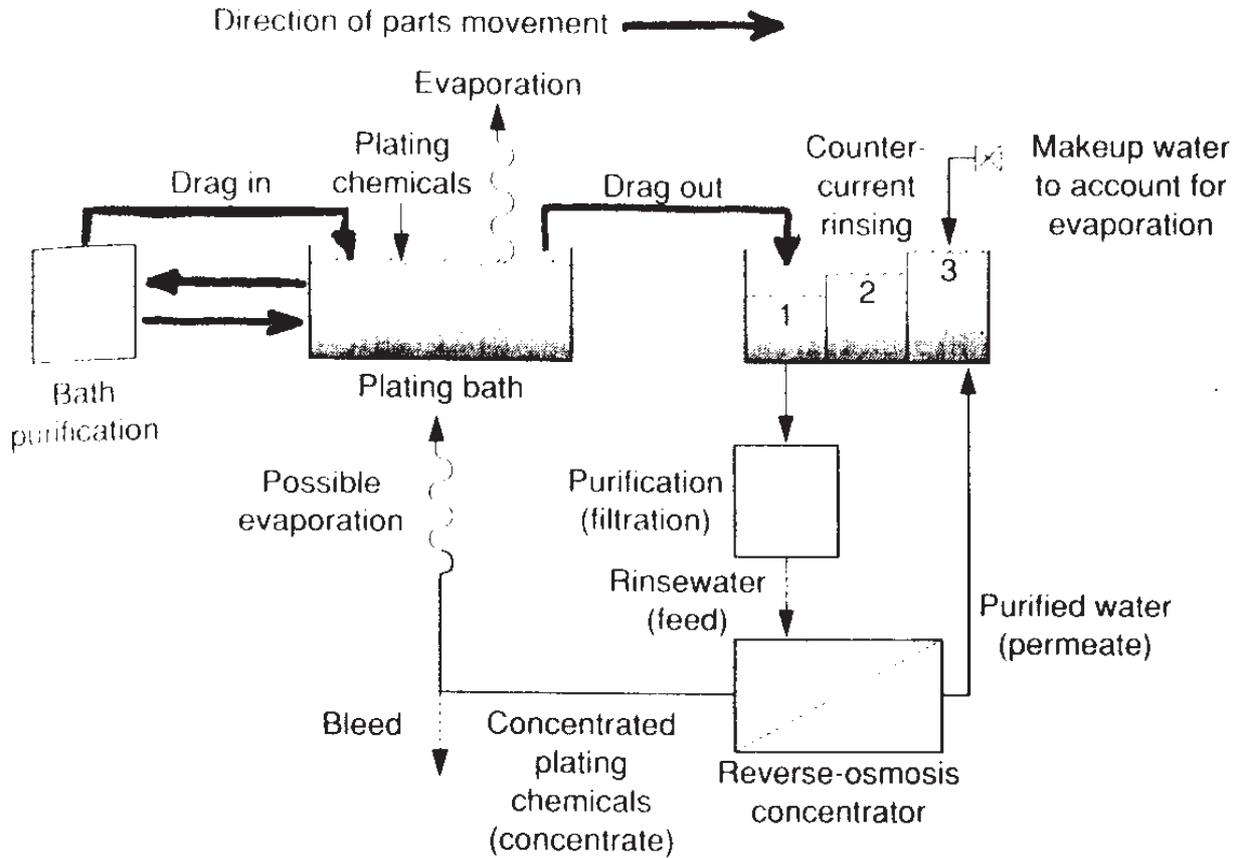
Una unidad de ósmosis inversa está compuesta por diversos módulos a los que se agrega la alimentación a través de un bombeo a alta presión. El alimento debe bombearse a una presión lo suficientemente alta como para mantener la diferencia de presión de diseño en el último módulo. La diferencia entre el sistema y la presión osmótica está usualmente alrededor de los 1,000 kPa (145psi) con una presión máxima de 5,500 kPa (800psi).

La ósmosis inversa se utiliza en la industria de la galvanoplastia para recuperar tanto metales como agua. La Figura siguiente se presenta un diagrama de flujo del proceso. El agua enjuagada del primer tanque se pasa a través de una unidad de ósmosis inversa para recuperar una solución de metal concentrado que se recicla al baño de niquelado y una corriente de agua purificada que se recicla en un tercer tanque de enjuague.

La ósmosis inversa ha sido aplicada para problemas de residuos peligrosos tanto orgánicos como inorgánicos. El informe Martín, et al sobre la investigación EPA donde una unidad de ósmosis inversa fue operada de 0.69 a 2.07 Mpa (100-300 psi) para remover orgánicos. Los porcentajes de rechazo informados fueron de 97% para dimetilftaleína y 98% para naftaleno. Higgings informa que la ósmosis inversa puede concentrar metales bivalentes en agua de enjuague para galvanoplastia en una solución de 10-20%, facilitando enormemente el reciclado de estos materiales.

Una importante consideración del diseño RO se necesita para disponer, reciclar, o reusar tanto las corrientes de concentrados y de infiltrados, ya que la separación total del soluto del solvente no es posible.





Ultrafiltración

El tercer proceso de membrana, la ultrafiltración, separa los solutos de un solvente sobre la base del tamaño y la forma molecular mediante el pasaje de la solución a través de un modulo de membrana donde una diferencia de presión se mantiene a través de la membrana. El agua y las moléculas pequeñas se mueven a través de la membrana hacia el lado de baja presión, mientras que las moléculas más grandes son retenidas por la membrana. Para prevenir la bioincrustación, se pasa la solución a una velocidad alta sobre la membrana, dando por resultado pequeñas eficiencias de separación. Para mejorar la eficiencia de separación, el alimento se recicla a través de la unidad de ultrafiltración varias veces o se pasa a través de diversos módulos en series.

En la ultrafiltración, los solutos de peso molecular mayores de aproximadamente 500 y menores que 500,000 pueden separarse de la solución. El limite menor se relaciona con el tamaño del poro de las membranas disponibles comercialmente. Los solutos arriba del limite superior del tamaño molecular no son más separados de la solución mediante la ultrafiltración, pero si mediante la filtración convencional. La membranas de ultrafiltración generalmente permiten el pasaje de agua y de más moléculas iónicas mientras que retienen moléculas no iónicas. Debido a las bajas presiones osmóticas de los solutos de alto peso molecular separadas por las membranas de ultrafiltración, las diferencias de presión de operación son menores que aquellas utilizadas en la ósmosis inversa, en el orden de los 35 a 690 kPa (5 a 100 psi).

La ultrafiltración puede funcionar como una operación continua de un sola etapa y por lotes o como una operación de alimentación y drenaje y de muchas etapas. La Figura 22 describe los modos de operación continuo y por lotes. En todos los modos de operación, el alimento pasa a través de los módulos de las membranas de ultrafiltración varias veces para mejorar la eficiencia de la separación del soluto. Las unidades de ultrafiltración han sido utilizadas en el reciclado de las pinturas de electroforéticas, en la remoción de almidón y enzimas de las aguas residuales, en el

reciclado de alcohol polivinílico en la industria textil, y en la separación de emulsiones de aceite-agua. En la mayoría de las aplicaciones, se reutilizan tanto el agua como el soluto concentrado.

Osmosis Inversa.

En los sistemas de ósmosis inversa, resultan de interés la presión osmótica, el soluto rechazado, y flujos de agua y solutos. El flujo a través de la membrana ejerce una presión osmótica, π determinada por la **ecuación de van't Hoff**.

$$\pi = \phi_c N C_s R T$$

en donde π = Presión osmótica (atm)
 ϕ_c = Coeficiente de presión osmótica
 N = Número de iones en cada molécula
 C_s = Concentración (gmol/L)
 R = Constante universal de los gases = 0.082 atm.L/gmol.K
 T = Temperatura absoluta (K)

El rechazo de contaminantes por parte de la membrana se define en términos de concentraciones de influentes y efluentes.

$$R = 100 \times (C_{en} - C_{fuera}) / C_{en}$$

en donde R = Rechazo (%)
 C_{en} = Concentración de ingreso (mg/ L o gmol/ cm³)
 C_{fuera} = Concentración (que permea) (mg/L o gmol/cm³)

El flujo del agua a través de una membrana semipermeable es proporcional a la diferencia de la presión operativa y la presión osmótica.

$$J_w = (D_w C_w V_w / RT \Delta Z) (\Delta P - \Delta \pi)$$

en donde:

J_w = Flujo de agua a través de la membrana (gmol/ cm².seg)
 D_w = Difusión del agua en la membrana (cm²/ seg)
 C_w = Concentración del agua (gmol/cm³)
 V_m = Volumen molar del agua = 0.018 L/gmol = 18 cm³/gmol
 R = Constante universal de los gases = 82.057 (atm.cm³)/ (gmol.K)

T = Temperatura absoluta (K)

ΔZ = Espesor de la membrana (cm)

ΔP = Diferencial de Presión a través de la membrana = $P_{en} - P_{fuera}$ (atm)

$\Delta \pi$ = Diferencial de Presión osmótica a través de la membrana

= $\pi_{en} - \pi_{fuera}$ (atm)

La ecuación anterior sólo se aplica si D_w , C_w y V_m son independientes de la presión. Esta es una hipótesis válida a presiones de hasta 14,200 kPa (2,050 psi). Se denomina W_p al coeficiente de infiltración del agua, y constituye una característica particular de la membrana utilizada, con unidades de $\text{gmol/cm}^2 \cdot \text{seg} \cdot \text{atm}$:

$$J_w = W_p \times (\Delta P - \Delta \pi)$$

En forma semejante, el flujo de sal a través de la membrana se expresa por el gradiente de concentración:

$$J_s = (D_s K_s / \Delta Z) (C_{en} - C_{fuera})$$

en donde

J_s = Flujo de sal a través de la membrana ($\text{gmol/cm}^2 \cdot \text{seg}$)

D_s = Difusión del soluto en la membrana (cm^2/seg)

K_s = Coeficiente de distribución del soluto (sin dimensiones)

C = Concentración (gmol/cm^3)

Se denomina K_p al coeficiente de permeabilidad para determinados contaminantes y engloba los siguientes factores ($D_s K_s / \Delta Z$). Asimismo el coeficiente de permeabilidad es una característica de la membrana y posee unidades de cm/seg :

$$J_s = K_p \times (C_{en} - C_{fuera})$$

vt

mi+d

informe de vigilancia tecnológica

vt
6

técnicas de recuperación de suelos contaminados

Irene Ortiz Bernad
Juana Sanz García
Miriam Dorado Valiño
Susana Villar Fernández

www.madrimasd.org

**círculo
de innovación** **citme**
en tecnologías
medioambientales y energía
Sistema
madri+d

CEIM
CONFEDERACIÓN EMPRESARIAL
DE MADRID - CEOE

 **Universidad
de Alcalá**

 **Comunidad de Madrid**
CONSEJERÍA DE EDUCACIÓN
Dirección General de Universidades e Investigación

vt

informe de **vigilancia tecnológica**

mi+d

técnicas de recuperación de suelos contaminados

Irene Ortiz Bernad

Juana Sanz García

Miriam Dorado Valiño

Susana Villar Fernández

www.madrimasd.org

**círculo
de innovación** en tecnologías
medioambientales y energía
Sistema
madri+d

CEIM
CONFEDERACIÓN EMPRESARIAL
DE MADRID - CEOE

 **Universidad
de Alcalá**


Comunidad de Madrid
CONSEJERÍA DE EDUCACIÓN
Dirección General de Universidades e Investigación

Colección dirigida por:

José de la Sota Rius

Colección coordinada por:

Fundación para el conocimiento madri+d



Este informe ha sido elaborado por el equipo de la Universidad de Alcalá del Círculo de Innovación en tecnologías Medioambientales y Energía (CITME). El CITME es una iniciativa gestionada por la Universidad de Alcalá, la Universidad Rey Juan Carlos y el CIEMAT dentro del IV Programa Regional de Ciencia y Tecnología de la Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid.

El CITME agradece la colaboración de la Dra. Dña. Irene Ortiz Bernad, investigadora contratada del Programa "Ramón y Cajal" e investigador responsable del proyecto "Estrategia de biorrecuperación para la precipitación e inmovilización de Uranio y otros metales tóxicos en suelos contaminados de la desembocadura de Río Tinto (Huelva, España)" (Ref.: CTM2006-01026/TECNO).

- © De los textos: Los autores
- © De la colección «vt»: Dirección General de Universidades e Investigación
- © De la presente edición: Universidad de Alcalá Dirección General de Universidades e Investigación

Diseño: base12 diseño y comunicación s.l.

Ilustraciones: Los autores

Impresión: Elecé Industria Gráfica

Depósito Legal: M-5.839-2007

5 **CAPÍTULO 1**
Introducción

9 **CAPÍTULO 2**
La contaminación de suelos

- 2.1. Metales pesados (PÁG. 12)
- 2.2. Lluvias ácidas (PÁG. 14)
- 2.3. Salinización (PÁG. 15)
- 2.4. Fitosanitarios (PÁG. 17)
- 2.5. Explotaciones mineras (PÁG. 18)
- 2.6. Contaminantes orgánicos (PÁG. 19)

21 **CAPÍTULO 3**
La recuperación de suelos contaminados

- 3.1. Técnicas de contención (PÁG. 23)
- 3.2. Técnicas de confinamiento (PÁG. 26)
- 3.3. Técnicas de descontaminación (PÁG. 29)

57 **CAPÍTULO 4**
Estado actual: actores del sector

- 4.1. Proyectos de I+D (PÁG. 59)
- 4.2. Publicaciones científicas (PÁG. 63)
- 4.3. Patentes (PÁG. 67)
- 4.4. Grandes grupos de investigación (PÁG. 68)

71 **CAPÍTULO 5**
Recursos de información

73 **CAPÍTULO 6**
Anexos

- Anexo I. Proyectos del Plan Nacional de I+D (PÁG. 74)
- Anexo II. Patentes (PÁG. 78)
- Anexo III. Legislación de interés (PÁG. 81)
- Anexo IV. Infraestructuras: laboratorios de ensayo (PÁG. 82)

85 **CAPÍTULO 7**
Glosario

89 **CAPÍTULO 8**
Abreviaturas

91 **CAPÍTULO 9**
Bibliografía

CAPÍTULO 1

Introducción

El **suelo**, la capa más superficial de la corteza terrestre, constituye uno de los recursos naturales más importantes con el que contamos al ser el sustrato que sustenta la vida en el planeta. Desde el punto de vista edáfico, un suelo es un cuerpo natural tridimensional formado por la progresiva alteración física y química de un material original o roca madre a lo largo del tiempo, bajo unas condiciones climáticas y topográficas determinadas y sometido a la actividad de organismos vivos. A lo largo de su evolución o edafogénesis, en el suelo se van diferenciando capas verticales de material generalmente no consolidado llamados horizontes, formados por constituyentes minerales y orgánicos, agua y gases, y caracterizados por propiedades físicas (estructura, textura, porosidad, capacidad de retención de agua, densidad aparente), químicas y físico-químicas (pH, potencial redox, capacidad de intercambio catiónico) que los diferencian entre sí y del material original. El conjunto de horizontes constituye el perfil del suelo y su estudio permite dilucidar los procesos de formación sufridos durante su evolución y llevar a cabo su clasificación dentro de las distintas unidades de suelos.

La importancia del suelo radica en que es un elemento natural dinámico y vivo que constituye la interfaz entre la atmósfera, la litosfera, la biosfera y la hidrosfera, sistemas con los que mantiene un continuo intercambio de materia y energía. Esto lo convierte en una pieza clave del desarrollo de los ciclos biogeoquímicos superficiales y le confiere la capacidad para desarrollar una serie de funciones esenciales en la naturaleza de carácter medioambiental, ecológico, económico, social y cultural:

- El suelo proporciona los nutrientes, el agua y el soporte físico necesarios para el crecimiento vegetal y la producción de biomasa en general, desempeñando un papel fundamental como fuente de alimentación para los seres vivos.
- Es un componente esencial del ciclo hidrológico, actuando como elemento distribuidor de las aguas superficiales y contribuyendo al almacenaje y recarga de las aguas subterráneas.
- El suelo, a través de su poder de amortiguación o desactivación natural de la contaminación, filtra, almacena, degrada, neutraliza e inmoviliza sustancias orgánicas e inorgánicas tóxicas, impidiendo que alcancen las aguas subterráneas y el aire o que entren en la cadena alimenticia.
- Es el hábitat natural biológico de muchos organismos de todo tipo y constituye un elemento de reserva genética.
- Desarrolla un importante papel como fuente de materias primas.
- Sirve de plataforma para el desarrollo de las actividades humanas como soporte de la estructura socioeconómica y forma parte del paisaje y del patrimonio cultural.

El suelo es un elemento frágil del medio ambiente, un recurso natural no renovable puesto que su velocidad de formación y regeneración es muy lenta mientras que los

procesos que contribuyen a su degradación, deterioro y destrucción son mucho más rápidos. Por ello, es de suma importancia concienciar a la opinión pública sobre este aspecto y establecer medidas ambientales y políticas de actuación que garanticen la protección y conservación de los suelos.

Según FAO-PNUMA (1983), la degradación del suelo se puede definir como todo proceso que rebaja la capacidad actual y potencial del suelo para producir, cuantitativa y cualitativamente, bienes y servicios. Aunque se puede producir por causas naturales, la degradación del suelo es fundamentalmente la consecuencia directa de su utilización por el hombre, bien como resultado de actuaciones directas, como actividades agrícolas, forestales, ganaderas, agroquímicas y riego, o por acciones indirectas, como son las actividades industriales, eliminación de residuos, transporte, etc. Estos procesos de degradación se pueden clasificar en función de su naturaleza y del tipo de consecuencias negativas que provocan en las propiedades del suelo: biológicos, como la disminución del contenido en materia orgánica incorporada en el suelo; físicos, como el deterioro de la estructura del suelo por compactación y aumento de la densidad aparente, disminución de la permeabilidad y de la capacidad de retención de agua o pérdida de suelo por erosión; y químicos, como la pérdida de elementos nutrientes, acidificación, salinización, sodificación y aumento de la toxicidad. Estos últimos son los que se engloban dentro del término contaminación.

CAPÍTULO 2

La contaminación de suelos

- 2.1. Metales pesados (PÁG. 12)
- 2.2. Lluvias ácidas (PÁG. 14)
- 2.3. Salinización (PÁG. 15)
- 2.4. Fitosanitarios (PÁG. 17)
- 2.5. Explotaciones mineras (PÁG. 18)
- 2.6. Contaminantes orgánicos (PÁG. 19)

La **contaminación del suelo** consiste en una degradación química que provoca la pérdida parcial o total de la productividad del suelo como consecuencia de la acumulación de sustancias tóxicas en unas concentraciones que superan el poder de amortiguación natural del suelo y que modifican negativamente sus propiedades. Esta acumulación se realiza generalmente como consecuencia de actividades humanas exógenas, aunque también se puede producir de forma natural o endógena cuando los procesos de edafización liberan elementos químicos contenidos en las rocas y los concentran en el suelo alcanzando niveles tóxicos. Un ejemplo de esto último lo tenemos en suelos muy evolucionados formados sobre rocas serpentinizadas con altos contenidos en metales pesados como el Cr, Ni, Cu y Mn, entre otros, que se concentran en los suelos a medida que la intensa edafogénesis produce el lavado de otros constituyentes esenciales como el Ca, Mg e incluso el Si. Conforme se desarrolla esta concentración residual metálica, estos elementos que inicialmente eran constituyentes no asimilables de los minerales primarios pasan a formas más activas, solubles y biodisponibles que influyen negativamente sobre la actividad biológica (Macías, 1993).

Como ya se ha señalado, las propiedades físicas, químicas, fisicoquímicas y biológicas del suelo controlan en gran medida los ciclos biogeoquímicos superficiales, en los que actúa como un reactor complejo que sirve de elemento protector de otros medios más sensibles frente a elementos contaminantes. Así, el suelo ejerce su labor protectora a través de su **poder de amortiguación** o capacidad natural de depuración de la contaminación. Esta atenuación de los elementos nocivos contaminantes se realiza, entre otras, a través de reacciones de complejación, reacciones de adsorción y desorción, reacciones de precipitación y disolución, reacciones de oxidorreducción, reacciones ácido-base y reacciones derivadas de procesos metabólicos. Todas estas reacciones están estrechamente controladas por propiedades del suelo como su textura, estructura, porosidad, capacidad de intercambio catiónico, pH, Eh y la actividad microbiológica. En cualquier caso, hay que tener muy presente que el poder de amortiguación de un suelo no es ilimitado y cuando se rebasa, el suelo deja de ser eficaz como sumidero de la contaminación, llegando incluso a invertirse el proceso y a convertirse en una fuente de contaminación para los organismos del suelo y para el medio circundante.

A la hora de abordar el estudio de la contaminación de un suelo no basta sólo con detectar la presencia de la sustancia o sustancias contaminantes sino que su concentración debe superar la **carga crítica** o máxima cantidad permitida en el suelo sin que se produzcan efectos nocivos que no puedan ser contrarrestados por el poder de amortiguación del suelo. De esto se deduce que distintos suelos van a reaccionar de forma diferente ante la presencia de un mismo contaminante o de una misma cantidad de contaminante. Esta reacción estará condicionada por factores como la **vulnerabilidad** específica de cada suelo, que representa el grado de sensibilidad del suelo frente a la agresión de los agentes contaminantes y que está muy relacionada con el poder de amortiguación del suelo, de forma que cuanto menor sea esta capacidad de

amortiguación del impacto del contaminante mayor será su vulnerabilidad. Así, el grado de vulnerabilidad de cada suelo frente a la contaminación depende de la intensidad de la contaminación y de la velocidad con que se producen los cambios negativos en las propiedades del suelo en respuesta a esa contaminación. Además, el grado de contaminación de un suelo no puede ser estimado exclusivamente a partir de los valores totales de los contaminantes frente a determinados valores guía, sino que es necesario considerar la **biodisponibilidad** del contaminante o su posible asimilación por los organismos del suelo, determinada por la competencia entre el sistema radicular de la planta, la solución del suelo y la fase sólida del suelo (Sposito, 1989); la **movilidad**, que regulará su distribución y transporte en el suelo o a otros medios; y la **persistencia**, que controlará la duración de su efecto pernicioso en el suelo. Todos estos conceptos permiten evaluar los riesgos potenciales de determinadas actividades contaminantes y planificar actuaciones de acuerdo con el tipo de suelo, aunque es necesario recalcar que la propia heterogeneidad del suelo puede dificultar en muchos casos la caracterización de estos parámetros.

Los agentes potencialmente contaminantes del suelo están fundamentalmente asociados a residuos derivados de actividades industriales, mineras, agrícolas y ganaderas. Las principales agentes de contaminación en los suelos son:

2.1. Metales pesados

Tradicionalmente se llama metal pesado a aquel elemento metálico que presenta una densidad superior a 5 g/cm^3 , aunque a efectos prácticos en estudios medioambientales se amplía esta definición a todos aquellos elementos metálicos o metaloides, de mayor o menor densidad, que aparecen comúnmente asociados a problemas de contaminación. Algunos de ellos son esenciales para los organismos en pequeñas cantidades, como el Fe, Mn, Zn, B, Co, As, V, Cu, Ni o Mo, y se vuelven nocivos cuando se presentan en concentraciones elevadas, mientras que otros no desempeñan ninguna función biológica y resultan altamente tóxicos, como el Cd, Hg o el Pb. Estos elementos tienen su origen en el substrato litológico, apareciendo bien como elementos nativos o incorporados normalmente en las estructuras de sulfuros, silicatos, carbonatos, óxidos e hidróxidos. Los aportes dominantes se producen por deposición atmosférica y afectan de forma significativa a los primeros centímetros de suelo. Son fuentes importantes de metales en suelos las cenizas y escorias de los procesos de combustión de carbón fósil o derivados del petróleo (Figura 1), el aporte directo procedente de actividades agrícolas (adición de fertilizantes, pesticidas, lodos de depuradoras, compost, etc) y su acumulación a partir de residuos industriales, urbanos y mineros (metalurgia, fabricación de pinturas, barnices, disolventes, baterías, textiles, curtidos, etc).

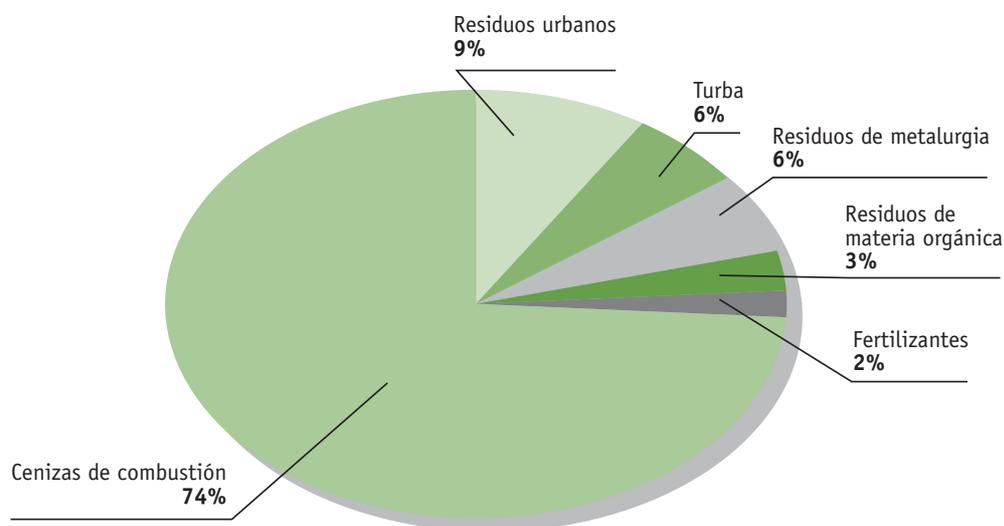


FIGURA 1. Principales fuentes de procedencia de metales pesados en suelos (Mas y Azcúe, 1993).

Al hablar de contaminación por metales hay que tener en cuenta que más importante que el contenido total de un elemento en el suelo es la forma o especie química bajo la que se encuentra, es decir, su especiación (Mulligan *et al.*, 2001a). Así, la forma resultante de dicha especiación va a influir decisivamente en su distribución en el suelo, condicionando su solubilidad, su movilidad en el suelo y las aguas superficiales y subterráneas, su biodisponibilidad y toxicidad y, por tanto, su comportamiento como contaminante potencial.



FOTO 1. *Contaminación de aguas y suelos en el embalse que recoge las filtraciones de la balsa de lodos de las explotaciones mineras de sulfuros en Touro (La Coruña)* (Cortesía del Prof. Roque Ortiz Silla).

La dinámica y disponibilidad de los metales están muy influenciadas por las condiciones físico-químicas del suelo en el que se encuentran, como el pH y el potencial rédox, mientras que los constituyentes orgánicos e inorgánicos del suelo son los que en gran medida condicionan los mecanismos de retención de metales por adsorción, complejación y precipitación fundamentalmente. Además, las plantas y los microorganismos (bacterias y hongos) del suelo también pueden interactuar con los metales mediante mecanismos de extracción, estabilización, biosorción, bioacumulación, biomineralización y biotransformación (Lloyd and Macaskie, 2000). En cualquier caso, es importante resaltar que los metales tóxicos en los suelos no pueden ser destruidos sino sólo neutralizados y que pequeñas variaciones en las condiciones del medio edáfico pueden liberar los metales anteriormente insolubilizados, por lo que es necesario realizar un seguimiento en profundidad de la distribución de estos contaminantes en el suelo, especialmente de los más tóxicos.



FOTO 2. *Aspecto de las aguas ácidas cargadas de sulfatos y con un elevado contenido en metales pesados procedentes del yacimiento de sulfuros de Arinteiro (Touro, La Coruña)* (Cortesía del Prof. Roque Ortiz Silla).

2.2. Lluvias ácidas

Consisten en deposiciones húmedas (agua de lluvia, nieve y niebla) o secas (gases o partículas sólidas) de la atmósfera constituidas principalmente por SO_2 y óxidos de nitrógeno, NO_x , que proceden fundamentalmente de actividades industriales, como las emisiones de centrales térmicas y las producidas por la combustión de hidrocarburos, la desnitrificación de fertilizantes añadidos en exceso a los suelos y otros procesos naturales similares que tienen lugar en zonas de manglares, marjales, arrozales, volcanes, etc. Los óxidos de azufre y nitrógeno así emitidos a la atmósfera reaccionan con el agua y el oxígeno, dando lugar a soluciones diluidas de ácido sulfúrico y nítrico que se van depositando sobre los suelos, plantas, árboles, ríos, lagos, etc. Las consecuencias de estas deposiciones se reflejan en un aumento de la acidez de los suelos y las aguas, un incremento de la movilidad de iones y metales pesados, la solubilización y movilización del Al y la materia orgánica y, en definitiva, el descenso de la capacidad de los suelos para neutralizar ácidos. En este sentido, los suelos presentarán distinta sensibilidad al impacto de las deposiciones ácidas en función de su poder de amortiguación para contrarrestar la acidez, de forma que los suelos más sensibles a las lluvias ácidas serán aquellos desarrollados en zonas frías, donde las bajas temperaturas limiten su alteración, sobre materiales poco alterables, con valores bajos de capacidad de intercambio catiónico y grado de saturación y pobres en formas de Al y Fe activas.

2.3. Salinización

Es el resultado de la acumulación en el suelo de sales más solubles que el yeso (2,6 g/L en agua pura a 25°C, Porta *et al.*, 2003). La salinización se refleja en un incremento en la conductividad eléctrica de la solución del suelo que tiene efectos adversos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo y dificulta el crecimiento y la productividad vegetal (Tejada *et al.*, 2006). Los suelos afectados por este proceso se denominan suelos salinos y en ellos el Ca y el Mg son los cationes predominantes en el complejo de cambio. En el caso específico de que sea el Na el catión predominante en el complejo de cambio se habla de suelos sódicos, en los que esta acumulación de Na produce una alcalinización que da lugar a la dispersión de las arcillas y la materia orgánica y a la destrucción de la estructura del suelo. Los principales tipos de sales que se encuentran en suelos salinos son cloruros, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos, y nitratos.

Para que se produzca esta acumulación de sales en el suelo es necesario que haya un fuerte aporte de sales y que su eliminación del suelo esté impedida por algún mecanismo, como malas condiciones de drenaje y lavado. En regiones áridas y semiáridas, donde la evapotranspiración es superior a la precipitación, el proceso de salinización se origina de forma natural a partir de la herencia o alteración de la roca original (fundamentalmente rocas sedimentarias) o de las aguas de escorrentía cargadas de sales que se acumulan por evaporación en las zonas más deprimidas. En otras ocasiones, las acumulaciones salinas ocurren por ascensión capilar de las sales en el suelo a partir de mantos freáticos suficientemente superficiales, especialmente en zonas costeras y, en cualquier caso, el viento siempre puede contribuir a la contaminación salina por arrastre de partículas en suspensión. El hombre también contribuye en gran medida a la contaminación de los suelos por sales a través de prácticas agrícolas inadecuadas, como el riego con aguas salinas y el empleo de cantidades muy elevadas de fertilizantes solubles, de la sobreexplotación de acuíferos, que ocasiona un descenso de los mantos freáticos regionales y la intrusión de agua salina, y de actividades industriales y mineras que contaminan directamente los suelos o indirectamente a partir de deposiciones atmosféricas o de las aguas superficiales.



FOTO 3. *Arthrocnemum macrostachyum* en suelos salinos del saladar de La Marina del Carmolí, a orillas del Mar Menor (Murcia). El ascenso capilar de agua freática salina y la desecación del horizonte superficial del suelo en los meses más cálidos facilita la aparición de una costra superficial de sales (Cortesía del Prof. José Álvarez Rogel).

Como ya se ha indicado, el exceso de sales en el suelo tiene efectos perniciosos sobre los cultivos. La concentración de sales eleva la presión osmótica del suelo y, en consecuencia, 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, 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 pero que requiere un consumo energético que se realiza a costa de un menor crecimiento (Berstein, 1961). Otros (Aceves, 1979) atribuyen la inhibición del crecimiento a que las sales afectan la división celular y producen un engrosamiento de las paredes celulares, impidiendo el crecimiento de forma irreversible aunque se produzca el ajuste osmótico o disminuya la salinidad del suelo. En cualquier caso, el proceso de salinización aumenta la concentración de algunos iones que pueden resultar tóxicos para las plantas o que pueden provocar desequilibrios en el metabolismo de nutrientes. Además, en suelos sódicos la destrucción de la estructura puede favorecer el sellado y encostramiento del suelo y la disminución de la conductividad hidráulica (Porta *et al.*, 2003).



FOTO 4. Acumulación de sales, visibles en forma de manchas blanquecinas, en las inmediaciones de los goteros en cultivos del Campo de Cartagena (Murcia) debido al riego con aguas excesivamente salinas (Cortesía del Prof. José Álvarez Rogel).

2.4. Fitosanitarios

El hombre, con objeto de proteger los cultivos frente al efecto pernicioso de múltiples organismos vivos (insectos, hongos, nemátodos, malas hierbas, etc.) y aumentar la producción viene utilizando desde hace décadas productos fitosanitarios como plaguicidas, herbicidas, fungicidas y fertilizantes. Una vez aplicados, son absorbidos por las plantas o sufren procesos de adsorción, volatilización, lavado y degradación biótica y abiótica en el suelo que conducen a la formación de nuevos productos, en ocasiones más móviles, persistentes y más peligrosos que los compuestos de partida (Porta *et al.*, 2003), que son susceptibles de contaminar los suelos, las aguas y pasar a la cadena trófica.

Los fertilizantes son sustancias químicas de origen agrícola (fertilizantes inorgánicos) o ganadero (purines, estiércoles, composts, etc.) que aportan nutrientes, fundamentalmente N y P, para mejorar el desarrollo y crecimiento de las plantas en el suelo. Sin embargo, cuando son aplicados de forma abusiva con objeto de aumentar el rendimiento de las cosechas pierden su efecto beneficioso y se convierten en fuentes de contaminación. El exceso de estos nutrientes no puede ser absorbido por la vegetación y su lixiviado del suelo en forma sobre todo de nitratos, muy solubles, o a través de las aguas de escorrentía en el caso de los fosfatos da lugar a problemas de eutrofización de las aguas superficiales y subterráneas, provocando el crecimiento desmesurado de biomasa, en especial algas, y un aumento de la demanda biológica de oxígeno para descomponer y degradar la materia orgánica procedente de esa biomasa que puede terminar creando condiciones de anaerobiosis que lleven a la destrucción de ese ecosistema. Lógicamente, el aporte de nutrientes realizado por los fertilizantes es deseable en tanto en cuanto conduzca a una mejora de las cosechas y un aumento de la producción, pero para minimizar sus efectos perniciosos en los suelos es necesario tener un extenso conocimiento de las condiciones iniciales del suelo previas al aporte y de las propiedades edáficas que permitirán en mayor o menor medida amortiguar esos efectos, fundamentalmente la capacidad de cambio, la conductividad hidráulica, la capacidad de fijación, etc. (Macías, 1993).

2.5. Explotaciones mineras

Las actividades mineras provocan generalmente grandes impactos ambientales, con destrucción de los suelos naturales y creación de nuevos suelos (Antrosoles) que presentan fuertes limitaciones físicas, químicas y biológicas que dificultan la reinstalación de vegetación. Las consecuencias negativas se reflejan fundamentalmente en una destrucción de la estructura del suelo y una modificación de sus características texturales, frecuentemente una disminución de la fracción arcilla a favor de fracciones más gruesas; una acidificación asociada a los procesos de oxidación que favorece la movilización de especies químicas tóxicas limitantes de la actividad biológica; la decapitación de los horizontes superficiales biológicamente activos, que conlleva la ruptura de los ciclos biogeoquímicos y la dificultad de enraizamiento; y una disminución de la capacidad de cambio y de la retención de agua en el suelo como consecuencia de la escasez de materia orgánica y arcilla (Macías, 1996).



FOTO 5. *Panorámica de antrosoles con un elevado grado de contaminación en el coto minero del Cerro de San Cristóbal (Mazarrón, Murcia). Al fondo, zonas agrícolas y urbanizaciones en el litoral (Cortesía del Prof. Roque Ortiz Silla).*



FOTO 6. *Suelos de cultivo contaminados al pie de escombreras de explotaciones mineras de sulfuros metálicos en Mazarrón (Murcia) (Cortesía del Prof. Roque Ortiz Silla).*

2.6. Contaminantes orgánicos

La producción y el uso masivos de compuestos orgánicos los hace estar entre los contaminantes más frecuentes en suelos y aguas. Entre ellos podemos citar los hidrocarburos monoaromáticos, hidrocarburos policíclicos aromáticos, hidrocarburos alifáticos, hidrocarburos policlorados, fenoles, nitroaromáticos, alcoholes, éteres, disolventes clorados, isocianatos, cianuros orgánicos, carbonilos de metales, etc. La distribución y el comportamiento de los compuestos orgánicos contaminantes en suelos están gobernados por diferentes factores que incluyen las características del suelo (pH, contenido en materia orgánica y arcilla, potencial redox, contenido en nutrientes, actividad microbiológica, etc.), las propiedades específicas de cada compuesto (presión de vapor, solubilidad, estabilidad química, biodegradabilidad, características de sorción, etc.) y factores ambientales como la temperatura y la precipitación. Así, estos compuestos pueden sufrir procesos de lavado, biodegradación, volatilización, fotodescomposición e hidrólisis, inmovilización por adsorción y formación de enlaces con partículas de arcilla, óxidos, oxihidróxidos, etc., y transferencia a organismos (Jones *et al.*, 1996).

Los procesos de contaminación de suelos descritos anteriormente tienen efectos locales o regionales. Sin embargo, la comunidad científica está cada vez más sensibilizada ante las consecuencias que determinados procesos generales como el calentamiento global del planeta debido al efecto invernadero pueden tener en los ciclos biogeoquímicos terrestres y el papel que los suelos pueden jugar para mitigar sus efectos perniciosos. Desde el inicio de la revolución industrial, ha habido un drástico incremento en la atmósfera de la concentración de dióxido de carbono (CO₂) y otros gases (metano, óxido de nitrógeno, clorofluorocarburos) como consecuencia de la quema de combustibles fósiles para las actividades industriales y el transporte y la deforestación, que provoca la disminución de la actividad fotosintética. Este enriquecimiento artificial en la atmósfera de los llamados gases invernadero aumenta la absorción de la radiación infrarroja emitida por la superficie terrestre y da lugar a un incremento global de la temperatura. Para limitar la emisión de gases invernadero a la atmósfera se desarrolló el Protocolo de Kyoto de 2005, un convenio internacional en el que se reconoció que las emisiones netas de carbono podían ser reducidas en parte a través de su acumulación en sumideros terrestres. Así, los suelos constituyen uno de los principales sumideros de carbono de la naturaleza y tiene potencial para incrementar el secuestro de CO₂, principal responsable del efecto invernadero. El secuestro de carbono por el suelo implica la eliminación del CO₂ atmosférico por las plantas y el almacenamiento del carbono fijado como materia orgánica del suelo. Esta estrategia persigue incrementar la densidad de carbono orgánico en el suelo, mejorar su distribución en profundidad y estabilizarlo en microagregados edáficos para protegerlo de la actividad microbiana. Aunque la

capacidad para acumular carbono en el suelo depende del contenido original en materia orgánica, del clima, de las características del suelo y su manejo, se puede potenciar al tomar medidas para restaurar los suelos degradados y adoptar prácticas que protejan los suelos cultivados como la ausencia de laboreo o el uso de cubiertas vegetales (Lal, 2004).

CAPÍTULO 3

La recuperación de suelos contaminados

- 3.1. Técnicas de contención (PÁG. 23)
- 3.2. Técnicas de confinamiento (PÁG. 26)
- 3.3. Técnicas de descontaminación (PÁG. 29)

En los últimos años, muchas investigaciones han ido encaminadas a tratar de recuperar los suelos contaminados en vez de destruirlos. La destrucción de los suelos se realiza generalmente trasladándolos a vertederos adecuadamente aislados y controlados porque se intuye que otros tratamientos de recuperación no ofrecen las garantías suficientes para contener la contaminación.

En la actualidad se dispone de un amplio abanico de tecnologías de recuperación de suelos contaminados, algunas de aplicación habitual y otras todavía en fase experimental, diseñadas para aislar o destruir las sustancias contaminantes alterando su estructura química mediante procesos generalmente químicos, térmicos o biológicos. Su aplicación depende de las características del suelo y del contaminante, de la eficacia esperada con cada tratamiento, de su viabilidad económica y del tiempo estimado para su desarrollo (Reddy *et al.*, 1999). Según la forma en la que se apliquen las técnicas de recuperación de suelos se habla de tratamientos *in situ*, que actúan sobre los contaminantes en el lugar en el que se localizan, y tratamientos *ex situ*, que requieren la excavación previa del suelo para su posterior tratamiento, ya sea en el mismo lugar (tratamiento *on-site*) o en instalaciones externas que requieren el transporte del suelo contaminado (tratamiento *off-site*). Los tratamientos *in situ* requieren menos manejo pero por lo general son más lentos y más difíciles de llevar a la práctica dada la dificultad de poner en contacto íntimo a los agentes de descontaminación con toda la masa de suelo contaminada. Los tratamientos *ex situ* suelen ser más costosos pero también más rápidos, consiguiendo normalmente una recuperación más completa de la zona afectada.

En función de los objetivos que se quieren alcanzar a la hora de recuperar un suelo contaminado (Kaifer *et al.*, 2004), se puede distinguir entre:

- **Técnicas de contención**, que aíslan el contaminante en el suelo sin actuar sobre él, generalmente mediante la aplicación de barreras físicas en el suelo.
- **Técnicas de confinamiento**, que reducen la movilidad de los contaminantes en el suelo para evitar su migración actuando directamente sobre las condiciones fisicoquímicas bajo las que se encuentran los contaminantes.
- **Técnicas de descontaminación**, dirigidas a disminuir la concentración de los contaminantes en el suelo.

La Tabla 1 y la Tabla 2 resumen los principales tipos de tratamientos de recuperación de suelos y su aplicación.

3.1. Técnicas de contención

Las técnicas de contención se emplean para prevenir o reducir significativamente la migración de los contaminantes orgánicos e inorgánicos en suelos y aguas subterráneas. No requieren la excavación del suelo y son típicamente de bajo coste, aunque sí necesitan de inspecciones periódicas.

3.1.1. Barreras verticales

Se emplean *in situ* con objeto de reducir los movimientos laterales de los contaminantes, ya sea a través de lixiviados o por disolución en las aguas subterráneas. Incluyen la instalación de muros pantalla (Thomas and Koerner, 1996), que requieren la excavación en el suelo de zanjas profundas de hasta 100 m que son posteriormente rellenadas de material aislante como mezclas de cemento y bentonita u hormigón; la inyección vertical a presión, generalmente hasta 50 m de profundidad, de lechada de cemento o cemento-bentonita a través de sondeos, formando pilotes, y culminada con la inyección adicional de lechada en el suelo existente entre los pilotes para conformar una barrera subterránea continua; y el tablestacado metálico, una sucesión de perfiles de acero con sección en forma de Z o U que se hincan verticalmente en el suelo no más allá de 30 m de profundidad sobre una base impermeable (natural o creada artificialmente) y que a veces se acompaña con la inyección de lechada de cemento-bentonita para sellar el espacio que ocupan. Una forma de mejorar las propiedades de estas barreras verticales es utilizar geomembranas, generalmente constituidas por polietileno de alta densidad (Thomas and Koerner, 1996).

Estas técnicas de contención vertical se aplican de forma óptima en suelos de textura gruesa no muy compactados, aunque en el caso de los muros pantalla la presencia de grandes bloques puede dificultar las labores de excavación.

3.1.2. Barreras horizontales

Son zanjas o sondeos horizontales *in situ* que se rellenan con material sellante cuya aplicación está actualmente en desarrollo, sin demostrarse aún si son efectivas, aunque podrían ser potencialmente útiles para restringir el movimiento vertical de contaminantes metálicos sin necesidad de recurrir a la excavación del terreno (Mulligan *et al.*, 2001a).

TABLA 1. *Principales técnicas de recuperación de suelos.*

Tipo de Tratamiento	Tratamiento	Aplicación	
Descontaminación	Físico-Químico	Extracción	In situ
		Lavado	Ex situ
		Flushing	In situ
		Electrocinética	In situ
		Adición de enmiendas	In situ
		Barreras permeables activas	In situ
		Inyección de aire comprimido	In situ
		Pozos de recirculación	In situ
		Oxidación ultravioleta	Ex situ
	Biológico	Biodegradación asistida	In situ
		Biotransformación de metales	In situ
		Fitorrecuperación	In situ
		Bioventing	In situ
		Landfarming	Ex situ
		Biopilas	Ex situ
		Compostaje	Ex situ
		Lodos biológicos	Ex situ
	Térmico	Incineración	Ex situ
		Desorción térmica	Ex situ
	Mixto	Extracción multifase	In situ
		Atenuación natural	In situ
	Contención	Barreras verticales	In situ
		Barreras horizontales	In situ
		Barreras de suelo seco	In situ
		Sellado profundo	In situ
		Barreras hidráulicas	In situ
	Confinamiento	Estabilización físico-química	Ex situ
Inyección de solidificantes		In situ	
Vitrificación		Ex situ-In situ	

3.1.3. Barreras de suelo seco

Esta técnica, ideada para contener la contaminación en ambientes subsuperficiales en los que otras tecnologías no son económicamente viables, se basa en la desecación del suelo para aumentar su capacidad de retención de sustancias contaminantes líquidas, impidiendo así su migración hacia los reservorios de agua subterránea. Implica el uso de un entramado de pozos verticales u horizontales por los que se hace fluir aire seco hasta la zona problema. El aire seco vaporiza el agua del suelo y conduce el vapor de agua hacia pozos de extracción. En la superficie el agua es eliminada y el aire seco se vuelve a inyectar para evaporar el agua residual que pueda haber entrado en la zona desecada. Además, la circulación de aire también puede evaporar los contaminantes

volátiles y conducirlos a la superficie para ser tratados. El estudio de las posibilidades de este tratamiento, utilizado en zonas contaminadas con petróleo, está todavía en desarrollo (Aminian and Ameri, 2000).

3.1.4. Sellado superficial

Su finalidad es evitar la exposición directa del suelo a la contaminación, limitar la infiltración de agua de lluvia en el suelo contaminado y controlar la volatilización de ciertos contaminantes a la atmósfera. La superficie del suelo se puede sellar *in situ* con materiales naturales que reducen la permeabilidad, como la bentonita, sola o combinada con un material geotextil; con aglomerados asfálticos u hormigones y con láminas sintéticas fabricadas con materiales termoplásticos. Para el correcto funcionamiento de esta técnica es necesario que el material de sellado no esté sometido a continuos periodos de humectación y desecación que pueden deteriorarlo y en el caso de que exista riesgo de dispersión lateral de la contaminación a través de la fracción gaseosa del suelo, es recomendable utilizarla en combinación con un sistema de contención lateral y de captación de contaminantes volátiles. Esta técnica presenta el inconveniente de que genera residuos.

3.1.5. Sellado profundo

Consiste en alterar *in situ* la estructura del suelo contaminado para disminuir su permeabilidad y controlar así el avance de la contaminación en profundidad. Normalmente, se inyectan materiales plastificantes en forma de lechadas (cemento-bentonita, silicato sódico o mezclas de bentonita con resinas orgánicas) hasta la profundidad deseada, que en el caso de sellados permanentes no debe sobrepasar los 20 m y en sellados temporales los 30 m. Las inyecciones se realizan a través de perforaciones verticales separadas entre sí y es recomendable no llegar al nivel freático para impedir la migración de los contaminantes. Está indicada en suelos de textura gruesa, con permeabilidad alta.

3.1.6. Barreras hidráulicas

Es una técnica que se basa en extraer el agua subterránea en las inmediaciones de la zona contaminada o aguas arriba para evitar su contaminación y la migración de la contaminación aguas abajo. La extracción del agua subterránea se realiza a través de pozos, drenes o zanjas de drenaje que rebajan el nivel freático y en ocasiones es tratada para descontaminarla, pudiendo ser inyectada de nuevo en el suelo para mitigar los efectos nocivos que la sobreextracción de agua pueda producir en el suelo y el subsuelo (Kaifer *et al.*, 2004).

3.2. Técnicas de confinamiento

Las técnicas de confinamiento, también llamadas de estabilización/solidificación, reducen la movilidad de los contaminantes a través de procesos físicos y químicos, ya sea convirtiéndolos en formas menos solubles y tóxicas (estabilización) o encapsulando el material contaminado en una estructura sólida de gran integridad estructural (solidificación) (Suthersan, 1997). La mayoría de estas técnicas presentan limitaciones para tratar sustancias orgánicas y pesticidas, excepto la solidificación con asfaltos y la vitrificación (FRTR, 1999a).

3.2.1. Estabilización físico-química

Es una técnica *ex situ* que se aplica para reducir la movilidad de los contaminantes, fundamentalmente inorgánicos como los metales pesados, mediante reacciones químicas que reducen su solubilidad en el suelo y su lixiviado. El suelo contaminado se suele pretratar para eliminar la fracción gruesa y luego se mezcla en tanques con agua (Smith *et al.*, 1995) y una serie de aditivos o agentes estabilizantes como cementos y fosfatos o álcalis, que aumentan el pH y favorecen la precipitación e inmovilización de determinados metales pesados. En función del éxito de cada tratamiento, el suelo tratado puede ser devuelto a su localización para ser reutilizado o puede acabar en un vertedero controlado. Esta técnica está indicada para tratar compuestos inorgánicos, incluidos elementos radioactivos, pero tiene limitada su eficacia para sustancias orgánicas y pesticidas (FRTR, 1999a).

3.2.2. Inyección de solidificantes

Es una técnica semejante a la anterior, en la que los agentes estabilizantes, inorgánicos como el cemento u orgánicos como las sustancias bituminosas, el polietileno o las parafinas, son inyectados *in situ* en el suelo contaminado a través de pozos similares a los utilizados en el sellado profundo (Mulligan *et al.*, 2001a) o mezclados con el suelo (Khan *et al.*, 2004), encapsulando físicamente a los contaminantes en una matriz estable impermeable al agua. Se trata de una técnica apropiada para suelos contaminados con sustancias inorgánicas, con limitada eficacia para compuestos orgánicos semivolátiles o pesticidas.

3.2.3. Vitrificación

Es una técnica de estabilización térmica que se basa en el calentamiento del suelo contaminado a alta temperatura para conseguir su fusión y transformación en un

TABLA 2. Tipos de contaminantes tratados en la recuperación de suelos.

Tratamiento	Tipo de contaminantes tratados
Extracción	Compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, combustibles, metales, PCBs, hidrocarburos aromáticos policíclicos, disolventes halogenados y clorados, etc.
Lavado	Compuestos orgánicos semivolátiles, hidrocarburos derivados del petróleo, cianuros y metales
Flushing	Todo tipo de contaminantes, especialmente inorgánicos
Electrocinética	Especialmente metales solubles o complejados
Adición de enmiendas	Fundamentalmente sales y metales
Barreras permeables activas	Contaminantes orgánicos biodegradables, metales, nitratos, sulfatos
Inyección de aire comprimido	Solventes clorados, sustancias volátiles y semivolátiles ligeras como xileno, benceno, tolueno, tetracloruro de carbono, tricloroetano, cloruro de metilo, etc.
Pozos de recirculación	Tricloroetileno, derivados del petróleo, compuestos orgánicos no halogenados, semivolátiles, pesticidas y compuestos inorgánicos
Oxidación ultravioleta	Amplio espectro de contaminantes orgánicos y explosivos (hidrocarburos del petróleo, hidrocarburos clorados, compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, alcoholes, cetonas, aldehídos, fenoles, éteres, pesticidas, dioxinas, PCBs, TNT, RDX y HMX)
Biodegradación asistida	Amplio espectro de contaminantes orgánicos biodegradables
Biotransformación de metales	Metales
Fitorrecuperación	Metales, pesticidas, solventes, explosivos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, crudo
Bioventing	Hidrocarburos del petróleo de peso mediano, explosivos (DDT, DNT)
Landfarming	Fundamentalmente hidrocarburos del petróleo de peso mediano
Biopilas	Derivados del petróleo, compuestos orgánicos volátiles halogenados y no halogenados, compuestos orgánicos semivolátiles y pesticidas
Compostaje	Explosivos (TNT, RDX y HMX), hidrocarburos aromáticos policíclicos, hidrocarburos del petróleo, clorofenoles y pesticidas
Lodos biológicos	Compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles no halogenados, explosivos, hidrocarburos del petróleo, petroquímicos, solventes y pesticidas
Incineración	Explosivos, hidrocarburos clorados, PCBs y dioxinas
Desorción térmica	Compuestos orgánicos volátiles no halogenados, combustibles, algunos compuestos orgánicos semivolátiles, hidrocarburos aromáticos policíclicos, PCBs, pesticidas y metales volátiles
Extracción multifase	Compuestos orgánicos volátiles, en disolución y compuestos orgánicos no acuosos en fase libre
Atenuación natural	Compuestos BTEX (benceno, tolueno, etil benceno y xileno), hidrocarburos clorados, algunos pesticidas y compuestos inorgánicos
Barreras verticales	Contaminantes orgánicos e inorgánicos
Barreras horizontales	Contaminantes orgánicos e inorgánicos
Barreras de suelo seco	Contaminantes orgánicos e inorgánicos
Sellado profundo	Contaminantes orgánicos e inorgánicos
Barreras hidráulicas	Contaminantes orgánicos e inorgánicos
Estabilización físico-química	Fundamentalmente compuestos inorgánicos como metales pesados, limitada eficacia para contaminantes orgánicos y pesticidas
Inyección de solidificantes	Fundamentalmente compuestos inorgánicos, eficacia mucho menor para compuestos orgánicos semivolátiles y pesticidas
Vitrificación	Contaminantes inorgánicos (principalmente Hg, Pb, Cd, As, Ba, Cr y cianuros) y algunos orgánicos

material vítreo estable. Así se reduce la movilidad de los contaminantes inorgánicos (principalmente Hg, Pb, Cd, As, Ba, Cr y cianuros) y la destrucción de los contaminantes orgánicos por reacciones de oxidación y/o pirólisis (FRTR, 1999b). Para que este tratamiento sea eficaz, es necesario que el suelo contenga una cantidad suficiente de sílice para la formación de la masa vítrea y óxidos alcalinos (Na, Li, K) que le confieran estabilidad. Cuando se lleva a cabo *ex situ*, se eliminan los elementos gruesos del suelo a tratar y el calentamiento (1100-1400°C) se realiza normalmente a través de una corriente eléctrica aplicada en hornos similares a los utilizados para la fabricación de vidrio (Wait and Thomas, 2003). Cuando este tratamiento se realiza *in situ*, el calentamiento se consigue a través de electrodos de grafito insertados en el suelo que permiten alcanzar temperaturas más elevadas (1600-2000°C) y que solidifican el material contaminado al enfriarse (Acar and Alshwabkeh, 1993). Más aún, a través de procesos de plasma, se pueden alcanzar temperaturas de hasta 5000°C vía descargas eléctricas (Suthersan, 1997). La vitrificación da lugar a gases tóxicos que deben ser recogidos y tratados antes de ser emitidos a la atmósfera. La textura y humedad del suelo a tratar es determinante en la aplicación de esta técnica, puesto que el elevado contenido en limo y arcilla puede dificultar la liberación del agua del suelo en el proceso de calentamiento, la presencia de macroporosidad puede dificultar su tratamiento *in situ* y requerir una compactación previa del terreno y el exceso de humedad puede disminuir su eficacia. Esta técnica está especialmente indicada para tratar contaminaciones poco profundas (Khan *et al.*, 2004) y a gran escala y se han conseguido resultados excelentes para confinar tanto contaminantes orgánicos como inorgánicos, reduciendo en gran medida su lixiviado del suelo. No obstante, tiene un coste y un consumo energético muy elevado y al modificar completamente el suelo se limita en gran medida su reutilización (Mulligan *et al.*, 2001a).

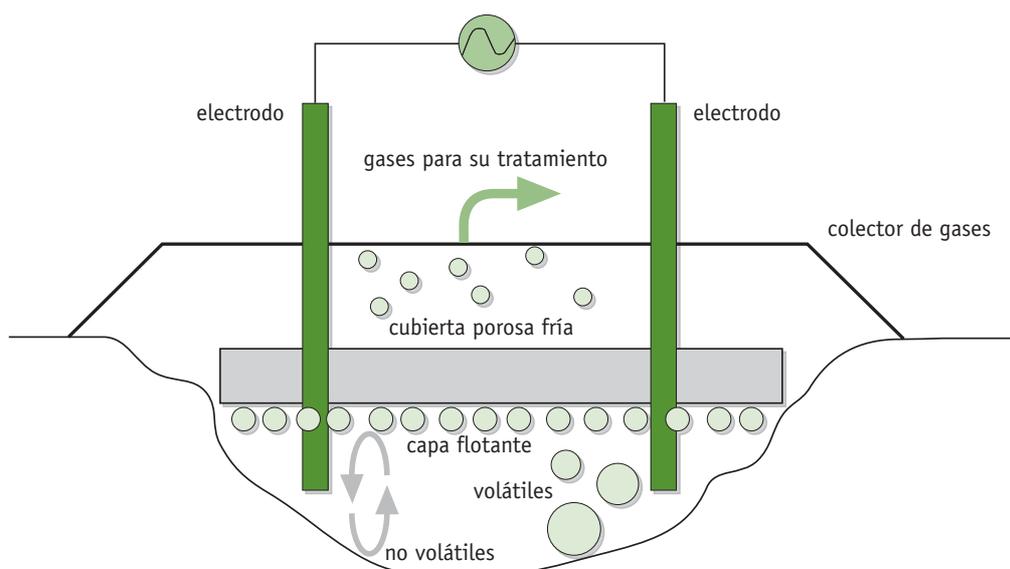


FIGURA 2. Vitrificación *in situ* (adaptado de Khan *et al.*, 2004).

3.3. Técnicas de descontaminación

Los siguientes tratamientos describen distintas técnicas de descontaminación de suelos que combinan asimismo en algunos casos la descontaminación del agua subterránea.

3.3.1. Tratamientos físico-químicos

3.3.1.1. Extracción

Son técnicas típicamente aplicadas *in situ* que tienen como objetivo separar los contaminantes del suelo para su posterior tratamiento depurador. Son tratamientos sencillos que requieren que los suelos sean permeables y que las sustancias contaminantes tengan suficiente movilidad y no estén altamente adsorbidas en el suelo. Según con qué elementos se realice la extracción, se habla de:

Extracción de aire

Se emplea para extraer los contaminantes adsorbidos en las partículas de suelos no saturados mediante su volatilización o evaporación a través de pozos de extracción verticales y/u horizontales que conducen el aire con los contaminantes a la superficie. Allí, pueden ser tratados en plantas especializadas (generalmente adsorbidos a carbono) o ser degradados en la atmósfera de forma natural. La volatilización de los contaminantes también se puede ver favorecida por prácticas como el arado, y el riego puede contribuir a la solubilización y desorción de contaminantes que pueden ser arrastrados a la superficie por evaporación. Esta técnica está indicada para suelos contaminados con sustancias volátiles y semivolátiles como hidrocarburos ligeros derivados del petróleo, algunos disolventes no clorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos ligeros y compuestos organoclorados volátiles. Sin embargo, no se recomienda para hidrocarburos pesados derivados del petróleo, PCBs, dioxinas o metales (Grasso, 1993; Fischer *et al.*, 1996; Khan *et al.*, 2004). A veces se puede aumentar el rendimiento de este tratamiento estimulando la extracción de aire con temperatura, generalmente mediante la inyección de aire caliente.

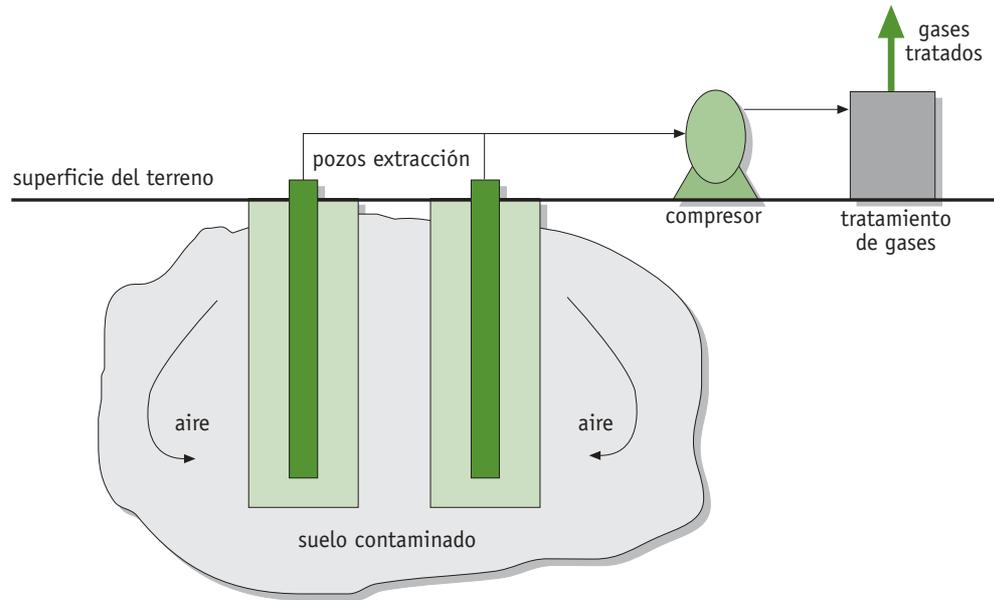


FIGURA 3. *Proceso de extracción de aire.*

Extracción de agua

Es una técnica empleada principalmente para acuíferos contaminados que consiste en extraer el agua contaminada del suelo y del subsuelo, tanto de la zona saturada como de la zona no saturada. Cuando se trata la zona saturada, el agua es bombeada a la superficie para su posterior tratamiento, conocido con el término de Pump&Treat (Bear and Sun, 1998; Illangasekare and Reible, 2001). Cuando se busca actuar sobre la zona no saturada, normalmente se hace una inyección previa de agua, por gravedad o a presión, que arrastre y lave los elementos contaminantes del suelo y que los almacene en la zona saturada para ser posteriormente bombeada a la superficie. Esta inyección de agua se puede ver reforzada con la adición de disolventes o compuestos químicos que puedan favorecer la desorción de los contaminantes del suelo como tensoactivos, para eliminar compuestos orgánicos de baja solubilidad; hidróxido sódico, para disolver la materia orgánica del suelo; solventes solubles en agua como el metanol; sustitución de cationes tóxicos por cationes no tóxicos; agentes complejantes como el EDTA; ácidos y bases, que desorben metales y algunos compuestos orgánicos y sales; y agentes reductores y oxidantes que incrementan la movilidad de los contaminantes. De esta forma, el tipo de suelo, su pH, la capacidad de intercambio catiónico, el tamaño de partícula, la permeabilidad, etc., son parámetros que determinan la eficacia de la desorción (Mulligan *et al.*, 2001a). Normalmente, los sistemas de Pump&Treat se utilizan para aguas subterráneas contaminadas con compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, combustibles y metales (Pacific Northwest National Laboratory, 1994). Dependiendo del terreno, del tipo de contaminación y de la recuperación que se quiera realizar, la extracción de agua se puede llevar a cabo mediante pozos, a los que se les acopla un sistema de

bombeo para extraer grandes caudales; drenes, que permiten una mayor superficie de contacto con la zona contaminada y que son empleados especialmente en terrenos de baja permeabilidad; y zanjas de drenaje, también utilizadas en terrenos poco permeables, con niveles freáticos poco profundos y extracción de caudales más pequeños. En cualquier caso, una vez tratada, el agua extraída puede ser parcialmente reinfiltrada en el suelo para contrarrestar efectos negativos de la extracción como la elevada bajada del nivel freático, el posible asentamiento del suelo, ecosistemas dañados por pérdida de humedad, etc. Este tratamiento es muy común pero no es el más eficiente puesto que no es aplicable en terrenos fracturados o suelos arcillosos, el agua no se descontamina totalmente para su consumo humano y presenta limitaciones como su elevado coste y tiempo de ejecución (Illangasekare and Reible, 2001).

Extracción de fase libre

Se aplica en suelos contaminados con hidrocarburos en fase libre, situados por encima del nivel freático. Normalmente se extraen mediante pozos verticales a los que fluye el contaminante, a profundidades del nivel freático superiores a 80 m, y que pueden extraer sólo la fase libre, la fase libre y agua simultáneamente, o una mezcla de ambos. Los equipos que extraen únicamente fase libre utilizan generalmente bombas de skimmer, situadas a una profundidad que se corresponda con la interfase agua-fase libre, con un filtro en su interior que facilita el paso selectivo de sustancias orgánicas en función de su densidad. Los skimmers que separan hidrocarburos ligeros funcionan con espesores de la interfase agua-fase libre muy pequeños, mientras que los skimmers utilizados para separar hidrocarburos pesados requieren un espesor mínimo de 3 cm. Los sistemas de bombeo dual extraen el agua y la fase libre separadamente mediante dos bombas diferentes situadas a distintas profundidades del pozo, de forma que la bomba que extrae el agua debe emplazarse por debajo de la interfase agua-fase libre y la bomba que extrae la fase libre por encima. La extracción de fluidos totales, que extrae una mezcla de agua y fase libre en casos de homogeneización del contaminante con el agua o de espesores muy pequeños de la fase libre en suelos poco permeables, utiliza una única instalación de bombeo, bien sumergida o bien bombas de vacío instaladas en superficie. Esta extracción requiere la posterior separación de las dos fases.

Otra técnica que permite recuperar la fase libre en zonas poco profundas o donde la construcción de pozos presenta dificultad consiste en la excavación de una zanja. Generalmente se emplaza a una cota más baja que la de la zona contaminada, a la que fluye la mezcla de agua y fase libre y donde se realiza un bombeo dual de ambas fases por separado o conjunto, que requiere su posterior separación. Esta metodología debe tener en cuenta la presencia de compuestos orgánicos volátiles susceptibles de contaminar la atmósfera, que deberían ser extraídos por aire como paso previo al bombeo.

La fase libre extraída con esta técnica puede ser recuperada como hidrocarburo y reutilizarse en refinerías o como combustible siempre y cuando tenga la calidad suficiente.

Extracción de fases densas

Algunos contaminantes como los disolventes clorados, algunos PCBs, fenantreno, naftaleno y los fenoles son más densos que el agua y se acumulan por debajo del nivel freático, en la zona de contacto con los materiales menos permeables subyacentes. Estas sustancias, poco solubles y difíciles de degradar, pueden generar plumas de contaminación que ocupan grandes volúmenes. Su extracción se realiza a través de pozos, a veces inyectando disolventes en la zona contaminada que favorezcan la circulación de los contaminantes hacia el pozo, y dependiendo del método de extracción pueden ser extraídas en solitario con bombas de skimmer, mezcladas con el agua (con la consiguiente disminución del rendimiento de la extracción), o por bombeo dual de ambas fases por separado. Como aspecto negativo, el bombeo de estos compuestos densos está asociado con elevados consumos energéticos.

Extracción con disolventes y ácidos

Este tratamiento, aplicado *ex situ*, se basa en la extracción de los contaminantes mediante la mezcla en un tanque del suelo con un disolvente orgánico como acetona, hexano, metanol, éter dimetílico y trietilamina. El disolvente orgánico arrastra los contaminantes y se separa del suelo por evaporación, y mediante la adición de nuevos disolventes o destilación los contaminantes se eliminan para que el disolvente orgánico empleado pueda ser reutilizado. A su vez, el suelo tratado se lava para arrastrar cualquier resto que pueda quedar del disolvente.

Con esta técnica se obtienen muy buenos resultados para eliminar compuestos orgánicos como PCBs, COVs, disolventes halogenados, hidrocarburos derivados del petróleo y compuestos organometálicos, aunque se debe tener en cuenta la posible toxicidad del disolvente empleado y los residuos de su posterior tratamiento para ser reutilizado.

De igual forma se utiliza el ácido clorhídrico para extraer metales pesados de suelos contaminados. El suelo, previamente tamizado para eliminar las gravas, se mezcla con el ácido y cuando finaliza el tiempo de extracción, el suelo se lava con agua para eliminar los restos de ácido y metales. La solución extractante se puede reutilizar usando agentes precipitantes de metales como el hidróxido sódico o cal. Después del tratamiento, se debe neutralizar cualquier resto de ácido en el suelo con la adición de cal o fertilizantes (USEPA, 1990a).

3.3.1.2. Lavado

El lavado de suelos es un tratamiento generalmente *ex situ* en el que el suelo excavado es previamente separado físicamente por tamizado, densidad o gravedad para eliminar las partículas de grava más gruesas, con poca capacidad de adsorción, de la fracción fina y seguidamente lavado con extractantes químicos que permitan desorber y solubilizar los contaminantes (van Benschoten *et al.*, 1997). Después del tratamiento químico, el suelo se vuelve a lavar con agua para eliminar los contaminantes y agentes extractantes residuales y se devuelve a su lugar de origen (Peters, 1999). La eficacia de esta técnica depende del grado de adsorción del contaminante, controlado por una serie de propiedades del suelo como el pH, la textura, la capacidad de intercambio catiónico, la mineralogía o el contenido en materia orgánica y otros factores como el tiempo que hace que el suelo está contaminado o la presencia de otros elementos tóxicos (Reed *et al.*, 1996).

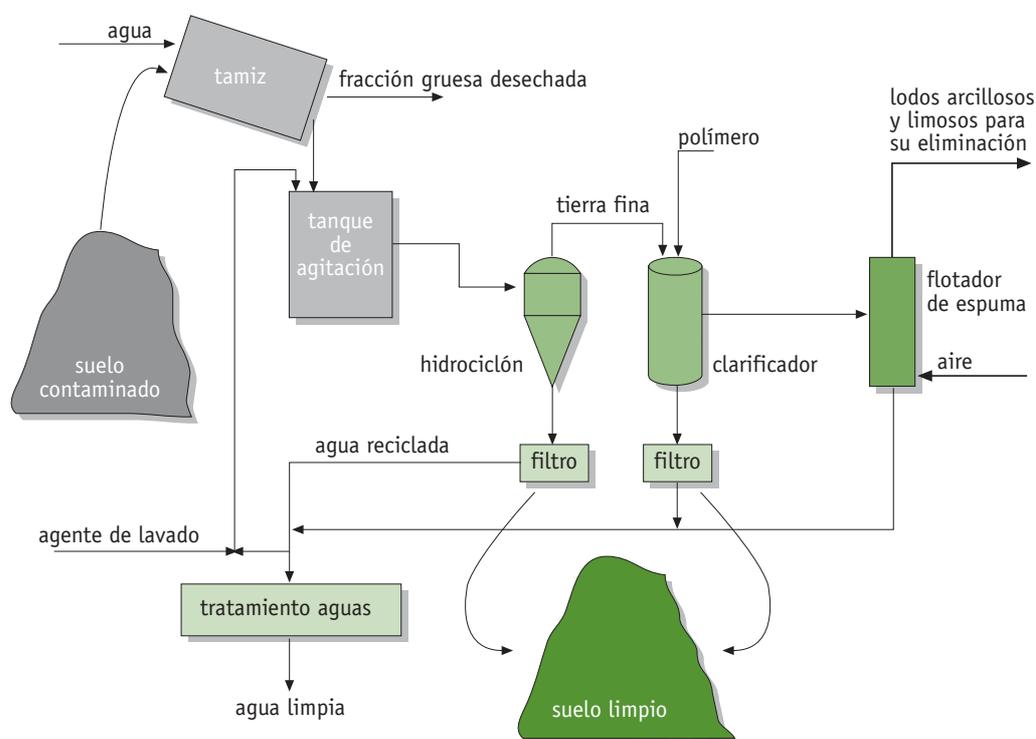


FIGURA 4. *Proceso de lavado de suelos (Adaptado del U.S. Naval Engineering Service Center).*

El lavado de suelos se utiliza fundamentalmente para suelos contaminados con compuestos orgánicos semivolátiles, hidrocarburos derivados del petróleo y sustancias inorgánicas como cianuros y metales pesados, y es menos eficaz para tratar compuestos orgánicos volátiles y pesticidas (Avogadro and Ragaini, 1994).

Las sustancias extractantes utilizadas pueden ser ácidos, bases, agentes quelantes, alcoholes, surfactantes y otros aditivos como sales (Griffiths, 1995). Se ha visto que agentes quelantes como el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), el ácido cítrico y el

ácido nitrilotriacético (NTA), y otros ácidos como el ácido clorhídrico son eficaces a la hora de eliminar Cu, Pb y Zn de suelos contaminados (Elliot and Brown, 1989; Davis and Singh, 1995; Peters, 1999; Moutsatsou *et al.*, 2006). Asimismo, los surfactantes (compuestos con una parte hidrofóbica y una parte hidrofílica de naturaleza catiónica, aniónica y biológica) son eficaces a la hora de separar los compuestos no acuosos de fase líquida del agua (Mulligan *et al.*, 2001a) y compuestos derivados del petróleo (Hayes *et al.*, 1986; Falatko, 1991; Burd and Ward, 1996).

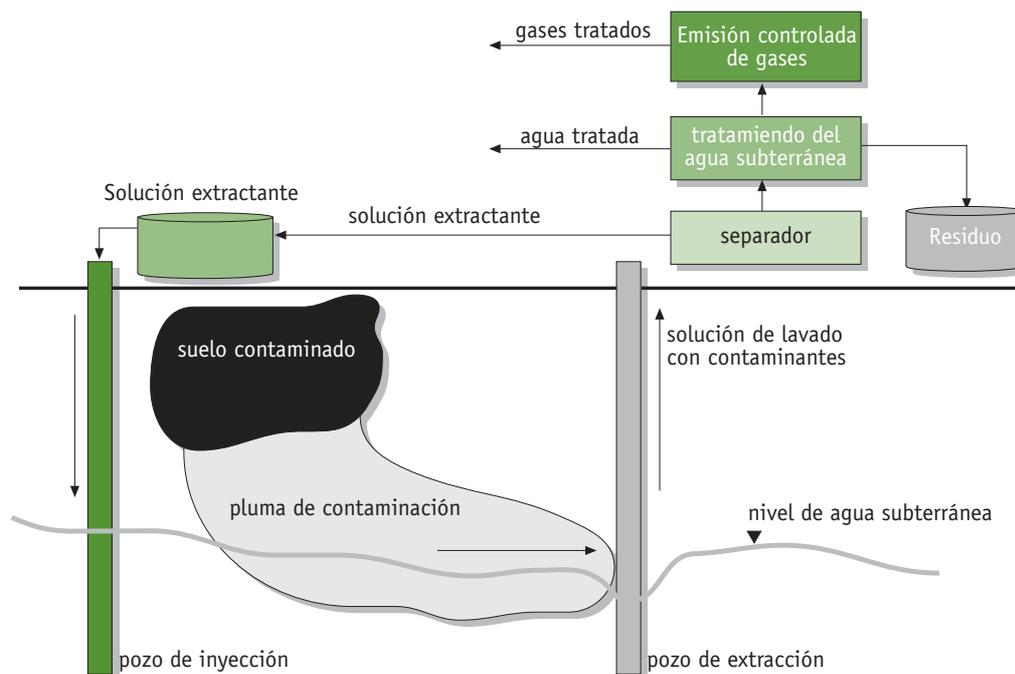


FIGURA 5. *Tratamiento in situ de flushing* (Adaptado de Mulligan *et al.*, 2001b).

3.3.1.3. Flushing

El flushing es un tratamiento *in situ* que consiste en anegar los suelos contaminados con una solución que transporte los contaminantes a una zona determinada y localizada donde puedan ser eliminados. Así, los contaminantes son extraídos del suelo haciéndole pasar agua u otras soluciones acuosas mediante un sistema de inyección o infiltración. El agua subterránea y los fluidos extractantes se capturan y bombean a la superficie utilizando pozos de extracción, donde son tratados y, en ocasiones, reciclados (FRTR, 1999c; Son *et al.*, 2003). El flushing se aplica a todo tipo de contaminantes, especialmente a compuestos inorgánicos incluidos los elementos radioactivos, y se suele combinar con otros tratamientos como la biodegradación y el pump&treat (Boulding, 1996). Asimismo, es difícil de aplicar en suelos de baja permeabilidad o ricos en elementos finos y requiere una vigilancia estrecha para impedir que los contaminantes migren en otra dirección distinta a la deseada (Johnston *et al.*, 2002).

3.3.1.4. Electrocinética

Consiste en aplicar una corriente eléctrica de baja intensidad entre electrodos introducidos *in situ* en el suelo contaminado que permite la movilización de agua, iones y partículas pequeñas cargadas. Los aniones se mueven hacia el electrodo positivo y los cationes hacia el negativo. La oxidación de agua en el ánodo genera protones, H^+ , que se mueven hacia el cátodo creando un frente ácido. Este favorece la desorción de los cationes del suelo y fuerza la puesta en disolución de contaminantes precipitados como carbonatos, hidróxidos, etc. Por otro lado, los iones OH^- generados en el cátodo por la reducción del agua provocan la precipitación de los metales (Pazos *et al.*, 2006). Durante el tratamiento, los contaminantes pueden ser transportados por electromigración (movimiento de iones hacia el electrodo de carga opuesta), electroósmosis (movimiento del agua respecto a la superficie cargada de las partículas del suelo), electrolisis (movimiento de iones como respuesta a una diferencia de potencial) y electroforesis (desplazamiento iónico en suspensión) (Acar and Alshwabkeh, 1993). Esta técnica resulta eficaz para el tratamiento de suelos de baja permeabilidad hidráulica que son difíciles de recuperar por otros medios y está especialmente indicada para metales solubles o complejados en el suelo en forma de óxidos, hidróxidos y carbonatos. Sus ventajas incluyen bajo consumo energético, un control sobre la dirección del flujo del agua y de los contaminantes disueltos y la acumulación de los contaminantes en los electrodos para su posterior eliminación (Page and Page, 2002), utilizando resinas de intercambio iónico o mediante bombeo (Smith *et al.*, 1995) o redisolviéndolos invirtiendo la polaridad durante pequeños intervalos de tiempo (Pazos *et al.*, 2006).

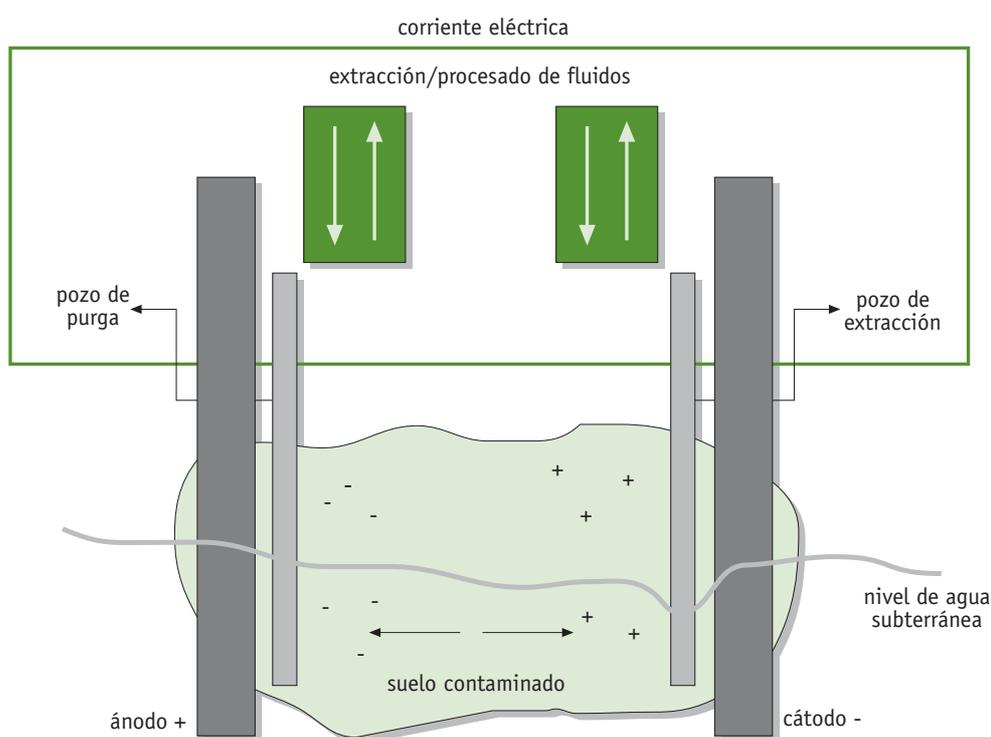


FIGURA 6. Proceso electrocinético de recuperación de suelos (Adaptado de Mulligan *et al.*, 2001a).

3.3.1.5. Adición de enmiendas

Los suelos contaminados por sales o metales pesados pueden también recuperarse *in situ* añadiéndoles sustancias orgánicas e inorgánicas y mezclándolas con los horizontes del suelo para transformar los contaminantes. Entre las estrategias de descontaminación de suelos salinos está la adición de compuestos químicos (o la utilización de agua de riego) que contengan Ca para que sustituya al Na y el empleo de residuos orgánicos (Tejada *et al.*, 2006). Está demostrado que la adición de materia orgánica a suelos salinos puede acelerar el lavado de Na, disminuir el porcentaje de sodio intercambiable y la conductividad eléctrica e incrementar la infiltración de agua, la capacidad de retención de agua, la estabilidad estructural (El-Shakweer *et al.*, 1998), la biomasa del suelo y diversas actividades enzimáticas (Liang *et al.*, 2003b; Tejada and González, 2005). Por otro lado, la adición de carbonatos, zeolitas, fosfatos, minerales de hierro, bentonitas, hidróxido cálcico, compost o levaduras también ha sido empleada a la hora de inmovilizar y reducir la biodisponibilidad de metales tóxicos como el Pb, U, As, Zn, Ni, Sr, Cu y Cd (Seaman *et al.*, 2001; Zhou and Wong, 2001; Aguilar *et al.*, 2004a; Aguilar *et al.*, 2004b; Doi *et al.*, 2004; Hartley *et al.*, 2004; Castaldi *et al.*, 2005; Raicevic *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2006). Los mecanismos de secuestro de metales en suelos por estas enmiendas no se conocen por completo (Hamon *et al.*, 2002; Adriano, 2001). Aunque los experimentos en campo indican la eficacia de estos tratamientos de inmovilización *in situ*, existen dudas sobre si estos mecanismos de recuperación son permanentes o reversibles en el tiempo. Si el tratamiento *in situ* induce su efecto a través de un cambio de pH, dando lugar a una mayor precipitación o adsorción, entonces una reacidificación del suelo podría aumentar de nuevo la biodisponibilidad de los metales y su toxicidad (Hamon *et al.*, 2002). Sin embargo, si las enmiendas promueven el secuestro de metales en formas no lábiles en suelo, atrapados en las estructuras de las arcillas o complejados por enlaces covalentes, entonces la inmovilización de los metales puede ser mucho más duradera (Adriano *et al.*, 2004).

3.3.1.6. Barreras permeables activas

Esta novedosa técnica desarrollada en la última década (Kalin, 2004), se basa en la instalación *in situ* de una pantalla perpendicular al flujo de la pluma de contaminación a través de la cual pasa el agua subterránea contaminada y cuyo material de relleno puede adsorber, precipitar o degradar biótica o abióticamente los contaminantes. Las barreras que con más éxito se han aplicado hasta el momento son las rellenadas con elementos metálicos de valencia cero como el hierro (Tratnyek, 1996; Kamolpornwijit *et al.*, 2003) para la degradación abiótica mediante procesos de oxidación-reducción de disolventes clorados como el tricloroetano o tetracloroetano (Vogan *et al.*, 1999; Schüth *et al.*, 2003; Gusmão *et al.*, 2004), metales traza y radioactivos (Cantrell *et al.*, 1995; Gu *et al.*, 1998; Morrison *et al.*, 2002; Wilkin and McNeil, 2003) y contaminantes inorgánicos como nitratos y sulfatos (Blowes *et al.*, 2000). Otras barreras favorecen la

actividad de los microorganismos del suelo para biodegradar compuestos orgánicos tóxicos, empleando mezclas de nutrientes y substratos (Watanabe, 1996; Barbaro and Barrer, 2000; Hunkeler *et al.*, 2002), en ocasiones combinadas con barreras hidráulicas que dirijan el flujo subterráneo (Pankow *et al.*, 1993; Devlin and Barrer, 1994). La adsorción de contaminantes se puede conseguir utilizando barreras de carbón activo o arcillas (Czurda and Haus, 2002; Ake *et al.*, 2003; Komnitsas *et al.*, 2004; Gates, 2004) y también se ha observado la precipitación de contaminantes inorgánicos como el P en medios eutrofizados (Berg *et al.*, 2004) y Pb (Mulligan *et al.*, 2001a) utilizando pantallas de calcita. Al ser una técnica de recuperación en vías de desarrollo, se requieren estudios que controlen a lo largo de un periodo de tiempo significativo la duración útil de estas pantallas y sus necesidades de mantenimiento.

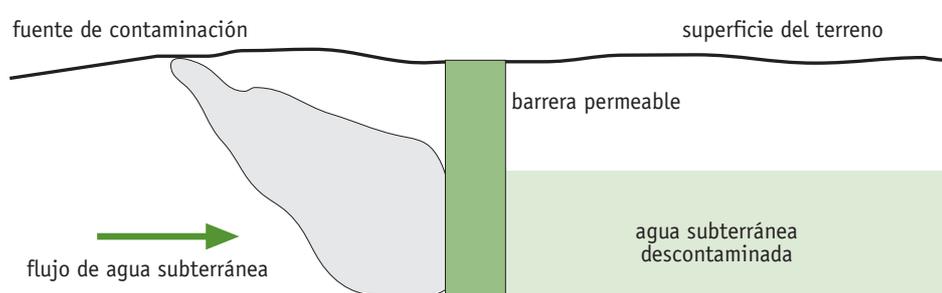


FIGURA 7. *Barrera permeable activa para eliminar metales tóxicos del agua subterránea (Adaptado de Mulligan et al., 2001a).*

3.3.1.7. Inyección de aire comprimido

Tiene como objetivo separar los contaminantes disueltos en el agua en forma de vapor. La inyección *in situ* de aire comprimido a través de pozos volatiliza los contaminantes disueltos en el agua subterránea y provoca su desplazamiento en forma de vapor hacia la zona no saturada, promoviendo también la biodegradación al aumentar las concentraciones subsuperficiales de oxígeno (Benner *et al.*, 2002). Posteriormente, el aire contaminado que migra a la zona no saturada debe ser extraído y depurado en superficie, generalmente con filtros de carbón activo. Al igual que en el caso de la extracción de aire, esta técnica está indicada para tratar suelos y aguas subterráneas contaminadas con solventes clorados (Kaslusky and Udell, 2005), sustancias volátiles y semivolátiles de bajo peso molecular (Benner *et al.*, 2002) como xileno, benceno, tolueno, tetracloruro de carbono, tricloroetano, cloruro de metilo, etc.

Para aplicar esta técnica es necesario eliminar la fase libre antes de extraer el aire y no es operativa en acuíferos confinados, donde los contaminantes no pueden desplazarse hacia la zona no saturada. Con objeto de facilitar el movimiento del aire inyectado, el suelo debe ser suficientemente permeable y poco humectado y presenta el inconveniente de su elevado consumo energético.

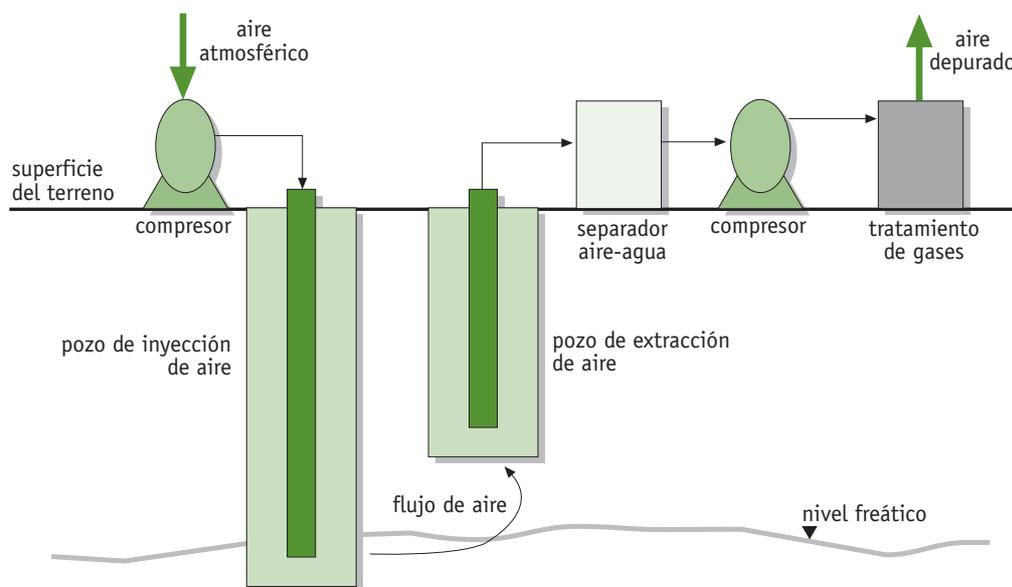


FIGURA 8. *Proceso de inyección de aire comprimido.*

3.3.1.8. Pozos de recirculación

Al igual que la inyección de aire comprimido, esta técnica separa los contaminantes orgánicos volátiles del agua subterránea en forma de vapor pero, a diferencia de la primera, en los pozos de recirculación todo este proceso se lleva a cabo en la zona saturada. Se basa en la creación de células de circulación de agua subterránea en el interior y alrededores del pozo. El aire inyectado a presión en el pozo produce la ascensión del agua y una disminución de su densidad, favoreciendo la volatilización de los compuestos orgánicos. Estos son captados por un filtro en la parte superior del pozo, desde donde el agua vuelve a circular hacia abajo por gravedad, volviendo a ser captada en la parte inferior del pozo y repitiendo de nuevo el ciclo. El aire contaminado se extrae del pozo con bombas de vacío y se trata en superficie, generalmente con filtros de carbón activo. Está indicada en suelos de textura arenosa contaminados con compuestos como el tricloroetileno, productos derivados del petróleo (benceno, tolueno, xileno y etilbenceno) y, si se realizan modificaciones en el sistema, también se puede aplicar para compuestos orgánicos no halogenados, semivolátiles, pesticidas y compuestos inorgánicos. Como en el caso de la inyección de aire comprimido, también presenta el inconveniente del elevado consumo energético (OSRTI, 2003).

3.3.1.9. Oxidación ultravioleta

La oxidación ultravioleta representa una de las tecnologías emergentes más importantes para recuperar agua subterránea contaminada. Se trata de un proceso de destrucción a través de la oxidación de los contaminantes mediante la adición de

compuestos de oxígeno muy oxidantes, como el peróxido de hidrógeno o el ozono, en conjunción con luz ultravioleta. Este tratamiento se lleva a cabo en un reactor, donde la oxidación de los contaminantes se produce por contacto directo con los oxidantes, por fotólisis ultravioleta (rompiendo enlaces químicos) y a través de la acción sinérgica de la luz ultravioleta y el ozono (Asante-Duah, 1996). Si se alcanza la mineralización completa, los productos finales de la oxidación serán agua, dióxido de carbono y sales. La principal ventaja de este proceso es que se trata de un tratamiento de descontaminación destructivo, pero presenta limitaciones. Entre otros, la elevada turbidez puede interferir en la transmisión de la luz ultravioleta, puede haber problemas con la emisión de compuestos orgánicos volátiles cuando se utiliza ozono, hay que manejar con precaución los compuestos oxidantes y los costes pueden ser mayores que en otros tratamientos por el gasto energético.

Hay un amplio espectro de contaminantes orgánicos y explosivos que son susceptibles de ser destruidos por oxidación ultravioleta, incluidos los hidrocarburos del petróleo, hidrocarburos clorados, compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, alcoholes, cetonas, aldehidos, fenoles, éteres, pesticidas, dioxinas, PCBs, TNT, RDX y HMX (Li *et al.*, 1998; Safarzadeh-Amiri, 2001; Alaton and Balcioglu, 2002; Brillas *et al.*, 2003; Liang *et al.*, 2003a; Wu *et al.*, 2004; Tiburtius *et al.*, 2005).

3.3.2. Tratamientos biológicos

La **biorrecuperación** se define como todos aquellos tratamientos de recuperación que degradan contaminantes orgánicos o disminuyen la toxicidad de otros contaminantes inorgánicos como metales tóxicos a través de la actividad biológica natural, principalmente la de los microorganismos, mediante reacciones que forman parte de sus procesos metabólicos. Estos tratamientos utilizan bacterias, hongos y plantas para detoxificar las sustancias de riesgo para el hombre y el medio ambiente. Para que los tratamientos de biorrecuperación de suelos sean efectivos no sólo hay que tener en cuenta factores biológicos, como la existencia de poblaciones microbianas susceptibles de transformar los contaminantes, la presencia de nutrientes y oxígeno u otros aceptores de electrones alternativos, sino también factores ambientales como el tipo de suelo, la temperatura y el pH.

En la actualidad, hay un interés creciente por los métodos de recuperación biológicos ya que prometen tecnologías más sencillas, más baratas y más respetuosas con el medio ambiente que otros tratamientos en los que los contaminantes son simplemente extraídos y transportados a otros lugares. Sin embargo, la eficacia de los tratamientos de biorrecuperación está todavía en general por comprobarse. Las estrategias de biorrecuperación que funcionan en un lugar determinado no tienen por qué funcionar en otro, y los procesos de biorrecuperación que se llevan a cabo en el laboratorio puede que no tengan el mismo éxito cuando se extrapolan a los estudios de campo. En

cualquier caso, un factor limitante para la biorrecuperación es que todavía no se conocen en profundidad los mecanismos que controlan el crecimiento y la actividad de los microorganismos en ambientes contaminados. Si se dispusiera de modelos capaces de predecir la actividad de los microorganismos durante los tratamientos de biorrecuperación, se resolverían muchas de las cuestiones que hoy se desconocen y, aunque la biorrecuperación actual está todavía lejos de este objetivo, sí parece que se pueda lograr en un futuro no muy lejano. Así, los avances en los métodos de secuenciación de ADN y de análisis de expresión y función génica, además de los adelantos en el desarrollo de modelos del metabolismo microbiano, están revolucionando el estudio de la microbiología ambiental (Lovley, 2003).

3.3.2.1. Procesos *in situ*

La principal ventaja de los tratamientos biológicos *in situ* frente a los *ex situ* es que el suelo tratado no tiene que ser excavado ni transportado, con lo que los costes se abaratan. Sin embargo, generalmente requieren más tiempo para su desarrollo, están sujetos a la heterogeneidad de las características de los suelos y acuíferos y su eficacia es más difícil de verificar.

Biodegradación asistida

La Biodegradación es el proceso por el cual microorganismos indígenas o inoculados (bacterias y hongos) metabolizan los contaminantes orgánicos que se encuentran en suelos y/o el agua subterránea, convirtiéndolos en productos finales inocuos. En este proceso, los contaminantes orgánicos son biotransformados porque generalmente los microorganismos pueden utilizarlos para su propio crecimiento como fuente de carbono y energía y, en el caso de que no sean capaces de crecer a partir de ellos, pueden seguir transformándolos si se les aporta un sustrato de crecimiento alternativo o cosustrato. Para el crecimiento de los microorganismos es necesaria la presencia de donadores y aceptores de electrones, una fuente de carbono y nutrientes (N, P, K, S, Mg, Ca, Mn, Fe, Zn, Cu y elementos traza). El proceso más básico del metabolismo microbiano es la transferencia de electrones desde un sustrato donante hasta un sustrato aceptor. Los electrones son necesarios para oxidar (o reducir) los compuestos orgánicos, que son la fuente de carbono, a la forma química utilizada por los constituyentes celulares y para generar la energía necesaria que posibilite la síntesis y el mantenimiento de la biomasa.

Además de por compuestos naturales, los elementos requeridos para el crecimiento celular pueden ser aportados por muchos contaminantes orgánicos. La mayoría de los contaminantes orgánicos, típicamente alifáticos o aromáticos, contienen diferentes grupos funcionales (-OH, -Cl, -NH₂, -NO₂, -SO₃, etc.). Estos compuestos orgánicos, actuando como donadores de electrones, son oxidados durante el metabolismo

microbiano para proporcionar energía para el crecimiento celular y en muchos casos terminan siendo mineralizados a dióxido de carbono y agua. Algunos de los productos intermedios de esta oxidación pueden ser asimilados como fuente de carbono durante el crecimiento celular. Los grupos funcionales pueden ser utilizados como nutrientes o separados del esqueleto de carbono cuando el compuesto es oxidado o reducido. Hay tres procesos por los cuales los microorganismos pueden biodegradar compuestos orgánicos: fermentación, respiración aerobia y respiración anaerobia. Durante la fermentación, los compuestos orgánicos son degradados mediante una serie de reacciones enzimáticas que no implican una cadena de transporte de electrones y pueden actuar como donadores de electrones o como aceptores. Durante la respiración aerobia, los microorganismos utilizan el oxígeno como aceptor de electrones para la respiración microbiana. Cuando la respiración tiene lugar en condiciones anaerobias, el oxígeno es reemplazado por compuestos o elementos orgánicos o inorgánicos oxidados que pueden ser utilizados como aceptores de electrones alternativos, como el nitrato, iones metálicos (Fe(III), Mn(IV)), sulfato o dióxido de carbono. Por su parte, los compuestos orgánicos pueden ser metabolizados a metano, dióxido de carbono e hidrógeno. La biodegradación aerobia presenta las ventajas de que los organismos aerobios crecen más rápido que los anaerobios y pueden mantener tasas de degradación más elevadas pero requiere un constante suministro de oxígeno que en frecuentes ocasiones puede limitar el proceso de biodegradación.

Cuando la biodegradación no se puede llevar a cabo de forma natural porque los microorganismos no disponen de los elementos esenciales para ello en la zona contaminada, se requiere la intervención de actuaciones ingenieriles encaminadas a estimular la actividad microbiológica. Así, la biodegradación asistida acelera las reacciones de biodegradación facilitando el crecimiento microbiano y optimizando las condiciones medioambientales de la zona donde los microorganismos deben llevar a cabo su función de descontaminación. Para que esta aproximación funcione, el contaminante no debe ser recalcitrante, es decir, los microorganismos deben tener la capacidad genética y fisiológica suficiente como para degradar la sustancia. Fundamentalmente, la estimulación de la actividad microbiana natural (bioestimulación) se realiza mediante el control de parámetros como el potencial redox y las condiciones de humedad, y la adición de oxígeno u otros aceptores de electrones (como nitrato o sulfato) y nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo. No obstante, la adición de nitrógeno y fósforo no es estrictamente necesaria porque suele haber elevadas concentraciones de amonio en la mayoría de los suelos contaminados y el reciclado de fósforo entre suelo, agua y bacterias suele ser suficiente para soportar una limitada actividad microbiana (Tiedje, 1988; Alexander, 1994). Cuando se estimula artificialmente la biodegradación *in situ* cerca de la superficie, se utilizan galerías de inyección que permitan la infiltración en los suelos de agua enmendada con donadores de electrones y/o nutrientes. Cuando la contaminación es más profunda, se emplean sistemas de inyección a través de pozos (Bouwer *et al.*, 1998). Algunos sistemas de biodegradación *in situ* utilizan la acción combinada de pozos de inyección y extracción para controlar el

flujo de aceptores de electrones y nutrientes y para aislar hidráulicamente la zona contaminada. En otros casos, el agua contaminada extraída es tratada en biorreactores situados en superficie y seguidamente enmendada y reinyectada de nuevo (Lee *et al.*, 1988; Bouwer, 1992; National Research Council, 1993). También se pueden crear zonas de reacción biológica adicionando aceptores y donadores de electrones y/o nutrientes para estimular la biodegradación. Por ejemplo, la eliminación de nitrato del agua subterránea mediante la inyección periódica de un compuesto orgánico biodegradable (Gillham and Burris, 1992), como hidrocarburos aromáticos (Hutchins *et al.*, 1991), que actúa como donador de electrones para estimular la actividad de bacterias desnitrificantes que convierten el nitrato en gas nitrógeno.

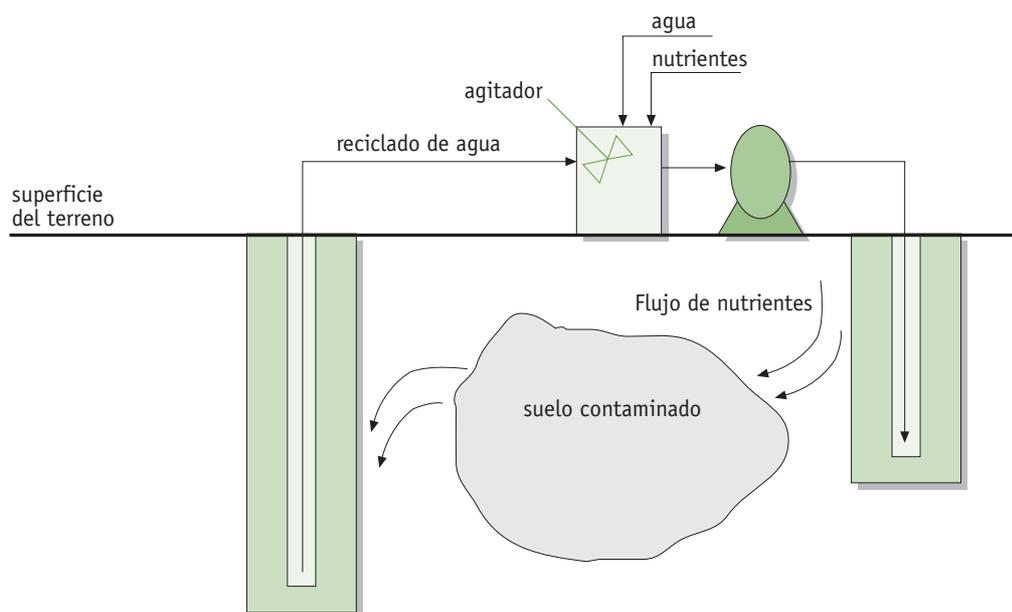


FIGURA 9. Esquema de biorrecuperación asistida.

En la literatura se pueden encontrar numerosos estudios de biodegradación de compuestos orgánicos tóxicos. Así, a modo de ejemplo, hay diversos trabajos que muestran la biodegradación aerobia (Kästner *et al.*, 1994; Bastiaens *et al.*, 2000; Johnsen *et al.*, 2002; Potin *et al.*, 2004) y anaerobia (McNally *et al.*, 1998; Jonhson and Ghosh, 1998; Rockne *et al.*, 2000) de hidrocarburos aromáticos policíclicos en suelos; la biodegradación de clorofenoles y derivados fenólicos utilizados como herbicidas y pesticidas (Kao *et al.*, 2004; Baggi *et al.*, 2004; Nieman *et al.*, 2005; Mahmood *et al.*, 2005; Shibata *et al.*, 2006); la biodegradación de benceno mediante diferentes procesos terminales de aceptación de electrones, incluidas la reducción de Fe(III) (Lovley *et al.*, 1994; Anderson and Lovley, 1999), la reducción de sulfato (Anderson and Lovley, 2000) y la metanogénesis (Weiner and Lovley, 1998); o la biodegradación de otros hidrocarburos monoaromáticos como el tolueno, etilbenceno y xileno por bacterias (Jahn *et al.*, 2005; Villatoro-Monzón *et al.*, 2003; Attaway and Schmidt, 2002) y hongos del suelo (Prenafeta-Boldu *et al.*, 2002; Prenafeta-Boldu *et al.*, 2004; Nikolova and Nenov, 2005).

En el caso de que las poblaciones microbianas indígenas no sean capaces de biodegradar los compuestos orgánicos tóxicos, se pueden adicionar al suelo microorganismos específicos que sí lo lleven a cabo, un proceso conocido como bioaumentación. El bioaumentación incluye la estimulación *ex situ* de las poblaciones microbianas indígenas y su posterior reinyección en la zona contaminada, la adición de microorganismos no indígenas al suelo que sean capaces de biodegradar o cometabolizar los compuestos contaminantes y la adición de microorganismos modificados genéticamente con genes catabólicos adicionales específicos para degradar (Scow and Hicks, 2005). Un obstáculo en el diseño de organismos modificados genéticamente (OMG) son los problemas burocráticos a la hora de obtener permisos para utilizarlos en el medio ambiente, más que las limitaciones a la hora de realizar las modificaciones genéticas (Romantschuk *et al.*, 2000). Los OMGs han sido diseñados, entre otros, para monitorizar la presencia de bacterias no indígenas colocándoles biomarcadores (Jansson *et al.*, 2000), para medir la biodisponibilidad de los contaminantes mediante biosensores (Calfie *et al.*, 1994; Jansson *et al.*, 2000) y para degradar contaminantes como PCBs (Brazil *et al.*, 1995, Kumararu *et al.*, 1998), hidrocarburos aromáticos policíclicos (Laurie and Lloyd-Jones, 1999), cloroaromáticos (Mars *et al.*, 1997), explosivos (Duque *et al.*, 1993) y otros contaminantes orgánicos (Pieper and Reineke, 2000). Para eliminar los riesgos asociados con el uso y actividad de los OMGs en el medio ambiente, algunos autores han diseñado incluso estrategias de muerte celular para programar estos organismos a que se suiciden después de realizar la descontaminación (Ronchel *et al.*, 1998; Pandey *et al.*, 2005). En cualquier caso, el uso en biodegradación de microorganismos modificados genéticamente es un amplio campo todavía por explorar y aún no está siendo utilizado en ensayos de biorrecuperación *in situ* a gran escala.

Recientemente, el uso conjunto de la biodegradación y otras técnicas de recuperación de suelos está abriendo nuevos campos de aplicación. Así, la *Bioelectrocinética* es una técnica que trata de mejorar la biodegradación *in situ* aplicando la electrocinética al tratamiento de biorrecuperación. Consiste en favorecer la entrada en contacto del contaminante orgánico con las bacterias degradadoras (Luo *et al.*, 2006) o en introducir aditivos que potencien la biodegradación como nutrientes, donadores y aceptores de electrones, agentes quelantes, etc., (Acar *et al.*, 1997; Saichek and Reddy, 2003; Luo *et al.*, 2004), mientras que se aplica una corriente eléctrica *in situ* en el suelo contaminado.

Biotransformación de metales

Los microorganismos están íntimamente relacionados con la biogeoquímica de los metales a través de una serie de procesos que determinan su movilidad y biodisponibilidad (Gadd, 2004). La interacción entre microorganismos y metales se puede examinar desde dos puntos de vista (Alexander, 1994): a) la influencia de los metales sobre la población microbiana y sus funciones; y b) la influencia y el papel que juegan los microorganismos en la transformación de los metales. Hay un elevado

número de investigaciones que han estudiado los efectos tóxicos de los metales sobre la población microbiana y sus funciones, los factores medioambientales que afectan a la toxicidad y los mecanismos implicados en la resistencia a metales en distintos microorganismos (Baath, 1989; McGrath, 1994). En este sentido, el bioaumentación se perfila como un instrumento eficaz a la hora de proteger en los suelos a las comunidades bacterianas indígenas de los efectos tóxicos de los metales pesados, mediante la inoculación de bacterias que muestren elevada resistencia a la toxicidad metálica (Stephen *et al.*, 1999).

Al contrario que los compuestos orgánicos tóxicos, los microorganismos no pueden degradar ni destruir metales o cualquier otro compuesto inorgánico, pero sí pueden controlar su especiación y transformación a formas más o menos tóxicas mediante mecanismos de oxidación, reducción, metilación, dimetilación, formación de complejos, biosorción y acumulación intracelular (Alexander, 1994). En consecuencia, estos procesos controlan la movilización o inmovilización de metales en suelos y pueden ser utilizados para realizar tratamientos de biorrecuperación.

Los microorganismos pueden movilizar metales a través de lavado, quelación por metabolitos microbianos y sideróforos, transformaciones redox, metilación y consecuente volatilización. Dichos procesos pueden dar lugar a la disolución de compuestos metálicos insolubles y minerales, incluidos óxidos, fosfatos, sulfuros y menas metálicas, y a la desorción de los metales de arcillas o materia orgánica del suelo (Gadd, 2004). Así, determinadas bacterias oxidantes de hierro y/o azufre (*Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus ferrooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans*) obtienen energía a través de la oxidación del hierro ferroso y compuestos reducidos de azufre, acidificando los suelos como consecuencia de la producción de ácido sulfúrico y consecuentemente solubilizando sulfuros metálicos y otros compuestos metálicos (Bosecker, 1997; Schippers and Sand, 1999) que pueden ser eliminados de los suelos por lixiviado (Sreerishnan and Tyagi, 1994). Por otro lado, hay bacterias y hongos que pueden mediar en la metilación y volatilización de Se (Thompson-Eagle and Frankenberger, 1992) y As (Tamaki and Frankenberger, 1992). La mayoría de los compuestos metálicos volátiles son más tóxicos que sus compuestos inorgánicos puesto que los derivados orgánicos son lipofílicos y por tanto más activos biológicamente. Sin embargo, el Se y el As son excepciones y sus formas inorgánicas no metiladas son menos tóxicas que los derivados metilados (Michalke *et al.*, 2000). Existen microorganismos que movilizan metales, metaloides y compuestos organometálicos a través de procesos de reducción. Por ejemplo, la solubilidad de los metales se incrementa mediante la reducción microbiana anaerobia de Fe(III) a Fe(II) y de Mn(IV) a Mn(II) (Lovley and Coates, 1997; Lovley, 2000), y la reducción de As(V) a As(III), ya sea mediante reducción microbiana directa por bacterias reductoras de Fe(III) o por procesos indirectos asociados con la reducción microbiana de óxidos de Fe(III), puede ser un mecanismo importante de liberación de arsénico en sedimentos (Islam *et al.*, 2004). De igual forma, la reducción biológica de Hg(II) a Hg(0), este último menos tóxico y volátil, tiene como resultado la eliminación del mercurio en la atmósfera por

volatilización (Chang and Law, 1998; Nakamura *et al.*, 1999) y aunque la movilización del mercurio de esta forma puede resolver problemas locales de contaminación, existe cierta preocupación por que este mecanismo pueda contribuir a la contaminación atmosférica global (Valls and de Lorenzo, 2002).

La inmovilización microbiana de metales en suelos se lleva a cabo fundamentalmente a través de los procesos de biosorción y acumulación intracelular, y precipitación. El término de biosorción se utiliza para describir la acumulación pasiva de metales y elementos radioactivos, solubles e insolubles, por materiales biológicos mediante mecanismos de intercambio iónico, adsorción y microprecipitación (Schiewer and Volesky, 2000). Además, la biosorción también puede proporcionar núcleos de cristalización para la formación de minerales estables (Southam, 2000; McLean *et al.*, 2002). Actualmente, los biosorbentes incluyen tanto a la biomasa inactiva como a células activas y biopolímeros (Gadd, 2000a; Gutnick and Bach, 2000) y su tratamiento se suele realizar en biorreactores. Las ventajas de utilizar biomasa activa son que se renueva a sí misma, que el transporte intracelular puede dar lugar a una mayor capacidad acumuladora de metales y que los productos metabólicos excretados pueden contribuir asimismo a la eliminación de los metales. No obstante, el uso de biomasa inactiva evita problemas de toxicidad, es más barato que el uso de la biomasa activa, su biosorción suele ser más rápida porque se realiza en la superficie de las membranas celulares y no implica transporte dentro de la célula y la recuperación de los metales adsorbidos es sencilla y no destructiva, mientras que la recuperación de los metales acumulados dentro de células vivas sólo se puede realizar en muchas ocasiones cuando la célula es destruida (Schiewer and Volesky, 2000). La eficacia de los mecanismos de biosorción depende de la concentración de los metales, de la temperatura, el pH y la presencia de otros cationes y aniones. Los organismos biológicos utilizados como biosorbentes son principalmente bacterias, hongos y algas, y los ligandos químicos implicados en el secuestro de metales incluyen grupos hidroxilos, carbonilos, carboxilos, aminas, amidas, sulfhidrilos, tioéteres y fosfatos. Asimismo, estos microorganismos pueden producir una serie de compuestos tales como polisacáridos, ácidos fúlvicos y húmicos o polímeros extracelulares que secuestran metales como el Cr, Ni, Mo, Cd, Cu, Co y Zn (Beech and Cheung, 1995; White and Gadd, 1998; Bridge *et al.*, 1999; Sayer and Gadd, 2001).

Los microorganismos también pueden inmovilizar metales pesados a través su capacidad para reducir estos elementos a un estado redox más bajo, generando especies metálicas menos bioactivas y con claras aplicaciones en biorrecuperación. En este proceso, los microorganismos utilizan los metales como aceptores de electrones y acoplan su reducción a la oxidación de ácidos orgánicos, alcoholes, H₂ o compuestos aromáticos (Lovley, 1993), con lo que este proceso también puede contribuir a la biodegradación de compuestos orgánicos tóxicos. La precipitación microbiológica de metales puede ser tanto el resultado de la reducción disimilatoria microbiana, en la que la forma metálica resultante termina en el medio extracelular, como la consecuencia secundaria de procesos metabólicos no relacionados con el metal en cuestión. Por ejemplo, el Tc(VII) puede ser reducido a su forma insoluble Tc(IV) directamente por

Geobacter sulfurreducens o bien acoplado a la oxidación de Fe(II) anteriormente biorreducido (Lloyd *et al.*, 2000). Hay diversos organismos que pueden llevar a cabo la reducción disimilatoria de metales como el uranio, vanadio, selenio, cromo, tecnecio, molibdeno, cobre, oro, mercurio o plata (Lovley, 1993; Wildung *et al.*, 2000; Lovley and Coates, 2000; Wang, 2000; Kashefi *et al.*, 2001; Liu *et al.*, 2002). *Geobacter metallireducens*, una de las bacterias pertenecientes a la familia *Geobacteraceae*, considerados los microorganismos reductores metálicos disimilatorios más abundantes en la subsuperficie, es capaz de conservar energía a partir de la reducción de U(VI) a U(IV) (Lovley *et al.*, 1991) y de V(V) a V(IV) (Ortiz-Bernad *et al.*, 2004a) y se ha comprobado que la estimulación de la actividad de *Geobacteraceae* en la subsuperficie mediante la adición de un donador de electrones como el acetato induce la precipitación de estos metales en sedimentos contaminados *in situ* (Anderson *et al.*, 2003; Ortiz-Bernad *et al.*, 2004a, 2004b; Vrionis *et al.*, 2005). Diversas bacterias reductoras de sulfato, como *Desulfovibrio* sp., también son eficaces a la hora de reducir metales tóxicos en suelos como U(VI), Cr(VI), Tc(VII), Se(IV) (Lovley and Phillips, 1992; Lloyd *et al.*, 1999; Smith and Gadd, 2000; De Luca *et al.*, 2001; Lloyd *et al.*, 2001) y de inmovilizarlos *in situ* en materiales residuales contaminados (Uhrig *et al.*, 1996). Por otro lado, determinadas bacterias pueden oxidar el arsénico a arseniato, que es fuertemente retenido por compuestos inorgánicos del suelo como los óxidos minerales, con lo que la oxidación microbiana de arsénico tiene como resultado en este caso su inmovilización (Cullen and Reimer, 1989; Santini *et al.*, 2000). La reducción indirecta a través de la formación de sulfuros y fosfatos metálicos es otro de los mecanismos que han suscitado un gran interés en la biotecnología de la precipitación de metales en suelos. Las bacterias anaerobias reductoras de sulfato dan lugar a la formación de sulfuros que inmovilizan metales como el Zn (Labrenz *et al.*, 2000), el Cd (White and Gadd, 1998) o el Cu (White and Gadd, 2000), y han sido utilizadas con éxito en el tratamiento de aguas y lixiviados en biorreactores y estudios piloto en laboratorio (Gadd, 2000b). De igual forma, la precipitación biológica de metales se puede llevar a cabo con la liberación de fosfato inorgánico a partir de una molécula orgánica donadora de fosfato, por ejemplo el glicerol-2-fosfato. De esta forma, los metales o elementos radioactivos precipitan como fosfatos sobre la biomasa. La mayoría de estudios relacionados con la precipitación en forma de fosfatos se ha realizado con la bacteria *Citrobacter*, aislada de un suelo contaminado con metales, que posee potencial para ser utilizada en tratamientos de biorrecuperación ya que puede acumular elevadas concentraciones de uranio, níquel y zirconio mediante la formación de fosfatos metálicos muy insolubles (Basnakova *et al.*, 1998; Basnakova and Macaskie, 1999; Macaskie *et al.*, 2000). Asimismo, determinados hongos producen oxalato cálcico, que controla la disponibilidad de fosfato, y otros oxalatos metálicos capaces de secuestrar diferentes metales como Cd, Co, Cu, Mn, Sr y Zn (White *et al.*, 1997; Gadd, 1999; Sayer *et al.*, 1999).

Las perspectivas futuras en la biotransformación de metales con aplicación en biorrecuperación incluyen el avance en ingeniería genética y la adaptación de las

metodologías actuales a los problemas de contaminación reales a gran escala (Valls and Lorenzo, 2002). Recientemente, se ha empleado la modificación genética de bacterias para promover la inmovilización *in situ* a través de biosorción de metales pesados, como el Cd (Valls *et al.*, 2000), en suelos moderadamente contaminados que podrían volver a ser utilizados con fines agrícolas, y se está explorando el biotratamiento conjunto de metales y compuestos orgánicos tóxicos (Thomas *et al.*, 1998; Chirwa and Wang, 2000; Brim *et al.*, 2000), contaminantes que frecuentemente coexisten en suelos.

Fitorrecuperación

La Fitorrecuperación es una técnica emergente que utiliza la capacidad de ciertas especies vegetales para sobrevivir en ambientes contaminados con metales pesados y sustancias orgánicas y a la vez extraer, acumular, inmovilizar o transformar estos contaminantes del suelo. Las plantas utilizadas en la fitorrecuperación presentan mecanismos constitutivos y adaptados para tolerar o acumular un elevado contenido de metales en su rizosfera y en sus tejidos. El éxito de este tratamiento está controlado por la selección de las especies vegetales adecuadas para recuperar un suelo determinado, así como de la cuidada selección de enmiendas (materia orgánica, agentes quelantes, cal, etc.) que permitan mejorar las propiedades del suelo y fomenten la supervivencia y el crecimiento de las plantas (Clemente *et al.*, 2005).

La fitorrecuperación es un tratamiento natural, limpio y económico, alternativo a otros procesos físicos y químicos más invasivos. De acuerdo con Wenzel *et al.* (1999), se pueden distinguir cinco procesos básicos de *contención* (fitoestabilización o fitoinmovilización) o *eliminación* (fitoextracción, fitodegradación, fitovolatilización y rizofiltración) de contaminantes por los que las plantas pueden ser empleadas en la recuperación de suelos y aguas contaminadas:

- I. La *Fitoestabilización* consiste en la reducción de la biodisponibilidad de los contaminantes mediante la revegetación con especies vegetales tolerantes a la toxicidad que inactiven los contaminantes para reducir el riesgo para el medio ambiente y la salud humana e implica una mejora mecánica de las propiedades físicas del suelo y su protección frente a la erosión y el transporte de contaminantes. Por su parte, la *Fitoinmovilización* provoca la inmovilización y reducción de la biodisponibilidad de los contaminantes mediante la producción de compuestos químicos en la interfaz suelo-raíz que inactiven las sustancias tóxicas, ya sea por procesos de absorción/adsorción o precipitación.
- II. La *Fitoextracción*, también llamada fitoacumulación, emplea la capacidad de las plantas para extraer el contaminante, principalmente metales, y acumularlo en sus raíces, tallos u hojas. Una vez terminado el proceso, las plantas son retiradas junto con el contaminante y destruidas o recicladas.

- III. La *Fitodegradación* consiste en la degradación de los contaminantes por la acción de las plantas y de los microorganismos asociados a ellas. Los contaminantes son metabolizados dentro de los tejidos vegetales y las plantas producen enzimas, como la dehalogenasa y la oxigenasa, que ayudan a catalizar la degradación. En el caso de la *Rizodegradación* o *Rizorrecuperación*, la degradación tiene lugar alrededor de las raíces de las plantas en contribución con las poblaciones rizomicrobianas. Las raíces liberan sustancias naturales que suministran nutrientes a los microorganismos asociados como bacterias, levaduras y hongos, estimulando su actividad biológica.
- IV. La *Fitovolatilización*, en la que la planta da lugar a la volatilización de los contaminantes del suelo.
- V. La *Rizofiltración*, que produce la absorción de metales en aguas contaminadas a través de las raíces de las plantas.

La fitorrecuperación ha sido ampliamente utilizada para recuperar suelos contaminados con metales pesados. Los primeros bioacumuladores de metales registrados pertenecen al género *Thlaspi* (*T. caerulescens*, *T. rotundifolium* y *T. praecox*) (Brown *et al.*, 1994; Wenzel and Jockwer, 1999; Walker and Bernal, 2004; Vogel-Miku *et al.*, 2005) aunque en la actualidad se están utilizando un número importante de otras especies que son capaces de extraer Zn, Pb, As, Cd, Cu, etc. (*Brassica juncea*, *Elsholtzia splendens*, *Hemidesmus indicus*, *Phragmites australis*, etc.) (Ali *et al.*, 2004; Clemente *et al.*, 2005; Sekhar *et al.*, 2005; Chen *et al.*, 2006; Wu *et al.*, 2006). La rizorrecuperación se ha empleado en la degradación de herbicidas y pesticidas (Hoagland *et al.*, 1994; Zablotowicz *et al.*, 1994; Jacobsen, 1997), TCE (Walton and Anderson, 1990; Yee *et al.*, 1998), PAHs (Radwan *et al.*, 1995), PCBs (Brazil *et al.*, 1995) y otros compuestos orgánicos tóxicos (Liste and Alexander, 2000; Ronchel and Ramos, 2001). La fitoextracción puede potenciarse mediante la complejación de los metales con agentes quelantes como el EDTA (Wenzel *et al.*, 2003), pero esta práctica requiere un minucioso control de lixiviados que aconseja el método de fitoextracción natural. Asimismo, se ha visto que la fitovolatilización se puede utilizar para recuperar suelos contaminados con metales que forman compuestos volátiles como el Hg (Meagher and Rugh, 1996; Rugh *et al.*, 1996) y Se (Terry, 1995, 1996). La fitorrecuperación también se ha empleado para tratar pesticidas, solventes, explosivos, hidrocarburos aromáticos policíclicos y crudo (Nedunuri *et al.*, 2000; Esteve-Núñez *et al.*, 2001; Williams, 2002; Newman and Reynolds, 2004; Embrick *et al.*, 2005; Liste and Prutz, 2006; Mueller and Shann, 2006). Al igual que en los procesos de biodegradación, la modificación genética de plantas utilizadas en fitorrecuperación también puede mejorar los mecanismos de descontaminación, tanto de compuestos inorgánicos (Gleba *et al.*, 1999; Bizily *et al.*, 2000; Iimura *et al.*, 2002) como orgánicos (Doty *et al.*, 2000; Shimizu *et al.*, 2002).

La fitorrecuperación es un procedimiento que no perturba en gran medida el suelo o el paisaje, de bajo coste y fácil aplicación, aunque presenta inconvenientes como que es

un proceso lento, está limitado a suelos poco profundos, en ocasiones las elevadas concentraciones de contaminantes pueden ser tóxicas para las plantas y requiere una buena gestión de la biomasa resultante para impedir que los contaminantes entren en la cadena trófica.

Bioventing

El *bioventing* es una técnica *in situ* de recuperación biológica que implica la inyección a través de pozos de aire (u oxígeno) y, si es necesario, también de nutrientes para estimular la actividad microbiana biodegradadora (Mihopoulos *et al.*, 2001). Este tratamiento utiliza los microorganismos indígenas para biodegradar compuestos orgánicos adsorbidos en los suelos de la zona no saturada, al contrario que el proceso de *biosparging* que realiza lo mismo pero en la zona saturada. El *bioventing* es parecido a la extracción de vapor del suelo pero, a diferencia de este último, trata de potenciar lo más posible la biodegradación y minimizar la volatilización de los contaminantes. Cualquier sustancia biodegradable aeróbicamente es susceptible de ser tratada con *bioventing*. En particular, esta técnica, al igual que el *biosparging*, está especialmente indicada para hidrocarburos del petróleo (Kampbell and Wilson, 1991; Balba *et al.*, 1998; Malina *et al.*, 1999; Österreicher-Cunha *et al.*, 2004), en especial de peso mediano porque los ligeros tienden a volatilizarse rápidamente y se tratan mejor con la extracción de vapor, mientras que los hidrocarburos más pesados tardan más en biodegradarse. No obstante, también ha sido aplicada con éxito para biodegradar explosivos como el DDT y el DNT en condiciones anaerobias utilizando hidrógeno como donador de electrones (Shah *et al.*, 2001). Los dos factores que fundamentalmente controlan el funcionamiento de este sistema son la permeabilidad del suelo, que facilita el transporte de oxígeno, y la biodegradabilidad del compuesto orgánico, que determina la velocidad y grado de la degradación.

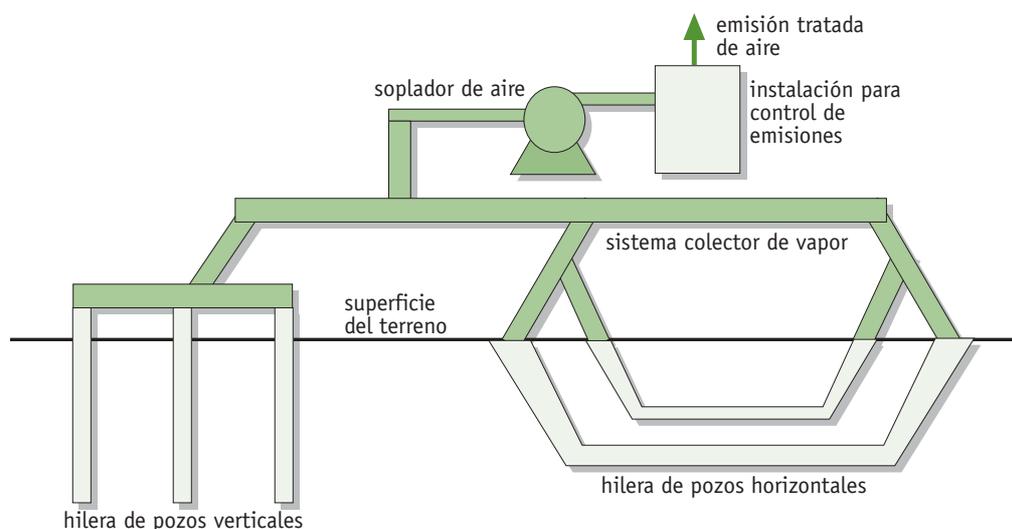


FIGURA 10. *Proceso de bioventing* (Adaptado de Khan *et al.*, 2004).

3.3.2.2. Procesos ex situ

Landfarming

Se trata de un tratamiento de recuperación biológica practicado en todo el mundo desde hace un siglo, que reduce la concentración de hidrocarburos del petróleo de peso mediano que no pueden ser eliminados por evaporación pero que sí pueden ser degradados por microorganismos. Generalmente, el suelo se excava y se extiende en una delgada capa (no más de 1,5 m) sobre la superficie del lugar donde se está realizando la recuperación y se estimula la actividad microbiana aeróbica mediante aireación y/o adición de nutrientes, minerales y agua (USEPA, 1998b; Hejazi, 2002). La aireación se consigue a través de labranza o arado del terreno. Es frecuente la adición de bacterias alóctonas degradadoras de hidrocarburos para acelerar el proceso y la estimulación de la actividad de los microorganismos incrementa la degradación de los productos de petróleo adsorbidos (Riser-Roberts, 1998). Este tratamiento ha sido aplicado con resultados prometedores en estudios piloto para degradar el explosivo TNT (Widrig *et al.*, 1997) pero, dado que el TNT y sus derivados son solubles, su aplicación *in situ* requeriría un estricto control hidráulico del agua infiltrada. Este proceso requiere que el suelo esté bien mezclado para aumentar la superficie de contacto entre los compuestos orgánicos y los microorganismos, y suficientemente oxigenado para que se produzca la biodegradación aeróbica, pudiendo añadirse nuevos aportes de suelo con hidrocarburos para su degradación y el mantenimiento de la actividad biológica. Este tratamiento presenta una serie de limitaciones, generalmente relacionadas con parámetros que puedan decelerar la actividad biológica durante la biodegradación, aunque es relativamente poco costoso en comparación con otras medidas de recuperación.

Biopilas

Este tratamiento se utiliza especialmente para biodegradar compuestos del petróleo. Para ello, los suelos contaminados con estos compuestos orgánicos son apilados en montones o pilas sucesivas y se estimula la actividad microbiana aerobia mediante aireación y adición de nutrientes, minerales y agua, obteniendo la degradación a través de la respiración microbiana. Las biopilas son similares al sistema de landfarming pero en este caso, la aireación del material no se consigue arando el terreno sino forzando la circulación de aire mediante su inyección o extracción a través de conductos perforados emplazados dentro de la pila de material. Estas pilas se suelen cubrir para prevenir la escorrentía, la evaporación y la volatilización y para promover el calentamiento por el sol. El periodo de tratamiento de esta tecnología biológica es corto, puede durar desde unas pocas semanas a unos pocos meses y además de para compuestos del petróleo, también se puede utilizar para compuestos orgánicos volátiles halogenados y no halogenados, compuestos orgánicos semivolátiles y pesticidas (FRTR, 1999d; Mohn *et al.*, 2001; Li *et al.*, 2004; Plaza *et al.*, 2005). Como

en otros tratamientos, la aplicación adecuada de esta técnica está controlada por las propiedades físicas de los suelos contaminados, de forma que los suelos más permeables permitirán una mejor circulación del aire, el agua y los nutrientes.

Compostaje

El compostaje es un proceso biológico que consiste nuevamente en estimular la actividad biodegradadora, aerobia y anaerobia, de microorganismos indígenas bajo condiciones termofílicas (12-18°C) que permita transformar compuestos orgánicos tóxicos en sustancias inocuas (USEPA, 1996). Para ello, los suelos contaminados son excavados y mezclados con residuos animales y vegetales como abonos, estiércol, paja, trozos de madera, etc, que proporcionan una porosidad óptima y un balance adecuado de carbono y nitrógeno. El calor generado metabólicamente con este proceso es atrapado dentro de la matriz del compost, lo que da lugar a la elevación de la temperatura característica del compostaje (Williams *et al.*, 1992). Una vez que se ha realizado la descomposición microbiana, se produce un efecto de enfriamiento debido al descenso de la actividad microbiana cuando todo el carbono orgánico presente ha sido utilizado (Fogarty and Tuovinen, 1991). La eficacia del proceso biodegradador se consigue controlando parámetros como el contenido en oxígeno, humedad y temperatura. Este tratamiento se puede realizar sobre el terreno, con el material contaminado apilado y aireado con bombas de vacío, o en reactores. El compostaje termofílico aeróbico se ha visto que es eficaz para reducir la concentración de explosivos (TNT, RDX y HMX) (Williams *et al.*, 1992; Breitung *et al.*, 1996; Esteve-Núñez *et al.*, 2001; Thorn and Kennedy, 2002), hidrocarburos aromáticos policíclicos (Matteau and Ramsay, 1997; Joyce *et al.*, 1998), hidrocarburos del petróleo (Al-Daher *et al.*, 1998), clorofenoles (Valo and Salkinoja-Salonen 1986; Laine and Jørgensen, 1997) y pesticidas (Michel *et al.*, 1995).

Lodos biológicos

Es otro tratamiento de biodegradación en el que el suelo contaminado es excavado, tamizado para eliminar los elementos gruesos y mezclado con agua y otros aditivos en un biorreactor controlado. La mezcla del lodo resultante mantiene a los sólidos en suspensión y a los microorganismos biodegradadores en contacto con los contaminantes. En estos biorreactores se controlan parámetros que pueden limitar el crecimiento microbiano en la naturaleza como la disponibilidad de sustratos, nutrientes y oxígeno, la temperatura, el pH y la humedad. Asimismo, el proceso de mezcla facilita la homogeneidad del material contaminado para evitar la concentración de los contaminantes en bolsas. Además de procesos de biodegradación, también pueden actuar mecanismos de adsorción/desorción, disolución/precipitación, intercambio iónico, complejación, transferencia de oxígeno, volatilización y reducción del tamaño de partícula (Christodoulatos and Koutsospyros, 1998). Las tasas de

biodegradación dentro de estos biorreactores son rápidas, a veces de menos de un mes (RAAG, 2000). Se suelen añadir oxígeno y nutrientes, así como ácidos o álcalis para controlar el pH y microorganismos no indígenas si la población autóctona no es suficientemente activa. Cuando termina el proceso, el lodo es desecado mediante filtros, lechos secantes o centrifugas y el suelo tratado es eliminado (Zhang *et al.*, 2001). Este sistema ha resultado satisfactorio para recuperar suelos contaminados con explosivos (Funk *et al.*, 1993, 1995; Achtnich *et al.*, 1999; Bruns-Nagel *et al.*, 2000), hidrocarburos del petróleo, petroquímicos, solventes, pesticidas, etc., y se usan principalmente para tratar compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles no halogenados. El uso de biorreactores está más favorecido que los tratamientos biológicos *in situ* para suelos heterogéneos, de baja permeabilidad, o cuando se requieren eliminaciones más rápidas de los contaminantes (USEPA, 1990b).

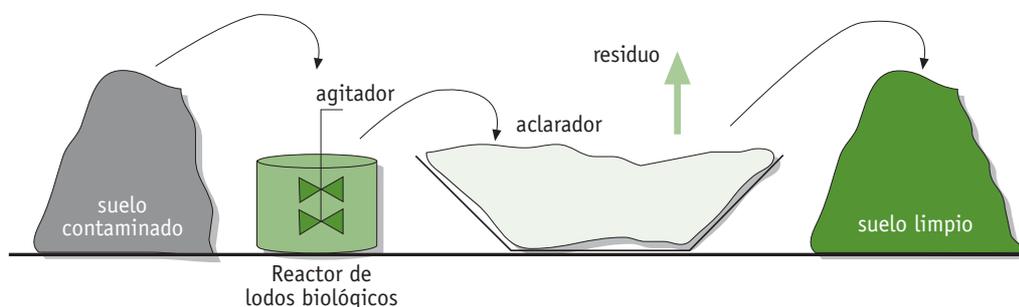


FIGURA 11. *Esquema del sistema de biorrecuperación mediante lodos biológicos (Adaptado de la U.S. Environmental Protection Agency).*

3.3.3. Tratamientos térmicos

3.3.3.1. Incineración

Se trata de un tratamiento *ex situ* en el que los contaminantes son destruidos mediante el suministro de calor. El suelo se somete a elevadas temperaturas, alrededor de los 1000°C, con el fin de oxidar y volatilizar los compuestos orgánicos contaminantes. Este proceso genera gases y cenizas residuales, orgánicos (hidrocarburos aromáticos policíclicos y sulfurados, compuestos oxigenados, compuestos aromáticos nitrogenados, etc.) e inorgánicos (metales pesados volátiles, CO_2 , NO_x , SO_x) (Ross *et al.*, 2002) que deben ser depurados. Los hornos de combustión más utilizados emplean aire a alta velocidad (Circulating Bed Combustors y Fluidized Bed Combustors), infrarrojos (Infrared Combustors) y sistemas rotativos (Rotary kilns) (USEPA, 1998).

Está indicado para recuperar suelos contaminados con explosivos y residuos peligrosos, particularmente hidrocarburos clorados, PCBs y dioxinas (Silcox *et al.*, 1995), aunque su reutilización es muy limitada porque este tratamiento destruye la estructura del suelo.

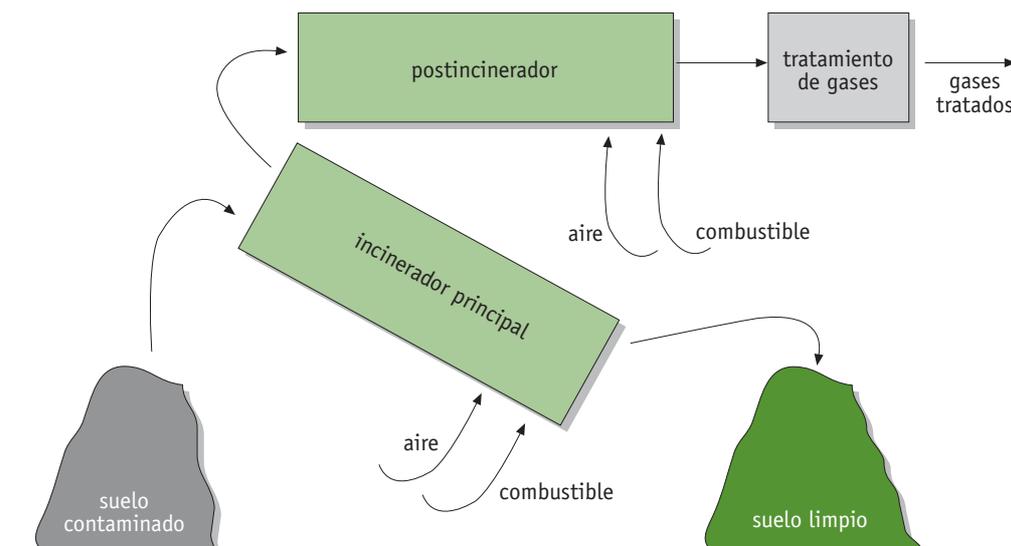


FIGURA 12. Esquema del proceso de incineración.

3.3.3.2. Desorción térmica

Se trata de otro tratamiento térmico *ex situ* en el que se somete al suelo a unas temperaturas más bajas (90-320°C, desorción térmica de baja temperatura; 320-560°C, desorción térmica de alta temperatura) para conseguir la desorción en vez de la destrucción de los contaminantes que persigue la incineración. Las temperaturas empleadas están elegidas para volatilizar contaminantes orgánicos pero no para oxidarlos. En concreto, durante la desorción térmica de baja temperatura, el suelo retiene sus propiedades físicas y sus componentes orgánicos, lo que hace posible que pueda conservar su capacidad para soportar futura actividad biológica. Mediante la desorción térmica de baja temperatura se pueden recuperar suelos contaminados con compuestos orgánicos volátiles no halogenados, combustibles y en algunos casos compuestos orgánicos semivolátiles. Mediante la desorción térmica de alta temperatura se pueden tratar las sustancias anteriores además de hidrocarburos aromáticos policíclicos, PCBs, pesticidas (Piña *et al.*, 2002; Risoul *et al.*, 2002; Araruna *et al.*, 2004) y metales pesados volátiles como el Hg (Chang and Yen, 2006) y el Pb (USEPA, 1994).

3.3.4. Tratamientos mixtos

3.3.4.1. Extracción multifase

Consiste en extraer simultáneamente *in situ*, mediante zanjas o pozos, sustancias contaminantes que estén presentes en el suelo en fase vapor (compuestos orgánicos volátiles), fase líquida (en disolución) y, especialmente, compuestos no acuosos en fase libre (LNAP). De acuerdo con USACE (1999), la extracción puede ser: *dual*, con

diferentes bombas a través de conductos separados; de *dos fases*, con una bomba en un solo conducto; o se puede emplear el *bioslurping*, una innovadora técnica de recuperación que permite la extracción de LNAP ligeros a la superficie, junto con gases y pequeñas cantidades de agua (Place *et al.*, 2001). El bioslurping es una variante de la extracción de dos fases que combina el bombeo de vacío para eliminar los compuestos en fase libre junto con cierta cantidad de agua, la extracción del vapor del suelo que arrastra compuestos volátiles y el bioventing, facilitando la biorrecuperación aerobia de hidrocarburos. Se trata de una técnica que se puede aplicar en suelos de textura gruesa y fina y a profundidades del agua subterránea variables, de hasta más de 30 m, aunque es necesario que el material sea permeable, que tenga un contenido en humedad equilibrado (mucha humedad dificulta la permeabilidad del aire y disminuye su capacidad de transferir oxígeno, mientras que la escasa humedad puede dificultar la actividad microbiana) y que la temperatura no sea muy baja. Puede requerir el posterior tratamiento del agua y los gases extraídos (Khan *et al.*, 2004).

3.3.4.2. Atenuación natural

La atenuación natural, también llamada recuperación pasiva o intrínseca, se está utilizando cada vez más dado que se trata de un método de recuperación de suelos y aguas contaminadas de bajo coste (Mulligan and Yong, 2004). No obstante, a pesar de que puede ser utilizado en lugares muy variados, raramente se suele aplicar de forma individual puesto que es un tratamiento mucho más lento que los que utilizan tecnologías ingenieriles (Mulligan, 2001). De acuerdo con la USEPA (1999), la atenuación natural consiste en utilizar procesos naturales para contener la propagación de la contaminación procedente de los vertidos químicos y reducir la concentración y la cantidad de los agentes tóxicos en las zonas contaminadas. Los procesos naturales que se invocan para la recuperación son biológicos, como la biodegradación aerobia, anaerobia y co-metabólica, y procesos físico-químicos como la volatilización, dispersión, dilución, desintegración radioactiva, estabilización química y bioquímica, precipitación y sorción en partículas de materia orgánica y arcillas del suelo. El éxito de cada proceso de atenuación natural dependerá de las características geológicas, hidrológicas y microbiológicas de la zona afectada (Mulligan and Yong, 2004).

Las reacciones y transformaciones que tienen lugar durante los procesos abióticos dependen de las propiedades físico-químicas del contaminante y del suelo y, tanto para sustancias inorgánicas como orgánicas, incluyen reacciones de hidrólisis y oxidación-reducción, formación de dobles enlaces y dehidrohalogenación. Además de la biodegradación de compuestos orgánicos, los microorganismos pueden influir en la sorción de compuestos orgánicos y metales en suelos y sus productos pueden incluso actuar como quelantes de metales en suelos contaminados (Mulligan and Kamali, 2003).

La atenuación natural se aplica principalmente para tratar compuestos BTEX (benceno, tolueno, etil benceno y xileno) (Kirtland *et al.*, 2000; Kao and Prosser, 2001) y más recientemente hidrocarburos clorados (Nobre and Nobre, 2004). Otros contaminantes que pueden ser potencialmente eliminados incluyen pesticidas (Sorensen *et al.*, 2006) y compuestos inorgánicos (Lin and Puls, 2003).

Para que la atenuación natural sea efectiva, es absolutamente necesario realizar una monitorización constante durante todo el tiempo que estos procesos naturales estén actuando con objeto de eliminar riesgos para el medio ambiente y la salud humana. Para ello, resulta muy útil la realización de modelos que puedan predecir el comportamiento y transporte de los contaminantes (Mulligan and Yong, 2004).

CAPÍTULO 4

Estado actual: actores del sector

- 4.1. Proyectos de I+D (PÁG. 59)
- 4.2. Publicaciones científicas (PÁG. 63)
- 4.3. Patentes (PÁG. 67)
- 4.4. Grandes grupos de investigación (PÁG. 68)

La magnitud de la contaminación de los suelos en los países industrializados ha impulsado la investigación para el desarrollo de tecnologías aplicables a la restauración de zonas contaminadas.

La identificación de los “actores” más relevantes del panorama español, participantes en el desarrollo de nuevas tecnologías para la recuperación de suelos contaminados, se ha obtenido a partir de la búsqueda de las actividades realizadas en dicho campo de investigación.

Este análisis permite identificar a los investigadores, las instituciones a las que pertenecen, la relación entre los distintos grupos de investigación, así como las tendencias tanto en investigación como en el desarrollo de nuevas tecnologías, en resumen, permite evaluar el potencial científico-tecnológico del sector.

Para ello se han utilizado las bases de datos existentes con información sobre publicaciones, proyectos de I+D y patentes, para las que se han diseñado estrategias de búsqueda adecuadas a sus contenidos.

Los artículos científicos publicados durante los años 2004 y 2005, y en los seis primeros meses de 2006 han sido identificados a través de las bases de datos ISI WEB OF KNOWLEDGE y SCIENCE DIRECT.

Las patentes publicadas durante el mismo periodo de tiempo, con los inventores y las instituciones solicitantes, se han obtenido en la base de datos de la Oficina Española de Patentes y marcas y mediante el software Matheo Patent (versión 7.1).

Los proyectos europeos han sido localizados de la base de datos CORDIS de la Unión Europea, y los proyectos de I+D del Plan Nacional, actualmente vigentes, se obtuvieron de la base de datos del Ministerio de Educación y Ciencia.

4.1. Proyectos de I+D

4.1.1. Plan Nacional

Se han identificado 23 proyectos vigentes, subvencionados por el Plan Nacional de I+D, que abarcan desde distintas perspectivas la investigación en el desarrollo de tecnologías para la recuperación de suelos contaminados (ANEXO I).

Destaca el elevado número de proyectos subvencionados en el 2005, con un total de 12, frente a los 5 del 2003 y los 6 del 2004 (Figura 13). Esto indica la creciente necesidad de desarrollar técnicas de descontaminación de suelos para paliar la grave situación a la que se ha llegado en España.

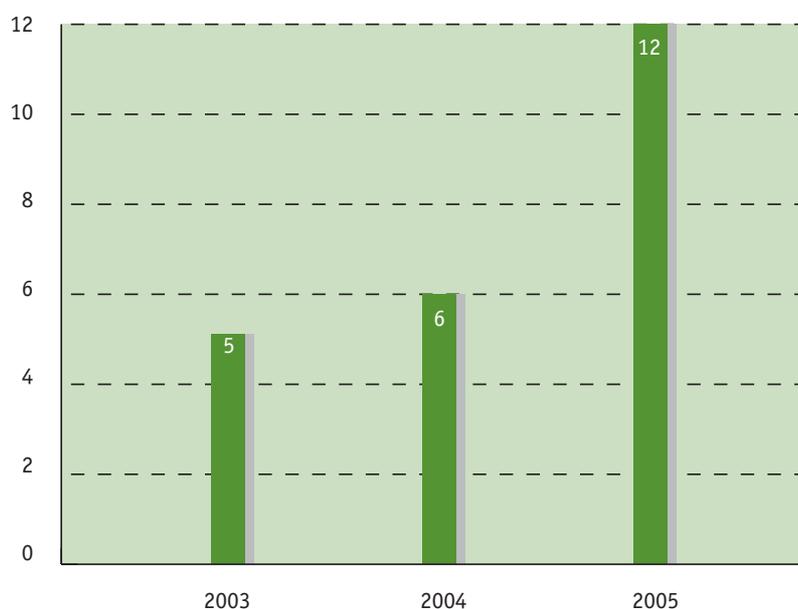


FIGURA 13. *Distribución de los proyectos del Plan Nacional de I+D por años.*

Estos proyectos se están desarrollando en 15 universidades y organismos públicos de investigación (Figura 14), destacando con una mayor actividad el Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC, Madrid), seguido por la Universidad de Córdoba, el CIEMAT (Madrid), la Universidad Autónoma de Madrid, la Universidad Politécnica de Madrid, el Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología (CSIC, Sevilla) y la Estación Experimental del Zaidín (CSIC, Granada).

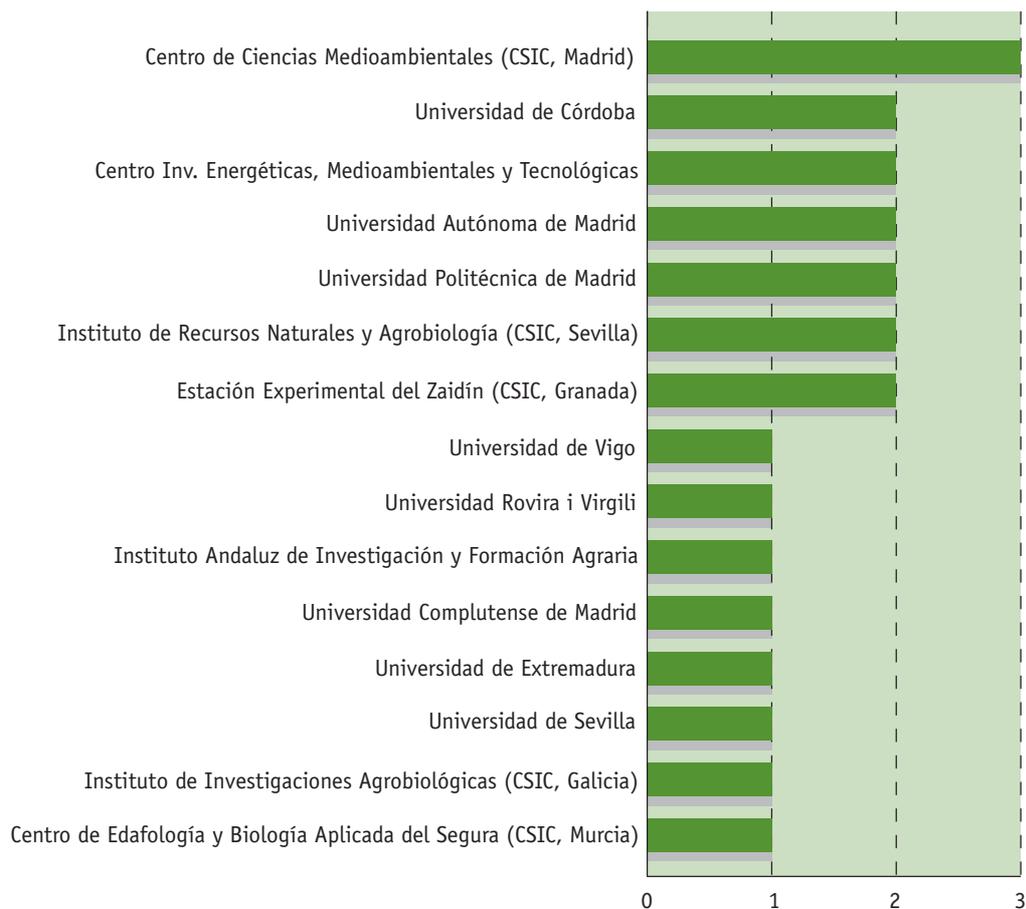


FIGURA 14. *Universidades y Organismos Públicos de Investigación que desarrollan proyectos de investigación del Plan Nacional de I+D en recuperación de suelos.*

Por comunidades autónomas, destaca una mayor actividad investigadora en Madrid y Andalucía (Figura 15).

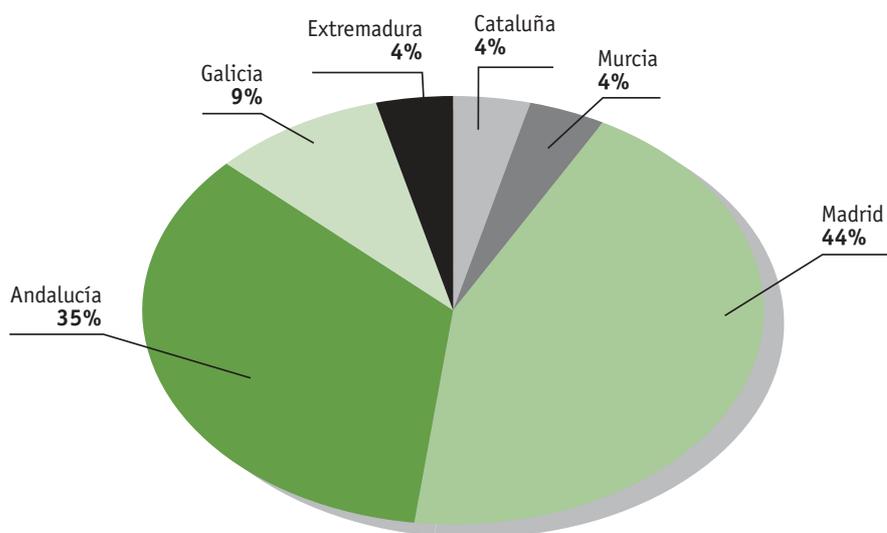


FIGURA 15. *Distribución de proyectos de investigación por comunidades autónomas.*

4.1.2. Proyectos Europeos

Se han identificados 5 proyectos europeos vigentes sobre tecnologías de recuperación de suelos con subvenciones que oscilan entre los 130.000 € y 1.800.000 € (Tabla 3).

El país más activo es Alemania ya que lidera 3 de los 5 proyectos europeos.

TABLA 3. *Proyectos europeos para la investigación en tecnologías de recuperación de suelos contaminados.*

Referencia	Acrónimo	Título	Organización	Financiación	Situación
505450	Index	Indicators and thresholds for desertification, soil quality, and remediation	Alemania	1.399.955€	En ejecución hasta 2007
4017	Stresoil	In situ simulation and remediation of contaminated fractured soils	Dinamarca	1.100.000€	En ejecución hasta 2008
3998	Biotool	Biological procedures for diagnosing the status and predicting evolution of polluted environments	Alemania	1.800.000€	En ejecución hasta 2007
INTAS 2004-82-7271	Humpop	Structural effects of humic substances and some plant alkaloids on the degradation and detoxification of persistent organic pollutants in soils	Italia	132.400€	En ejecución hasta 2008
508442	Eco-soil	Innovative process for the on-site decontamination of soils	Alemania	772.306€	Aceptado

España es uno de los países participantes en dos de estos proyectos europeos, concretamente en INDEX y en BIOTOOL.

La principal meta del proyecto INDEX es aplicar los conocimientos sobre la degradación del suelo para desarrollar múltiples indicadores modernos, rápidos, sensibles y universales, con los cuales se pueda calcular el estado dinámico de la degradación del suelo así como su recuperación. Dichos indicadores estarán basados en: 1) microbiología, incluidas biología molecular y diversidad genética; 2) características del pool de humus dinámico y de las enzimas húmicas; 3) física del suelo. En este proyecto participa el Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

El objetivo del proyecto BIOTOOL será analizar un conjunto de ecosistemas contaminados donde se está produciendo atenuación natural o se han llevado a cabo tratamientos de fitorrecuperación u otros tratamientos de biorrecuperación activa. Recolectar y analizar muestras mediante medios de diagnóstico, desarrollados durante

este proyecto, permitirá comprobar y validar nuevas herramientas para definir el potencial y la actividad de las comunidades microbianas que degradan contaminantes, así como predecir la atenuación natural y los procesos de destoxificación. En este proyecto, por parte de España, participan el Departamento de Biotecnología Microbiana del Centro Nacional de Biotecnología (CSIC, Madrid) y la empresa BIONOSTRA S.L., que es una empresa biotecnológica cuyo principal sector es el de la agroalimentación y el medio ambiente.

4.2. Publicaciones científicas

Durante el periodo de tiempo analizado los investigadores españoles en recuperación de suelos han publicado un total de 39 artículos científicos en revistas internacionales incluidas en el *Citation Index*.

El organismo con mayor número de artículos publicados es el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (17 artículos), concretamente el Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, el Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca y el Instituto de Ciencias de la Tierra “Jaume Almera” de Barcelona (Figuras 16 y 17).

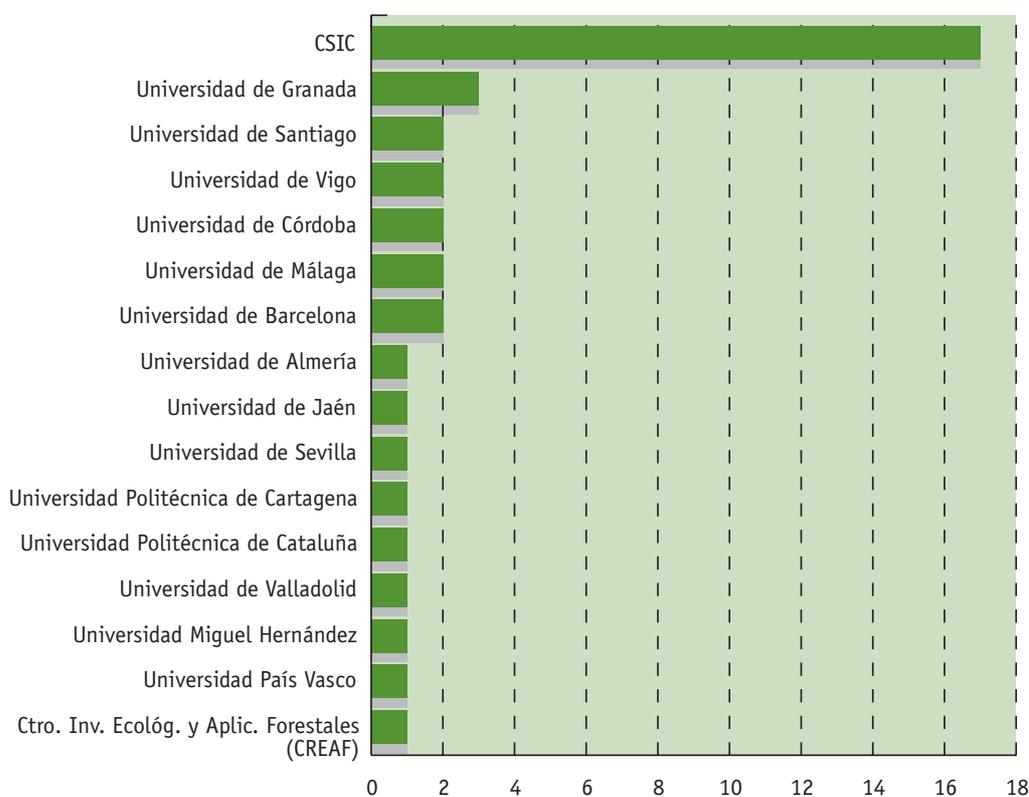


FIGURA 16. *Distribución de las publicaciones científicas por organismos de investigación.*

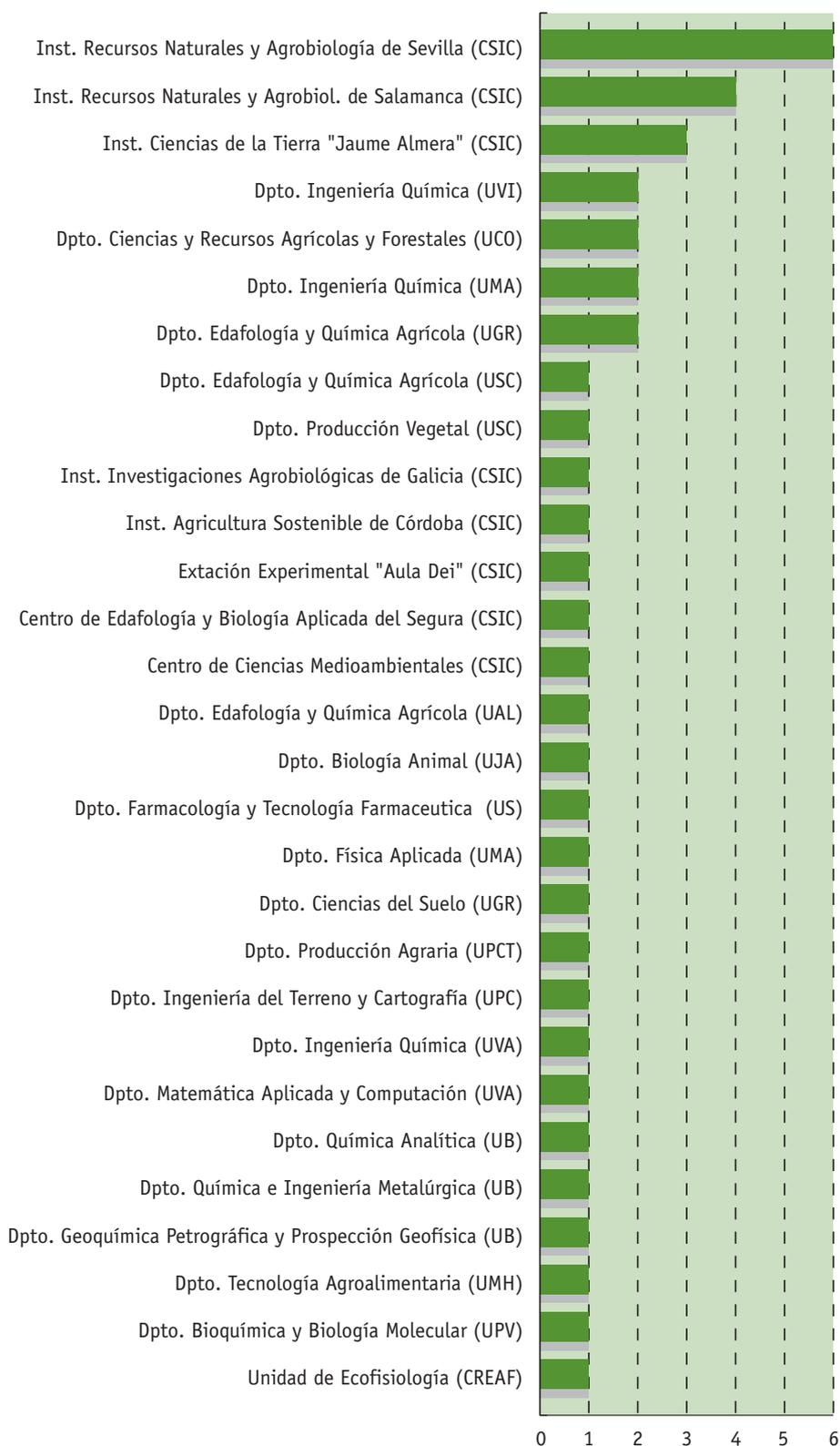


FIGURA 17. *Distribución de las publicaciones científicas por centros o departamentos de investigación.*

En cuanto a las técnicas de recuperación abordadas en estos trabajos científicos, casi el 90% pertenecen a técnicas de descontaminación, concretamente tratamientos físico-

químicos (71,79%) y biológicos (15,38%), y sólo el 2,56% corresponden a técnicas de confinamiento (Figura 18).

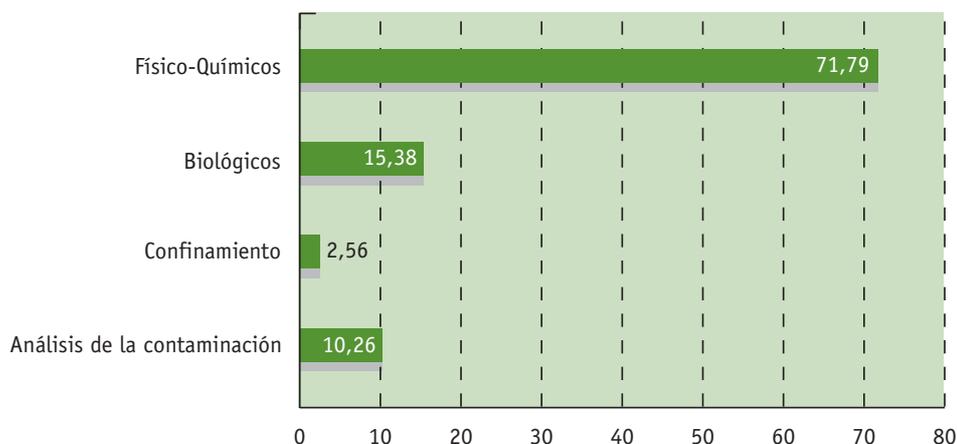


FIGURA 18. *Distribución de las publicaciones científicas en función de las distintas técnicas de recuperación suelos investigadas.*

Las publicaciones correspondientes a técnicas físico-químicas (Figura 19) estudian principalmente los siguientes tratamientos: adición de enmiendas (35,90%), lavado (17,95%), electrocinética (12,82%), extracción (2,56%) y flushing (2,56%).

Los tratamientos biológicos corresponden al 100% a fitorrecuperación y los de confinamiento a estabilización físico-química (Figura 19).

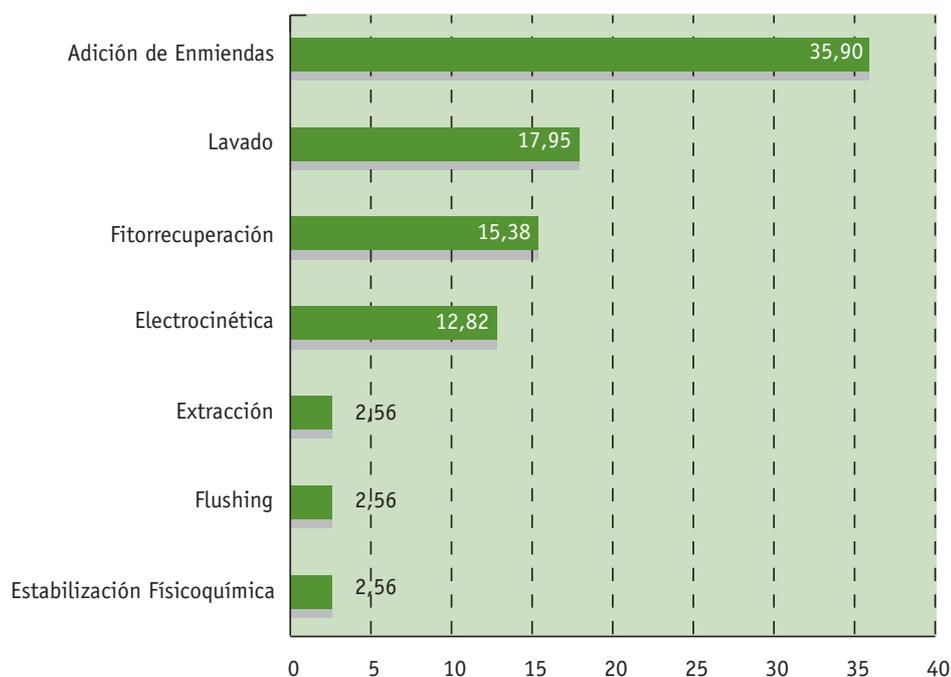


FIGURA 19. *Distribución de las publicaciones científicas en función de los diferentes tratamientos para la recuperación de suelos.*

Por último, destaca (Figura 20) que en los últimos años se utilizan mucho más para la recuperación de suelos técnicas in situ (69,22%) que técnicas ex situ (20,51%)

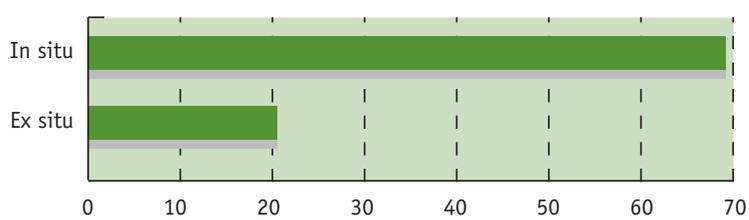


FIGURA 20. *Distribución de las publicaciones científicas entre técnicas in situ y técnicas ex situ.*

4.3. Patentes

La búsqueda en la base de datos de la Oficina Española de Patentes y marcas y mediante el software Matheo Patent (versión 7.1) permitió identificar 39 patentes publicadas durante los años 2004 y 2005, y los seis primeros meses de 2006 (Anexo II).

De esas 39 patentes sobre técnicas de recuperación de suelos, 2 son españolas (Figura 21) y fueron publicadas en el año 2005, mientras que el resto pertenecen a: Estados Unidos, con 17 patentes, Canadá, Austria, Nueva Zelanda, Holanda y Reino Unido, con 2 patentes, y Corea, México, Italia, Japón y Singapur, con una patente.

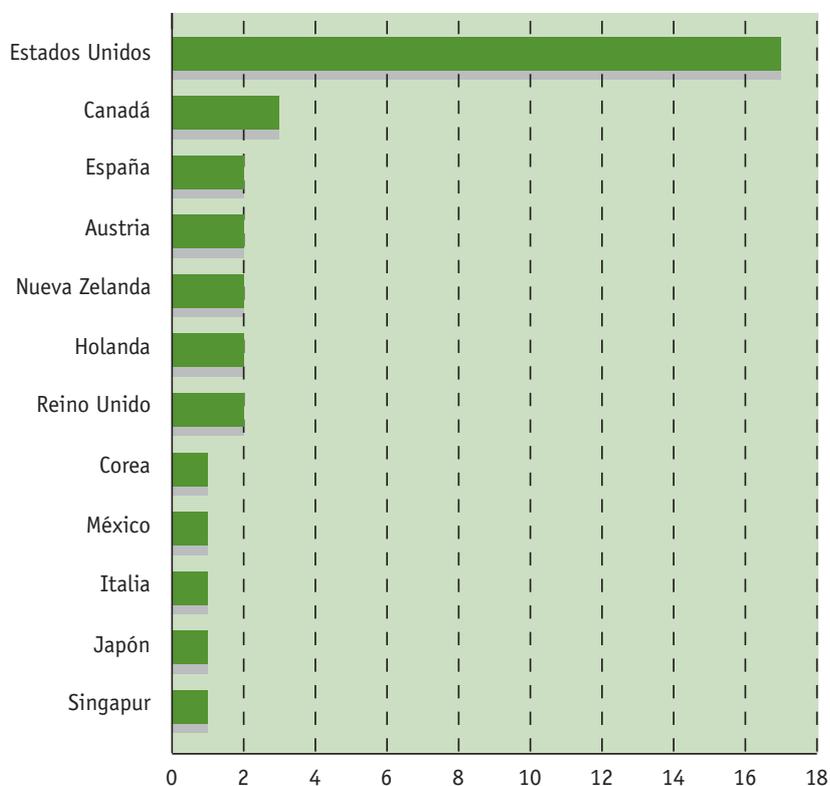


FIGURA 21. *Distribución de las patentes sobre técnicas de recuperación de suelos por países.*

4.4. Grandes grupos de investigación

En el año 2005, la Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid, mediante la Orden 2745/2005, de 20 de mayo, convocó ayudas para la realización de programas de actividades de i+d entre grupos de investigación de la Comunidad de Madrid. El objetivo de la convocatoria era impulsar y potenciar el desarrollo de actividades en equipos de investigación de la Comunidad de Madrid, favoreciendo la cooperación de los mismos en torno a líneas de investigación y desarrollo que combinen interés científico y social. Con ello se pretende favorecer la vertebración de Grupos con objeto de consolidar líneas, dar estabilidad a sus funciones a medio plazo y crear la masa crítica necesaria para afrontar la resolución de problemas desde distintas perspectivas, compartiendo infraestructuras de uso común, contribuyendo a la formación de capital intelectual en la región, posibilitando la transferencia de los resultados y su comunicación a la sociedad. Las líneas de investigación contempladas en la orden se encuadraban en las áreas prioritarias del IV Plan Regional siendo una de ellas “Recursos naturales y tecnologías medioambientales”.

Dentro de esta área se subvencionaron tres proyectos a tres grandes grupos de la Comunidad de Madrid. Dichos proyectos son:

Título del programa: Evaluación del Impacto Ambiental
y recuperación del medio natural en emplazamientos contaminados

Referencia: P-AMB-000296-0505

Investigador coordinador: M^a Carmen Lobo Bedmar

Acrónimo: EIAPES

Organismo: Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo rural Agrario y Alimentario (IMIDRA)

Financiación: 689.197,99 €

Otras entidades participantes:

- Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)
- Universidad Autónoma de Madrid (UAM)
- Universidad Complutense de Madrid (UCM)
- Universidad de Alcalá (UAH)
- Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT)
- Universidad Politécnica de Madrid (UPM)
- Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias y Alimentarias (INIA)

Título del programa: Programa de actividades de I+D
en la Comunidad de Madrid sobre restauración del medio natural

Referencia: P-AMB-000335-0505

Investigador coordinador: Adrián Escudero Alcántara

Acrónimo: **REMEDINAL**

Organismo: Universidad Rey Juan Carlos (URJC)

Financiación: 743.675,00 €

Otras entidades participantes:

- Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)
- Universidad Autónoma de Madrid (UAM)
- Universidad Complutense de Madrid (UCM)
- Universidad de Alcalá (UAH)
- Universidad Politécnica de Madrid (UPM)

http://www.remedinal.org/plt_Home.aspx

Título del programa: Utilización de microorganismos para la evaluación
del impacto ambiental y restauración del medio natural

Referencia: S-0505/AMB/000321

Investigador coordinador: Ildelfonso Bonilla Mangas

Acrónimo: **MICROAMBIENTE**

Organismo: Universidad Autónoma de Madrid (UAM)

Financiación: 602.400,00 €

Otras entidades participantes:

- Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)
- Universidad Complutense de Madrid (UCM)
- Fundación Universidad San Pablo CEU

<http://www.microambiente.org>

CAPÍTULO 5

Recursos de información

- La EPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos) publicó la 4ª edición de “**Rutas a Tecnologías para la investigación y descontaminación de suelos contaminados**” (referencia EPA 542-B-05-001) con la finalidad de proporcionar información y ayudar a identificar y seleccionar tecnologías innovadoras para la caracterización y descontaminación de suelos.

Se puede encontrar toda la información en el sitio:

<http://www.brownfieldstsc.org/roadmap/home.cfm>, y también se puede acceder a un manual con instrucciones en español en:

http://www.epa.gov/tio/download/misc/esp_roadmap.pdf

- Otra fuente de información de interés es el “**Technology Tree**” al que se puede acceder a través de <http://www.cpeo.org/techtree/about.htm>. Es una interesante herramienta que facilita conocer las técnicas de caracterización y las tecnologías de recuperación disponibles. Dispone de un amplio glosario de términos e información sobre las tecnologías de recuperación. Así mismo, facilita el acceso a bases de datos y a sitios con información adicional.

CAPÍTULO 6

Anexos

Anexo I Proyectos del Plan Nacional de I+D (PÁG. 74)

Anexo II Patentes (PÁG. 78)

Anexo III Legislación de interés (PÁG. 81)

Anexo IV Infraestructuras: laboratorios de ensayo (PÁG. 82)

<i>Referencia</i>	<i>Invest. Principal</i>	<i>Título</i>	<i>Autonomía</i>	<i>Organismo</i>	<i>Centro</i>	<i>Total Concedido</i>
AGL2003-1510	Barrón López De Torre, Vidal	Nanopartículas de óxidos de hierro en suelos mediterráneos: naturaleza, papel como transportadores de contaminantes y uso como indicadores de procesos erosivos	Andalucía	Universidad de Córdoba	Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes	-
BTE2003-1949	Garrido Colmenero, Fernando	Transporte y sorción de metales pesados en el suelo: aplicación de funciones de transferencia con formulación estocástica para la descripción del movimiento de cadmio y plomo	Madrid	CSIC	Centro De Ciencias Medioambientales	-
REN2003-1509	Morillo González, Esmeralda	Formulaciones de liberación controlada de herbicidas: bioeficacia, lixiviación y degradación en suelos	Andalucía	CSIC	Instituto de recursos naturales y agrobiología (Sevilla)	-
REN2003-4693	Romero Taboada, Esperanza	Desarrollo de nuevas alternativas mediante la reutilización de residuos agroindustriales como enmiendas orgánicas para el control de plaguicidas en suelos y la prevención de la contaminación	Andalucía	CSIC	Estación experimental del Zaidín (Granada)	-
REN2003-5359	Benítez León, Emilio	Recuperación de suelos contaminados por hidrocarburos alifáticos clorados. Estrategias de descontaminación basadas en el uso combinado de enmiendas orgánicas con elevada actividad hidrolítica	Andalucía	CSIC	Estación experimental del Zaidín (Granada)	-
CTM2004-01539	Sanromán Braga, M ^a Ángeles	Desarrollo de un tratamiento integral de eliminación de contaminantes orgánicos en suelos	Galicia	Universidad de Vigo	Facultad de Ciencias Dpto. Ingeniería Química	92.000€

<i>Referencia</i>	<i>Invest. Principal</i>	<i>Título</i>	<i>Autonomía</i>	<i>Organismo</i>	<i>Centro</i>	<i>Total Concedido</i>
CMT2004-01985	Cabrera Capitán, Fco. de Paula	Recuperación natural asistida de suelos contaminados con residuos mineros	Andalucía	CSIC	Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología (IRNASE)	76.950€
CMT2004-04720	Schuhmacher Ansuategui, Marta	Elaboración de una metodología basada en un sistema experto(Neuro-Fuzzy) integrado en gis para la toma de decisiones medioambientales. Aplicación a la recuperación de suelos contaminados	Cataluña	Universidad Rovira i Virgili	Escuela Técnica Superior de Ingeniería Química	126.500€
CMT2004-05832 C02-01	García Frutos, Fco. Javier	Investigación de la recuperación mediante remediación natural mejorada de suelos contaminados con haps	Madrid	Centro Inv. Energéticas, Medioamb. y Tecnológicas	Dpto. de Combustibles Fósiles	77.100€
CMT2004-06715 C02-01	Carpena Ruiz, Ramón	Fitorrecuperación de suelos contaminados por metales pesados. Selección de especies vegetales y de bioindicadores de estrés	Madrid	Universidad Autónoma de Madrid	Facultad de Ciencias Dpto. Química Agrícola, Geología y Geoquímica	170.100€
CMT2004-06715 C02-02	Bernal Calderón, M ^a Pilar	Efectos de especies acumuladoras y excluyentes y de enmendantes orgánicos en la biodisponibilidad de metales pesados en suelos contaminados	Murcia	CSIC	Centro de Edafología y Biología Aplicada	129.700€
AGL2005-06691 C02-01	Del Campillo García, M ^a del Carmen	Utilización de sales de fe en suspensión para controlar la clorosis férrica, en suelos calcáreos	Andalucía	Universidad de Córdoba	Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes	92.820€
Agl2005-07017 C03-01	Espejo Serrano, Rafael	Mejora de suelos ácidos degradados mediante la aplicación de subproductos industriales y formas alternativas de uso. I: implicaciones en el papel del suelo como sumidero de CO ₂	Madrid	Universidad Politécnica de Madrid	Dpto. Edafología	121.380€

<i>Referencia</i>	<i>Invest. Principal</i>	<i>Título</i>	<i>Autonomía</i>	<i>Organismo</i>	<i>Centro</i>	<i>Total Concedido</i>
AGL2005-07017 C03-02	González Fernández, Pedro	Mejora de suelos ácidos degradados mediante la aplicación de subproductos industriales y formas alternativas de uso. II: implicaciones en la producción y en la calidad de las cosechas y suelo	Andalucía	Junta Andalucía	Inst. Andaluz de Invest. y Form. Agraria, Pesquera, Alimentaria y Produc. Ecológica	64.260€
AGL2005-07017 C03-03	García González, M ^a Teresa	Mejora de suelos ácidos degradados mediante la aplicación de subproductos industriales y formas alternativas de uso. III: implicaciones en el papel del suelo como filtro de elementos contaminantes	Madrid	CSIC	Centro de Ciencias Medioambientales (CCMA)	89.250€
CTM-2005-01832	Trasar Cepeda, Carmen	Indicadores bioquímicos para el diagnóstico de la contaminación del suelo con productos orgánicos tóxicos	Galicia	CSIC	Inst. de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG)	71.400€
CTM-2005-02165	Pastor Piñeiro, Jesús	Capacidad de fitoacumulación y fitoestabilización de gramíneas silvestres y cultivadas para la descontaminación de metales pesados en suelos afectados por por minas y vertidos. Propuestas de gestión	Madrid	CSIC	Centro de Ciencias Medioambientales (CCMA)	78.540€
CTM2005-02450	Ballester Pérez, Antonio	Atenuación natural de suelos contaminados con residuos tóxicos de origen minero	Madrid	Universidad Complutense de Madrid	Dpto. Ciencia de los Materiales e Ingeniería Metalúrgica	78.302€
CTM2005-02910	Blanco Rodríguez, Pilar	Remediación de suelos contaminados con bajas concentraciones de radionucleidos de la serie del uranio mediante fitoextracción	Extremadura	Universidad Extremadura	Dpto. Física	77.350€

Referencia	Invest. Principal	Título	Autonomía	Organismo	Centro	Total Concedido
CTM2005-04809	Millán Gómez, Rocio	Recuperación de suelos contaminados por mercurio: recomendaciones de uso de suelos y plantas en la comarca de Almadén	Madrid	Centro Inv. Energéticas, Medioam. y Tecnológicas	Centro Investigaciones Energéticas, Medioam. y Tecnológicas	108.766€
CTM2005-05832	González Díez, Isabel	Evaluación de la contaminación de suelos afectados por actividades mineras: problemática ambiental existente en el área de Riotinto (España)	Andalucía	Universidad de Sevilla	Dpto. Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola	47.600€
CTM2005-06258 C02-01	Masaguer Rodríguez, Alberto	Sustratos ecocompatibles y técnicas de fitorremediación, con planta ornamental y autóctona, para la descontaminación de suelos por metales pesados	Madrid	Universidad Politécnica de Madrid	Dpto. Edafología	71.400€
CTM2005-06258 C02-02	Gárate Ormaechea, Agustín	Sustratos ecocompatibles y técnicas de fitorremediación, con planta ornamental y autóctona. Aplicación a la recuperación de suelos contaminados por metales pesados	Madrid	Universidad Autónoma de Madrid	Dpto. Química Agrícola, Geología y Geoquímica	99.960€

Anexo II. Patentes

<i>Nº Patente</i>	<i>Título</i>	<i>Solicitante</i>	<i>País</i>	<i>Año</i>
US7019190	Soil remediation system	Innova Soil Technology Pty Ltd	Australia	2006
ES2191530	Método para la estabilización de metales pesados contenidos en residuos sólidos y suelos, mediante la aplicación de óxido de magnesio de baja ley	Magnesitas Navarras, S.A.	España	2005
ES2226515	Método para la descontaminación de suelos contaminados con metales pesados mediante el empleo de residuos procedentes de la elaboración de la cerveza	Jara Montes, Ana	España	2005
CA2465924	Dual phase contaminated soil remediation apparatus	Strilchuk Drian Dale	Canadá	2005
W02005095011	Remediation of contaminated soil through the application of sewage	Global Bioremediation Technolo; Mackrell Douglas A; Hutlet Paul A N	Canadá	2005
US2005205426	Additive injection system for in-situ soil remediation by electrokinetics and method for injecting additive using the system	Han Yang University	Corea	2005
MXU04000001	Chemical-biological stabilizing process for the remediation of soil and cuttings contaminated with oils and oil derivatives.	Univ. Juárez Autónoma de Tabasc	México	2005
NZ527529	Oleaginous drilling fluid that produces a useful soil amendment, method of use and bio-remediation of the same and resulting solids	MIL	Nueva Zelanda	2005
W02005053866	Electrically enhanced in situ remediation of contaminated soil	Appelbloesem Licenties B V; Pool Wieberen	Holanda	2005
US2005111917	Vapor collection and treatment of off-gas from an in-situ thermal desorption soil remediation system	Univ. Texas	Estados Unidos	2005
US2005092691	Gas-gas-water treatment system for groundwater and soil remediation	Kerfoot William B	Estados Unidos	2005
NZ522078	Heater element for use in an situ thermal desorption soil remediation system	Shell Int Research	Nueva Zelanda	2005
MXPA04002106	Applicator system for remediation of contaminated soil	Joe Hughes	Estados Unidos	2005

<i>Nº Patente</i>	<i>Título</i>	<i>Solicitante</i>	<i>País</i>	<i>Año</i>
W02005021174	Method for electrokinetic remediation of incineration ash, industrial waste products and soft soil	Kuma joshua V M; Chew Soon Hoe; Selvakumaran Vadivelu; Karunaratne G P	Singapur	2005
AU780219b	Soil and/or groundwater remediation process	Greenberg Richard S; Andrews Thomas	Australia	2005
US2005006094	Emplacement of treatment agents using soil fracturing for remediation of subsurface environmental contamination	Srp Technologies Inc	Estados Unidos	2005
US2004265064	Dynamic remediation of soil and groundwater	Zomer Patrick W; Macking Eric J	Estados Unidos	2004
W02004103588	Soil remediation using heated vapors	Shell Oil Co; Shell Canada Ltd; Stegemeier George Leo; Vinegar Harold J	Estados Unidos Canadá	2004
W02004103587	Soil remediation	Univ. Texas; Stegemeier George L; Vinegar Harold J; Baker Ralph S; Bierschenk John M	Estados Unidos	2004
US6824328	Vapor collection and treatment of off-gas from an in-situ thermal desorption soil remediation	Univ Texas	Estados Unidos	2004
US2004228689	Soil remediation with heated soil	Stegemeier George L; Vinegar Harold J; Baker Ralph S; Bierschenk John M	Estados Unidos	2004
US2004228688	Remediation of soil piles using central equipment	Stegemeier George L; Vinegar Harold J; Baker Ralph S; Bierschenk John M	Estados Unidos	2004
US2004204624	Process for the remediation of soils polluted by organic compounds	Pappa Rosario; Masseti Felicia ; d Angeli Edoardo; Imerito Aldo	Italia	2004
JP2004269832	Soil microbe proliferating agent, method for improving soil properties such as soil remediation, ground hardening improvement etc. Using the same, and improved ground	Kiyono Akihiro	Japón	2004
US2004175237	Applicator system for remediation of contaminated soil	Hughes Joe	Estados Unidos	2004

<i>Nº Patente</i>	<i>Título</i>	<i>Solicitante</i>	<i>País</i>	<i>Año</i>
CA2460604	Applicator system for remediation of contaminated soil	Hughes Joe	Estados Unidos	2004
US2004165956	Soil and/or groundwater remediation process	Greenberg Richard S	Estados Unidos	2004
EP1446239	Remediation of mercury contaminated soil	Shell Int Research	Holanda	2004
US2004120771	Soil remediation of mercury contamination	Vinegar Harold J; Stegemeier George L	Estados Unidos	2004
W02004030840	Method for the chemical and biological remediation of contaminated soil and/or groundwater	Lessard Lawrence H	Estados Unidos	2004
W02004028717	Method for soil remediation and engineering	Univ. Brighton; Univ. Sussex ; Cundy Andrew Brian; Hopkinson Laurence James	Reino Unido	2004
US2004067106	Method for the remediation of contaminated soil and/or groundwater via integrated chemical and biological treatment	Lessard Lawrence H	Estados Unidos	2004
GB2393719	Remediation of contaminated soil using fungi	Ashburn Martin John; Wallace Philip	Reino Unido	2004
US2004011526	Method of using alkylsulfonated phenol/aldehyde resins as adsorption reducing agents for chemical flooding and soil remediation	Berger Paul D; Berger Christie H	Estados Unidos	2004

ANEXO III. Legislación de interés sobre suelos contaminados

Publicación	Normativa
Diario Oficial L 257 de 10.10.1996	<i>Directiva 96/61/CE del Consejo, del 24 de Septiembre, relativa a la prevención y control integrados de la contaminación, centrada en la prevención de la contaminación del aire, agua y suelo y en el uso de la mejor tecnología disponible en el ejercicio de las actividades</i>
BOE nº 114 de 13 de Mayo de 1995 y nº 172 de 20 de Julio de 1995	<i>Resolución de 28 de Abril de 1995, de la Secretaria de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, por la que se dispone la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de Febrero de 1995, por el que se aprueba el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados</i>
BOE nº 96 de 22 de Abril de 1998	<i>Ley 10/1998, de 21 de Abril, de Residuos</i>
BOE nº 15 de 18 de Enero de 2005	<i>REAL DECRETO 9/2005, de 14 de Enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados</i>
BOCM nº280 de 25 de Noviembre de 1999	<i>Decreto 326/1999, de 18 de Noviembre, por el que se regula el régimen jurídico de los suelos contaminados de la Comunidad de Madrid</i>
BOCM nº 283 de 28 de Noviembre de 2001	<i>Acuerdo de 25 de Octubre de 2001, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueba el Plan Regional de Actuación en materia de Suelos Contaminados de la Comunidad de Madrid</i>

ANEXO IV. Infraestructuras: Laboratorios de ensayo

A continuación se muestran laboratorios de ensayo pertenecientes a la Red de laboratorios madri+d: <http://www.madrimasd.org/Laboratorios>

Planta Piloto Química Fina **Universidad de Alcalá**

Contacto: José Luis Novella Robisco
Dirección: Ctra. N-II, km 33,600. Campus Universitario
Código Postal: 28871
Localidad: Alcalá de Henares
Centro: Planta piloto química fina **Departamento:** Planta piloto química fina
Teléfono: 91 885 50 68 **Fax:** 91 885 50 57
e-mail: jl.novella@uah.es
www: http://www.uah.es/inves/cai/planta_quimica.shtm
Categoría: Aseguramiento interno
Información adicional: Especializados en el sector químico-farmacéutico, tanto en síntesis como en analítica

Datos Ensayos

Tipo: Químicos
Producto: Suelo
Nombre: Determinación de metales
Método: Espectrometría de absorción atómica e ICP

Laboratorio de Fluorescencia de Rayos X por Reflexión Total (TXRF) **Universidad Autónoma de Madrid**

Contacto: Ramón Fernández Ruiz
Dirección: Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias MOD. C-IX
Código Postal: 28049
Localidad: Madrid
Departamento: Servicio Interdepartamental de Investigación
Teléfono: 91 3978581 **Fax:** 91 3978645
e-mail: ramon.fernandez@uam.es
www: <http://www.uam.es/investigacion/servicios/sidi/especifica/txrf-sidi.html>
Categoría: Sistema de calidad

Datos Ensayos

Tipo: Químicos
Producto: Suelo; Medio Ambiente; Productos sólidos; sedimentos y lixiviados
Nombre: Determinación de Metales pesados
Método: Fluorescencia de rayos X por reflexión total

Laboratorio de Isótopos Estables**Universidad Autónoma de Madrid****Contacto:** Ramón Redondo Ortega**Dirección:** Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias MOD. C-IX**Código Postal:** 28049**Localidad:** Madrid**Departamento:** Servicio Interdepartamental de Investigación**Teléfono:** 913974898 **Fax:** 913978645**e-mail:** ramon.redondo@uam.es**www:** <http://www.uam.es/investigacion/servicios/sidi/especifica/isotopos.html>**Categoría:** Sistema de calidad**Datos Ensayos****Tipo:** Ambientales**Producto:** Suelo: Medio Ambiente; Lodos, sedimentos y lixiviados**Nombre:** Determinación de C-13 y N-15**Método:** Espectrometría de Masas (IRMS)**C.A.I. Microanálisis Elemental****Universidad Complutense de Madrid****Contacto:** José Carlos Menéndez Ramos**Dirección:** Avda. de la Complutense, s/n. Facultad de Farmacia**Código Postal:** 28040**Localidad:** Madrid**Departamento:** Departamento de Química Orgánica y Farmacéutica**Teléfono:** 91 3941840 **Fax:** 91 3941822**e-mail:** josecm@farm.ucm.es**www:** <http://www.ucm.es/info/vinvest/sic/cais/cme.htm>**Categoría:** Acreditado o certificado**Información adicional:** Acreditación de ENAC nº 371/LE769 para la "Realización de Microanálisis Elemental de C, H, N y S"**Datos Ensayos****Tipo:** Químicos**Producto:** Productos sólidos; Suelo y plantas: Cultivos, Medio Ambiente**Nombre:** Determinación del Porcentaje de C, H, N y S**Método:** Combustión

Centro de Espectrometría Atómica**Universidad Complutense de Madrid****Contacto:** M^a Teresa Larrea Marín**Dirección:** C/ Dr. José Antonio Nobais, s/n (Facultad de CC. Geológicas) Ciudad Universitaria**Código Postal:** 28040**Localidad:** Madrid**Centro:** Centros de Asistencia a la Investigación **Departamento:** Vicerrectorado de Investigación**Teléfono:** 91 3944917 **Fax:** 91 3844917**e-mail:** cea@geo.ucm.es**www:** <http://www.ucm.es/info/vinvest/sic/cais/cea.htm>**Categoría:** Acreditado o certificado**Información adicional:** Se determinan metales en todo tipo de muestras desde ppb hasta %.
Se determinan aminoácidos en alimentos así como proteínas,
grasa y fibra muestras**Datos Ensayos****Tipo:** Químicos**Producto:** Suelo y plantas; Medio Ambiente**Nombre:** Determinación de constituyentes mayoritarios y minoritarios**Método:** Espectrometrías, Cromatografías**Áreas Científicas****Código:** E-05 **Descripción:** Química**Código:** Y-09 **Descripción:** Análisis químicos

CAPÍTULO 7

Glosario

Actividad fotosintética: Facultad de obrar la fotosíntesis, proceso metabólico por el que algunas células vegetales son capaces de sintetizar materia orgánica a partir de moléculas inorgánicas gracias a la transformación de la energía luminosa en la química producida por la clorofila.

Adsorción: Proceso de atracción de átomos, moléculas o iones de una sustancia en la superficie de otra, siendo el tipo más frecuente el de la adhesión de líquidos y gases en la superficie de los sólidos, formando películas líquidas o gaseosas.

Aerobio: Que necesita oxígeno para subsistir o llevarse a cabo.

Alcalinización: Proceso por el cual aumenta el contenido en sodio intercambiable y se acumula carbonato sódico, incrementándose el pH.

Anaerobio: Que no necesita oxígeno para subsistir o llevarse a cabo.

Ánodo: Electrodo positivo de una celda electroquímica en el que tiene lugar la oxidación durante el proceso electrolítico.

Bioacumulación: Acumulación neta de metales u otras sustancias persistentes en un organismo a partir de fuentes bióticas (otros organismos) y abióticas (suelo, aire y agua).

Biomíneralización: Proceso por el cual un organismo vivo proporciona las bases químicas necesarias para la nucleación y el crecimiento de fases minerales únicas.

Biosorción: Proceso por el que la biomasa microbiana, actuando como un intercambiador iónico, es capaz de adherir y concentrar metales pesados en soluciones acuosas a través de las paredes celulares.

Bombas de Skimmer: Instrumentos verticales para bombear agua del subsuelo con distintas sustancias disueltas y que permiten separar distintas fases durante el proceso de bombeo.

Cátodo: Electrodo negativo de una celda electroquímica en el que tiene lugar la reducción durante el proceso electrolítico

Complejación: Proceso de formación de un complejo, unión que se forma por el enlace de cationes y aniones y a veces moléculas. El catión es el átomo central y los aniones, denominados ligandos, pueden ser muchas especies inorgánicas normales en las aguas, como cloro, bromo, flúor, sulfatos, carbonatos y fosfatos. El ligando puede ser también una molécula orgánica, como por ejemplo un aminoácido. Las reacciones más simples de complejación son la combinación de un metal y un ligando.

Desnitrificación: Proceso de reducción bioquímica mediado por bacterias en ausencia de oxígeno mediante el cual el nitrógeno de los nitratos es devuelto a la atmósfera como óxido de nitrógeno o como nitrógeno molecular.

Desorción: Proceso opuesto a la sorción, en el que la sustancia sorbida se separa de la superficie de sorción como resultado de reacciones de equilibrio.

Elementos nativos: Minerales compuestos básicamente por un único elemento químico, que aparecen en estado puro en la naturaleza.

Especie química: Sustancia química.

Eutrofización: Proceso evolutivo, natural o provocado, por el que una masa de agua experimenta un progresivo aumento de nutrientes, dando lugar a un enriquecimiento cada vez mayor en organismos vivos y materia orgánica.

Geomembranas: Membranas delgadas de muy baja permeabilidad, utilizadas en aplicaciones de contención y barrera en ingeniería geotécnica, ambiental, hidráulica, transporte y estructural, generalmente constituidas por polietileno.

Geotextil: Lámina de fieltro punzonado, no tejido, fabricado a partir de fibras especiales de poliéster o de polipropileno empleado como lámina separadora para la conducción de drenajes y la protección de láminas impermeabilizantes.

Hidrocarburos: Compuestos bioquímicos que forman el esqueleto de la materia orgánica, formados únicamente por un armazón de carbono al que se le unen átomos de hidrógeno.

Lipofílico: Que muestra afinidad por compuestos hidrofóbicos.

Lixiviado: Proceso físico de obtención de líquidos por exudación de sólidos.

Manglar: Ecosistema formado por árboles y arbustos muy tolerantes a las condiciones de salinidad que ocupan la zona intermareal de las costas de latitudes tropicales de la tierra, incluyendo estuarios y zonas costeras.

Marjal: Terreno bajo y pantanoso.

Metabolitos sideróforos: Metabolitos (productos del metabolismo) capaces de aumentar la captación de iones de hierro en el medio extracelular.

Microorganismos indígenas: Microorganismos autóctonos que se encuentran de forma natural en un lugar.

Microorganismos inoculados: Microorganismos no autóctonos que son introducidos artificialmente.

Nivel freático: Nivel de puntos de agua que soportan una presión igual a la atmosférica.

Pirólisis: Descomposición térmica de la materia orgánica en ausencia de oxígeno.

Plumas de contaminación: Zona de acuífero contaminada que tiene su origen en un foco de contaminación y se extiende aguas abajo de la dirección del flujo. Suele presentar una cierta dispersión.

Potencial de oxidación: Mide la capacidad oxidante de un elemento en un sistema formado por un oxidante y un reductor (sistema redox). El elemento que se reduce es el que posee una capacidad oxidante mayor, por lo tanto cuanto mayor es el potencial de oxidación, mayor es la concentración de la forma reducida.

Potencial redox: Potencial eléctrico requerido para transferir electrones de un compuesto o elemento reducido (donador de electrones o agente reductor) a otro oxidado (aceptor de electrones u agente oxidante), tomando como referencia al hidrógeno.

Presión osmótica: Presión necesaria para detener el flujo de agua que se establece desde una disolución diluida a otra más concentrada separadas por una membrana semipermeable.

Quelación: Habilidad de un compuesto químico para formar una estructura en anillo con un ión metálico resultando en un compuesto con propiedades químicas diferentes a las del metal original e impidiendo que el metal siga sus reacciones químicas normales.

Quelantes (Agentes): Sustancias que pueden quelar.

Substrato litológico: Material original o roca madre que suministra materia mineral al alterarse o meteorizarse.

Tamizado: Proceso de filtración que permite separar y retirar elementos sólidos gruesos de otros más finos.

Termofílico: Referente al rango de temperaturas entre 45°C y 65°C.

Volatilización: Capacidad de las sustancias disueltas en un medio líquido de transferirse hacia un medio gaseoso.

Zona no saturada: También llamada zona vadosa o zona de aireación, está comprendida entre la superficie del terreno y el nivel freático del agua en los acuíferos y en ella los poros no están completamente ocupados por agua.

Zona saturada: Zona del subsuelo en la que todos los huecos están ocupados por agua, por debajo del nivel freático del agua en los acuíferos.

Abreviaturas



Al: Aluminio

As: Arsénico

B: Boro

Ba: Bario

BTEX: Familia de los aqulbencenos constituida por el benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos que suelen estar presentes en las fracciones ligeras de los destilados del petróleo.

Ca: Calcio

Cd: Cadmio

Co: Cobalto

COV: Compuestos orgánicos volátiles

Cr: Cromo

Cu: Cobre

DDT: Dicloro-difenil-tricloroetano

DNT: Dinitrotolueno

EDTA: Ácido etilendiaminotetraacético

Eh: Potencial redox

Fe: Hierro

Hg: Mercurio

HMX: *High-Melting explosive*. Explosivo de alta fusión muy utilizado hoy en día por los militares.

K: Potasio

Li: Litio

Mg: Magnesio

Mn: Manganeseo

Mo: Molibdeno

N: Nitrógeno

Na: Sodio

Ni: Níquel

P: Fósforo

PAH: Hidrocarburos aromáticos policíclicos

Pb: Plomo

PCB: Bifenilo policlorado

RDX: *Royal Demolition Explosive*. Compuesto químico altamente explosivo.

S: Azufre

Si: Silicio

SO₂: Dióxido de Azufre

Sr: Estroncio

Tc: Tecnecio

TCE: Tricloroetileno

TNT: Trinitrotolueno

U: Uranio

V: Vanadio

Zn: Zinc

CAPÍTULO 9

Bibliografía

- Acar, Y.B., and Alshawabkeh, A.N. 1993. Principles of electrokinetic remediation. *Environmental Science and Technology*, 27 (13): 2638-2647.
- Acar, Y.B., Rabbi, M.F., and Ozsu, E.E. 1997. Electrokinetic injection of ammonium and sulfate ions into sand and kaolinite beds. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*, 123: 239-249.
- Aceves, E. 1979. Los terrenos ensalitrados y los métodos para su recuperación. Universidad Autónoma de Chapingo, México.
- Achtnich, C., Fernández, E., Bollag, J. M., Knackmuss, H. J., and Lenke, H. 1999. Covalent binding of reduced metabolites of ¹⁵N-TNT to soil organic matter during a bioremediation process analyzed by ¹⁵N NMR spectroscopy. *Environmental Science and Technology*, 33 (24): 4448-4456.
- Adriano, D. C. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. 2nd Edition. Springer, New York, NY.
- Adriano, D. C, Wenzel, W. W., Vangronsveld, J., and Bolan, N. S. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental clean-up. *Geoderma*, 122: 121-142.
- Aguilar, J., Dorronsoro, C., Fernández, E., Fernández, J., García, I., Martín, F., and Simón, M. 2004a. Remediation of Pb-contaminated soils in the Guadiamar River Basin (SW Spain). *Water, Air, and Soil Pollution*, 151: 323-333.
- Aguilar, J., Dorronsoro, C., Fernández, E., Fernández, J., García, I., Martín, F., and Simón, M. 2004b. Soil pollution by a pyrite mine spill in Spain: evolution in time. *Environmental Pollution*, 132 (3): 395-401.
- Ake, C. L., Wiles, M. C., Huebner, H. J., McDonald, T. J., Cosgriff, D., Richardson, M. B., Donnelly, K. C., and Phillips, T. D. 2003. Porous organoclay composite for the sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons and pentachlorophenol from groundwater. *Chemosphere*, 51: 835-844.
- Alaton, I. A., and Balcioglu, I. A. 2002. The effect of pre-ozonation on the H₂O₂/UV-C treatment of raw and biologically pre-treated textile industry wastewater. *Water Sci. Technol.*, 45 (12): 297-304.
- Al-Daher, R., Al-Awadhi, N., and El-Nawawy, A. 1998. Bioremediation of damaged desert environment using windrow soil pile system in Kuwait. *Environmental International*, 24: 175-180.
- Alexander, M. 1994. Biodegradation and Bioremediation. Academic Press, San Diego.
- Ali, N. A., Bernal, M. P., and Ater, M. 2004. Tolerance and bioaccumulation of cadmium by *Phragmites australis* grown in the presence of elevated concentrations of cadmium, copper, and zinc. *Aquatic Botany*, 80: 163-176.
- Aminian, K., and Ameri, S. 2000. Evaluation of the petroleum technology-based dry soil barrier. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 26 (1-4): 83-89.
- Anderson, R.T., and Lovley, D. R. 2000. Anaerobic bioremediation of benzene under sulphate-reducing conditions in a petroleum-contaminated aquifer. *Environmental Science and Technology*, 34 (11): 2261-2266.
- Anderson, R.T., and Lovley, D. R. 1999. Naphtalene and benzene degradation under Fe(III)-reducing conditions in petroleum-contaminated aquifers. *Bioremediation Journal*, 3 (2): 121-135.
- Anderson, R.T., Vrionis, H.A., Ortiz-Bernad, I., Resch, C.T., Peacock, A., Dayvault, R., Marutzky, S., Metzler, D.R., Karp, K., Lowe, M., White, D.C., Long, P.E., and Lovley, D.R. 2003. Stimulating the *in situ* activity of *Geobacter* species to remove uranium from the groundwater of a uranium-contaminated aquifer. *Applied and Environmental Microbiology*, 69 (10):5884-5891.

- Araruna, J. T., Jr, Portes, V. L. O., Soares, A. P. L., Silva, M. G., Sthel, M. S., Schramm, D. U., Tibana, S., and Vargas, H. 2004. Oil spills debris clean up by thermal desorption. *Journal of Hazardous Materials*, 110 (1-3): 161-171.
- Asante-Duah, D. K. 1996. *Managing Contaminated Sites: Problem Diagnosis and Development of Site Restoration*. Wiley, New York, NY.
- Attaway, H. H., and Schmidt, M. G. 2002. Tandem biodegradation of BTEX components by two *Pseudomonas* sp. *Current Microbiology*, 45 (1): 30-36.
- Avogadro, A., and Ragaini, R. C. 1994. *Technologies for Environmental Cleanup: Toxic and Hazardous Waste Management*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.
- Baath, E. 1989. Effects of heavy metals on soil and microbial processes and populations (a review). *Water, Air, and Soil Pollution*, 47: 335-379.
- Baggi, G., Cavalca, L., Francia, P., and Zangrossi, M. 2004. Chlorophenol removal from soil suspensions: effects of a specialised microbial inoculum and a degradable analogue. *Biodegradation*, 15 (3): 153-160.
- Balba, M. T., Al-Daher, R., Al-Awadhi, N., Chino, H., and Tsuji, H. 1998. Bioremediation of oil-contaminated desert soil: the Kuwaiti experience. *Environment International*, 24 (1-2): 163-173.
- Barbaro, J. R., and Barker, J. F. 2000. Controlled field study on the use of nitrate and oxygen for bioremediation of a gasoline source zone. *Bioremediation*, 4: 259-270.
- Basnakova, G., and Macaskie, L. E. 1999. Accumulation of zirconium and nickel by *Citrobacter* sp. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 74: 509-514.
- Basnakova, G., Stephens, E. R., Thaller, M. C., Rossolini, G. M., and Macaskie, L. E. 1998. The use of *Escherichia coli* bearing a *phoN* gene for the removal of uranium and nickel from aqueous flows. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50: 266-272.
- Bastiaens, L., Springael, D., Wattiau, P., Harms, H., deWachter, R., Verachtert, H., and Diels, L. 2000. Isolation of adherent polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-degrading bacteria using PAH-sorbing carriers. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 1834-1843.
- Bear, J., and Sun., Y. 1998. Optimization of pump-treat-injection (PTI) design for the remediation of a contaminated aquifer: multi-stage design with chance constraints. *Journal of Contaminant Hydrology*, 29: 225-244.
- Beech, I. B., and Cheung, C. W. S. 1995. Interactions of exopolymers produced by sulphate-reducing bacteria with metal ions. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 35: 59-72.
- Benner, M. L., Mohtar, R. H., and Lee, L. S. 2002. Factors affecting air sparging remediation systems using field data and numerical simulations. *Journal of Hazardous Materials*, 95 (3): 305-329.
- Berg, U., Neumann, T., Donnert, D., Nüesch, R., and Stüben, D. 2004. Sediment capping in eutrophic lakes—efficiency of undisturbed calcite barriers to immobilize phosphorous. *Applied Geochemistry*, 19 (11): 1759-1771.
- Berstein, L. 1961. Osmotic adjustment of plant to saline media. I. Steady State. *Amer. J. Botany*, 48: 909-918.
- Bizily, S. P., Rugh, C. L., and Meagher, R. B. 2000. Phytodetoxification of hazardous organomercurials by genetically engineered plants. *Nature Biotechnology*, 18: 213-217.
- Bosecker, K. 1997. Bioleaching: metal solubilization by microorganisms. *FEMS Microbiology Reviews*, 20: 591-604.

- Boulding, J. R. 1996. USEPA Environmental Engineering Sourcebook. Ann Arbor Press. Chelsea, MI.
- Bouwer, E. J. 1992. Bioremediation of organic contaminants in the subsurface. In: Mitchell, R. (Ed.), Environmental Microbiology. John Wiley and Sons, Inc. New York. Chapter 11, pp. 287-318.
- Bouwer, E. J., Durant, N. D., Wilson, L. P., and Zhang, W. 1998. Design considerations for in situ bioremediation of organic contaminants. In: Lewandowski, G. A., and DeFilippi, L. J., (Eds), Biological Treatment of Hazardous Wastes. John Wiley and Sons, Inc. New York. pp. 237-269.
- Brazil, G. M., Kenefick, L., Callanan, M., Haro, A., de Lorenzo, V., Dowling, D. N., and O'Gara, F. 1995. Construction of a rhizosphere *Pseudomonas* with potential to degrade polychlorinated biphenyls and detection of *bph* gene expresión in the rhizosphere. *Applied Environmental Microbiology*, 61: 1946-1952.
- Breitung, J., Bruns-Nagel, D., Steinbach, K., Kaminski, L., Gemsa, D., and von Löw, E. 1996. Bioremediation of 2,4,6-trinitrotoluene-contaminated soils by two different aerated compost systems. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 44: 795-800.
- Bridge, T. A. M., White, C., and Gadd, G. M. 1999. Extracellular metal-binding activity of the sulphate-reducing bacterium *Desulfococcus multivorans*. *Microbiology*, 145: 2987-2995.
- Brillas, E., Calpe, J. C., and Cabot, P. L. 2003. Degradation of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid by ozonation catalyzed with Fe²⁺ and UVA light. *Applied Catalysis B: Environmental*, 46 (2): 381-391.
- Brim, H., McFarlan, S. C., Fredrickson, J. K., Minton, K. W., Zhai, M., Wackett, L. P., and Daly, M. J. 2000. Engineering *Deinococcus radiodurans* for metal remediation in radioactive mixed waste environments. *Nature Biotechnology*, 18: 85-90.
- Brown, S. L., Chaney, R. L., Angle, J. S., and Baker, A. J. M. 1994. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc-and-cadmium-contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*, 23: 1151-1157.
- Bruns-Nagel, D., Knicher, H., Drzyzga, O., Butehorn, U., Steinbach, K., Gemsa, D., and von Loew, E. 2000. Characterization of ¹⁵N-TNT residues after an anaerobic/aerobic treatment of soil/molasses mixtures by solid state ¹⁵N NMR spectroscopy. 2. Systematic investigation of whole soil and different humic fractions. *Environmental Science and Technology*, 34 (8): 1549-1556.
- Burd, G., and Ward, O. P. 1996. Bacterial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons on agar plates: the role of biosurfactants. *Biotechnol. Tech.*, 10: 371-374.
- Calfie, M., Tu, Y., Euskirchen, G., Ward, W. W., and Prasher, D. C. 1994. Green fluorescent protein as a marker for gene expression. *Science*, 263: 802-805.
- Cantrell, K. J., Kaplan, D. I., and Wietsma, T. W. 1995. Zero-valent iron for the in situ remediation of selected metals in groundwater. *Journal of Hazardous Materials*, 42: 201-212.
- Castaldi, P., Santona, L., and Melis, P. 2005. Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth. *Chemosphere*, 60 (3): 365-371.
- Chang, J. S., and Law, W. S. 1998. Development of microbial mercury detoxification processes using a mercury hyperresistant strain of *Pseudomonas aeruginosa* PU21. *Biotechnology and Bioengineering*, 57: 462-470.
- Chang, T. C., and Yen, J. H. 2006. On-site mercury-contaminated soils remediation by using thermal desorption technology. *Journal of Hazardous Materials*, 128(2-3):208-17.
- Chen, Y. X., Wang, Y. P., Wu, W. X., Lin, Q., and Xue, S. G. 2006. Impacts of chelate-assisted phytoremediation on microbial community composition in the rhizosphere of a copper accumulator and non-accumulator. *The Science of the Total Environment*, 356 (1-3): 247-255.

- Chen, S. B., Zhu, Y. G., and Ma Y. B. 2006. The effect of grain size of rock phosphate amendment on metal immobilization in contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 134 (1-3): 74-79.
- Chirwa, E. S., and Wang, Y. T. 2000. Simultaneous chromium (VI) reduction and phenol degradation in an anaerobic consortium of bacteria. *Water Research*, 34: 2376-2384.
- Christodoulatos, C., and Koutsospyros, A. 1998. Bioslurry reactors. In: Lewandowski, G. A., and DeFilippi, L. J., (Eds.), *Biological Treatment of Hazardous Wastes*. John Wiley and Sons, Inc. New York. pp. 69-101.
- Clemente, R., Walker, D. J., and Bernal, M. P. 2005. Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (Spain): the effect of soil amendments. *Environmental Pollution*, 138: 46-58.
- Cullen, W. R., and Reimer, K. J. 1989. Arsenic speciation in the environment. *Chemical Reviews*, 89: 713-764.
- Czurda, K. A., and Haus, R. 2002. Reactive barriers with fly ash zeolites for in situ groundwater remediation. *Applied Clay Science*, 1-2: 13-20.
- Davis, A. P., and Singh, I. 1995. Washing of Zn(II) from contaminated soil column. *Journal of Environmental Engineering (ASCE)*, 121 (2): 174-185.
- De Luca, G., de Philip, P., Dermoun, Z., Rousset, M., and Vermeglio, A. 2001. Reduction of technetium (VII) by *Desulfovibrio fructosovorans* is mediated by the nickel-iron hydrogenase. *Applied and Environmental Microbiology*, 67: 4583-4587.
- Devlin, J. F., and Barker, J. F. 1994. A semipassive nutrients injection scheme for enhanced in situ bioremediation. *Groundwater*, 32: 374-380.
- Doi, M., Warren, G., and Hodson, M. E. 2004. A preliminary investigation into the use of ochre as a remedial amendment in arsenic-contaminated soils. *Applied Geochemistry*, 20 (12): 2207-2216.
- Doty, S. L., Shang, T. Q., Wilson, A. M., Tangen, J., Westergreen, A. D., Newman, L. A., Strand, S. E., and Gordon, M. P. 2000. Enhanced metabolism of halogenated hydrocarbons in transgenic plants containing mammalian cytochrome P450 2e1. *Proceedings of the National Academy of Science U.S.A.*, 97: 6287-6291.
- Duque, E., Haidour, A., Godoy, F., and Ramos, J. L. 1993. Construction of a *Pseudomonas* hybrid strain that mineralizes 2,4,6-trinitrotoluene. *Journal of Bacteriology*, 175 (8): 2278-2283.
- Elliot, H. A., and Brown, G. A. 1989. Comparative evaluation of NTA and EDTA for extractive decontamination of Pb-polluted soils. *Soil, Air, and Soil Pollution*, 45: 361.
- El-Shakweer, M. H. A., El-Sayad, E. A., and Ejes, M. S. A. 1998. Soil and plant analysis as a guide for interpretation of the improvement efficiency of organic conditioners added to different soils in Egypt. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29: 2067-2088.
- Embrick, L. L., Porter, K. M., Pendergrass, A., and Butcher, D. J. 2005. Characterization of lead and arsenic contamination at Barber Orchard, Haywood County, NC. *Microchemical Journal*, 81 (1): 117-121.
- Esteve-Núñez, A., Caballero, A., and Ramos, J. L. 2001. Biological degradation of 2,4,6-Trinitrotoluene. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 65 (3): 335-352.
- Falatkó, D. M. 1991. Effects of biologically reduced surfactants on the mobility and biodegradation of petroleum hydrocarbons. MS Thesis. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA.
- FAO-PNUMA. 1983. Directrices para el control de la degradación de suelos. Roma.

- Fischer, U., Schulin, R., Keller, M., and Stauffer, F. 1996. Environmental and numerical investigation of soil vapor extraction. *Water Resources Research*, 32: 3413–3427.
- Fogarty, A. M., and Tuovinen, O. H. 1991. Microbial degradation of pesticides in yard waste composting. *Microbiological Reviews*, 55: 225-233.
- FRTR. 1999a. *In situ* and ex situ solidification/stabilization. Federal Remediation Technologies Roundtable. USEPA, 401 M Street, S. W., Washington, DC, http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_24.html.
- FRTR. 1999b. *In situ* solidification/stabilization. Federal Remediation Technologies Roundtable. USEPA, 401 M Street, S. W., Washington, DC, http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_10.html.
- FRTR. 1999c. Soil flushing. Federal Remediation Technologies Roundtable. USEPA, 401 M Street, S. W., Washington, DC, http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_8.html.
- FRTR. 1999d. Biopiles. Federal Remediation Technologies Roundtable. USEPA, 401 M Street, S. W., Washington, DC, http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_12.html.
- Funk, S.B., Crawford, D.L., Crawford, R.L., Mead, G., and Davis-Hooker, W. 1995. Full-scale anaerobic bioremediation of trinitrotoluene contaminated soil. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 51: 625–633.
- Funk, S.B., Roberts, D.J., Crawford, D.L., and Crawford, R.L. 1993. Initial-phase optimization for bioremediation of munition compound-contaminated soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 59: 2171–2177.
- Gadd, G. M. 1999. Fungal production of citric and oxalic acid: importance in metal speciation, physiology and biogeochemical processes. *Advances in Microbial Physiology*, 41: 47-92.
- Gadd, G. M. 2000a. Bioremediation potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization. *Current Opinion in Biotechnology*, 11: 271-279.
- Gadd, G. M. 2000b. Accumulation and transformation of metals by microorganisms. In: Rehm, H. J., Reed, G., Pühler, A., and Shadler, P., (Eds.), *Biotechnology, a Multi-volume Comprehensive Treatise 10: Special Processes*. John Wiley and Sons Inc., NY, pp. 226-264.
- Gadd, G. M. 2004. Microbial influence on metal mobility and application for bioremediation. *Geoderma*, 122: 19-119.
- Gates, W. P. 2004. Crystalline swelling of organo-modified clays in ethanol-water solutions. *Applied Clay Science*, 27 (1-2): 1-12.
- Gillham, R. W., and Burris, D. R. 1992. *In situ* Treatment Walls-Chemical Dehalogenation, Denitrification, and Bioaugmentation. Subsurface Restoration Conference, Dallas, Texas, June 21-24, pp. 66-68.
- Gleba, D., Borisjuk, N. V., Borisjuk, L. G., Kneer, R., Poulev, A., Skarzhinskaya, M., Dushenkov, S., Logendra, S., Gleba, Y., and Raskin, I. 1999. Use of plants roots for phytoremediation and molecular farming. *Proceedings of the National Academy of Science U.S.A.*, 96: 5973-5977.
- Grasso, D. 1993. Hazardous Waste Site Remediation, Source Control. Lewis Publisher, Inc. Connecticut.
- Griffiths, R. A. 1995. Soil-washing technology and practice. *Journal of Hazardous Materials*, 40: 175-189.
- Gu, B., Liang, L., Dickey, M. J., Yin, X., and Dai, S. 1998. Reductive precipitation of uranium (VI) by zero-valent iron. *Environmental Science and Technology*, 32: 3366-3373.
- Gusmão, A. D., Campos, T. M. P., Nobre, M. M. M., and Vargas, E. A., Jr. 2004. Laboratory tests for reactive barrier design. *Journal of Hazardous Materials*, 110 (1-3): 105-112.

- Gutnick, D. L., and Bach, H. 2000. Engineering bacterial biopolymers for the biosorption of heavy metals: new products and novel formulations. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 54: 451-460.
- Hamon, R. E., McLaughlin, J. M., and Cozens, G. 2002. Mechanisms of attenuation of metal availability in *in situ* remediation treatments. *Environmental Science and Technology*, 36: 3991-3996.
- Hartley, W., Edwards, R., and Lepp, N. W. 2004. Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short-and long-term leaching tests. *Environmental Pollution*, 131 (3): 495-504.
- Hayes, M. E., Nestau, E., and Hrebenar, K. R. 1986. Microbial surfactants. *Chemtech*, 16: 239-245.
- Hejazi, R. F. 2002. Oily sludge degradation study under arid conditions using a combination of landfarm and bioreactor technologies. PhD Thesis. Faculty of Engineering and Applied Science. Memorial University of Newfoundland, St. John's, Canada.
- Hoagland, R. E., Zablotowicz, R. M., and Locke, M. A. 1994. Propanil metabolism by rhizosphere microflora. In: Anderson, T. A., and Coats, J. R., (Eds.), *Bioremediation Through Rhizosphere Technology*. American Chemical Society, Washington, D. C. pp. 160-183.
- Hunkeler, D., Höhener, P., and Zeyer, J. 2002. Engineered and subsequent intrinsic *in situ* bioremediation of a diesel fuel contaminated aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology*, 59: 231-245.
- Hutchins, S. R., Sewell, G. W., Kovacs, D. A., and Smith, G. A. 1991. Biodegradation of Aromatic Hydrocarbons by Aquifer Microorganisms under Denitrifying Conditions. *Environmental Science and Technology*, 25: 68-76.
- Iimura, Y., Ikeda, S., Soroki, T., Hayakawa, T., Kajita, S., Kimbara, K., Tatsumi, K., and Katayama, Y. 2002. Expression of a gene for Mn-peroxidase from *Coriolus versicolor* in a transgenic tobacco generates potential tools for phytoremediation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 59: 246-251.
- Illangasekare, T. H., and Reible, D. D. 2001. Pump-and-Treat for remediation and plume containment: applications, limitations, and relevant processes. *Manuals and Reports on Engineering Practice*. American Society of Civil Engineers, vol. 100, pp. 79-119.
- Islam, F. S, Gault, A. G., Boothman, C., Polya, D. A., Charnock, J. M., Chatterjee, D., and Lloyd, J. R. 2004. Role of metal-reducing bacteria in arsenic release from Bengal delta sediments. *Nature*, 430: 68-71.
- Jacobsen, C. S. 1997. Plant protection and rhizosphere colonization of barley by seed inoculated herbicide degrading *Burkholderia (Pseudomonas) cepacia* DB01 (pR0101) in 2,4-D contaminated soil. *Plant Soil*, 189: 139-144.
- Jahn, M. K., Haderlein, S. B., and Meckenstock, R. U. 2005. Anaerobic degradation of benzene, toluene, ethylbenzene, and o-xylene in sediment-free iron-reducing enrichment cultures. *Applied and Environmental Microbiology*, 71 (6): 3355-3358.
- Jansson, J. K., Björklöf, K., Elvang, A. M., and Jørgensen, K. S. 2000. Biomarkers for monitoring efficacy of bioremediation by microbial inoculants. *Environmental Pollution*, 107: 217-223.
- Johnsen, A.R., Winding, A., Karlson, U, and Roslev, P. 2002. Linking of micro-organisms to phenanthrene metabolism in soil by analysis of ¹³C-labelled cell-lipids. *Applied and Environmental Microbiology*, 68: 6106-6113.
- Johnson, K., and Ghosh, S. 1998. Feasibility of anaerobic biodegradation of PAHs in dredged river sediments. *Water Science and Technology*, 38: 41-48.
- Johnston, C. D., Fisher, S., and Rayner, J. L. 2002. Removal of petroleum hydrocarbons from the vadose zone during multi-phase extraction at a contaminated industrial site. IAHS-AISH Publication, number 275.

- Jones, K. C., Alcock, R. E., Johnson, D. L., Nothcott, G. L., Semple, K. T., and Woolgar, P. J. 1996. Organic chemicals in contaminated land: analysis, significance and research priorities. *Land Contamination and Reclamation*, 3: 189-197.
- Joyce, J. F., Sato, C., Cárdenas, R., and Surampalli, R. Y. 1998. Composting of polycyclic aromatic hydrocarbons in simulated municipal solid waste. *Water Environment Research*, 70: 356-361.
- Kaifer, M. J., Aguilar, A., Arana, A., Balseiro, C., Torá, I., Caleyá, J. M. y Pijls, C. 2004. Guía de Tecnologías de Recuperación de Suelos Contaminados. Comunidad de Madrid, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Madrid. 175 pp.
- Kalin, R. M. 2004. Engineered passive bioreactive barriers: risk-managing the legacy of industrial soil and groundwater pollution. *Current Opinion in Microbiology*, 7: 227-238.
- Kampbell, D. H., and Wilson, J. T. 1991. Bioventing to treat fuel spills from underground storage tanks. *Journal of Hazardous Materials*, 28 (1-2): 75-80.
- Kao, C. M., Chai, C. T., Liu, J. K., Yeh, T. Y., Chen, K. F., and Chen, S. C. 2004. Evaluation of natural and enhanced PCP biodegradation at a former pesticide manufacturing plant. *Water Research*, 38 (3): 663-672.
- Kao, C. M., and Prosser, J. 2001. Evaluation of natural attenuation rate at a gasoline spill site. *Journal of Hazardous Materials*, 82 (3): 275-289.
- Kashefi, K., Tor, J. M., Nevin, K. P., and Lovley, D. R. 2001. Reductive precipitation of gold by dissimilatory Fe(III)-reducing bacteria and archaea. *Applied and Environmental Microbiology*, 67: 3275-3279.
- Kasluski, S. F., and Udell, K. S. 2005. Co-injection of air and steam for the prevention of the downward migration of DNAPLs during steam enhanced extraction: an experimental evaluation of optimum injection ratio predictions. *Journal of Contaminant Hydrology*, 77 (4): 325-347.
- Kästner, M., Breuer-Jammali, M., and Mahro, B. 1994. Enumeration and characterization of the soil microflora from hydrocarbon-contaminated soil sites able to mineralize polycyclic hydrocarbons (PAH). *Applied Microbiology and Biotechnology*, 41: 267-273.
- Khan, F. I., Husain, T., and Hejazi, R. 2004. An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of Environmental Management*, 71: 95-122.
- Kirtland, B. C., Aelion, C. M., and Stone, P. A. 2000. Monitoring anaerobic natural attenuation of petroleum using a novel in situ respiration method in low-permeability sediment. *Bioremediation Journal*, 4 (3): 187-201.
- K&M/BDM. 1993. Evaluation of alternative drilling technologies and subsurface barriers for single shell tanks at Hanford. Contract No. DE-AC21-90MC27346.
- Komnitsas, K., Bartzas, G., and Paspaliaris, I. 2004. Efficiency of limestone and red mud barriers: laboratory column studies. *Minerals Engineering*, 17: 183-194.
- Kumararu, T., Suenaga, H., Mitsuoka, M., Watanabe, T., and Furukawa, K. 1998. Enhanced degradation of polychlorinated biphenyls by directed evolution of biphenyl dioxygenase. *Nature Biotechnology*, 16: 663-666.
- Labrenz, M., Druschel, G. K., Thomsen-Ebert, T., Gilbert, B., Welch, S. A., Kemner, K. M., Logan, G. A., Summons, R. E., De Stasio, G., Bond, P. L., Lai, B., Kelly, S. D., and Banfield, J. F. 2000. Formation of sphalerite (ZnS) deposits in natural biofilms of sulphate-reducing bacteria. *Science*, 290: 1744-1747.
- Laine, M. M., and Jørgensen, K. S. 1997. Effective and safe composting of chlorophenol-contaminated soil in pilot scale. *Environmental Science and Technology*, 31: 371-378.

- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123: 1-22.
- Laurie, A. D., and Lloyd-Jones, G. 1999. The *phn* genes of *Burkholderia* sp. strain RP007 constitute a divergent gene cluster for polycyclic aromatic hydrocarbon catabolism. *Journal of Bacteriology*, 181: 531-540.
- Lee, M. D., Thomas, J. M., Borden, R. C., Bedient, P. B., Ward, C. H., and Wilson, J. T. 1988. Bioremediation of Aquifers Contaminated with Organic Compounds. *CRC Crit. Rev. Environ. Control*, 18: 29-89.
- Li, L., Cunningham, C. J., Pas, V., Philp, J. C., Barry, D. A., and Anderson, P. 2004. Field trial of a new aeration system for enhancing biodegradation in a biopile. *Waste Management*, 24 (2): 127-137.
- Li, Z. M., Shea, P. J., and Comfort, S. D. 1998. Nitrotoluene destruction by UV-catalyzed fenton oxidation. *Chemosphere*, 36 (8): 1849-1865.
- Liang, S., Min, J. H., Davis, M. K., Green, J. F., and Remer, D. S. 2003a. Use of pulsed-UV processes to destroy NDMA. *American Water Works Association*, 95 (9): 121-131.
- Liang, Y. C., Yang, Y. F., Yang, C. G., Shen, Q. Q., Zhou, J. M., and Yang, L. Z. 2003b. Soil enzymatic activity and growth of rice and barley as influenced by organic matter in an anthropogenic soil. *Geoderma*, 115: 149-160.
- Lin, Z., and Puls, R. W. 2003. Potential indicators for the assessment of arsenic natural attenuation in the subsurface. *Advances in Environmental Research*, 7 (4): 825-834.
- Liste, H. H., and Alexander, M. 2000. Plant-promoted pyrene degradation in soil. *Chemosphere*, 40: 7-10.
- Liste, H. H., and Prutz, I. 2006. Plant performance, dioxygenase-expressing rhizosphere bacteria, and biodegradation of weathered hydrocarbons in contaminated soil. *Chemosphere*, 62 (9): 1411-1420.
- Liu, C., Gorby, Y. A., Zachara, J. M., Fredrickson, J. K., and Brown, C. F. 2002. Reduction kinetics of Fe(III), Co(III), U(VI), Cr(VI), and Tc(VII) in cultures of dissimilatory metal-reducing bacteria. *Biotechnology and Bioengineering*, 80 (6): 637-649.
- Lloyd, J. R., Mabbett, A. N., Williams, D. R., and Macaskie, L. E. 2001. Metal reduction by sulphate-reducing bacteria: physiological diversity and metal specificity. *Hydrometallurgy*, 59 (2-3): 327-337.
- Lloyd, J. R., and Macaskie, L. E. 2000. Bioremediation of Radionuclide-Containing Wastewaters. In: Lovley, D. R., (Ed.), *Environmental Microbe-Metal Interactions*. American Society for Microbiology, Washington, pp. 277-327.
- Lloyd, J. R., Ridley, J., Khizniak, T., Lyalikova, N. N., and Macaskie, L. E. 1999. Reduction of technetium by *Desulfovibrio desulfuricans*: biocatalyst characterization and use in a flow-through bioreactor. *Applied and Environmental Microbiology*, 65: 2691-2696.
- Lloyd, J. R., Sole, V. A., Van Praagh, C. V. G., and Lovley, D. R. 2000. Direct and Fe(II)-mediated reduction of technetium by Fe(III)-reducing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 66 (9): 3743-3749.
- Lovley, D. R. 1993. Dissimilatory metal reduction. *Annuals Reviews of Microbiology*, 47: 263-290.
- Lovley, D. R. 2000. Fe(III) and Mn(IV) reduction. In: Lovley, D. R., (Ed.), *Environmental Microbe-Metal Interactions*. American Society for Microbiology, Washington, pp. 3-30.
- Lovley, D. R. 2003. Cleaning Up with Genomics: Applying Molecular Biology to Bioremediation. *Nature Reviews. Microbiology*, 1 (1): 35-44.
- Lovley, D. R., and Coates, J. D. 1997. Bioremediation of metal contamination. *Current Opinion in Microbiology*, 8: 285-289.

- Lovley, D. R., and Coates, J. D. 2000. Novel forms of anaerobic respiration of environmental relevance. *Current Opinion in Microbiology*, 3: 252-256.
- Lovley, D. R., and Phillips, E. J. P. 1992. Reduction of uranium by *Desulfovibrio desulfuricans*. *Applied and Environmental Microbiology*, 58 (3): 850-856.
- Lovley, D. R., Phillips, E. J. P., Gorby, Y. A., and Landa, E. R. 1991. Microbial reduction of uranium. *Nature*, 350 (6317): 413-416.
- Lovley, D. R., Woodward, J. C., and Chapelle, F. H. 1994. Stimulated anoxic biodegradation of aromatic hydrocarbons using Fe(III) ligands. *Nature*, 370: 128-131.
- Luo, Q. S., Wang, H., Zhang, X. H., Fan, X., and Qian, Y. 2006. *In situ* bioelectrokinetic remediation of phenol-contaminated soil by use of an electrode matrix and a rotational operation mode. *Chemosphere*, 64 (3): 415-422.
- Luo, Q.S., Wang, H., Zhang, X. H., and Qian, Y. 2004. Movement and transformation of nitrate in soil by non-uniform electrokinetics. *Environ. Sci.*, 25: 107-113.
- Macaskie, L. E., Bonthron, K. M., Yong, P., and Goddard, D. T. 2000. Enzymatically mediated bioprecipitation of uranium by a *Citrobacter* sp.: a concerted role for exocellular lipopolysaccharide and associated phosphatase in biomineral formation. *Microbiology*, 146: 1855-1867.
- Macías, Felipe. 1993. Contaminación de suelos: algunos hechos y perspectivas. En: Ortiz Silla, R., (Ed.), Problemática Geoambiental y Desarrollo, Tomo I, pp. 53-74. V Reunión Nacional de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio. Murcia.
- Macías, F. 1996. Los suelos de mina: Su recuperación. En: Aguilar, J., Martínez, A. y Roca, A., (Eds.), Evaluación y Manejo de Suelos, pp. 227-243.
- Mahmood, S., Paton, G. I., and Prosser, J. I. 2005. Cultivation-independent *in situ* molecular analysis of bacteria involved in degradation of pentachlorophenol in soils. *Environmental Microbiology*, 7 (9): 1349-1360.
- Malina, G., Grotenhuis, J. T. C., and Rulkens, W. H. 1999. The effect of temperature on the bioventing of soil contaminated with toluene and decane. *Journal of Soil Contamination*, 8 (4): 455-480.
- Mars, A.E., Kasberg, T., Kaschabek, S.R., van Agteren, M. H., Janssen, D.B., and Reineke, W. 1997. Microbial degradation of chloroaromatics: use of the *meta*-cleavage pathway for mineralization of chlorobenzene. *Journal of Bacteriology*, 179: 4530-4537.
- Mas, A. y Azcúe, JM. 1993. Metales en sistemas biológicos. Promociones y Publicaciones Universitarias, S.A. LCT-74. Barcelona.
- Matteau, Y., and Ramsay, B. 1997. Active compost biofiltration of toluene. *Biodegradation*, 8: 135-141.
- Meagher, R. B., and Rugh, C. 1996. Phytoremediation of mercury and methyl mercury pollution using modified bacterial genes. IBC Conference, May 8, 1996. Abstract and Outline.
- McGrath, S. P. 1994. Effects of heavy metals from sewage sludge on soil microbes in agricultural ecosystems. In: Ross, S. M. (Ed.), Toxic Metals in Soil-Plant Systems. John Wiley & Sons, New York, pp. 247-260.
- McLean, J. S., Lee, J. U., and Beveridge, T. J. 2002. Interactions of bacteria and environmental metals, fine-grained mineral development, and bioremediation strategies. In: Huang, P. M., Bollag, J. M., and Senesi, N. (Eds.), Interactions Between Soil Particles and Microorganisms. John Wiley & Sons, New York, pp. 227-261.

- McNally, D.L., Mihelcic, J. R., and Lueking, D. R. 1998. Biodegradation of three- and four-ring polycyclic aromatic hydrocarbons under aerobic and denitrifying conditions. *Environmental Science and Technology*, 32: 2633–2639.
- Michalke, K., Wickensheiser, E. B., Mehring, M., Hirner, A. V., and Hensel, R. 2000. Production of volatile derivatives of metal(loid)s by microflora involved in anaerobic digestion of sewage sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 2791-2796.
- Michel Jr., F. C., Reddy, C. A., and Forney, L. J. 1995. Microbial degradation and humification of the lawn care pesticide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid during composting of yard trimmings. *Applied and Environmental Microbiology*, 61: 2566-2571.
- Mihopoulos, P. G., Cuidan, M. T., and Sayles, G. D. 2001. Complete remediation of PCE contaminated unsaturated soil by sequential anaerobic-aerobic bioventing. *Water Science and Technology*, 43 (5): 365-372.
- Mohn, W. W., Radziminski, C. Z., Fortin, M. C., and Reimer, K. J. 2001. On site bioremediation of hydrocarbon-contaminated Arctic tundra soils in inoculated biopiles. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57 (1-2): 242-247.
- Moutsatsou, A., Gregou, M., Matsas, D., and Protonotarios. V. 2006. Washing as a remediation technology applicable in soil heavily polluted by mining-metallurgical activities. *Chemosphere*, 63 (10): 1632-1640.
- Mueller, K. E., and Shann, J. R. 2006. PAH dissipation in spiked soil: impacts of bioavailability, microbial activity, and trees. *Chemosphere*, 64 (6): 1006-1014.
- Mulligan, C. N. 2001. An overview of in situ bioremediation processes. Proceedings of the 29th Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering. Victoria, BC, May 30-June 2. Montreal, PQ: Canadian Society of Civil Engineering.
- Mulligan, C. N., and Kamali, M. 2003. Bioleaching of copper and other metals from low-grade oxidized mining ores by *Aspergillus niger*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 78: 497-503.
- Mulligan, C. N., and Yong, R. N. 2004. Natural attenuation of contaminated soils. *Environment International*, 30: 587-601.
- Mulligan, C. N., Yong, R. N., and Gibbs, B. F. 2001a. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*, 60: 193-207.
- Mulligan, C.N., Yong, R. N., and Gibbs, B. F. 2001b. Surfactant-enhanced remediation of contaminated soil: a review. *Engineering Geology*, 60: 371-380.
- Nakamura, K., Hagimine, M., Sakai, M., and Furukawa, K. 1999. Removal of mercury from mercury-contaminated sediments using a combined method of chemical leaching and volatilization of mercury by bacteria. *Biodegradation*, 10: 443-447.
- National Research Council. 1993. In Situ Bioremediation: When Does It Work?. National Academy Press, Washington, DC.
- Nedunuri, K. V., Govindaraju, R. S., Banks, M. K., Schwab, A. P., and Chen, Z. 2000. Evaluation of phytoremediation for field-scale degradation of total petroleum hydrocarbons. *Journal of Environmental Engineering*, 126 (6): 483-490.
- Newman, L. A., and Reynolds, C. M. 2004. Phytodegradation of organic compounds. *Current Opinion in Biotechnology*, 15 (3): 225-230.

- Nieman, J. K., Sims, R. C., Sorensen, D. L., and Malean, J. E. 2005. Humic acid toxicity in biologically treated soil contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons and pentachlorophenol. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 49 (3): 283-289.
- Nikolova, N., and Nenov, V. 2005. BTEX degradation by fungi. *Water Science Techonology*, 51 (11): 87-93.
- Nobre, R. C. M., and Nobre, M. M. M. 2004. Natural attenuation of chlorinated organics in a shallow sand aquifer. *Journal of Hazardous Materials*, 110 (1-3): 129-137.
- Ortiz-Bernad, I., Anderson, R. T., Vrionis, H. A., and Lovley, D. R. 2004a. Vanadium respiration by *Geobacter metallireducens*: a novel strategy for the *in situ* removal of vanadium from groundwater. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (5): 3091-3095.
- Ortiz-Bernad, I., Anderson, R. T., Vrionis, H. A., and Lovley, D. R. 2004b. Resistance of Solid-Phase U(VI) to Microbial Reduction during In Situ Bioremediation of Uranium-Contaminated Groundwater. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (12): 7558-7560.
- Österreicher-Cunha, P., do Amaral Vargas, Jr, E., Davée, J. R., Pereira de Campos, T. M., Ferreira Nunes, C. M., Costa, A., dos Santos Antunes, F., Pais da Silva, M. I., and Mano, D. M. 2004. Evaluation of bioventing on a gasolina-ethanol contaminated undisturbed residual soil. *Journal of Hazardous Materials*, 110 (1-3): 63-76.
- OSRTI. 2003. Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (10th Edition).EPA 542-R-01-004.
- Pacific Northwest National Laboratory. 1994. Groundwater pump-and-treat, <http://www.pnl.gov/WEBTECH/nonvoc/pmptreat.html>.
- Page, M.M., and Page, C.L. 2002. Electroremediation of contaminated soils. *Journal of Environment Engineering*, 128: 208-219.
- Pankow, J. F., Johnson, R. L., and Cherry, J. A. 1993. Air Sparging in Gate Wells in Cutoff Walls and Trenches for Control of Plumes of Volatile Organic Compounds (VOCs). *Groundwater*, 31: 654-663.
- Pazos, M., Sanromán, M. A., and Cameselle, C. 2006. Improvement in electrokinetic remediation of heavy metal spiked kaolin with the polarity Exchange technique. *Chemosphere*, 62 (5): 817-822.
- Peters, R. W. 1999. Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 66: 151-210.
- Pieper, D. H., and Reineke, W. 2000. Engineering Bacteria for Bioremediation. *Current Opinion in Biotechnology*, 11 (3): 262-270.
- Piña, J., Merino, J., Errazu, A. F., and Bucalá, V. 2002. Thermal treatment of soils contaminated with gas oil: influence of soil composition and treatment temperature. *Journal of Hazardous Materials*, 94 (3): 273-290.
- Place, M. C., Coonfare, C. T., Chen, A. S. C., Hoeppe, R. E., and Rosansky, S. H. (Eds.). 2001. Principles and practices of bioslurping. Batelle Press, Columbus, OH. 190 pp.
- Plaza, G., Ulfing, K., Worsztynowicz, A., Malina, G., Krzeminska, B., and Brigmon, R. L. 2005. Respirometry for assessing the biodegradation of petroleum hydrocarbons. *Environmental Technology*, 26 (2): 161-169.
- Porta, J., López-Acevedo, M. y Roquero, C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 3ª Edición. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 960 pp.
- Potin, O., Veignie, E., and Rafia, C. 2004. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by *Cladosporium sphaerospermum* isolated from an aged PAH contaminated soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 51 (1): 71-78.

- Prenafeta-Boldu, F. X., Ballerstedt, H., Gerritse, J., and Grotenhuis, J. T. 2004. Bioremediation of BTEX hydrocarbons: effect of soil inoculation with the toluene-growing fungus *Cladophialophora* sp. Strain T1. *Biodegradation*, 15 (1): 59-65.
- Prenafeta-Boldu, F. X., Vervoort, J., Grotenhuis, J. T., and Van Groenestijn, J. W. 2002. Substrate interactions during the biodegradation of benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene (BTEX) hydrocarbons by the fungus *Cladophialophora* sp. Strain T1. *Applied and Environmental Microbiology*, 68 (6): 2660-2665.
- RAAG. 2000. Evaluation of Risk Based Corrective Action Model. Remediation Alternative Assessment Group. Memorial University of Newfoundland, St John's, NF, Canada.
- Radwan, S., Sorkhoh, N., and El-Nemr, I. 1995. Oil biodegradation around roots. *Nature*, 376: 302.
- Raicevic, S., Wright, J. V., Veljkovic, V., and Conca, J. L. 2006. Theoretical stability assessment of uranyl phosphates and apatites: Selection of amendments for in situ remediation of uranium. *The Science of The Total Environment*, 355 (1-3): 13-24.
- Reddy, K. R., Admas, J. F., and Richardson, C. 1999. Potential technologies for remediation of Brownfield. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 3 (2): 61-68.
- Reed, B. E., Carriere, P. C., and Moore, R. 1996. Flushing of a Pb(II) contaminated soil using HCl, EDTA, and CaCl₂. *Journal of Environmental Engineering*, 122 (1): 48-50.
- Riser-Roberts, E. 1998. Remediation of petroleum contaminated soil: biological, physical, and chemical processes. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Risoul, V., Renauld, V., Trouvé, G., and Gilot, P. 2002. A laboratory pilot study of thermal decontamination of soils polluted by PCBs. Comparison with thermogravimetric analysis. *Waste Management*, 22 (1): 61-72.
- Rockne, K.J., Chee-Sanford, J. C., Sandford, R. A., Hedlund, B. P., and Staley, J. T. 2000. Anaerobic naphthalene degradation by microbial pure cultures under nitrate reducing conditions. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 1595-1601.
- Romantschuk, M., Sarand, I., Petänen, T., Peltola, R., Jonsson-Vihanne, M., Koivula, T., Yrjälä, K., Hahtela, K. 2000. Means to improve the effect of in situ bioremediation of contaminated soil: an overview of novel approaches. *Environmental Pollution*, 107: 179-185.
- Ronchel, M. C., Molina, L., Witte, A., Lutbiz, W., Molina, S., Ramos, J. L., and Ramos, C. 1998. Characterization of cell lysis in *Pseudomonas putida* induced upon expression of heterologous killing genes. *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (12): 4904-4911.
- Ronchel, M. C., and Ramos, J. L. 2001. Dual system to reinforce biological containment of recombinant bacteria designed for rhizoremediation. *Applied and Environmental Microbiology*, 67 (6): 2649-2656.
- Ross, A. B., Jones, J. M., Chaiklangmuang, S., Pourkashanian, M., Williams, A., Kubica, K., Andersson, J. T., Kerst, M., Danihelka, P., and Bartle, K. D. 2002. Measurement and prediction of the emission of pollutants from the combustion of coal and biomass in a fixed bed furnace. *Fuel*, 81 (5): 571-582.
- Rugh, C. L., Wilde, H. D., Stack, N. M., Thompson, D. M., Summers, A. O., and Meagher, R. B. 1996. Mercuric ion reduction and resistance in transgenic *Arabidopsis thaliana* plants expressing a modified bacteria *merA* gene. *Proceedings of the National Academy of Science U.S.A.*, 93: 3182-3187.
- Safarzadeh-Amiri, A. 2001. O₃/H₂O₂ treatment of methyl-tert-butyl ether (MTBE) in contaminated waters. *Water Research*, 35 (15): 3706-3714.
- Saichek, R.E., and Reddy, K.R. 2003. Effect of pH control at the anode for the electrokinetic removal of phenanthrene from kaolin soil. *Chemosphere*, 51 (2003): 273-287.

- Santini, J. M., Sly, L. I., Schnagl, R. D., and Macy, J. M. 2000. A new chemolithoautotrophic arsenite-oxidizing bacterium isolated from a gold mine: phylogenetic, physiological, and preliminary biochemical studies. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 92-97.
- Sayer, J. A., Cotter-Howells, J. D., Watson, C., Hillier, S., and Gadd, G. M. 1999. Lead mineral transformation by fungi. *Current Biology*, 9: 691-694.
- Sayer, J. A., and Gadd, G. M. 2001. Binding of cobalt and zinc by organic acids and culture filtrates of *Aspergillus niger* grown in the absence or presence of insoluble cobalt or zinc phosphate. *Mycol. Research*, 105: 1261-1267.
- Schiewer, S., and Volesky, B. 2000. Biosorption processes for heavy metal removal. In: Lovley, D. R., (Ed.), *Environmental Microbe-Metal Interactions*. American Society for Microbiology, Washington, pp. 329-362.
- Schippers, A., and Sand, W. 1999. Bacterial leaching of metal sulfides proceeds by two indirect mechanisms via thiosulphate or via polysulfides and sulphur. *Applied and Environmental Microbiology*, 65: 319-321.
- Schüth, C, Bill, M., Barth, J. A. C., Slater, G. F., and Kalin, R. M. 2003. Carbon isotope fractionation during reductive dechlorination of TCE in batch experiments with iron samples from reactive barriers. *Journal of Contaminant Hydrology*, 66: 25-37.
- Shimizu, M., Kimura, M., Koyama, T., Suzuki, F., Ogawa, N., Miyashita, K., Sakka, K. and Ohmiya, K. 2002. Molecular breeding of transgenic rice plants expressing a bacterial chlorocatechol dioxygenase gene. *Applied and Environmental Microbiology*, 68: 4061-4066.
- Show, K. M., and Hicks, K. A. 2005. Natural Attenuation and Enhanced Bioremediation of Organic Contaminants in Groundwater. *Current Opinion in Biotechnology*, 16 (3): 246-253.
- Seaman, J. C, Arey, J. S., and Bertsch, P. M. 2001. Immobilization of nickel and other metals in contaminated sediments by hydroxyapatite addition. *Journal of Environmental Quality*, 30: 460-469.
- Sekhar, K. C., Kamala, C. T., Cari, N. S., Balaram, V., and García, G. 2005. Potential of *Hemidesmus indicus* for phytoextraction of lead from industrially contaminated soils. *Chemosphere*, 58 (4): 507-514.
- Shah, J. K., Sayles, G. D., Suidan, M. T., Mihopoulos, P., and Kaskassian, S. 2001. Anaerobic bioventing on unsaturated zone contaminated with DDT and DNT. *Water Science and Technology*, 43 (2): 35-42.
- Shibata, A., Inoue, Y., and Katayama, A. 2006. Aerobic and anaerobic biodegradation of phenol derivatives in various paddy soils. *The Science of the Total Environment*, 367 (2-3): 979-987.
- Silcox, G. D., Larsen, F. S., Owens, W. D., and Chroroszy-Marshall, M. 1995. Kinetics of hydrocarbon and pesticide removal from clay soils during thermal treatment in a pilot-scale rotary kiln. *Waste Management*, 15 (5-6): 339-349.
- Smith, W. L., and Gadd, G. M. 2000. Reduction and precipitation of chromate by mixed culture sulphate-reducing bacterial biofilms. *Journal of Applied Microbiology*, 88: 983-991.
- Smith, L. A., Means, J. L., Chen, A., Alleman, B., Chapma, C. C., Tixier Jr., J. S., Brauning, S. E., Gavaskar, A. R., and Royer, M. D. 1995. Remedial Option for Metals-Contaminated Sites. Lewis, Boca Ratón, FL.
- Son, A. J., Shin, K. H., Lee, J. U., and Kim, K. W. 2003. Chemical and ecotoxicity assessment of PAH-contaminated soils remediated by enhanced soil flushing. *Environmental Engineering Science*, 20 (3): 197-206.
- Sorensen, S. R., Schultz, A., Jacobsen, O. S., and Aamand, J. 2006. Sorption, desorption and mineralization of the herbicides glyphosate and MCPA in samples from two Danish soil and subsurface profiles. *Environmental Pollution*, 141 (1): 184-194.

- Southam, G. 2000. Bacterial surface-mediated mineral formation. In: Lovley, D. R., (Ed.), *Environmental Microbe-Metal Interactions*. American Society for Microbiology, Washington, pp. 257-276.
- Sposito, G. 1989. *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press, Inc. New York. 277 pp.
- Sreekrishnan, T. R., and Tyagi, R. D. 1994. Heavy metal leaching from sewage sludges; a techno-economic evaluation of the process options. *Environmental Technology*, 15: 531-543.
- Stephan, J. R., Chang, Y. J., Macnaughton, S. J., Kowalchuk, G. A., Leung, K. T., Flemming, C. A., and White, D. C. 1999. Effect of toxic metals on indigenous soil beta-subgroup proteobacterium ammonia oxidizer community structure and protection against toxicity by inoculated metal-resistant bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 65: 95-101.
- Suthersan, S. S. 1997. *Remediation Engineering: Design Concepts*. Lewis Publishers. Boca Raton, FL.
- Tamaki, S., and Frankenberger, W. T. 1992. Environmental biochemistry of arsenic. *Reviews of Environment Contamination and Toxicology*, 124: 79-110.
- Tejada, M., García, C., González, J. L., and Hernández, M. T. 2006. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38 (6): 1413-1421.
- Tejada, M., and González, J. L. 2005. Beet vinasse applied to wheat under dryland conditions affects soil properties and yield. *European Journal of Agronomy*, 23: 336-347.
- Terry, N. 1995. Can plants solve the Se problem?. Abstract Book of the Fourteenth Annual Symposium on Current Topics in Plant Biochemistry, Physiology, and Molecular Biology. University of Missouri, Columbia, MO, pp. 63-64.
- Terry, N. 1996. The use of phytoremediation in the clean-up of selenium polluted soils and waters. IBC Conference, May 8, 1996. Abstract and Outline.
- Thomas, R. A. P., Lawlor, K., Bailey, M., and Macaskie, L. E. 1998. Biodegradation of metal-EDTA complexes by an enriched microbial population. *Applied and Environmental Microbiology*, 64: 1319-1322.
- Thomas, R. W., and Koerner, R. M. 1996. Advances in HDPE barrier walls. *Geotextiles and Geomembranes*, 14: 393-408.
- Thompson-Eagle, E. T., and Frankenberger, W. T. 1992. Bioremediation of soils contaminated with selenium. In: Lal, R., and Stewart, B. A., (Eds.), *Advances in Soil Science*. Springer-Verlag, New York, pp. 261-309.
- Thompson, B.M., Morris, C.E., Stormont, J., and Anesky, M. D. 1994. Development of dry barrier for containment and remediation of waste sites. In: *Proceedings of Waste Management Symposia*, Vol. III, pp. 2193-2198.
- Thorn, K. A., and Kennedy, K. R. 2002. ¹⁵N NMR investigation of the covalent binding of reduced TNT amines to soil humic acid, model compounds, and lignocellulose. *Environmental Science and Technology*, 36 (17): 3787-3796.
- Tiburcius, E. R. L., Peralta-Zamora, P., and Emmel, A. 2005. Treatment of gasoline-contaminated waters by advanced oxidation processes. *Journal of Hazardous Materials*, 126: 86-90.
- Tiedje, J. M. 1988. Ecology of Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium. In: Zehnder, A. J. B., (Ed.), *Biology of Anaerobic Microorganisms*, John Wiley & Sons, New York, pp. 179-244.
- Uhrie, J. L., Drever, J. I., Colberg, P. J. S., and Nesbitt, C. C. 1996. In situ immobilisation of heavy metals associated with uranium leach mines by bacterial sulphate reduction. *Hydrometallurgy*, 43: 231-239.

- USACE. 1999. Multiphase extraction: Engineering and design. EM 1110-1-4010.
- USEPA. 1990a. Solvent Extraction Treatment. Engineering Bulletin. EPA, OERR and ORD, Washington, DC, EPA/540/2-90/013.
- USEPA. 1990b. Slurry Biodegradation. Engineering Bulletin, EPA/540/2-90/016.
- USEPA. 1996. Composting. Engineering Bulletin, EPA/540/5-96/502.
- USEPA. 1994. Thermal Desorption Treatment. Engineering Bulletin. EPA/540/5-94/501.
- USEPA. 1998a. On-site Incineration: Overview of Superfund Operating Experience. In: Solid Waste and Emergency Response (5102G). EPA/542/R/97/012. pp. 1-37.
- USEPA. 1998b. Landfarming. Office of the Underground Storage Tank, US Environmental Protection Agency. Publication # EPA 510-B-95-007.
- USEPA. 1999. Use of monitored natural attenuation at superfund, RCRA corrective action and underground storage tank sites. OSWER Directive Number 9200.4-17P. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington, DC.
- Valls, M., Atrian, S., de Lorenzo, V., and Fernández, L. A. 2000. Engineering a mouse metallothionein on the cell surface of *Ralstonia eutropha* CH34 for immobilization of heavy metals in soil. *Nature Biotechnology*, 18: 661-665.
- Valls, M., and de Lorenzo, V. 2002. Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for the remediation of heavy metal pollution. *FEMS Microbiology Reviews*, 26: 327-338.
- Valo, R., and Salkinoja-Salonen, M. S. 1986. Bioreclamation of chlorophenol-contaminated soil by composting. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 25: 68-75.
- van Benschoten, J. E., Matsumoto, R. R., and Young, W. H. 1997. Evaluation and analysis of soil washing for seven lead-contaminated soils. *Journal of Environment Engineering (ASCE)*, 123 (3): 217-224.
- Villatoro-Monzón, W. R., Mesta-Howard, A. M., and Razo-Flores, E. 2003. Anaerobic biodegradation of BTEX using Mn(IV) and Fe(III) as alternative electron acceptors. *Water Science Technology*, 48 (6): 125-131.
- Vogan, J. L., Focht, R. M., Clark, D. K., and Graham, S. L. 1999. Performance evaluation of a permeable reactive barrier for remediation of dissolved chlorinated solvents in groundwater. *Journal of Hazardous Materials*, 68: 97-108.
- Vogel-Miku, K., Drobne, D., and Regvar, M. 2005. Zn, Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonisation of pennycress *Thlaspi praecox* Wulf. (Brassicaceae) from the vicinity of a lead mine and smelter in Slovenia. *Environmental Pollution*, 133(2): 233-242.
- Vrionis, H. A., Anderson, R. T., Ortiz-Bernad, I., O'Neill, K. R., Resch, C.T., Peacock, A. D., Dayvault, R., White, D. C., Long, P. E., and Lovley, D. R. 2005. Microbiological and Geochemical Heterogeneity in an *In Situ* Uranium Bioremediation Field Site. *Applied and Environmental Microbiology*, 71 (10): 6308-6318.
- Wait, S. T, and Thomas, D. 2003. The characterization of base oil recovered from the low temperature thermal desorption of drill cuttings. SPE/EPA Exploration and Production Environmental Conference, March 10-12, San Antonio, TX, pp. 151-158.
- Walker, D. J. and Bernal, M. P. 2003. The effects of copper and lead on growth and zinc accumulation of *Thlaspi caerulescens* J. and C. Presl: implications for phytoremediation of contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 151: 361-372.

- Walton, B. T., and Anderson, T. A. 1990. Microbial degradation of trichloroethylene in the rhizosphere: Potential application to biological remediation of waste sites. *Applied and Environmental Microbiology*, 56: 1012-1016.
- Wang, Y. T. 2000. Microbial reduction of chromate. In: Lovley, D. R., (Ed.), *Environmental Microbe-Metal Interactions*. American Society for Microbiology, Washington, pp. 225-235.
- Watanabe, M. E. 1996. Starved bacteria investigated as bioremediation barrier technology. *Environmental Science and Technology*, 30(8): A333-A333.
- Weiner, J. M., and Lovley, D. R. 1998. Rapid benzene degradation in methanogenic sediments from a petroleum-contaminated aquifer. *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (5): 1937-1939.
- Wenzel, W. W., Adriano, D. C., Salt, D., and Smith, R. 1999. Phytoremediation: a plant-microbe-based remediation system. In: Adriano, D. C., Bollag, J. M., Frankenberger, W. T., and Sims, R. C. (Eds.), *Bioremediation of Contaminated Soils*. ASA Monography n° 37. Madison, WI, USA. pp. 456-508.
- Wenzel, W. W., and Jockwer, F. 1999. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps. *Environmental Pollution*, 104 (1): 145-155.
- Wenzel, W. W., Unterbrunner, R., Sommer, P., and Sacco, P. 2003. Chelate-assisted phytoextraction using canola (*Brassica napus* L.) in outdoors pot and field-lysimeter experiments. *Plant and Soil*, 249: 83-96.
- White, C., and Gadd, G. M. 1998. Accumulation and effects of cadmium on sulphate-reducing bacterial biofilms. *Microbiology*, 144: 1407-1415.
- White, C., and Gadd, G. M. 2000. Copper accumulation by sulphate-reducing bacterial biofilms. *Microbiology Letters*, 183: 313-318.
- White, C., Sayer, J. A., and Gadd, G. M. 1997. Microbial solubilization and immobilization of toxic metals: key biochemical processes for treatment of contamination. *FEMS Microbiology Reviews*, 20: 503-516.
- Widrig, D.L., Boopathy, R., and Manning, Jr., J.F. 1997. Bioremediation of TNT-contaminated soil: a laboratory study. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 1141-1148.
- Wildung, R. E., Gorby, Y. A., Krupka, K. M., Hess, N. J., Li, S. W., Plymale, A. E., and Fredrickson, J. K. 2000. Effect of electron donor and solution chemistry on products of dissimilatory reduction of technetium by *Shewanella putrefaciens*. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 2451-2460.
- Wilkin, R. T., and McNeil, M. S. 2003. Laboratory evaluation of zero-valent iron to treat water impacted by acid mine drainage. *Chemosphere*, 53: 715-725.
- Williams, J. B. 2002. Phytoremediation in wetland ecosystems: progress, problems, and potential. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 21 (6): 607-635.
- Williams, R. T., Ziegenfuss, P. S., and Sisk, W. E. 1992. Composting of explosives and propellant contaminated soils under thermophilic and mesophilic conditions. *Journal of Industrial Microbiology*, 9: 137-144.
- Wu, S. C., Cheung, K. C., Luo, Y. M., and Wong, M. H. 2006. Effects of inoculation of plant growth-promoting rhizobacteria on metal uptake by *Brassica juncea*. *Environmental Pollution*, 140 (1): 124-135.
- Wu, J. J., Wu, C. C., Ma, H. W., and Chang, C. C. 2004. Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 54 (7): 997-1003.
- Yee, D. C., Maynard, J. A., and Wood, T. K. 1998. Rhizoremediation of trichloroethylene by a recombinant, root-colonizing *Pseudomonas fluorescens* strain expressing toluene *ortho*-monooxygenase constitutively. *Applied and Environmental Microbiology*, 64: 112-118.

- Zablotowicz, R. M., Hoagland, R. E., and Locke, M. A. 1994. Glutathione S-transferase activity in rhizosphere bacteria and the potential for herbicide detoxification. In: Anderson, T. A., and Coats, J. R., (Eds.), *Bioremediation Through Rhizosphere Technology*. American Chemical Society, Washington, D. C. pp. 184-198.
- Zhang, C., Daprato, R. C., Nishino, S. F., Spain, J. C., and Hughes, J. B. 2001. Remediation of dinitrotoluene contaminated soils from former ammunition plants: Soil washing efficiency and effective process monitoring in bioslurry reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 87 (1-3): 139-154.
- Zhou, L. X., and Wong, J. W. C. 2001. Effect of dissolved organic matter from sludge and sludge compost on soil copper sorption. *Journal of Environmental Quality*, 30: 878-883.



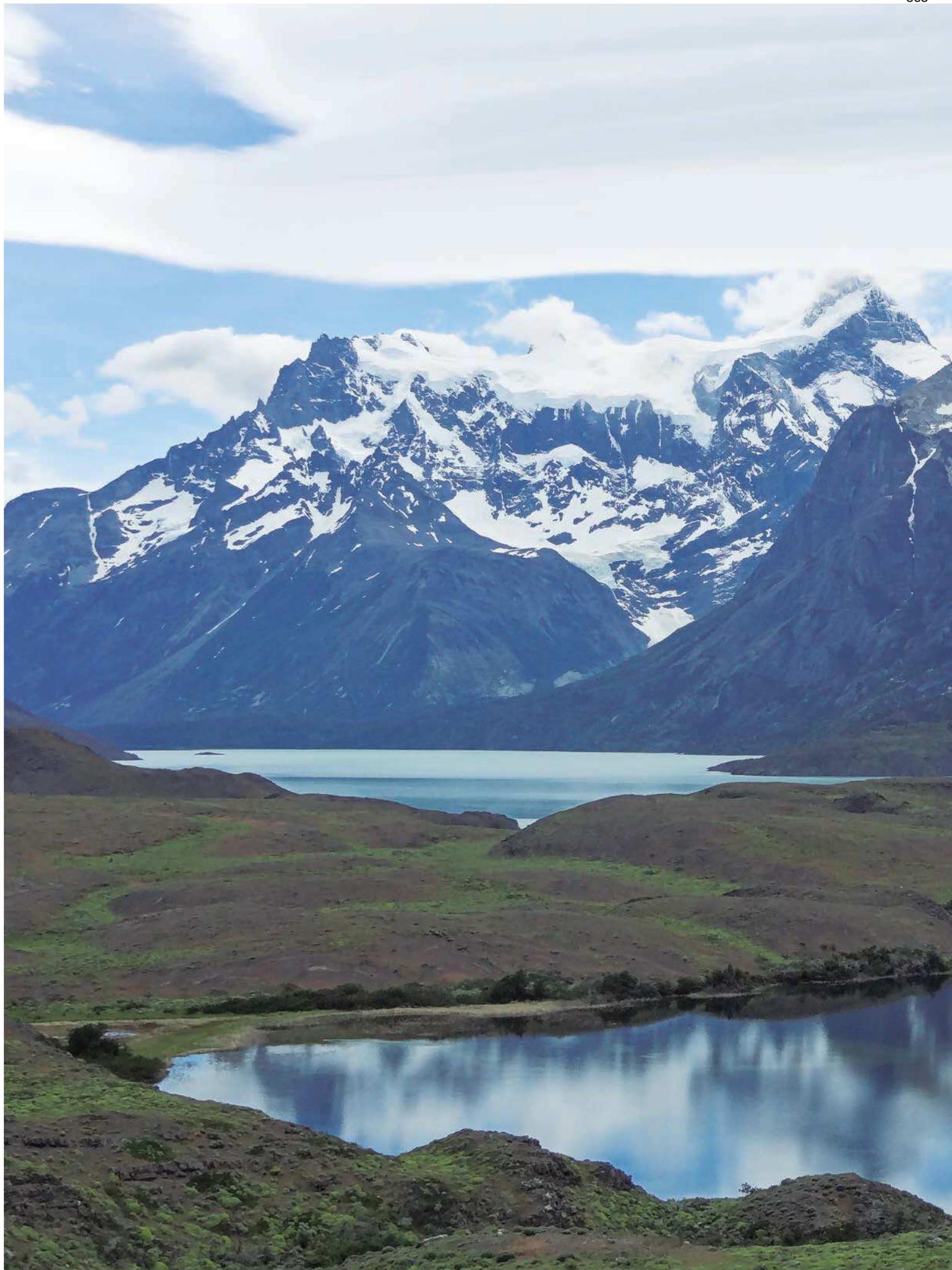
MANUAL DE TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN DE SITIOS CONTAMINADOS

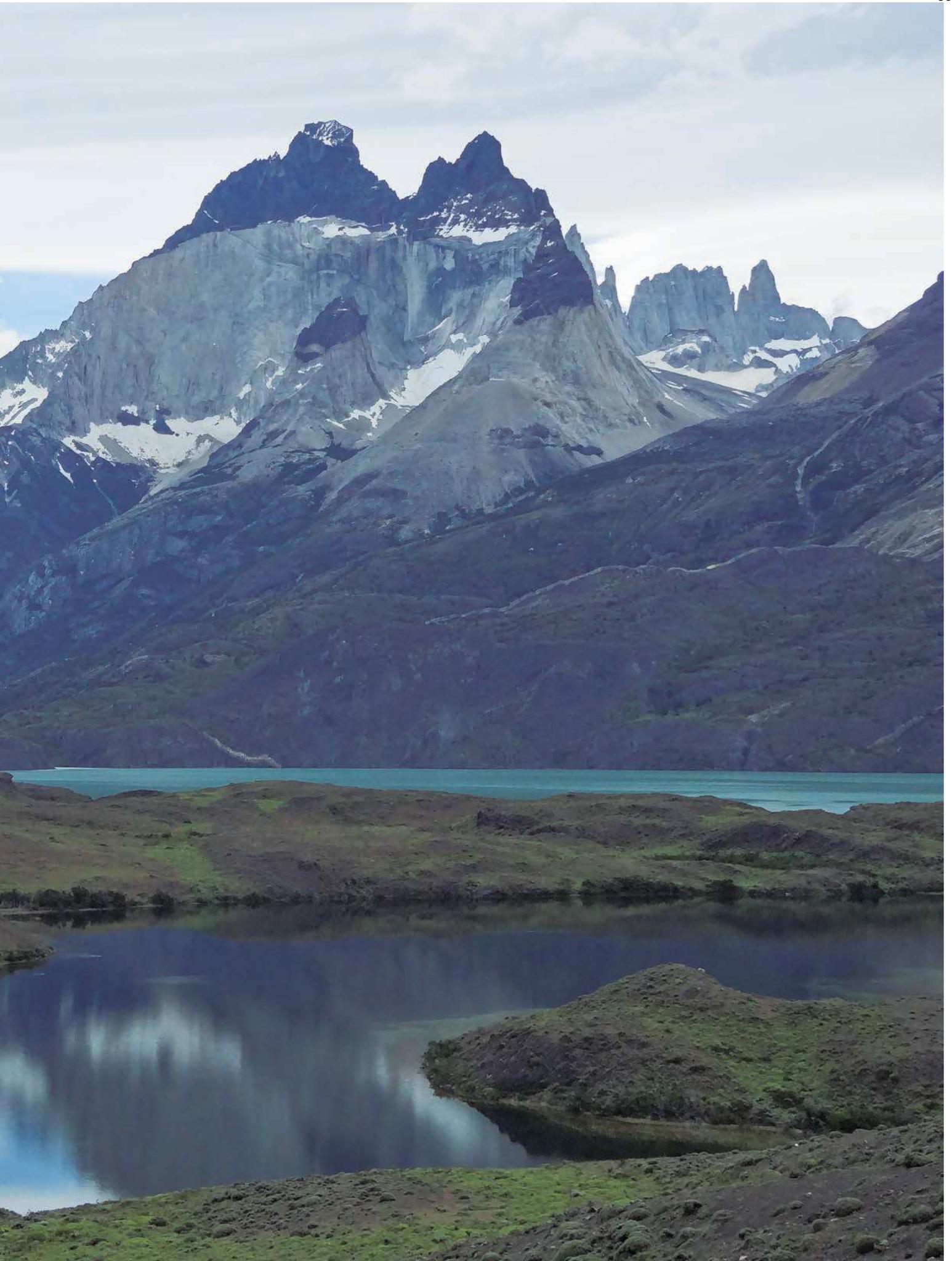
Proyecto apoyado por

CORFO
sueña emprende crece



FCh
FUNDACIÓN CHILE





ÍNDICE

CONTENIDOS

Prólogo	11
1 Introducción	13
2 Antecedentes Generales	14
2.1 Responsabilidades Legales Vinculadas con la Remediación	14
2.2 Fundamentos y Objetivos de la Remediación	15
3 La Remediación y su Eficiencia: Principales Factores	17
3.1 Características del Contaminante	19
3.1.1 Estructura Química	19
3.1.2 Concentración	19
3.1.3 Solubilidad	20
3.1.4 Coeficiente de Partición Octanol/Agua (Kow)	20
3.1.5 Polaridad y Carga Iónica	20
3.1.6 Volatilización	20
3.1.7 Densidad	20
3.2 Características del Medio	21
3.2.1 Heterogeneidad del Suelo	21

3.2.2	Densidad Aparente	21
3.2.3	Permeabilidad	21
3.2.4	pH	21
3.2.5	Humedad	22
3.2.6	Composición	22
3.2.7	Condiciones Redox y Contenido de Oxígeno	23
3.2.8	Disponibilidad de Nutrientes	24
3.2.9	Microflora Presente	24
3.3	Interacciones entre Contaminante y Medio	25
3.3.1	Difusión	25
3.3.2	Sorción	25
3.3.3	Biodisponibilidad	25
3.3.4	Toxicidad	26
3.3.5	Biodegradación	27
3.3.6	Formación de Residuos No-Extraíbles (NER)	28
3.3.7	Reacciones Abióticas y Bióticas	29

ÍNDICE

CONTENIDOS

4 Tecnologías de Remediación	31
4.1 Clasificación de Tecnologías de Remediación	33
4.2 Principales Tecnologías de Remediación Según Tipo de Tratamiento	34
4.2.1 Tratamientos Biológicos	36
4.2.2 Tratamientos Físico Químicos	39
4.2.3 Tratamientos Térmicos	45
4.2.4 Tratamientos Mixtos	49
5 Fichas de Tecnologías de Remediación	51
6 Tipos de Remediación Ejecutados en Chile	103
6.1 Excavación, Transporte y Disposición	104
6.2 Fitorremediación	105
6.3 Biorremediación	106
6.4 Electrorremediación	109
7 Referencias Bibliográficas	110

ÍNDICE

TABLAS

TABLA 1	PRINCIPALES TECNOLOGÍAS BIOLÓGICAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS CLASIFICADAS SEGÚN EL TIPO DE TRATAMIENTO	34
TABLA 2	PRINCIPALES VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LAS TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN, CLASIFICADAS DE ACUERDO AL TIPO DE TRATAMIENTO	35
TABLA 3	PRINCIPALES TECNOLOGÍAS BIOLÓGICAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS	36
TABLA 4	PRINCIPALES TECNOLOGÍAS FÍSICO-QUÍMICAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS	39
TABLA 5	PRINCIPALES TECNOLOGÍAS TÉRMICAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS	45
TABLA 6	PRINCIPALES TECNOLOGÍAS MIXTAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS	49
TABLA 7	TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN DESCRITAS EN FICHAS DE CONSULTA	53

ÍNDICE

FIGURAS

FIGURA 1	ESQUEMA DE PASOS PREVIOS QUE DAN ORIGEN A UN PLAN DE REMEDIACIÓN	15
FIGURA 2	PRINCIPALES FACTORES QUE INCIDEN EN LA EFICIENCIA DE UNA REMEDIACIÓN	18
FIGURA 3	NIVEL ENERGÉTICO DE ALGUNAS REACCIONES REDOX CLAVES EN BIORREMEDIACIÓN	23
FIGURA 4	HIFAS DE HONGOS, ACTÚAN COMO VECTORES DE TRANSPORTE PARA BACTERIAS DEGRADADORAS DE PAHS (EN VERDE)	24
FIGURA 5	ESQUEMA DE CRITERIOS PARA LA CLASIFICACIÓN DE TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS	33
FIGURA 6	CONTENIDOS DE FICHAS DE INFORMACIÓN PARA LAS TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN SELECCIONADAS	52



PRÓLOGO

Los sitios contaminados, causados principalmente por la actividad humana, representa para la mayoría de los países un desafío ambiental y económico que puede alcanzar importantes proporciones, concitando gran preocupación en naciones desarrolladas en los últimos 20 años, en donde para asegurar el desarrollo sustentable y la competitividad de los sectores productivos se ha desarrollado una batería de herramientas y normativas para su prevención y control.

En nuestro país sin embargo, la gestión de sitios y suelos contaminados está considerada dentro de las políticas públicas, recientemente por los organismos sectoriales. Es así que esta materia ha sido reconocida con la promulgación, en enero del año 2010, de la Ley 20.417, que modifica la Ley 19.300 de Bases Generales del Medio Ambiente, y que introduce al ordenamiento jurídico, nuevas competencias legales al Ministerio de Medio Ambiente (MMA). Específicamente, en el artículo 70, letra g, establece que es deber del Ministerio de Medio Ambiente “Proponer políticas y formular normas, planes y programas en materia de residuos y suelos contaminados, así como la evaluación del riesgo de productos químicos, organismos genéticamente modificados y otras sustancias que puedan afectar el medio ambiente”. De esta forma, el MMA adquirió nuevas competencias legales en materia de gestión de suelos, las que vienen a establecer, en un nuevo ámbito, el contenido de la garantía constitucional de vivir en un ambiente libre de contaminación.

Anteriormente, el instrumento que se refirió a este aspecto fue la Política Nacional para la Gestión de Sitios con Presencia de Contaminantes (PNSPC), aprobada por el Consejo Directivo de CONAMA (antecesor del MMA) en agosto del año 2009. En el marco de dicha Política, se inició el desarrollo de algunos instrumentos de gestión, tales como: la evaluación de riesgo ambiental, planes de remediación, entre otros.

Un hito relevante y reciente en esta materia, es la aprobación por parte del MMA de la Resolución Exenta N° 1690 en diciembre de 2011, que aprueba la Metodología para la Identificación y Evaluación Preliminar de Suelos Abandonados con Presencia de Contaminantes. En este documento se define el procedimiento para llevar a cabo las distintas fases que deben ejecutarse cuando se investiga un suelo de este tipo, para ser aplicado en el territorio nacional.

El futuro de Chile seguirá teniendo como componente fundamental, el uso de sus recursos naturales, por lo que, tanto para aumentar la competitividad del sector como para contribuir al desarrollo sustentable del país, es necesario que, tanto el sector público como privado cuenten con las herramientas necesarias para tomar decisiones respecto a la temática de sitios contaminados.

En relación a la temática, nuestra institución ha estado trabajando por más de 10 años en la identificación, evaluación, monitoreo y remediación de Sitios Contaminados, desarrollando proyectos asociados a Evaluación de Riesgos, Remediación Ambiental, Spill Management, Auditoría Ambiental Independiente y Evaluación Ambiental de Riesgos Operacionales.

Este Manual forma parte de las diferentes herramientas que se han desarrollado durante los últimos años por Fundación Chile, las cuales tienen por objetivo estandarizar y apoyar la toma de decisiones de los actores clave en la Gestión de Sitios Contaminados en Chile, contribuyendo finalmente a buscar el equilibrio entre desarrollo industrial, bienestar social y respeto de nuestro entorno.

Juan Ramón Candia
Gerente de Agua & Medio Ambiente
Fundación Chile



1. INTRODUCCIÓN

En el país existen rubros y actividades históricas consideradas como fuentes potencialmente contaminantes, algunas de las cuales han causado daño o presentan riesgos al medio ambiente y a la salud de las personas. Existen casos de contaminación de sitios naturales y urbanos debido principalmente a la mala disposición de materiales peligrosos en terrenos abandonados, áreas industriales, botaderos, vertederos, relleños sanitarios, así como a fugas de tanques y contenedores subterráneos, fugas de tuberías y ductos, lixiviación de materiales en sitios de almacenamiento, aplicación de agroquímicos y derrames accidentales de sustancias químicas durante su transporte y/o manipulación.

Entre las actividades productivas o fuentes características con potencial de contaminar aguas subterráneas o suelos en Chile se pueden mencionar las siguientes:

- Actividad Agrícola, principalmente en la zona centro sur.
- Actividad Minera, principalmente en el norte y centro del país.
- Actividad Industrial, particularmente en la zona central y sur.
- Actividad Forestal, en la zona sur del país.
- Actividad Petrolera, que incluye las etapas de refinación, almacenamiento, transporte y distribución de combustibles líquidos derivados del petróleo en todo el territorio.
- Actividad Gasífera, que incluye las etapas de regasificación, almacenamiento, transporte y distribución.
- La disposición incontrolada de residuos, a lo largo del territorio.
- El almacenamiento, transporte y distribución de sustancias peligrosas, a lo largo del territorio.

En particular, estas fuentes presentan un mayor factor de riesgo cuando se trata de instalaciones antiguas o pequeñas, o bien, aquellas que no han sido sometidas a regulaciones específicas.

Las actividades antes mencionadas tienen el potencial de generar sitios contaminados, que son definidos como lugares delimitados geográficamente en los que mediante una evaluación de riesgo ambiental se ha determinado que existe un nivel de riesgo relevante para las personas o al medio ambiente. Habitualmente dicho nivel de riesgo es llevado a niveles aceptables a través de la implementación de medidas de remediación, lo que constituye una fase importante en la gestión de estos sitios.

El presente Manual constituye un material de consulta sobre alternativas de tecnologías de remediación aplicables a diferentes situaciones de riesgo, y se espera sea una herramienta práctica de ayuda para el desarrollo de los planes de gestión de sitios contaminados en el país.

El Manual se ha estructurado según los siguientes contenidos: en una primera parte se aborda de forma general las responsabilidades legales en Chile vinculadas a la remediación, y los objetivos y fundamentos que rigen las actividades de remediación. Posteriormente se detallan los principales factores que inciden en su aplicación, selección y éxito. Luego se presenta un resumen general de tecnologías de remediación para suelos y aguas, para lo cual se han seleccionado aquellas con mayor posibilidad de aplicación a la realidad nacional, considerando aspectos relativos a sus principios de aplicación, campo de acción, ventajas y desventajas, estimación de costos asociados, esquemas básicos de operación, entre otros aspectos. Finalmente se presentan algunos ejemplos nacionales de proyectos y estudios vinculados con la remediación que se han desarrollado durante los últimos años.

Cabe señalar, que el presente Manual ha sido elaborado en el marco del proyecto Innova Corfo, Desarrollo de Herramientas y Estándares de Calidad para la Identificación, Confirmación y Control de Sitios Contaminados, Aplicación Piloto en la Región de Magallanes y Antártica Chilena: Sector Hidrocarburos N°09CN14-5896, donde el Ministerio de Medio Ambiente participa como entidad mandante y oferente, Fundación Chile como desarrollador, la Universidad de Magallanes como co-desarrollador, y la Seremi del Medio Ambiente Región de Magallanes y la empresa ENAP Magallanes como interesados.

2. ANTECEDENTES

2.1 Responsabilidades Legales Vinculadas con la Remediación

Con la reforma de la institucionalidad ambiental (Ley 20.417), las principales instituciones públicas con responsabilidad en la evaluación y posterior administración de sitios contaminados son: (i) el Ministerio del Medio Ambiente (formular programas de suelos contaminados, y evaluación de riesgo); (ii) el Servicio de Evaluación Ambiental (evaluación de proyectos de saneamiento ambiental); (iii) La Superintendencia de Medio Ambiente (aprobación de planes de reparación, daño ambiental); (iv) el Servicio Nacional de Geología y Minería (faenas mineras, y protección de trabajadores); (v) el Ministerio de Salud (salud pública, reglamento de residuos peligrosos); y (vi) las Municipalidades (nuevas atribuciones en medio ambiente, incluyendo ordenanzas ambientales). Consecuentemente, la gestión ambiental de los sitios tiene un carácter interinstitucional e involucra, además, a los generadores de los daños ambientales involucrados.

En términos normativos, la Ley Sobre Bases Generales del Medio Ambiente (Ley 19.300) en su Título III define un sistema de responsabilidad por daño ambiental, destinado a que, quien cause un daño al medio ambiente, lo repare conforme a la ley.

Para ello, es fundamental determinar la magnitud o extensión del daño causado, de manera de poder exigir al autor del mismo, medidas de reparación que comprendan todos los componentes alterados, con miras a restituir el medio ambiente a una condición similar a la existente antes de producido el daño.

De acuerdo a lo anterior, en materia de responsabilidad civil por daño ambiental, el ordenamiento jurídico contempla la existencia de dos acciones: "la acción indemnizatoria" y "la acción ambiental" lo cual persigue la reparación material del medio ambiente dañado a costa del causante del daño, como acciones compatibles entre sí las cuales pueden deducirse simultánea o sucesivamente.

Mediante la "acción indemnizatoria" puede exigirse el resarcimiento económico de los perjuicios ocasionados por el daño ambiental, tratándose de una acción de índole estrictamente patrimonial. Por su parte la "acción ambiental" puede exigir la reparación del medio ambiente dañado, entendiéndose por "reparación", a estos efectos, "la acción de reponer el medio ambiente o uno o más de sus componentes a una calidad similar a la que tenía con anterioridad al daño causado, o en caso de no ser ello posible, restablecer sus propiedades básicas".

Para el caso que no existe responsable del daño o deterioro, la Ley de Bases Sobre el Medio Ambiente no establece explícitamente, mecanismos para controlar, sanear o recuperar áreas con presencia de contaminantes o de deterioro y pérdida de patrimonio ambiental.

A pesar de lo anterior, y en el marco de las nuevas atribuciones que le confiere la nueva institucionalidad ambiental, el Estado ha definido instrumentos adecuados que permitan realizar una gestión costo eficiente.

Cabe señalar que en Chile, a pesar que la Ley 19.300 de Bases Generales del Medio Ambiente establece en su artículo 39 que "La ley velará porque el uso del suelo se haga en forma racional, a fin de evitar su pérdida y degradación", a la fecha no se ha dictado una ley que regule este recurso natural, a objeto de propender a su conservación y remediación, en caso de producirse su deterioro por la contaminación derivada de actividades contaminantes.

Un instrumento de gestión que el Ministerio del Medio Ambiente y el de Salud han estado trabajando es la evaluación del riesgo, que consiste en un proceso que tiene como objetivo asignar magnitudes y probabilidades a los efectos adversos de la contaminación. En consecuencia, es un instrumento que puede utilizarse para definir si un sitio contaminado merece ser intervenido ambientalmente, dado que permite establecer si el grado de contaminación presente en un sitio genera efectos nocivos. Entre mayor sea el riesgo de que la contaminación afecte a los seres vivos (humanos y biota), mayor será la necesidad de instrumentar programas de restauración.

Respecto a los proyectos de remediación que se han desarrollado en Chile, gran parte de éstos se han ejecutado en el marco del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental. Desde la entrada en vigencia del Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA, D.S. N° 95/2001 del MINSEGPRES), los nuevos proyectos o modificaciones deben someterse a una evaluación de sus impactos, incluyendo la descripción de la etapa de cierre de los proyectos, así como los planes de seguimiento ambiental y de emergencia. En particular, los proyectos de saneamiento ambiental que comprenden la reparación o recuperación de terrenos contaminados mayores a 1 Há son evaluados sobre la base del documento guía de apoyo elaborado por el Ministerio del Medio Ambiente.

2.2 Fundamentos y Objetivos de la Remediación

El objetivo final de la gestión de sitios contaminados es remediar aquellos sitios que presenten un riesgo significativo a la salud de las personas o el bien que se desea proteger. Las medidas de remediación y las tecnologías de tratamiento a aplicar dependerán de los riesgos para la salud y el medio ambiente detectados, así como de los usos futuros que se asignen a las áreas que se espera recuperar.

Es importante tener en cuenta que el término “tecnología de tratamiento” implica cualquier operación unitaria o serie de operaciones unitarias que altera la composición de una sustancia peligrosa o contaminante, a través de acciones químicas, físicas o biológicas, de manera que reduzca la toxicidad, movilidad o volumen del material contaminado (EPA, 2001).

La evaluación del riesgo proporciona la información para establecer objetivos y prioridades en los planes de remediación, siendo estos particulares para cada caso. Estos planes deben elaborarse sobre la base de la implementación de medidas de control costo eficientes.

Entonces, de acuerdo a lo mencionado anteriormente, para reducir el riesgo de un sitio específico será necesario contar con un instrumento que permita abordar la problemática mediante la implementación de medidas específicas y sobre la base de un objetivo de remediación establecido.

Una vez tomada la decisión de implementar acciones de remediación se debe proceder a definir los objetivos de dicha tarea, en base a los tres eslabones básicos necesarios para que se manifieste un riesgo: la(s) fuente(s) de contaminación, vía(s) de exposición y los receptores expuestos. De acuerdo a este enfoque, la remediación se puede llevar a cabo para cumplir con los siguientes objetivos:

a) Eliminar la fuente de contaminación: Consiste en eliminar o reducir la concentración (biodisponibilidad) de las sustancias peligrosas existentes en un medio hasta niveles que permitan concluir que no constituirán riesgo.

b) Cortar la ruta de interacción: Consiste en impedir la interacción entre los receptores con la fuente a través de la confinación de los contaminantes a una matriz, para impedir que éstos se movilicen y lleguen a los receptores.

En la Figura 1 se esquematiza un resumen de los pasos que dan origen a un proceso de remediación.

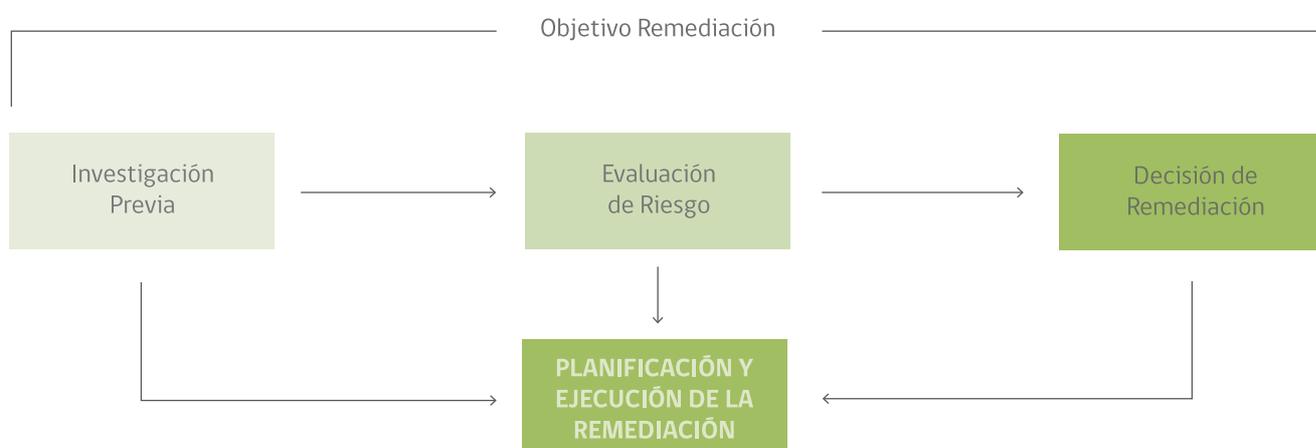


FIGURA 1 Esquema de pasos previos que dan origen a un plan de remediación.

3. LA REMEDIACIÓN Y SU EFICIENCIA: PRINCIPALES FACTORES



3. LA REMEDIACIÓN Y SU EFICIENCIA: PRINCIPALES FACTORES

Los principales factores que inciden en la eficiencia de un proceso de remediación de contaminantes son: el tipo de contaminante, las características del medio (condiciones geológicas y químicas) y tipo de interacciones existentes en el medio (Ver Figura 2).

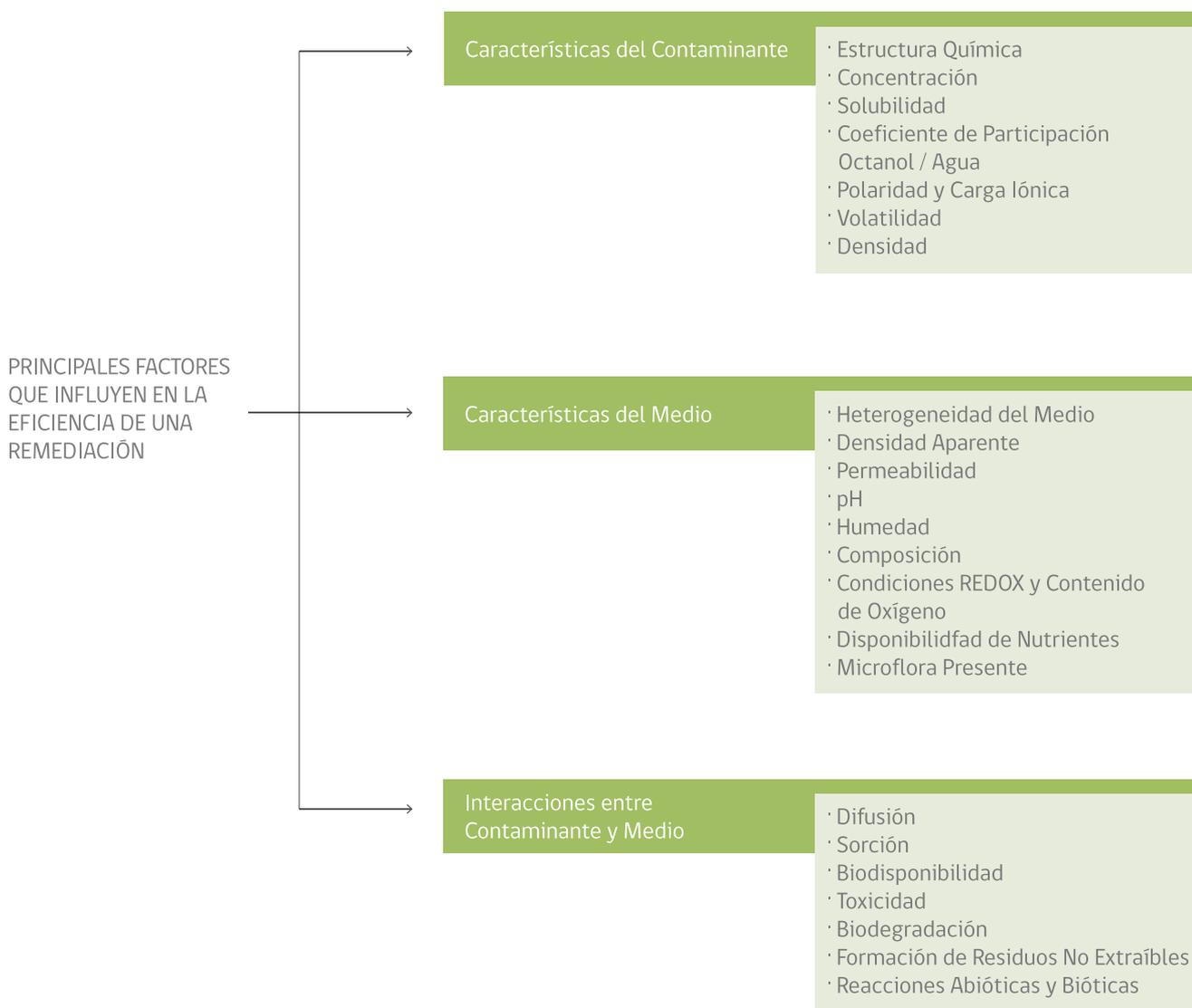


FIGURA 2 Principales factores que inciden en la eficiencia de una remediación.

A continuación se describen cada uno de los componentes de estos factores.

3.1 Características del Contaminante

3.1.1 Estructura Química

Cada compuesto químico posee características únicas que controlan su movilidad y degradación. Independiente de la naturaleza del contaminante, su estructura química determina su polaridad, solubilidad, volatilidad y capacidad para reaccionar con otras sustancias. Algunos compuestos son altamente resistentes a la transformación, mientras que otros son completamente química o bioquímicamente reactivos (Alexander, 1994; Eweis y col., 1998; Sellers, 1999).

La estructura química de un compuesto determinará sus interacciones con el medio. Por ejemplo, la hidrofobicidad (repelencia al agua) de un compuesto está asociada a la persistencia de este en el ambiente, por lo tanto, mientras más hidrofóbico es un compuesto, menos biodisponible estará.

En cuanto a la biodegradación, no todas las estructuras o grupos químicos funcionales son susceptibles a ella. Por ejemplo, la presencia de un halógeno (F, Cl entre otros) o un grupo nitro (NO_2), en un grupo sulfo (SO_3H) o en un compuesto, disminuye la susceptibilidad de este a ser biodegradado.

Igualmente, la posición del sustituyente en la molécula será de gran importancia. Mientras mayor es la complejidad de una molécula menor será su potencial de biodegradación. La ramificación de hidrocarburos disminuye su potencial de biodegradación.

3.1.2 Concentración

La concentración de un compuesto es un factor de gran importancia para definir si la remediación puede efectuarse a través del uso de tecnologías biológicas, o si es necesario utilizar tecnologías fisicoquímicas o térmicas. Por ejemplo, compuestos tolerados a bajas concentraciones por muchos microorganismos, pueden ser tóxicos a concentraciones mayores (Alexander, 1994).

En caso de que las concentraciones sean demasiado altas, los contaminantes podrán ejercer plenamente sus efectos tóxicos en los microorganismos, obstaculizando así su degradación. En caso de concentraciones demasiado bajas, las enzimas de degradación no serán inducidas. Por otra parte, las bacterias normalmente tenderán a utilizar primero el sustrato más fácilmente biodegradable y sólo cuando este se haya agotado, se inducirá la producción de enzimas para degradar sustratos de mayor complejidad (diauxia).



3.1.3 Solubilidad

Es la cantidad de un compuesto que puede disolverse en agua, es decir, define la disponibilidad potencial de los compuestos en la fase líquida. En general, la solubilidad disminuye al aumentar el tamaño de la molécula y los compuestos polares son más solubles que los no polares.

Por otra parte, para que la transformación biológica de un compuesto se lleve a cabo, es necesario que este se encuentre en solución, por lo tanto la biodegradación y persistencia de un compuesto depende de su solubilidad (Alexander, 1994; Eweis y col., 1998; Sellers, 1999). Normalmente la biodegradación tiene lugar en fase acuosa, donde la transferencia de masa entre un compuesto y un microorganismo no se ve limitada (Alexander, 1994). Asimismo, la solubilidad afectará directamente la sorción y el potencial de migración de un compuesto.

3.1.4 Coeficiente de Partición Octanol/Agua (Kow)

Es la relación entre la concentración de un compuesto en una fase de octanol y una fase acuosa en un sistema octanol/agua. En otras palabras, el Kow es una medida de la tendencia de un compuesto para separarse entre una fase orgánica y una acuosa. Está determinado por la estructura del compuesto e indica su capacidad de adsorción o su potencial de bioconcentración o bioacumulación en tejidos grasos. Este coeficiente entrega una medición de la hidrofobicidad de un compuesto, a mayor coeficiente, mayor hidrofobicidad.

De acuerdo a lo anterior, este coeficiente está directamente relacionado con la solubilidad, movilidad, potencial de metabolización y biodegradación. Un valor bajo de Kow (<10) indica probable movilidad y transporte de ese material debido a su alta solubilidad, fácil metabolización y biodegradación. Un valor alto de Kow (>104) indica posible adsorción en tejidos grasos, suelo (materia orgánica) y sedimentos y, por ende, poca movilidad. Por tanto, es probable que este compuesto tienda a bioacumularse y podría generar toxicidad.

3.1.5 Polaridad y Carga Iónica

La polaridad es uno de los determinantes de la solubilidad de un compuesto. A mayor polaridad, mayor solubilidad en agua y por ende, mayor potencial de migración. Compuestos apolares tienden a absorberse o a adsorberse en la materia orgánica del suelo (Khan, 1987; Pignatello, 1989; Gevao et al., 2000).

Por otra parte, la carga iónica determina la capacidad de un compuesto para su adsorción en un sólido. Compuestos con carga positiva se adsorben normalmente a los minerales de la arcilla.

3.1.6 Volatilización

Es el proceso en el que un compuesto se moviliza desde una fase líquida o sólida a una gaseosa. La volatilidad de un compuesto es una función de su concentración, su presión de vapor y su solubilidad. En el suelo, esta depende del tipo de compuesto, de la temperatura, el contenido de humedad, de la porosidad del suelo, del contenido de materia orgánica y arcillas (Eweis y col., 1998). En remediación, la volatilización de contaminantes puede ser promovida y utilizada como estrategia de remediación.

3.1.7 Densidad

La densidad determina la tendencia de un contaminante de baja solubilidad a flotar o sumergirse y por consiguiente el lugar en donde este quedará concentrado (Bouwer y Zehnder, 1993).

3.2 Características del Medio

3.2.1 Heterogeneidad del Suelo

Los suelos son cuerpos naturales, cuya complejidad intrínseca deriva de su naturaleza como un conjunto de componentes sólidos, líquidos, gaseosos, orgánicos, inorgánicos y biológicos.

En términos de remediación, un suelo demasiado heterogéneo puede conllevar a una descontaminación ineficiente al utilizar tecnologías *In Situ* que dependen del flujo de un fluido. Pueden crearse canales de fluidos no deseados en las capas arenosas y arcillosas, perjudicando así el tratamiento (Van Deuren y col., 1997). Además, la heterogeneidad del suelo conlleva a una distribución también heterogénea de la contaminación, así como de la microbiota degradadora, generando parches de alta concentraciones del contaminante y zonas en donde no se encuentran potenciales microorganismos degradadores.

3.2.2 Densidad Aparente

Esta corresponde al peso del suelo por unidad de volumen, incluyendo el agua y la fase gaseosa. Es importante considerar que el suelo se compone de sólidos y espacios llenos de agua y/o aire, y que su densidad dependerá de su contenido de agua o humedad. Este parámetro es de gran utilidad a la hora de realizar cálculos de transporte del material o sustancias (Van Deuren y col., 1997).

3.2.3 Permeabilidad

En la remediación de aguas subterráneas y suelos, además de las condiciones fisicoquímicas y biológicas del medio, los parámetros mecánicos del suelo y las características hidrogeológicas del sitio juegan un papel muy importante en el proceso.

Debido a que el transporte de sustancias (nutrientes, contaminantes) representa uno de los procesos dominantes en remediación, se podría desear una alta o baja permeabilidad neumática y/o hidráulica dependiendo del caso. Por ejemplo, en el caso de una contaminación de suelo con metales pesados,

no sería conveniente que la permeabilidad del suelo fuera alta, ya que esto permitiría que los metales pesados migren hacia las aguas subterráneas contaminando también la napa y aumentando así el riesgo asociado a la contaminación. Contrariamente, en el caso de querer implementar un sistema de remediación de un acuífero por bombeo, se desearía una alta permeabilidad del suelo ($> 10^{-4}$ m/s).

El estudio de la estructura y textura del suelo puede entregar los primeros indicios sobre la permeabilidad de un sitio. Adicionalmente, existen técnicas que determinan la permeabilidad, como:

- a) Permeabilidad Neumática:** Técnica de radón.
- b) Permeabilidad Hidráulica:** Ensayos de bombeo.
- c) Desviaciones verticales de la permeabilidad hidráulica:** Mediciones de flujo.

3.2.4 pH

Los procesos de degradación bacteriana ocurren preferiblemente a un rango de pH aproximados entre 6 y 8. En el caso de biodegradación con hongos, un pH de aproximadamente 5 es el más adecuado.

Por otra parte, el pH del medio, dependiendo de las características de los contaminantes, podrá afectar significativamente la movilidad de estos, permitiendo, por ejemplo, su infiltración desde el suelo a las napas subterráneas o en caso contrario su inmovilización. La movilidad de los contaminantes es un aspecto crítico en el destino y persistencia de éstos en el ambiente.



3.2.5 Humedad

Por razones obvias, este parámetro aplica solo para el caso de suelos. Normalmente el contenido óptimo de agua para reacciones de degradación en la zona insaturada del suelo estará entre 40 y 60% de la capacidad de retención de agua del suelo. En suelos más secos, las velocidades de degradación serán menores. En suelos más húmedos, se formarán zonas parciales saturadas de agua (microcompartimentos) donde el suministro de oxígeno será menor y, por lo tanto, la tasa de degradación también disminuirá.



3.2.6 Composición

La composición del medio (suelo, sedimento o acuoso) afectará directamente la eficiencia de un proceso de remediación.

La fase sólida del suelo está compuesta aproximadamente en un 95% por material inorgánico y solo entre 1 y 5% corresponde a materia orgánica. La materia inorgánica puede dividirse según el tamaño de las partículas que la componen en arena, limo y arcilla. La proporción relativa de cada una de estas partículas determina la textura del suelo e igualmente las propiedades físicas y químicas del suelo.

La arcilla se compone principalmente de silicatos, óxidos de metal, carbonatos y sulfatos de calcio. Las partículas arcillosas poseen una gran superficie reactiva y llevan asociada una carga eléctrica. De lo anterior, surge el concepto de capacidad de intercambio iónico (o más específicamente) catiónico (CEC), que está determinado por las cargas negativas asociadas a las partículas de arcilla, siendo éstas fundamentales en las interacciones con compuestos ionizables.

La materia orgánica se puede definir como la porción no-viva de la fracción orgánica de un medio (suelo, sedimentos, agua). Aún cuando la materia orgánica es una pequeña parte de la fase sólida que compone el medio, es de gran importancia en la definición de las propiedades fisicoquímicas y superficiales del medio. Debido a sus propiedades hidrofóbicas, la materia orgánica gobierna la interacción del medio con compuestos no ionizables. Principalmente, se encuentran grupos funcionales como COOH, OH, NH₂ que pueden interactuar con ácidos carboxílicos, aminas, amidas, fenoles, quinonas, éteres, esterres, entre otros.

De lo anterior, se desprende que la composición de un suelo (agua y sedimento) afectará directamente la sorción de contaminantes a las partículas del medio y, por ende, su comportamiento y destino ambiental. Asimismo, algunos procesos de degradación abiótica pueden ser catalizados por la superficie de la fase sólida del medio. Por ejemplo óxidos de metal y/o superficies arcillosas pueden catalizar numerosas transformaciones, tales como hidrólisis, reacciones redox y polimerizaciones. De la misma forma, la materia orgánica, debido a la presencia de numerosos grupos reactivos, a su fuerte capacidad reductora y a la presencia de radicales libres moderadamente estables, puede catalizar transformaciones abióticas de contaminantes (e.g. hidrólisis, solubilización y fotodegradación).

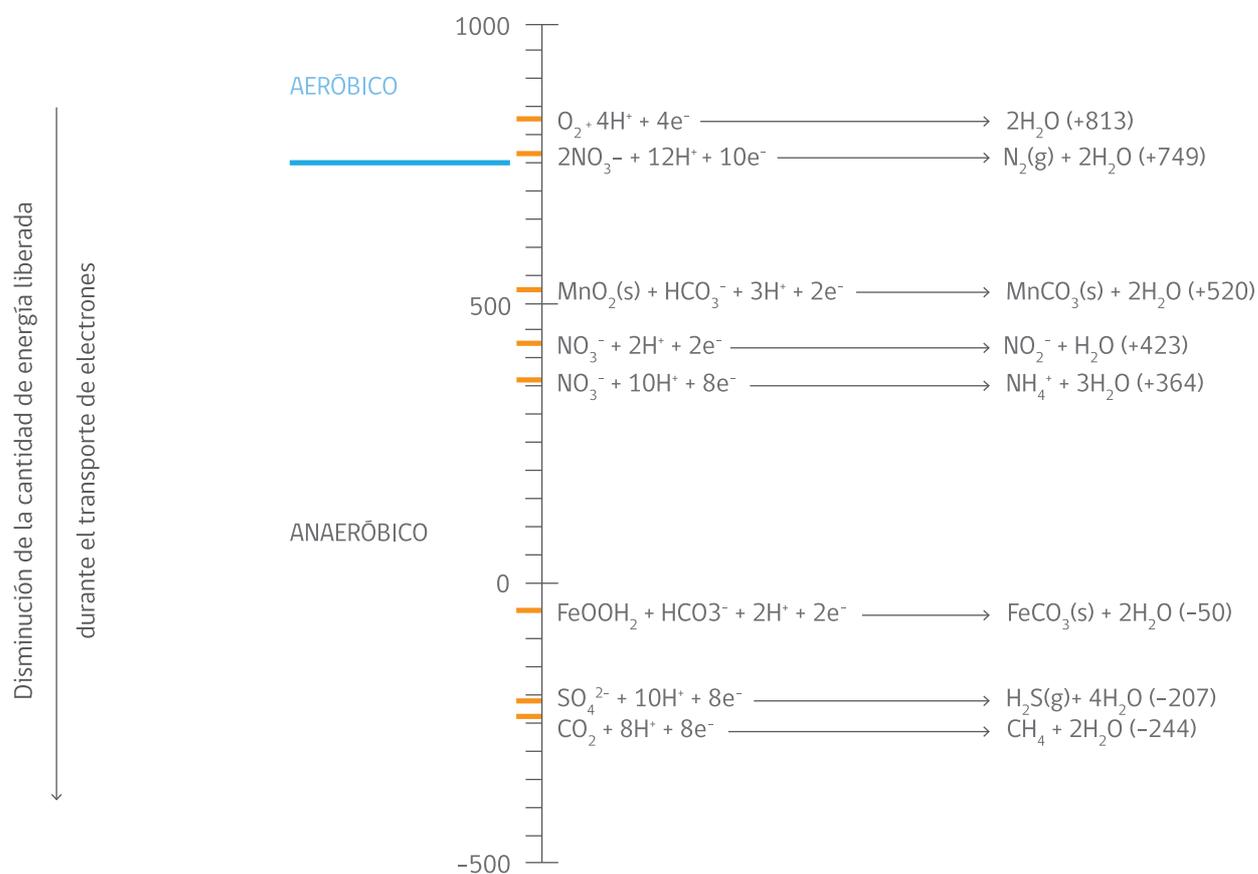
3.2.7 Condiciones Redox y Contenido de Oxígeno

Estos parámetros determinan condiciones oxidantes o reductoras del medio contaminado. A partir de estos parámetros se puede vislumbrar si las condiciones apropiadas están dadas o si se podrían alcanzar para el desarrollo del proceso de biorremediación.

Estas llamadas condiciones apropiadas dependen del tipo de degradación requerida (reacciones oxidativas o reductoras). A modo de ejemplo, ciertos hidrocarburos sólo se degradarán rápidamente en condiciones aeróbicas y otros comenzarán a degradarse una vez que se hayan alcanzado condiciones reductoras en el medio, es decir, cuando el oxígeno se haya agotado producto de la degradación del primer compuesto.

Como regla, sólo si el proceso redox marcado por un mayor nivel de energía ya no puede continuar porque el aceptor respectivo se ha consumido, el proceso redox siguiente se iniciará. Esta secuencia estará acompañada por una disminución del potencial redox. En otras palabras, a medida que el nivel de energía de un proceso disminuye (tendiendo a potenciales reductores), la tasa de crecimiento de los microorganismos y por lo tanto, la degradación se hará más lenta.

En la Figura 3, se presenta el nivel energético clave de algunas reacciones redox.



Fuente Wiedemejer et al.1999

FIGURA 3 Nivel energético de algunas reacciones redox claves en biorremediación.

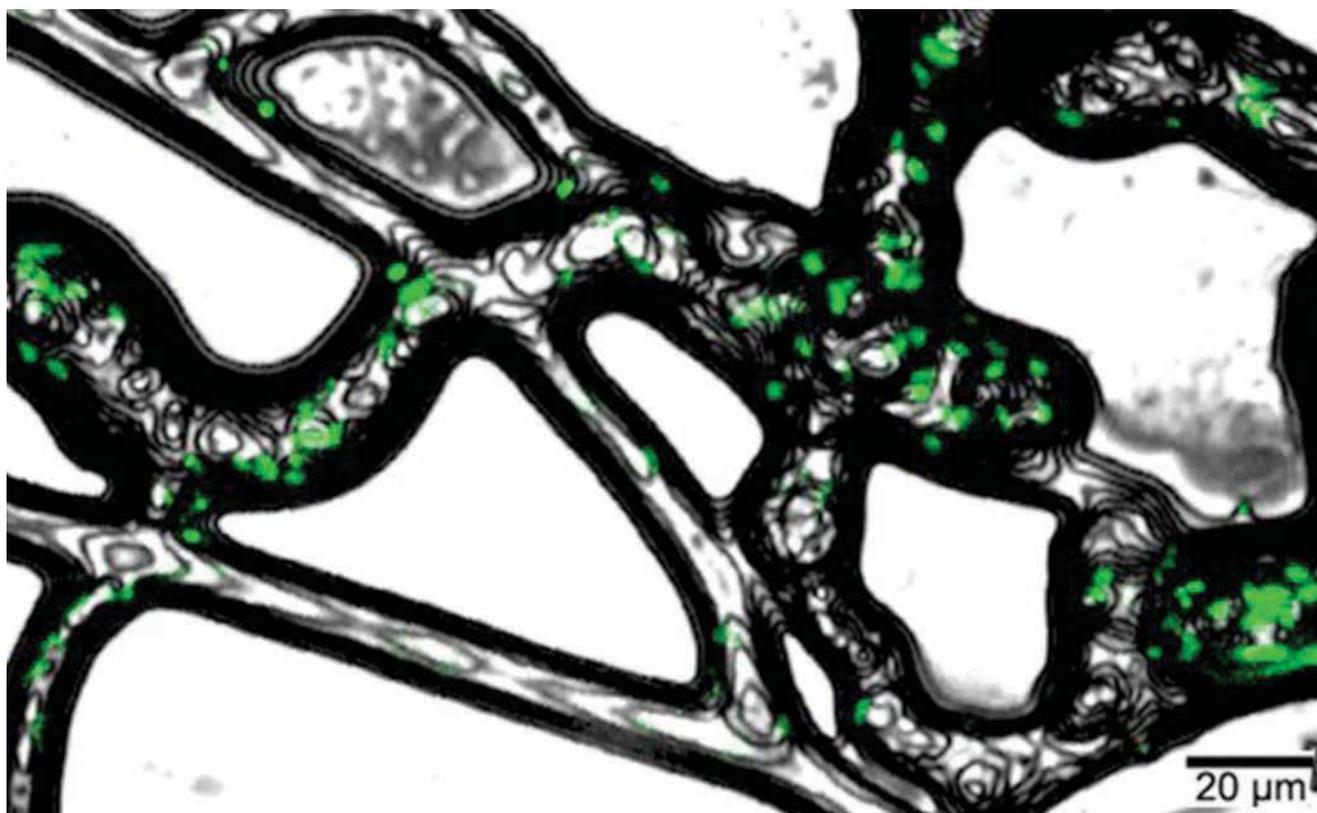
3.2.8 Disponibilidad de Nutrientes

En una situación de carencia de nutrientes (dadores y aceptores de electrones y sales nutrientes), la degradación del contaminante estará limitada por lo tanto, para posibilitar o acelerar el proceso de degradación, será necesario agregar nutrientes. Principalmente, serán nitrógeno y compuestos fosforados (macronutrientes) porque los micronutrientes (Fe, Zn, Cu, Mn, Mo) se encuentran frecuentemente disponibles en cantidades suficientes en suelos y aguas subterráneas.

3.2.9 Microflora Presente

Bacterias y hongos son los principales responsables de las transformaciones bioquímicas en el medio ambiente por lo tanto, tienen un papel crucial en el destino y la mitigación de los numerosos contaminantes (Pepper et al. 1996). La interacción de estos organismos, facilitan los procesos de biodegradación de contaminantes en el suelo.

Por ejemplo, bacterias del suelo pueden movilizarse a través de la red de hongos facilitando el acceso de las bacterias a los contaminantes (Figura 4) (Furuno et al. 2010). Por lo tanto, la estimulación específica de hongos autóctonos puede ser un método prometedor para movilizar bacterias degradadoras de contaminantes y así mejorar la biorremediación de suelos *In Situ*.



Fuente: Furuno et al., 2010

FIGURA 4 Hifas de hongos, actúan como vectores de transporte para bacterias degradadoras de PAHs (en verde)

3.3 Interacciones entre Contaminante y Medio

3.3.1 Difusión

La difusión es el mecanismo de transporte más importante en zonas de baja permeabilidad tales como capas de limo y arcilla, agregados porosos o partículas, así como en la transferencia de masa en la interface entre el aire del suelo y el agua subterránea y entre fases líquidas no acuosas y el agua subterránea o el aire del suelo.

La difusión de un contaminante, así como también la de nutrientes hacia dentro y fuera de los poros del suelo, controlará la degradación del contaminante. La difusión es uno de los procesos abióticos que compite más efectivamente con los microorganismos por el sustrato (Alexander, 1994). Una vez en el subsuelo, el movimiento de un contaminante es proporcional a su concentración y su coeficiente de difusión.

3.3.2 Sorción

La sorción de un compuesto, o mejor dicho, la adsorción, es el proceso de adhesión de un compuesto a la superficie de una partícula (ejemplo: suelo o sedimento). Numerosos mecanismos como la transferencia de carga, la formación de enlaces iónicos y de hidrógeno, el intercambio de ligandos (iones o moléculas que rodean a un metal), las fuerzas de Van der Waals¹ y la interacción hidrofóbica, son responsables de la adsorción de un contaminante a una partícula (Khan, 1987; Pignatello, 1989; Gevao et al., 2000). El grado de adsorción en el equilibrio se cuantifica por el coeficiente de adsorción (Kd).

En consecuencia, propiedades de los contaminantes como solubilidad en agua, presión de vapor, tamaño molecular, Kow, y la carga de la molécula; afectan en gran medida la sorción. Por otra parte, las tasas de adsorción también se ven afectadas por las propiedades del medio como el contenido de materia orgánica, el pH, la humedad, la presencia de óxidos metálicos hidratados, minerales de arcilla, y el coeficiente de intercambio iónico (Katayama et al., 2010).

1 Fuerza atractiva o repulsiva entre moléculas (o entre partes de una misma molécula) distintas entre sí, debido al enlace covalente o a la interacción electrostática de iones con otros o con moléculas neutras

3.3.3 Biodisponibilidad

Los contaminantes en el suelo o en sedimentos no podrán ser biodegradados a menos que se encuentren biodisponibles. La biodisponibilidad se puede definir como "la cantidad de un compuesto químico que puede ser tomado o utilizado por un(os) organismo(s) en un tiempo y medio ambiente definidos" (Katayama et al., 2010). Químicos disueltos o vaporizados suelen estar completamente biodisponibles, sin embargo, si un químico está en contacto con sedimentos o material particulado, su biodisponibilidad puede verse disminuida.

La biodisponibilidad se ve afectada por numerosos factores, tales como las propiedades de los compuestos y de los suelos, la sorción, el tiempo de envejecimiento en el suelo, la formación de NER, el clima y el organismo de interés (Katayama et al., 2010). Esta es el resultado de una serie de procesos dinámicos incluyendo sorción/desorción, disolución, difusión, dispersión, convección, y consumo. No obstante, la interacción más significativa entre suelos y químicos que afecta la biodisponibilidad es la sorción, seguida por la formación de residuos no extraíbles. Por lo tanto, la biodisponibilidad de un compuesto puede verse reducida si el compuesto está adsorbido a partículas de suelo, atrapado en la matriz de suelo, o disuelto en un solvente no-acuoso. (Hatzinger and Kelsey, 2005). Asimismo, dado que los compuestos generalmente tienen que estar en una fase acuosa para ser biodegradados, la sorción a menudo aumenta la resistencia de los contaminantes al ataque microbiano.

El envejecimiento de compuestos en el suelo se refiere a la disminución de la biodisponibilidad debida a una contaminación prolongada (aumento del tiempo de contacto entre el químico y el suelo) del suelo y es también el resultado de reacciones químicas y de la lenta difusión química del contaminante dentro del microporo del suelo (Pignatello and Xing, 1996; Dec and Bollag, 1997; Katayama et al., 2010). Por lo tanto, este se refiere a un fenómeno lento de secuestro en comparación con la adsorción, que es un proceso de corto plazo y reversible (Gevao et al., 2000). El envejecimiento de contaminantes hace menos disponibles los contaminantes para que puedan ser consumidos por organismos, menos probable que los contaminantes puedan ejercer su efecto tóxico, menos susceptibles los contaminantes a la biodegradación y contribuye a la irreversibilidad del proceso de ligación.

La adición de surfactantes (sustancias que influyen por medio de la tensión superficial en la superficie de contacto entre dos fases) permite en algunos casos aumentar la biodisponibilidad de los contaminantes.



3.3.4 Toxicidad

La toxicidad de un compuesto está determinada por la exposición de un organismo a un compuesto químico y en dosis-dependiente. La toxicidad disminuye las reacciones metabólicas y con frecuencia impide el crecimiento de la nueva biomasa necesaria para estimular la rápida eliminación de contaminantes. Una alta toxicidad es resultado de una transferencia de masa más rápida que la capacidad de los mecanismos de eliminación.

Asimismo, la toxicidad es especie-dependiente, es decir, una molécula que es tóxica para un organismo puede que no lo sea para otro ya que dispone de mecanismos de destoxificación o incluso que posee enzimas que le permiten degradarlo. Normalmente, y debido a una mayor biodisponibilidad, la toxicidad de un compuesto es mayor en agua que en suelo.

En suelo, la limitada transferencia de masa del compuesto tóxico permite a los mecanismos de destoxificación competir con la transferencia de masa y eliminar, en cierta medida, el tóxico de la célula, viéndose reducida la toxicidad del compuesto.

La ecotoxicidad de un compuesto químico está determinada por su biodisponibilidad y toxicocinética y, por ende, ambos tienen que tenerse en cuenta en el contexto de la evaluación del riesgo de un compuesto. Esta afectará directamente en la potencialidad de que un compuesto sea abatido por biodegradación.



3.3.5 Biodegradación

Generalmente bacterias y hongos son los principales motores de transformación bioquímica en el suelo y tienen un papel crucial tanto en el destino como en la mitigación de muchos contaminantes (Pepper et al., 1996). Estos microorganismos biodegradan de preferencia compuestos de similares características moleculares a las moléculas naturales.

A. En Sistemas Acuáticos

Debido a la alta biodisponibilidad de los compuestos en este medio, la transferencia de masa del compuesto a la célula o bacteria no se ve significativamente restringida. Por lo tanto, si los factores abióticos necesarios (temperatura, O_2 , pH, actividad del agua, salinidad y nutrientes) no son limitantes, la biodegradación dependerá principalmente de la presencia de los microorganismos degradadores, de la concentración del compuesto y su toxicidad (Katayama et al., 2010).

B. En Sedimentos o Suelos

Como se mencionó anteriormente, muchos factores abióticos controlan la degradación microbiana de contaminantes. Sin embargo, el nivel de humedad o mejor definido, la actividad del agua del suelo o sedimento es de especial importancia en estos compartimentos. La actividad del agua puede variar de 0,0 hasta 0,99 en los suelos, en contraste con los sistemas acuáticos, en los que tiene un valor estable de 0,98. A medida que el contenido de humedad (o actividad del agua) disminuye, se registra un incremento en la duración de la Fase Lag² (o Fase de retraso), una significativa disminución de la actividad metabólica microbiana, una reducción en la tasa específica de crecimiento y en el tamaño máximo de la comunidad, lo que finalmente implica una reducción en la tasa de biodegradación de los contaminantes (Orchard and Cook, 1983).

La actividad microbiana en suelos está también directamente relacionada con la actividad enzimática. Las enzimas en el suelo no sólo dependen de la biomasa microbiana, ya que a menudo se encuentran atrapadas en coloides orgánicos e inorgánicos del suelo (enzimas extracelulares) (Paul y Clark, 1989). Las enzimas extracelulares son excretadas fuera de la célula para degradar sustratos (es decir, contaminantes) de alto peso molecular. Mediante su actividad, los microorganismos controlan la disponibilidad y el reciclaje de nutrientes tales como Carbono, Nitrógeno, Azufre y Fósforo.

Estudios realizados en las últimas décadas revelaron que los productos químicos en el suelo no están completamente biodisponibles (Alexander, 1995; Gevaio et al, 2003) debido a que generalmente la sorción y envejecimiento del contaminante reduce su biodisponibilidad. Por lo tanto, su biodegradabilidad y toxicidad se verán normalmente disminuidas en esta matriz (Katayama et al., 2010).

² Corresponde al período de tiempo el que el inoculo se adapta a las condiciones del medio fresco sobre el que se ha sembrado.



3.3.6 Formación de Residuos No-Extraíbles (NER)

Los residuos no extraíbles (a veces conocidos como residuos ligados) en los suelos, se definen, según la IUPAC (Applied Chemistry Division, Commission on Pesticide Chemistry of the International Union of Pure and Applied Chemistry), como productos químicos que no pueden ser extraídos de la matriz donde se encuentran por métodos que no produzcan una alteración de la naturaleza química de estos residuos.

En general, la formación de los NER puede derivar del compuesto de origen, de los metabolitos, de la biomasa (residuos biogénicos) y/o de la fijación de CO_2 (Capriel et al, 1985; Kastner et al, 1999; Berns et al, 2005; Miltner et al, 2005; Jablonowski et al, 2009; Miltner et al, 2009).

Los factores que rigen la formación de los NER son:

- a) Las propiedades moleculares del compuesto.
- b) El aumento de peso del compuesto molecular, del K_{ow} y del coeficiente de partición carbono orgánico del suelo-agua o K_{oc} (Northcott y Jones, 2001).
- c) Las propiedades del suelo, como el contenido de agua en el suelo, la temperatura, el pH, la actividad biológica del suelo y la cantidad de materia orgánica del suelo.

La formación de NER se considera normalmente como un proceso que contribuye a la disipación de los contaminantes, disminuyendo la movilidad y la biodisponibilidad del contaminante en el suelo.

La disminución de la biodisponibilidad implica tanto un aumento en la persistencia del compuesto (Barriuso et al., 2008) como a la vez, una baja de su toxicidad (Girardi et al. 2011).

Sin embargo, bajo ciertas condiciones, estos residuos pueden ser removilizados. La liberación de NER puede ser importante porque al estar nuevamente biodisponibles pueden tener implicaciones ecotoxicológicas y también migrar hacia las aguas subterráneas. La liberación de NER puede ser, por ejemplo, consecuencia de reacciones fisicoquímicas y microbianas, o de la actividad de lombrices (Barriuso et al., 2008). En consecuencia, es de gran importancia considerar la formación de NER al evaluar el riesgo y la remediación de una contaminación y de remediación de suelos y/o aguas subterráneas.

3.3.7 Reacciones Abióticas y Bióticas

En el ambiente, los contaminantes son sometidos a procesos de degradación, tanto bióticos como abióticos. La contribución de las reacciones abióticas en la transformación de compuestos químicos en el medio ambiente tiene gran relevancia y debe ser tomada en consideración. En muchos casos, los procesos abióticos y bióticos, son complementarios. Por ejemplo, para algunos herbicidas, la primera etapa de degradación es una reacción de hidrólisis abiótica, que es seguida por la degradación microbiana del producto intermedio (Neilson y Allard, 2008). Las reacciones abióticas más importantes son las transformaciones fotoquímicas y las transformaciones químicamente mediadas como la hidrólisis, oxidación y reducción.

Las principales reacciones microbianas de degradación que ocurren en el suelo son oxidación, hidroxilación, N-desalquilación, B-oxidación, descarboxilación, división éter, acoplamiento oxidativo, rompimiento del anillo aromático (el tipo de enlace, la posición específica y número de sustituyentes determina la susceptibilidad a la escisión), escisión de anillo heterocíclico, sulfoxidación, reducción (por ejemplo de enlaces dobles o triples, de grupos nitro, reducción de sulfóxido y deshalogenación reductiva), reacciones hidrolíticas, y reacciones sintéticas (conjugación y condensación). Los dos últimos tipos de reacción están a menudo involucradas en la degradación de moléculas tóxicas (Yaron et al., 1996).



4. TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN





4. TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN

Las tecnologías de remediación de suelos y/o aguas subterráneas abarcan todas aquellas operaciones que tienen por objetivo reducir la toxicidad, movilidad o concentración del contaminante presente en el medio, mediante la alteración de la composición de la sustancia peligrosa o del medio, a través de acciones químicas, físicas o biológicas.

Actualmente se dispone de un amplio abanico de tecnologías de remediación de sitios contaminados, algunas de aplicación habitual y otras aún en fase experimental, diseñadas para aislar o destruir las sustancias contaminantes. Su elección depende de las características intrínsecas del medio y del contaminante, de la eficacia esperada para cada tratamiento, de su factibilidad técnico-económica y del tiempo estimado para su ejecución.

4.1 Clasificación de Tecnologías de Remediación

Las tecnologías de remediación normalmente pueden agruparse en función de sus características de operación o finalidad, según los siguientes criterios: (i) Objetivo de la remediación, (ii) Lugar en que se aplica el proceso de remediación y (iii) Tipo de tratamiento utilizado. Además de los criterios anteriores, también pueden clasificarse en base al grado de desarrollo técnico en el que se encuentran.

En función de los objetivos de remediación se puede distinguir las técnicas de contención, que aíslan el contaminante en el medio, sin actuar sobre él, las técnicas de confinamiento, que actúan mediante la alteración de las condiciones fisicoquímicas del medio reduciendo la movilidad del contaminante, y las técnicas de descontaminación, enfocadas en la disminución o eliminación de la concentración de contaminantes presentes en el medio.

Según el lugar de aplicación del proceso de remediación, se habla de tratamientos *In Situ*, cuando las tareas de remediación se realizan directamente en el sitio contaminado, y de tratamientos *Ex Situ*, cuando se requiere de la extracción del medio contaminado para su tratamiento posterior, ya sea en el mismo lugar (On Site) o en instalaciones externas (Off Site).

En la clasificación de las tecnologías según el tipo de tratamiento aplicado se pueden distinguir los tratamientos biológicos, que están enfocados en la degradación, transformación y/o remoción de contaminantes mediante la actividad metabólica natural de ciertos organismos, los tratamientos físico-químicos, que logran la destrucción, separación y/o contención de contaminantes aprovechando las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio, y los tratamientos térmicos, que utilizan altas temperaturas para volatilizar, descomponer o fundir los contaminantes.

Finalmente, según su grado de desarrollo, son clasificadas como Tecnologías Tradicionales aquellas utilizadas comúnmente a gran escala, de probada efectividad y cuya información acerca de costos y eficiencia es de fácil acceso. Aquellas tecnologías propuestas más recientemente y que se encuentran en etapas de investigación y/o desarrollo son clasificadas como Tecnologías Innovadoras y la información en cuanto a su aplicación, costos y efectividad es aún limitada.

El esquema presentado en la Figura 5 presenta los distintos criterios expuestos para la clasificación de las tecnologías de remediación de suelos y aguas subterráneas.

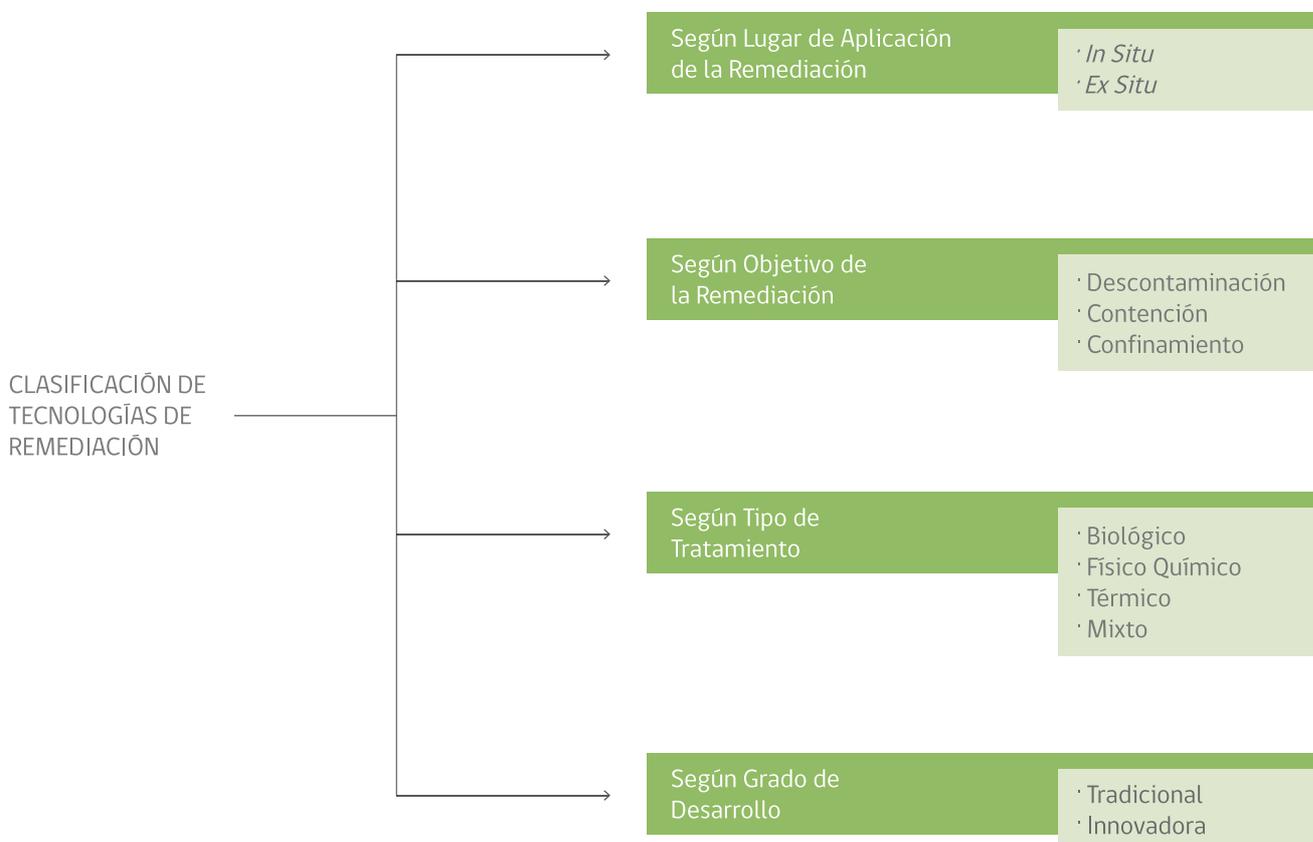


FIGURA 5 Esquema de criterios para la clasificación de tecnologías de remediación de suelos y aguas subterráneas.

FUNDACIÓN CHILE

A continuación, se presentan algunas de las tecnologías de remediación más utilizadas para tratar aguas subterráneas y suelos contaminados, en base al tipo de tratamiento (biológico, fisicoquímico, térmico y mixto).

4.2 Principales Tecnologías de Remediación Según Tipo de Tratamiento

La Tabla 1 presenta un resumen de las principales tecnologías de remediación de suelos y aguas subterráneas contaminadas agrupadas según el tipo de tratamiento aplicado.

TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS	TRATAMIENTOS TÉRMICOS	TRATAMIENTOS FÍSICO-QUÍMICOS
<ul style="list-style-type: none"> · Bioaumentación · Biodegradación Asistida · Biotransformación de Metales · Bioventing · Compostaje · Fitorremediación · Landfarming · Lodos Biológicos · Pilas Biológicas 	<ul style="list-style-type: none"> · Calentamiento por Conducción Térmica · Calentamiento por Radiofrecuencia · Calentamiento por Resistencia Eléctrica · Desorción Térmica · Incineración · Inyección de Agua Caliente · Inyección de Aire Caliente · Inyección de Vapor · Pirólisis · Vitricación 	<ul style="list-style-type: none"> · Adición de Enmiendas · Barreras de Suelo Seco · Barreras Físicas (Verticales/Horizontales) · Barreras Hidráulicas · Barreras Permeables Activas · Electrocinética · Estabilización Físico Química · Extracción de Agua · Extracción de Aire · Flushing · Inyección de Aire Comprimido · Inyección de Solidificantes · Lavado de Suelos · Oxidación UV · Pozos de Recirculación · Sellado de Suelos
TRATAMIENTOS MIXTOS		
<ul style="list-style-type: none"> · Extracción Multifase · Atenuación Natural 		

TABLA1 Principales tecnologías de remediación de suelo y agua subterránea clasificadas según el tipo de tratamiento.

TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN

La Tabla 2 presenta un resumen de las principales ventajas y desventajas de las tecnologías de remediación, clasificadas según el tipo de tratamiento.

	VENTAJAS	DESVENTAJAS
TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS	<ul style="list-style-type: none"> · Permite tiempos rápidos de limpieza. 	<ul style="list-style-type: none"> · Es el grupo de tratamientos más costoso. · Los costos aumentan en función del empleo de energía y equipo. · Intensivos en mano de obra y capital.
TRATAMIENTOS TÉRMICOS	<ul style="list-style-type: none"> · Son efectivos en cuanto a costos. · Pueden realizarse en períodos cortos. · El equipo es accesible y no se necesita de mucha energía ni ingeniería. 	<ul style="list-style-type: none"> · Los residuos generados por técnicas de separación, deben tratarse o disponerse: aumento en costos y necesidad de permisos. · Los fluidos de extracción pueden aumentar la movilidad de los contaminantes: necesidad de sistemas de recuperación.
TRATAMIENTOS FÍSICO-QUÍMICOS	<ul style="list-style-type: none"> · Son efectivos en cuanto a costos. · Son tecnologías más benéficas para el ambiente. · Los contaminantes generalmente son destruidos. · Se requiere un mínimo o ningún tratamiento posterior. 	<ul style="list-style-type: none"> · Requieren mayores tiempos de tratamientos. · Es necesario verificar la toxicidad de intermediarios y/o productos. · No pueden emplearse si el tipo de suelo no favorece el crecimiento microbiano.

TABLA 2 Principales ventajas y desventajas de las tecnologías de remediación, clasificadas de acuerdo al tipo de tratamiento.

FUNDACIÓN CHILE

A continuación se exponen las principales características de las tecnologías de remediación existente, clasificadas según cada tipo de tratamiento.

4.2.1 Tratamientos Biológicos

Los tratamientos biológicos o tecnologías de biorremediación utilizan organismos vivos (plantas, hongos, bacterias, etc.) para la degradación, transformación o remoción de compuestos orgánicos tóxicos, dependiendo de las actividades catabólicas de los organismos y de su capacidad natural para utilizar los contaminantes como fuente de alimento y energía.

Las rutas de biodegradación de los contaminantes orgánicos varían en función de la estructura química del compuesto y de las especies microbianas degradadoras involucradas, pudiendo incluir reacciones de oxidación-reducción, procesos de sorción

e intercambio iónico e incluso reacciones de acomplejamiento y quelación que resultan en la inmovilización de metales. Las tecnologías de biorremediación pueden emplear organismos propios del sitio contaminado (nativos) o de otros sitios (exógenos), pueden realizarse *In Situ* o *Ex Situ*, en condiciones aerobias (en presencia de oxígeno) o anaerobias (sin oxígeno), entre otras condiciones características.

La Tabla 3 presenta un resumen de las principales tecnologías biológicas de remediación utilizadas en suelos y aguas subterráneas.

TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes Tratados
<p>Bioaumentación</p> <p>Promoción de la biodegradación o biotransformación de contaminantes presentes en suelos y/o aguas subterráneas mediante la adición de microorganismos con capacidad de degradación de contaminantes orgánicos. Esta tecnología se utiliza cuando se requiere el tratamiento inmediato de un sitio contaminado o cuando la microflora nativa es insuficiente en número o capacidad degradadora.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Aguas subterráneas	Amplio espectro de contaminantes orgánicos biodegradables
<p>Biodegradación Asistida/ Bioestimulación</p> <p>Aceleración de las reacciones de biodegradación mediante la optimización de las condiciones medioambientales que favorecen el crecimiento de aquellos microorganismos que realicen la metabolización de contaminantes orgánicos presentes en suelos y/o agua subterránea.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelo Aguas subterráneas	Amplio espectro de contaminantes orgánicos biodegradables

TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes Tratados
<p>Biotransformación de Metales</p> <p>Inmovilización y/o transformación microbiana de metales u otros compuestos inorgánicos presentes en suelos contaminados mediante mecanismos de oxidación, reducción, metilación, dimetilación, formación de complejos, biosorción y/o acumulación intracelular, entre otros.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelo	Metales
<p>Bioventing/Bioventilación/Biosparging</p> <p>Estimulación de la biodegradación natural de compuestos contaminantes en condiciones aeróbicas, mediante el suministro de aire (enriquecido en O₂) a través de pozos de inyección, suministrando solamente el oxígeno necesario para sostener la actividad de los microorganismos degradadores.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelo	Hidrocarburos del petróleo de peso mediano, explosivos (DDT, DNT)
<p>Compostaje</p> <p>Estimulación de la actividad biodegradadora, aerobia y anaerobia, de microorganismos nativos bajo condiciones termofílicas (54 a 65 °C), permitiendo transformar compuestos orgánicos tóxicos en sustancias inocuas. El material contaminado es mezclado con sustancias orgánicas sólidas biodegradables (agentes de volumen: paja, aserrín, estiércol, desechos agrícolas), mejorando el balance de nutrientes y asegurando una mejor aireación y generación del calor durante el proceso.</p>	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelo	Explosivos (TNT, RDX, HMX), hidrocarburos aromáticos policíclicos, hidrocarburos del petróleo, clorofenoles y pesticidas
<p>Fitorremediación/Fitorrecuperación</p> <p>Remoción, transferencia, estabilización, concentración y/o destrucción de contaminantes (orgánicos e inorgánicos) presentes en suelos, lodos y sedimentos, mediante la utilización de especies vegetales. Son mecanismos de fitorremediación la rizodegradación, la fitoextracción, la fitodegradación, la fitovolatilización y la fitoestabilización.</p>	Descontaminación Contención	<i>In Situ</i> <i>Ex Situ</i>	Suelos Sedimentos	Metales, pesticidas, solventes, explosivos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, crudo

TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes Tratados
<p>Landfarming/Biolabranza</p> <p>Variación del compostaje en la cual el suelo contaminado es mezclado con agentes de volumen y nutrientes, y es removido periódicamente mediante el arado, favoreciendo su aireación. Las condiciones del suelo (pH, temperatura, aireación) son controladas, optimizando la velocidad de degradación. Generalmente se incorporan cubiertas u otros métodos para el control de lixiviados.</p>	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelo	Fundamentalmente hidrocarburos del petróleo de peso mediano
<p>Lodos Biológicos/Biorreactores</p> <p>Degradación en fase acuosa llevada a cabo mediante microorganismos en suspensión o inmovilizados en fase sólida. El tratamiento puede realizarse en lagunas construidas para este fin o bien en reactores sofisticados con control automático de mezclado.</p>	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelo	Compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles no halogenados, explosivos, hidrocarburos del petróleo, petroquímicos, solventes y pesticidas
<p>Pilas Biológicas</p> <p>Variación del compostaje en la cual, además de agentes de volumen, se adiciona agua y nutrientes. Las pilas de suelo generalmente se cubren con plástico para controlar los lixiviados, la evaporación y la volatilización de contaminantes, además de favorecer su calentamiento.</p>	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelo	Derivados del petróleo, compuestos orgánicos volátiles halogenados y no halogenados, compuestos orgánicos semivolátiles y pesticidas

TABLA 3 Principales tecnologías biológicas de remediación de suelos y aguas subterráneas

4.2.2 Tratamientos Físico Químicos

Los tratamientos fisicoquímicos aprovechan las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para la destrucción, separación o contención de la contaminación. Este tipo de tecnologías generalmente son efectivas en cuanto a costos y pueden concluirse en periodos cortos, sin embargo, los costos pueden incrementarse cuando se utilizan técnicas de separación donde los contaminan-

tes pueden requerir de tratamiento o disposición final. Al igual que las tecnologías de remediación, las fisicoquímicas pueden realizarse *In Situ* o *Ex Situ*.

La Tabla 4 presenta un resumen de las principales tecnologías físico-químicas de remediación utilizadas en suelos y aguas subterráneas.

TECNOLOGÍAS FÍSICO - QUÍMICAS				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
<p>Adición de Enmiendas</p> <p>Reducción de la movilidad y biodisponibilidad de sales y metales pesados mediante la adición de sustancias orgánicas e inorgánicas al suelo contaminado. Las enmiendas aportan, además, nutrientes al medio; desempeñando un papel importante en la restauración de las propiedades físicas, químicas y biológicas de suelos altamente degradados.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos	Fundamentalmente sales y metales
<p>Barreras de Suelo Seco</p> <p>Deseccación del suelo mediante el flujo de aire seco, para aumentar su capacidad de retención de sustancias contaminantes líquidas, impidiendo así su migración hacia los reservorios de agua subterránea. El aire seco vaporiza el agua del suelo y conduce el vapor de agua hacia pozos de extracción.</p>	Contención	<i>In Situ</i>	Suelos	Contaminantes orgánicos e inorgánicos

TECNOLOGÍAS FÍSICO - QUÍMICAS				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
<p>Barreras Físicas/Pantallas (Verticales-Horizontales)</p> <p>Consisten en la introducción de paredes o barreras impermeables en el suelo de manera que evita la migración de la contaminación. Por lo general se aplican cuando la descontaminación resulta técnica o económicamente inviable mediante alguna de las demás técnicas cuando la contaminación esté muy localizada.</p>	Contención	<i>In Situ</i>	Suelos	Contaminantes orgánicos e inorgánicos
<p>Barreras Hidráulicas</p> <p>Extracción de aguas subterráneas en las inmediaciones de la zona contaminada o aguas arriba para evitar su contaminación y la migración de la contaminación aguas abajo.</p>	Contención	<i>In Situ</i>	Aguas subterráneas	Contaminantes orgánicos e inorgánicos
<p>Barreras Permeables Reactivas</p> <p>Adsorción, precipitación y/o degradación de contaminantes presentes en aguas subterráneas, mediante la instalación <i>In Situ</i> de una pantalla perpendicular al flujo de la pluma de contaminación, cuyo material de relleno puede adsorber, precipitar o degradar biótica o abióticamente los contaminantes.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Aguas subterráneas	Contaminantes orgánicos biodegradables, metales, nitratos, sulfatos
<p>Enjuague/Inundación de Suelos</p> <p>Extracción de contaminantes mediante la anegación del suelo con agua u otras soluciones acuosas que transporten los contaminantes a una zona determinada para su captación, tratamiento y/o reciclo.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos	Todo tipo de contaminantes especialmente inorgánicos

TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN

TECNOLOGÍAS FÍSICO - QUÍMICAS				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
<p>Estabilización Físico Química</p> <p>Limitación de la solubilidad o movilidad del contaminante generalmente por la adición de materiales como cemento hidráulico, cal o polímeros, que aseguren que los constituyentes peligrosos se mantengan en su forma menos móvil o tóxica. El suelo contaminado recibe un pretratamiento para eliminar la fracción gruesa y luego se mezcla en tanques con agua y una serie de aditivos o agentes estabilizantes.</p>	Confinamiento	<i>Ex Situ</i>	Suelos	Fundamentalmente compuestos inorgánicos como metales pesados, limitada eficacia para contaminantes orgánicos y pesticidas
<p>Extracción de Agua/Pump & Treat</p> <p>Extracción de agua contaminada del suelo y subsuelo, tanto de la zona saturada como de la no saturada. Cuando se trata la zona saturada, el agua es bombeada a la superficie para su posterior tratamiento, conocido con el término de Pump & Treat. Cuando se busca actuar sobre la zona no saturada, se requiere una inyección previa de agua, por gravedad o presión, que arrastre y lave los elementos contaminantes del suelo y que los almacene en la zona saturada para ser posteriormente bombeada a la superficie.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Aguas subterráneas	Compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, combustibles, metales, PCBs, Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos, disolventes halogenados y clorados, etc
<p>Extracción de Aire</p> <p>Extracción de contaminantes adsorbidos en las partículas de suelos no saturados mediante su volatilización o evaporación a través de pozos de extracción (verticales y/u horizontales) que conducen el aire con los contaminantes a la superficie, donde pueden ser tratados mediante sistemas especializados o ser degradados en la atmósfera de forma natural.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos	Sustancias volátiles y semivolátiles como hidrocarburos ligeros derivados del petróleo, disolventes no clorados, Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos ligeros y compuestos organoclorados volátiles

TECNOLOGÍAS FÍSICO - QUÍMICAS				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
<p>Inyección de Aire Comprimido/Air Sparging</p> <p>Separación de contaminantes disueltos en el agua mediante la inyección In Situ de aire comprimido a través de pozos. El aire volatiliza los contaminantes disueltos en el agua subterránea, provocando su desplazamiento en forma de vapor hacia la zona no saturada. El aire contaminado que migra a la zona no saturada debe ser extraído y depurado en la superficie, generalmente con filtros de carbón activado.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Aguas subterráneas	Solventes clorados, sustancias volátiles y semivolátiles ligeras como Xilenos, Benceno, Tolueno, Tetracloruro de Carbono, Tricloroetano, Cloruro de Metilo, etc.
<p>Inyección de Solidificantes/Solidificación/Estabilización</p> <p>Encapsulamiento de contaminantes mediante la mezcla de suelos con aditivos solidificantes, formando un material sólido. No involucra necesariamente una interacción química entre el contaminante y los aditivos.</p>	Confinamiento	<i>In Situ</i> <i>Ex Situ</i>	Suelos	Fundamentalmente compuestos inorgánicos, eficacia mucho menor para compuestos orgánicos semivolátiles y pesticidas
<p>Lavado de Suelos</p> <p>Desorción y solubilización de contaminantes presentes en el suelo mediante la acción de lavado con extractantes químicos. El suelo excavado es previamente separado físicamente por tamizado, densidad o gravedad para eliminar partículas gruesas con poca capacidad de adsorción. Posterior al tratamiento, el suelo se vuelve a lavar con agua para eliminar los contaminantes y agentes extractantes residuales y es devuelto a su lugar de origen.</p>	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelos	Compuestos orgánicos semivolátiles, Hidrocarburos derivados del petróleo, Cianuros y metales

TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN

TECNOLOGÍAS FÍSICO - QUÍMICAS				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
<p>Oxidación UV</p> <p>Dstrucción de contaminantes mediante la adición de compuestos de oxígeno muy oxidantes, como el Peróxido de Hidrógeno o el Ozono, en conjunción con luz ultravioleta. Este tratamiento se lleva a cabo en un reactor, donde la oxidación de los contaminantes se produce por contacto directo con los oxidantes, por fotólisis ultravioleta (rompiendo enlaces químicos) y a través de la acción sinérgica de la luz ultravioleta y el Ozono. Si se alcanza la mineralización completa, los productos finales de la oxidación serán agua, dióxido de carbono y sales.</p>	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelos	Amplio espectro de contaminantes orgánicos y explosivos (Hidrocarburos del petróleo, Hidrocarburos clorados, compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, alcoholes, cetonas, aldehídos, fenoles, éteres, pesticidas, dioxinas, PCBs, TNT, RDX y HMX)
<p>Pozos de Recirculación</p> <p>Separación de contaminantes orgánicos volátiles presentes en aguas subterráneas en forma de vapor. Se basa en la creación de celdas de circulación de agua subterránea en el interior y alrededores del pozo. El aire inyectado a presión en el pozo produce la ascensión del agua y una disminución de su densidad, favoreciendo la volatilización de los compuestos orgánicos. Estos son captados por un filtro en la parte superior del pozo, desde donde el agua vuelve a circular hacia abajo por gravedad, volviendo a ser captada en la parte inferior del pozo y repitiendo de nuevo el ciclo. El aire contaminado se extrae del pozo con bombas de vacío y se trata en la superficie, generalmente con filtros de carbón activado.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Aguas subterráneas	Tricloroetileno, derivados del petróleo, compuestos orgánicos no halogenados semivolátiles, pesticidas y compuestos inorgánicos

TECNOLOGÍAS FÍSICO - QUÍMICAS				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
<p>Remediación Electrocinética</p> <p>Movilización de agua, iones y partículas pequeñas cargadas inducida mediante la aplicación de una corriente eléctrica de baja intensidad entre electrodos introducidos <i>In Situ</i> en el suelo contaminado. Durante el tratamiento, los contaminantes pueden ser transportados por electromigración (movimiento de iones hacia el electrodo de carga opuesta), electroósmosis (movimiento del agua respecto a la superficie cargada de las partículas del suelo), electrólisis (movimiento de iones como respuesta a una diferencia de potencial) y electroforesis.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos	Especialmente metales solubles o complejados
<p>Sellado de Suelos</p> <p>Alteración <i>In Situ</i> de la estructura del suelo contaminado para disminuir su permeabilidad y controlar así el avance de la contaminación en profundidad.</p>	Contención	<i>In Situ</i>	Suelos	Contaminantes orgánicos e inorgánicos

TABLA 4 Principales tecnologías físico-químicas de remediación de suelos y aguas subterráneas.

4.2.3 Tratamientos Térmicos

Al igual que las tecnologías físico-químicas y a diferencia de las biológicas, los tratamientos térmicos incluyen la destrucción, separación y/o inmovilización de los contaminantes presentes en el medio. Las tecnologías térmicas de separación producen vapores que requieren de tratamiento; las destructivas producen residuos sólidos y, en ocasiones, residuos líquidos, que requieren de tratamiento o disposición final. Los procesos térmicos ofrecen tiempos rápidos de

limpieza, pero son generalmente de alto costo debido a los costos propios en demanda de energía y equipos específicos, además de ser intensivos en mano de obra. La mayoría de las tecnologías térmicas pueden aplicarse *In Situ* y *Ex Situ*.

La Tabla 5 presenta una síntesis de las principales tecnologías térmicas utilizadas en la remediación de suelos y aguas subterráneas.

TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN TÉRMICA				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
<p>Calentamiento por Conducción Térmica/Desorción Térmica <i>In Situ</i></p> <p>Evaporación y/o destrucción de contaminantes presentes en el suelo mediante la aplicación de calor utilizando pozos de acero o mantas que cubren la superficie del suelo. Las mantas son utilizadas para contaminación poco profunda.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos	Principalmente COV's y SCOV's. Adicionalmente BPC, HAP, dioxinas, pesticidas, herbicidas, combustibles, solventes clorados, lubricantes y aceites. Asimismo son útiles para tratar LFNA
<p>Calentamiento por Radio Frecuencia</p> <p>Evaporación de contaminantes usando energía electromagnética para calentar el suelo y favorecer la extracción de vapores. Esta técnica aplica a un volumen de suelo limitado usando filas de electrodos verticales enterrados en el suelo, pudiendo elevar la temperatura hasta 300 °C.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos	Principalmente COV's y SCOV's. Adicionalmente BPC, HAP, dioxinas, pesticidas, herbicidas, combustibles, solventes clorados, lubricantes y aceites. Asimismo son útiles para tratar LFNA

TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN TÉRMICA				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
<p>Calentamiento por Resistencia Eléctrica</p> <p>Volatilización y movilización de contaminantes mediante arreglos de electrodos instalados en torno a un electrodo neutro central, creando un flujo de corriente hacia este punto. La resistencia eléctrica fluye a través del suelo generando temperaturas por sobre los 100 °C. Los contaminantes movilizados deben ser recuperados y tratados en la superficie.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelo Aguas subterráneas	Principalmente COV's y SCOV's. Adicionalmente BPC, HAP, dioxinas, pesticidas, herbicidas, combustibles, solventes clorados, lubricantes y aceites. Asimismo son útiles para tratar LFNA
<p>Desorción Térmica (DT)</p> <p>Volatilización de contaminantes en suelos extraídos desde su lugar de origen y tratados en equipos típicamente conocidos como desorbedores. Es un proceso de separación física no destructivo que requiere que los vapores generados reciban un tratamiento posterior. La Desorción Térmica puede implementarse por inyección a presión de aire caliente, inyección de vapor o por calentamiento del suelo por ondas de radio (radio frecuencia). Basado en la temperatura de operación del equipo, el proceso puede ser categorizado en DT de alta temperatura (de 320 a 560 °C) o DT de baja temperatura (de 90 a 320 °C). Durante la DT de baja temperatura, el suelo retiene sus propiedades físicas y sus componentes orgánicos, lo que hace posible que pueda conservar su capacidad para soportar futura actividad biológica.</p>	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelo	Compuestos orgánicos volátiles no halogenados, combustibles, algunos compuestos orgánicos semivolátiles, hidrocarburos aromáticos policíclicos, PCBs, pesticidas y metales volátiles

TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN

TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN TÉRMICA				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
<p>Incineración</p> <p>Oxidación y volatilización de compuestos orgánicos contaminantes, mediante la exposición a altas temperaturas de operación, entre los 870 a los 1200 °C, en presencia de oxígeno. Este proceso genera gases y cenizas residuales, orgánicos (hidrocarburos aromáticos policíclicos y sulfurados, compuestos oxigenados, compuestos aromáticos nitrogenados, etc.) e inorgánicos (metales pesados volátiles, CO₂, NO_x, SO_x) que deben ser depurados.</p>	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelos	Explosivos, hidrocarburos clorados, PCBs y dioxinas
<p>Inyección de Agua Caliente</p> <p>Movilización de contaminantes presentes en el suelo y aguas subterráneas mediante la inyección de agua caliente.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Aguas Subterráneas	COV's, SCOV's, LFNA, pesticidas y combustibles, entre otros
<p>Inyección de Aire Caliente</p> <p>Volatilización de contaminantes presentes en el suelo mediante la inyección de aire a alta temperatura. Los vapores generados son recuperados mediante pozos de recolección y tratados en la superficie.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Sedimentos	Orgánicos (fuel, hidrocarburos)
<p>Inyección de vapor</p> <p>Movilización, evaporación y/o destrucción de contaminantes presentes en el suelo y aguas subterráneas mediante la inyección de vapor. Los vapores generados Son recuperados mediante pozos de recolección y tratados en la superficie.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Aguas subterráneas	COV's, SCOV's, LFNA, pesticidas y combustibles, entre otros

TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN TÉRMICA				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
<p>Pirólisis</p> <p>Descomposición química de compuestos orgánicos inducida por calor en ausencia de oxígeno. El proceso normalmente se realiza a presión y a temperaturas de operación mayores a 430 °C. Los hornos y equipos utilizados para la pirólisis pueden ser físicamente similares a los utilizados para la incineración, pero se deben operar a temperatura menor en ausencia de aire.</p>	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelos	Compuestos orgánicos semi volátiles y pesticidas, PCBs, dioxinas, desechos de alquitrán y pinturas, suelos contaminados con creosota y con hidrocarburos
<p>Vitrificación</p> <p>Calentamiento del suelo contaminado a alta temperatura (1600 a 2000 °C) para conseguir su fusión y transformación en un material vítreo estable, reduciendo así la movilidad de los contaminantes inorgánicos y la destrucción de los contaminantes orgánicos por reacciones de oxidación y/o pirolisis. La vitrificación da lugar a gases tóxicos que deben ser recogidos y tratados antes de ser emitidos a la atmósfera.</p>	Confinamiento	<i>In Situ</i> <i>Ex Situ</i>	Suelos	Contaminantes inorgánicos (principalmente Hg, Pb, Cd, As, Ba, Cr y cianuros) y algunos orgánicos

TABLA 5 Principales tecnologías térmicas de remediación de suelos y aguas subterráneas.

4.2.4 Tratamientos Mixtos

La Tabla 6 presenta una síntesis de las principales tecnologías mixtas de remediación de suelos y aguas subterráneas.

TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN MIXTA				
Tecnología Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
<p>Extracción Multifase</p> <p>Consiste en extraer simultáneamente <i>in situ</i> mediante zanjas o pozos, sustancias contaminantes que estén presentes en el suelo en fase vapor (compuestos orgánicos volátiles), fase líquida (en disolución) y, especialmente, compuestos no acuosos en fase libre. El "bioslurping" y la "extracción dual" son ejemplos de aplicación de la extracción multifase.</p>	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Aguas subterráneas	Compuestos orgánicos volátiles, en disolución y compuestos orgánicos no acuosos en fase libre
<p>Atenuación Natural/Atenuación Natural Monitoreada/Recuperación Pasiva</p> <p>Contención y reducción de la contaminación procedente de vertidos químicos mediante procesos naturales biológicos (biodegradación aerobia, anaerobia y co-metabólica) y físico-químicos (volatilización, dispersión, dilución, desintegración radioactiva, estabilización química y bioquímica, precipitación y sorción en partículas de materia orgánica y arcillas del suelo). Es necesario mantener un monitoreo constante durante todo el tiempo que estos procesos naturales estén actuando con objeto de eliminar riesgos para el medio ambiente y la salud humana.</p>	Descontaminación Contención	<i>In Situ</i>	Suelos Aguas subterráneas	Compuestos BTEX (Benceno, Tolueno, Etil Benceno y Xileno), Hidrocarburos Clorados, algunos pesticidas y compuestos inorgánicos

TABLA 6 Principales tecnologías mixtas de remediación de suelos y aguas subterráneas.

5. FICHAS DE TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN



5. Fichas de Tecnologías de Remediación

A continuación se presenta información con mayor detalle para aquellas tecnologías de remediación consideradas de relevancia, incluyendo descripción, ventajas y desventajas, estimación de costos, diagramas de operación, ejemplos de aplicación, entre otros. Es importante aclarar que los costos que se presentan son promedios obtenidos de la aplicación de cada tecnología en algunos países. La información ha sido compilada en formato de ficha, cuyo ejemplo de contenidos puede verse en la Figura 8.

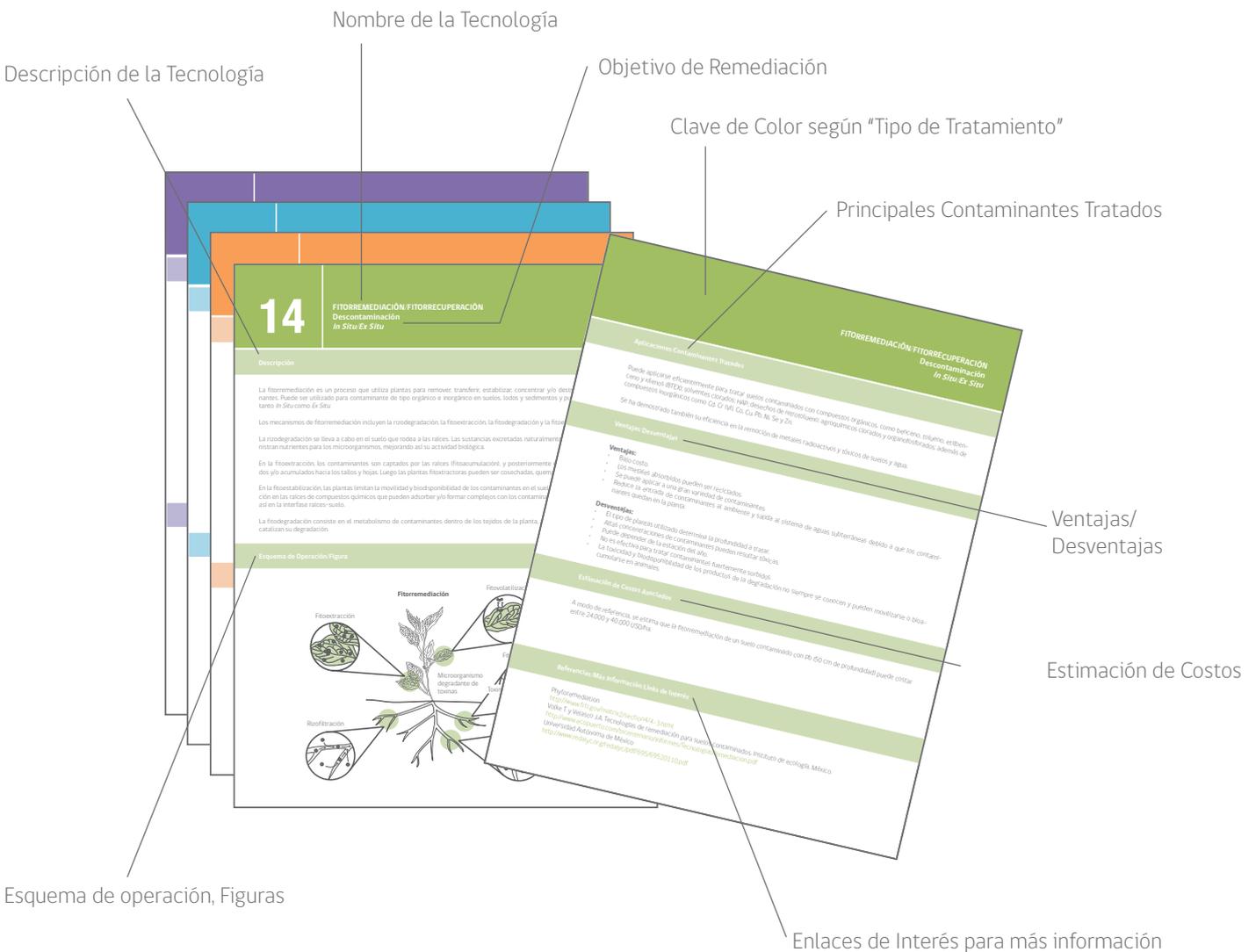


FIGURA 6 Contenidos de fichas de información para las tecnologías de remediación seleccionadas.

**FICHAS DE TECNOLOGÍAS
DE REMEDIACIÓN**

Las tecnologías seleccionadas se presentan en la Tabla 7.

Nº Ficha	TECNOLOGÍA DE TRATAMIENTO
01	Atenuación Natural/Atenuación Natural Monitoreada
02	Barreras Físicas de Contención
03	Barreras Permeables Reactivas
04	Bioaumentación
05	Bioestimulación/Biodegradación Asistida
06	Biotransformación de Metales
07	Bioventilación
08	Calentamiento
09	Compostaje (Biorremediación en Fase Sólida)
10	Desorción Térmica
11	Enjuague/Inundación de Suelos
12	Extracción de Agua/Pump & Treat
13	Extracción Multifase
14	Fitorremediación/Fitorrecuperación
15	Incineración
16	Inyección de Vapor/Aire Caliente/Agua Caliente
17	Landafarming/Biolabranza
18	Lavado de Suelos
19	Lodos Biológicos (Biorremediación en Fase de Lodos)
20	Pilas Biológicas
21	Pirólisis
22	Pozos de Recirculación
23	Remediación Electrocinética
24	Solidificación/Estabilización/Inyección de Solidificantes

TABLA 7 Tecnologías de remediación descritas en fichas de consulta.

01

ATENUACIÓN NATURAL/ATENUACIÓN NATURAL MONITOREADA

Descontaminación/Contención

In Situ

Descripción

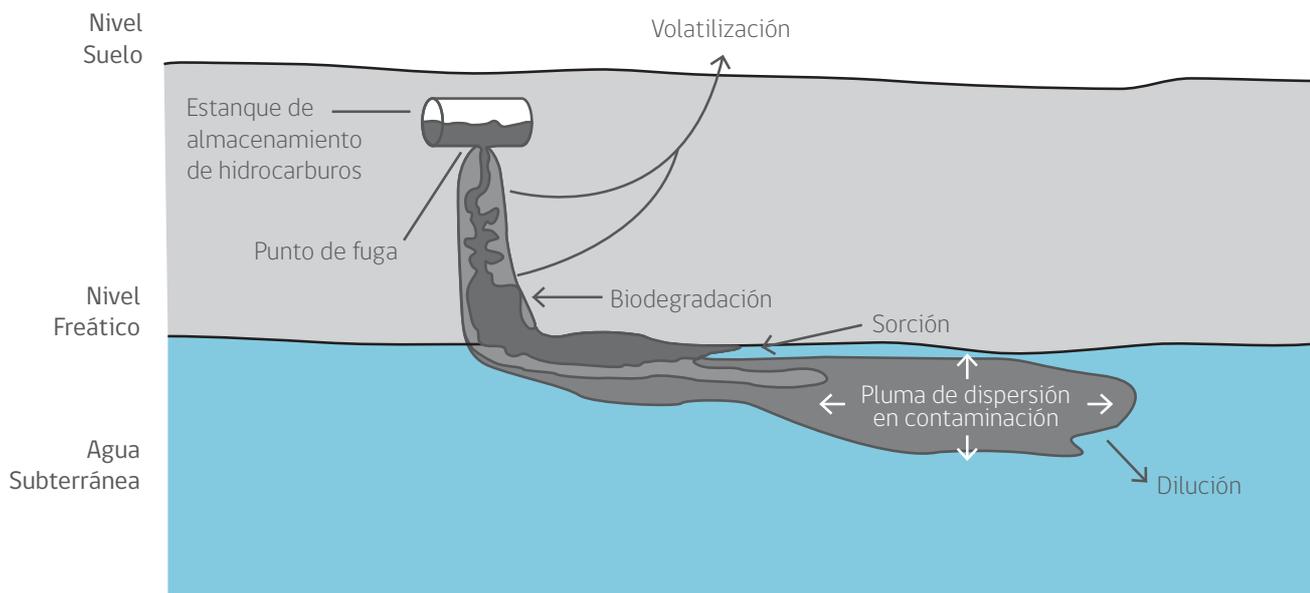
La atenuación natural se fundamenta en la ocurrencia de procesos naturales de remoción o atenuación de la contaminación en suelos y aguas subterráneas. La atenuación natural es un proceso que tiene lugar de manera espontánea, como su nombre lo indica, hasta en los sitios más contaminados. Sin embargo, para la exitosa remoción de una contaminación, se necesita la existencia de condiciones adecuadas en el área donde se ubica la contaminación, de lo contrario, el saneamiento no será lo suficientemente rápido o acabado. El monitoreo de estas condiciones, para asegurarse que la atenuación natural puede llegar a buen fin, se define como atenuación natural monitoreada.

La atenuación natural en un sitio contaminado puede actuar a través de 4 vías principalmente:

- A través de la acción de los microorganismos presentes en el suelo y el agua subterránea, que metabolizan el contaminante a agua y gases menos tóxicos (CO_2 , CH_4 , etc.) o lo transforman a compuestos menos nocivos.
- A través de la sorción de el o los contaminantes al suelo, formación de NER y envejecimiento del suelo, procesos que limitará la movilidad del o los contaminantes.
- Por dilución de la contaminación al moverse ésta a través del suelo y el agua subterránea.
- Por evaporación de compuestos volátiles desde el agua subterránea y el suelo.

Para considerar esta opción de remediación se requiere normalmente una etapa de modelamiento y evaluación de las tasas y vías de degradación de el o los contaminantes y la predicción de la concentración del contaminante en receptores en los límites de la pluma, especialmente cuando la pluma está migrando o expandiéndose. El principal objetivo del modelamiento del sitio es demostrar que los procesos naturales de degradación reducirán las concentraciones de el o los contaminantes por debajo de los estándares de referencia o niveles de riesgo inaceptables. Es decir, el modelamiento indica si la atenuación natural, en el caso puntual de estudio, es viable como alternativa de remediación. Adicionalmente, se realiza un monitoreo a largo plazo para confirmar que la degradación de la contaminación está ocurriendo a tasas compatibles con los objetivos de remediación.

Esquema de Operación/Figura



ATENUACIÓN NATURAL/ATENUACIÓN NATURAL MONITOREADA

Descontaminación/Contención

In Situ

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Sitios contaminados con compuestos radioactivos, solventes clorados (PCE, TCE, DCE), COV y semi volátiles, hidrocarburos derivados del petróleo (BTEX, PAH, TPH, etc.), pesticidas y para la inmovilización de algunos metales pesados y metaloides (As, Cu, Cr, Hg, etc.).

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Menor generación o transferencia de residuos.
- Menos intrusivo y perturbador que otros métodos.
- Puede ser aplicada a un sitio completo o a parte de él, según los objetivos de remediación que se quieran alcanzar.
- Pueden ser combinados con tratamientos activos de remediación.
- Los costos de remediación son menores a los de una remediación activa.

Desventajas:

- Requiere tiempos de remediación mayores para alcanzar objetivos de saneamiento, comparado con los tratamientos activos. Se requiere un monitoreo regular y a largo plazo.
- La atenuación natural no es apropiada en caso de riesgo inminente por contaminación.
- En ciertos sitios, los costos asociados al monitoreo de largo plazo pueden ser excesivos.
- Si las tasas de atenuación natural son demasiado bajas, la pluma puede continuar migrando.
- La biodegradación incompleta puede generar productos secundarios aún más móviles y tóxicos que el compuesto parental.
- Usualmente es requerido el control de uso de suelo y de aguas subterráneas.

Estimación de Costos Asociados

Los costos están asociados principalmente al monitoreo, el cual incluye principalmente dos fases: la caracterización del sitio y la realización del monitoreo a largo plazo.

Estudios indican que los costos de remediación, por ejemplo, de una pluma de solventes clorados en aguas subterráneas por atenuación natural (alrededor de 900.000 USD) corresponden a un 50% de los requeridos por un sistema convencional de bombeo y tratamiento.

Asimismo, en India, los costos asociados a la remediación por atenuación natural de aguas subterráneas contaminadas por perclorato (1.100.000 USD) demuestran ser entre un 50% y 1/3 más económicos que alternativas convencionales como biobarreras pasivas, biobarreras activas y/o bombeo y Tratamiento.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (ASR), Tenth Edition, EPA 542-R-01-004

http://www.clu-in.org/download/remed/asr/11/main_body.pdf

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-32.html>

Technologies Development Fourm (RTDF). 1999. In Situ Bioremediation Work Team Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Groundwater: Principles and Practices.

U.S. Department of Defense, Environmental Security Technology Certification Program. 2010. Monitored Natural Attenuation of Perchlorate in Groundwater. Project: ER-200428

02

BARRERAS FÍSICAS DE CONTENCIÓN

Contención *In Situ*

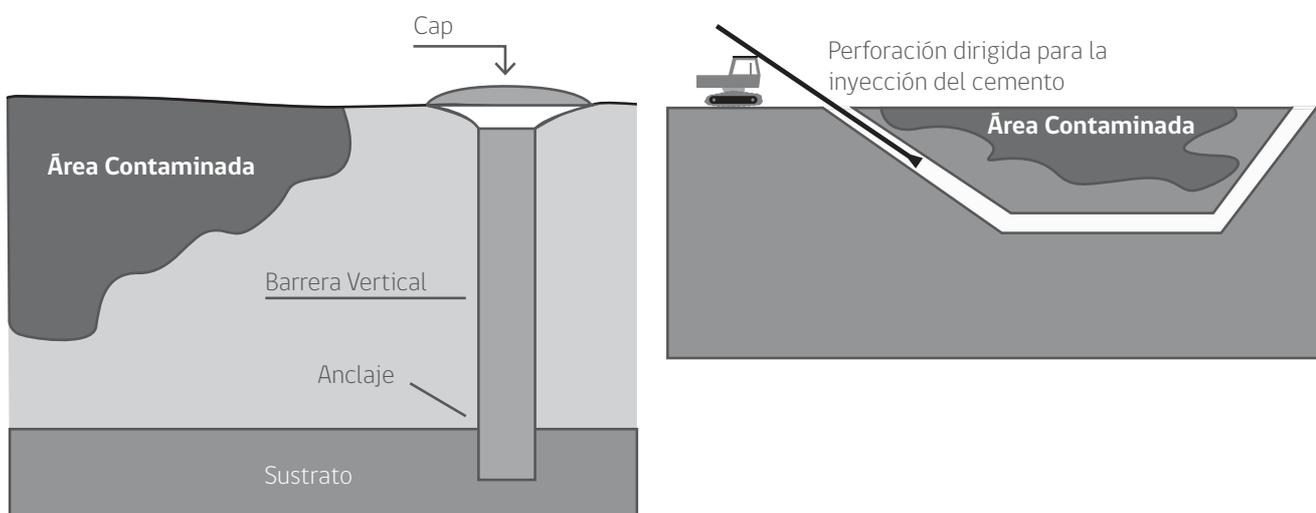
Descripción

Las técnicas de contención mediante barreras físicas se utilizan para prevenir o reducir significativamente la migración de los contaminantes orgánicos e inorgánicos en suelos y aguas subterráneas.

Los tipos básicos de barreras empleados se describen a continuación:

- **Barreras verticales:** Se emplean *In Situ* con objeto de reducir los movimientos laterales de los contaminantes, ya sea a través de lixiviados o por disolución en las aguas subterráneas. Incluyen la instalación de muros pantalla, la inyección vertical a presión de lechada de cemento o cemento-bentonita a través de sondeos y el uso de tableros metálicos.
- **Barreras de suelo seco:** Se basa en la desecación del suelo para aumentar su capacidad de retención de sustancias contaminantes líquidas, impidiendo así su migración hacia los reservorios de agua subterránea. El aire seco vaporiza el agua del suelo y conduce el vapor de agua hacia pozos de extracción.
- **Sellado superficial:** Su finalidad es evitar la exposición directa del suelo a la contaminación, limitar la infiltración de agua de lluvia en el suelo contaminado y controlar la volatilización de ciertos contaminantes a la atmósfera. La superficie del suelo se puede sellar *In Situ* con materiales naturales que reducen la permeabilidad, con aglomerados asfálticos u hormigones y/o con láminas sintéticas.
- **Sellado profundo:** Consiste en alterar *In Situ* la estructura del suelo contaminado para disminuir su permeabilidad y controlar así el avance de la contaminación en profundidad. Normalmente se inyectan materiales plastificantes en forma de lechadas (cemento-bentonita, silicato sódico o mezclas de bentonita con resinas orgánicas).

Esquema de Operación/Figura



BARRERAS FÍSICAS DE CONTENCIÓN

Contención *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Contaminantes orgánicos e inorgánicos. Las barreras físicas de contención no están orientadas a ningún grupo particular de contaminantes.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Se pueden abarcar superficies extensas.
- Efecto de contención independiente del tipo de contaminante.
- Bajo costo y relativamente rápida implementación.

Desventajas:

- La mayoría de estas técnicas implican la construcción de obra gruesa de envergadura.
- Estas técnicas sólo contienen contaminantes dentro de un área específica.
- Algunos materiales de relleno no son capaces de resistir el ataque de los ácidos fuertes, bases, soluciones salinas y algunos productos químicos orgánicos. Algunas mezclas pueden ser desarrolladas para resistir productos químicos específicos.
- Existe la posibilidad de que las paredes de lechada estén sujetas a degradación o deterioro con el tiempo.
- El uso de esta tecnología no garantiza que la reparación en el futuro puede no ser necesaria.

Estimación de Costos Asociados

A modo de ejemplo, los costos asociados al diseño e instalación de una barrera física de bentonita en suelo estándar es de alrededor de 540 a 750 USD por metro cuadrado. Este rango de valores no incluye los costos variables necesarios para los análisis químicos y/o pruebas de factibilidad técnica. Los costos de estas pruebas dependerán en gran medida de factores sitio-específicos.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Técnicas de recuperación de suelos contaminados:

http://www.madrimasd.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/vt/vt6_tecnicas_recuperacion_suelos_contaminados.pdf

Physical Barriers

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-53.html>

03

BARRERAS PERMEABLES REACTIVAS

Descontaminación *In Situ*

Descripción

Constituye una técnica *In Situ* de descontaminación diseñada para interceptar el paso del agua subterránea, eliminando así los contaminantes presentes en ella mediante procesos físicos, químicos o biológicos. Se trata de un sistema reactivo complementado por un sistema que conduce el flujo de agua hacia la barrera. La zona de tratamiento se puede generar directamente usando materiales reactivos tales como Hierro 0-valente (ZVI), o indirectamente, usando materiales diseñados para estimular procesos secundarios (por ejemplo, la adición de sustrato de carbono y nutrientes para mejorar la actividad microbiana).

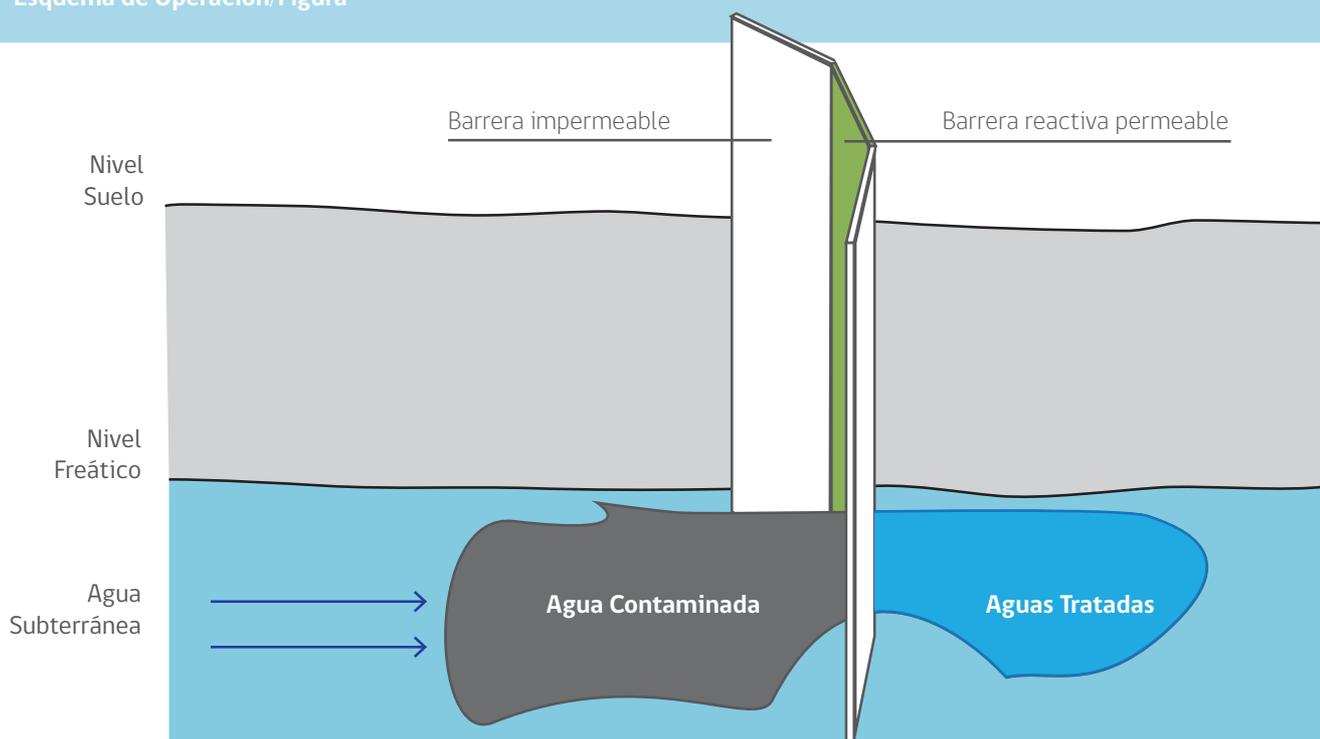
Su construcción puede consistir en unidades permanentes, semi-permanentes o reemplazables. La configuración más comúnmente usada es la de una zanja continua en la que se rellena con el material de tratamiento. Esta zanja es perpendicular a la intersección con la pluma y el flujo del agua subterránea. Otra configuración frecuente es llamada "embudo y puerta", en la que paredes de baja permeabilidad (embudo) dirigen las aguas subterráneas hacia una zona de tratamiento permeable (puerta).

A medida que el agua subterránea contaminada traspasa pasivamente la pared de tratamiento, los materiales de relleno o compuestos reactivos pueden eliminar los contaminantes presentes en el agua mediante los siguientes mecanismos:

- **Transformación química:** las sustancias dañinas se transforman, mediante reacción química, en compuestos inocuos o inofensivos.
- **Adsorción:** Los contaminantes quedan atrapados en las paredes de la barrera permeable. Se utiliza carbón activado, que es capaz de adsorber las sustancias en su superficie.
- **Precipitación:** Utilizando agentes precipitantes, como la caliza, se induce la precipitación de los compuestos nocivos, quedando retenidos en las paredes de la barrera.
- **Biodegradación:** Mediante la estimulación del crecimiento de microorganismos que transformen, en su metabolismo, las sustancias contaminantes en CO_2 y agua.

La aplicación exitosa de esta tecnología requiere una caracterización acabada de los contaminantes, el régimen de flujo del agua subterránea y la geología del subsuelo.

Esquema de Operación/Figura



BARRERAS PERMEABLES REACTIVAS

Descontaminación *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Los grupos objetivo para los contaminantes para esta tecnología son principalmente COV, SCOV e inorgánicos. La tecnología se puede utilizar, pero puede ser menos eficaz, en el tratamiento de algunos hidrocarburos combustibles.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Esta tecnología permite degradar o inmovilizar los contaminantes *In Situ*, sin necesidad de bombearlos a la superficie.
- No requiere la entrada continua de energía, dado que es el gradiente natural del flujo del agua subterránea el que se utiliza para transportar los contaminantes a través de la zona de tratamiento.
- Una vez construidas, las barreras carecen de partes móviles, equipamiento y ruido. Los materiales reactivos que se sitúan en las zanjas no perjudican las aguas subterráneas ni a las personas.

Desventajas:

- Lentitud en el tratamiento, depende del flujo natural de agua subterránea.
- Dificultad de construcción y diseño (profundidad y ancho de la barrera pueden quedar limitados por los equipos de excavación disponibles).
- Las barreras de tratamiento pueden perder su capacidad de reacción, lo que requiere la sustitución del medio reactivo.
- La permeabilidad de la barrera puede disminuir debido a la precipitación de sales.
- La actividad biológica o precipitación química pueden limitar la permeabilidad de la barrera.

Estimación de Costos Asociados

A modo de ejemplo, los costos asociados al diseño e instalación de una barrera permeable reactiva es de alrededor de 1.200 a 2.600 USD por metro cuadrado de barrera de tratamiento, dependiendo de la elección final del material reactivo a utilizar y del ancho de la pluma a tratar.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Guía del Ciudadano para las Barreras Reactivas

<http://clu-in.org/download/citizens/prb-sp-12-6.pdf>

Technology Evaluation Report: Treatment Walls

http://www.clu-in.org/download/remed/tmt_wall.pdf

Permeable Reactive Barrier: Technology Update

<http://www.clu-in.org/download/techfocus/prb/PRB-5-ITRC.pdf>

Detail Cost estimated for Passive-Reactive Treatment Walls

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/Passive-Reactive-Treatment-Walls.pdf>

04

BIOAUMENTACIÓN

Descontaminación/Disminución de la Biodisponibilidad *In Situ*

Descripción

El principio de la bioaumentación es la utilización de microorganismos altamente especializados para incrementar y mejorar la capacidad de degradación de la población microbiana natural presente en los sistemas de tratamiento de aguas residuales y suelos.

Consiste en inocular cepas microbianas (autóctonas e incluso cepas que podrían estar genéticamente modificadas y con mayor capacidad para restaurar entornos con alta concentración tóxica) que tengan la capacidad para degradar el contaminante en cuestión, para promover su biodegradación o su biotransformación.

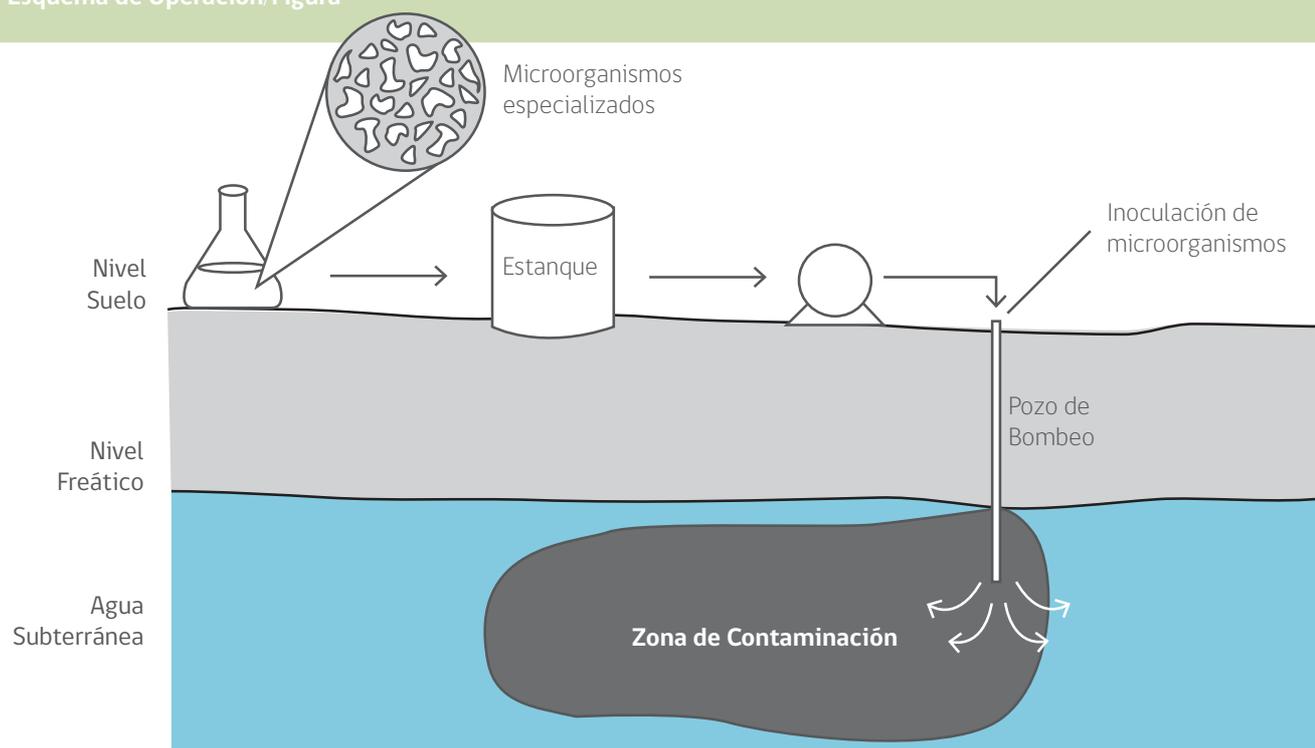
Esta tecnología se utiliza cuando se requiere el tratamiento inmediato de un sitio contaminado o cuando la microflora autóctona es insuficiente en número o capacidad degradadora.

En diferentes bibliografías se ha reportado que inocular cultivos con microorganismos autóctonos del sitio contaminado, realizando un cultivo enriquecido, consigue mejores resultados en relación a la degradación de compuestos orgánicos o biotransformación de elementos y/o compuestos inorgánicos, debido a que éstos presentan el mecanismo enzimático necesario para crecer bajo condiciones adversas.

El tamaño del inoculo a utilizar depende de:

- Tamaño de la zona contaminada.
- Parámetros físicos de las zonas contaminadas (porosidad).
- Dispersión de los contaminantes.
- Velocidad de crecimiento de los microorganismos degradadores.

Esquema de Operación/Figura



BIOAUMENTACIÓN

Descontaminación/Disminución de la Biodisponibilidad *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Se ha usado para tratar suelos contaminados con herbicidas (2,4-D, clorofam), insecticidas organoclorados (lindano, clordano, paratión), clorofenoles y Nitrofenoles, BPC, HTP y HAP.

También se ha aplicado efectivamente para tratar suelos con concentraciones relativamente altas de metales y metaloides, con el objetivo de biotransformarlo y disminuir su biodisponibilidad.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Mejora la bioactividad.
- Reduce la DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno).
- Mejora la estabilidad del sistema.
- Reduce la formación de espuma.
- Mejora la sedimentación de sólidos.
- Reduce el volumen de lodos.

Desventajas:

- Antes de llevar a cabo la bioaumentación en un sitio, deben realizarse cultivos de enriquecimiento, aislar microorganismos capaces de co-metabolizar o utilizar el contaminante como fuente de carbono, y cultivarlos hasta obtener grandes cantidades de biomasa.
- En el caso que el contaminante no se pueda usar como fuente de carbono, existirá una desventaja del tipo económica.

Estimación de Costos Asociados

Los costos asociados a esta tecnología están relacionados con la fuente de carbono a utilizar y la disponibilidad de recursos en la zona a remediar. Cabe señalar que su utilización no implica grandes costos de inversión.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Volke T. y Velasco J.A. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto de ecología, México.

<http://www.ecopuerto.com/bicentenario/informes/TecnologiasRemediacion.pdf>

ATS Meridian de México, S.A. de C.V.

<http://www.atsmeridian.com.mx/suelos.html>

05

BIOESTIMULACIÓN/BIODEGRADACIÓN ASISTIDA

Descontaminación

In Situ

Descripción

La bioestimulación es una tecnología que tiene por objetivo acelerar el proceso de biodegradación natural mediante la modificación del entorno a través de la adición de nutrientes y/o aceptadores de electrones que, de otro modo, pueden estar limitando la rápida conversión de compuestos orgánicos contaminantes a productos finales inocuos.

Este tratamiento implica la circulación de soluciones acuosas (que contengan nutrientes y/u oxígeno) a través del suelo contaminado para estimular la actividad de los microorganismos autóctonos y mejorar así la biodegradación de contaminantes orgánicos, o bien, la inmovilización de contaminantes inorgánicos *In Situ*.

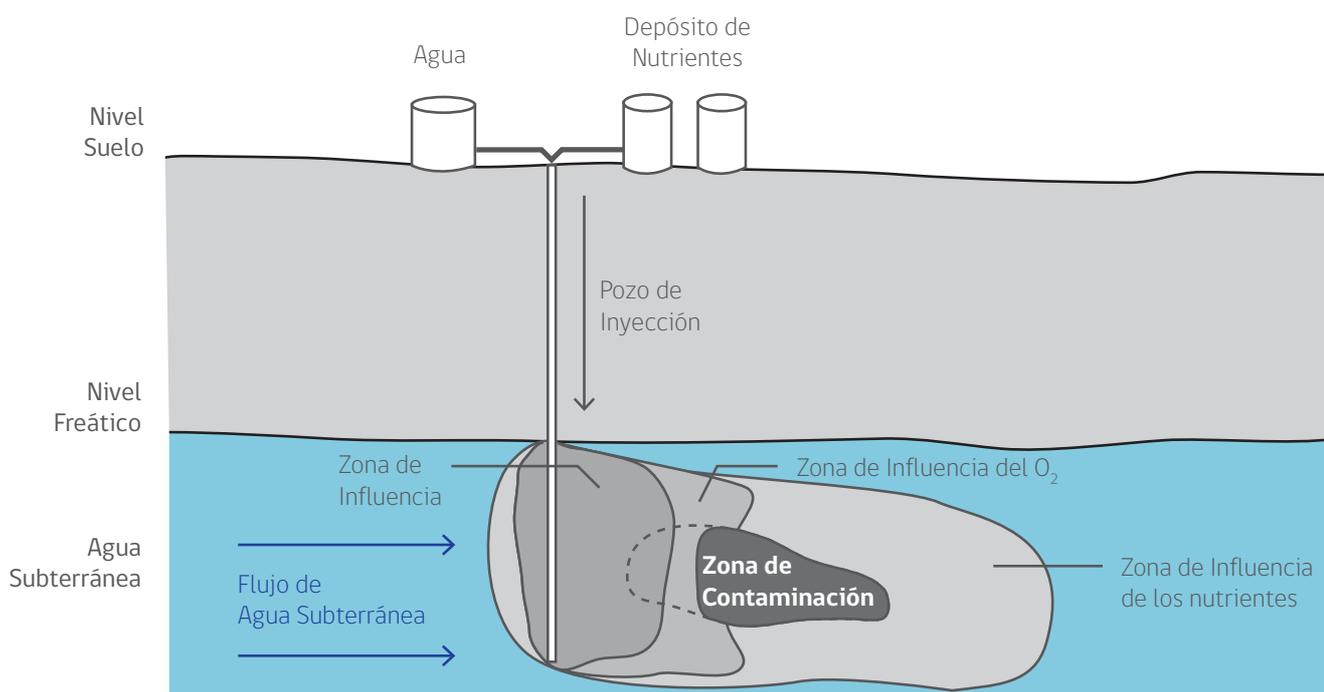
La aplicación de la bioestimulación en suelos suele implicar la infiltración o inyección de agua subterránea o agua no contaminada en mezcla con nutrientes y saturada de oxígeno disuelto u otra fuente de oxígeno, tales como Peróxido de Hidrógeno. Normalmente se utiliza un sistema de infiltración o riego por aspersión para suelos superficiales contaminados. Se requiere de pozos de inyección para los suelos con mayor compromiso de contaminación.

En climas fríos, la temperatura baja retarda el proceso de remediación. Para los sitios contaminados con baja temperatura del suelo, pueden ser utilizadas mantas de calor para cubrir la superficie del suelo, aumentando así la temperatura y la velocidad de degradación.

Esta técnica puede ser clasificado como una tecnología a largo plazo que puede tomar varios años para la limpieza de una pluma.

Es un método conocido y efectivo para tratar aguas y subsuelo que han padecido vertidos de hidrocarburos, como también para la bioestabilización de metales en los estratos anaerobios del suelo.

Esquema de Operación/Figura



BIOESTIMULACIÓN/BIODEGRADACIÓN ASISTIDA

Descontaminación *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Ha sido utilizada con éxito para remediar los suelos, lodos y aguas subterráneas contaminados con hidrocarburos derivados del petróleo, solventes, pesticidas, conservantes de la madera y otros productos químicos orgánicos. Estudios a escala piloto han demostrado la eficacia de la degradación microbiana anaeróbica de nitrotoluenos en suelos contaminados con residuos de municiones. Los grupos de contaminantes tratados con mayor frecuencia son los HAP, SVOCs (sin incluir los hidrocarburos aromáticos policíclicos) y BTEX.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Tecnología *In Situ*, no requiere excavación ni transporte de suelos, resultando en menos perturbación de las actividades y presentando un ahorro significativo sobre otros métodos que implican excavación y disposición.
- Tanto el agua subterránea contaminada y el suelo pueden ser tratadas simultáneamente, proporcionando ventajas adicionales de costos.

Desventajas:

- El objetivo de remediación puede verse limitado si la matriz del suelo no permite el contacto contaminante-microorganismo.
- La circulación de soluciones acuosas a través del suelo puede aumentar la movilidad del contaminante.
- La colonización microbiana en los pozos de inyección puede causar la obstrucción de los mismos.
- Caminos preferenciales de flujo pueden disminuir severamente el contacto entre los fluidos inyectados y contaminantes a través de las zonas contaminadas. El sistema no es recomendado para suelos arcillosos, subsuelo altamente estratificado o heterogéneo, debido a limitaciones en la disponibilidad de transferencia de oxígeno (o aceptor de electrones).
- Altas concentraciones de metales pesados, compuestos orgánicos clorados, hidrocarburos de cadena larga o sales inorgánicas son altamente tóxicos para los microorganismos.

Estimación de Costos Asociados

La limpieza de una pluma de contaminación puede tomar varios años. Su costo oscila entre 30 y 100 USD/m³. La naturaleza y profundidad de los contaminantes y el uso de bioaugmentación podrían aumentar sus costos.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Enhanced Bioremediation

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-31.html>

Volke T. y Velasco J.A. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto de ecología, México

<http://www.ecopuerto.com/bicentenario/informes/TecnologiasRemediacion.pdf>

Universitat Autònoma de Barcelona

http://bioinformatica.uab.es/biocomputacio/treballs02-03/RBurgos/dades/aplicaciones_actuales.htm

06

BIOTRANSFORMACIÓN DE METALES

Descontaminación

In Situ

Descripción

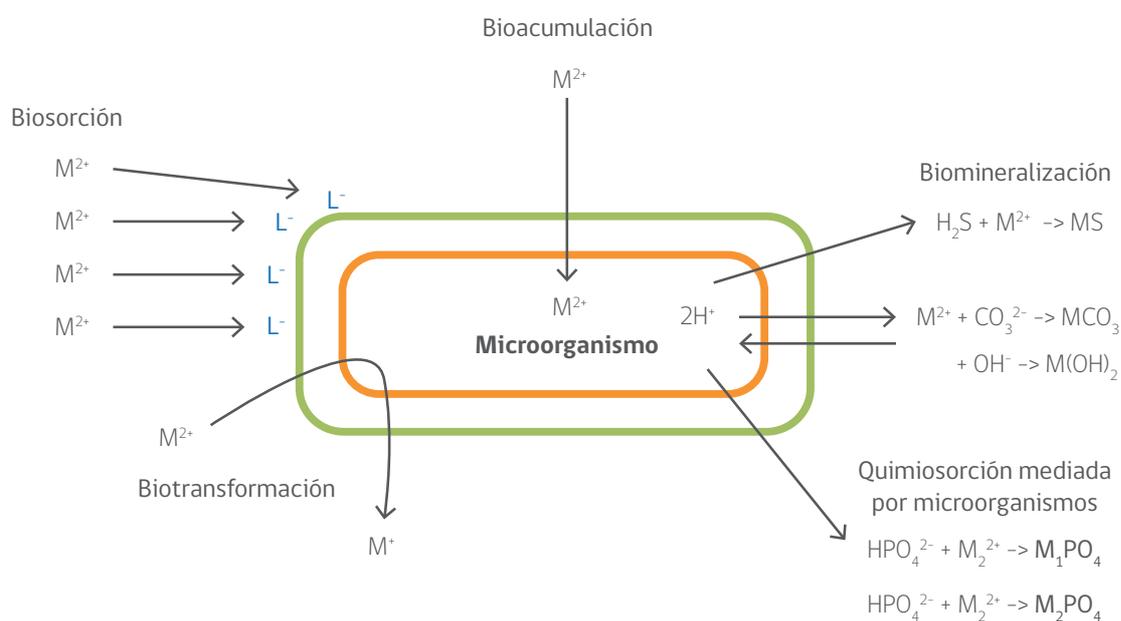
Los microorganismos están íntimamente relacionados con la biogeoquímica de los metales a través de una serie de procesos que determinan su movilidad y biodisponibilidad. Al contrario que los compuestos orgánicos tóxicos, los microorganismos no pueden degradar ni destruir metales o cualquier otro compuesto inorgánico, pero sí pueden controlar su especiación y transformación a formas más o menos tóxicas mediante mecanismos de oxidación, reducción, metilación, dimetilación, formación de complejos, biosorción y acumulación intracelular. En consecuencia, estos procesos controlan la movilización o inmovilización de metales en suelos y pueden ser utilizados para realizar tratamientos de biorrecuperación.

Los microorganismos pueden movilizar metales a través de lavado, quelación por metabolitos microbianos y sideróforos (compuesto quelante de hierro secretado por microorganismos), transformaciones bajo condiciones especiales de potenciales de óxido-reducción (rédox), metilación y consecuente volatilización. Dichos procesos pueden dar lugar a la disolución de compuestos metálicos insolubles y minerales, incluidos óxidos, fosfatos, sulfuros y menas metálicas, y a la desorción de los metales de arcillas o materia orgánica del suelo.

Los microorganismos también pueden inmovilizar metales pesados a través de su capacidad para reducir estos elementos a un estado redox más bajo, generando especies metálicas menos bioactivas y con claras aplicaciones en biorrecuperación. En este proceso, los microorganismos utilizan los metales como aceptores de electrones y acoplan su reducción a la oxidación de ácidos orgánicos, alcoholes, H_2 o compuestos aromáticos, con lo que este proceso también puede contribuir a la biodegradación de compuestos orgánicos tóxicos.

La precipitación microbiológica de metales puede ser tanto el resultado de la reducción disimilatoria microbiana, en la que la forma metálica resultante termina en el medio extracelular, como la consecuencia secundaria de procesos metabólicos no relacionados con el metal en cuestión.

Esquema de Operación/Figura



BIOTRANSFORMACIÓN DE METALES

Descontaminación *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Las bacterias anaerobias sulfato reductoras dan lugar a la formación de sulfuros que inmovilizan metales como el Zn, el Cd o el Cu y han sido utilizadas con éxito en el tratamiento de aguas y lixiviados en biorreactores y estudios pilotos en laboratorio. La mayoría de los estudios relacionados con la precipitación en forma de fosfatos se ha realizado con la bacteria *Citrobacter*, aislada de un suelo contaminado con metales, que posee potencial para ser utilizada en tratamientos de biorecuperación. Asimismo, determinados hongos producen oxalato cálcico, que controla la disponibilidad de fosfato, y otros oxalatos metálicos capaces de secuestrar diferentes metales como Cd, Co, Cu, Mn, Sr y Zn.

Se ha empleado también la modificación genética de bacterias para promover la inmovilización *In Situ* a través de biosorción de metales pesados, como el Cd, en suelos moderadamente contaminados que podrían volver a ser utilizados con fines agrícolas y se está explorando el biotratamiento conjunto de metales y compuestos orgánicos tóxicos, contaminantes que frecuentemente coexisten en suelos.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- El sistema se auto-restablece debido al aumento de la población bacteriana.
- Los metales pueden ser liberados fácilmente y recuperados.
- La actividad metabólica puede ser la única forma de lograr cambios en estado de valencia o degradar compuestos órgano-metálicos.
- Se puede emplear dos o más organismos de una manera sinérgica.

Desventajas:

- Sólo se pueden tratar metales a bajas concentraciones debido a su toxicidad (dependiendo de la resistencia de los microorganismos).
- Se necesitan nutrientes (como fuente de carbono) para el crecimiento.
- Los productos metabólicos pueden formar complejos con los metales impidiendo la precipitación.
- La recuperación de los metales por desorción es limitada, debido a que pueden formar uniones intracelulares.

Estimación de Costos Asociados

Al ser esa técnica una biorremediación, sus costos pueden variar entre 25 - 105 USD/m³ de suelo. Dependerá el costo de esta tecnología de los costos de la fuente de carbono.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Ortiz I, et al. Técnicas de recuperación de suelos contaminados

<http://www.madrimasd.org>

Universidad de Buenos Aires

<http://www.quimicaviva.qb.fcen.uba.ar/Actualizaciones/metales/metales.htm>

Revista Latinoamericana de Microbiología

<http://es.scribd.com/doc/30772035/Biosorcion-de-metales-pesados-mediante-el-uso-de-biomasa-microbiana>

Universidad de Granada

<http://edafologia.ugr.es/desconta/bioremediacion.pdf>

07

BIOVENTILACIÓN
Descontaminación
In Situ

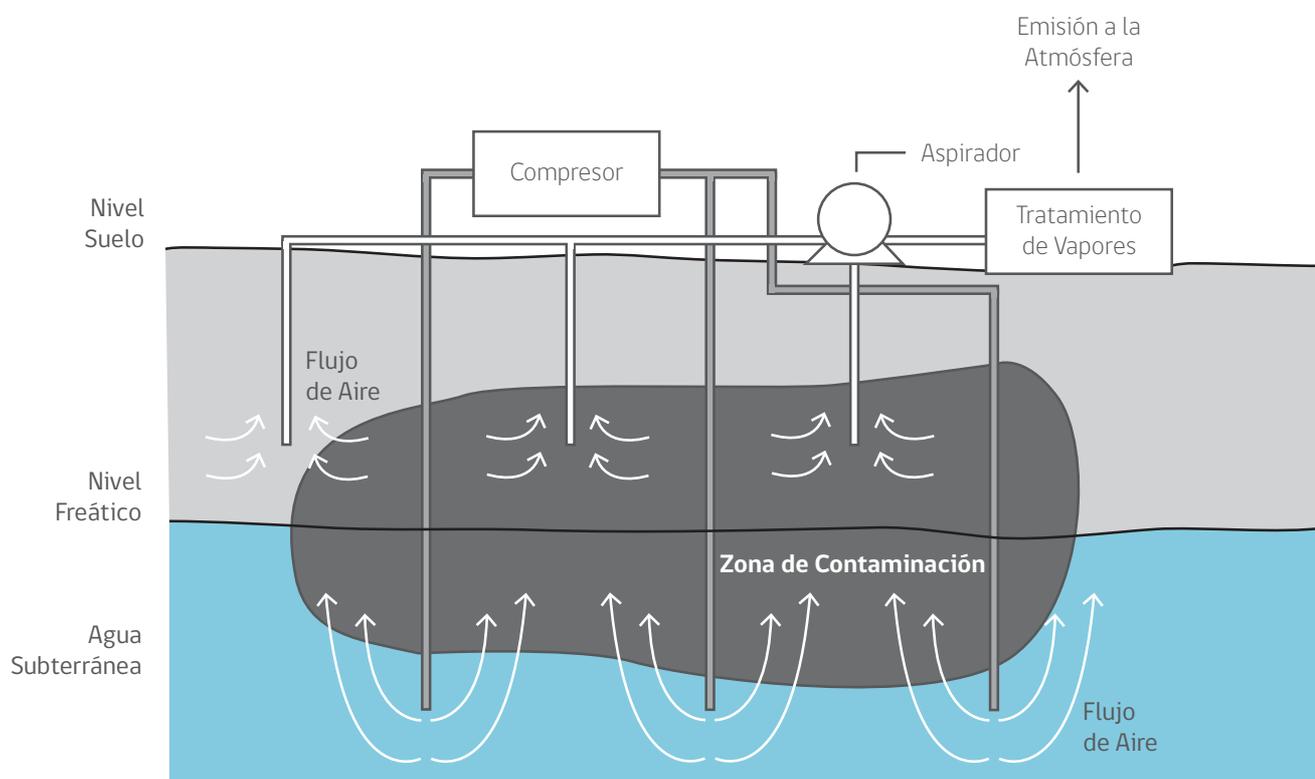
Descripción

La tecnología de la bioventilación es relativamente nueva y su objetivo es estimular la biodegradación natural de cualquier compuesto biodegradable en condiciones aerobias.

El aire se suministra en el sitio contaminado a través de pozos, por movimiento forzado (extracción o inyección) y con bajas velocidades de flujo, con el fin de proveer solamente el oxígeno necesario para sostener la actividad de los microorganismos degradadores.

Otra alternativa para llevar a cabo la bioventilación es el uso de oxigenantes químicos, como el H_2O_2 , que en su reacción libera oxígeno y agua. Una limitante en el uso del peróxido es su rápida descomposición a H_2O y O_2 , incluso algunas sustancias del suelo pueden ayudar a su catálisis, como el hierro, el cobre y las enzimas catalasas, esto produce una rápida liberación del oxígeno que forma rápidamente burbujas, debido a su baja solubilidad, por lo que no se transporta eficientemente a los microorganismos.

Esquema de Operación/Figura



BIOVENTILACIÓN Descontaminación *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Se utiliza para tratar compuestos orgánicos biodegradables semi volátiles o no volátiles. Además de favorecer la degradación de contaminantes adsorbidos, pueden degradar COV, por medio de su movimiento a través del suelo biológicamente activo.

Se ha utilizado con éxito para remediar suelos contaminados con HTP, solventes no clorados, pesticidas y conservadores de la madera, entre algunos otros químicos.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Como el objetivo de esta práctica es estimular a los microorganismos aerobios presentes en el área degradada, para así acelerar la biodegradación, no se requiere introducir microorganismos exógenos.

Desventajas:

- Suelos de baja permeabilidad reducen la eficiencia de esta tecnología.
- La acumulación de vapores en el radio de influencia de los pozos de inyección de aire puede requerir la extracción de aire.
- Baja humedad del suelo puede limitar la eficiencia de la bioventilación.
- Puede ser requerido un monitoreo de los gases residuales en la superficie.
- La biodegradación aeróbica de la mayoría de los compuestos clorados puede no ser eficaz, a menos que esté presente un co-metabolito, o un ciclo anaeróbico.
- Bajas temperaturas pueden retardar la remediación.

Estimación de Costos Asociados

Es una tecnología en la que los tiempos de limpieza pueden variar desde algunos meses hasta varios años y sus costos de operación varían entre 10 y 70 USD/m³.

Esta tecnología no requiere de equipo de alto valor, pero los costos pueden variar en función de la permeabilidad del suelo, espacio disponible, número de pozos y velocidad de bombeo.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Bioventing

http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_1.html

Volke T. y Velasco J.A. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto de ecología, México.

<http://www.ecopuerto.com/bicentenario/informes/TecnologiasRemediacion.pdf>

New Mexico environment department

<http://www.nmenv.state.nm.us/ust/ustbtop.html>

08

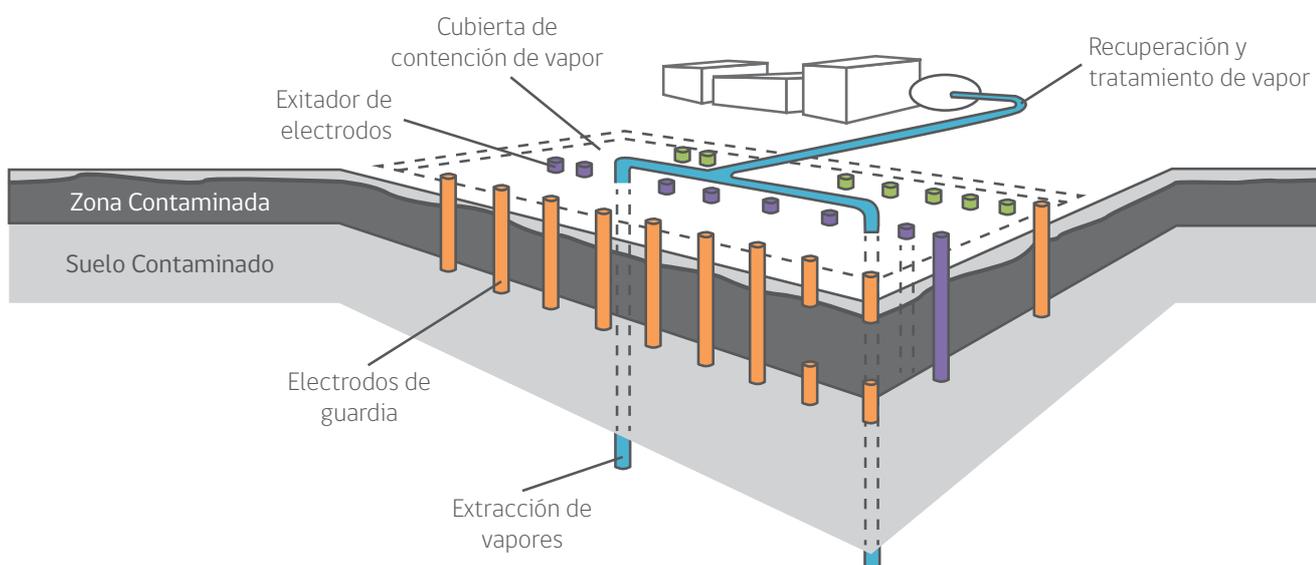
CALENTAMIENTO Descontaminación *In Situ*

Descripción

Esta tecnología se basa en calentar el suelo y/o las aguas subterráneas contaminadas para poder extraer los contaminantes volátiles y semi-volátiles. Al aumentar la temperatura del suelo, la presión de vapor de los compuestos orgánicos crece, causando una distribución a estado gaseoso. Además, el incremento en la temperatura disminuye la viscosidad y la adsorción por parte del suelo y aumenta la solubilidad, favoreciendo el proceso de separación de los compuestos orgánicos volátiles y semi-volátiles. El efluente gaseoso producido debe ser recolectado por pozos de extracción y posteriormente tratado. Existen diversos métodos para calentar el suelo, incluyendo:

- **Calentamiento por Conducción Térmica:** La transferencia de calor hacia el suelo se provoca mediante el calentamiento de pozos de acero construidos con tubos cerrados en la base. Éstos pueden aplicar vacío para succionar los vapores generados en el proceso. En caso de que la zona contaminada sea poco profunda (90 cm aprox.) se usan mantas calefactoras. Para producir calor se instala una unidad que calienta por resistencia dentro de los pozos y se le aplica corriente. A medida que se calienta, el calor se transfiere por radiación al tubo que a su vez transfiere calor por conducción hacia el suelo circundante. La unidad de calentamiento trabaja con temperaturas que van desde los 540 a los 815°C.
- **Calentamiento por Radio Frecuencia (RF):** Se utiliza un campo eléctrico alterno de alta frecuencia para calentar el suelo contaminado, evaporar y movilizar los químicos orgánicos nocivos. Esta técnica es adecuada sólo para calentar sustancias que no conduzcan electricidad. Al aplicar un campo eléctrico al suelo, se produce movimiento de las cargas de las moléculas polares, y esta vibración genera energía mecánica que se disipa como calor. En estas tecnologías se tienen que instalar pozos de extracción para los gases contaminados, una fuente de energía por radio frecuencia y un sistema de aplicación (antenas o electrodos). Con este método se puede calentar el suelo a temperaturas que superan los 300°C. Dependiendo de la configuración de los electrodos, se puede instalar una o más filas de electrodos.
- **Calentamiento por Resistencia Eléctrica:** Mediante electrodos se pasa corriente a través del suelo contaminado. A medida que fluye la corriente, la resistencia que opone el suelo genera calor. Este sistema se puede desplegar a cualquier profundidad y se puede utilizar en zonas saturadas y no saturadas. Si se usa en zonas no saturadas, hay que agregar agua para conservar el suelo húmedo, y con ello, mantener la conductividad. Con este método se pueden alcanzar temperaturas superiores a los 100°C. Los vapores producidos se extraen por vacío para su posterior tratamiento en la superficie.

Esquema de Operación/Figura



CALENTAMIENTO Descontaminación *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

El uso principalmente es para tratar COV´s y SCOV´s. Adicionalmente, se han utilizado para tratar BPC, HAP, dioxinas, pesticidas, herbicidas, combustibles, solventes clorados, lubricantes y aceites. Asimismo, son útiles para tratar LFNA.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Los tiempos de tratamiento son más cortos que otros tipos de tecnologías.
- Al ser tratamientos *In Situ*, no se debe excavar y transportar el suelo.
- Se puede obtener eficiencias de remoción cercanas al 100%.
- Aplicables en suelos con alto contenido de humedad, una limitación para otras técnicas de remediación.
- Después de la aplicación de estas técnicas, las condiciones del subsuelo son buenas para la biodegradación de los contaminantes residuales.

Desventajas:

- La eliminación de ciertos contaminantes depende de la temperatura alcanzada por el proceso escogido.
- Suelos compactados o con un alto contenido de humedad tienen una baja permeabilidad al aire, lo que dificulta el proceso y hace que requieran más entrada de energía para aumentar la extracción por vacío y la temperatura.
- Generan vapores que deben ser recolectados y tratados, lo que aumenta los costos.
- Suelos con un alto contenido de materia orgánica tienen una alta capacidad de sorción de COV, lo que resulta en tasas de remoción reducidas.
- Al ser procesos *In Situ*, existe menos certeza sobre la uniformidad del tratamiento en el área de interés.

Estimación de Costos Asociados

Los costos dependen principalmente del tipo de suelo, de la profundidad de la zona contaminada y del área a tratar. Suelos de baja permeabilidad son más económicos de remediar, ya que requieren menos flujo de gas. Por otra parte, mientras más profundo se encuentra la contaminación y más grande sea el terreno contaminado, más costoso será el proceso.

Referencias/Más Información/Links de Interés

USEPA, 2006. In Situ Treatment Technologies for Contaminated Soil. EPA 542/F-06/013

Stegemeier, G.L., Vinegar, H.J. 2001. Thermal Conduction Heating for In Situ Thermal Desorption of Soils. Hazardous and Radioactive Waste Treatment Technologies Handbook.

LaChance, J., Baker, R.S., Galligan, J.P., Bierschenk, J.M. Application of "Thermal Conductive Heating/In-Situ Thermal Desorption (ISTD)" to the Remediation of Chlorinated Volatile Organic Compounds in Saturated and Unsaturated Settings.

Wolf, J., Barton, T., Gomes, T., Damasi, D. Electrical Resistance Heating: Rapid Treatment for Soil and Groundwater Remediation.

09

COMPOSTAJE (BIORREMEDIACIÓN EN FASE SÓLIDA)

Descontaminación

Ex Situ

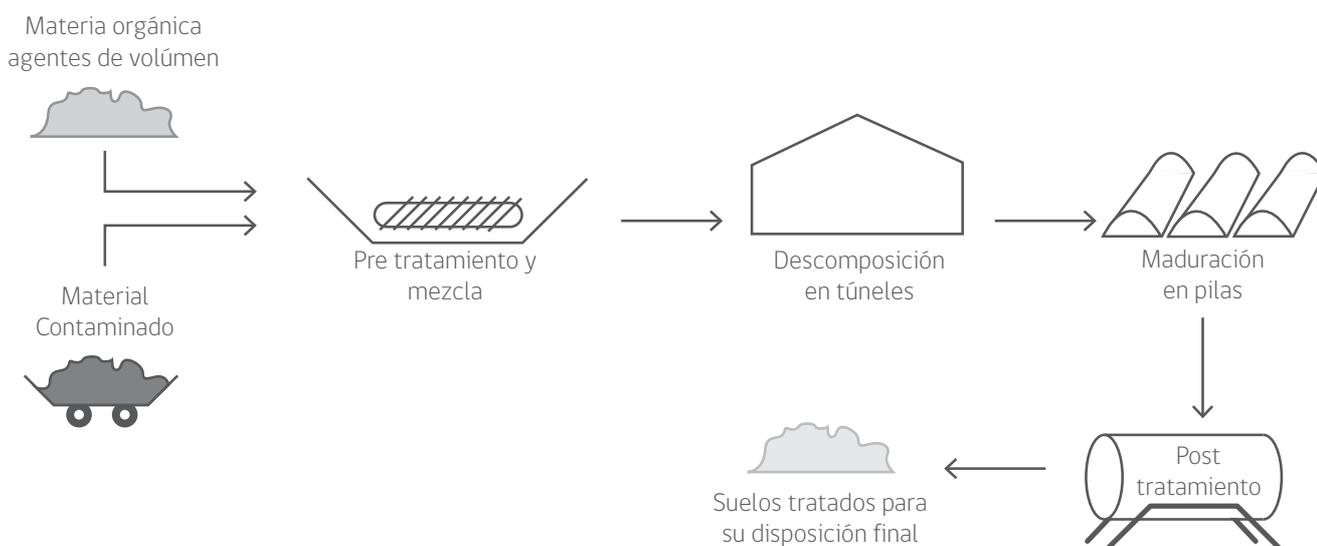
Descripción

El compostaje es un proceso biológico controlado mediante el cual pueden tratarse suelos y sedimentos contaminados con contaminantes orgánicos (por ejemplo, hidrocarburos aromáticos policíclicos), a través de la estimulación de la actividad biodegradadora de las poblaciones microbianas presentes en el medio, bajo condiciones aeróbicas y/o anaeróbicas, transformándolos en subproductos inocuos estables.

El material contaminado se mezcla con agentes de volumen como por ejemplo paja, aserrín, estiércol, desechos agrícolas y/u otras sustancias orgánicas sólidas biodegradables adicionadas para mejorar el balance de nutrientes, así como para asegurar una mejor aireación y la generación del calor durante el proceso. Es necesario mantener las condiciones termófilas (54 a 65 °C) para un correcto proceso de compostaje. La degradación máxima se alcanza a través de la oxigenación, el riego, según sea necesario, y el monitoreo constante de la humedad y la temperatura en el sistema.

Los sistemas de compostaje incluyen tambores rotatorios, tanques circulares, recipientes abiertos y biopilas.

Esquema de Operación/Figura



COMPOSTAJE (BIORREMEDIACIÓN EN FASE SÓLIDA) Descontaminación *Ex Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

El compostaje se ha usado con éxito para remediar suelos contaminados con PCP, gasolinas, HTP y HAP. Se ha demostrado también la reducción, hasta niveles aceptables, en la concentración y toxicidad de explosivos (TNT).

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- El diseño y la construcción son relativamente fáciles.
- El suelo remediado no requiere ser confinado después y, al degradarse, aporta nutrientes al suelo.

Desventajas:

- Necesidad de espacio.
- Necesidad de excavar el suelo contaminado, lo que puede provocar la liberación de COV.
- Incremento volumétrico del material a tratar.
- No pueden tratarse metales pesados.

Estimación de Costos Asociados

El costo del compostaje está en función de:

1. La cantidad y fracción de suelo a tratar.
2. Disponibilidad de agentes de volumen.
3. Tipo de contaminantes y proceso.
4. Necesidad de tratamientos previos y/o posteriores.
5. Necesidad de equipos para el control de COV.

Es una tecnología que puede llevar desde algunas semanas hasta varios meses. Los costos se encuentran entre 130 y 260 USD/m³.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Composting

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-12.html>

Volke T. y Velasco J.A. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto de ecología, México.

<http://www.ecopuerto.com/bicentenario/informes/TecnologiasRemediacion.pdf>

Proyecto BIOSOIL. Env/Es/000263

http://www.lifebiosoil.com/ca_tecnologia.asp

10

DESORCIÓN TÉRMICA

Descontaminación *Ex Situ*

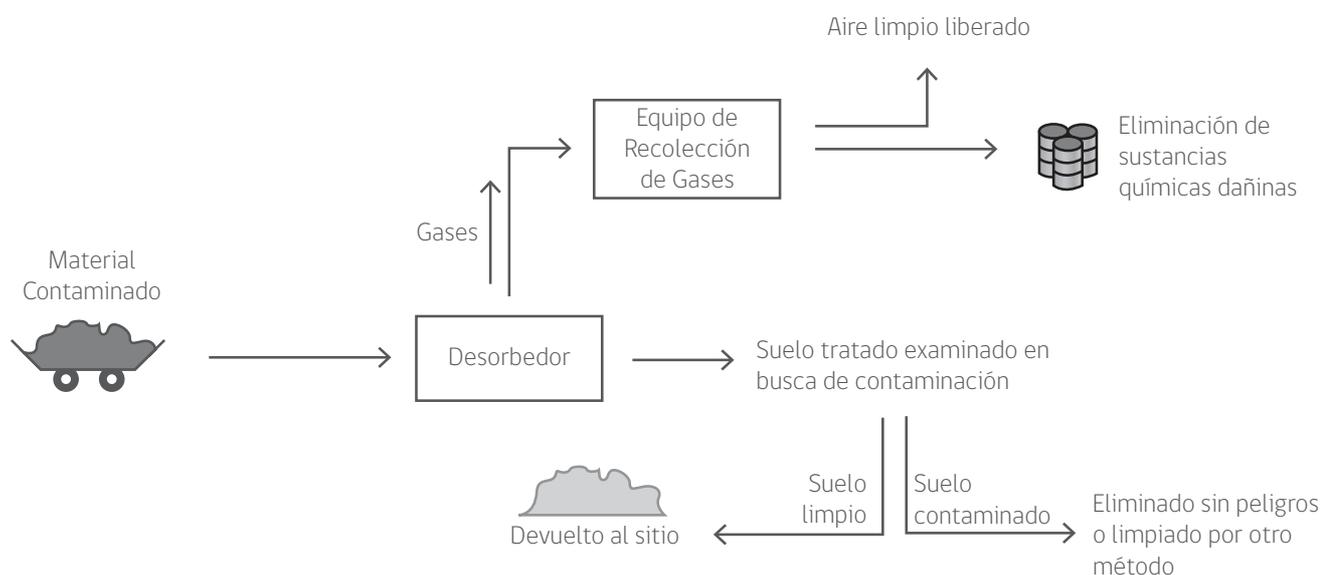
Descripción

El suelo contaminado es excavado y colocado en un desorbedor, aplicándose calor para volatilizar los contaminantes orgánicos y separarlos del suelo tratado. Mediante un gas de transporte o un sistema de vacío se extrae el agua y los contaminantes volatilizados hacia el sistema de tratamiento de gas.

Es un proceso de separación física en donde el tiempo de residencia y la temperatura del sistema están diseñados para volatilizar los contaminantes y no para oxidarlos o destruirlos.

Un diseño común de desorbedor es el secador rotatorio, el cual consiste en un tambor cilíndrico que generalmente está inclinado, en el cual el suelo a tratar puede ser calentado directa o indirectamente. En el secador rotatorio de calentamiento directo la tierra dentro del desorbedor se calienta por contacto directo con una llama o con una corriente de aire caliente que desorbe los contaminantes. En el tambor rotatorio de calentamiento indirecto se calienta el exterior del desorbedor, calentando y volatilizando los contaminantes del suelo mezclado en su interior. Los contaminantes volatilizados son arrastrados por un gas de transporte inerte que sale del desorbedor hacia el sistema de tratamiento de gas. Dependiendo de la temperatura de operación del equipo, la desorción térmica se separa en baja y alta temperatura. En la desorción térmica de baja temperatura el suelo tratado se calienta entre 90 y 320°C y en la desorción térmica de alta temperatura el margen va desde los 320 a los 560°C.

Esquema de Operación/Figura



DESORCIÓN TÉRMICA

Descontaminación

Ex Situ

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

La desorción térmica de baja temperatura es indicada para COV's no halogenados, combustibles y en menor grado, semi volátiles.

La desorción térmica de alta temperatura se aplica para los SCOV's, BPC, HAP y pesticidas. Puede servir para remover metales volátiles como el Hg. También se pueden tratar COV's y combustibles, pero el proceso puede ser menos rentable.

Sirve para separar contaminantes orgánicos procedentes de desechos de refinería, desechos de alquitrán, desechos de la industria de la madera, suelos contaminados con creosota, hidrocarburos, pesticidas y desechos de pinturas.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

Elimina los contaminantes a muy bajas concentraciones. Se puede procesar una gran variedad de suelos y contaminantes. En la desorción térmica de baja temperatura el suelo retiene sus propiedades físicas y sus componentes orgánicos, por lo que conserva su capacidad para soportar actividad biológica. Hay más certeza en la uniformidad del proceso en comparación a los tratamientos *In Situ*. Los tiempos de tratamiento generalmente son más cortos que otros procesos *In Situ*.

Desventajas:

Hay un tamaño específico de partículas y requerimientos de manejo de equipos que pueden impactar en la aplicabilidad y costos en sitios específicos. Puede ser necesario deshidratar el suelo para reducir la cantidad de energía necesaria para calentarlo. Suelos arcillosos y limosos y con alto contenido de humus necesitan más tiempo de reacción, debido a la unión de contaminantes. Los metales pesados pueden producir un residuo sólido que requiera de estabilización. Es necesario excavar el suelo, lo que incrementa los costos. Produce emisiones que deben ser tratadas. El cloro puede afectar la volatilización de algunos metales como el plomo.

Estimación de Costos Asociados

Los factores que más inciden en los costos del proceso son: la cantidad de suelo que requiere de tratamiento (escala del proceso) y el contenido de humedad (necesidad de suministro de calor extra encarece los costos en combustible).

Estimación de los costos de la aplicación de esta tecnología fluctúan entre 81 y 252 USD/m³.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0

http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html

Environment Canada

<http://www.on.ec.gc.ca/pollution/ecnpd/tabs/tab13-e.html>

Miliarium Ingeniería Civil y Medio Ambiente

<http://www.miliarium.com/prontuario/TratamientoSuelos/DesorcionTermica.asp>

Vasile, L., Gavrilescu, M. 2008. Overview of ex situ Decontamination Techniques for Soil Cleanup. Environmental Engineering and Management Journal. Vol.7, No.6, 815-834.

Ortiz, I., Sanz, J., Dorado, M., Villar, S. Técnicas de Recuperación de Suelos Contaminados.

11

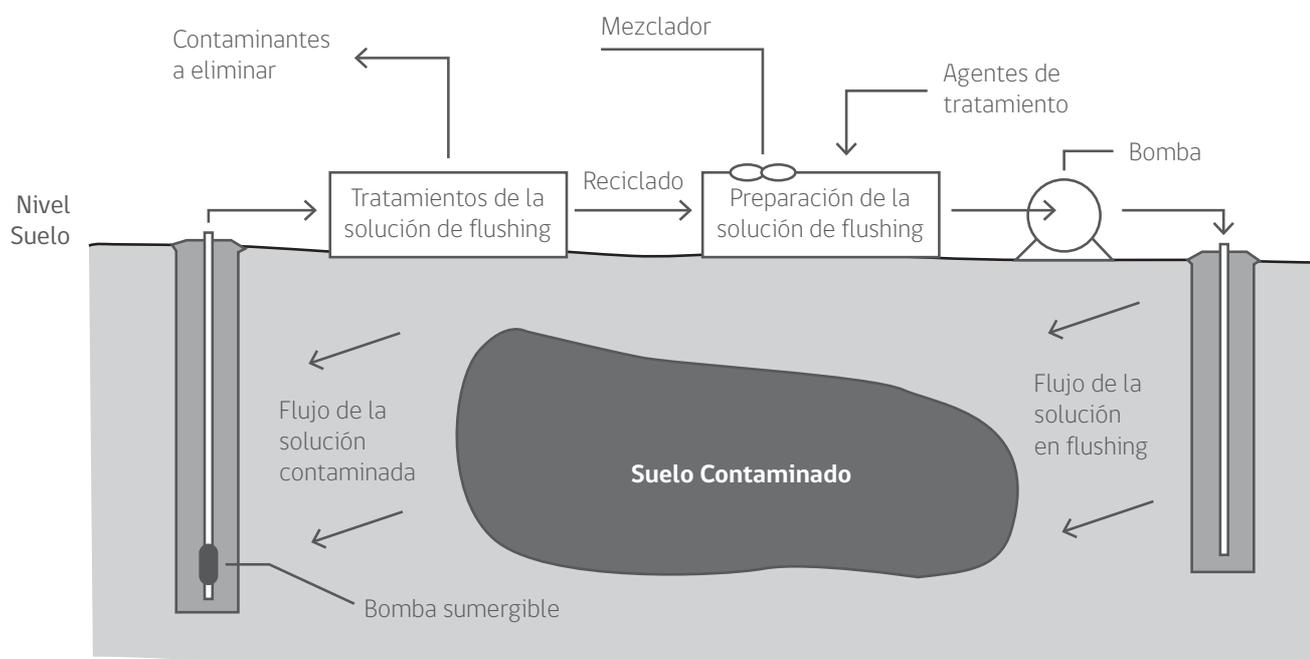
ENJUAGUE/INUNDACIÓN DE SUELOS

Descontaminación *In Situ*

Descripción

El enjuague del suelo *In Situ* ("Flushing") consiste en la extracción de los contaminantes del suelo mediante la inyección directa o inundación del suelo con agua u otras disoluciones de enjuague que ayuden a movilizar los contaminantes para su posterior bombeo a la superficie mediante pozos de extracción. La disolución de enjuague va a aumentar la movilidad de los contaminantes por el aumento de solubilidad, la formación de emulsiones o por reacciones químicas diversas y estará formada por agua o agua más aditivos. Los líquidos de extracción deben ser recuperados del acuífero subyacente, para su tratamiento, y cuando sea posible, su reciclaje en el proceso.

Esquema de Operación/Figura



ENJUAGUE/INUNDACIÓN DE SUELOS

Descontaminación *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

El grupo de contaminantes objetivo para el lavado del suelo son los compuestos inorgánicos, incluidos los contaminantes radiactivos. La tecnología puede ser utilizada para el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles, semi volátiles, combustibles y pesticidas, pero puede ser menos rentable que las tecnologías alternativas para estos grupos de contaminantes. La adición de tensoactivos ambientalmente compatibles puede ser utilizada para aumentar la solubilidad efectiva de algunos compuestos orgánicos, sin embargo, la solución de lavado puede alterar las propiedades físico-químicas del sistema suelo.

La tecnología ofrece el potencial de recuperación de metales y puede movilizar una amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos a partir de suelos de grano grueso.

Esta técnica se aplica en suelos arenosos donde hay espacios intersticiales que permiten el paso de la disolución de lavado.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Crea un sistema cerrado que no es afectado por condiciones externas. Este sistema permite controlar las condiciones (como el pH y la temperatura) en las cuales se tratan las partículas del suelo.
- Permite el tratamiento *In Situ* de desechos peligrosos.
- Efectiva para una gran variedad de contaminantes del suelo.
- Es eficaz en función del costo. Puede usarse como tratamiento preliminar, reduciendo considerablemente la cantidad de material que necesitaría tratamiento posterior con otro método.
- Produce un material más uniforme al cual se aplicarán otras técnicas de tratamiento.

Desventajas:

- Baja permeabilidad o suelos heterogéneos son difíciles de tratar. Si el suelo tiene un alto porcentaje de limo o arcilla, la solución de enjuague no puede desplazarse fácilmente en su interior, de modo que no puede entrar en contacto fácilmente con los contaminantes. Eso limita la eficacia general del proceso de enjuague del suelo. Además, algunos líquidos de enjuague contienen aditivos que podrían contaminar el agua subterránea si no se retiran por completo.
- Los surfactantes pueden adherirse al suelo reduciendo la efectividad y la porosidad del suelo.
- Reacciones de la solución de lavado al contacto con el suelo contaminado puede reducir la movilidad de los contaminantes.
- Los costos de los procesos de separación y tratamiento para los fluidos recuperados pueden elevar el costo total de la tecnología.

Estimación de Costos Asociados

El principal factor que influye en el costo de esta tecnología es la permeabilidad del suelo. Los suelos con baja permeabilidad son menos aptos para el enjuague de suelo, por lo tanto, el tiempo de remediación puede ser significativamente mayor, incrementando los costos.

Estimación de los costos de la aplicación de esta tecnología fluctúan entre 23 y 63 USD/m³.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Soil Flushing

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-6.html>

Guía para el ciudadano sobre enjuague In Situ

http://www.clu-in.org/download/citizens/flushing_sp.pdf

12

EXTRACCIÓN DE AGUA/"PUMP & TREAT" Descontaminación *In Situ*

Descripción

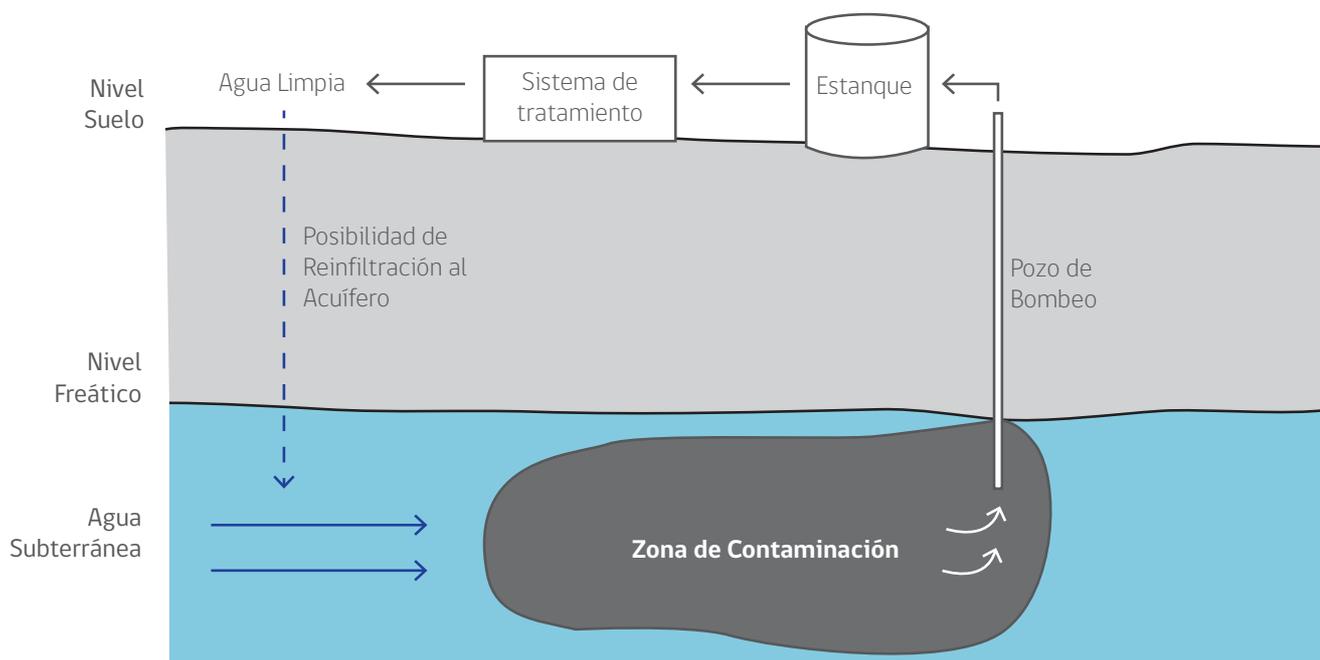
Esta técnica consiste en extraer el agua contaminada del suelo y subsuelo. Cuando se trata la zona saturada, el agua es bombeada a la superficie para su posterior tratamiento, conocido con el término de "Pump & Treat". Cuando se busca actuar sobre la zona no saturada, normalmente se hace una inyección previa de agua, por gravedad o a presión, que arrastre y lave los elementos contaminantes del suelo y que los almacene en la zona saturada para ser posteriormente bombeada a la superficie.

Dependiendo del terreno, del tipo de contaminación y de la recuperación que se quiera realizar, la extracción de agua se puede llevar a cabo mediante pozo, drenes y zanjas de drenaje. En cualquier caso, una vez tratada, el agua extraída puede ser parcialmente reinfiltrada en el suelo para contrarrestar efectos negativos de la extracción como la disminución del nivel freático, el posible asentamiento del suelo, ecosistemas dañados por pérdida de humedad, etc. La disminución en el nivel freático puede ser beneficioso si los contaminantes quedan retenidos en el suelo por encima de este nivel y no pasan a formar parte del acuífero.

En su modalidad On Site el tratamiento del agua extraída se realiza en instalaciones ubicadas en el lugar de extracción y, después de haberla descontaminado, se retorna esta agua al ciclo natural.

Para la etapa de tratamiento se dispone de diferentes tecnologías. El tratamiento de las aguas se diferencia principalmente por las características químicas y físicas de la sustancia nociva, siendo los sistemas mencionados a continuación los más comunes: Biorreactores, Humedales artificiales, Adsorción/Absorción, Air Stripping, Intercambio iónico, Precipitación/Coagulación/Floculación, Separación *Ex Situ*. Destilación, Filtración/Ultrafiltración/Microfiltración, Cristalización, Osmosis reversa, entre otras.

Esquema de Operación/Figura



EXTRACCIÓN DE AGUA/"PUMP & TREAT" Descontaminación *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Normalmente, los sistemas "Pump & Treat" se utilizan para aguas subterráneas contaminadas con compuestos orgánicos volátiles y semi volátiles, combustibles y metales.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Dado que la tecnología del tratamiento es externa, no depende de las condiciones naturales en el subsuelo, si no que se pueden optimizar y establecer en los equipos de tratamiento exterior, según las sustancias a extraer.

Desventajas:

- No es aplicable en terrenos fracturados o suelos arcillosos.
- Baja eficacia en la eliminación de compuestos poco solubles: para la purificación se debe elevar y extraer el agua subterránea hacia el exterior, lo que significa que solamente se pueden eliminar aquellas sustancias nocivas que se encuentran disueltas en el agua o mezcladas en forma de fase, emulsión o suspensión.
- Dificultad en el diseño y emplazamiento de los pozos (número, disposición, espaciado).
- Problemas derivados de la geología de la zona.
- Existe riesgo de desplazamiento de otros contaminantes a la zona tratada.
- El tiempo potencialmente largo necesario para alcanzar el objetivo de remediación
- Los contaminantes tienden a ser sorbidos en la matriz del suelo.
- El costo de los sistemas de tratamiento es alto.

Estimación de Costos Asociados

El valor exacto de costos asociados no se encuentra en bibliografía.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Técnicas de recuperación de suelos contaminados

http://www.madrimasd.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/vt/vt6_tecnicas_recuperacion_suelos_contaminados.pdf

Ground Water Pumping/Pump and Treat

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-48.html>

13

EXTRACCIÓN MULTIFASE

Descontaminación *In Situ*

Descripción

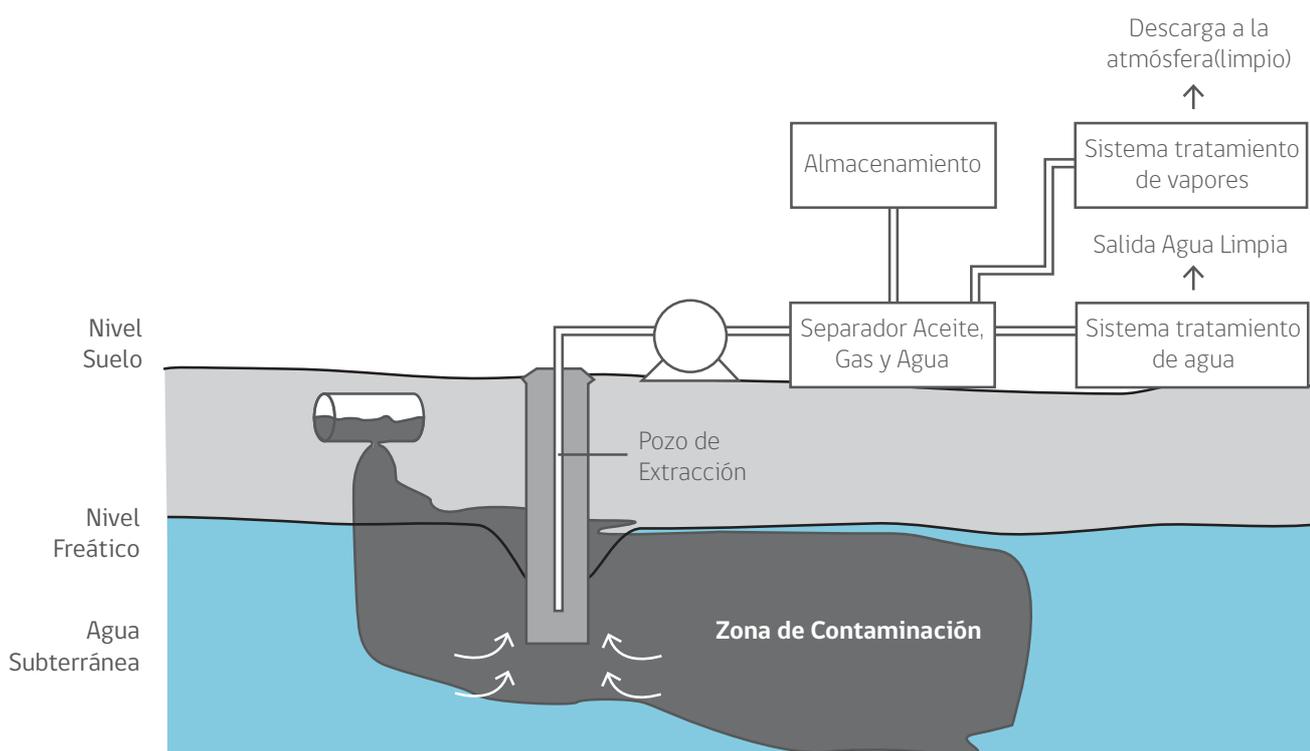
La extracción Multifase (MPE) es un término genérico para las tecnologías que extraen en simultáneo compuestos orgánicos volátiles en el vapor del suelo y en las aguas subterráneas.

Esta tecnología utiliza un sistema de vacío que produce una reducción del nivel freático alrededor del pozo donde se aplica, exponiendo mayor parte de la formación. Los contaminantes en la nueva zona no saturada expuesta son entonces accesibles a la extracción de vapor. Una vez en la superficie, se separan y tratan los vapores orgánicos o sustancias orgánicas en fase líquida y el agua subterránea.

La MPE puede ser diseñada y aplicado en una variedad de configuraciones:

- **Configuración de una sola bomba:** En la configuración de una sola bomba, se emplea solo un tubo de caída para extraer líquido y vapor a partir de un solo pozo. El vacío y altura de aspiración de líquido se consigue mediante una bomba de vacío. Esta configuración se limita a una profundidad de unos 9 metros por debajo de la superficie del suelo. Por lo tanto, las configuraciones de una sola bomba se utilizan para la remediación niveles freáticos de poca profundidad (menos de 9 metros).
- **Configuración de dos bombas (Extracción Dual):** Las limitaciones de profundidad anteriores se pueden superar con la configuración de dos bombas. Este sistema utiliza una bomba sumergible para la recuperación de las aguas subterráneas en conjunción con un vacío aplicado por separado en la cabeza del pozo sellado.
- **Bioslurping:** Esta configuración es idéntica a la de una sola bomba, sin embargo, el tubo de caída en una aplicación bioslurping se fija en, o justo por debajo de, la interfase líquido-aire. Esta configuración ha demostrado ser eficaz en la recuperación de producto libre. Otro objetivo de esta configuración es la mejora de la biodegradación aeróbica *In Situ* de hidrocarburos aromáticos como resultado de un flujo mayor de aire.

Esquema de Operación/Figura



EXTRACCIÓN MULTIFASE Descontaminación *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

La aplicabilidad de la MPE se rige principalmente por las propiedades del medio y, en menor medida, por las propiedades del o los contaminantes.

Se aplica en acuíferos contaminados con hidrocarburos, TCE, PCE, 1,2-DCE.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Efectiva en suelos de permeabilidad moderada a baja.
- Eliminación efectiva de la fuente en sitios de baja permeabilidad donde la única otra opción viable de remediación sería la excavación.
- Efectiva en la remediación simultánea de fases de contaminación disueltas, de vapor, residuales y no acuosas.
- Genera un radio de influencia potencialmente grande y una mayor zona de captura.
- Aumenta la recuperación total de fluidos, minimiza el retiro y las manchas de producto libre, y maximiza la transmisividad del acuífero en la boca de pozo.
- Reduce el número de pozos de recuperación requeridos.
- Efectiva para remediación de la zona capilar.
- Acorta la duración de la remediación en comparación con estrategias convencionales de bombeo.

Desventajas:

- Requiere bomba de vacío o ventilador.
- Requerimientos de tratamiento potencialmente mayores como resultado de emulsiones de NAPL y de vapores cargados de COV (es decir, separación de fase líquida y tratamiento de vapores).
- La puesta en marcha y los períodos de ajuste pueden ser más largos comparado con estrategias de bombeo tradicionales.
- Costos de capital potencialmente más altos en comparación con estrategias de bombeo convencionales.
- Limitaciones de profundidad de aplicación.

Estimación de Costos Asociados

10 a 75 USD por 4,5 L de producto recobrado vs. 250 USD por galón para métodos tradicionales

Referencias/Más Información/Links de Interés

http://www.clu-in.org/techfocus/default.focus/sec/multi-phase_extraction/cat/Overview/

Suthersan, S.S. Remediation Engineering: Design Concepts. CRC Press, Inc., 1997.

U.S. Environmental Protection Agency. How to Effectively Recover Free Product at Leaking Underground Storage Tank Sites: A Guide for State Regulators. Fuente: <http://desarrollo-sustentable-esme.blogspot.com/2010/12/forremediacion.html>

ors, EPA 510-R-96-001. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, September, 1996

U.S. Environmental Protection Agency. Analysis of Selected Enhancements for Soil Vapor

Extraction. EPA-542-R-97-007. September, 1997b.

U.S. Environmental Protection Agency. Presumptive Remedy: Supplemental Bulletin Multiphase Extraction (MPE) Technology for VOCs in Soil and Groundwater. EPA 540-F-97-004. April, 1997c.

14

FITORREMEDIACIÓN/FITORRECUPERACIÓN

Descontaminación/Contención

In Situ/Ex Situ

Descripción

La fitorremediación es un proceso que utiliza plantas para remover, transferir, estabilizar, concentrar y/o destruir contaminantes. Puede ser utilizado para contaminante de tipo orgánico e inorgánico en suelos, lodos y sedimentos y puede aplicarse tanto *In Situ* como *Ex Situ*.

Los mecanismos de fitorremediación incluyen la rizodegradación, la fitoextracción, la fitodegradación y la fitoestabilización.

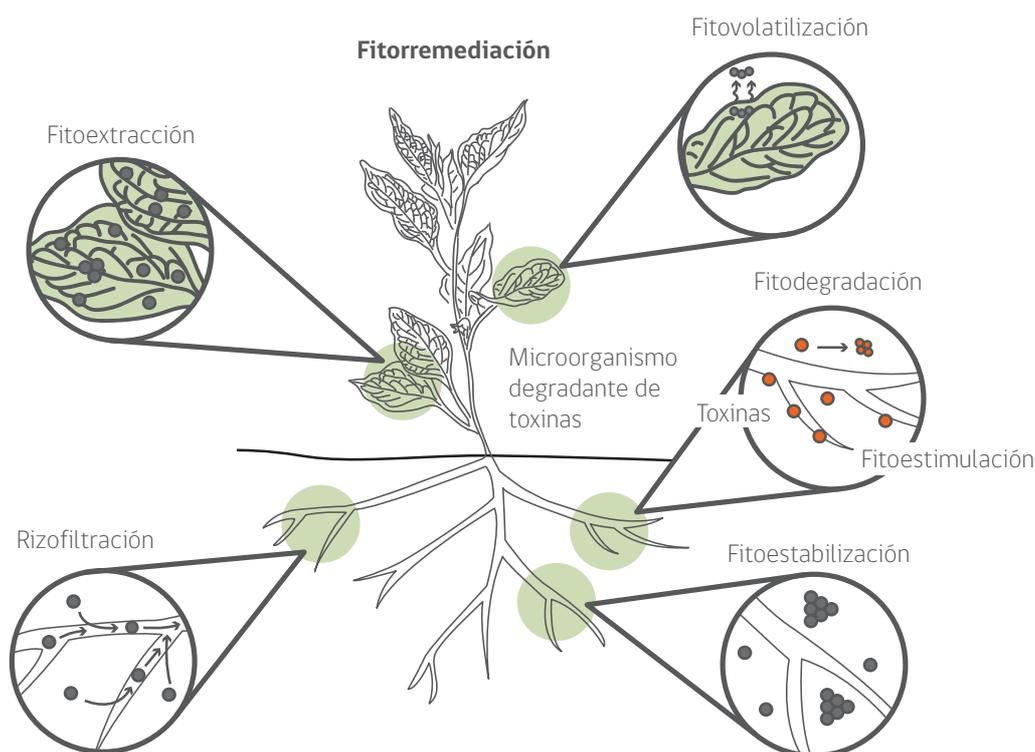
La rizodegradación se lleva a cabo en el suelo que rodea a las raíces. Las sustancias excretadas naturalmente por éstas, suministran nutrientes para los microorganismos, mejorando así su actividad biológica.

En la fitoextracción, los contaminantes son captados por las raíces (fitoacumulación), y posteriormente éstos son traslocados y/o acumulados hacia los tallos y hojas. Luego las plantas fitoextractoras pueden ser cosechadas, quemadas y dispuestas.

En la fitoestabilización, las plantas limitan la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo, debido a la producción en las raíces de compuestos químicos que pueden adsorber y/o formar complejos con los contaminantes, inmovilizándolos así en la interfase raíces-suelo.

La fitodegradación consiste en el metabolismo de contaminantes dentro de los tejidos de la planta, a través de enzimas que catalizan su degradación.

Esquema de Operación/Figura



FITORREMEDIACIÓN/FITORRECUPERACIÓN

Descontaminación/Contención

In Situ/Ex Situ

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Puede aplicarse eficientemente para tratar suelos contaminados con compuestos orgánicos, como benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX); solventes clorados; HAP; desechos de nitrotolueno; agroquímicos clorados y organofosforados; además de compuestos inorgánicos como Cd, Cr (VI), Co, Cu, Pb, Ni, Se y Zn.

Se ha demostrado también su eficiencia en la remoción de metales radioactivos y tóxicos de suelos y agua.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Bajo costo.
- Los metales absorbidos pueden ser reciclados.
- Se puede aplicar a una gran variedad de contaminantes.
- Reduce la entrada de contaminantes al ambiente y salida al sistema de aguas subterráneas debido a que los contaminantes quedan en la planta.

Desventajas:

- El tipo de plantas utilizado determina la profundidad a tratar.
- Altas concentraciones de contaminantes pueden resultar tóxicas.
- Puede depender de la estación del año.
- No es efectiva para tratar contaminantes fuertemente sorbidos.
- La toxicidad y biodisponibilidad de los productos de la degradación no siempre se conocen y pueden mobilizarse o bioacumularse en animales.

Estimación de Costos Asociados

A modo de referencia, se estima que la fitorremediación de un suelo contaminado con Pb (50 cm de profundidad) puede costar entre 24.000 y 40.000 USD/ha.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Phytoremediation

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-3.html>

Volke T. y Velasco J.A. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto de ecología, México.

<http://www.ecopuerto.com/bicentenario/informes/TecnologiasRemediacion.pdf>

Universidad Autónoma de México

<http://www.redalyc.org/redalyc/pdf/695/69520110.pdf>

15

INCINERACIÓN Descontaminación *Ex Situ*

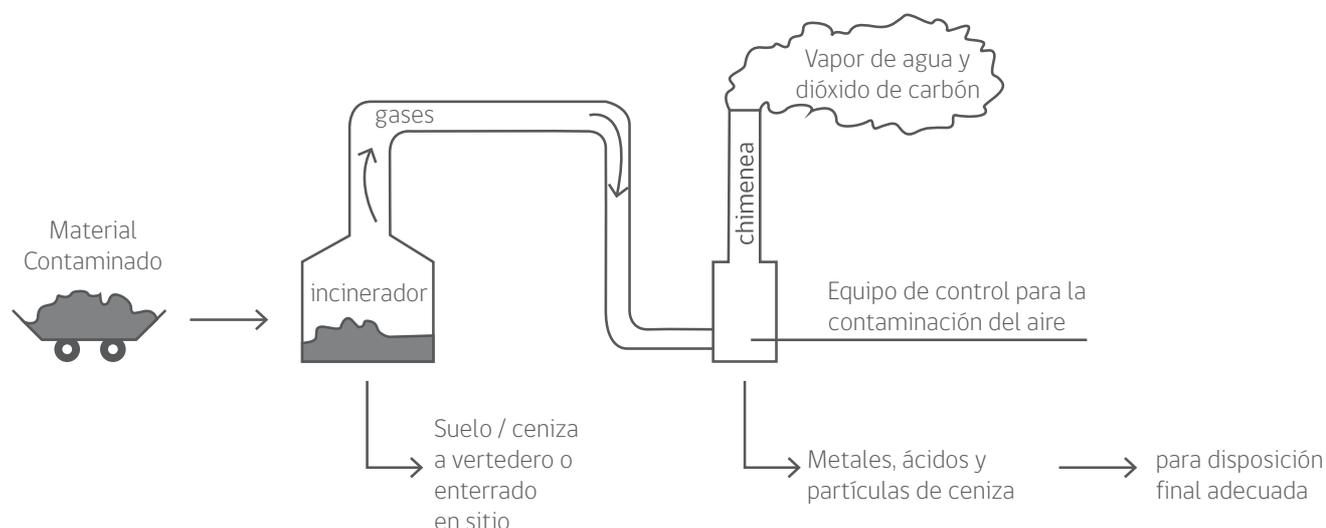
Descripción

Es un tratamiento *Ex Situ* en el que el suelo excavado se somete a elevadas temperaturas. Los equipos incineradores son dispositivos que operan con temperaturas que van desde los 760 a los 1.200 °C para volatilizar y quemar compuestos halogenados y otros orgánicos refractarios. Los gases residuales de la combustión requieren de tratamiento posterior.

Las configuraciones más típicas de incineradores son:

- **Combustor de Lecho Circulante:** Usa aire a alta velocidad para arrastrar y movilizar los sólidos y crear una zona de combustión turbulenta que destruye los hidrocarburos contaminantes. La turbulencia produce que la temperatura se distribuya de manera uniforme en la cámara de combustión. Los combustores de lecho circulante operan con temperaturas entre 780 a 870 °C.
- **Lecho Fluidizado:** Usa aire a alta velocidad para suspender las partículas sólidas. Funciona a temperaturas arriba de los 870 °C. Otras unidades calientan elementos o tubos por resistencia eléctrica, para calentar el suelo que pasa a través de una cámara sobre una cinta transportadora.
- **Unidad de Combustión Infrarroja:** Barras de carburo de silicio cargadas eléctricamente calientan los contaminantes a temperaturas de combustión. El suelo contaminado se expone al calor radiante por infrarrojo emitido por las barras de carburo de silicio y se calienta por sobre los 1010 °C.
- **Horno Rotatorio:** Los hornos rotatorios son los más usados comercialmente y son tambores cilíndricos con una leve inclinación que sirven como cámaras de combustión. Operan con temperaturas superiores a los 980 °C y están equipados con un dispositivo de post-combustión, un extintor y un sistema para el control del aire contaminado.

Esquema de Operación/Figura



INCINERACIÓN Descontaminación *Ex Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Suelos contaminados con explosivos y residuos peligrosos, particularmente hidrocarburos clorados, BPC y dioxinas.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- La eficiencia de destrucción es mayor a 99%.
- La cantidad de material que requiere de eliminación luego del tratamiento es mucho menor a la cantidad original de material contaminado.
- Los tiempos de tratamiento generalmente son más cortos que los procesos *In Situ*.
- Hay más certeza en la uniformidad del proceso en comparación a los tratamientos *In Situ*.

Desventajas:

- Para BPC y dioxinas debe usarse un incinerador fuera del sitio.
- Especificaciones y requerimientos para el manejo de equipos que pueden impactar en la aplicabilidad y costos en sitios específicos.
- Es necesario un sistema para tratar los gases producidos.
- Metales pesados pueden producir cenizas que requieran estabilización.
- Los metales pueden reaccionar con otros elementos, como cloro o azufre, formando compuestos más volátiles y tóxicos.
- Esta técnica destruye la estructura del suelo, lo que limita su reutilización.
- Es necesario excavar el suelo, lo que impacta en los costos.

Estimación de Costos Asociados

La cantidad de suelo que requiere de tratamiento es el principal factor que influye en los costos.

Estimación de los costos de la aplicación de esta tecnología fluctúan entre 900 y 1400 USD/m³.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0

http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html

USEPA. CLU-IN

<http://www.clu-in.org/remediation/>

Miliarium Ingeniería Civil y Medio Ambiente

<http://www.miliarium.com/prontuario/TratamientoSuelos/Incineracion.asp>

Vasile, L., Gavrilesco, M. 2008. Overview of ex situ Decontamination Techniques for Soil Cleanup. Environmental Engineering and Management Journal. Vol.7, No.6, 815-834.

USEPA, 1997. Best Management Practices (BMPs) for Soil Treatment Technologies: Suggested Operational Guidelines to Prevent Cross-media Transfer of Contaminants During Clean-UP Activities. EPA/530/R-97/007.

Ortiz, I., Sanz, J., Dorado, M., Villar, S. Técnicas de Recuperación de Suelos Contaminados.

Volke, T., Velasco, J.A. 2002. Tecnologías de Remediación para Suelos Contaminados.

16

INYECCIÓN DE VAPOR/AGUA CALIENTE/AIRE CALIENTE

Descontaminación *In Situ*

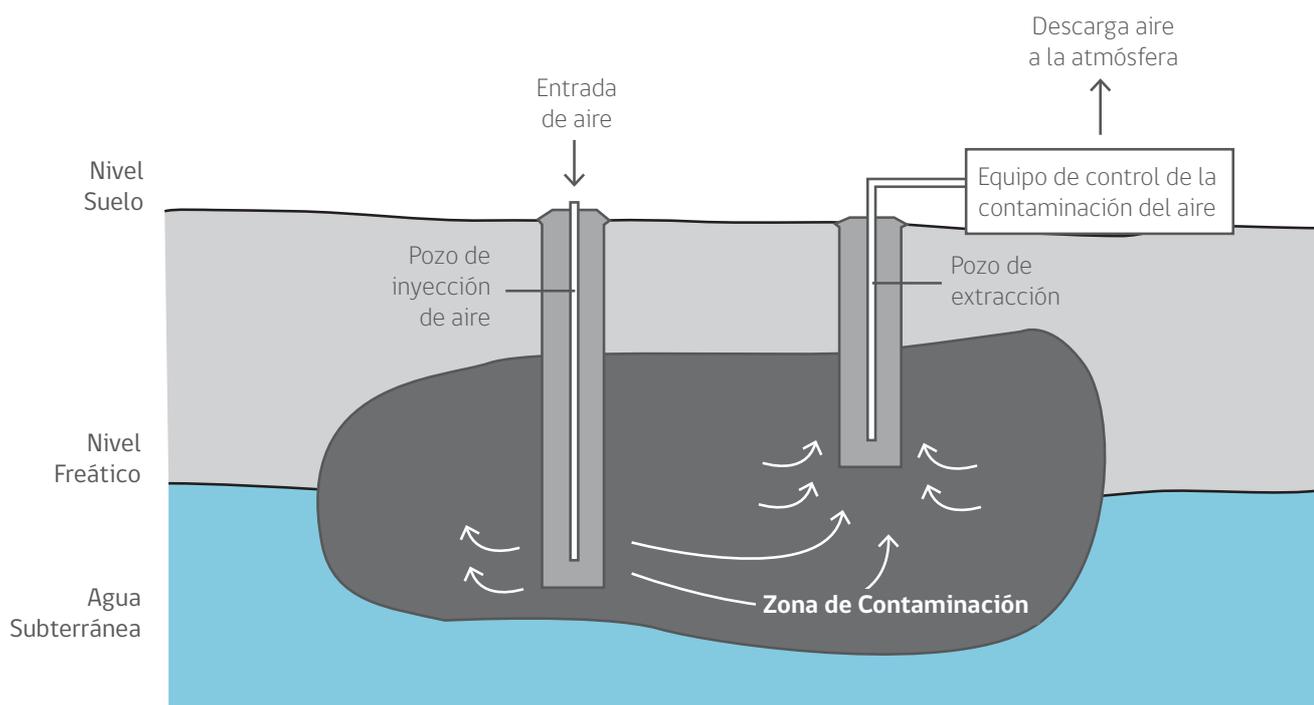
Descripción

Estas tecnologías inyectan vapor, aire caliente o agua caliente a la zona contaminada, para poder eliminar los contaminantes. La teoría es similar a la de los procesos de calentamiento, sólo que se inyecta vapor o aire o agua caliente para calentar el suelo y poder extraer los contaminantes orgánicos volátiles. Los pozos de extracción también son una parte integral del proceso para poder remover los contaminantes movilizados.

Los tipos de inyección más usados son:

- **Inyección de Vapor:** Se fuerza la entrada de vapor a través de pozos a la zona contaminada. El vapor calienta el subsuelo y las aguas subterráneas y mejora la extracción de los contaminantes, disminuyendo su viscosidad y acelerando su volatilización. Además, la inyección de vapor caliente puede destruir algunos de los contaminantes. A medida que se inyecta vapor a los pozos, el frente de vapor impulsa los contaminantes a un sistema de extracción.
- **Inyección de Aire Caliente:** Se inyecta aire caliente debajo de la zona contaminada, para elevar la temperatura del suelo. El aire caliente volatiliza los contaminantes orgánicos, mejorando su liberación de la matriz de suelo. A medida que la aplicación es más profunda, el aire caliente se inyecta a mayor presión por los pozos.
- **Inyección de Agua Caliente:** Al igual que las otras dos técnicas, inyecta agua caliente a través de pozos para calentar el suelo contaminado y facilitar la liberación de los contaminantes. El agua caliente también desplaza fluidos, incluyendo líquidos de fase no acuosa, y disminuye la viscosidad de los contaminantes, lo que acelera el proceso de remediación debido a que mejora la recuperación.

Esquema de Operación/Figura



INYECCIÓN DE VAPOR/AGUA CALIENTE/AIRE CALIENTE

Descontaminación *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Se utilizan principalmente para el tratamiento de suelos contaminados con VOC`S, SVOC`S, LFNA, pesticidas y combustibles.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Sirve para suelos con alto contenido de humedad.
- En muchos casos aumentar la temperatura del suelo por sobre la temperatura ambiente, puede incentivar la biorremediación natural.
- Al ser tratamientos *In Situ*, no se debe excavar y transportar el suelo.
- Los tiempos de tratamiento son más cortos en comparación a otras tecnologías *In Situ*.

Desventajas:

- La eliminación de ciertos contaminantes depende de la temperatura alcanzada por el proceso escogido.
- El proceso de inyección de aire caliente está limitado por la baja capacidad calorífica del aire.
- Suelos con permeabilidades muy variables pueden resultar en una alimentación irregular del flujo de aire a las regiones contaminadas.
- Suelos compactados o con un alto contenido de humedad, tienen una baja permeabilidad al aire, lo que dificulta el proceso y hace que requieran más entrada de energía para aumentar la extracción por vacío y la temperatura.
- Suelos con un alto contenido de materia orgánica tienen una alta capacidad de sorción de COV, lo que resulta en tasas de remoción reducidas.
- Las emisiones requieren de tratamiento, lo que aumenta los costos del proceso.
- Al ser procesos *In Situ*, existe menos certeza sobre la uniformidad del tratamiento en el área de interés, debido a la variabilidad de las características del suelo y a que es más difícil verificar la eficacia del proceso.
- Generalmente los procesos *In Situ* requieren periodos de tiempo mayores a los procesos *Ex Situ*.

Estimación de Costos Asociados

La estimación de costos es similar a la indicada en las tecnologías de calentamiento(Ficha 08).

Referencias/Más Información/Links de Interés

- Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0
http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html
 Guía para el Ciudadano sobre Métodos de Tratamiento Térmico In Situ
http://www.clu-in.org/download/citizens/thermal_sp.pdf
 Miliarium Ingeniería Civil y Medio Ambiente
<http://www.miliarium.com/prontuario/TratamientoSuelos/InyeccionAire.asp>
 USEPA, 2006. In Situ Treatment Technologies for Contaminated Soil. EPA 542/F-06/013
 USEPA, 1998. Steam Injection for Soil and Aquifer Remediation. EPA/540/S-97/505

17

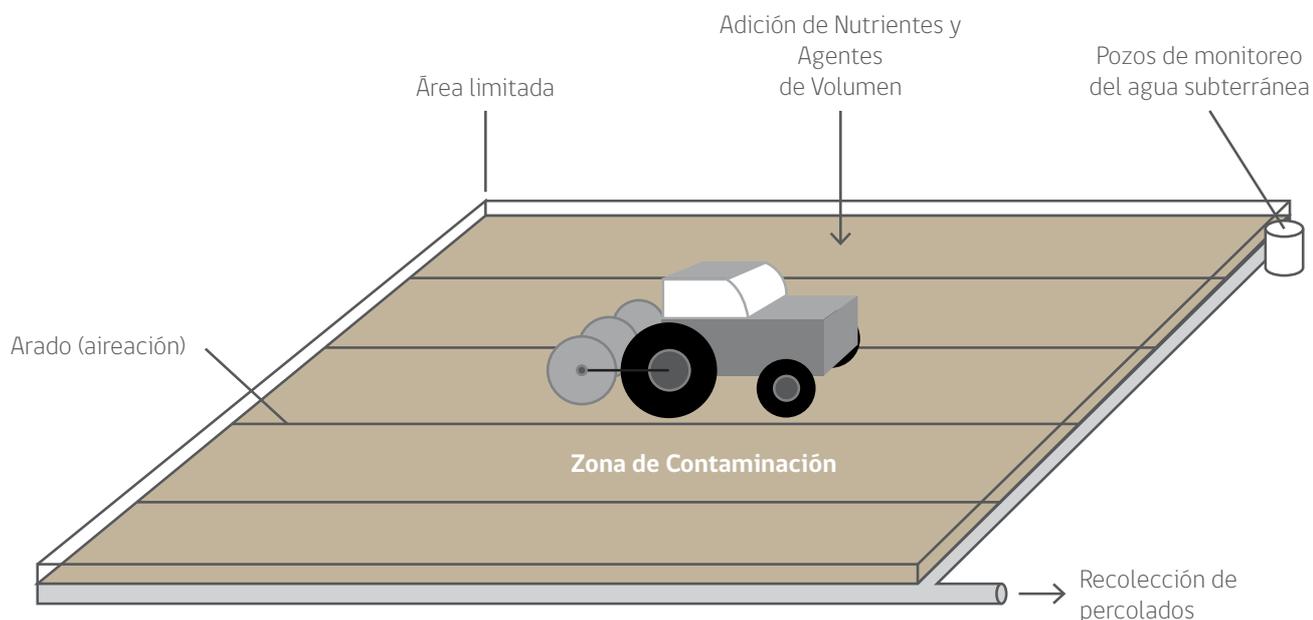
LANDFARMING/BIOLABRANZA
Descontaminación
Ex Situ
Descripción

Este método consiste en retirar y disponer el suelo contaminado en otro terreno para su tratamiento. El suelo contaminado se mezcla con agentes de volumen y nutrientes, y se remueve periódicamente para favorecer su aireación. El terreno debe poseer buenas características de laboreo agrícola: ausencia de piedras, fácilmente removible, pH cercano a la neutralidad, facilidad de aireación y poseer un contenido adecuado de nitrógeno y fósforo, todo esto para optimizar la velocidad de degradación. Generalmente se incorporan cubiertas u otros métodos para el control de lixiviados.

Las condiciones del suelo están a menudo controladas para optimizar la velocidad de degradación de contaminantes. Las condiciones que se controlan normalmente incluyen:

- Humedad del suelo (por lo general por el riego o aspersión).
- Aireación (con una frecuencia predeterminada, el suelo se mezcla y airea).
- pH (buffer cerca de pH neutro mediante la adición de piedra caliza molida o cal agrícola).
- Otras modificaciones (por ejemplo, adición de agentes de relleno de suelo, nutrientes, etc).

Las únicas precauciones que deben tomarse son las relacionadas con la migración de los contaminantes hacia las capas de aguas subterráneas, cursos de aguas superficiales o zonas agrícolas y forestales.

Esquema de Operación/Figura


LANDFARMING/BIOLABRANZA

Descontaminación

Ex Situ

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Los contaminantes tratados con éxito por landfarming incluyen diesel, gasolinas, lodos aceitosos, PCP, creosota y coque, además de algunos pesticidas y HTP.

Es una tecnología de gran escala, que se practica en los Estados Unidos de América, Canadá, Reino Unido, Holanda, Suiza, Dinamarca, Francia y Nueva Zelanda.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Bajo costo
- No deja residuos posteriores
- No provoca (si se realiza en condiciones controladas) riesgos de contaminación tanto superficial como subterránea
- Puede realizarse en una gran variedad de condiciones climáticas
- Es simple para diseñar y operar, debido a que utiliza equipos agrícolas comerciales tales como tractores, arados, mangueras de riego y aspersores rotativos.

Desventajas:

- La incorporación de suelo contaminado en suelo limpio genera un gran volumen de material, por lo que se debe disponer de gran espacio.
- No es recomendable su uso para contaminantes diluidos, ni tampoco cuando no todos los contaminantes son biodegradables.
- Las condiciones meteorológicas incontrolables (por ejemplo, temperatura ambiente, lluvias, etc) pueden afectar la degradación biológica.
- Los contaminantes inorgánicos no son biodegradados.
- Contaminantes volátiles, tales como disolventes, deben ser pre-tratados debido a su volatilización hacia la atmósfera.
- El control del polvo es una consideración importante, especialmente durante la labranza y otras operaciones de manipulación de materiales.
- Necesaria la construcción y control de instalaciones recolectoras de escorrentía.
- La topografía, la erosión, el clima, la estratificación y permeabilidad del suelo deben ser evaluados previamente para determinar el diseño óptimo de las instalaciones.

Estimación de Costos Asociados

Es una tecnología de mediano a largo plazo. El costo para su aplicación en desechos peligrosos oscila entre 30 y 70 USD/ m³.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Landfarming

http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_13a.html

Volke T. y Velasco J.A. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto de ecología, México.

<http://www.ecopuerto.com/bicentenario/informes/TecnologiasRemediacion.pdf>

Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

<http://www.biorrehid.cebas.csic.es/index.html>

18

LAVADO DE SUELOS

Descontaminación *Ex Situ*

Descripción

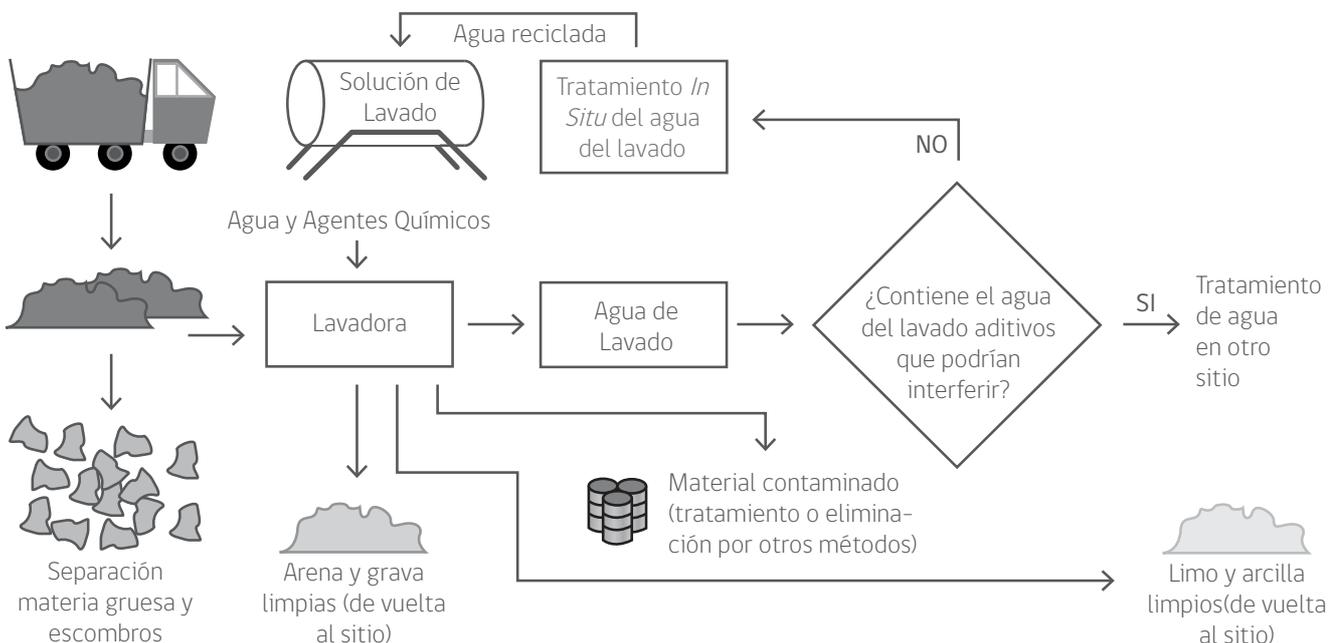
Fundamentalmente, el lavado del suelo implica una reducción de volumen del suelo contaminado que requiere de tratamiento posterior. Se considera una tecnología de transferencia de contaminación, en la que la fracción contaminada procedente de los procesos de limpieza del suelo debe ser posteriormente tratada mediante técnicas adecuadas, según los contaminantes que presente. El proceso de separación de contaminantes presentes se puede alcanzar a través de las siguientes vías:

- Por concentración de contaminantes en un menor volumen de suelo, mediante separación por tamaño de partículas y/o separación por gravedad.
- Por disolución o suspensión de los contaminantes en una solución de lavado (por ejemplo, mediante la adición de surfactantes, agentes quelantes, ajustes de pH, etc.).

La reducción de la contaminación del suelo mediante técnicas de separación por tamaño de partícula se basa en el fenómeno de que los contaminantes orgánicos e inorgánicos tienden a enlazarse, ya sea química o físicamente, a la arcilla, al limo y a otras partículas orgánicas del suelo. La separación por gravedad es eficaz para la eliminación de partículas de alta o baja gravedad específica, tales como compuestos que contienen metales pesados (plomo, óxido de radio, etc.).

Un proceso típico de lavado de suelos por disolución o suspensión incluye el tamizado del material extraído del área contaminada, a fin de retirar rocas y escombros de gran tamaño. El material obtenido es entonces ingresado a unidades de lavado, en la que se mezcla con agua y agentes químicos. La mezcla resultante pasa a través de tamices, mezcladores y atomizadores de agua que separan el limo y la arcilla de la porción de grano grueso. Parte de la contaminación puede disolverse en el agua de lavado, la cual debe ser tratada posteriormente. La fracción de fino que contiene el contaminante puede tratarse posteriormente o ser destinado a disposición final en sitios autorizados.

Esquema de Operación/Figura



LAVADO DE SUELOS

Descontaminación

Ex Situ

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

El lavado de suelos se utiliza fundamentalmente para suelos contaminados con SCOV, hidrocarburos derivados del petróleo y sustancias inorgánicas como cianuros y metales pesados. Resulta menos eficaz en el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles y pesticidas.

Es una tecnología ampliamente utilizada en el norte de Europa y América para el tratamiento de sitios contaminados.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Reducción de la cantidad de suelo que requiere un tratamiento posterior en profundidad, disminuyendo los costos de limpieza y de disposición de material contaminado.

Desventajas:

- Una mezcla compleja y heterogénea de contaminantes presentes en el suelo hace difícil formular una sola disolución de lavado que elimine de manera eficaz todos los tipos de contaminantes. En estos casos se requiere un lavado secuencial, usando diferentes soluciones de lavado y/o distintas partes del suelo en disoluciones diferentes.
- La corriente líquida generada requiere un tratamiento posterior.
- Puede requerir de tratamientos adicionales para eliminar solventes remanentes en los residuos tratados.
- La dificultad de eliminar compuestos orgánicos adsorbidos sobre partículas finas de arcilla.

Estimación de Costos Asociados

Estimación de los costos de la aplicación de esta tecnología fluctúan entre 70 - 187 USD/m³.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Guía para el Ciudadano sobre Lavado del Suelo

http://www.clu-in.org/download/citizens/soilwash_sp.pdf

Soil Washing (Ex Situ Soil Remediation Technology)

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-19.html>

Planta de lavado de suelos: Saneamiento de pasivo ambiental en la Estación Fernández Oro, Río Negro

http://www.petrotecnica.com.ar/octubre2010/PDFs_sin%20publicidad/16-21.pdf

19

LODOS BIOLÓGICO/BIORREMEDIACIÓN EN FASE DE LODOS

Descontaminación

Ex Situ

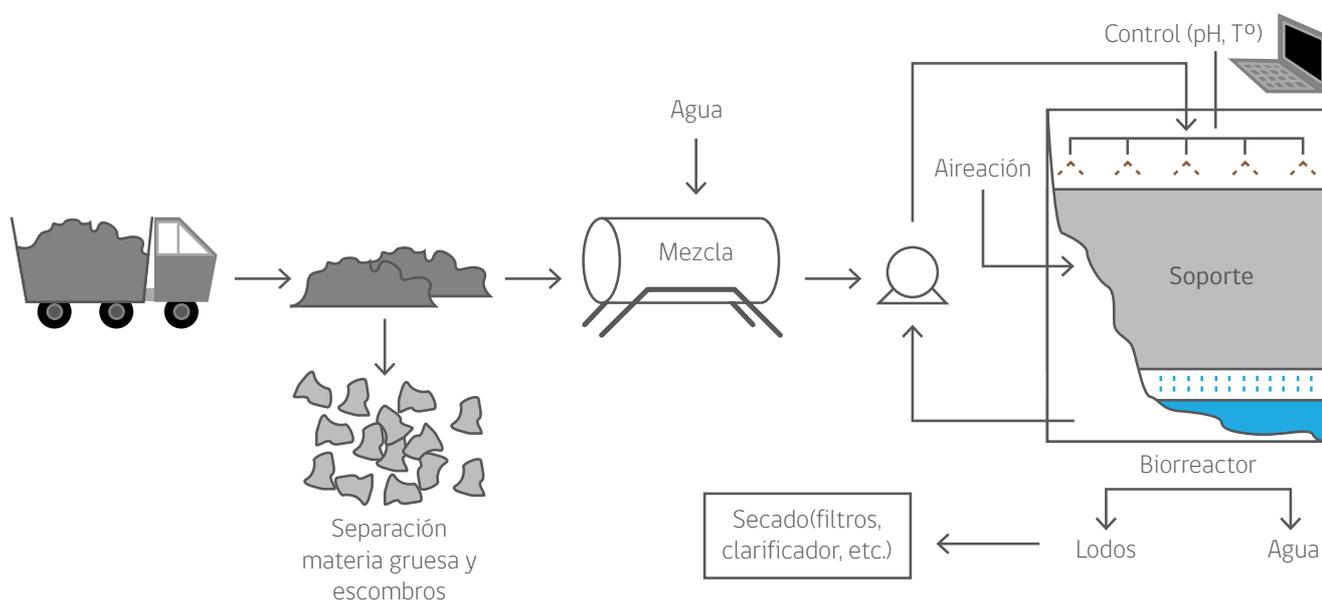
Descripción

Es una metodología *Ex Situ* y consiste en el tratamiento controlado de suelo contaminado en biorreactores en los cuales se producen una serie de reacciones biológicas llevadas a cabo por los microorganismos o enzimas. Previa separación física de material grueso y escombros, el suelo se mezcla con agua hasta una concentración predeterminada dependiendo de la concentración de los contaminantes, la velocidad de biodegradación y la naturaleza física de los suelos. Los sólidos se mantienen en suspensión y se mezclan con nutrientes y oxígeno. Puede ser necesaria la incorporación de aditivos para controlar el pH. Cuando la biodegradación se ha completado, la suspensión del suelo es secada en equipos clarificadores, filtros de presión, filtros de vacío, secado o centrifugas.

Los biorreactores pueden usarse para tratar suelos heterogéneos y poco permeables o cuando es necesario disminuir el tiempo de tratamiento, ya que es posible combinar, controlada y eficientemente, procesos químicos, físicos y biológicos que mejoren y aceleren la biodegradación. Es la tecnología más adecuada cuando existen peligros potenciales de descargas y emisiones.

Uno de los reactores más utilizados es el biorreactor de lodos, en el cual el suelo contaminado se mezcla constantemente con un líquido y la degradación se lleva a cabo en la fase acuosa por microorganismos en suspensión o inmovilizados en la fase sólida. El tratamiento puede realizarse también en lagunas construidas para este fin o bien en reactores sofisticados con control automático de mezclado.

Esquema de Operación/Figura



LODOS BIOLÓGICO/BIORREMEDIACIÓN EN FASE DE LODOS Descontaminación *Ex Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Los biorreactores de lodos aerobios se utilizan principalmente para tratar HTP, SCOV no halogenados y COV. Se utilizan también reactores secuenciales de lodos aerobios/anaerobios para tratar BPC, SCOV halogenados, pesticidas y desechos de artillería.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Alta eficiencia.
- Ocupa áreas reducidas.
- Presenta la posibilidad de controlar los parámetros operacionales ya que la eficacia de estos métodos depende en gran medida de las labores de manejo, tales como: control de la humedad del material en proceso de remediación, temperatura y oxigenación.
- Reduce significativamente el tiempo de tratamiento en comparación a otras tecnologías.

Desventajas:

- Necesita de un rígido control operacional.
- Inestabilidad en la sedimentación de lodos.
- Costos elevados para el tratamiento de grandes volúmenes de suelo.
- El suelo debe tamizarse previamente.
- Suelos heterogéneos y arcillosos pueden generar problemas de manipulación.
- Los productos intermediarios pueden ser más tóxicos que el contaminante original (en caso de explosivos o solventes clorados).
- Los residuos pueden requerir de tratamiento o disposición final.

Estimación de Costos Asociados

Los biorreactores de lodos pueden clasificarse como una tecnología de corto a mediano plazo y su costo oscila entre 130 y 200 USD/m³.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Slurry Phase Biological Treatment:

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-14.html>

Volke T. y Velasco J.A. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto de Ecología, México.

<http://www.ecopuerto.com/bicentenario/informes/TecnologiasRemediacion.pdf>

<http://www.ingenieroambiental.com>

20

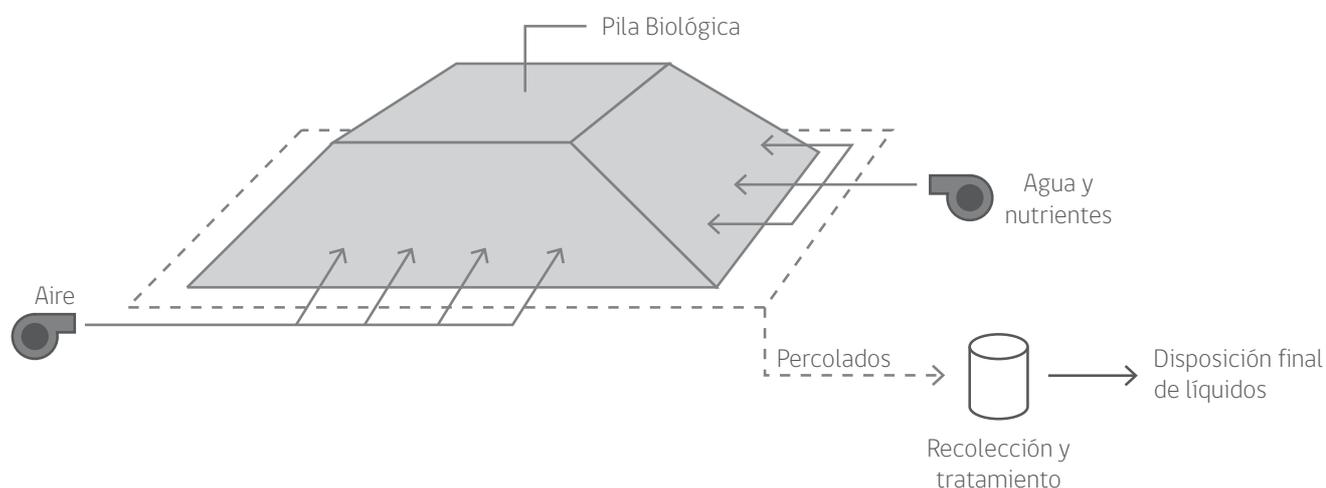
PILAS BIOLÓGICAS
Descontaminación
Ex Situ

Descripción

Las pilas estáticas (biopilas) son una forma de compostaje en el cual, además de agentes de volumen, se le adiciona agua y nutrientes al sistema (para la estimulación de los microorganismos) y se dispone en áreas de tratamiento (que incluyen alguna forma de aireación y sistemas para coleccionar lixiviados). Las biopilas son similares al landfarming. En ambos métodos el suelo contaminado es dispuesto en la superficie del terreno, sin embargo, en las biopilas se estimula el crecimiento y reproducción de los microorganismos aeróbicos mediante el suministro de oxígeno, generalmente forzando aire a través de ranuras o tuberías perforadas en toda la pila (inyección o extracción), mientras que en landfarming la aireación es mediante el labrado o arado.

La volatilidad de los contaminantes dispuestos a tratar es relevante en este sistema, debido a que éstos tienden a evaporarse durante la extracción o inyección y rara vez son biodegradados por los microorganismos. Los vapores producidos pueden disiparse a la atmósfera, a menos que la pila se encuentre cubierta, caso en el cual los vapores serán colectados por unas tuberías instaladas debajo de la cobertura.

Esquema de Operación/Figura



PILAS BIOLÓGICAS Descontaminación *Ex Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Se usan las pilas biológicas para reducir las concentraciones de los constituyentes del petróleo en suelos excavados mediante la biodegradación: eliminación de COV no halogenados e hidrocarburos. Los COV halogenados, los SCOV y los pesticidas pueden ser tratados también mediante esta tecnología, pero la eficacia del proceso puede disminuir y puede ser solo aplicable a ciertos compuestos dentro de estos grupos.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Es relativamente simple de diseñar e implementar.
- El costo es competitivo.
- Efectivo sobre constituyentes orgánicos con baja tasa de biodegradación.

Desventajas:

- Puede no ser efectivo para altas concentraciones (> 50000 ppm de hidrocarburos totales).
- La presencia de concentraciones de metales pesados (> 2500 ppm) pueden inhibir el crecimiento microbiológico.
- Requiere de gran espacio para disposición de la pila.
- Los constituyentes volátiles tienden a evaporarse, más que a biodegradarse.
- Se requiere la excavación de los suelos contaminados.
- Se requiere de pruebas de tratabilidad para determinar la biodegradabilidad de los contaminantes, la oxigenación adecuada y la carga de nutrientes.
- Procesos en fase sólida tienen una eficacia cuestionable para los compuestos halogenados.
- Dado que es un proceso estático, puede dar lugar a un tratamiento menos uniforme, en comparación con los procesos que implican mezcla periódica.

Estimación de Costos Asociados

Los costos estimados de las tecnologías de biopilas se encuentran entre los 25 y 150 USD/m³ y tiene un tiempo de tratamiento usual de 6 meses a 2 años.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Biopiles

http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_11.html

Volke T. y Velasco J.A. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto de ecología, México.

<http://www.ecopuerto.com/bicentenario/informes/TecnologiasRemediacion.pdf>

Ingeniería civil y medio ambiente

<http://www.miliarium.com/prontuario/TratamientoSuelos/Biopilas.asp>

<http://www.ingenieroambiental.com>

21

PIRÓLISIS

Descontaminación Ex Situ

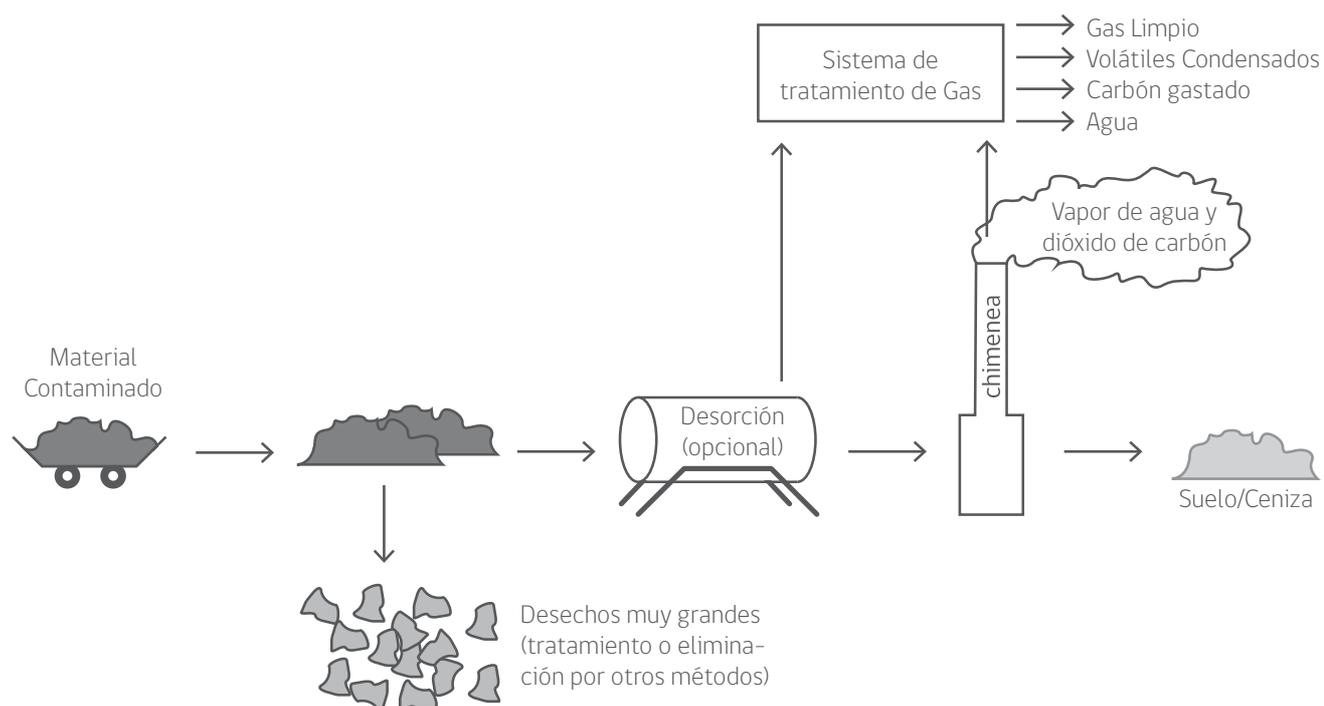
Descripción

La pirólisis aplica calor en ausencia de oxígeno para descomponer químicamente contaminantes orgánicos. Los contaminantes se transforman en: compuestos gaseosos (monóxido de carbono, hidrógeno, metano y otros hidrocarburos), una pequeña cantidad de líquidos y un residuo sólido (coque) que contiene carbono fijo y cenizas. El proceso normalmente se realiza bajo presión y a temperaturas superiores a los 430 °C. Si hay compuestos volátiles y semi-volátiles en el suelo a tratar, también va a ocurrir desorción térmica. Los equipos usados para la pirólisis son similares a los de la incineración, pero operan a temperaturas más bajas y con un suministro de aire menor al necesario para la combustión.

Entre los sistemas más comunes se encuentran:

- **Pirólisis en Horno Rotatorio:** Los hornos rotatorios son tambores cilíndricos, levemente inclinados, que sirven de cámara de calentamiento
- **Pirólisis en Horno de Lecho Fluidizado:** El lecho fluidizado usa aire a alta presión para suspender los sólidos. Opera a temperaturas mayores a 430 °C.
- **Destrucción de Sales Fundidas:** Este tipo de sistema usa un lecho turbulento de sales fundidas, como por ejemplo carbonato de sodio, para transferir el calor y destruir los contaminantes.

Esquema de Operación/Figura



PIRÓLISIS Descontaminación *Ex Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Principalmente SCOVs y pesticidas. El proceso es aplicable para la separación de orgánicos de residuos de refinería, residuos de alquitrán de hulla, desechos del tratamiento de madera, suelos contaminados con creosota, suelos contaminados con hidrocarburos, residuos del procesamiento de caucho sintético y restos de pintura. Se ha usado para tratar BPC, dioxinas, HAP y otros contaminantes orgánicos.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- La pirólisis muestra oportunidades promisorias para tratar contaminantes orgánicos en suelos y lodos aceitosos.
- Se pueden remover metales volátiles.
- Hay más certeza en la uniformidad del proceso en comparación a los tratamientos térmicos *In Situ*.
- Los tiempos de tratamiento generalmente son más cortos que los procesos térmicos *In Situ*.
- Origina productos que pueden ser útiles para otras aplicaciones.

Desventajas:

- Los gases producidos necesitan tratamiento.
- Requiere un tamaño de partícula específico y manipulación de materiales, lo que puede impactar en la aplicabilidad y costos en sitios específicos.
- Hay que secar el suelo para alcanzar un contenido de humedad bajo (menor al 1%).
- Suelos con un alto contenido de humedad incrementan los costos del tratamiento.
- Suelos con metales pesados pueden requerir estabilización.
- Es necesario excavar el suelo.

Estimación de Costos Asociados

Se estima aproximadamente USD 330 por tonelada métrica.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0

http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html

Pyrolysis

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-25.html>

Thermal Treatment: Ex Situ

http://www.clu-in.org/techfocus/default.focus/sec/Thermal_Treatment%3A_Ex_Situ/cat/Overview/

Vasile, L., Gavrilescu, M. 2008. Overview of ex situ Decontamination Techniques for Soil Cleanup. Environmental Engineering and Management Journal. Vol.7, No.6, 815-834.

Volke, T., Velasco, J.A. 2002. Tecnologías de Remediación para Suelos Contaminados.

22

POZOS DE RECIRCULACIÓN

Descontaminación *In Situ*

Descripción

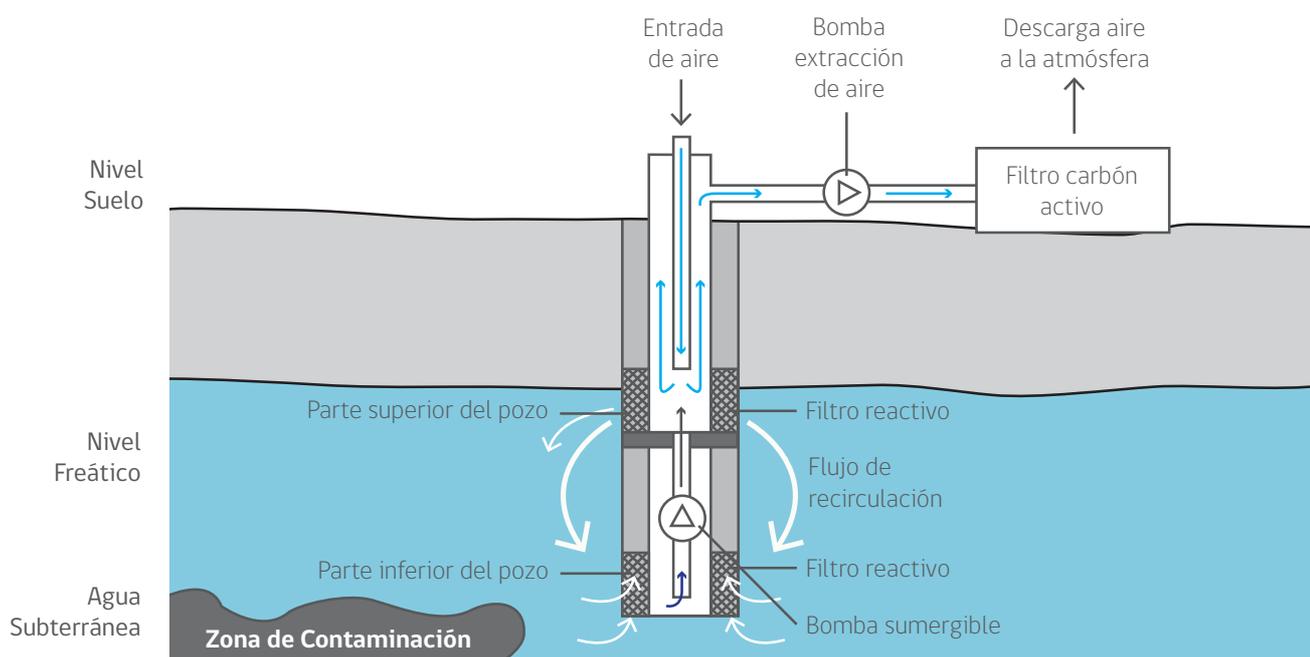
En los pozos de recirculación se separan los COV del agua subterránea en forma de vapor, pero, a diferencia de las técnicas de inyección de aire comprimido, todo este proceso se lleva a cabo en la zona saturada. Se basa en la creación de celdas de recirculación de agua subterránea en el interior y alrededores del pozo, el que está normalmente configurado en un sistema de doble carcasa.

El sistema puede ser configurado con un flujo ascendente o un flujo descendente. Las configuraciones más comunes implican la inyección de aire en la carcasa interior del pozo, disminuyendo la densidad del agua subterránea, favoreciendo su ascenso y la volatilización de los compuestos orgánicos. Estos últimos son captados por un filtro en la parte superior del pozo, desde donde el agua vuelve a circular hacia abajo por gravedad, volviendo a ser captada en la parte inferior del pozo y repitiendo de nuevo el ciclo. A través de este sistema, los contaminantes volátiles en el agua subterránea se transfieren desde la fase líquida a la fase gaseosa por las burbujas de aire ascendentes. Los vapores contaminados pueden ser extraídos y tratados en la superficie del suelo, generalmente con filtros de carbón activo, o descargados en la zona no saturada, a través de la sección superior del pozo, y ser degradado mediante tecnologías de biorremediación *In Situ*. El agua subterránea se recircula varias veces dentro del sistema hasta que la remoción de contaminantes sea la esperada.

La eficiencia de esta tecnología puede ser mejorada mediante la adición de ozono, sistemas de adsorción con carbón activado, o tratamientos biológicos. El radio de influencia del pozo también se puede modificar a través de las adiciones de productos químicos que permitan la estabilización *In Situ* de metales disueltos en el agua subterránea. En general, la selección de una configuración depende de las condiciones del lugar, los contaminantes y el proveedor disponible.

Esta técnica puede ser utilizada en conjunto con otras tecnologías, tales como biorremediación, bioventing, extracción de vapores, entre otras, realizando un tratamiento simultáneo sobre la zona no saturada del suelo.

Esquema de Operación/Figura



POZOS DE RECIRCULACIÓN Descontaminación *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

La mayoría de las aplicaciones de esta tecnología incluyen el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles halogenados, tales como TCE, y los productos derivados del petróleo y sus componentes (BTEX). Se han propuesto aplicaciones de esta tecnología a COV no halogenados, SCOV, pesticidas y compuestos inorgánicos. La tecnología también se ha aplicado a agua subterránea contaminada con radionucleidos y COV y sobre distintos tipos de suelo, de arcilla limosa a grava de arena.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Debido a que el agua subterránea no se bombea a la superficie, los costos de bombeo y tramitación de permisos se reducen y eliminan. Se evita, además, la necesidad de eliminación y almacenaje del agua contaminada o parcialmente tratada.
- Los vapores contaminados generados en el proceso son más fácilmente retirados y tratados en superficie.
- El sistema está diseñado para funcionar de forma continua sujeta a mantenciones básicas de rutina.
- Los sistemas pueden ser modificados para hacer circular el agua subterránea en dirección ascendente o descendente, con el fin de aprovechar las propiedades físicas de los contaminantes tratados.
- Permite la estimulación de procesos de atenuación natural (aeróbico o anaeróbico) y biorremediación, mediante la adición de nutrientes y oxígeno.

Desventajas:

- El sistema puede estar sujeto a obstrucción por la infiltración de precipitados que contengan componentes oxidados.
- Los acuíferos poco profundos pueden limitar la efectividad del proceso, debido a la limitación de espacio para la circulación.
- Pueden no ser eficaces en sitios con fuertes patrones naturales de flujo de aguas subterráneas.
- Si el sistema no está bien diseñado o construido, la pluma de contaminación puede extenderse más allá del radio de influencia o los pozos se pueden obstruir.
- Como en el caso de la inyección de aire comprimido, también presenta el inconveniente del elevado consumo energético.
- La actividad biológica o precipitación química pueden limitar la permeabilidad del filtro.

Estimación de Costos Asociados

Sin información disponible.

Referencias/Más Información/Links de Interés

- General Principles of Groundwater Circulation Well (GCW) Technology for Soil and Groundwater In-Situ Remediation
<http://www.eco-web.com/edi/00384.html>
- In-Well Air Stripping (In Situ Groundwater Remediation Technology)
<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-40.html>
- Field Applications of In Situ Remediation Technologies: Ground-Water Circulation Wells
<http://www.epa.gov/tio/download/remed/gwcirc.pdf>

23

REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA

Descontaminación *In Situ*

Descripción

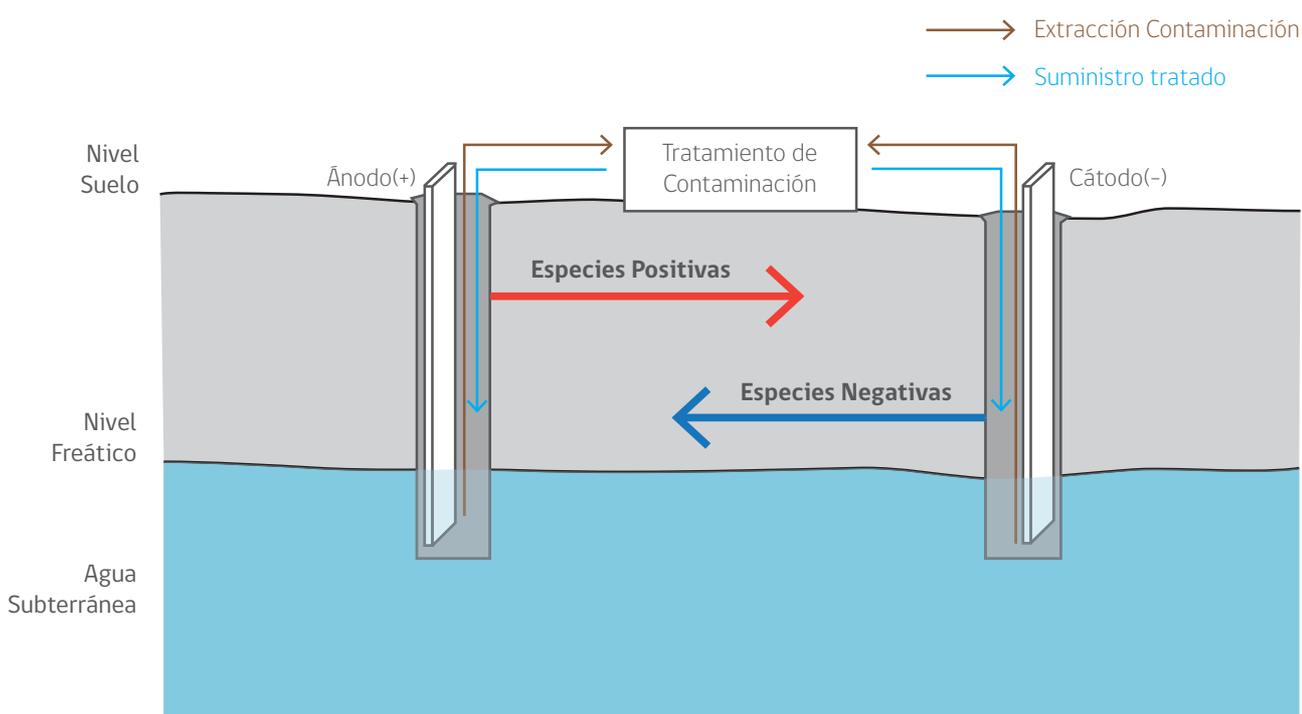
La remediación electrocinética es una tecnología que permite separar y extraer metales pesados, radionucleidos y contaminantes orgánicos presentes en suelos (zona saturada y no saturada), lodos, sedimentos y aguas subterráneas. En los últimos años esta tecnología ha adquirido un considerable interés, especialmente por su aplicación en el tratamiento de suelos de baja permeabilidad y en aguas subterráneas.

El principio de la remediación electrocinética se basa en la aplicación de una corriente directa de baja intensidad en el suelo a través de pares de electrodos distribuidos en una matriz definida, provocando que las especies cargadas (iones) y el agua se desplacen hacia estos electrodos. Existen dos mecanismos principales de transporte de los contaminantes a través del suelo: la electromigración y la electroosmosis.

En la electromigración las partículas cargadas son transportadas a través del sustrato, mientras que, en la electroosmosis, es el movimiento de un líquido que contiene iones es el que transporta éstos hacia una superficie estacionaria cargada. La dirección y la velocidad de movimiento de una especie iónica dependerán de su carga, tanto en magnitud y polaridad, así como la magnitud de la velocidad de flujo inducido por la electroosmosis. Especies no iónicas, tanto inorgánicas como orgánicas, también serán transportadas junto al flujo del líquido, inducidas por la electroosmosis.

La remediación electrocinética puede estar enfocada al mejoramiento de la remoción y/o al tratamiento sin necesidad de remoción. El mejoramiento de la remoción se alcanza mediante el transporte electrocinético de contaminantes hacia los electrodos polarizados, concentrando los contaminantes y facilitando su posterior eliminación y tratamiento *Ex Situ*. El tratamiento sin necesidad de remoción se alcanza mediante el transporte electroosmótico de contaminantes a través de zonas de tratamiento definidas. Este enfoque es utilizado *In Situ* para la remediación de suelos contaminados con especies orgánicas.

Esquema de Operación/Figura



REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA

Descontaminación *In Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Tecnología reportada principalmente para el tratamiento de metales pesados, aniones y compuestos orgánicos polares contaminantes presentes en suelos, lodos y aguas subterráneas, tales como: Metales pesados (Plomo, Mercurio, Cadmio, Niquel, Cobre, Zinc, Cromo), Especies radioactivas (Cs_{137} , Sr_{90} , Co_{60} , Ur), Aniones Tóxicos (Nitratos, Sulfatos), DNAPL, Cianuros, Hidrocarburos derivados del petróleo (diesel, gasolina, kerosene y aceites lubricantes), Explosivos, Mezclas de contaminantes orgánicos/inorgánicos, TCE, BTEX, PAH.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- Es un método eficaz para la recuperación de contaminantes iónicos. Los contaminantes iónicos se encuentran generalmente absorbidos en las partículas del suelo, no estando naturalmente disponibles para la eliminación mediante la acción de arrastre de las aguas subterráneas.
- Método eficaz para inducir el movimiento del agua, iones y coloides en suelos de baja permeabilidad.
- En la actualidad no existe otro método *In Situ* para remediar la contaminación por metales pesados en la zona no saturada de suelos. La excavación y/o disposición final en un relleno sanitario autorizado no es siempre posible, además de ser de alto costo.

Desventajas:

- Limitado por la solubilidad del contaminante y la desorción de los contaminantes de la matriz del suelo.
- Las condiciones ácidas y la descomposición electrolítica pueden producir la corrosión del material del ánodo.
- La ruta de migración para los contaminantes, inducida por los electrodos, podría ser demasiado larga o podría haber zonas de estancamiento entre los pozos, donde la tasa de migración es particularmente lenta, dando como resultado una remediación incompleta.
- Las reacciones de electrólisis en las proximidades de los electrodos pueden causar cambios en el pH que pueden cambiar la solubilidad y especiación de los contaminantes.
- La heterogeneidad o anomalías en el subsuelo (fundaciones de construcción, escombros, presencia de hierro o de óxidos de hierro, grandes rocas o materiales de relleno) pueden reducir la eficiencia de la remoción.
- La presencia de conductores metálicos o aisladores enterrados en el suelo y los cambios de pH inducido por las reacciones del proceso pueden reducir la eficiencia del tratamiento.
- La precipitación de especies en las cercanías del cátodo pueden ser un obstáculo para el proceso.

Estimación de Costos Asociados

Los costos dependerán de la cantidad de suelo a tratar, la conductividad del suelo, el tipo de contaminante, el espaciado de los electrodos, y el tipo de diseño del proceso. Un estudio reciente estima que los costos a escala real de 117 dólares por metro cúbico.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Electrokinetic Separation (In Situ Soil Remediation Technology)

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-4.html>

Emerging Technologies for the Remediation of Metals in Soils: Electrokinetics

<http://www.itrcweb.org/Documents/MIS-4.pdf>

Technology Overview Report: Electrokinetics

http://www.clu-in.org/download/remed/elctro_o.pdf

24

SOLIDIFICACIÓN/ESTABILIZACIÓN (S/E)/INYECCIÓN DE SOLIDIFICANTES

Confinamiento

In Situ/Ex Situ

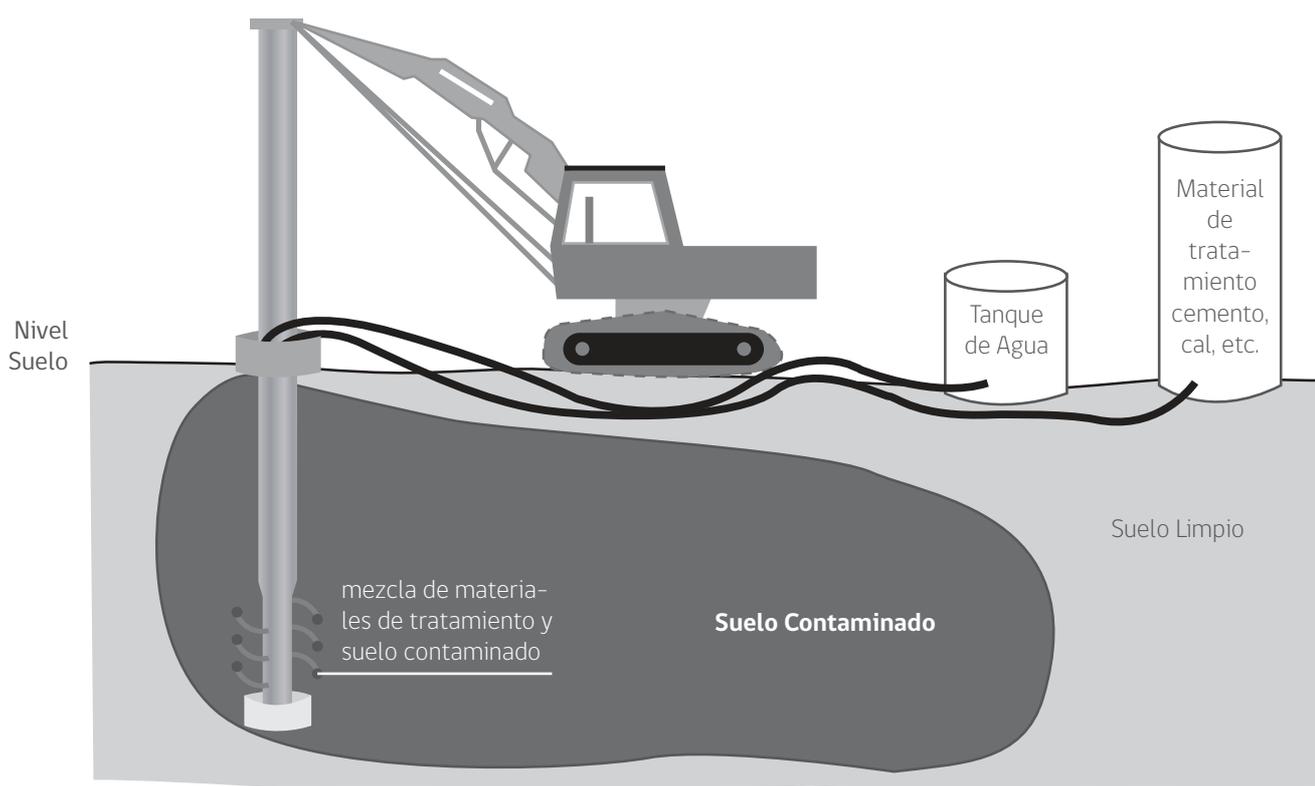
Descripción

Tecnologías que reducen la solubilidad, reactividad o movilidad de los elementos contaminantes mediante modificación de su estado químico o inmovilización física por agentes estabilizantes (estabilización); o bien convierten el residuo con el contaminante en un sólido de manipulación sencilla y segura, evitando riesgos de volatilización, lixiviación o fugas (solidificación). A diferencia de otras tecnologías de remediación, la S/E busca atrapar o inmovilizar los contaminantes dentro de su medio (es decir, el suelo, arena y/o materiales de construcción que los contienen), impidiendo su liberación o desprendimiento hacia el medio ambiente, y no la destrucción o eliminación de las sustancias contaminantes a través de tratamientos químicos o físicos. La S/E puede realizarse tanto *In Situ* como *Ex Situ*. Para el caso de la S/E *Ex Situ*, el material a tratar debe excavar, en términos específicos, el suelo o lodo contaminado se extrae y se deposita en equipos donde es mezclado con los materiales de tratamiento, como cemento y cal. Entonces, el suelo o lodo tratado puede ser colocados nuevamente en el sitio o depositado en un vertedero controlado.

En la S/E *In Situ* puede utilizarse sistemas para cubrir los suelos contaminados sin necesidad de excavar, o bien, los materiales de limpieza se pueden mezclar directamente bajo tierra. La mezcla se prepara con el uso de barrenos o paletas rotatorias. Luego, el suelo o lodo tratado que queda en el sitio se cubre con suelo limpio o un pavimento.

En la Inyección de solidificantes, los agentes estabilizantes, inorgánicos como el cemento u orgánicos como las sustancias bituminosas, el polietileno o las parafinas, son inyectados *In Situ* en el suelo contaminado a través de pozos similares a los utilizados en el sellado profundo o mezclados con el suelo, encapsulando físicamente a los contaminantes en una matriz estable impermeable al agua.

Esquema de Operación/Figura



SOLIDIFICACIÓN/ESTABILIZACIÓN (S/E)/INYECCIÓN DE SOLIDIFICANTES

Confinamiento *In Situ/Ex Situ*

Aplicaciones/Contaminantes Tratados

Se trata de una técnica apropiada para suelos contaminados con sustancias inorgánicas, con limitada eficacia para SCOV o pesticidas. Ha sido aplicada en una enorme variedad de residuos municipales, nucleares, aguas residuales y lodos.

Ventajas/Desventajas

Ventajas:

- En muchos casos suele ser la única forma de tratamiento para residuos complejos.
- Útil para tratar grandes extensiones de suelo contaminado tanto *In Situ* como cuando el material es excavado y removido.
- En general, los materiales no representan costos elevados, por lo que resulta una opción competitiva en comparación a otros procesos.

Desventajas:

- Los COV y metales volátiles (Pb, Cd, As, Hg) tienden a volatilizarse durante el mezclado del suelo con los agentes de solidificación/estabilización, y generalmente éstos no son inmovilizados.
- La profundidad a la que se encuentre el contaminante limita algunos procesos
- El material solidificado puede impedir el futuro uso del sitio.
- El contenido en materia orgánica del suelo va a interferir negativamente al limitar la acción de los aditivos.
- Algunos procesos dan como resultado un aumento significativo en el volumen (hasta el doble del volumen original).
- El tratamiento *In Situ* por debajo del nivel freático puede requerir de deshidratación
- Ciertos residuos son incompatibles con este proceso.
- Las condiciones ambientales pueden afectar a la inmovilización de los contaminantes a largo plazo.
- Los efectos a largo plazo que pueden provocar los aditivos añadidos al suelo son aún desconocidos, pudiendo afectar la inmovilización de los contaminantes.

Estimación de Costos Asociados

Los costos estimados de estas tecnologías fluctúan entre los 120 y 250 USD/m³.

Referencias/Más Información/Links de Interés

Procesos de Estabilización/Solidificación: Revisión Bibliográfica

http://catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/leia/ortiz_m_jr/capitulo4.pdf

Técnicas de recuperación de suelos contaminados

http://www.madrimas.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/vt/vt6_tecnicas_recuperacion_suelos_contaminados.pdf

Solidification/Stabilization

<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-8.html>

6. TIPOS DE REMEDIACIÓN EJECUTADOS EN CHILE



6. Tipos de Remediación Ejecutados en Chile

La mayor parte de los proyectos de remediación en Chile se han ejecutado en el marco del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (ver capítulo 2.1), evaluación en la que habitualmente se utiliza una norma de referencia, dado que hasta la fecha no se ha dictado en el país una normativa respecto de calidad de suelos que, a su vez, fije procedimientos y/o valores de remediación.

Para el saneamiento y recuperación de suelos en Chile, el principal método utilizado corresponde a la excavación, retiro y reposición del suelo afectado. Adicionalmente, dada la heterogeneidad de suelos que posee Chile y la naturaleza diversa de los contaminantes, algunas de las otras tecnologías que se están investigando (aunque en incipiente desarrollo) son: fito-remediación, biorremediación y electrorremediación.

A continuación se presenta una breve reseña de algunos proyectos e investigaciones destacadas que se han ejecutado en el país, en función del tipo de tratamiento.

6.1 Excavación, Transporte y Disposición

Consiste en el retiro del suelo contaminado y su posterior traslado y disposición en un lugar fuera del área de riesgo (*Ex Situ*). Un proyecto emblemático de este tipo es la Recuperación de Terrenos "Las Salinas" en la V Región.

Este proyecto fue ingresado al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental el 20 de Diciembre de 2002 y calificado favorablemente por la COREMA Región de Valparaíso en el año 2007. El objetivo del proyecto es el retiro de las instalaciones petroleras subterráneas que se encuentran en el lugar, para que, una vez concluido, se proceda a la recuperación de los suelos.

El saneamiento de los terrenos se realiza hasta cumplir los niveles de concentración aceptables dados por la aplicación de un modelo de riesgo, que define los niveles de concentraciones que no revistan riesgo para la salud humana, de acuerdo a los futuros usos del terreno analizados, esto es (1ª Residencia, 2ª Residencia, Parques y Jardines, Trabajadores de la construcción). El proyecto plantea niveles de concentración límite (Valores Objetivos de Concentración, VOCs) para hidrocarburos y otros compuestos, en el suelo y aguas subterráneas, de modo que los usos futuros que queden restringidos serán el uso agrícola para chacarería y el uso del agua subterránea para bebida humana sin tratamiento de potabilización.





6.2 Fitorremediación

Los esfuerzos realizados en torno a la fitorremediación han cubierto distintos aspectos, como la realización de catastros de flora presente en sitios impactados que muestran características remediadoras en diferentes regiones del país, estudios de sustratos del suelo que ayudan a una fitorremediación más eficiente, entre otros.

Los estudios de prospección de la flora presente en los sitios impactados se centra en la búsqueda de las especies que se caracterizan por ser hiperacumuladoras de metales, ejemplo de esto es *Oenothera affinisque* especie acumuladora de cobre (González et al., 2008) perteneciente a la zona central de país (V región). En otros estudios se ha determinado la acumulación del mismo metal en las raíces y hojas de especies de flora presentes en tranques de relaves al norte de Chile (III región, planta Matta), a partir de lo cual se encontró que la especie nativa *Schinus polygamus* y *Atriplex deserticola*, acumuló sobre 1,2 g de cobre por kg en sus hojas, mostrando que son pseudometalófitas, además se reportó que cinco de las especies estudiadas pueden ser consideradas con capacidad fitoextractora y cuatro fueron aptas para fitoestabilización de sitios contaminados con cobre, cabe señalar que esta evidencia sirve de base para desarrollar fitorremediación en sitios semi-áridos y en relaves mineros (Ortiz-Calderón, 2008). También se ha encontrado otra especie en la zona central del país, llamada, *M. luteus var. variegatus*, que en zonas con altas concentraciones de cobre en el suelo presentan la capacidad de almacenar el metal en la parte aérea de su estructura, observándose concentraciones de 210,3 mg/kg en las hojas, 90,1 mg/kg en el tallo y 348,8 mg/kg en las flores.

Parte importante de los estudios realizados de fitorremediación se han enfocado en zonas que se han visto impactadas por la actividad minera, en la región central por el emplaza-

miento de fundiciones y en la zona norte del país en los tranques de relaves, buscando solucionar el problema de polvo suspendido y además en la estabilización de metales a nivel de raíces. Dado que las condiciones de los tranques y suelos impactados no son las más propicias para la revegetación debido principalmente a la falta de materia orgánica, limitaciones de nutriente y potencial toxicidad de los metales presentes, se ha estudiado a nivel local algunos sustratos como mejoradores de suelo.

En el marco del proyecto Innova Corfo sobre "Uso de recursos filogenéticos nativos para fitoestabilización de depósitos de relaves en la Región de Coquimbo", desarrollado por el Centro de Investigación Minera y Metalúrgica (CIMM) y co-ejecutado por el Centro Regional Intihuasi del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), se describen los principales acondicionadores para relave que pueden encontrarse en la zona norte-centro de Chile, entre acondicionadores de tipo orgánicos se encuentran los biosólidos, guanos, compost, desechos agrícolas orgánicos (orujos y alperujos), podas y desechos de madera que se caracterizan por ser fuentes de nutrientes y de materia orgánicos, algunos presentan propiedades quelantes y de mejora en la retención de agua (biosólidos). En relación a los inorgánicos se mencionan Marinas o estériles, rípios de lixiviación que permiten un mejoramiento de texturas finas (mejora compactación y drenaje), por otro lado los sedimentos de canales de regadío y los suelos de escarpe, además de proveer un mejoramiento de textura, aportan semillas y nutrientes. La cal y conchuela son fuentes de calcio soluble que son acondicionadores de pH, neutralizando los sustratos ácidos del relave. Cabe señalar que este proyecto también desarrolló estudios a escala piloto de fitorremediación que permitió sentar las bases para una guía metodológica sobre la fitoestabilización en tranques de relaves.



6.3 Biorremediación

Las tecnologías de biorremediación de suelos contaminados fueron desarrolladas para acelerar el proceso natural de la recuperación de suelos. Este efecto es logrado mediante la optimización de la capacidad natural de microorganismos para degradar un contaminante, proporcionando las condiciones esenciales para el crecimiento y la biodisponibilidad del contaminante, así como la reducción del estrés abiótico sobre la microflora. (Rubilar, O., 2007).

En nuestro país, una de las actividades con mayor riesgo ambiental es la minería metálica, representada por el cobre, debido a su poder modificador del paisaje y a sus descargas de residuos tóxicos. Por otra parte, algunos suelos en el sur de Chile se han visto afectados por derrames y confinamientos de petróleo crudo producto de la actividad petrolera imperante en la zona. Asimismo el suelo también sufre la contaminación por residuos de pesticidas y otros productos agroquímicos, como los herbicidas y los fertilizantes, pues la agricultura chi-

lena ha sufrido una verdadera revolución tecnológica desde fines de los setenta, basado en uso masivo de estos agroquímicos (Montenegro, F., 2007).

Con miras a la recuperación de estos suelos mediante métodos biológicos, se están investigando numerosas alternativas de biorremediación. En el desierto de Chile, la región de Atacama se ha visto afectada por las operaciones mineras y los repetidos derrames de fuel-oil que han dado como resultado unas mezclas complejas de hidrocarburos alifáticos y aromáticos, los que son considerados por la legislación chilena como desecho peligroso. Por esta razón se evaluó a escala de laboratorio una tecnología de biorremediación para tratar suelos contaminados de mineras de la región con concentración de combustible >50.000 mg/kg. Para esto se utilizó reactores de compostaje con 5 tipos de suelo contaminado mezclados con aserrín a temperaturas entre 30°C y 40°C, con una humedad constante de 50% y aireación continua de 16 L/min durante

TIPOS DE REMEDIACIÓN EJECUTADOS EN CHILE

56 días. Finalmente se concluyó que con la mezcla de suelo contaminado con aserrín en una proporción de 1:3 se logra una máxima eliminación de hidrocarburos (Godoy, A. et al., 2007).

Por otra parte, de los bosques de la región de La Araucanía se aisló el hongo de la pudrición blanca para evaluar su capacidad degradadora de pentaclorofenoles (PCF) para su posterior utilización en suelos contaminados. Se demostró finalmente que *Anthracophyllum discolor* fue la cepa que presenta más potencial para ser utilizada en procesos de biorremediación de suelos y aguas contaminadas con compuestos orgánicos persistentes. Se demostró que *A. discolor* removió entre un 70% y 80% de PCF en suelo y un 81% en un reactor de suelo en fase slurry (Rubilar, O., 2007). Este mismo hongo mostró capacidad de degradar hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), en la siguiente proporción: fenantreno (62%), antraceno (73%), fluoranteno (54%), pireno (60%) y benzo (a) pireno (75%) (Acevedo, F. et al., 2010). También ha sido estudiado que al agregar residuos agrícolas como paja de trigo a los suelos contaminados, (Cea, M. et al., 2010) el mismo hongo ve beneficiado su crecimiento y por consecuencia aumenta su capacidad de degradación de PCF.

En este mismo campo de la biorremediación, en la XII Región, se recolectaron muestras de suelos afectados y no afectados con petróleo crudo y se aislaron bacterias para posteriormente seleccionar las cepas con capacidad hidrocarburofítica en cultivos en agar y caldo mineral adicionado con petróleo crudo. Se aislaron un total de 240 cepas bacterianas, de las que presentaron mejor crecimiento fueron *Bacillus coagulans* y *Bacillus brevis*, las que fueron seleccionadas para realizar la cinética de degradación de petróleo crudo, lo que mostró que al día 30 de la cinética ambas cepas fueron capaces de degradar un amplio rango de grupos funcionales constituyentes del petróleo crudo, entre ellos grupos alifáticos y aromáticos (Montenegro, F., 2007).

Otro contaminante persistente y perjudicial tanto para el ecosistema como para los humanos son los herbicidas clorados (por ejemplo, s-triazinas) y policlorobifenilos (PCB), existen diversas bacterias capaces de degradar estos contaminantes. Los PCB más clorados son sometidos a deshalogenaciones reductivas por los microorganismos anaerobios mientras que los Bifenilos clorados inferiores son oxidados por bacterias aerobias. En estudio realizado por Seeger, M., et al. en el año 2010, analizó el genoma de bacterias degradadoras de PCB para aumentar el conocimiento de sus capacidades metabólicas y su adaptación a condiciones de estrés. Con esta información se puede establecer procesos de biorremediación eficientes para estos contaminantes orgánicos persistentes.

Se ha estudiado también la bioaumentación con *Pseudomonas sp* encapsulado cepa MHP41 de los suelos agrícolas contaminados con el herbicida simazina. El resultado fue el aumento y mejoramiento de microorganismos degradadores de esta sustancia, así como el cambio de la comunidad microbiana en el suelo. El análisis FISH (técnica de biología molecular que permite identificación de microorganismos), reveló finalmente que la bioaumentación aumentó las cantidades relativas de los dos grupos filogenéticos estudiados (Acidobacteria y Planctomycetes), aunque los miembros de las arqueas eran metabólicamente activas, su abundancia no fue alterada por la bioaumentación.

Para el caso de los metales, un tipo de contaminantes que, a diferencia de los compuestos orgánicos como hidrocarburos o agroquímicos, no se pueden degradar, el posible riesgo que pueden presentar a los distintos receptores depende de su "biodisponibilidad". Dado esto se ha realizado en Chile estudios sobre un tratamiento que permita disminuir la biodisponibilidad de los metales, esto mediante un cambio de especiación química que estabilice los metales, utilizando microorganismos sulfato reductores. Se ha reportado (Almendras



et al; 2009), que al realizar un estudio, a escala piloto, con suelo no perturbado de bioestabilización los metales como Fe, Cu, Pb y Zn se encuentran estables y sólo al realizar un lavado del suelo a pH 2,0 estos empiezan a movilizarse, lo que indica que es una buena alternativa de remediación para el estrato anaerobio del suelo, la que puede ser parte de una estrategia de remediación, en la cual se pudiese realizar lavado de suelo o fitorremediación en los primeros estratos y bioestabilización en la parte anaerobia. Cabe señalar que esta metodología ha sido utilizada exitosamente en un medio acuoso.

En los proyectos de remediación con microorganismos, uno de los más relevantes realizados en el país, debido a su escala, es la "Bioremediación de suelos en la región de Magallanes". En la Región de Magallanes se encuentra la mayor extracción de petróleo en Chile, está actividad se realiza gracias a la previa exploración y pronta extracción del petróleo a partir de pozos. Estos pozos están presentes desde las primeras décadas del siglo XX, y hasta la fecha existen alrededor de 1100 ductos de extracción. Cuando el crudo (recurso) se agota, los pozos, no tienen mayor uso y presentan un potencial de contaminación. Por esta razón ENAP formuló en el año 2005 un programa de "Saneamiento de Pasivos Ambientales" que tiene como objetivo descontaminar pozos pasivos y realizar una recuperación de suelos contaminados con hidrocarburos, lo cual contempla hacerse cargo de una herencia ambiental histórica que obedeció a prácticas propias del quehacer petrolero de las primeras décadas en las zonas donde se desarrollaron las actividades de exploración y explotación petrolera.

El proyecto utilizó 3 tipos de metodologías de saneamiento de fosas, consistentes en remediación a través de bioestimulación, sistemas de aireación y adición de material orgánico. La primera tecnología de remediación a través de bioestimulación busca disminuir la concentración de hidrocarburos en el suelo por acción de biodegradación microbiana, mejorada por la adición de una solución concentrada de bacterias con capacidades degradadoras. La segunda metodología consiste en un sistema de aireación pasiva y bioestimulantes hasta los límites permisibles y así, de esta forma, estimular la capacidad natural de los microorganismos nativos que degradan los hidrocarburos del suelo. La tercera metodología utilizada fue la bioremediación con adición de material orgánico que permite disminuir la concentración de hidrocarburos en el suelo por acción de biodegradación microbiana estimulada por la adición de nutrientes orgánicos aportados por turba y/o por la adición de fertilizantes naturales. Como última etapa, en las 3 metodologías, se procede al cierre de las fosas con previa verificación de que las concentraciones presentes en el suelo cumplan con la normativa de referencia: "Alberta Soil and Water Quality Guidelines for Hydrocarbons at Upstream Oil and Gas Facilities" (Alberta Environment, 2001).



6.4 Electrorremediación

La electrorremediación ha sido utilizada en relaves mineros con el objetivo de aumentar la eficiencia de remoción de cobre. En el estudio realizado por Rojo, Adrián., et al en el año 2006, se evaluó el efecto del voltaje aplicado, el período de voltaje alternado y el tiempo de remediación, obteniéndose como resultado que al decrecer el voltaje efectivo semeja la acción remediadora. Asimismo, se comprobó que al aumentar el tiempo de remediación, aumenta la cantidad de material remediado.

Otro estudio reportado es la implementación de electrodos bipolares en el material poroso, que permite una ruta de migración más corta y un aumento de la conductividad eléctrica en el sistema de remediación. Este método fue realizado en relaves de la mina El Teniente, mostrando un 42% de remoción en comparación con el 8% obtenido sin los electrodos bipolares.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alexander, M. Biodegradation and Bioremediation. San Diego: Academic Press Inc.; 1994.

Alexander, M. How Toxic Are Toxic Chemicals in Soil? *Environmental Science & Technology*. 29:2713-2717; 1995.

Almendras, M., Wiertz, J.V., Chamy, R. Heavy Metals immobilization in contaminated smelter soils using microbial sulphate reduction, *Advanced Materials Research Vols 71-73 pp 577-580*.2009

Barriuso, E.; Benoit, P.; Dubus, I.G. Formation of Pesticide Nonextractable (Bound) Residues in Soil: Magnitude, Controlling Factors and Reversibility. *Environmental Science & Technology*. 42:1845-1854; 2008.

Benavides López de Mesa J., Quintero G., Andrea Liliana Guevara Vizcaíno, A. L., Jaimes Cáceres, D. C., Gutiérrez Riaño, S. M., y J. M. García.2006. Bioremediación de suelos contaminados con hidrocarburos derivados del petróleo. *NOVA-PUBLICACIÓN CIENTÍFICA*. 4 (5), 1-116.

Berns, A.; Vinken, R.; Bertmer, M.; Breitschwerdt, A.; Schäffer, A. Use of 15N-depleted artificial compost in bound residue studies. *Chemosphere*. 59:649-658; 2005.

Bouwer, E.J., Zehnder, J.B. Bioremediation of organic compounds - putting microbial metabolism to work. *Trends in Biotechnology*, 11, 360-367; 1993.

Capriel, P.; Haisch, A.; Khan, S.U. Distribution and nature of bound (nonextractable) residues of atrazine in a mineral soil nine years after the herbicide application. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 33:567-569; 1985.

Casellas, M., P. Fernández, J. M. Bayona y A. M. Solanas. 1995. Bioassay-directed chemical analysis of genotoxic components in urban airborne particulate matter from Barcelona, Spain. *Chemosphere*. 30, 725-740.

Cea, M., Jorquera, M., Rubilar, O., Langer, H., Tortella, G., Diez, M. C. Bioremediation of soil contaminates with pentachlorophenol by *Anthracyllum discolor* and its effect on soil microbial community. Elsevier. Volumen 181, Issues 1-3, pages 315-323. 2010

Coates J.D., Chakraborty R.y J. McInerney. 2002. Anaerobic benzene biodegradation-a new era. *Resources in Microbiology* 153, 621-628.

Comisión Nacional del Medio Ambiente. 2008. "Guía para Preparar Estudios de Factibilidad de Proyectos de Remediación de Sitios Contaminados con COPs".

Daane L., Harjono I, Zylstra G y M. Häggblom. 2001. "Isolation and characterization of polycyclic Aromatic Hydrocarbon degrading bacteria associated with the Rhizosphere of salt Marsh plants". *Applied and Environmental Microbiology*. 67(6), 2683-2691.

Dec, J.; Bollag, J.-M. Determination of Covalent and Noncovalent Binding Interactions Between Xenobiotic Chemicals and Soil. *Soil Science*. 162:858-874; 1997.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Drysdale G., Kasan H, y F. Bux. 1999. "Denitrification bacteria during activated sludge treatment". *Water S.A.* 25, 357-362.
- ENAP, 2011. Memoria Anual ENAP, Página 55.
http://www.enap.cl/investor_relations/doc/memorias/MEMORIA_ENAP2011.pdf
- Environmental Protection Agency (EPA). 2001. A Citizen's Guide to Phytoremediation. EPA 542-F-01-002. 2p.
- Environmental Protection Agency (EPA). 1988. Guidance for Conducting Remedial Investigations and Feasibility Studies under CERCLA. Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/G-89/004.
- Eweis, J.B.; Ergas, S.J.; Chang, D.P.Y y Schroeder, E.D. *Bioremediation Principles*. WCB/McGraw Hill, Malaysia; 1998
- Feller-Rate. 2011.www.fellerrate.cl/general2/corporaciones/enap1106.pdf.
- Furuno, S.; Pätzolt, K.; Rabe, C.; Neu, T.R.; Harms, H.; Wick, L.Y. Fungal mycelia allow chemotactic dispersal of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria in water-unsaturated systems. *Environmental Microbiology*. 12:1391-1398; 2010.
- García-Torres, R., Ríos-Leal, E., Martínez-Toledo, A., Ramos-Morales, F. R., J. S. Cruz-Sánchez y M. del C. Cuevas-Díaz. 2011. Uso de Cachaza y Bagazo de Caña de Azúcar en la Remoción de Hidrocarburos en Suelo Contaminado". *Rev. Int. Contam. Ambie.* 27(1), 31-39.
- GEA, 2012. Grupo de Estudios Ambientales Universidad de Magallanes.
www.umag.cl/gea/GEA-Impacto%20ambiental_archivos/Page1321.htm
- Gevao, B.; Jones, K.C.; Semple, K.T.; Craven, A.; Burauel, P. Peer Reviewed: Nonextractable Pesticide Residues in Soil. *Environmental Science & Technology*. 37:138A-144A; 2003.
- Gevao, B.; Semple, K.T.; Jones, K.C. Bound pesticide residues in soils: a review. *Environmental Pollution*. 108:3-14; 2000.
- Girardi C, Greve J, Lamshöft M, Fetzer I, Miltner A, Schäffer A, Kästner M. Biodegradation of ciprofloxacin in water and soil and its effects on the microbial communities. *J Hazard Mater*: 198:22-30; 2011.
- Godoy-Faundez, A., Antizar-Ladislao, B, Reyes-Bozo, L., Camaño, A., Saez-Navarrete, C. Bioremediation of contaminated mixtures of desert mining soil and sawdust with fuel oil by aerated in-vessel composting in the Atacama Region (Chile). *Elsevier*. Volume 151, Issues 2-3, PP 649-657. 2007.
- González, I., Mueña, V., Cisternas, M., Neaman, A. Acumulación de cobre en una comunidad vegetal afectada por contaminación minera en el valle de Puchuncaví, Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*. 81,279-291. 2008.
- Hatzinger, P.B.; Kelsey, J.W.; Daniel, H. POLLUTANTS | Biodegradation. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Oxford: Elsevier; 2005.
- Howe-Grant, M. 1996. *Petroleum Encyclopedia of chemical technology* 4th ed. Wiley Interscience Publication. New York, pp. 342-480.
- INIA, 2000. Instituto Investigación Agropecuaria.
www.inia.cl/medios/biblioteca/serieactas/NR32805.pdf
- Jablonowski, N.D.; Köppchen, S.; Hofmann, D.; Schäffer, A.; Burauel, P. Persistence of 14C-labeled atrazine and its residues in a field lysimeter soil after 22 years. *Environmental Pollution*. 157:2126-2131; 2009.
- Kaifer, M.J, A. Aguilar, A., Arana, E., Balseiro, C., Torá, I., Caleyá, J. M., y C. Pils. 2004. *Guía de Tecnologías de Recuperación de Suelos Contaminados*. Madrid: Comunidad de Madrid, Consejería del Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.

FUNDACIÓN CHILE

Kästner, M.; Streibich, S.; Beyrer, M.; Richnow, H.H.; Fritsche, W. Formation of Bound Residues during Microbial Degradation of [14C] Anthracene in Soil. *Appl Environ Microbiol.* 65:1834–1842; 1999.

Katayama, A.; Bhula, R.; Burns, G.R.; Carazo, E.; Felsot, A.; Hamilton, D., et al. Bioavailability of Xenobiotics in the Soil Environment. In: Whitacre DM, ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*: Springer New York; 2010.

Khan, S.U.; Dupont, S. Bound pesticide residues and their bioavailability. In: Greenhalgh R, Roberts TR, eds. *Pesticide Science and Technology*. Oxford: Blackwell Scientific Publications; 1987.

Kingston, P.F. 2002. Long-term Environmental Impact of Oil Spills. *Spill Science & Technology Bulletin.* 7, 53–61.

Lee H, Lee J, Cheon J y K. Lee. 2001. Attenuation of Petroleum Hydrocarbons in Smear Zones: A Case Study. *Journal of Environmental Engineering.*127(7), 639–647.

Lovley, D. R. 2003. Cleaning Up with Genomics: Applying Molecular Biology to Bioremediation. *Nature Reviews. Microbiology.* 1(1), 35–44.

Méndez-Natera J. R., Roque C., K. Zapata y V.A. 2004. Otahola-Gómez.Efecto de la concentración y tiempo de contaminación de un suelo por petróleo en la germinación de semillas de maíz (*Zea mays L.*) cv. Himeca 95. *Revista UDO Agrícola* 4(1), 66–71.

Méndez, M., Rennola, L., Peña, M. y P. Rodríguez, P. 2011. Determinación de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) usando CG-FID en suelos de un patio de tanques en desuso situado en Catia La Mar-Venezuela. *Revista Ciencia e Ingeniería.* 32(1) 31–38.

Merkel, N., Schultze-Kraft R., y C. Infante. 2004. Phytoremediation of petroleum-contaminated soils in the tropics-Pre-selection of plant species from Eastern Venezuela. *Journal of Applied Botany and Food Quality.* 78 (3), 185–192.

Miltner, A.; Kindler, R.; Knicker, H.; Richnow, H.-H.; Kästner, M. Fate of microbial biomass-derived amino acids in soil and their contribution to soil organic matter. *Organic Geochemistry.* 40:978 985; 2009.

Miltner, A.; Kopinke, F.-D.; Kindler, R.; Selesi, D.; Hartmann, A.; Kästner, M. Non-phototrophic CO₂ fixation by soil microorganisms. *Plant and Soil.* 269:193–203; 2005.

Montenegro, F. Aislamiento y selección de cepas bacterianas nativas de suelos de la XII región de Chile, para la degradación de crudos de petróleo. Tesis para optar al grado académico de Licenciado en Agronomía. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 2007.

Müller, H. 1987. Hydrocarbons in the freshwater environment: a literature review. *Arc. Hydrobiol. Adv. Limnol.* 24, 1–69.

Neilson, A.H.; Allard, A.-S. *Environmental Degradation and Transformation of Organic Chemicals*: CRC Press; 2008.

Noguera, S. y A. Armado. 2010. Evaluación de metales en suelos contaminados por derrames de crudo en Yacaré, estado Falcón, Venezuela. *Avances en Química.* 5(3), 167–175.

Northcott, G.L.; Jones, K.C. Partitioning, Extractability, and Formation of Nonextractable PAH Residues in Soil. 1. Compound Differences in Aging and Sequestration. *Environmental Science & Technology.* 35:1103–1110; 2001.

Olguín E.J., Hernández M.E. y G. Sánchez-Galván. 2007. Contaminación de Manglares por Hidrocarburos y Estrategias de Biorremediación, Fitorremediación y Restauración. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 23, 139–154.

Orchard, V.A.; Cook, F.J. Relationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry.* 15:447–453; 1983.

Ortíz Brito, O., Ize Lema, I., y A. Gavilán García. 2003. La Restauración de Suelos Contaminados con Hidrocarburos en México. *Gaceta Ecológica.* 83–92.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ortiz Bernad, Irene; Sanz García, Juana; Dorado Valiño, Miriam; Villar Fernández, Susana. 2007. Técnica de Recuperación de Suelos Contaminados. Alcalá de Henares: Elecé Industria Gráfica.

Ortiz-Calderón, C. Alcaide, O. Li-Kao, J. Copper distribution in leaves and roots of plants growing on a copper mine-tailing storage facility in northern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 81, 489-499. 2008.

Paul, F.; Clark, F. *Soil microbiology and biochemistry*. New York: Academic Press; 1989.

Pepper, I.L.; Josephson, K.L. Biotic Activity in Soil and Water. In: Pepper IL, Gerba CP, Brusseau ML, eds. *Pollution Science*. San Diego: Academic Press Inc.; 1996.

Pignatello, J.J. Sorption dynamics of organic compounds in soils and sediments. In: Sawhney BL, Brown BK, eds. *Reactions and Movements of Organic Chemicals in Soil*. Madison: SSSA and ASA; 1989.

Pignatello, J.J.; Xing, B. Mechanisms of Slow Sorption of Organic Chemicals to Natural Particles. *Environmental Science & Technology*. 30:1-11; 1996.

Rice, P.J.; Anderson, T.A.; Coats, J.R. Degradation and persistence of metolachlor in soil: Effects of concentration, soil moisture, soil depth, and sterilization. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 21:2640-2648; 2002

Riojas González H. H., Torres Bustillos L. G., Mondaca Fernández I., Balderas Cortes J.J. y P. Gortáres Moroyoqui. 2010. Efectos de los surfactantes en la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos. *Química Viva*. (9)3, 120-145.

Roldán Martín, A., & Iturbe Arguelles, R. (s.f). Saneamiento de suelos contaminados con hidrocarburos mediante biopilas.

Romaniuk R., Brandt, J.F., Rios P. R. y L. Giuffré. 2007. Atenuación Natural y Remediación Inducida en Suelos Contaminados con Hidrocarburos. *Cl. Suelo (Argentina)* 25(2), 139-149.

Rubilar, O. Biorremediación de suelos contaminados con pentaclorofenol (PCF) por hongos de pudrición blanca. Tesis para optar al grado académico de doctor en ciencias de recursos naturales. Universidad de La Frontera. Temuco. 2007.

SEIA, 2006. Servicio Evaluación Impacto Ambiental. Declaración de Impacto Ambiental: "Saneamiento Ambiental de 606 Fosas Sector Isla y Continente ENAP-Magallanes".

SEIA, 2007. Servicio Evaluación Impacto Ambiental. Declaración de Impacto Ambiental: "Saneamiento Ambiental de 70 Fosas Cullen A ENAP-Magallanes".

Toledo B. K. 2009. Aplicación de Procesos Biológicos como medida Remediación para recuperar suelos Limo-Arcillosos contaminados con Gasolina. Escuela Superior Politécnica del Litoral. Facultad de Ciencias de la Tierra. Tesis de Grado, Ingeniería Civil. GUAYAQUIL-ECUADOR.

Van Deuren, J.; Wang, Z. y Ledbetter, J. *Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide*. 3ª Ed. Technology Innovation Office; 1997.

Volke Sepúlveda, T., y Velasco, J. 2002. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. Mexico.

Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S.; Wilson, J.T.; Newell, C. *Natural Attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface*. Wiley, New York; 1999.

Yaron, B.; Calvet, R.; Prost, R. *Soil Pollution-processes and dynamics*. Heidelberg: Springer 1996.



GERENCIA AGUA Y MEDIO AMBIENTE



La Unidad Tecnológica de Agua & Medio Ambiente (A&MA) trabaja desde hace 10 años impulsando la sustentabilidad y competitividad del país a través de la adaptación, desarrollo y transferencia de innovaciones de alto impacto que mejoran el desempeño ambiental y el desarrollo sustentable de las principales actividades económicas y su entorno.

A través de estas innovaciones tecnológicas, Fundación Chile contribuye a disminuir los riesgos a la salud de la población y el ecosistema, valorizar la biodiversidad, los recursos suelo y agua y reducir el pasivo ambiental del país.

Para enfrentar estos desafíos, la Unidad Tecnológica cuenta con un equipo multidisciplinario conformado por más de 40 profesionales de alta especialización. Con el objetivo de potenciar las innovaciones y acelerar la obtención de resultados de alto impacto, generalmente este grupo ejecuta los proyectos en alianza con expertos internacionales, universidades, empresas y Centros Tecnológicos de todo el mundo, destacando la colaboración con Centros de países como Australia, Israel, EE.UU., Alemania, China, Holanda, Suecia, Finlandia, México y España, entre otros.

Durante estos 10 años, la Unidad Tecnológica de A&MA ha desarrollado más de 300 proyectos. Los focos principales de trabajo han sido la industria minera, la agroindustria, el sector de hidrocarburos, la industria química, entre otros sectores productivos.

Del mismo modo, A&MA ha apoyado a organismos públicos en temáticas de medio ambiente, recurso hídrico y sustentabilidad, incluyendo el Ministerio del Medio Ambiente, la Superintendencia del Medio Ambiente, el Servicio de Evaluación Ambiental, SERNAGEOMIN, DGA, SAG, Gobiernos Regionales, entre otros.

Buscamos impulsar la sustentabilidad como un factor relevante de diferenciación y competitividad, apoyando la implementación de iniciativas que impulsen la innovación, eficiencia y creación de valor.

¿Qué hacemos?

La Unidad Tecnológica de Agua y Medio Ambiente posee 3 temáticas de acción:



Gestión de Sustentabilidad: Apoya a empresas y entidades públicas en el desarrollo e implementación de herramientas que contribuyan a mejorar la competitividad acorde a las nuevas tendencias y exigencias internacionales en sustentabilidad. Sus focos de acción son: Gestión de la sustentabilidad para empresas, apoyo en la creación de estrategias y políticas públicas para la sustentabilidad, comunidades sustentables, territorio inteligente y conservación de la biodiversidad.



Gestión Hídrica: Contribuye a enfrentar los desafíos hídricos del país de forma integral, tanto a nivel de empresas y la relación de estas con su entorno, como de cuencas; a través de la transferencia, desarrollo e implementación de soluciones innovadoras relacionadas con Contabilidad, Estrategias de Gestión, Seguimiento y Reportabilidad; Tratamiento, Optimización y Nuevas Fuentes de Aguas.



Gestión de Riesgo Ambiental: Desarrolla herramientas, estándares y servicios para la identificación, evaluación, gestión y monitoreo de los riesgos ambientales asociados a las actividades productivas tanto a nivel preventivo como de reacción frente a incidentes ambientales. Los ejes de acción de esta línea de trabajo son: Análisis de Riesgo Ambiental, Geoquímica Ambiental, Remediación Ambiental, Cierre de Faenas Mineras y Tercera Parte Independiente.

¿Cómo lo hacemos?

Proyectos I+D Bajo Contrato

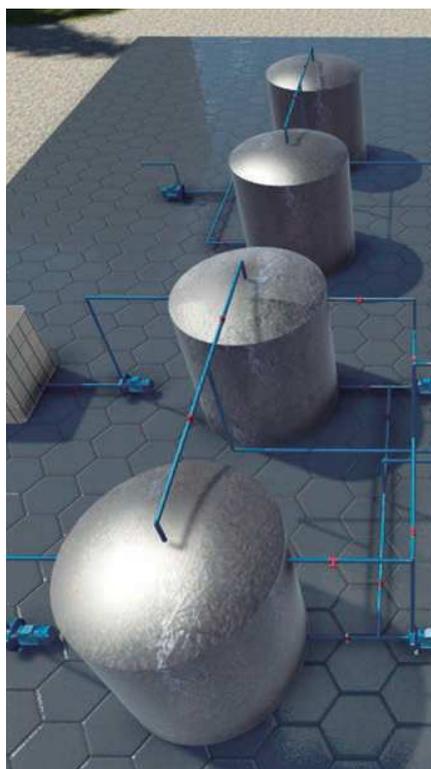
Nacen a partir de la necesidad de las empresas de resolver problemáticas ambientales para las cuales no existe una oferta disponible en el mercado o un desarrollo tecnológico adecuado. El resultado de los proyectos de innovación son por lo general tecnologías o herramientas de gestión que mejoran procesos y/o minimizan las externalidades negativas generadas durante toda la cadena productiva, mejorando así el desempeño ambiental de la empresa.

Servicios Tecnológicos Especializados

Son aquellos servicios que no se encuentran de manera recurrente en el mercado nacional, requieren de capital humano altamente especializado en temáticas específicas y usualmente demandan la articulación de grupos de especialistas nacionales y extranjeros.

Proyectos de Interés Público

Programas y/o proyectos de mediano a largo plazo, que abordan necesidades y desafíos ambientales que mejoran o aceleran el desarrollo del país o de una región específica a través de la disminución de brechas, generación de condiciones habilitantes para el desarrollo productivo, fortalecimiento de capacidades, mejoramiento de la coordinación público - privada, entre otros.





REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA DE UN SUELO REAL CONTAMINADO CON PLOMO ASISTIDA CON LA ADICIÓN DE UN AGENTE COMPLEJANTE

Maria Villen-Guzman^{*a,1b}, Maria del Mar Cerrillo-Gonzalez^a, Juan M. Paz-Garcia, Carlos Vereda-Alonso^a, Cesar Gomez-Lahoz^a y Jose M. Rodriguez-Maroto^a

^aDepartamento de Ingeniería Química, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos, 29071, Málaga, España

Recebido em 11/03/2020; aceite em 01/06/2020; publicado na web em 08/06/2020

Artigo

ENHANCED ELECTROKINETIC REMEDIATION OF A REAL LEAD-CONTAMINATED SOIL BY CHELATING AGENT ADDITION. The use of ethylenediaminetetraacetic acid disodium salt (Na_2EDTA) as a chelating agent presents ideal characteristics to be used for the removal of lead from a contaminated site. Batch experiments together with a simple local equilibrium model were carried out to evaluate the role of EDTA as enhancing agent in electrokinetic remediation of a Pb-contaminated soil. According to preliminary results, Pb removal was close to 85% after 9 hours. Hence, electrokinetic experiments were designed implementing a pH control system at both electrode-compartments. From first experiments, no important Pb recovery was obtained probably due to the counteracting effect of the electroosmotic and electromigration movement of Pb-species. The use of an iron anode instead of a platinum anode involved the recovery of a high percentage of Pb (80%) at the cathode. These results were associated with the behavior of the iron as a sacrificial anode. Furthermore, the formation of $\text{Fe}(\text{EDTA})^-$ hinders the formation of $\text{Pb}(\text{EDTA})^{2-}$, which entails the dissolution of the contaminant as Pb^{2+} . Therefore, the Pb species are transported toward the cathode by electromigration and electroosmosis. Furthermore, the competition between the oxidation of iron and the water electrolysis entailed a lower consumption of NaOH to control pH value at the anode compartment.

Keywords: electrokinetic; soil remediation; lead; complexing agent; sacrificial anode.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la contaminación de suelos constituye un problema medioambiental al que se debe prestar especial atención por constituir un elemento esencial de la biosfera. A pesar de su importancia, la normativa referente a suelos contaminados se caracteriza por un desarrollo tardío respecto a otros medios como el atmosférico y el hidrosférico. Hasta 1980, como consecuencia de desastres ambientales como el de Love Canal,¹ no se promulga la primera ley referente a suelos contaminados en EEUU, denominada CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act).

Como resultado de la intensificación de actividades industriales y mineras, los suelos se ven sometidos a altas concentraciones de metales pesados lo que constituye un serio problema para el medioambiente.² En este punto, se debe tener en cuenta que los metales pesados presentan tendencia a ser retenidos en el suelo por diversos mecanismos como precipitación, adsorción e intercambio iónico, lo que hace más compleja su eliminación.³ Por tanto, el estudio de la movilidad de este tipo de contaminantes resulta esencial para evaluar el riesgo asociado a la presencia de metales y la viabilidad de las técnicas de recuperación del suelo.^{4,5} Para ello, se ha demostrado que la aplicación de métodos de extracción secuencial (*Sequential Extraction Procedures*, SEPs) supone una herramienta de gran utilidad. Estas técnicas consisten, básicamente, en la adición de diferentes disoluciones en tres etapas consecutivas a través de las que se obtienen diversas fracciones de metales en función de su dificultad para ser movilizados en el suelo.⁶ En la actualidad, el método normalizado más ampliamente aplicado a diversas matrices sólidas es el denominado “revisado BCR”.⁷ Estas técnicas han sido ampliamente empleadas para evaluar los cambios en la movilidad de los metales tras aplicar una técnica de descontaminación.^{8,9} Así, en

algunas ocasiones, se ha detectado un aumento de la movilidad del contaminante tras aplicar la técnica de remediación del suelo.¹⁰ En estos casos, a pesar de que exista una disminución de la concentración total del contaminante, el riesgo potencial del suelo tras ser tratado aumenta. Esto pone de manifiesto la utilidad de los métodos de extracción secuencial para determinar la eficiencia de la técnica de remediación.

Por otro lado, la caracterización del suelo contaminado resulta de gran relevancia para la selección de la técnica de recuperación más adecuada. Así, en el caso de suelos con una baja conductividad hidráulica no resulta viable la aplicación de técnicas convencionales basadas en el movimiento del líquido a través de la matriz sólida.¹¹ Para este tipo de suelos, la técnica de electrodescontaminación resulta la mejor alternativa. Esta tecnología se basa en la aplicación de una corriente eléctrica de baja intensidad entre electrodos ubicados en el suelo. Como resultado de la generación de una densidad de corriente tiene lugar el transporte de las especies presentes en el suelo hacia el ánodo o el cátodo desde donde, posteriormente, son separadas.^{12,13} Los mecanismos implicados en el movimiento de las especies bajo una corriente eléctrica son electromigración, electroósmosis, electroforesis y difusión química. El movimiento de las especies iónicas disueltas hacia el electrodo de carga opuesta se conoce como electromigración y es uno de los mecanismos predominantes en presencia de una corriente eléctrica. Por otro lado, la electroósmosis consiste en el movimiento del líquido a través de los poros del suelo.¹⁴ Además de los mecanismos de transporte, resulta de especial relevancia la electrólisis del agua como consecuencia de la aplicación de una corriente eléctrica a un suelo saturado.¹⁵ Debido a estas reacciones, tiene lugar la producción de protones y oxígeno gaseoso en el ánodo e iones hidroxilos e hidrógeno gaseoso en el cátodo. De esta forma, el pH del suelo varía a lo largo del mismo con la aplicación de la corriente eléctrica generándose un frente de protones que viaja desde el ánodo hacia el cátodo y un frente de hidroxilos que viaja en dirección contraria. Estos cambios de pH influyen directamente

*e-mail: mvillen@uma.es

en los procesos químicos que tienen lugar en el suelo. En el caso de los metales pesados, el aumento de pH en la zona del suelo cercana al cátodo provoca la precipitación y acumulación de las especies metálicas provocando el frenado del proceso de recuperación del suelo. Por ello, se hace necesaria la aplicación de algún método de mejora de la técnica.^{16,17}

Uno de los métodos de mejora más empleados es la adición de ácidos, bases o sustancias complejantes.^{8,18-21} Por sus características, destaca el uso del ácido etildiaminotetraacético (EDTA, abreviado frecuentemente como H_4Y , donde Y hace referencia al anión $EDTA^{4-}$) como agente complejante.²²⁻²⁵ El EDTA se disocia en agua dando lugar a H_3Y^- , H_2Y^{2-} y Y^{4-} con valores de pK_a : 2, 2.76, 6.27 y 10.95, respectivamente. La posibilidad de que cada anión $EDTA^{4-}$ pueda formar complejo con un ion metálico en seis posiciones diferentes (cuatro asociadas con los grupos acetatos y dos asociadas con los dos pares de electrones libres de los átomos de nitrógeno) da lugar a la formación de complejos Metal-EDTA caracterizados por una alta estabilidad.²⁶ Esto hace que sea un candidato ideal para ser empleado como agente de mejora en la técnica de electrodescontaminación cuando se tienen altas concentraciones de metales como el Pb. Así, el transporte del agente complejante a través del suelo conlleva la desorción de los iones metálicos mediante la formación de nuevas especies que pueden moverse hacia los compartimentos electródicos por electromigración o electroósmosis.²³ De acuerdo con Yeung *et al.*, que aplicaron la técnica electrocinética mejorada con EDTA a una caolinita contaminada con Pb, el papel del agente complejante permite recuperar, aproximadamente, un 90% del contaminante contenido en el suelo en el ánodo. A partir de este estudio, se comienza a evaluar la dependencia de la efectividad de la técnica mejorada con EDTA con las condiciones experimentales, destacando el valor de pH en el suelo por su gran influencia en los fenómenos de transporte electrocinéticos.²⁷ Desde entonces, diferentes autores han abordado el estudio del EDTA como agente de mejora de la técnica electrocinética para diversos suelos y contaminantes. Así, Reddy *et al.*, que aplicaron la técnica de electrodescontaminación mejorada con EDTA a una caolinita contaminada artificialmente con Cd, Ni y Cr, obtuvieron una baja recuperación de los contaminantes. Este estudio concluyó que, posiblemente, la baja movilidad del EDTA y la dirección de su transporte por electromigración, contraria a la del flujo electroosmótico, causó la no recuperación de los contaminantes.²⁸ Posteriormente, M. Villen *et al.* estudiaron los posibles efectos negativos de la corriente eléctrica en la formación de complejos metal-EDTA y evaluaron los equilibrios químicos mediante un modelo matemático. Tras llevar a cabo ensayos a escala semi-piloto, corroboraron que la dirección opuesta de los flujos por electroósmosis y electromigración era la explicación a la nula recuperación del contaminante tras aplicar la técnica electrocinética mejorada con EDTA.²⁹

El presente trabajo persigue elucidar la problemática, reportada en bibliografía, relacionada con el uso del EDTA como agente de mejora en la aplicación de la técnica electrocinética. Se debe destacar, además, que existe un número limitado de estudios que aborden el uso de dicho agente complejante empleando suelos contaminados reales. La mayoría de estudios reportados en bibliografía trabajan con suelos modelos, como caolinita, lo cual limita la posibilidad de extrapolar los resultados obtenidos a aplicaciones de la técnica a escala de campo. Por ello, en este trabajo se aborda el estudio de la aplicación de la técnica electrocinética a un suelo real contaminado con Pb variando factores relevantes, tales como las condiciones de pH en los compartimentos electródicos, la disolución con la que se satura el medio poroso sólido y, además, se propone el uso combinado de EDTA y de un ánodo de sacrificio.

EXPERIMENTAL

Caracterización del suelo y su contaminación

Las muestras de suelo empleadas en este trabajo fueron recogidas en el distrito minero de Linares, situado al sur de España.³⁰ Inicialmente, se procedió al secado y tamizado de las muestras para seleccionar la fracción de partículas con un tamaño inferior a 2 mm. La determinación de las propiedades del suelo se llevó a cabo de acuerdo con los siguientes métodos normalizados: distribución de tamaño de partícula (ASTM D422-63), pH (ASTM D4972), densidad (ASTM854), capacidad de intercambio catiónico (EPA 9081), conductividad hidráulica (EPA 9100) y contenido en materia orgánica (ASTM D2974). La determinación de la cantidad de carbonatos presentes en el suelo se llevó a cabo mediante la combinación de un análisis termogravimétrico y calorimetría diferencial de barrido (Equipo TA instrument, modelo SDT Q600).

La concentración total de plomo en el suelo se determinó mediante digestión ácida asistida por microondas (Berghof) siguiendo el método normalizado EPA 3051A. Una vez extraídos los metales de la fase sólida, se analizó la concentración de plomo por absorción atómica de llama (Varian SpectrAA 1101). Con objeto de clasificar las distintas fracciones de plomo en función de su movilidad, se aplica el procedimiento normalizado BCR.⁷ Tanto la determinación de la concentración total de plomo como la aplicación del procedimiento normalizado BCR se llevaron a cabo antes y después de los ensayos de descontaminación realizados tanto en tanque agitado como en columna.

Ensayos en tanque agitado

Los ensayos en tanque agitado se llevaron a cabo en el sistema experimental presentado en la Figura 1. Éste consiste en un reactor con una capacidad de dos litros cerrado con una tapadera con varias bocas donde se introducen el electrodo de pH, el agitador mecánico y un tubo para la toma de muestras. Los ensayos se llevaron a cabo añadiendo 400 g de suelo seco en 1.2 L de agua destilada. Una vez que comenzó la agitación, se realizaron adiciones manuales de 1.7 g de Na_2EDTA cada 5 minutos durante 9 horas. Pasado este tiempo, se añadieron 380 g adicionales y se dejó el sistema en agitación hasta que transcurrieron 24 horas. A lo largo del ensayo se extrajeron muestras de 10 mL empleando una jeringa de plástico, con una planificación temporal que permitió considerar despreciable el cambio de volumen en el reactor durante el ensayo.

Ensayos electrocinéticos

El sistema experimental en el que se llevaron a cabo los ensayos

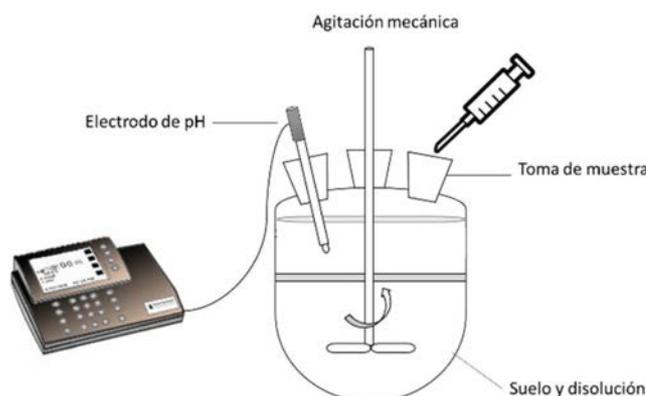


Figura 1. Sistema experimental para ensayos en tanque agitado

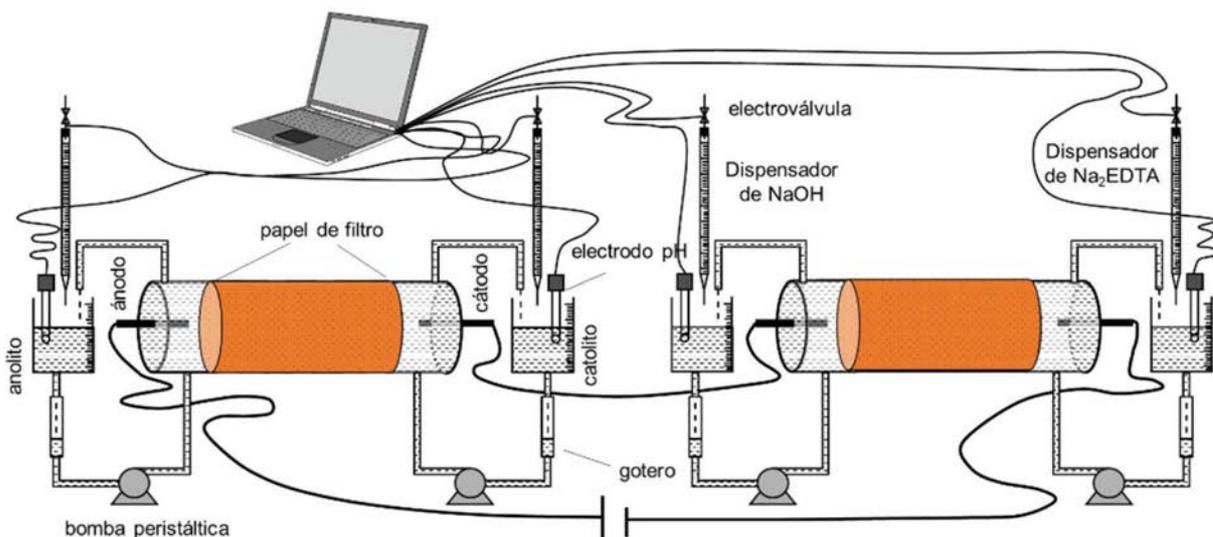


Figura 2. Sistema experimental para ensayos electrocinéticos

consiste en dos columnas de metacrilato conectadas en serie para garantizar la reproducibilidad de los ensayos por duplicado (Figura 2). A su vez, las columnas se dividen en tres secciones que facilitan el llenado y vaciado de las mismas. Una muestra de 16 gramos de suelo se introdujo en la zona central, siendo su diámetro y su longitud 2.2 y 2 cm, respectivamente. El suelo se saturó previamente con un 32% en peso en base seca de disolución de NaNO_3 o Na_2EDTA , dependiendo del ensayo, tal y como se presenta en la Tabla 1. El compartimento central que contiene el suelo se encuentra separado de los dos compartimentos electródicos mediante papel de filtro con objeto de que no exista movilización de suelo. Las dimensiones de los compartimentos electródicos, colocados a cada uno de los lados del compartimento que contiene el suelo, son de 2.2 cm de diámetro interno y 3 cm de longitud. El material del electrodo empleado como ánodo es platino o hierro, dependiendo del ensayo, y el material del cátodo es acero inoxidable. Los electrodos consisten en barras cilíndricas metálicas con una longitud y diámetro de, aproximadamente 4 y 0.5 cm, respectivamente (Figura 3). Desde los compartimentos electródicos se recircularon 400 mL de disoluciones electrolíticas (Tabla 1) hacia depósitos de vidrio exteriores empleando para ello una bomba peristáltica de 4 canales. Los ensayos se llevaron a cabo con control automático de pH en los dos compartimentos electródicos por medio de un sistema de elaboración propia que consiste en una bureta graduada con una electroválvula instalada en la cabeza de la misma y controlada desde un ordenador desde el que se registran los valores de pH y la cantidad de disolución adicionada. Las disoluciones empleadas para el control de pH en el ánodo y cátodo, fueron 0.4 mol L^{-1} de NaOH y 0.2 mol L^{-1} de Na_2EDTA , respectivamente. Las condiciones experimentales seleccionadas para los diferentes ensayos realizados se detallan en la Tabla 1.

Los ensayos electrocinéticos comienzan con el encendido de la fuente de alimentación (Genesys TDK Lambda GEN 600-2.6),



Figura 3. Detalle electrodo de Fe

conectada a los electrodos, para proporcionar un valor de densidad de corriente constante, 2 mA cm^{-2} . Como consecuencia de la aplicación de la corriente eléctrica, las especies presentes en el suelo pueden ser transportadas hacia el ánodo o cátodo mediante diversos mecanismos, principalmente, electromigración y electroósmosis. Desde los compartimentos electródicos son posteriormente retirados y analizados. La toma de muestras de los depósitos exteriores de los electrolitos se llevó a cabo diariamente para determinar la evolución de la concentración de plomo analizada por espectrofotometría de absorción atómica. Asimismo, se determinó la caída de potencial

Tabla 1. Condiciones experimentales ensayos electrocinéticos

Exp.	Disolución inicial anolito	Disolución inicial catolito	Disolución saturación del suelo	Control de pH	mmol e ⁻ circulados
I	$\text{NaNO}_3 \text{ } 10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$	$\text{Na}_2\text{EDTA } 10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$	$\text{NaNO}_3 \text{ } 10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$	Ánodo: pH = 4 Cátodo: pH = 8	112
II		$\text{Na}_2\text{EDTA } 10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$		Ánodo: pH = 4 Cátodo: pH = 8	277
III		$\text{Na}_2\text{EDTA } 10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$		Ánodo: pH = 3.5 Cátodo: pH = 9	277

eléctrico para cada una de las columnas con objeto de analizar la evolución de la conductividad eléctrica del suelo. Con el propósito de estudiar el flujo por electroósmosis, se llevó a cabo la pesada diaria de los depósitos externos que forman parte de los compartimentos electródicos. A partir de estos datos, teniendo en cuenta que el flujo volumétrico electroosmótico (J_{eo}) está relacionado con el gradiente de voltaje medio ($\Delta V/L$) por medio de la permeabilidad electroosmótica efectiva (k_{eo}^*) de acuerdo con la expresión: $J_{eo} = k_{eo}^* (\Delta V/L)$, se obtuvo el valor de k_{eo}^* mediante el ajuste de los datos experimentales para los diferentes ensayos.

Una vez que se dieron por finalizados los ensayos, se procedió a dividir el suelo en dos secciones para determinar el valor de pH, la concentración total de Pb, el contenido en humedad y los cambios de movilidad del Pb mediante el método BCR. Las secciones 1 y 2 de suelo se corresponden, respectivamente, con las zonas de suelos cercanas al ánodo y cátodo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del suelo y su contaminación

Las propiedades más relevantes del suelo estudiado se presentan en la Tabla 2 y se han discutido con mayor detalle en trabajos previos.^{8,31}

Tabla 2. Condiciones experimentales ensayos electrocinéticos

Distribución de tamaño de partícula (%)	Arena: 22 Limo: 44 Arcilla: 34
pH (Agua destilada) (1/1 w/w)	9.28 ± 0.01
CEC (cmol·kg ⁻¹)	16.4 ± 1.0
Conductividad Hidráulica (m·s ⁻¹)	10 ⁻¹¹ a 10 ⁻¹²
Materia orgánica (base seca) (%)	1.86 ± 0.18
Densidad del suelo seco (g cm ⁻³)	2.23
Porosidad (%)	51.0 ± 1.9
Humedad (%)	< 2
CO ₃ ²⁻ (mg·kg ⁻¹)	85 000 ± 1 900

De estos resultados se concluye que se trata de un suelo franco-arcilloso, con un valor de pH básico, capacidad de intercambio iónica media-baja, una conductividad hidráulica baja, bajo contenido de materia orgánica y una importante cantidad de carbonatos. La baja conductividad hidráulica del suelo pone de manifiesto la idoneidad de la aplicación de la técnica electrocinética para la recuperación del mismo. Del análisis del contenido total de metales en el suelo (Tabla 3), destacó una alta concentración de Pb, 45 200 ± 700 mg kg⁻¹, valor que se encuentra muy por encima del nivel genérico de referencia para uso urbano del suelo, 2 750 mg kg⁻¹, de acuerdo a la normativa autonómica de la zona donde se encuentra el suelo.³² Esto representa un alto riesgo medioambiental y destaca la necesidad de llevar a cabo una descontaminación del suelo.

Respecto a los resultados obtenidos aplicando el método de extracción secuencial (BCR) (Figura 4), destacó una importante concentración de Pb en la fracción soluble en ácido débil (WAS, Weak Acid Soluble). Se debe matizar que el metal asociado a esta fracción se caracteriza por presentar una alta movilidad y, por tanto, conlleva un alto riesgo para el medioambiente. La fracción denominada reducible (RED) representó un 35.1% del total y se asocia con las especies del metal fijadas sobre óxidos de hierro y manganeso.³³ Las proporciones de Pb asociadas con la fase oxidable (OXI), relacionada

Tabla 3. Concentración total de metales en el suelo contaminado obtenidos mediante digestión ácida y análisis mediante absorción atómica

Metal	Concentración total (base seca) (mg kg ⁻¹)
Pb	45 200 ± 700
Mn	2 300 ± 200
Cu	530 ± 16
Ca	34 000 ± 2 000
Mg	6 000 ± 400
Fe	37 000 ± 2 000

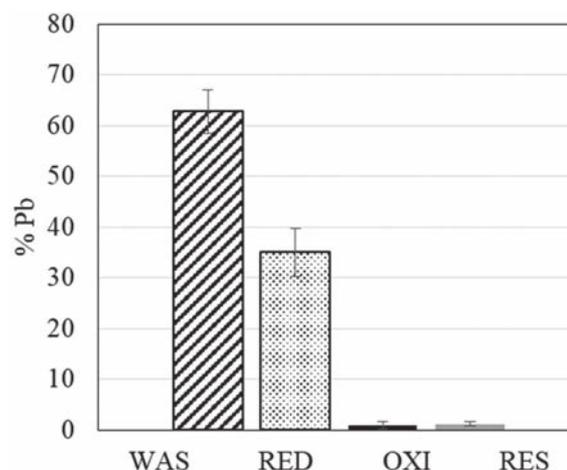


Figura 4. Porcentaje de Pb en cada fracción del método secuencial BCR aplicado al suelo sin tratar

con el metal ligado a materia orgánica y sulfuros y con la fase residual (RES), relacionada con el metal que se encuentra formando parte de la estructura cristalina mineralógica que compone el suelo, fueron despreciables.

Ensayo en tanque agitado

La evolución del valor de pH de la mezcla suelo-disolución y del porcentaje de Pb disuelto frente a los moles de Na₂EDTA, expresados como moles de protones por kg de suelo seco, se presentan en la Figura 5 (a). Como puede observarse, a medida que se añade el agente complejante, Na₂EDTA, el valor del pH disminuyó hasta un valor de 6.3 y, simultáneamente, el porcentaje de Pb disuelto aumentó hasta alcanzar un 82%. Estos valores se mantuvieron constantes durante 15 horas, lo que indicó que se había alcanzado el equilibrio.

Con objeto de determinar la especiación del contaminante bajo las condiciones experimentales propuestas, se llevó a cabo la implementación de un modelo matemático sencillo empleando el software Visual Minteq.³⁴ Para ello, se definió la matriz sólida a partir de la combinación de varios minerales (cuarzo, hidrocerusita, calcita y magnesita),³⁵ teniendo en cuenta la concentración inicial de los metales en el suelo, y se estableció un modelo de especiación geoquímica considerando la concentración final del agente complejante empleado en los ensayos en tanque agitado, Na₂EDTA. De acuerdo a los resultados obtenidos, el Pb disuelto se encuentra mayoritariamente (≈99%) como PbEDTA²⁻. Por tanto, tal y como destacaron Yeung *et al.*, se prevé el transporte por electromigración del complejo metal-EDTA con carga negativa hacia el ánodo.²⁷ Con objeto de conocer los cambios en la movilidad del Pb, se muestran los resultados obtenidos al aplicar el método BCR (Figura 5 (b)).

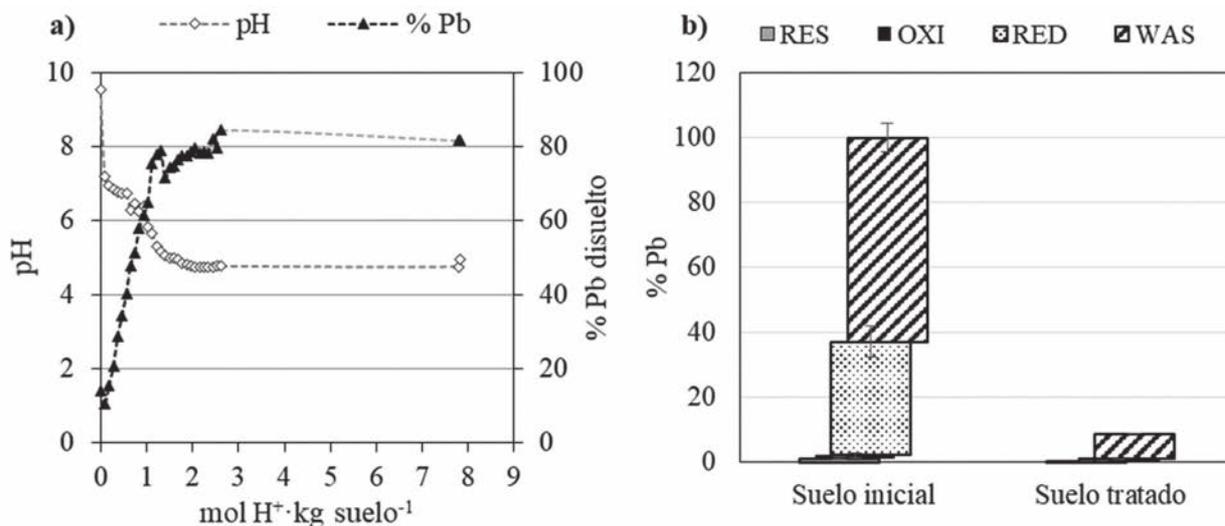


Figura 5. Ensayo en tanque agitado: (a) Evolución del pH y del porcentaje de Pb frente a cantidad de H⁺ añadidos. (b) Resultados de aplicar método de extracción secuencial BCR al suelo inicial y tras el ensayo

Como se puede observar, el porcentaje de Pb en el suelo tras el ensayo en tanque agitado fue de, aproximadamente, un 10%. Estos resultados corroboraron que el Na₂EDTA es una buena opción para ser empleado como agente de mejora del proceso electrocinético en el caso concreto del suelo en estudio.

Ensayos electrocinéticos

El ensayo I, como se detalla en el Tabla 1, se llevó a cabo con control de pH a 4 y 8 en el ánodo y cátodo, respectivamente. Durante el experimento, no se detectó plomo en las disoluciones electrolíticas. Con objeto de evaluar si existió movilización de Pb como consecuencia de la aplicación de corriente, una vez finalizado el ensayo, se aplicó el método BCR al suelo de la columna dividido en dos secciones y se obtuvieron los resultados que se muestran en la Figura 6 (a). De estos resultados se concluye que no existe movilización del contaminante bajo las condiciones experimentales propuestas. Tal y como se describió anteriormente, con objeto de evaluar el transporte por electroósmosis, se lleva a cabo la monitorización de la variación del volumen en los compartimentos electrolíticos externos y de la caída de potencial a lo largo de la columna. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 6 (b).

Los resultados muestran que la caída de potencial eléctrico varió a lo largo del tiempo de aplicación de corriente eléctrica. Esto ha sido relacionado con las variaciones de fuerza iónica en la fase acuosa contenida en los poros del suelo. Se debe tener en cuenta que, además de los cambios temporales, la fuerza iónica varía según la posición de la columna. Sin embargo, a partir del ajuste de los datos experimentales a la relación $J_{eo} = k_{eo} (\Delta V/L)$, se pudo obtener un valor promedio constante de la permeabilidad electroosmótica efectiva de $7.5 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ V}^{-1} \text{ s}^{-1}$. A partir de los resultados del volumen acumulado en el compartimento catódico, se concluyó que existió un importante flujo electroosmótico desde el ánodo hacia el cátodo.

El diseño del ensayo II pretende aprovechar el flujo electroosmótico detectado en el ensayo I. Para ello, se saturó el suelo inicial con una disolución de Na₂EDTA $10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$ con objeto de disolver el Pb contenido en el suelo. Además, se decidió aumentar el tiempo de duración del experimento. En este caso, se detectó una recuperación del 7% de Pb en el cátodo, lo que se relacionó inicialmente con el flujo electroosmótico. Una vez finalizado el ensayo, se llevó a cabo el análisis del suelo aplicando el método normalizado BCR, cuyos resultados se muestran en la Figura 7.

Estos resultados corroboraron la movilización de, aproximadamente, un 10 % del Pb inicial, lo que es coincidente con

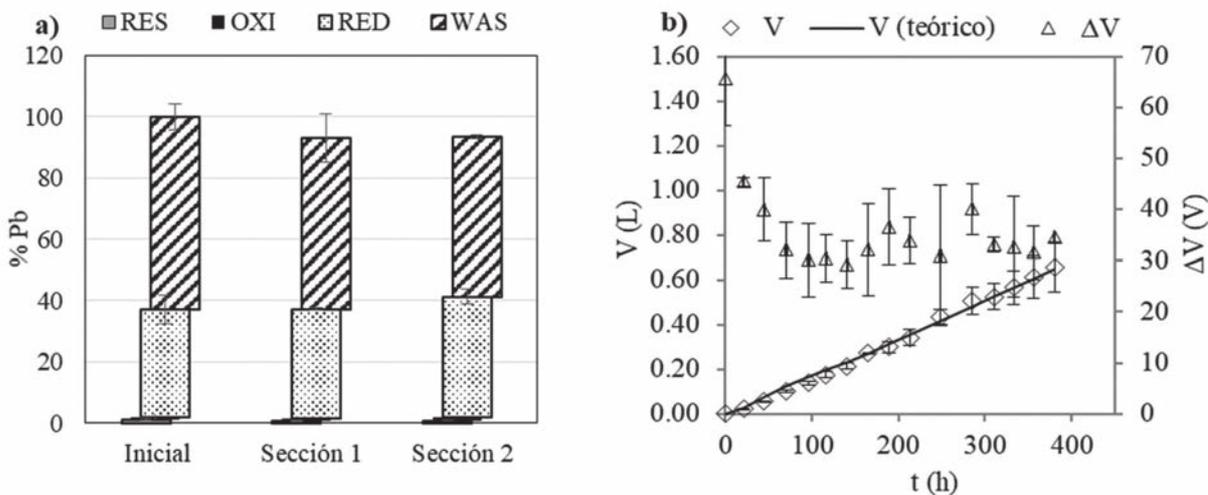


Figura 6. Ensayo I: (a) Resultados de aplicar el método de extracción secuencial BCR al suelo inicial y tras el tratamiento. (b) Evolución del volumen transportado por electroósmosis y del potencial eléctrico y ajuste teórico del flujo electroosmótico considerando constante

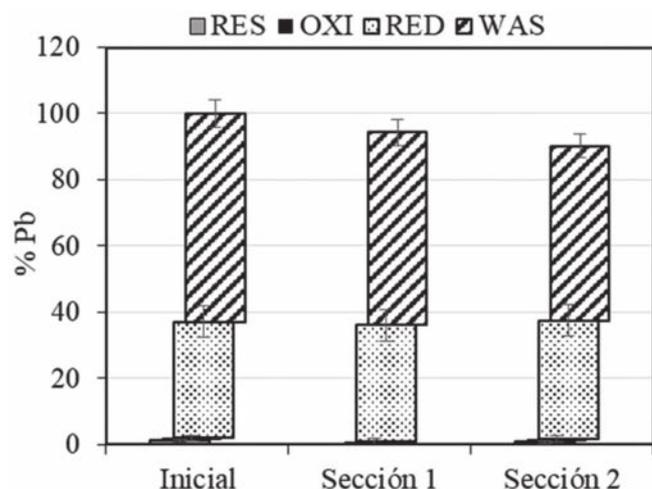


Figura 7. Resultados de aplicar método de extracción secuencial BCR al suelo inicial y tras el ensayo II

la cantidad de metal recuperada en el cátodo por electroósmosis. Con objeto de comprobar la validez de dicha explicación, se llevó a cabo el análisis del flujo electroosmótico siguiendo el procedimiento presentado anteriormente. El valor de permeabilidad electroosmótica efectiva en este caso fue de $6.1 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ V}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Esto confirma que, efectivamente, bajo las nuevas condiciones experimentales, el flujo electroosmótico desde el ánodo hacia el cátodo continuó siendo relevante.

En cualquier caso, la baja recuperación de Pb obtenida para los ensayos I y II, probablemente, esté asociada con la contraposición del flujo electroosmótico desde el ánodo hacia el cátodo y el flujo por electromigración de PbEDTA^{2-} hacia el ánodo, como se ha reportado en anteriores estudios.^{28,29} Con objeto de aprovechar el flujo electroosmótico en la movilización de Pb, se diseñó el ensayo III cuyas condiciones experimentales se recogen en la Tabla 2. La principal modificación fue el material del que se compone el ánodo, Pt en los ensayos previamente discutidos e hierro para el ensayo III. Varios estudios han propuesto el uso de ánodos de hierro de sacrificio con objeto de controlar los procesos físico-químicos que ocurren como consecuencia del aumento de pH en el compartimento anódico. Así, Hopkinson *et al.* (2009) propusieron el suministro de Fe, como agente reductor, desde el ánodo para la estabilización del contaminante presente en el suelo, Cr (VI).³⁶ De esta forma, comprobaron que con

la utilización de un ánodo de sacrificio de Fe se consigue un doble propósito, por un lado, la construcción de barreras físicas y, por otro, la estabilización del contaminante mediante la reducción de Cr (VI) a Cr (III) y su posterior precipitación como minerales férricos. Por otro lado, Jeon *et al.* evaluaron el uso de un ánodo de Fe en un sistema a escala de campo para remediar un suelo contaminado, entre otros metales pesados, con Pb, mediante la técnica electrocinética mejorada con la adición de EDTA en el compartimento catódico. El uso del ánodo de Fe tenía como propósito evitar la acidificación del suelo como resultado de la reacción de oxidación del agua en el ánodo. A partir de los resultados experimentales, se concluyó que tuvo lugar la formación de complejos de carga negativa Pb-EDTA, que se movilizaron hacia el compartimento anódico llegando a un porcentaje de eliminación de, aproximadamente, un 50% tras 24 semanas de tratamiento. Sin embargo, en este estudio se destaca que las condiciones básicas de pH en el compartimento anódico produjeron problemas técnicos relacionados con la precipitación de Fe como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en el compartimento anódico.³⁷

Con objeto de evaluar el efecto de la incorporación de Fe al anolito en el comportamiento del contaminante, Pb, teniendo en cuenta la presencia de EDTA como agente complejante, se llevó a cabo el ensayo cuyos resultados se presentan a continuación. En el ensayo III, el valor de pH de control en el compartimento anódico se disminuyó hasta 3.5 para que el Fe estuviese en disolución y, de esta forma, pudiese viajar a través del suelo por electromigración hacia el compartimento catódico. En la Figura 8 (a) se presenta el porcentaje de recuperación de Pb a lo largo del ensayo. El último punto tiene en cuenta el Pb en disolución y el que precipitó en el compartimento catódico. Como puede observarse, existió un aumento considerable del porcentaje de Pb recuperado en el cátodo a lo largo del ensayo respecto a los ensayos previos alcanzando casi un 80%. El análisis posterior del suelo mostró una importante disminución de Pb en el suelo, siendo menor la cantidad de metal en el suelo cercano al ánodo (Figura 8 (b)).

Con objeto de estudiar la importancia del flujo electroosmótico en este ensayo, siguiendo el mismo procedimiento que el expuesto para los ensayos previos, se obtuvo un valor permeabilidad electroosmótica efectiva de $6.4 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ V}^{-1} \text{ s}^{-1}$, valor del mismo orden de magnitud que los obtenidos en los ensayos I y II. Esto pone de manifiesto que el cambio de condiciones experimentales no tuvo un efecto importante en el flujo electroosmótico.

A la vista de los resultados, se concluye que el cambio en el comportamiento del contaminante se debió a la modificación del valor de pH en el ánodo junto con el uso de un ánodo de sacrificio. Así,

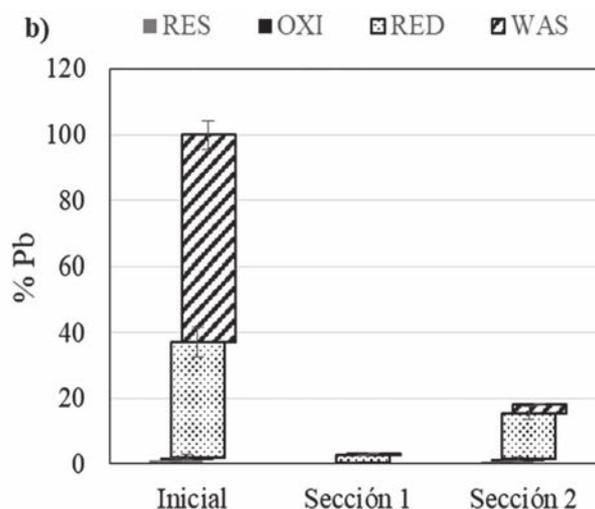
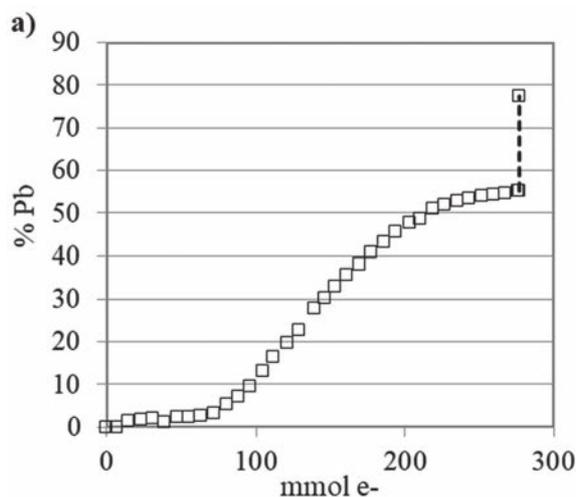
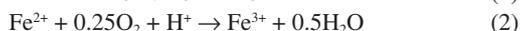


Figura 8. Ensayo III: (a) Evolución de la concentración de Pb recuperado en el cátodo durante el tratamiento y (b) Resultados de aplicar método de extracción secuencial BCR al suelo inicial y tras el tratamiento

el control de pH a 3.5 permitió que el Fe que provenía del electrodo se encontrase en disolución como Fe^{3+} (ecuaciones 1 y 2) y viajase desde el ánodo hacia el cátodo por electromigración.



Teniendo en cuenta el carácter básico del suelo, por cada mol de Fe^{3+} que precipitó como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (ecuación 3), tuvo lugar la adición de 3 moles de H^+ . La disminución de pH en el suelo, corroborada experimentalmente, facilitó la disolución de Pb y su posterior transporte por electroósmosis hacia el cátodo. Además, teniendo en cuenta los valores de las constantes de formación de complejos Metal-EDTA para el Fe^{3+} y el Pb^{2+} ($\text{Log}K(\text{Fe}(\text{EDTA})^-) = 25$; $\text{Log}K(\text{Pb}(\text{EDTA})^{2-}) = 18.04$),³⁸ se prevé una menor formación del complejo $\text{Pb}(\text{EDTA})^{2-}$ debido a la mayor estabilidad de los complejos Fe-EDTA. Por tanto, se prevé que el contaminante, Pb, bajo las condiciones experimentales propuestas, se encuentre como especie catiónica, Pb^{2+} , lo cual explicaría su recuperación en el cátodo. De esta forma, el movimiento del Pb sería desde el ánodo hacia el cátodo, tal y como corroboran los resultados, debido al transporte por electromigración y por electroósmosis. Estos resultados están de acuerdo con otros estudios en los que se concluye que, por debajo de un valor de pH igual a 4, el EDTA se encuentra, principalmente, formando complejos con el Fe (III), tales como FeEDTA^- y $\text{FeHEDTA}(\text{aq})$.³⁷

Con objeto de comprobar la influencia del uso de un ánodo de sacrificio en el consumo de reactivos, NaOH y Na_2EDTA , en el control de pH, se calculó la ratio entre el consumo experimental y teórico de estos reactivos. El consumo teórico se obtuvo considerando que la producción de H^+ y OH^- en el ánodo y en el cátodo, respectivamente, se corresponde con la corriente circulada. De esta forma, se obtuvo que la ratio del consumo de NaOH experimental y teórico fue de 0.73, es decir, el consumo experimental de NaOH fue menor que el calculado teóricamente. Esto confirma que, además de la generación de H^+ por electrólisis del agua, tuvo lugar la oxidación del Fe contenido en el ánodo, tal y como puede observarse en la Figura 9. Además de la mejora en la recuperación del suelo contaminado, la disminución del consumo de NaOH en el control de pH en el ánodo resulta de gran interés desde el punto de vista operativo. En cuanto al consumo de Na_2EDTA , no se observaron diferencias importantes entre el obtenido experimentalmente y el teórico, lo cual refleja que en el compartimento catódico la reacción redox que tuvo lugar fue la electrólisis del agua.



Figura 9. Electrodo de Fe empleado como ánodo tras la aplicación del tratamiento electrocinético

CONCLUSIONES

A través de la modificación de las condiciones experimentales en

los ensayos electrocinéticos mejorados con un agente complejante, se ha llegado a una mayor comprensión de los procesos de transporte y las transformaciones químicas que tienen lugar al aplicar corriente a un suelo real contaminado. Así, a partir de los resultados obtenidos de los ensayos en tanque agitado, se concluye que el agente complejante seleccionado, Na_2EDTA , resulta óptimo para la movilización de plomo en el suelo real estudiado. A pesar de que los estudios preliminares preveían que el Pb se recuperase por electromigración como PbEDTA^{2-} en el ánodo, la recuperación del mismo fue despreciable durante los ensayos I y II, llevados a cabo empleando un ánodo de Pt. El transporte neto nulo de Pb se ha relacionado con el sentido contrapuesto del flujo por electromigración y electroosmótico. El uso de hierro como ánodo de sacrificio permitió la acidificación del suelo mediante la precipitación de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y la formación de complejos Fe-EDTA, lo que facilitó la disolución de Pb y su recuperación en el cátodo mediante transporte por electromigración y electroósmosis. De esta forma, se obtuvieron valores de recuperación de Pb de, aproximadamente, el 80% y se prevé una limpieza completa si se aplicase el tratamiento electrocinético durante un periodo de tiempo más largo. Además, cabe destacar que el uso de un ánodo de sacrificio permitió reducir el consumo de NaOH en el control de pH. Estos resultados prometedores sirven de base para continuar los estudios de optimización de la técnica mejorada con Na_2EDTA /ánodo de sacrificio con objeto de ser aplicada a gran escala.

AGRADECIMIENTOS

M. Villen-Guzman agradece la Universidad de Málaga la financiación de su contrato postdoctoral. Los autores agradecen la financiación del programa “Proyectos I+D+i en el marco del Programa Operativo FEDER Andalucía 2014-2020”, No. UMA18-FEDERJA-279.

REFERENCIAS

- Gill, D. A.; Mix, T. L. In *An Introduction to Interdisciplinary Toxicology*; Pope, C. N., Liu, J., eds.; Academic Press: London, 2002, chap. 25.
- Alloway, B. J.; Ayres, D. C. In *Chemical principles of environmental pollution*. Blackie academic & professional: London, 1987, chap.7.
- Bradl, H. B.; *J. Colloid Interface Sci.* **2004**, *277*, 1.
- Bacon, J. R.; Davidson, C. M.; *Analyst* **2008**, *133*, 25.
- Filgueiras, A. V.; Lavilla, I.; Bendicho, C.; *J. Environ. Monit.* **2002**, *4*, 823.
- Tessier, A.; Campbell, P. G. C.; and Blsson, M.; *Anal. Chem.* **1979**, *51*, 844.
- Rauret, G.; Lopez-Sanchez, J.-F.; Sahuquillo, A.; Barahona, E.; Lachica, M.; Ure, A. M.; Davidson, C. M.; Gomez, A.; Luck, D.; Bacon, J.; *J. Environ. Monit.* **2002**, *2*, 228.
- Villen-Guzman, M.; Paz-Garcia, J. M.; Rodriguez-Maroto, J. M.; Gomez-Lahoz, C.; and Garcia-Herruzo, F.; *Sep. Sci. Technol.* **2014**, *49*, 1461.
- Villen-Guzman, M.; Paz-Garcia, J. M.; Rodriguez-Maroto, J. M.; Garcia-Herruzo, F.; Amaya-Santos, G.; Gomez-Lahoz, C.; Vereda-Alonso, C.; *Electrochimica Acta* **2015**, *181*, 139.
- García-Rubio, A.; Rodríguez-Maroto, J. M.; Gómez-Lahoz, C.; García-Herruzo, F.; Vereda-Alonso, C.; *Electrochimica Acta* **2011**, *56*, 9303.
- Acar, Y. B.; *Environ. Sci. Technol.* **1993**, *27*, 2638.
- Acar, Y. B.; Alshawabkeh, A. N.; Gale, R. J.; *Waste Manage.* **1993**, *13*, 513.
- Probstein, R. F.; Hicks, R. E.; *Science* **1993**, *260*, 498.
- Shapiro, A. P.; Probstein, R. F.; *Environ. Sci. Technol.* **1993**, *27*, 283.
- Ugaz, A.; Puppala, S.; Gale, R. J.; Acar, Y. B.; *Chem. Eng. Commun.* **1994**, *129*, 183.

16. Reddy, K. R.; Cameselle, C. In *Overview of Electrochemical Remediation Technologies. In Electrochemical Remediation Technologies for Polluted Soils, Sediments and Groundwater*; Reddy, K. R., Cameselle, C., eds.; John Wiley & Sons Inc: Hoboken, 2009, chap.1.
17. Puppala, S. K.; Alshwabkeh, A. N.; Acar, Y. B.; Gale, R. J.; Bricka, M.; J. *Hazard. Mater.* **1997**, *55*, 203.
18. Cameselle, C.; *Electrochimica Acta* **2015**, *181*, 31.
19. Reddy, K. R.; Supraja, C.; *J. Environ. Eng.* **2004**, *130*, 442.
20. Pazos, M.; Gouveia, S.; Sanromán, M. A.; Cameselle, C.; *J. Environ. Sci. Health - Part Toxic Hazardous Subst. Environ. Eng.* **2008**, *43*, 823.
21. Alshwabkeh, A. N.; Puppala, S. K.; Acar, Y. B.; Gale, R. J.; Bricka, M.; *Geotech. Spec. Publ.* **1997**, 532.
22. Kim, C.; Lee, Y.; Ong, S. K.; *Chemosphere* **2003**, *51*, 845.
23. Wong, J. S. H.; Hicks, R. E.; Probst, R. F.; *Electrochem. Decontam. Soil Water.* **1997**, *55*, 61–79.
24. Song, Y.; Ammami, M.-T.; Benamar, A.; Mezazigh, S.; Wang, H.; *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2016**, *23*, 10577.
25. Di Palma, L.; Mecozzi, R.; *J. Hazard. Mater.* **2007**, *147*, 768.
26. Essington, M. E.; *Soil and Water Chemistry: An Integrative Approach*, 2nd ed., CRC Press: Boca Raton, 2015.
27. Yeung, T. J. A.; *Geotech. Eng.* **1996**, *122*, 666.
28. Reddy, K. R.; Swapna, D.; Saichek, R. E.; *J. Environ. Eng.* **2004**, *130*, 1357.
29. Villen-Guzman, M.; Garcia-Rubio, A.; Paz-Garcia, J. M.; Rodriguez-Maroto, J. M.; Garcia-Herruzo, F.; Vereda-Alonso, C.; Gomez-Lahoz, C.; *Electrochimica Acta* **2015**, *181*, 82.
30. Martínez López, J.; Llamas Borrajo, J.; De Miguel García, E.; Rey Arrans, J.; Hidalgo Estévez, M. C.; Sáez Castillo, A. J.; *Appl. Geochem.* **2008**, *23*, 2324.
31. Villen-Guzman, M.; Garcia-Rubio, A.; Paz-Garcia, J. M.; Vereda-Alonso, C.; Gomez-Lahoz, C.; Rodriguez-Maroto, J. M.; *Chemosphere* **2018**, *213*, 351.
32. Decreto 18/2015, de 27 de enero, por el que se aprueba el reglamento que regula el régimen aplicable a los suelos contaminados.
33. Ure, A. M.; Quevauviller, P.; Griepink, B.; *Int. J. Environ. Anal. Chem.* **1993**, *51*, 135.
34. Gustafsson, J.; *Visual MINTEQ ver. 3.0 beta*, KTH Royal Institute of Technology, Dept. of Land and Water Resources Engineering, 2010.
35. Martínez, J.; Hidalgo, M. C.; Rey, J.; Garrido, J.; Kohfahl, C.; Benavente, J.; Rojas, D. J.; *Geochem. Explor.* **2016**, *162*, 62.
36. Hopkinson, L.; Cundy, A.; Faulkner, D.; Hansen, A.; Pollock, R.; *Electrochemical Remediation Technologies for Polluted Soils, Sediments and Groundwater*, John Wiley & Sons: Hoboken, 2009, p. 179.
37. Jeon, E.-K.; Jung, J.-M.; Ryu, S.-R.; Baek, K.; *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2015**, *22*, 15763.
38. Martell, A. E.; Smith, R. M.; *Critical Stability Constants: Second Supplement*, Springer: New York, 2013.



**DISEÑO DE SISTEMAS DE
ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION BASE
SILICATOS PARA REMEDIAR SUELOS
CONTAMINADOS CON METALES PESADOS**

Tesis presentada

Por:

LUIS EVERARDO CASTRO SOLIS

Presentada ante la Dirección Académica de la
Universidad Virtual del Instituto Tecnológico
y de Estudios Superiores de Monterrey

como requisito parcial para optar
al título de

MAESTRO EN CIENCIAS

Diciembre de 2000

Maestría en Ciencias con Especialidad en
Ingeniería Ambiental



DISEÑO DE SISTEMAS DE
ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION BASE
SILICATOS PARA REMEDIAR SUELOS
CONTAMINADOS CON METALES PESADOS

Tesis presentada

Por:

LUIS EVERARDO CASTRO SOLIS

Presentada ante la Direccion Academica de la
Universidad Virtual del Instituto Tecnologico
y de Estudios Superiores de Monterrey

como requisito parcial para optar
al titulo de

MAESTRO EN CIENCIAS

Diciembre de 2000

Maestría en Ciencias con Especialidad en
Ingeniería Ambiental

© Luis Everardo Castro Solís 2000
Todos los derechos reservados

A mi esposa Beatriz

y

a mi hija Ana Lucía

-- o --

La estabilización de metales
debe imitar a la naturaleza

LaGrega et al, (1994)

RECONOCIMIENTOS

El autor desea agradecer a la Universidad Autónoma de Coahuila por los recursos otorgados para la realización de la presente investigación.

Se agradece así mismo, el importante apoyo proporcionado por el Laboratorio de Calidad del Agua del Centro de Calidad Ambiental del ITESM, a través del Dr. Jorge García Orozco, para la comprobación analítica de los resultados obtenidos.

Agradezco profundamente la esclarecedora retroalimentación proporcionada al autor por todas aquellas personas que escucharon su exposición del problema.

Agradezco (tardíamente) a mi familia por la gran paciencia que tuvieron para esperar un largo tiempo mi atención, mientras terminaba el trabajo de investigación

Por último, pero no menos importante, mucho se aprecia el valioso esfuerzo de quienes tuvieron la paciencia de leer el manuscrito para mejorar su redacción; cualquier error que aún persista, es responsabilidad única del autor.

RESUMEN

DISEÑO DE SISTEMAS DE ESTABILIZACIÓN/SOLIDIFICACIÓN BASE SILICATOS PARA REMEDIAR SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS

Diciembre de 2000

LUIS EVERARDO CASTRO SOLIS

INGENIERO CIVIL
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE COAHUILA

MAESTRO EN CIENCIAS
INSTITUTO TECNOLÓGICO Y DE ESTUDIOS SUPERIORES DE MONTERREY

Dirigida por el Doctor Enrique Cázares Rivera

Los metales pesados se encuentran presentes en muchos sitios industriales abandonados contaminando los suelos. Uno de los principales factores que contribuyen al riesgo ambiental generado por éste problema es la lixiviación de metales a partir del sitio contaminado, que se suma al aporte total de metales aguas abajo en la cuenca hidrológica. La Estabilización/Solidificación (E/S) es una alternativa técnicamente viable y económicamente ventajosa para atacar el problema; la E/S consiste en la adición de agentes enlazantes y solidificantes que limitan la lixiviación de metales, generando un sólido dimensionalmente estable e impermeable, que enlaza molecularmente al metal. El cromo sirvió como trazador al fugar en pequeñas cantidades del monolito E/S alcalino, durante la prueba de extracción de lixiviados. Se uso espectrofotometría de rango visible y la técnica de digestión alcalina con bromuros, seguida del análisis del complejo difenilcarbazona-cromato en el canal de 540 nm, para detectar la fuga de metal a partir de monolitos E/S de laboratorio, para cierta matriz suelo-desecho real, en un experimento estadísticamente diseñado para la optimización de mezclas. Se comprobó la lixiviación de cadmio, cromo y plomo de monolitos óptimos en escenarios de lluvia ácida, mediante espectrofotometría de plasma inductivamente acoplado, resultando ser satisfactorios para la contención de metal.

ÍNDICE DE CONTENIDO

	Página
RECONOCIMIENTOS.....	vi
RESUMEN.....	vii
ÍNDICE DE TABLAS.....	xiii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xv
LISTA DE ABREVIATURAS Y SIGLAS.....	xvi
GLOSARIO.....	xvii
Capítulo	
INTRODUCCIÓN.....	1
I. LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO CON METALES.....	3
A. Fuentes y efectos de los metales en los suelos.....	3
B. Magnitud del problema de contaminación con metales.....	4
C. Cuantificación de metales en suelos contaminados.....	5
1. Métodos de cuantificación.....	5
a. Metal total.....	5
b. Metal lixiviable.....	6
2. Aplicación de las pruebas de lixiviados.....	7
3. Métodos de análisis colorimétrico.....	8
a. Cadmio.....	8
b. Cromo.....	9
c. Plomo.....	9
D. Destino y movilidad de los metales en el suelo.....	9
1. Iones metálicos de interés.....	9
2. Química analítica de los cationes metálicos.....	10
a. Química analítica del plomo.....	10
b. Química analítica del cadmio.....	13
c. Química analítica del cromo.....	15
3. Destino de los metales en los suelos.....	20
a. Adsorción de metales en geles hidroxometálicos.....	20
b. Adsorción en geles silícicos.....	21
c. Adsorción competitiva.....	22
d. Comportamiento del Pb y Cd.....	22
e. Comportamiento del Cr.....	22

	Página
f. Destino ambiental a largo plazo.....	23
4. Influencia del suelo en la movilidad de los metales.....	23
a. Factores físico-químicos.....	23
b. Factores físicos.....	24
E. Enfoque del problema en escenarios reales.....	25
1. Caracterización del sitio y enfoque observacional.....	25
2. Establecimiento de metas remediales.....	26
3. Selección del remedio.....	28
II. PERFIL DE LA ESTABILIZACIÓN/SOLIDIFICACIÓN.....	30
A. Objetivos de la Estabilización/Solidificación.....	30
B. Tipología de sistemas Estabilización/Solidificación.....	31
1. Agentes utilizados.....	32
2. Modalidades de aplicación.....	33
a. Proceso exsitu.....	33
b. Proceso insitu.....	34
C. Empleo histórico de la Estabilización/Solidificación.....	35
1. Frecuencia.....	35
2. Costos.....	35
3. Instancias de aplicación.....	36
D. Estabilización/Solidificación base cemento Portland-Silicatos solubles.....	37
1. Descripción del cemento Portland.....	37
a. Definición y composición.....	37
b. Hidratación del cemento Portland.....	39
2. Fijación de metal con silicato soluble.....	42
a. Silicato soluble.....	42
b. Reacciones metal/silicato en medio acuoso.....	42
c. Sistemas contaminados reales.....	43
3. Sistemas E/S base cemento Portland-Silicatos solubles.....	45
a. Mecanismo de Estabilización/Solidificación.....	45
b. Influencia del silicato soluble.....	46
c. Influencia del cemento Portland.....	47
d. Instancias de aplicación.....	48
III. DISEÑO DE SISTEMAS E/S BASE CP-SS.....	49
A. Enfoques de Diseño.....	49
1. Estudios de tratabilidad.....	49
2. Enfoque mecanicista.....	51

	Página
3. Enfoque empírico.....	52
4. Diseño predictivo y control de calidad.....	53
5. Criterios para el diseño de la pasta de cemento.....	54
a. Resistencia a la compresión.....	55
b. Resistencia a congelación y deshielo.....	55
c. Resistencia al desgaste.....	55
d. Permeabilidad y hermeticidad.....	55
B. Desempeño de sistemas de Estabilización/Solidificación.....	58
1. Técnicas analíticas empleadas.....	58
a. Desempeño ambiental.....	58
b. Caracterización estructural.....	58
2. Efectos del ambiente de prueba.....	59
a. Ambiente ácido.....	59
b. Ambiente alcalino.....	59
c. Condiciones de saturación.....	60
d. Efecto del sistema E/S sobre el ambiente de prueba...	60
e. Comportamiento de aniones.....	61
IV. MATERIALES Y MÉTODOS.....	62
A. Obtención y control de la matriz suelo-desecho a probar.....	62
1. Extracción.....	62
2. Control del material contaminado.....	62
B. Pruebas preliminares.....	63
1. Objetivo.....	63
2. Diseño experimental.....	63
3. Variables controladas y respuestas a observar.....	65
4. Procedimiento de prueba.....	65
a. Preparación del lodo húmedo.....	65
b. Preparación de la pasta estabilizante.....	65
c. Preparación y solidificación del espécimen estabilizado.....	66
d. Observaciones cualitativas realizadas.....	66
1) Sanidad aparente.....	66
2) Resistencia relativa a la penetración.....	67
3) Integridad aparente.....	67
4) Solidificación relativa alcanzada.....	67
5. Procedimiento de análisis de resultados preliminares.....	68
C. Pruebas detalladas.....	68
1. Objetivo.....	68
2. Diseño experimental.....	69
3. Variables controladas y respuestas a observar.....	69
4. Procedimiento de prueba.....	70

	Página
a. Preparación y solidificación del espécimen E/S.....	70
b. Observaciones cuantitativas realizadas.....	70
1) Resistencia a la compresión no confinada.....	70
2) Contención de metal (metal lixiviable basado en cromo).....	70
3) Metal total.....	71
5. Análisis de resultados.....	72
D. Comprobación de resultados.....	72
V. RESULTADOS.....	74
A. Nivel base de metal en la matriz ensayada.....	74
1. Metal total.....	74
2. Metal lixiviable.....	74
B. Rango de prueba detallada.....	75
1. Experimento R1.....	75
2. Experimento R2.....	78
3. Rango de prueba.....	80
C. Sistema Óptimo.....	80
1. Resultados.....	80
2. Resistencia a compresión.....	84
3. Contención de metal.....	85
4. Monolito E/S óptimo.....	87
a. Criterio de resistencia a la compresión.....	87
b. Criterio de contención de metal.....	87
c. Criterio de optimalidad.....	88
D. Desempeño del monolito E/S óptimo.....	88
VI. DISCUSIÓN.....	91
A. Pruebas de penetración versus pruebas de lixiviados.....	91
B. Capacidad de diseño de sistemas E/S.....	94
C. Contención de metales.....	95
D. Comportamientos de aniones y cationes versus pH.....	97
E. Efectividad de contención versus desempeño ambiental.....	97
F. Colorimetría versus espectrofotometría ICP.....	100

	Página
G. Criterios de desempeño a largo plazo.....	100
H. Criterios de escalamiento a aplicación completa.....	102
I. Criterios de aceptabilidad legal.....	103
J. Alternativas de reducción de costos.....	103
K. Curva característica de operación.....	103
VII. CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO.....	105
REFERENCIAS CITADAS.....	109
ANEXO. Algunos métodos de extracción de lixiviados.....	114

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Página
1.1 Principales fuentes y efectos del cadmio, cromo y plomo en suelos contaminados (como polvo metálico).....	4
1.2 Constantes de equilibrio de disolución de Pb(II) y Pb(IV).....	12
1.3 Constantes de equilibrio de solubilidad del Cd(II).....	15
1.4 Constantes de equilibrio para la solubilidad del Cr(II), Cr(III) y Cr(VI)..	20
1.5 Metas remediales aplicadas para metales selectos en suelos y agua.	27
1.6 Proceso de resolución de problemas operativamente.....	29
1.7 Variables de aplicabilidad del remedio.....	29
2.1 Agentes enlazantes y estabilizantes en sistemas E/S empleados en suelos contaminados con metales.....	31
2.2 Estimación de costos para una alternativa de tratamiento exsitu.....	36
2.3 Composición del cemento Portland CPS 30 RS.....	38
2.4 Propiedades de los componentes del cemento Portland.....	38
2.5 Agentes interferentes en la hidratación del cemento Portland.....	48
3.1 Variables operativas importantes en proyectos de estabilización/solidificación.....	50
3.2 Variables más comúnmente utilizadas en estudios de diseño empírico de sistemas E/S.....	52
3.3 Pruebas de propiedades físicas, técnicas y de durabilidad.....	57
4.1 Profundidades y cantidades (peso húmedo) de matriz suelo/desecho extraído del pozo A.....	62
4.2 Valores designados para las variables controladas del experimento R1.....	64
4.3 Valores designados para las variables controladas del experimento R2.....	64
4.4 Diseño experimental de optimización de mezclas R3.....	69

Tabla	Página
5.1	Concentración de metal lixiviable en la matriz tipo A3..... 75
5.2	Resultados del experimento R1..... 76
5.3	Estimación de parámetros del modelo (36) para el experimento R1... 77
5.4	Resultados del experimento R2..... 78
5.5	Estimación de parámetros del modelo (37) para el experimento R2... 79
5.6	Resultados del experimento R3..... 81
5.7	Valores calculados a partir de los resultados de las pruebas cuantitativas..... 82
5.8	Control dimensional de los especímenes..... 83
5.9	Estimación de parámetros del modelo (38)..... 84
5.10	Estimación de parámetros del modelo (39)..... 86
5.11	Contención de metal lixiviable (SPLP) lograda con la formulación óptima sobre matriz A3F2 (laboratorio interno)..... 89
5.12	Contención de metal lixiviable (SPLP) lograda con la formulación óptima sobre matriz A3F2 (laboratorio externo)..... 89
5.13	Contención de metal lixiviable (SPLP) lograda con la formulación óptima sobre matriz A3F2, corregida por dilución..... 90
6.1	Resumen de los parámetros de los modelos de superficie de respuesta..... 91
6.2	Coeficientes de modelos lineales interparamétricos W/A versus P28 y [Cr]o versus P28 y sus significancias estadísticas..... 92
6.3	Características de pruebas de penetración y pruebas de lixiviados.... 92
6.4	Valores obtenidos y esperado para la concentración promedio de cromo total lixiviable..... 94
6.5	Eficiencias de contención (promedio) alcanzadas por monolitos óptimos..... 95

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
1.1	Diagrama de oxo-reducción del plomo..... 11
1.2	Diagrama log C – pH para el plomo (II)..... 12
1.3	Diagrama de oxo-reducción del cadmio..... 13
1.4	Diagrama log C – pH para el cadmio (II)..... 14
1.5	Diagrama de oxo-reducción del cromo..... 16
1.6	Diagrama log C – pH para el cromo (III)..... 18
1.7	Diagrama log C – pH para el cromo (VI)..... 18
1.8	Adsorción de metales en geles hidroxometálicos..... 21
5.1	Superficie de respuesta R1 (iso-penetración)..... 77
5.2	Superficie de respuesta R2 (iso-penetración)..... 79
5.3	Superficie de respuesta W/A (iso-resistencia)..... 85
5.4	Superficie de respuesta C (iso-concentración)..... 86
6.1	Parámetros del modelo W/A generados a partir del modelo P28..... 93
6.2	Parámetros del modelo [Cr]o generados a partir del modelo P28..... 93
6.3	Percentiles de las respuestas obtenidas en monolitos óptimos..... 96
6.4	Comparación de cromo lixiviable a partir de la matriz original versus el cromo lixiviable a partir de la matriz tratada..... 99
6.5	Composición de monolitos E/S en el experimento R3..... 99
6.6	Comparación de valores de cromo total detectados sobre extractos lixiviados..... 101
6.7	Comparación entre valores de concentración de cromo detectados con espectrofotometría ICP y mediante fotometría..... 101

LISTA DE ABREVIATURAS Y SIGLAS

ASTM	American Society Testing Machinery
C	Concentración de metal lixiviable (mg/l Cr total)
C2S	Silicato dicálcico ($2\text{CaO}\cdot\text{SiO}_2$)
C3A	Aluminato tricálcico ($3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{SiO}_2$)
C3S	Silicato tricálcico ($3\text{CaO}\cdot\text{SiO}_2$)
C4AF	Aluminoferrito tetracálcico ($4\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot\text{Fe}_2\text{O}_3$)
CP	Cemento Portland (silicatos insolubles)
CPS30RS	Cemento Portland tipo I
[Cr]o	Concentración de cromo lixiviable en unidades de masa (mg) de cromo lixiviable por unidad de peso (kg) de matriz original.
[Cr]t	Concentración de cromo lixiviable en unidades de masa (mg) de cromo lixiviable por unidad de peso (kg) de matriz tratada.
CSH	Hidrato de silicato de calcio ($3\text{CaO}\cdot 2\text{SiO}_2\cdot 3\text{H}_2\text{O}$)
Eh	Potencial de oxidación reducción
EPA	Environmental Protection Agency
E/S	Estabilización/Solidificación
FLAA	Espectrofotometría de absorción atómica de flama
la	Integridad aparente
ICP-AES	Espectrofotometría de emisión atómica por plasma inductivamente acoplado
LH	Lodo húmedo
[m]	Concentración de metal en la muestra de suelo (mg/kg)
[M]o	Concentración ambiental (de fondo) de metal (mg/kg)
[metal]o	Concentración de metal lixiviable a partir de la matriz original
nm	Nanómetros
P	Valor de penetración (mm)
P28	Grado de penetración a los 28 días de edad (2mm)
PCP	Pasta de cemento Portland
pH	Potencial de hidrógeno
Rac	Relación agua cemento base peso
RCRA	Resource, Conservation and Recovery Act
Sa	Sanidad aparente
SPLP	Synthetic Precipitation Leaching Procedure
Sr	Solidificación relativa
SS	Silicatos solubles
TCLP	Toxicity Characteristic Leaching Procedure
W	Carga axial última (a la ruptura) (kg)
W/A	Resistencia a la compresión no confinada (kg/cm^2)

GLOSARIO

Curado (de la pasta de cemento).- Reacción de hidratación (cristalización) de la pasta de cemento, proporcionando la estabilidad dimensional (y de las propiedades de ingeniería) del monolito.

Estabilización/Solidificación.- Proceso consistente en la adición de agentes enlazantes y solidificantes al suelo contaminado, mediante el cual se minimizan los factores que promueven la lixiviación de contaminantes, a la vez que se mejora su estabilidad dimensional.

Lixiviación.- Proceso mediante el cual los contaminantes solubles se transfieren de una matriz sólida a un medio líquido de transporte, como el agua.

Material puzolánico.- Material sólido capaz de hidratarse y endurecerse, formando una matriz enlazante.

Micelas.- Fase dispersa sólida (silicato de calcio hidratado) del gel formado durante la hidratación del cemento Portland CPS 30 RS (Cemento Portland tipo I).

pH.- Potencial de hidrógeno, es el logaritmo negativo de la concentración de iones hidrógeno en fase acuosa. Es una medida de la acidez ($\text{pH} < 6$) o alcalinidad ($\text{pH} > 6$) de un medio de reacción.

Polvo de Kiln.- Cenizas (residuos) generadas en el horno rotatorio (Kiln) durante la calcinación de la caliza, en el proceso de fabricación del cemento Portland.

Silicato de sodio.- NaSiO , líquido a temperatura ambiente, viscoso, alcalino (pH 11.3) y denso (11.6 lb/gal), comúnmente denominado "vidrio líquido". Tiene propiedades adsorbentes y gelificantes.

INTRODUCCIÓN

La presencia de metales tales como el cadmio, cromo y plomo, es un problema bastante común en muchos sitios con suelos contaminados.

El simple apilamiento o enterramiento de desechos industriales, en muchas ocasiones, da lugar a emisiones descontroladas. Éstas resultan en incidentes importantes de contaminación, cuando, después de seguir una variedad de rutas y de sufrir múltiples alteraciones, los contaminantes alcanzan a los sistemas biológicos (seres vivos) provocando efectos adversos.

Un factor que acentúa el problema de los suelos contaminados por prácticas industriales pasadas, es el acelerado y mal planeado crecimiento urbano; en muchas ocasiones se instala, con las mejores intenciones pero con un control muy pobre, nueva infraestructura sobre suelos anteriormente industriales.

Según LaGrega *et al* (1994), para este tipo de escenarios es deseable contar con alternativas de remediación que posean los siguientes atributos en orden de prioridad:

- a) Que sean efectivas para cumplir con la meta remedial establecida.
- b) Que sean tecnológicamente factibles a escala práctica.
- c) Que sean competitivas en cuanto a costo.
- d) Que sean aceptables para el organismo gubernamental regulador.

Una alternativa remedial que ha reunido los atributos deseables en suelos contaminados con metales pesados, es la Estabilización/Solidificación (E/S) base silicatos. Esta tecnología limita los factores controlantes de la lixiviación, reduciendo la emisión de metales (lixiviación) a niveles aceptables. Sin embargo,

la complejidad de las matrices de suelo contaminado reales, exige el estudio de la aplicabilidad de la Estabilización/Solidificación al caso específico, antes de su selección definitiva como tecnología a emplear.

El objetivo de la presente investigación es evaluar la efectividad, a escala laboratorio, de la tecnología de Estabilización/Solidificación utilizando cemento Portland y silicatos solubles (E/S base CP-SS), para efectuar la contención de metal en una matriz de suelo real, contaminada con cadmio, cromo y plomo.

El capítulo I del presente documento trata acerca de la problemática de la contaminación del suelo con metales y los múltiples factores involucrados; el capítulo II define la tecnología de Estabilización/Solidificación y sus objetivos; el capítulo III presenta los enfoques de diseño de este tipo de sistemas. El capítulo IV describe el protocolo experimental a efectuar en la presente investigación; posteriormente el capítulo V presenta la información generada, misma que se discute en el capítulo VI. Finalmente, en el capítulo VII se establecen las conclusiones y las líneas de trabajo futuro recomendables.

CAPÍTULO I

LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO CON METALES

I.A. Fuentes y efectos de los metales en los suelos

Los suelos pueden contaminarse con metales a partir del contacto directo con descargas de desechos industriales, emisiones fugitivas o lixiviados de pilas de desechos, rellenos o depósitos; el tipo específico de contaminantes metálicos esperado en un sitio contaminado está directamente relacionado con el tipo de operaciones que ahí han ocurrido.

Entre muchas otras actividades industriales, la extracción de minerales metálicos y la metalurgia ferrosa y no ferrosa, son generadores importantes de los metales peligrosos presentes en muchos suelos contaminados (USEPA, 1997).

Los metales presentes en suelos contaminados son calificados como desechos peligrosos tóxicos debido a su capacidad para causar efectos adversos a la salud humana, tanto carcinogénicos como no carcinogénicos, misma que ha sido bien documentada en otras partes (Clarkson, 1986; Goyer, 1991; USEPA, 1986).

La tabla 1.1 muestra algunas de las principales fuentes industriales de metales en suelos contaminados (USEPA, 1997) y sus efectos tóxicos (Standard Methods, 1998; NIOSH, 1997) más importantes.

Tabla 1.1. Principales fuentes y efectos del cadmio, cromo y plomo en suelos contaminados (como polvo metálico).

Metal	Fuentes	Efectos Tóxicos
Cd	Electrodeposición Fabricación de pilas Ni-Cd Disposición de desechos de Cd Pirometalurgia del Zinc	Disfunción pulmonar Cancer prostático y pulmonar Disfunción renal y hepática Anemia
Cr	Electrodeposición Manufactura Textil Curtido de pieles Manufactura de pigmentos Preservación de madera Disposición de desechos de Cr	Fibrosis pulmonar Irrita piel y ojos
Pb	Reproceso de pilas Pb-ácido Producción de municiones Desecho de pinturas base plomo Procesamiento de aceite Manufactura de tintas Producción de vidrio plomado Manufactura química Producción de tetra-etilo de Pb	Pérdida de peso anormal Disfunción renal Encefalopatía Hipotensión, anemia. Irritación oftálmica nerviosa. Dolor abdominal, cólico Insomnio

I.B. Magnitud del problema de contaminación con metales

Un análisis de los registros de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) reportado por Evanko y Dzonmbak (1997), indicó que aproximadamente el 65% de los sitios que han sido considerados para remediación, contienen metales en sus suelos, como una forma persistente de contaminación; los metales más frecuentemente identificados como contaminantes son (USEPA, 1997a), en orden de frecuencia decreciente: Plomo, Cromo, Arsénico, Zinc, Cadmio, Cobre y Mercurio.

En los países industrializados, la magnitud del problema de los suelos contaminados con metales, es bastante significativa, como se manifiesta al considerar el costo y tiempo de ejecución de las acciones remediales actuales; se estima que en Estados Unidos el costo de remediación de sitios contaminados será de varios cientos de billones de dólares y los procesos remediales requerirán un tiempo de varias décadas para completarse (Cookson, 1995).

En México, la industria de minería extractiva y de fundición genera aproximadamente 130 millones de toneladas anuales de residuos peligrosos (según cifras del Instituto Nacional de Ecología para la década de 1990), siendo insuficiente la capacidad instalada para su gestión; son frecuentes los reportes anecdóticos (por ejemplo, en prensa, radio y televisión) sobre residuos peligrosos desechados en "cualquier parte". Podemos esperar un problema de suelos contaminados con metales pesados con cifras del orden de magnitud citado anteriormente para los países industrializados, exacerbado por las limitantes técnicas, económicas e institucionales correspondientes a un país en desarrollo.

I.C. Cuantificación de metales en suelos contaminados

I.C.1. Métodos de cuantificación

I.C.1.a. Metal total

Para determinar la concentración de los contaminantes metálicos en suelos, lodos y sedimentos, expresada en unidades de masa de metal por unidad de masa de suelo (por ejemplo en mg/kg), comúnmente se aplica alguna metodología de análisis total elemental (Evanko y Dzonmbak, 1997) como el método EPA-3050B. Una revisión detallada de los métodos estandarizados de análisis total elemental de metales (digestión) se halla bien documentada en otras partes (Standard Methods, 1998).

El método EPA-3050B, emplea la digestión vigorosa en caliente (95 °C) de una muestra de 1 a 2 gr (peso seco) de suelo, mediante adiciones repetidas de oxidantes tales como el ácido nítrico (NH_3) y el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30%, seguida de filtración (papel filtro Whatman No. 41 o equivalente) y dilución a 100 ml con agua grado reactivo (deionizada), como preparación para el análisis del digerido por espectrofotometría de absorción atómica (ICP-AES o FLAA), que

son los métodos de detección instrumental a elegir en el caso de metales (USEPA, 1996a).

En el caso en que sea deseable la descomposición total de matrices silíceas de suelo, es necesario emplear métodos digestivos aun más fuertes, mismos que proponen combinaciones de ácido nítrico (HNO_3), ácido perclórico (HClO_4) y ácido fluorhídrico (HF) concentrados, asistidos por horno de microondas para alcanzar temperaturas de $180\text{ }^\circ\text{C}$, como lo propone el método EPA-3052 (USEPA, 1996b) o el método estándar 3030-K (Standard Methods, 1998).

Un método rápido para digerir muestras de hasta 0.5 gr de suelo, utiliza 6 ml de ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4) precalentadas en un reactor de reflujo a $440\text{ }^\circ\text{C}$ durante 4 minutos (para lograr una buena carbonización), seguida de la adición de 10 ml de Peróxido de Hidrógeno (H_2O_2) al 50%; bajo las condiciones anteriores se forma el ácido peroximonosulfúrico (H_2SO_5) dentro del sistema de reacción fuertemente oxidante (HACH, 1997).

Luego de un período de calentamiento para reducir volumen ($\approx 2\text{ ml}$), el digerido se deja enfriar y se diluye a 100 ml con agua grado reactivo; a continuación se toman alícuotas de 20 ml, a los cuales se les ajusta el pH (a 3.5) mediante Hidróxido de Potasio 1N (KOH) y se filtran, como preparación para su análisis.

I.C.1.b. Metal lixiviable

La contaminación metálica también puede reportarse como metal lixiviable; en este caso, la concentración de metal se expresa en unidades consistentes, por ejemplo en mg/l (Evanko y Dzonmbak, 1997). El metal lixiviable se determina a través de pruebas de extracción de lixiviados, mismas que varían según el fluido extractante utilizado (ambiente lixivante simulado).

El método EPA-1311 (USEPA, 1986a) conocido como TCLP (*Toxicity Characteristic Leaching Procedure*), utiliza ácido acético como fluido extractante, en tanto que el método EPA-1312 (USEPA, 1994) conocido como SPLP (*Synthetic Precipitation Leaching Procedure*), utiliza como fluido extractante una mezcla de ácidos sulfúrico y nítrico concentrados (en proporción 60/40 %peso) diluida en agua grado reactivo a un pH de 4.2.

En el transcurso del procedimiento SPLP, el fluido extractante seleccionado se mezcla en proporción 20:1 (% peso) con la muestra de suelo, misma que debe estar reducida a un tamaño de partícula menor de 9.5 mm; la mezcla se agita a 30 rpm y 23 °C durante 18 horas, luego de lo cual se filtra y se acidifica con ácido nítrico a pH < 3, como medida de conservación, en preparación para su análisis por espectrofotometría de absorción atómica.

En el anexo se presenta un resumen de algunos de los métodos más utilizados para definir la cantidad de metal lixiviable en un suelo. Este tipo de métodos son ampliamente utilizados para evaluar el desempeño de la tecnología de control de la lixiviación de contaminantes (LaGrega et al, 1994).

I.C.2. Aplicación de las pruebas de extracción lixiviados

Las pruebas de extracción de lixiviados son útiles en el transcurso de tres tareas básicas (LaGrega, 1994):

- a) Como prueba regulatoria, para proporcionar bases para hacer consistente y uniforme el proceso de toma de decisiones bajo condiciones de prueba altamente estandarizadas.
- b) Como prueba predictiva, para generar datos que puedan ser usados para modelar la emisión del contaminante en el mundo real, usando los resultados para un análisis subsecuente del riesgo ambiental.

- c) Como prueba de investigación, para estudiar los mecanismos básicos de enlace, los factores interferentes y los principios subyacentes de la tecnología de estabilización.

En cada caso es posible aplicar distintas pruebas de extracción de lixiviados, sin embargo, debe tenerse cuidado al derivar conclusiones basadas en pruebas de lixiviados, ya que se ha podido comprobar que la lixivabilidad de un material, depende, tanto de sus propiedades químicas y físicas como del método de prueba utilizado.

Por ejemplo, la alcalinidad de la muestra y su relación superficie/volumen son factores que afectan importantemente la lixivabilidad; en cuanto a la interferencia provocada por el método de prueba, las variables que afectan las concentraciones de metal en el lixiviado son el tipo, cantidad y propiedades del fluido de extracción y la intensidad del contacto con el material probado (LaGrega et al, 1994).

I.C.3. Métodos de análisis colorimétrico

I.C.3.a. Cadmio

El método de la ditizona (Standard Methods 3500-Cd D) determina el cadmio en agua y agua residual (el extracto, digerido o lixiviado). Los iones de cadmio en solución básica, reaccionan con la ditizona para formar un complejo cadmio-ditizonato de color rosa a rojo, el cual es extraído con cloroformo. La intensidad del complejo coloreado se correlaciona cuantitativamente con la absorción de radiación visible de 515 nanómetros.

I.C.3.b. Cromo

El cromo trivalente en la muestra, bajo condiciones alcalinas, es oxidado a la forma hexavalente por el ion hipobromito (Standard Methods 3500-Cr D). El contenido de cromo hexavalente se determina por el método de 1,5-difenilcarbohidrazida (Standard Methods 3500-Cr B), que reacciona bajo condiciones ácidas, para generar un color púrpura que absorbe cuantitativamente radiación visible de 540 nanómetros.

I.C.3.c. Plomo

El método de la ditizona (Standard Methods 3500-Pb D) emplea ditizona que reacciona bajo condiciones básicas (proporcionadas por la reacción del citrato-cianato) con iones de plomo para formar un complejo de plomo-ditizonato, de color rosa a rojo, mismo que se extrae con cloroformo. El color absorbe cuantitativamente radiación visible de 510 nanómetros. La interferencia de otros metales pesados es eliminada utilizando cianuro de potasio.

I.D. Destino y movilidad de los metales en el suelo

I.D.1. Iones metálicos de interés

En este apartado se describe el comportamiento ante la disolución de los iones metálicos del cadmio, cromo y plomo. El interés en estos metales en particular se debe a que las matrices de suelo bajo estudio provienen de un sitio de disposición de escorias de la pirometalurgia del zinc, mismas que presentan un contenido apreciable de cadmio y plomo; considerando que en el sitio de muestreo existió co-disposición de lodos de procesos de cromado, también es posible encontrar cromo en las matrices analizadas.

I.D.2. Química analítica de los cationes metálicos

I.D.2.a. Química analítica del Plomo

El plomo pertenece al Grupo IV de la Tabla Periódica. Su estructura cortical externa es del tipo $5d^{10}, 6s^2, 6p^2$. Funciona con los grados de oxidación (II) y (IV), originando los compuestos plumbosos y plúmbicos, respectivamente (Cotton y Wilkinson, 1997).

El potencial del sistema $Pb(II)/Pb$ se encuentra por debajo del sistema $2H^+/H_2$ por lo que el plomo debería disolverse en los ácidos no oxidantes con desprendimiento de hidrógeno; sin embargo, los ácidos clorhídrico y sulfúrico diluidos no le atacan visiblemente debido a que el metal se recubre de una capa protectora de las sales insolubles correspondientes (Harris, 1992).

El potencial del sistema $Pb(IV)/Pb(II)$ presenta valores que dependen mucho del pH del medio. Puede observarse en el diagrama de la figura 1.1, que en medios muy ácidos, el potencial adquiere valores muy elevados (≈ 1.7 V), lo cual justifica la existencia hipotética del Pb^{4+} en disolución y el gran poder oxidante del PbO_2 . En medio alcalino, la disminución del potencial del sistema es muy notable, siendo del orden de 0.3 V a $pH = 14$, como consecuencia de la formación de especies más estables del $Pb(IV)$ (Harris, 1992).

El Pb^{4+} no tiene existencia real en medio acuoso, aún en medios muy ácidos, debido a que el alto valor de la relación carga/radio le confiere una gran inestabilidad. Los compuestos de grado de oxidación IV se estabilizan en compuestos insolubles como PbO_2 o Pb_3O_4 (Ortoplumbato plumboso Pb_2PbO_4), o por formación de complejos, como el $PbCl_6^{2-}$, o en medio muy alcalino, en el que forma aniones estables como $Pb(OH)_6^{2-}$ o PbO_3^{2-} (Harris, 1992).

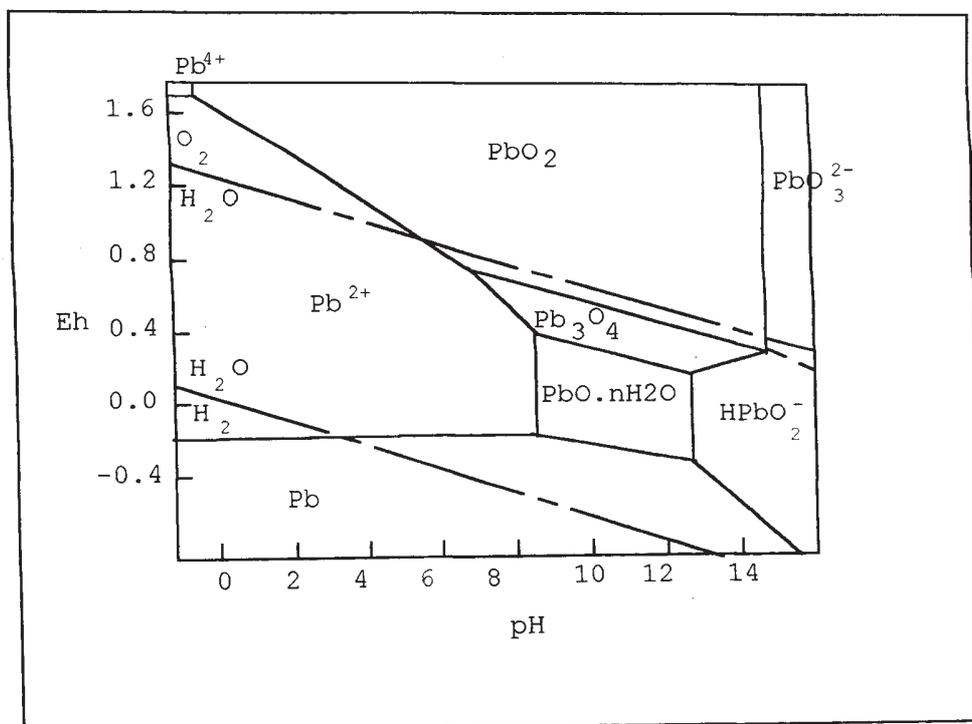


Figura 1.1 Diagrama de oxo-reducción del plomo $C = 10E-2$ M (adaptada de Harris, 1992).

El catión Pb^{2+} es bastante estable en medio acuoso. Cuando disminuye la acidez del medio, se hidroliza parcialmente originando $PbOH^+$ y una cantidad pequeña de la especie soluble $Pb(OH)_2$ (ver figura 1.2). A un pH alrededor de 7.8 y para una concentración de $Pb^{2+} = 10E-2$ M comienza a precipitar el hidróxido, $Pb(OH)_2$. Este precipitado es anfótero y se disuelve a un pH superior a 12.4 para originar el anión plumbito, $HPbO_2^-$ que, ocasionalmente, se formula como $Pb(OH)_3^-$ o PbO_2^{2-} (Harris, 1992).

Las sales plumbosas más insolubles en agua son el sulfuro, el cromato, el carbonato, el fosfato, el sulfato, el yoduro y el cloruro. Sólo el nitrato, el acetato y el perclorato son solubles en agua (Harris, 1992).

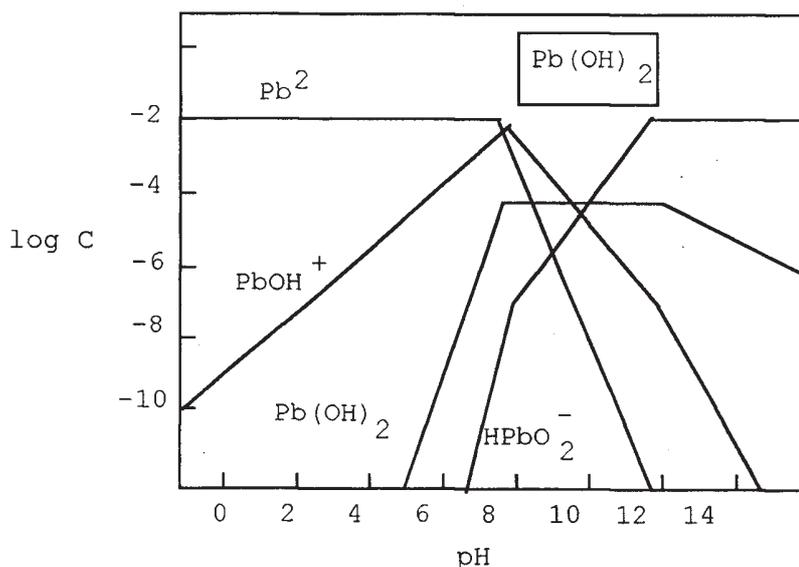


Figura 1.2 Diagrama LogC-pH para plomo (II)
C = 10E-2 M (adaptada de Harris, 1992)

Las constantes de equilibrio para la disolución del Pb(II) (expresiones 1 a 4) y Pb(IV) (expresiones 5 y 6) se anotan en la tabla 1.2 (Harris, 1992).

Tabla 1.2. Constantes de equilibrio de disolución de Pb(II) y Pb(IV)

	Reacción	Constante de equilibrio
(1)	$\text{Pb}^{2+} + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{PbOH}^+$	log k = 6.2
(2)	$\text{Pb}^{2+} + 2\text{OH}^- \leftrightarrow \text{Pb(OH)}_2$	log k = 10.3
(3)	$\text{Pb}^{2+} + 3\text{OH}^- \leftrightarrow \text{HPbO}_2^- + \text{H}_2\text{O}$	log k = 14.0
(4)	$\text{Pb(OH)}_2 \downarrow \leftrightarrow \text{Pb}^{2+} + 2\text{OH}^-$	pKs = 14.4
(5)	$\text{Pb}^{4+} + 6\text{OH}^- \leftrightarrow \text{PbO}_3^{2-} + 3\text{H}_2\text{O}$	log k = 6.1
(6)	$\text{PbO}_2 \downarrow \leftrightarrow 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Pb}^{4+} + 4\text{OH}^-$	pKs = 64.3

En conclusión, a valores de pH entre 7.8 y 12.4 el catión bivalente Pb²⁺ (soluble en medio ácido) precipita formando hidróxidos y sales plumbosas insolubles como el carbonato y el sulfato, entre otras; esta propiedad es relevante para el diseño de sistemas de estabilización-solidificación, porque la estabilización química del metal (no solubilidad) puede lograrse controlando el pH del ambiente de lixiviación.

I.D.2.b. Química analítica del Cadmio

El cadmio pertenece al Grupo IIb de la Tabla Periódica y su estructura cortical externa es $4d^{10}, 4s^2$. En sus compuestos actúa con el grado de oxidación (II). Se conoce algún compuesto del cadmio monovalente, $Cd_2(AlCl_4)_2$, pero esta valencia no es estable en solución y no tiene interés analítico (Cotton y Wilkinson, 1997).

En medio ácido el sistema $Cd(II)/Cd$ es más reductor que el sistema H_2O/H_2 (ver figura 1.3) por lo que el metal cadmio debe disolverse en ácidos no oxidantes con desprendimiento de hidrógeno; sin embargo, los ácidos clorhídrico y sulfúrico diluidos le atacan muy lentamente. En cambio, un ácido oxidante como el nítrico lo disuelve rápidamente originando el catión Cd^{2+} . En medio alcalino el metal es más reductor como consecuencia de la formación de $Cd(OH)_2$ (Harris, 1992).

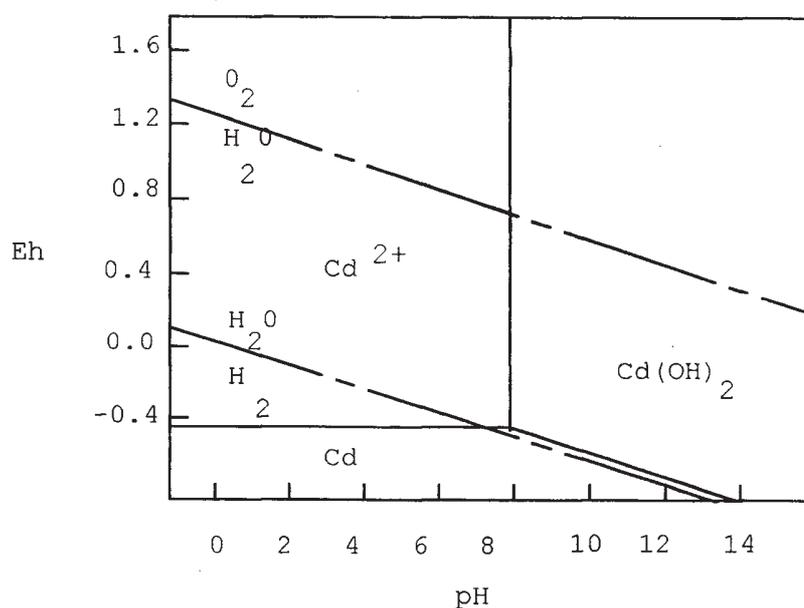


Figura 1.3 Diagrama de oxo-reducción del cadmio $C = 10E-2 M$ (adaptada de Harris, 1992)

El Cd^{2+} es un catión ácido. El hidróxido precipita a $\text{pH} \approx 8$ (ver figura 1.4). Se conocen los aniones básicos CdOH^+ , $\text{Cd}_2\text{OH}^{3+}$, la especie neutra $\text{Cd}(\text{OH})_2$ y el anión HCdO_2^- ; la concentración de todas éstas especies es relativamente baja, el anión alcanza una concentración máxima en medios alcalinos, lo que indica que el hidróxido $\text{Cd}(\text{OH})_2$ es prácticamente insoluble en bases fuertes (Harris, 1992).

Las sales de cadmio solubles en agua más comunes son los haluros, el nitrato y el sulfato. Los compuestos más insolubles en agua son el óxido, el sulfuro, el hidróxido y el carbonato (Harris, 1992).

Las constantes de equilibrio (expresiones 7 a 12) para la solubilidad del $\text{Cd}(\text{II})$ se reportan en la tabla 1.3 (Harris, 1992).

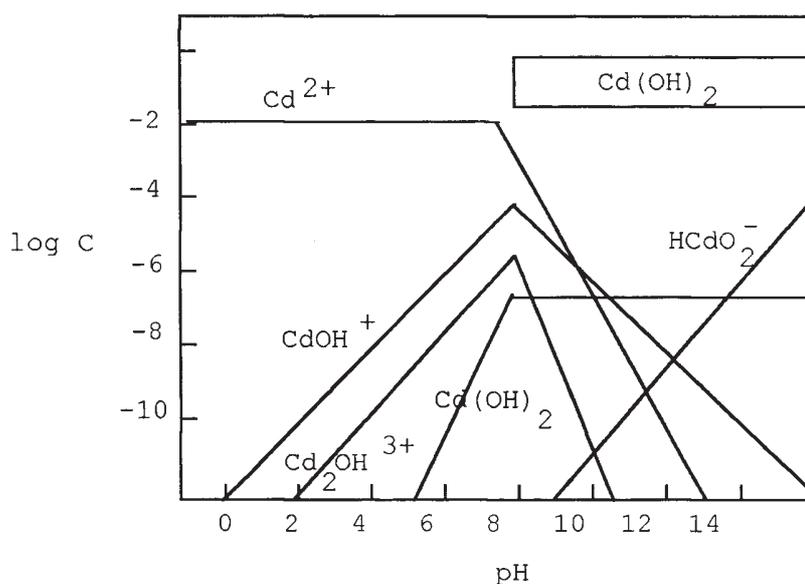


Figura 1.4 Diagrama Log C-pH para cadmio (II)
 $C = 10 \times 10^{-2} \text{ M}$ (adaptada de Harris, 1992)

Tabla 1.3. Constantes de equilibrio de solubilidad del Cd(II)

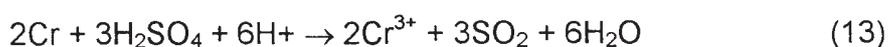
	Reacción	Constante de equilibrio
(7)	$\text{Cd}^{2+} + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{CdOH}^+$	$\log k = 4.1$
(8)	$\text{Cd}^{2+} + 2\text{OH}^- \leftrightarrow \text{Cd}(\text{OH})_2$	$\log k = 7.7$
(9)	$\text{Cd}^{2+} + 3\text{OH}^- \leftrightarrow \text{HCdO}_2^- + \text{H}_2\text{O}$	$\log k = 10.3$
(10)	$\text{Cd}^{2+} + 4\text{OH}^- \leftrightarrow \text{CdO}_2^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$	$\log k = 12.0$
(11)	$2\text{Cd}^{2+} + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{Cd}_2\text{OH}^{3+}$	$\log k = 5.1$
(12)	$\text{Cd}(\text{OH})_2 \downarrow \leftrightarrow \text{Cd}^{2+} + 2\text{OH}^-$	$\text{pKs} = 14.4$

En conclusión, en medio ácido, el catión Cd^{2+} es altamente soluble, sin embargo, precipita a un pH mayor de 8, formando especies insolubles tales como hidróxidos y carbonatos; este hecho es relevante para el diseño de sistemas de estabilización-solidificación, ya que en ambientes lixiviantes alcalinos el cadmio bivalente sufre estabilización química (es insoluble).

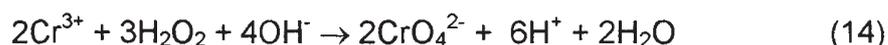
I.D.2.c. Química analítica del Cromo

El cromo pertenece al grupo VIb de la Tabla Periódica y tiene una estructura cortical externa $3p^6, 3d^5, 4s^1$. Presenta los estados de oxidación más frecuentes (II), (III) y (VI), originando compuestos cromosos, crómicos y cromatos (dicromatos), respectivamente. Además se conocen compuestos de Cr(IV) y Cr(V) (Cotton y Wilkinson, 1997).

El sistema Cr(II)/Cr es bastante reductor, lo que condiciona que el metal se disuelva fácilmente en ácido clorhídrico, concentrado y diluido, con desprendimiento de hidrógeno y formación de Cr^{2+} o Cr^{3+} , según exista o no, oxígeno presente. El ácido sulfúrico concentrado y caliente disuelve fácilmente al cromo, originando Cr^{3+} y desprendiendo SO_2 , según (Harris, 1992) la reacción (13).



A medida que el pH aumenta, el Cr(VI) se hace menos oxidante; será más fácil oxidar Cr(III) a Cr(VI) en medio alcalino que en medio ácido. En medio alcalino la oxidación puede verificarse con peróxido de sodio, peróxido de hidrógeno, perborato sódico, halógenos, hipohalogenitos, ferrocianuro potásico o dióxido de plomo (Harris,1992), por ejemplo, con la reacción (14) la cual se efectúa en medio alcalino.



Otra reacción alcalina (expresión 15) interesante es la oxidación de Cr(III) con bromuro (HACH, 1997)



El Cr(III) origina las sales crómicas y sus compuestos, que conjuntamente con los cromatos, Cr(VI), constituyen los compuestos de cromo más importantes desde el punto de vista analítico. En la figura 1.6 se representa el diagrama ácido-base del Cr(III). En medios ácidos predomina Cr^{3+} coexistiendo con las formas básicas CrOH^{2+} y Cr(OH)_2^+ . A valores de pH próximos a 5 precipita el óxido hidratado, que se suele formular como $\text{Cr(OH)}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$. El precipitado es bastante estable, si bien puede disolverse en medios alcalinos para dar cromitos, siendo el CrO_2^- , la especie predominante (Harris,1992).

En el estado de oxidación (VI), el cromo presenta una relación carga/radio tan elevada que no puede formar cationes en medio acuoso, sino aniones oxigenados como CrO_4^{2-} , $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, etc.

En la figura 1.7 se representa el diagrama ácido-base para las especies más importantes de Cr(VI). En medios alcalinos la especie predominante es el ion cromato, CrO_4^{2-} . A valores de pH próximos a 6 el cromato acepta protones, transformándose en HCrO_4^- y $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, cuyo equilibrio está condicionado por la concentración (Harris,1992).

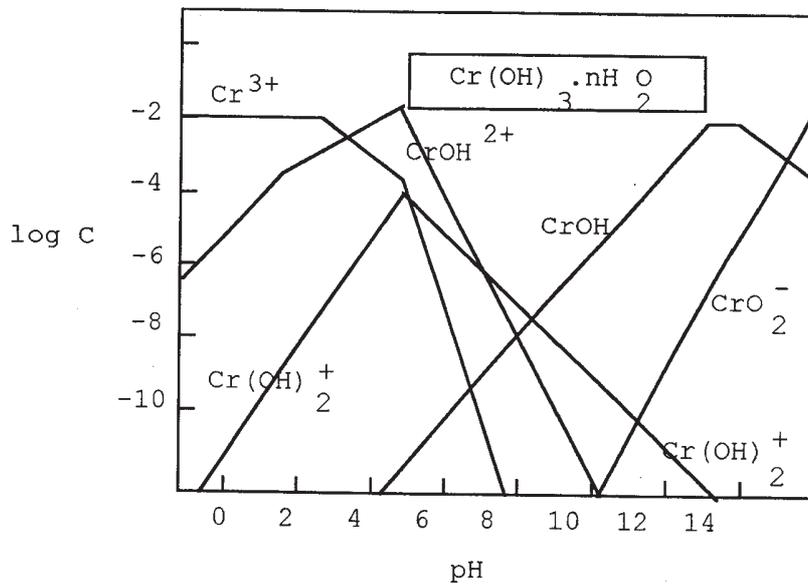


Figura 1.6 Diagrama log C-pH para Cr(III)
C = 10E-2 M (adaptada de Harris, 1992)

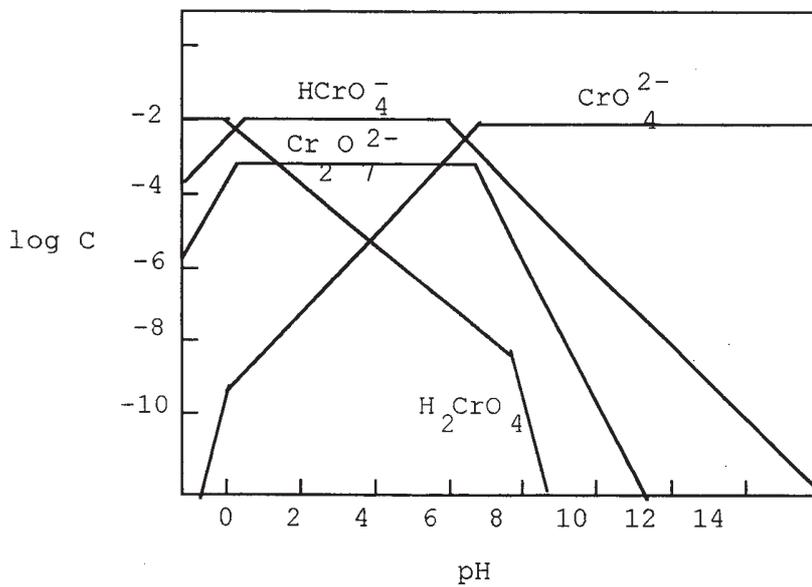
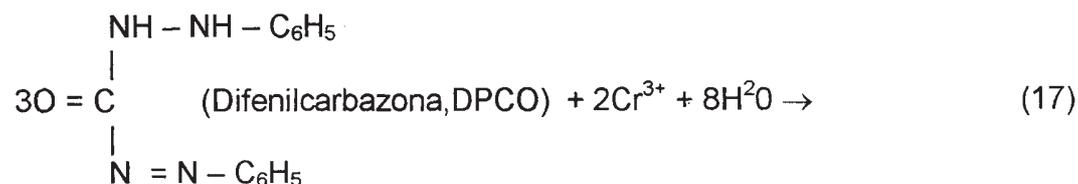
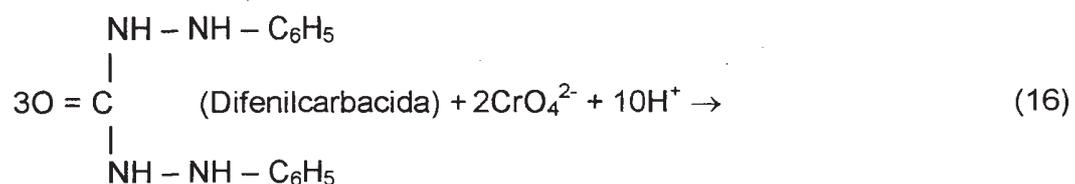


Figura 1.7 Diagrama Log C-pH para Cr(VI)
C = 10E-2 M (adaptada de Harris, 1992)

En medio ácido, la difenilcarbocida origina un color violeta con el Cr(VI), que absorbe cuantitativamente radiación visible en la banda de los 540 nanómetros, formando la base de un método analítico colorimétrico para el análisis de Cr(VI). Actualmente se sabe que el compuesto coloreado es un complejo de Cr(III)-difenilcarbazona, especie que se origina en el proceso redox previo (HACH,1997), de acuerdo con las ecuaciones (16) a (18).



Donde: $n =$ # desconocido de protones que interviene en la reacción.

Las constantes de equilibrio para la solubilidad del Cr(II) (expresión 19), Cr(III) (expresiones 20-24) y Cr(VI) (expresiones 25-27), se anotan en la tabla 1.6 (Harris,1992).

Tabla 1.4. Constantes de equilibrio para la solubilidad del Cr(II),Cr(III) y Cr(VI)

	Reacción	Constante de equilibrio
(19)	$\text{Cr}(\text{OH})_2 \downarrow \leftrightarrow \text{Cr}^{2+} + 2\text{OH}^-$	pKs = 17.0
(20)	$\text{Cr}^{3+} + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{CrOH}^{2+}$	log k = 10.2
(21)	$\text{Cr}^{3+} + 2\text{OH}^- \leftrightarrow \text{Cr}(\text{OH})_2^+$	log k = 18.0
(22)	$\text{Cr}^{3+} + 4\text{OH}^- \leftrightarrow \text{CrO}_2^- + 2\text{H}_2\text{O}$	log k = 29.0
(23)	$\text{Cr}^{3+} + 6\text{OH}^- \leftrightarrow \text{CrO}_3^{3-} + 3\text{H}_2\text{O}$	log k = 27.2
(24)	$\text{Cr}(\text{OH})_3 \downarrow \leftrightarrow \text{Cr}^{3+} + 3\text{OH}^-$	pKs = 30.2
(25)	$\text{H}_2\text{CrO}_4 \leftrightarrow \text{HCrO}_4^- + \text{H}^+$	pK = 0.75
(26)	$\text{HCrO}_4^- \leftrightarrow \text{CrO}_4^{2-} + \text{H}^+$	pK = 6.5
(27)	$\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 2\text{HCrO}_4^-$	log k = -1.7

En conclusión, en medio acuoso el cromo se presenta más comúnmente como el anión Cr(VI), el cuál es muy soluble en un medio con valores de pH mayores de 8. El cromato es fácilmente detectable utilizando la colorimetría del complejo difenilcarbazona-cromato. Lo anterior es relevante al formular sistemas de estabilización-solidificación alcalinos para matrices contaminadas con cromo, ya que la disponibilidad ambiental del cromo aumenta.

I.D.3. Destino de los metales en los suelos

I.D.3.a. Adsorción de metales en geles hidroxometálicos

La adsorción de iones metálicos en superficies oxo-hidroxo (geles hidroxometálicos), es controlada por el potencial de hidrógeno (pH) en el ambiente de reacción, según fue observado por D. Kinniburgh y colaboradores (en Evanko y Dzonmbak, 1997); Van der Hoek y Comans (1996), también confirmaron la influencia del pH en la adsorción de aniones metálicos, al estudiar el comportamiento del arsénico y selenio.

Se acepta que en un ambiente con alto pH (> 7.5) los cationes metálicos (plomo, cadmio) se adsorben fuertemente en las superficies coloidales oxo-

hidroxo, mientras que los aniones (cromo hexavalente, arsénico) lo hacen en ambientes con bajo pH, como lo ilustra la figura 1.8.

I.D.3.b. Adsorción en geles silícicos

La caracterización estructural de los complejos hidroxometálicos indica que tanto la acidez superficial como la acidez de los iones metálicos juega una parte importante en la adsorción de metal; en el caso de los geles silícicos, se ha comprobado que el SiO_2 se comporta como un ácido fuerte sólido (Huang et al, 1987; Weng et al, 1996).

En sistemas suficientemente simples, la formación de complejos superficiales incluyendo especies metálicas hidrolizadas puede predecirse utilizando modelos de complejación de superficies para estimar el grado de adsorción de metal, sin embargo, la aplicación de este tipo de técnicas a sistemas reales, requiere considerar información sobre la acidez superficial y la química acuosa de la especiación de metales, no fácilmente disponible (Huang et al, 1987).

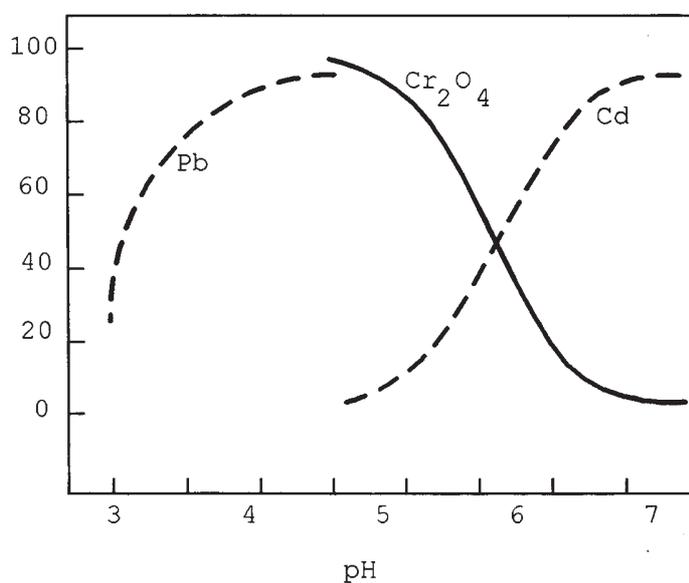


Figura 1.8 Adsorción de metales en geles hidroxometálicos (adaptada de Evanko y Dzonmbak, 1997)

I.D.3.c. Adsorción competitiva

Se ha observado que, cuando está presente más de un metal catiónico en el sistema reaccionante, existe adsorción competitiva entre los cationes; en experimentos que involucraron la adsorción de iones metálicos en varios sólidos con superficies oxo (γ -FeOOH, α -SiO₂, γ -Al₂O₃), la adsorción de Cd fue reducida mediante la adición de Pb o Cu, y más intensamente al introducir Zn al sistema. La competencia por sitios superficiales ocurrió aún cuando solamente un pequeño porcentaje de todos los sitios superficiales estuviera ocupado (USEPA, 1997).

Se acepta que la presencia de ligandos puede inhibir la adsorción de iones metálicos debido a la adsorción competitiva entre los ligandos "libres" y los iones metálicos complejados. (Huang et al, 1987).

I.D.3.d. Comportamiento del Pb y Cd

El Pb y el Cd, cuando están presentes como alguna especie soluble en suelos impactados (pH ácido), ocurren comúnmente en un estado de oxidación +II; en ambientes con alto pH, forman precipitados insolubles tales como óxidos e hidróxidos, carbonatos, sulfatos, silicatos y fosfatos (Evanko y Dzonmbak, 1997), pero podrían resolubilizarse si el pH aumenta demasiado, por ejemplo, el Pb en solución acuosa tiende a resolubilizarse como Pb(OH)³⁻ a pH > 10 (USEPA, 1997). Sin embargo, algunos cálculos (Barth y Soundararajan, 1990) muestran que en solución acuosa con un pH de aproximadamente 12, solamente 2.48 ppt de plomo puede existir en solución (estar ambientalmente disponible).

I.D.3.e. Comportamiento del Cr

El Cr(III) se presenta en formas catiónicas bajo condiciones naturales; su comportamiento es similar al del Cd y Pb. La capacidad del suelo para adsorber

metales catiónicos se incrementa al incrementarse el pH. En condiciones ácidas, los metales catiónicos son más móviles.

El Cr(VI) difiere considerablemente en su comportamiento ambiental con respecto del Cr(III); el Cr(VI) típicamente existe en formas aniónicas bajo condiciones ambientales, menos probablemente adsorbibles a superficies sólidas que el Cr(III); la adsorción disminuye al aumentar el pH (USEPA, 1997).

I.D.3.f. Destino ambiental a largo plazo

Se acepta que los metales presentes en los suelos son transportados en forma soluble, o asociados a partículas, por el agua superficial o subterránea, tendiendo a asociarse, finalmente, a la fracción particulada. Nakashima et al (1985) al estudiar la acumulación de metal en sedimentos de lagos, encontraron que los metales:

- a) Se adsorben en las superficies suministradas por los óxidos hidrolizados de Fe/Mn y/o en arcillas.
- b) Se asocian a la materia orgánica o son absorbidos por organismos vivos.
- c) Se precipitan y fijan en los sedimentos del fondo.

I.D.4. Influencia del suelo en la movilidad de los metales

I.D.4.a. Factores físico-químicos

La capacidad del suelo para adsorber metales catiónicos se incrementa con los incrementos de pH, con la capacidad de intercambio catiónico y con el contenido de carbón orgánico. En las condiciones neutrales a básicas, los metales catiónicos son fuertemente adsorbidos por la fracción arcillosa y pueden ser

adsorbidos también por hidroxocomplejos de Hierro, Aluminio o Manganeso presentes en los minerales edáficos. A alto pH, los metales catiónicos precipitarán como hidróxidos, carbonatos o fosfatos (USEPA, 1997). Bajo condiciones ácidas, la movilidad de los metales catiónicos puede incrementarse sustancialmente debido a su mayor solubilidad (USEPA, 1997).

I.D.4.b. Factores físicos

La distribución de tamaños de partícula es uno de los factores físicos que más influyen en la movilidad de la contaminación metálica en un suelo; las partículas finas son más reactivas y en conjunto poseen una mayor área superficial que el material grueso (Evanko y Dzonmbak, 1997). Lo anterior fue confirmado por Vaithyanathan et al (1993) al estudiar la partición de metales en sedimentos de río, encontrando que la fracción fina del sedimento, contenía la mayor parte del contaminante metálico.

El grado de humedad es otro factor determinante en el comportamiento químico de los metales en los suelos, ya que de éste depende la cantidad de minerales disueltos, el potencial redox y el pH (Evanko y Dzonmbak, 1997).

La estructura del suelo describe el tamaño, forma, arreglo y grado de desarrollo de los suelos en unidades estructurales. La estructura del suelo puede influenciar la movilidad del contaminante, limitando el grado de contacto entre agua subterránea y el contaminante, y por ende el mecanismo de transporte dominante.

El transporte advectivo y el proceso asociado de dispersión mecánica domina el sistema de transporte de contaminantes en formaciones de mediana a alta conductividad hidráulica, en tanto que en formaciones de baja conductividad hidráulica, el transporte difusivo es con mayor frecuencia el mecanismo controlante (Freeze y Cherry, 1979).

I.E. Enfoque del problema en escenarios reales

I.E.1. Caracterización del sitio y enfoque observacional

La variabilidad en los patrones de disposición de desechos en sitios de residuos peligrosos, en muchas ocasiones, hace difícil o imposible la aplicación de técnicas convencionales de caracterización de sitios para establecer curvas de isoconcentración para el sitio completo; sin embargo, se considera altamente recomendable la importancia de una adecuada y bien planeada caracterización del sitio para estar en condiciones de seleccionar una remediación efectiva en cuanto a costo (Evanko y Dzombak, 1997).

Sin embargo, en términos científicos debemos reconocer un cierto grado de incertidumbre con respecto a la caracterización del sitio; para abordar tal incertidumbre, LaGrega y colaboradores (1995) refieren la utilidad del “enfoque observacional”, inicialmente sugerido por R. B. Peck en 1969, que ha sido intentado y probado en el área de ingeniería geotécnica.

La aplicación del “enfoque observacional” a la remediación de sitios de residuos peligrosos requiere el reconocimiento de la incertidumbre y sugiere que el diseño remedial proceda según se indica a continuación.

- a) Se base en las condiciones más probables del sitio.
- b) Se identifiquen posibles desviaciones de esas condiciones.
- c) Se identifiquen parámetros a monitorear para confirmar las condiciones y desempeño del diseño.
- d) Se establezcan planes de contingencia para una posible desviación potencial (LaGrega et al, 1995).

I.E.2. Establecimiento de metas remediales

En realidad ningún sitio puede ser completamente limpiado de cada molécula de contaminación. Igualmente, es impráctico excavar todos los sitios y encerrar el material en un relleno seguro, porque esto simplemente transfiere la contaminación a otra parte. Para muchos sitios, aplicar una mera contención es inadecuado. Actualmente, los objetivos de limpieza dependen de muchos factores económicos, técnicos y políticos.

En todo caso, las aproximaciones al problema deben tomar en cuenta el riesgo, y la selección de alternativas remediales debe ser influida por su capacidad para minimizar ese riesgo. El programa de remediación debe ser el necesario y suficiente para cumplir el objetivo de hacer del sitio contaminado y su ambiente circundante, seguro para efectuar su uso programado.

Desgraciadamente, en muchas ocasiones, es difícil o imposible establecer con suficiente certidumbre el nivel de riesgo actual y el nivel de riesgo deseable, debido a varios factores: la complejidad de la química de los metales en el suelo y el agua subterránea (Evanko y Dzonmbak, 1997), la multiplicidad de factores naturalmente presentes en el escenario y la naturaleza abierta de los sistemas contaminados.

No obstante lo anterior, llegado el momento, cada programa remedial debe tener metas que cumplir. Según Loxham (1991), para algunos la remoción completa de los contaminantes es el único objetivo remedial plausible (cero tolerancia); para otros, el control de las rutas de migración de contaminante es adecuado (y efectivo en cuanto a costo).

Varias fuentes (por ejemplo, Evanko y Dzonmbak, 1997; LaGrega et al, 1995) enfatizan que, en muchas ocasiones, se ha validado el uso de criterios de limpieza basados en requerimientos regulatorios acerca del contenido de metal total en el suelo o de metal lixiviable (de acuerdo al procedimiento de extracción

designado); la tabla 1.5 proporciona ejemplos de metas remediales fijadas en algunos casos en Estados Unidos.

En México no se cuenta con criterios técnicos específicos formales para juzgar el desempeño de posibles remedios; la norma oficial NOM-052-ECOL-1993 se refiere a límites utilizados para calificar la peligrosidad de un material debido a su toxicidad (se incluye para propósitos de comparación en la tabla 1.5).

Tabla 1.5. Metas remediales aplicadas para metales selectos en suelos y agua.

Criterio		Cd	Cr ^f	Pb
Metal total (mg metal/kg suelo)				
Nivel de fondo	Media	0.05	100	10
	Rango	0.01-0.70	1-1000	2-200
Metas para sitios <i>US-Superfund</i> ^a		3-20	6.7-375	200-500
Mínimo Teórico para cumplir TCLP ^b		20	100	100
EPA Región III	Residencial	39	390 ^c	-
	Comercial	1000	10000	-
Umbral límite para California		100	500	1000
Umbral límite para Pennsylvania		20	300	500
Florida	Residencial	37	290 ^c	500
	Industrial	600	430	1000
Metal lixiviable (µg/L)				
TCLP (método EPA-1311) RCRA ^d		1000	5000	5000
EP Tox (método EPA-1310)		1000	5000	5000
Umbral límite para California		1000	5000	5000
Umbral límite para Florida		1000	5000	5000
Máximo nivel del contaminante ^e		5	100	15
Metas para <i>US-Superfund</i> ^e		-	50	50
Estándar para Pennsylvania ^e		5	100	5
Estándar para Wisconsin ^e		5	100	15
NOM-052-ECOL-1993		1000	5000	5000
Notas.				
(a) <i>U.S. Superfund</i> es el programa federal estadounidense encargado de calificar y remediar sitios contaminados abandonados.				
(b) TCLP son las siglas de <i>Toxicity Characteristic Leaching Procedure</i>				
(c) Como Cr(VI).				
(d) Desecho calificado como peligroso por la <i>Resource, Conservation and Recovery Act.</i> (RCRA) de Estados Unidos.				
(e) Máximo nivel permisible del contaminante <u>en el agua</u> distribuido a algún usuario del sistema público.				
(f) Como cromo total, es decir, Cr(VI) + Cr(III)				
(-) Sin nivel especificado/sin casos ejemplo identificados.				
Referencias: USEPA, 1997; Evanko y Dzonmbak, 1997; LaGrega et al, 1995.				

I.E.3. Selección del remedio

Siguiendo a LaGrega et al (1994), el problema de decidir el nivel de implementación de la tecnología remedial no es en ningún caso trivial o evidente. Después de investigar el sitio y definir los riesgos que posee, debe definirse el nivel de remediación a alcanzar para proteger la salud humana y el medio ambiente, y cómo se alcanzará dicho nivel de la mejor manera.

La selección de un remedio exige el uso del “buen criterio ingenieril”, ya que existen razones técnicas que explican la dificultad de la tarea; la selección puede ser difícil porque:

- a) Las condiciones del sitio son muy complicadas.
- b) La remediación no es directa y tiene lugar sobre un largo período de tiempo e involucra una cantidad de pasos interdependientes.
- c) Pueden existir varias alternativas remediales, cada una con sus propios compromisos técnicos
- d) No existe suficiente experiencia aún, que muestre claramente cuál es la mejor forma de proceder.

El proceso de seleccionar un remedio es equivalente a la tarea de “solución de problemas” (ver tabla 1.6). En el proceso de análisis detallado de la alternativa remedial es recomendable (LaGrega et al, 1994) investigar la aplicabilidad del remedio mediante las variables de la tabla 1.7.

Es claro que, con las condiciones mencionadas y conocimiento incompleto, la selección del remedio es subjetiva en gran parte. Depende del sentido común y tiene flexibilidad para evaluar tecnologías sobre la base de lo que realmente pueden alcanzar.

Tabla 1.6. Proceso de resolución de problemas operativamente.

Tabla 1.7. Variables de aplicabilidad del remedio.

Variable	Explicación
Plausibilidad	Capacidad técnica general para controlar los contaminantes en el sitio
Factibilidad regulatoria	Facilidad para obtener los permisos necesarios de las agencias reguladoras
Desempeño a corto y largo plazo	Desempeño histórico demostrado Efectividad (% de abatimiento del riesgo) Confiabilidad (tasa de falla del sistema)
Implementabilidad	Habilidad de construir y operar el sistema remedial en las condiciones dadas de un sitio particular
Costo	Relativo (a otras tecnologías disponibles) o cuantitativo

CAPÍTULO II

PERFIL DE LA ESTABILIZACIÓN/SOLIDIFICACIÓN

II.A. Objetivos de la Estabilización/Solidificación

La Estabilización/Solidificación (E/S), se refiere al proceso de tratamiento que mezcla o inyecta, agentes tratantes (enlazantes y estabilizantes) en el material contaminado para cumplir uno o más de los siguientes objetivos (USEPA, 1997; 1997a; 1980):

- a) Mejorar las características físicas del desecho, produciendo un sólido (muchas veces partiendo de desechos líquidos o semilíquidos), incrementando su capacidad para resistir esfuerzos compresivos y su estabilidad dimensional.
- b) Reducir la solubilidad del contaminante mediante la formación de complejos adsorbidos o precipitados insolubles (por ejemplo, hidróxidos, carbonatos, silicatos, fosfatos, sulfatos o sulfuros) a niveles requeridos por estándares regulatorios.
- c) Reducir el área expuesta a través de la cual puede ocurrir pérdida de contaminante por transferencia de masa, mediante la formación de un marco cristalino, vitrificado o polimérico, que rodea a las partículas de desecho.
- d) Limitar la lixiviación, mediante la reducción de la permeabilidad del material, reducir el contacto entre fluidos solventes (por ejemplo, agua subterránea) y los contaminantes.

En este sentido, la Estabilización/Solidificación puede ser considerada como un proceso de tratamiento de desechos que reduce a una tasa aceptable el transporte de contaminantes en el ambiente (LaGrega et al, 1994).

II.B. Tipología de sistemas de Estabilización/Solidificación

II.B.1. Agentes utilizados

Los sistemas de Estabilización/Solidificación (E/S) se tipifican de acuerdo a los agentes enlazantes y estabilizantes utilizados. Los agentes que contribuyen a un incremento de la resistencia asociado con la estabilización se denominan enlazantes o solidificantes; los agentes que retienen los contaminantes en una matriz frecuentemente son denominados sorbentes, precipitantes o estabilizantes.

La tabla 2.1 señala algunos de los agentes enlazantes y estabilizantes usados en sistemas E/S, que actualmente han sido aplicados a suelos contaminados, principalmente con sustancias inorgánicas.

Tabla 2.1. Agentes enlazantes y estabilizantes en sistemas E/S empleados en suelos contaminados con metales.

Enlazantes	Estabilizantes
Cemento Portland ^a	Silicatos solubles (NaSiO, KSiO) ^a
Ceniza volante ^a	Bentonita ^b
Polvo de kiln ^a	Vermiculita ^b
Arcillas ^a	Lignosulfonato de sodio o de calcio ^b
Cemento Portland/Cal ^b	Aluminato de calcio ^b
Sulfoaluminato de calcio ^b	Acetato polivinílico/Estearato de aluminio ^b
Polvo de filtro/Ceniza/Cemento ^b	Bicarbonato de sodio ^b
Cal/Arcilla ^b	Alcohol polivinílico ^b
Cal/Ceniza volante ^b	Sulfato, cloruro o hidróxido de calcio ^b
Cal/Polvo de Kiln ^b	
Referencias.- (a) Conner, 1987; (b) Sorrentino et al, 1992.	

Existen muchos agentes con potencial estabilizante y una cantidad de agentes solidificantes, sin embargo, la consideración rectora al formular sistemas de Estabilización/Solidificación siempre ha sido el costo.

Para el caso de contaminantes inorgánicos, especialmente para el caso de contaminantes catiónicos (plomo, cadmio), los silicatos insolubles constituyen uno de los agentes enlazantes más comúnmente empleados, particularmente el cemento Portland (CP) tipo CPS 30 RS (tipo I). Ya que como resultado del alto pH del cemento y su alcalinidad buffer, los metales (cationes) son retenidos en forma de sales de carbonato, hidróxido o silicato, insolubles dentro de la estructura endurecida.

Se sabe que el plomo, cobre, zinc, estaño y cadmio, probablemente son enlazados en la matriz estabilizante mediante fijación química, en tanto que el mercurio es retenido predominantemente mediante microencapsulación física. También se ha observado que el plomo precipita en la superficie exterior de las partículas del cemento mientras que el cromo se encuentra amplia y uniformemente disperso a través de las partículas de cemento hidratado (LaGrega et al, 1994).

No obstante lo anterior, existe evidencia acerca de la sensibilidad de la estabilización basada en cemento a la presencia de ciertos contaminantes (por ejemplo plomo, orgánicos). Éstos interfieren o retardan la adecuada hidratación y el endurecimiento del material, reduciendo también la formación de la estructura cristalina, resultando en un material más amorfo (LaGrega et al, 1994).

En este caso, los silicatos solubles (SS) (por ejemplo, silicato de sodio o silicato de potasio) constituyen un agente estabilizante muy utilizado (Conner, 1990), útil para eliminar la interferencia indeseable de contaminantes en la hidratación del cemento Portland, al suministrar superficies de reacción en donde los metales pueden precipitarse o adsorberse.

La estabilización basada en cemento presenta ventajas operativas importantes (LaGrega et al, 1994).

- La tecnología del cemento es bien conocida incluyendo su manejo, mezclado, curado y endurecimiento.
- El cemento se emplea ampliamente en el campo de la construcción, como resultado, los costos de material son relativamente bajos y el equipo y personal necesario está disponible.
- Típicamente no se requiere eliminar agua del residuo, ya que se requiere agua para la hidratación del cemento. De hecho, la estabilización basada en cemento puede efectuarse con agua suficiente como para que el material sea bombeable.
- El sistema puede manejar variaciones en la química de los desechos y la alcalinidad del cemento puede neutralizar los desechos ácidos.

II.B.2. Modalidades de aplicación

La tecnología de Estabilización/Solidificación se aplica en varias formas, pero siempre requiere un buen mezclado de los componentes. Básicamente puede aplicarse de dos maneras: (1) proceso *exsitu*, o (2) proceso *insitu*.

II.B.2.a. Proceso *exsitu*

El procesamiento *exsitu* implica la remoción física de los desechos y sólidos (suelo/desecho) mediante equipo de construcción tal como retroexcavadoras, cargadores frontales y otros. Las operaciones pueden implicar la reducción del nivel freático (si es necesario) para facilitar la remoción de los materiales.

Las operaciones de mezclado de la matriz con los estabilizantes y aditivos ocurren sobre el terreno. El equipo de mezclado comúnmente utilizado incluye

revolvedoras, además de rejillas para remoción de sólidos mayores, transportadores de gusano, bandas transportadoras, tolvas, básculas y molinos.

Muchas veces el material mezclado se transporta fuera del sitio para su disposición y el área excavada se rellena con material inerte limpio y compactado a una densidad previamente especificada, de acuerdo al tipo de uso futuro deseado.

En algunas ocasiones, la mezcla estabilizada se coloca nuevamente en la excavación (en tales caso el proceso *exsitu* se denomina *on-site*). Debe tenerse cuidado de limitar los retrasos a la hora de reemplazar la mezcla, dado que la matriz sufrirá expansión a medida que se hidrata exotérmicamente.

El material resultante es una masa solidificada de material con cierta rigidez estructural (monolito). La remediación *exsitu* ha operado en procesos de alta tasa (hasta 200 ton/mes) dependiendo del equipo utilizado y las propiedades del suelo (por ejemplo, del porcentaje de sólidos y/o del tamaño de partícula).

El proceso *exsitu* a nivel planta de tratamiento de residuos sólidos peligrosos puede involucrar el mezclado en forma superficial (*cake*), en tambos de 200 litros a ser dejados en el cuerpo del depósito, mezclado en bolsas, o granulación y trituración multietapa, entre otras modalidades subalternas del proceso.

II.B.2.b. Proceso *insitu*

El mezclado *insitu* ha sido ampliamente usado para implementar la estabilización/solidificación. El mezclado *insitu* utiliza equipo de construcción comúnmente disponible para llevar a cabo el proceso. Para sitios que requieren estabilización relativamente profunda o un mezclado más profundo, pueden emplearse *augers* modificados con hojas de mezclado. Pueden tomar dos formas

diferentes, ya sea *augers* sencillos de gran tamaño o *augers* sobrelapados de diámetro menor.

Sin embargo, el mezclado *insitu* se considera mejor para situaciones donde no sea necesario voltear al 100% el material, ni mezclarlo uniformemente con los agentes estabilizantes en forma estricta (LaGrega *et al*, 1994).

II.C. Empleo histórico de la Estabilización/Solidificación

II.C.1. Frecuencia

La tecnología de inmovilización mediante Estabilización/Solidificación es una de las opciones de tratamiento más comúnmente seleccionada para sitios contaminados con metales (Conner, 1987). Por ejemplo, en Estados Unidos, la remediación de sitios contaminados con metales procedió (periodo 1982-92) utilizándola como opción remedial en un 26% de las 493 acciones aplicadas (Cookson, 1995), haciendo de dicha tecnología la más utilizada; en 1994 se usó en aproximadamente un 30% de los casos (USEPA, 1997a).

II.C.2. Costos

La Estabilización/Solidificación proporciona una de las opciones remediales más competitivas en cuanto a costo, mismo que está en el rango de 100 a 300 dólares por tonelada (Cookson, 1995; Evanko y Dzonmbak, 1997; USEPA, 1997). Contrastantemente, otros métodos fisicoquímicos para remediación de suelos contaminados con metales se han aplicado a mayor costo, por ejemplo, La vitrificación *insitu*, presenta un rango de costos entre 400 y 1,000 dólares por tonelada (Evanko y Dzonmbak, 1997). La Tabla 2.2 presenta la estimación de costo para una alternativa de tratamiento *exsitu*; el costo de tratamiento se estimó en 132.70 dólares por tonelada de matriz tratada.

Tabla 2.2. Estimación de costos para una alternativa de tratamiento exsitu.

Nota: Estabilización/Solidificación con 31% de cemento CPS30RS y 2% de silicato de sodio al 38% de un suelo/desecho inorgánico granular (1700 kg/m ³) mezclado en <i>cake</i> hasta una profundidad de 8.0 metros. La cantidad de desecho base de cálculo es 100 m ³ (120 toneladas); el rendimiento de producción es de 680 toneladas/jornada	
	Costo/100 m ³ (miles \$)
REACTIVOS PARA EL TRATAMIENTO	
31% Cemento CPS30RS 46.5E3 kg x 2\$/kg	93.000
2% NaSiO 397 L x 8\$/L	3.180
Agua 54 m ³ x 6\$/m ³	0.324
Total Reactivos	96.504
MANO DE OBRA	
1 Supervisor	1.000
7 Operadores de maquinaria pesada	3.500
7 Ayudantes	1.400
Total Mano de Obra	5.900
EQUIPO	
Pipa 60 m ³ (2)	2.000
Tractor D8 <i>c/ripper</i>	1.000
Tractor D8 <i>c/hoja recta</i> (2)	2.000
Cargador Frontal	1.000
Trituradora de cono	1.000
Silo dosificador	1.000
Mezcladora	1.000
Motoescrepa CAT 621	1.000
Total Equipo	10.000
MOVILIZACIÓN-DEMOVILIZACIÓN Y LIMPIEZA	
Costos de obra y gastos	10.000
Transportación	5.000
Total Movilización - Demovilización y limpieza	15.000
COSTO TOTAL DEL TRATAMIENTO	127.404
UTILIDAD Y PREVISION 25%	31.851
PRECIO TOTAL CONTRACTUAL	159.255

II.C.3. Instancias de aplicación

Durante las 2 últimas décadas, se han efectuado (en algunos países industrializados) diversas aplicaciones de campo de la Estabilización/Solidificación a escala completa (procesamiento de cientos de miles de metros cúbicos de matrices suelo/desecho), tanto por el proceso *exsitu* como el *insitu* (LaGrega, 1994; USEPA, 1996; USEPA, 1997a; Evanko y Dzombak, 1997).

Dichas aplicaciones han utilizado agentes estabilizantes y solidificantes en rangos del 10 al 40% (peso) logrando implementar monolitos con permeabilidades del orden de $6E-7$ a $1E-6$ cm/s y resistencias a la compresión no confinada entre 180 y 2,100 kPa; además, las matrices tratadas presentaron reducciones significativas del potencial lixiviante, cumpliendo con los límites regulatorios (USEPA, 1996; USEPA, 1997a; Evanko y Dzombak, 1997).

II.D. Estabilización/Solidificación base cemento Portland-Silicatos solubles

II.D.1. Descripción del cemento Portland

II.D.1.a. Definición y composición

Los cementos Portland (CP) son cementos hidráulicos compuestos principalmente de silicatos de calcio hidráulicos.

El cemento Portland tipo CPS 30 RS (tipo I) es un cemento de uso general, adecuado para ser empleado cuando las propiedades especiales de otros tipos de cemento no sean necesarias. Se utiliza en pastas que no estén sujetas al ataque de factores tales como los sulfatos existentes en el suelo (SO_4 soluble permisible < 0.1 %w) o en el agua (SO_4 permisible < 150 ppm). También se utiliza cuando no se prevea un aumento cuestionable de temperatura debido al calor generado durante la hidratación (Kosmatka y Panarese, 1992).

El análisis químico típico del CP tipo I es: SiO_2 , 20.9%; Al_2O_3 , 5.2%; Fe_2O_3 , 2.3%; CaO , 64.4%; MgO , 2.8% y SO_3 , 2.9% (Kosmatka y Panarese, 1992).

Durante la fabricación del cemento Portland, el óxido de calcio se combina con los componentes ácidos de la materia prima para formar cuatro compuestos, fundamentalmente silicatos insolubles y aluminoferrito, que constituyen el 90% del peso del cemento; estos compuestos son:

- Silicato tricálcico ($3\text{CaO}\cdot\text{SiO}_2$) o C3S,
- Silicato dicálcico ($2\text{CaO}\cdot\text{SiO}_2$) o C2S,
- Aluminato tricálcico ($3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{SiO}_2$) o C3A, y
- Aluminoferrito tetracálcico ($4\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot\text{Fe}_2\text{O}_3$) o C4AF.

También se encuentran presentes yeso y otros materiales (Kosmatka y Panarese, 1992). En la tabla 2.3 se presenta la composición en peso del CP tipo I. En la tabla 2.4, se describen las propiedades de cada compuesto en el CP.

Tabla 2.3. Composición del cemento Portland CPS 30 RS (Adaptada de Kosmatka y Panarese, 1992).

Componente	Símbolo	Abreviatura	Nombre común	% peso
Silicato tricálcico	3CaOSiO_2	C3S	alita	55%
Silicato dicálcico	2CaOSiO_2	C2S	belita	19%
Aluminato tricálcico	$3\text{CaOAl}_2\text{O}_3$	C3A		10%
Aluminoferrito tetracálcico	$4\text{CaOAl}_2\text{O}_3\text{Fe}_2\text{O}_3$	C4AF		7%

Tabla 2.4. Propiedades de los componentes del cemento Portland (adaptada de Kosmatka y Panarese, 1992)

Componente	Propiedades
C3S	Se hidrata y endurece rápidamente, es responsable en gran medida del fraguado inicial y de la resistencia temprana. En general la resistencia temprana del concreto de cemento Portland es mayor con porcentajes superiores de C3S.
C2S	Se hidrata y endurece lentamente; contribuye en gran parte al incremento de resistencia a edades mayores de una semana.
C3A	Libera una gran cantidad de calor durante los primeros días de hidratación y endurecimiento. También contribuye levemente al desarrollo de la resistencia temprana. El yeso, que se agrega al cemento durante la molienda final, retrasa la velocidad de hidratación del C3A. Sin el yeso, un cemento que contuviera C3A fraguaría rápidamente. Los cementos con bajos porcentajes de C3A son particularmente resistentes a los suelos y aguas que contienen sulfatos.
C4AF	Reduce la temperatura de formación del <i>clinker</i> , ayudando por tanto a la manufactura del cemento. Se hidrata con cierta rapidez pero contribuye mínimamente a la resistencia. La mayoría de los efectos de color se debe al C4AF y sus hidratos.

II.D.1.b. Hidratación del cemento Portland

Los cementos hidráulicos fraguan y endurecen al reaccionar químicamente con el agua (hidratarse). Durante su hidratación, el cemento se combina con el agua para formar una pasta de aspecto similar a la roca. Cuando la pasta (cemento y agua) se adiciona a los “agregados pétreos” (grava, arena, piedra triturada u otro material granulado) actúa como adhesivo y une a todas las partículas de agregado para formar así un monolito dimensionalmente estable (el concreto).

El silicato de calcio al mezclarse con agua se hidrata para formar nuevos compuestos que constituyen la infraestructura de la pasta de cemento endurecido (Kosmatka y Panarese, 1992) La pasta de cemento es un hidrato de silicato de calcio cuya fórmula típica es $3\text{CaO} \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, misma que se conoce abreviadamente como CSH.

Los silicatos de calcio, C3S y C2S, que constituyen cerca del 75% del peso del cemento, se hidratan para formar los compuestos de hidrato de silicato de calcio, (gel de tobermorita) e hidróxido de calcio (ecuaciones 28 y 29).

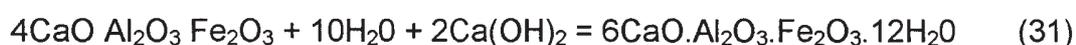


El cemento hidratado contiene aproximadamente un 25% (en peso) de hidróxido de calcio y un 50% de gel de tobermorita. La resistencia y otras propiedades del cemento hidratados se deben principalmente al gel de tobermorita.

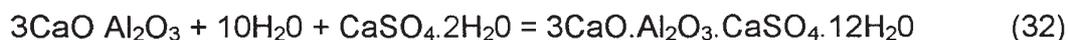
El C3A reacciona rápidamente con el agua y con el hidróxido de calcio para formar el hidrato de aluminato tetracálcico (ecuación 30)



El C4AF reacciona con el agua y el hidróxido de calcio para formar hidrato de aluminoferrito de calcio (ecuación 31)



El C3A, el yeso (sulfato de calcio dihidratado) y el agua, se pueden combinar para formar el hidrato monosulfoaluminato de calcio o etringita (ecuación 32)



La hidratación comienza tan pronto como el cemento entra en contacto con el agua. Cada partícula de cemento forma un aumento sobre su superficie mismo que gradualmente se extiende hasta enlazarse con el aumento de otras partículas de cemento o hasta que se adhiere a las sustancias adyacentes. Esta reconstitución tiene como resultado la progresiva rigidización, endurecimiento y desarrollo de la resistencia. La rigidización del concreto se puede reconocer por una pérdida de trabajabilidad que normalmente ocurre dentro de las tres primeras horas luego del mezclado, dependiendo de la composición y finura del cemento, de las proporciones de la mezcla y de las condiciones de temperatura.

Posteriormente el concreto fragua y comienza a endurecer (Kosmatka y Panarese, 1992).

La hidratación prosigue mientras se disponga de espacio para los productos y se tengan condiciones favorables de humedad y temperatura (curado). A medida que la hidratación continúa, el concreto se vuelve más duro y más resistente. La mayor parte de la hidratación y del desarrollo de la resistencia tiene lugar durante el primer mes del ciclo de vida del concreto, pero continúa, aunque más lentamente durante un largo período (Kosmatka y Panarese, 1992).

En condiciones de exceso de iones sulfato, la formación de etringita causa la destrucción de los enlaces hidráulicos, o pulverización de la pasta de cemento. En estas condiciones el uso de aditivos acelerantes permite la rápida formación de etringita mucho antes de que el endurecimiento comience, evitando los efectos adversos de su formación, siendo la pasta fresca suficientemente elástica y capaz de aceptar las variaciones dimensionales provocadas por la expansión sulfatosa (Sorrentino et al, 1992).

Un estudio de las principales fases cristalinas presentes en bloques de concreto, identificadas mediante difracción de rayos-X, reporta cuarzo (SiO_2), calcita (CaCO_3), gehlenita ($\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{SiO}_7$), ortopiroxeno ($(\text{Fe,Mg})\text{SiO}_3$) y olivina ($(\text{Fe,Mg})_2\text{SiO}_4$), además de hidratos de silicato de calcio (CHS) producto de la hidratación del silicato de calcio del cemento (Weng et al, 1996).

Los modelos del comportamiento de geles hidróxidos amorfos de silicato de calcio hidratados (CSH), en solución acuosa, aún no se comprenden bien; se han propuesto modelos termodinámicos para predecir la solubilidad acuosa de éstas especies como función de la relación Ca/Si, basados en un modelo de equilibrio de solución sólida/solución acuosa. La descripción detallada de este fenómeno, ha sido bien documentada en otras partes (Kersten, 1996).

Kersten (1996), señala en sus conclusiones, que en la estructura cristalina de los hidratos de silicato de calcio, los iones Cd^{2+} pueden remplazar isomórficamente al catión Ca^{2+} , sin deformación significativa de la geometría hexagonal; este hallazgo es importante al evaluar el destino ambiental a largo plazo de metales traza bivalentes en sistemas de Estabilización/Solidificación.

II.D.2. Fijación de metal con silicato soluble

II.D.2.a. Silicato soluble

El sistema de Estabilización/Solidificación comercial más importante, en su clase, ha sido aquel que utiliza cemento Portland tipo I (CPS 30 RS) y una solución al 38% de silicato de sodio (relación silica-óxido de sodio de 3.22) en proporciones variables. El silicato de sodio es un líquido viscoso, con densidad de 11.6 lb/gal y pH de 11.3; se conoce comúnmente como “vidrio líquido”. La combinación se designa como Estabilización/Solidificación base cemento Portland-Silicatos solubles (E/S base CP-SS). También se ha usado silicato de potasio.

II.D.2.b. Reacciones metal/silicato en medio acuoso

Las reacciones de sales metálicas polivalentes en solución con silicatos solubles han sido extensivamente estudiadas; para el caso de las reacciones en solución, Conner (1987), uno de los primeros investigadores que aplicaron los silicatos solubles para estabilizar residuos peligrosos, cita a J.G. Veil:

“Los precipitados formados por la reacción de las sales de metales pesados con silicatos alcalinos en soluciones diluidas, no son el resultado de las reacciones estequiométricas netas que describen la formación de silicatos cristalinos, sino el producto de fuerzas que resultan en la formación de mezclas hidratadas de composición y contenido de agua variable”

Conner (1987), continúa diciendo que los productos de reacción son generalmente no cristalinos, o amorfos, y son consecuentemente, difíciles de caracterizar estructuralmente. Muchas veces se describen como iones metálicos hidratados asociados irreversiblemente con sílica o sílica gel.

El pH es una variable controlante muy importante. Conner (1987) también cita el trabajo de R.K. Iler, quien puntualiza que:

“La sílica suspendida en una solución de metales polivalentes comienza a adsorber iones metálicos cuando el pH se incrementa hasta 1 a 2 unidades abajo del pH al cual el hidróxido del metal polivalente precipitaría”

Sí el pH no se incrementa, el metal no precipitará; sí el pH del sistema está actualmente por encima de ese punto de adsorción, el metal podría precipitar como su hidróxido. La precipitabilidad del metal por soluciones de silicatos solubles varía para los diferentes metales, en orden de precipitabilidad decreciente: Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni, Ag, Mg, Ca.

II.D.2.c. Sistemas contaminados reales

En desechos reales, los componentes pueden estar presentes como sólidos suspendidos o fases líquidas inmiscibles. Los metales pueden estar especiados como hidróxidos u otros compuestos en fase sólida relativamente insolubles. Casi siempre, el cemento u otro agente solidificante han sido agregados al sistema. Éstos materiales *per se*, a veces interactúan en formas complejas, tanto con las especies metálicas como con los silicatos solubles.

Si se adiciona muy poco silicato al sistema, los productos de reacción que se forman dependerán de cuales reacciones competitivas son más exitosas, y también del orden de adición de los reactantes; por otra parte si se adiciona un exceso de silicato, podrían formarse complejos lixiviables sílica-ión metálico, mismos que son indeseables. Otros factores como la tasa de adición, grado de

agitación y temperatura pueden afectar la naturaleza de los productos reaccionantes (Conner, 1987).

Un aspecto importante de la fijación de metales con silicatos solubles es la especiación del catión antes de que el silicato sea introducido al sistema. En los desechos reales, el metal puede estar precipitado (por ejemplo, con cal o alguna otra fuente del ion hidroxilo o sulfhidrilo) formando especies de baja solubilidad (por ejemplo, hidróxidos metálicos o sulfuros) en el rango de pH de 7 a 10 y medio acuoso diluido.

En este estado existirá poca reacción entre el silicato soluble y las especies metálicas. Si el hidróxido metálico es más soluble que el silicato, podría esperarse una reespeciación gradual del hidróxido en la superficie de las partículas, pero no una reespeciación total; más aún, los silicatos solubles no estarán disponibles tanto tiempo, debido a que reaccionarán con otros componentes del sistema E/S. El resultado será que la mezcla original de compuestos metálicos estará dispersa en la matriz cementante; una alternativa propuesta para evitar la situación anterior es acidificar el desecho para disolver los hidróxidos metálicos y luego reespecificar los cationes disueltos como silicatos (Conner, 1987).

Bajo las condiciones anteriores, la lixiviabilidad del sólido estará determinada por varios factores, incluyendo la solubilidad de los compuestos metálicos, adsorción, difusión, intercambio iónico, etc. (LaGrega et al, 1994). También estará determinada por la permeabilidad del monolito, la cual a su vez, es una función de la estructura porosa y la cantidad de agua presente en el desecho y/o en el sistema E/S, por ejemplo, la relación agua/cemento (Kosmatka y Panarese, 1992). En este caso la función de los silicatos solubles será reducir la permeabilidad, mediante la formación de precipitados en la matriz, que bloquearán los poros, reduciendo el volumen de poro efectivo y limitando el movimiento y la fuga hacia el ambiente de cualquier especie móvil, inclusive aquellas que no se espera que reaccionen con los silicatos solubles, por ejemplo, cationes monovalentes, aniones y sustancias orgánicas (Conner, 1987).

Lo anterior también permite explicar el hecho de que los monolitos producidos, tienden a exhibir alta lixiviabilidad cuando se sujetan a degradación mecánica (trituración) ya sea natural o por el procedimiento de extracción de lixiviados utilizado para evaluar su desempeño, ya que este tipo de interferencia incrementa el área superficial en contacto con el fluido lixivante, reduciendo, consecuentemente, la contribución a la impermeabilidad del silicato soluble (Conner, 1987).

II.D.3. Sistemas E/S base cemento Portland - Silicatos solubles (CP-SS)

II.D.3.a. Mecanismo de Estabilización/Solidificación

El sistema CP-SS inmoviliza los metales mediante precipitación, adsorción o encapsulación. La precipitación significa que se forma una nueva fase sólida (reversiblemente y en función del pH) con radio atómico fijo entre los metales removidos y el silicato. La adsorción es un fenómeno superficial controlado por fuerzas de van der Waals o enlaces de hidrógeno, en el cual los metales se fijan electroquímicamente en la superficie del material silicatado o sílica.

La encapsulación (micro y macro) se considera el mecanismo primario de los procesos E/S y ocurre cuando los contaminantes son físicamente atrapados dentro de los precipitados de silicato de calcio hidratado (en la matriz estructural o dentro de la estructura cristalina) durante la hidratación del cemento Portland (LaGrega et al, 1994).

Cuando los silicatos solubles se combinan con agua, se forma un gel de silicato o sílica activada. La adsorción de metales traza en la sílica ha sido ampliamente estudiada. Se sabe que ocurre adsorción significativa a una o dos unidades de pH abajo del pH requerido para la precipitación como hidroxometales, incrementándose la remoción de metal de menos de 10% a más de 90% en una o dos unidades de pH. La adsorción de plomo ocurre a menor pH que la adsorción

de cadmio. A medida que el pH se incrementa, los metales pueden ser primeramente adsorbidos y luego precipitados como una nueva fase.

La solubilidad teórica del $\text{PbSiO}_3(\text{s})$ y el $\text{CdSiO}_3(\text{s})$ ha sido evaluada en rangos de concentración de silicio monomérico total disuelto de 0.01 a 0.001 molar. En el rango de pH ácido, todo el plomo o el cadmio se encuentran disueltos; la precipitación de los silicatos de plomo o cadmio son suficientes para cumplir con norma EPA-1311 para un pH > 7.5 para el Pb o pH > 8.5 para el cadmio. A medida que el pH se incrementa por encima de esos niveles, la precipitación se incrementa.

II.D.3.b. Influencia del silicato soluble

En el caso de desechos diluidos de baja viscosidad, una dificultad presente al intentar solidificarlos, es su rápida sedimentación en ausencia de agitación. Dado que la mayoría de los sistemas de solidificación, endurecen lentamente (tiempo característico del orden de horas a días) se forma una capa superficial de sobrenadante contaminado, misma que es indeseable, ya que queda fuera del monolito.

Una de las razones para diseñar un sistema CP-SS es el rápido efecto gelificante que induce el silicato soluble en la mezcla, incrementando la viscosidad al grado de que no ocurre la sedimentación. Como resultado los componentes del desecho se mantienen en suspensión homogénea en el gel a medida que la mezcla se endurece por efecto del cemento Portland, si bien el silicato soluble por sí mismo también podría llegar a formar un sólido (Conner, 1987).

Una propiedad poco común de los sistemas CP-SS es que el cemento Portland provee la cantidad justa del ion calcio en solución en cualquier tiempo dado. Esto es debido a la lenta hidratación de los componentes del cemento; a medida que el ion calcio de este es usado (endureciendo el gel), se genera más

debido a la hidratación el cual sigue reaccionando con el gel. Al mismo tiempo el cemento Portland inicia su propia serie de reacciones de endurecimiento.

Existe competencia por el ion calcio entre los residuos de hidrosilicatos del cemento Portland y el silicato soluble. Dado que la reacción del cemento es sustancialmente más lenta que la formación del gel de silicato soluble, la última ocurre a expensas de la primera. A medida que el silicato soluble es utilizado, el ion calcio se hace disponible para entrar en la propia gelificación del cemento. El cemento continua reaccionando a través de su compleja serie de reacciones, las cuales continúan casi indefinidamente (Conner, 1987).

II.D.3.c. Influencia del cemento Portland

Los componentes del desecho pueden retardar o acelerar la solidificación. La presencia de acelerantes usualmente no es un problema, pero los componentes retardantes usualmente interfieren con el proceso de hidratación de los silicatos de calcio del cemento Portland. Existen componentes o iones que forman precipitados en la superficie de las "micelas" del cemento (fase sólida del gel tobemorítico), por ejemplo, el yeso y las sales de metales pesados tales como el cobre, plomo o zinc. Otra categoría de retardantes, por ejemplo, partículas arcillosas, aceite, algas, se adsorbe en la superficie de las micelas, o las recubre, impidiendo su hidratación. La tabla 2.5 refiere algunos agentes químicos que interfieren con la hidratación del cemento.

El silicato soluble ha sido utilizado como acelerante y anti-inhibidor para el concreto, y tiene las mismas funciones en el sistema E/S base PC-SS. En el caso de los retardantes de tipo precipitante (por ejemplo, plomo) el silicato soluble probablemente remueve el metal de la solución antes de que pueda precipitar en las micelas. Para los retardantes tipo adsorbente (aceites), el silicato podría funcionar como surfactante, emulsificando los aceites y floculando partículas finas, de manera que permanezcan suspendidas en la fase acuosa (Conner, 1987).

Tabla 2.5. Agentes interferentes en la hidratación del cemento Portland.

Acelerante	Retardante
Iones cloruro (Cl_4^{2-}), sulfato (SO_4^{2-}), cianuro (CN^-) ^{a,b} Iones potasio, sodio, alúmina ^b Trietanolamina ^b Formiato de calcio ^b	Sales inorgánicas (Sn,Zn,Cu, Pb) > 500 ppm ^a Yodato, fosfato, arsenato y borato de sodio > 500 ppm ^a Azucar (sacarosa) > 500 ppm ^a Hg, Cd, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Sn, P, Mn, Ba ^{a,b} Polifosfato de sodio ^b Complejos de calcio ^b Cloruro de magnesio o de aluminio ^b
Agentes que causan deterioro del monolito por ataque químico	
Sulfatos (SO_4) Alcalis ($Na_2O + 0.658K_2O$) Sulfuro de sodio	> 3,000 ppm ^a > 600 ppm ^a > 100 ppm ^a
Notas: (a) Se refiere a concentración en el agua de mezclado Referencia: Kosmatka y Panarese, 1992. (b) Referencia: Sorrentino et al, 1992.	

II.D.3.d. Instancias de aplicación

Se conocen varios procesos CP-SS comercialmente protegidos, mismos que han sido citados por Conner (1990) y también por Sorrentino et al (1992), entre estos se encuentran: Chemfix® (Chemfix Technologies, Inc, Kenner, Louisiana); Blastox® (The TDJ Group, Inc., Cary, Illinois); SoliRoc® (Fujimasu Synthetic Chemical Laboratory Company, Ltd., ETA® Process (Environmental Technologies Associates, Lima, Ohio); Solidtek® (Solidtek, Inc., Atlanta, Georgia); NQ® (PQ Corporation, Valley Forge, Pennsylvania).

Los sistemas CP-SS utilizados a escala comercial contienen una mezcla de materiales silicatados, por ejemplo la composición reportada para una mezcla comercial denominada Blastox®, es 65.5% CaO, 22.1% SiO₂, 4.6% Al₂O₃, 3.55% MgO, 2.1% Fe₂O₃ y 0.5% muchos otros componentes; ésta formulación es similar a la del cemento Portland tipo I (Kosmatka y Panarese, 1992).

CAPÍTULO III

DISEÑO DE SISTEMAS E/S BASE CP-SS

III.A. Enfoques de diseño

III.A.1. Estudios de tratabilidad

La selección y el diseño de una formulación estabilizante apropiada así como la técnica, inicia con estudios de tratabilidad. Éstos se conducen para seleccionar y desarrollar el tipo apropiado de agente enlazante para eliminar o reducir el riesgo del residuo peligroso.

Los estudios de tratabilidad indican el potencial estabilizante; se requieren estudios posteriores para demostrar la plausibilidad y optimizar la formulación de la mezcla. Esta tarea es considerada un arte y no una ciencia (LaGrega et al, 1994).

La selección de las formulaciones apropiadas se basa en la naturaleza del desecho acoplada con el juicio incorporado en la literatura publicada y experiencia corporativa. Se ha sugerido (LaGrega et al, 1994) considerar una variedad de factores operativos (Tabla 3.1).

Las pruebas de tratabilidad se conducen mezclando diferentes tipos y cantidades de reactante con una pequeña muestra de desecho (alrededor de 500 g). Los estudios se conducen por fases, aplicando progresivamente lo aprendido para arribar a una situación plausible. La primera fase típicamente incluye mezclado a escala laboratorio y pruebas de lixiviabilidad y resistencia.

Por ejemplo, en un estudio se controlaron cuatro variables (relación arena/cemento, relación agua/cemento, cantidad de lodo húmedo y dosificación de aditivo) que variaron en un experimento estadísticamente diseñado para

determinar el efecto de la variable en la resistencia y lixiviabilidad (Shin et al, 1988).

Tabla 3.1. Variables operativas importantes en proyectos de Estabilización/Solidificación.

Variable	Ejemplos
Tiempo de curado	<ul style="list-style-type: none"> • En campo • En laboratorio
Cambio de volumen	<ul style="list-style-type: none"> • Incremento • Decremento
Costo	<ul style="list-style-type: none"> • Ingredientes • Mano de obra • Equipo
Programa de obra	<ul style="list-style-type: none"> • Duración del proyecto • Restricciones por mal tiempo
Tipo de mezclado	<ul style="list-style-type: none"> • Por lote • Continuo
Generación de calor	<ul style="list-style-type: none"> • Calor de hidratación • Otras reacciones químicas
Generación de gases	<ul style="list-style-type: none"> • Volatilidad • Porosidad del material • Toxicidad
Tiempo de mezclado	<ul style="list-style-type: none"> • En campo y laboratorio • Máximo y mínimo
Otras restricciones	<ul style="list-style-type: none"> • Punto de flasheo • Potencial explosivo • Potencial de incendio
Manejo	<ul style="list-style-type: none"> • Desechos y agentes E/S

Cuando se han refinado las proporciones e ingredientes de la mezcla, las pruebas de laboratorio adicionales, típicamente incluyen pruebas de ingeniería más extensivas tales como conductividad hidráulica y durabilidad ante el intemperismo.

Se ha sugerido que las proporciones de mezcla y los resultados de las pruebas sean graficados para definir un "área" de resultados aceptables, en esencia, una gráfica de control de calidad (Rushbrook et al, 1989), por ejemplo, una gráfica del contenido específico del metal de interés en el lixiviado versus la proporción de cemento en la mezcla.

Finalmente estudios piloto, en campo, deben realizarse para confirmar que las pruebas de laboratorio pueden ser replicadas bajo condiciones de campo. Cullinane y Jones (1989) sugieren la realización de una demostración de campo de escala completa (50-100 m³), como parte crítica del proceso de diseño.

La lección más importante que tiene que ver con el proceso de diseño de proyectos de estabilización es que, a veces, existe pobre correlación entre estudios a escala laboratorio y el desempeño a escala de campo; las variaciones frecuentemente están relacionadas con la consistencia con que el desecho y los reactantes son mezclados; en el laboratorio el mezclado es bueno mientras que en el campo, su control puede ser deficiente. (Cullinane y Jones, 1989).

III.A.2. Enfoque mecanicista

El diseño de sistemas E/S a partir de principios teóricos aún no es posible, ya que, entre otras razones, aún no se cuenta con una derivación satisfactoria de las ecuaciones de transporte de soluto, para sistemas altos en coloides y bajo contenido de agua (Mulla et al, 1984).

Recientemente se han desarrollado algunos modelos mecanísticos adecuados para describir el proceso de adsorción de iones metálicos en superficies oxo-hidroxo (modelos de complejación superficial) que explican algunos casos particulares (Huang et al, 1987); También se han desarrollado modelos basados en el equilibrio químico para simular la lixiviación (Batchelor, 1992); Otra clase de modelos desarrollados, intentan predecir el equilibrio de adsorción de metales en soluciones sólidas de cemento Portland (Kersten, 1996).

No obstante lo anterior, los modelos mecanísticos disponibles distan de ser aplicables con suficiente confiabilidad al diseño de sistemas E/S, considerando las complejas matrices de desechos reales que se presentan.

III.A.3. Enfoque empírico

Sobre una base empírica, el diseño de sistemas E/S base CP-SS se puede abordar a través de métodos de optimización de mezclas. Esta técnica ha sido aplicada al diseño sistemas E/S base CP-ceniza; la tabla 3.2 resume algunas de las variables más comúnmente utilizadas en diferentes estudios.

Tabla 3.2. Variables más comúnmente utilizadas en estudios de diseño empírico de sistemas E/S

Variables controladas	Rango	Respuestas medidas	Rango ¹
Relación arena/sedimento ^{a,b}		Lixiviabilidad del material solidificado ^{a,b,c,d}	<EPA-1311
Relación agua/cemento ^a	0.1-0.3 ^c	Resistencia a la compresión ^{a,d}	3.5 ^e a > 50 kg/cm ^{2,c}
Cantidad de lodo húmedo ^a		Conductividad hidráulica ^d	<1E-06
Cantidad de agente estabilizante ^a		Dureza Vickers(penetración) ^{c,d}	>20 kg/cm ^{2,c}
Cantidad de agente enlazante ^c	0.15-0.40 ^c	Retención de sobrenadante ^d	No
Relación cemento/estabilizante ^b	0.02-0.05 ^c		

Notas:
 (1) Se refiere a valores aceptables desde el punto de vista del desempeño esperado.
 Referencias: (a) Shin et al, 1988; (b) Roy et al, 1991; (c) Sorrentino et al, 1992; (d) Rushbrook et al, 1989; (e) LaGrega et al, 1994.

En una experimento de diseño de sistemas E/S, Shin et al (1988) diseñaron un proceso E/S base CP-ceniza volante, para lodos peligrosos provenientes de la industria de cromado; evaluaron e investigaron el efecto de cuatro factores (relación arena/sedimento, relación agua/cemento, cantidad de lodo húmedo y cantidad de precipitante) en función de la lixiviabilidad y la resistencia a esfuerzos compresivos del material solidificado (después de un curado estándar de 28 días). Utilizando pruebas triplicadas y análisis estadístico descubrieron que la relación arena/sedimento tuvo el mayor efecto en la lixiviación de Cr(VI) mientras que la relación agua/cemento tuvo gran efecto en la lixiviación de Zn y en la resistencia de los materiales solidificados. También propusieron un modelo experimental para estimar la lixiviación y la resistencia para una condición dada.

Por su parte, Roy et al (1991) estudiaron un proceso E/S base CP-ceniza volante para estabilizar lodos contaminados con Cr, Ni, Cd y Hg. Controlaron como variables la relación cemento/ceniza (0.4) y la relación lodo/sólidos (1.43); examinaron el sólido producido con técnicas de microscopía y de espectroscopía dispersiva, encontrando que el lodo formó una mezcla simple con el agente enlazante (CP), interfirió con la hidratación y afectó la composición a escala microscópica; no se formó hidróxido de calcio. Encontraron también que los productos de reacción cercanos a la superficie de ceniza volante contenían trazas de Cr y Ni, lo que sugirió cierta estabilización química de éstos componentes.

III.A.4. Diseño predictivo y control de calidad

Uno de los problemas del proceso E/S es la falta de control sobre la calidad del producto final, al momento de preparar la mezcla; lo anterior implica la necesidad de evaluar el efecto de parámetros clave, en la composición del desecho y en la naturaleza del cemento y sustitutos, sobre la calidad final del producto (Sollars y Perry, 1989).

En este sentido un concepto prometedor, propuesto por Dent et al (1987), es el uso de una metodología de aseguramiento de calidad, en 3 fases, como a continuación se describe:

- a. En la primera etapa, una variedad de pruebas físicas (por ejemplo, resistencia a la compresión no confinada, penetración, conductividad hidráulica, retención de sobrenadante) se conducen en mezclas fabricadas a partir del desecho, y los agentes solidificantes. Los resultados se presentan en forma de gráficos ternarios (o en alguna otra forma de representación de datos adecuada) y se comparan con criterios relevantes.

- b. La segunda etapa involucra pruebas de extracción de lixiviados en aquellas muestras que pasan los criterios de ingeniería previos; éstos resultados se comparan con los límites estándar de calidad del agua.
- c. La tercera etapa requiere la preparación de una gráfica que incorpore la superficie de respuesta del desempeño de las diferentes mezclas, para identificar una región de aceptación (o de rechazo) para el producto final.

Los problemas de superficie de respuesta, se refieren al problema de expresar una variable de respuesta (tal como la lixiviación, o la capacidad ante la compresión), como una función empírica de uno o más factores cuantitativos controlantes (tales como las proporciones de los componentes estabilizantes y la cantidad de desecho); el uso de superficies de respuesta no es nuevo, y ha estado entre las técnicas de diseño experimental disponibles desde hace tiempo.

Para el caso específico de mezclas, existen diseños experimentales de superficie de respuesta referidos genéricamente como “diseño de optimización de mezclas”, utilizados cuando la respuesta de interés es influenciada por las cantidades relativas de los componentes de la mezcla.

Este tipo de técnicas de diseño experimental ha sido bien documentada en otras partes (Beveridge, 1970; Box et al, 1988; Mason, 1989; Montgomery, 1991).

III.A.5. Criterios para el diseño de la pasta de cemento

Siguiendo a Kosmatka y Panarese (1992), se considerarán a continuación algunos factores que ayudan a la integridad del monolito y el correcto funcionamiento del sistema E/S. Muchas pruebas del campo de la ingeniería civil y la mecánica de materiales han sido adoptadas. La tabla 3.3 resume algunas de las pruebas utilizadas y sus criterios de empleo.

III.A.5.a. Resistencia a la compresión

Algunos factores que afectan la resistencia a la compresión (ensayada en kg/cm^2 de esfuerzo axial sobre especímenes de 28 días de edad) son la relación agua-cemento (rac) y la edad, o el grado al que haya progresado la hidratación. En pruebas de compresión no confinada con cilindros (15×30 cm) de concreto elaborados con diferentes rac a diferentes edades se observó lo siguiente: la resistencia aumenta con la edad y aumenta a medida que disminuye la rac.

III.A.5.b. Resistencia a congelación y deshielo

Se sabe que el concreto con baja rac y un contenido de aire de 4-8% soportará un gran número de ciclos de congelación y deshielo sin presentar fallas.

III.A.5.c. Resistencia al desgaste

Es una función de la resistencia a la compresión. A mayor resistencia a la compresión mayor resistencia al desgaste, por ende una rac baja así como un curado adecuado son necesarios para obtener una buena resistencia al desgaste.

III.A.5.d. Permeabilidad y hermeticidad

La permeabilidad de la pasta de cemento Portland depende de la relación agua-cemento y del grado de hidratación del cemento (duración del curado húmedo). Un concreto de baja permeabilidad requiere de una relación agua-cemento baja y un período de curado húmedo adecuado. La inclusión de aire ayuda a la hermeticidad aunque tiene un efecto mínimo sobre la permeabilidad.

La permeabilidad aumenta con el secado. La permeabilidad de una pasta endurecida madura mantuvo continuamente rangos de humedad de $0.1\text{E}-12$ a

120E-12 cm/s para relaciones agua cemento de 0.3 a 0.7. La permeabilidad de rocas comúnmente utilizadas como agregado para concreto varía desde aproximadamente 1.7E-9 hasta 3.5E-13 cm/s.

La permeabilidad de un concreto maduro de buena calidad es del orden de 1E-10 cm/s. Especímenes de concreto (cilindros de 10×20 cm) mantenidos a una presión de agua de 210 kg/cm² presentaron permeabilidades menores de 9E-10 cm/s cuando fueron curados en húmedo durante 7 días; cuando fueron curados en húmedo solamente 1 día alcanzaron permeabilidades del orden de los 40E-10 cm/s; para una relación agua-cemento menor de 0.6, la permeabilidad siempre fue menor de 10E-10 cm/s sin importar el tipo de curado aunque siempre es menor para especímenes curados en húmedo varios días.

Los resultados de ensayos obtenidos al sujetar discos de mortero sin aire incluido, de 2.5 cm de espesor, a una presión de agua de 1.4 kg/cm², evidenciaron que no existió fuga de agua a través de los discos de mortero que tenían una relación agua-cemento de 0.5 o menores, con curado húmedo de 7 días.

Cuando ocurrieron fugas, éstas fueron mayores en los discos de mortero hechos con alta relación agua-cemento. También, para cada relación agua-cemento, las fugas fueron menores a medida que se aumentaba el período de curado húmedo. En los discos con una relación agua cemento de 0.8, el mortero permitía fugas a pesar de haber sido curado durante un mes. Estos resultados ilustran claramente que una relación agua-cemento baja y un período de curado reducen la permeabilidad de manera significativa.

Una relación agua-cemento baja también reduce la segregación y el sangrado, contribuyendo adicionalmente a la hermeticidad. Para ser hermético, el concreto también debe estar libre de agrietamientos o celdillas; lo anterior tiene que ver con la cantidad de finos del concreto; el concreto poroso es un concreto sin finos.

Tabla 3.3. Pruebas de propiedades físicas, técnicas y de durabilidad

Propiedad	Propósito	Relevancia para el caso
Propiedades físicas		
Contenido de humedad (ASTM D2216)	Cálculos de fase (saturación, relación de vacíos)	Permite calcular los requerimientos de agua para hidratación de reactivos
Densidad de masa húmeda y seca (peso unitario)	Cálculos de esfuerzo y volumen	Permite calcular los requerimientos de espacio para la disposición; calcular presión sobre la tierra en cálculos de estabilidad
Gravedad específica	Cálculos de fase	Permite calcular la porosidad y el peso unitario (no aplica para material sólido heterogéneo)
Distribución de tamaños de partícula (ASTM D422)	Clasificador	Permite evaluar los requerimientos de mezclado durante la fase de estabilización
Índice de cono de laboratorio (ASTM D3441)	Resistencia al mezclado	Proporciona información de la resistencia de los materiales mientras se estabilizan y permite predecir la resistencia final de la masa estabilizada
Penetrómetro de bolsillo	Resistencia al mezclado	Similar al anterior, aplica para el material estabilizado durante la fase de curado
Examen microestructural por rayos X, microscopía convencional o de barrido	Cristalización	Permite entender la naturaleza del enlace del material peligroso en la matriz estabilizante
Formación de sobrenadante durante curado	Líquido en exceso	Permite evaluar si la mezcla estabilizante es adecuada. La formación de sobrenadante es indeseable
Propiedades técnicas		
Resistencia	Análisis de estabilidad	Se puede correlacionar con la integridad de la masa estabilizada
Compresibilidad (ASTM D1633, ASTM D2166)	Análisis de asentamientos	Permite evaluar la resistencia de materiales cohesivos después de ser estabilizados y solidificados; a mayor resistencia mejor estabilización, particularmente para contaminantes inorgánicos
Permeabilidad (ASTM D2434)	Cálculos de flujo y transporte	Indica la facilidad con la que el agua pasará a través del material; permite estimar la tasa de flujo en medio poroso, útil para estimar la tasa a la que las sustancias químicas migran en el medio ambiente.
Propiedades de durabilidad		
Prueba de ciclo húmedo/seco (ASTM D4843)	Integridad a largo plazo	Un desecho exitosamente solidificado debe pasar la prueba intacto.
Prueba de ciclo congelamiento/descongelamiento (ASTM D4842)	Integridad a largo plazo	Similar al anterior
Intemperismo acelerado	Integridad a largo plazo	Similar al anterior

III.B. Desempeño de sistemas de Estabilización/Solidificación

III.B.1. Técnicas analíticas empleadas

III.B.1.a. Desempeño ambiental

Para guiar la formulación del sistema E/S, comúnmente se utilizan pruebas sobre el material solidificado, es decir, después de un tiempo de curado estándar de 28 días (Kosmatka y Panarese, 1992).

Se usan frecuentemente las técnicas comunes de extracción de lixiviados (ver anexo), seguidas de detección de los metales en el extracto, por espectrofotometría de absorción atómica, o bien, mediante espectrofotometría de rango visible.

Para evaluar las propiedades técnicas del monolito, comúnmente se utilizan mediciones de resistencia a la compresión no confinada (Roy et al, 1991; Shin et al, 1988; Weng et al, 1996) y otras adaptadas del campo de la mecánica de materiales (ver tabla 3.3).

Aunque la respuesta a las pruebas de propiedades técnicas tales como la compresión no confinada es proporcional a la calidad del sistema E/S, no se ha encontrado correlación (matemática) entre la resistencia y la concentración de metal presente en los extractos lixiviados (LaGrega et al, 1994).

III.B.1.b Caracterización estructural

En estudios de caracterización estructural se han utilizado técnicas tales como microscopía electrónica de escaneo, espectroscopía dispersiva de rayos-x, microscopía óptica y difracción de rayos-x (Roy et al, 1991; Campbel et al, 1987). También se ha utilizado resonancia magnética nuclear y espectroscopía infrarroja de transformada de Fourier (Ortego et al, 1991).

III.B.2.Efectos del ambiente de prueba

III.B.2.a. Ambiente ácido

Se ha encontrado evidencia (Ortego et al, 1991) de que en el ambiente ácido de las pruebas de extracción de lixiviados, ocurre polimerización de los silicatos en el monolito; mientras que en presencia de zinc, la polimerización es retardada, la presencia de plomo la incrementa ligeramente. Se encontró, además, que el grado de entrecruzamiento es directamente proporcional a la acidez del medio, incrementándose marcadamente cuando se utilizan buffers de pH 5. La polimerización de silicatos tiene un impacto directo sobre la disponibilidad de metal, ya que éste se moviliza a medida que transcurre aquella.

III.B.2.b. Ambiente alcalino

Utilizando extractantes similares al agua de mar (pH 8~9), la lixiviabilidad de cationes, a partir de lodos dopados con cadmio y plomo y solidificados con cemento Portland, fue estudiada por Campbell et al (1987). Se encontró que al cabo de 50 días solamente 1.0% del cadmio total fue liberado; el plomo no fue detectado en el lixiviado, sin embargo, se piensa que es debido a interferencias analíticas asociadas con la interacción entre el plomo y el calcio durante la prueba (Batchelor, 1992).

Campbell et al (1987) también notaron que durante la prueba de extracción (de tipo continuo) inicialmente se lixivia hidróxido, formándose carbonatos de calcio en la superficie de las partículas; después de 50 días la alcalinidad y el pH de los lixiviados fue similar al del fluido lixivante (agua de mar sintética).

La presencia de plomo no tuvo efecto en la estructura hidratada de la pasta de cemento Portland, mientras que el cadmio parece crear una microestructura más porosa con abundante etringita (sulfoaluminato de calcio) coloidal. La fijación

de cadmio en la pasta de cemento Portland acelera el ataque por sulfatos a la pasta en ambientes similares al marino, que en su turno lleva al agrietamiento destructivo del monolito. Parece ser que la liberación de cadmio está relacionada a la destrucción física de la pasta (Campbell et al, 1987).

III.B.2.c. Condiciones de saturación

Se ha encontrado (Oblath, 1989) que el desempeño lixiviante de iones a partir de monolitos estabilizados con cemento Portland se explica considerando que el paso limitante es la difusión a través del monolito. Al lixiviarse el ion nitrato a partir de desechos radioactivos de bajo nivel estabilizados con cemento Portland, se observó un comportamiento idéntico bajo condiciones de suelo saturadas y no saturadas.

III.B.2.d. Efecto del sistema E/S sobre el ambiente de prueba

El monolito CP-SS es altamente alcalino; actúa sobre el pH del ambiente de lixiviación de prueba, manteniéndolo en valores altos, del orden de 10 ~ 12 (efecto buffer); consecuentemente, se limita la disolución de metales a niveles muy inferiores a los definidos por los criterios de desempeño (por ejemplo, EPA-1311), ya que los metales se encuentran especiados como $PbSiO_3$ y $CdSiO_3$ de muy baja solubilidad en ese rango de pH (Weng et al, 1996). El efecto buffer actúa aún cuando se segregan las fracciones finas o gruesas debido a la microencapsulación (encapsulación a nivel molecular) de los metales en la matriz E/S.

Sin embargo, en pruebas de extracción de lixiviados con ajuste continuo del pH a un valor 5, la mayoría de las veces, se observan excedencias de la norma EPA-1311, es decir se anula parcialmente el efecto benéfico del sistema estabilizante (Weng et al, 1996).

III.B.2.e. Comportamiento de aniones

Dado que los aniones tales como el cromo hexavalente, son más solubles en ambientes con alto pH, el monolito CP-SS por ser altamente alcalino, incrementa la disponibilidad ambiental de esta especie, aunque no necesariamente esto conduce a excedencias con respecto a la norma EPA-1311; lo anterior se puede comprobar al efectuar pruebas de lixiviación con y sin buffers de pH 5 (Batchelor, 1992).

CAPÍTULO IV

MATERIALES Y MÉTODOS

IV.A. Obtención y control de la matriz suelo/desecho a probar

IV.A.1. Extracción

Utilizando una retroexcavadora (Caterpillar 235), se excavó un pozo (pozo A) en el sitio contaminado con residuos peligrosos inorgánicos. Las dimensiones del pozo fueron de 2.4 m de profundidad y 1 m² de área (aproximadamente).

De cada estrato se recuperó aleatoriamente material de la matriz suelo/desecho en cantidades y profundidades de acuerdo con la tabla 4.1.

Tabla 4.1. Profundidades y cantidades (peso húmedo) de matriz suelo/desecho extraído del pozo A.

Denominación (Pozo A)	Estrato	Espesor del estrato (m)	Peso (kg)
A1	1	0.50	22.74
A2	2	0.50	21.98
A3	3	0.70	24.28
A4	4	0.70	25.07
Total		2.40	94.07

Para su traslado al laboratorio, las matrices recuperadas fueron guardadas en bolsas de contención de polietileno de alta densidad, etiquetadas como Ai según el estrato de procedencia (i). Las bolsas fueron selladas con cinta adhesiva de seguridad.

IV.A.2. Control del material contaminado

En laboratorio, el material de cada estrato se dividió en mitades (unidades experimentales AiF1 y AiF2) con la ayuda de una cuarteadora estándar (Soiltest),

que fueron almacenadas en bolsas de contención de polietileno de alta densidad. Para las pruebas iniciales se seleccionó la matriz A_3F_1 . La matriz A_3F_2 fue utilizada para la comprobación a escala laboratorio.

La matriz A_3F_1 fue desecada por 48 horas a 105 °C (Thermolyne 1500); posteriormente fue triturada manualmente usando un mortero de acero (6" de diámetro y mano de 10 kg) hasta lograr diámetros de partícula menores a 9.5 mm (Criba ASTM 3/8").

IV.B. Pruebas preliminares

IV.B.1. Objetivo

El objetivo de las pruebas preliminares fue encontrar un rango factible para efectuar la experimentación cuantitativa posterior.

Las pruebas preliminares (experimentos R1 y R2) consistieron en la elaboración de mezclas de cemento Portland CPS 30 RS y una solución acuosa de silicato de sodio al 38% como base de una pasta estabilizante/solidificante y lodo húmedo (matriz A_3F_1).

IV.B.2. Diseño experimental

Se utilizó un diseño ortogonal central compuesto de 15 puntos (3 puntos centrales) sobre la unidad experimental A_3F_1 ; los rangos establecidos para las variables de control para los experimentos R1 y R2 se muestran en las tablas 4.2 y 4.3 respectivamente.

Tabla 4.2. Valores designados para las variables controladas del experimento R1

# Espécimen	% Pasta de cemento Portland (PCP)	% Silicato de sodio (SS)	% lodo húmedo (Matriz A3F1)	Diámetro máximo de Partícula (mm)
1	0	0	100	0.1875
2	0	4	96	0.1875
3	30	0	70	0.1875
4	30	4	66	0.1875
5	15	0	85	0.0937
6	15	0	85	0.2500
7	15	4	81	0.0937
8	15	4	81	0.2500
9	0	2	98	0.0937
10	30	2	68	0.0937
11	0	2	98	0.2500
12	30	2	68	0.2500
13	15	2	83	0.1875
14	15	2	83	0.1875
15	15	2	83	0.1875

Tabla 4.3. Valores designados para las variables controladas del experimento R2

# Espécimen	% Pasta de cemento Portland (PCP)	% Silicato de sodio (SS)	% lodo húmedo (Matriz A3F1)	Diámetro máximo de Partícula (mm)
1	15	2	83	0.1875
2	15	6	79	0.1875
3	45	2	53	0.1875
4	45	6	49	0.1875
5	30	2	68	0.0937
6	30	2	68	0.2500
7	30	6	64	0.0937
8	30	6	64	0.2500
9	15	4	81	0.0937
10	45	4	51	0.0937
11	15	4	81	0.2500
12	45	4	51	0.2500
13	30	4	66	0.1875
14	30	4	66	0.1875
15	30	4	66	0.1875

IV.B.3. Variables controladas y respuestas a observar

Se controlaron tres variables básicas: (1) Porcentaje (peso) de pasta de cemento Portland, (2) Porcentaje (peso) de silicato de sodio, y (3) diámetro de partícula. Se observaron tres características (cualitativamente): (1) "Sanidad" aparente, (2) "Resistencia" relativa a la penetración, e (3) "Integridad" aparente a los 28 días de edad (tiempo para alcanzar solidificación nominal).

IV.B.4. Procedimiento de prueba

IV.B.4.a. Preparación del lodo húmedo

El material de la matriz A_3F_1 se controló de acuerdo a la metodología descrita en la sección IV.A.2, se pesó y se mezcló con agua grado reactivo (deionizada) suficiente para formar un lodo húmedo con relación agua/suelo de 0.20 (base peso), mismo que se introduce en una bolsa de polietileno de alta densidad para su manejo posterior.

IV.B.4.b. Preparación de la pasta estabilizante

La pasta estabilizante se preparó mezclando las cantidades adecuadas de cemento Portland y agua grado reactivo (deionizada) en relación agua/cemento de 0.5 (base peso), se adicionó silicato de sodio a la pasta en la cantidad indicada en el diseño experimental R1 o R2. Esta pasta debe ser utilizada inmediatamente en la preparación del espécimen estabilizado, ya que el proceso de hidratación del cemento se inicia de inmediato.

IV.B.4.c. Preparación y solidificación del espécimen estabilizado

La pasta estabilizante se agregó al lodo húmedo en las proporciones indicadas por el diseño experimental R1 o R2 y se procedió a mezclar (Eberbach 8520) durante 2 minutos. Se prepararon especímenes de 100 gr de peso, mismos que fueron depositados en contenedores de plástico PVC y sellados con película de polietileno para su curado y observación.

El curado de los especímenes se efectuó en seco y a temperatura ambiente (≈ 25 °C). Los especímenes habrán completado el proceso solidificante (alcanzarán su resistencia última nominal) a los 28 días de edad.

IV.B.4.d. Observaciones cualitativas realizadas

IV.b.4.d.1) Sanidad aparente. Este término se refiere a dos aspectos fundamentales del comportamiento del sistema E/S fresco (recién implementado) que pueden influir fuertemente en su desempeño futuro: (1) Su fluidez, y (2) La formación de líquido sobrenadante.

La fluidez está directamente correlacionada con la cantidad de agua presente en la mezcla; la cantidad de agua está inversamente correlacionada con la resistencia y la permeabilidad de la mezcla, y por ende, con el desempeño del sistema E/S.

La formación de sobrenadante es indeseable, ya que por su conducto, el sistema E/S puede fugar metal en la fase más temprana de su implementación; además, la formación de sobrenadante también es un indicativo de exceso de agua.

Se utilizó una escala cualitativa (0/1) para designar respectivamente una sanidad aparente adecuada o inadecuada.

IV.B.4.d.2) Resistencia relativa a la penetración. Este parámetro se refiere a la profundidad que un punzón estándar de 2 5/8" de diámetro, penetra en el espécimen E/S, bajo la acción de un peso estándar (3.6 onzas). Para evaluar este parámetro se utilizó un penetrómetro universal (ASTM D217) con punzón graduado a intervalos de 0.1 mm.

La penetración está inversamente relacionada con la resistencia última del espécimen y con el grado de hidratación del mismo, en condiciones "frescas" (curado incompleto). Una mejor hidratación genera un mejor producto E/S. Se utilizó una escala de 0 a 3 grados de penetración (2 mm = 1 grado), para evaluar la resistencia relativa a la penetración.

IV.B.4.d.3) Integridad aparente. Este parámetro intenta evaluar el grado de solidificación alcanzado por el espécimen estabilizado, al ser desmoldado (sacado del contenedor plástico) a los 28 días de edad.

El espécimen al ser desmoldado habrá de manipularse en cierto grado "nominal" por parte del analista. El hecho de que tolere este manejo común sin perder su integridad, señala a los mejores monolitos (las mejores mezclas). Los "malos" monolitos se fragmentan y disgregan fácilmente al ser desmoldados.

Los especímenes que pierden poca o ninguna masa después de su desmoldeo, se consideran indicadores de "buenas recetas" E/S. Para evaluar este parámetro se utilizó una escala (0/1) para designar una integridad aparente cuestionable o satisfactoria, respectivamente.

IV.B.4.d.4) Solidificación relativa alcanzada. Para establecer un valor del estado de solidificación relativo (a los tratamientos) en que se halla un espécimen, se combinó su evaluación para los tres criterios anteriormente mencionados, usando la relación (33).

$$Sr = Sa \cdot Ia^{(4-P28)} \quad (33)$$

en donde:

Sr	=	Solidificación relativa
Sa	=	Sanidad aparente
Ia	=	Integridad aparente
P28	=	Grado de penetración a los 28 días

IV.B.5. Procedimiento de análisis de resultados preliminares

La estimación de parámetros por métodos de superficie de respuesta es una alternativa de análisis para el tipo de datos generados, cuando se aplica a las proporciones de los ingredientes de la mezcla versus el grado de penetración o versus la solidificación relativa (34).

Existe software estadístico comercial comúnmente disponible (por ejemplo, *SAS Institute*) para efectuar automáticamente el análisis de información experimental y estimar el rango de los parámetros controlados tal que, se maximiza (o minimiza) la respuesta, según sea adecuado (por ejemplo, minimizar el grado de penetración) y de acuerdo con la información disponible en esta etapa de la investigación.

IV.C. Pruebas detalladas

IV.C.1. Objetivo

El objetivo de las pruebas detalladas es evaluar la capacidad de contención de metal de los especímenes E/S y su resistencia a la compresión no confinada, sobre un rango de prueba prometedor.

IV.C.2. Diseño experimental

Para proceder a esta fase de la investigación, se empleó un diseño experimental de superficie de respuesta, configurado para optimización de mezclas, denominado R3. El experimento consta de 15 puntos de control, los cuales se indican en la tabla 4.4. Se presenta el diseño experimental en pseudocomponentes (rango: [0,1]) y corregido para el rango de los componentes reales.

Tabla 4.4. Diseño experimental de optimización de mezclas R3.

Pseudocomponentes			Componentes Reales		
Pasta de cemento Portland a/c 0.5 (PCP)	Silicato de sodio (SS)	Lodo Húmedo a/s 0.2 (LH)	PCP (gr)	SS (gr)	LH (gr)
0.00	0.00	1.00	22.00	3.00	75.00
0.00	0.25	0.96	22.00	3.75	74.25
0.00	0.50	0.91	22.00	4.50	73.50
0.00	0.75	0.87	22.00	5.25	72.75
0.00	1.00	0.82	22.00	6.00	72.00
0.25	0.00	0.75	26.25	3.00	70.75
0.25	0.25	0.71	26.25	3.75	70.00
0.25	0.50	0.66	26.25	4.50	69.25
0.25	0.75	0.62	26.25	5.25	68.50
0.50	0.00	0.50	30.50	3.00	66.50
0.50	0.25	0.46	30.50	3.75	65.75
0.50	0.50	0.41	30.50	4.50	65.00
0.75	0.00	0.25	34.75	3.00	62.25
0.75	0.25	0.21	34.75	3.75	61.50
1.00	0.00	0.00	39.00	3.00	58.00

IV.C.3. Variables controladas y respuestas a observar

Se controlaron 3 variables (variables de diseño) consistentes en las proporciones (base peso) de la mezcla compuesta por (1) lodo húmedo (LH) relación agua/suelo=0.2, (2) pasta de cemento Portland (PCP) relación agua/cemento=0.5 y (3) silicato de sodio NaSiO (SS) en solución acuosa al 38%.

Se observaron dos variables de respuesta: (1) La concentración (mg/l) de metal lixiviable (basado en cromo total) y (2) La resistencia a la compresión no confinada (kg/cm²).

IV.C.4. Procedimiento de prueba

IV.C.4.a. Preparación y solidificación del espécimen E/S

La preparación de los ingredientes de la mezcla E/S y su curado se efectuaron en forma similar a como fue indicado en la descripción del procedimiento de prueba para los experimentos preliminares (Ver secciones IV.B.4.a – IV.B.4.c). Se prepararon también 15 especímenes en forma de cubo (50 mm por lado) para someterlos a pruebas de compresión no confinada; éstos fueron curados de acuerdo con la norma ASTM C192-81.

IV.C.4.b. Observaciones cuantitativas realizadas

IV.C.4.b.1) Resistencia a la compresión no confinada. Los especímenes se sometieron a carga axial en una prensa hidráulica universal (ELE 2300A) y se registró la carga última a la ruptura en kg de acuerdo con el procedimiento de prueba ASTM C109-86. Para compensar irregularidades en las superficies de carga, se utilizó una cama de arena graduada (pasa malla ASTM No. 100).

IV.C.4.b.2) Contención de metal (metal lixiviable basado en cromo). Este procedimiento involucra tres fases: (a) Extracción de lixiviados, (b) digestión alcalina y (c) determinación de metal lixiviable (como cromo total).

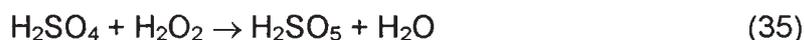
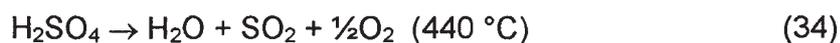
Extracción de lixiviados. Cada uno de los especímenes se trituró a un diámetro menor de 9.5 mm (ASTM 0.375"). El material triturado se sometió a la prueba de extracción de lixiviados mediante el método SPLP EPA-1312 (USEPA, 1994) utilizando un aparato de agitación rotatoria longitudinal (Millipore) a

30±2 rpm durante 18±2 hr a 25 °C. El fluido extractante fue lluvia ácida sintética, elaborada mediante una mezcla 60/40 %peso de H₂SO₄/NH₃ (reactivos grado ACS) diluida en agua grado reactivo (deionizada) a pH 4.2±0.05 (Orion 420-A). Se mezcló con el material a probar en proporción 20/1 (peso). Después del periodo de extracción, la fase líquida se filtró a través de filtro de fibra de vidrio (Millipore, 0.7 µm) previamente tratado con ácido. El filtrado se conservó con NH₃ a pH < 3.5.

Digestión alcalina. Para estar en condiciones de determinar cromo total, el Cr(III) presente en el extracto filtrado (lixiviado) fue oxidado a Cr(VI), para lo cual el lixiviado fue digerido alcalinamente con una variante del método EPA 3060 (USEPA, 1996c); La muestra se calienta al punto de ebullición bajo condiciones alcalinas fuertes, en presencia de hipobromito (ver expresión 15, sección I.D.2.c), oxidando el Cr(III) a Cr(VI).

Determinación de cromo total. Se utilizó el método del complejo 1,5-difenilcarbohidrazida-cromato en condiciones ácidas (ver ecuaciones 16 a 18, sección I.D.2.c) y espectrofotometría de rango visible midiendo la absorbancia en la banda de 540 nm (HACH DR-2010); el control de calidad se realizó mediante el método de adiciones proporcionales de estándar para cada uno de los 15 puntos experimentales y se corrigió volumétricamente y por dilución en cemento para obtener los valores de metal total (lixiviable) en mg/kg (miligramos de metal total lixiviable por kg de matriz original); si los valores no se corrigen por dilución en cemento se obtienen miligramos de metal total lixiviable por kg de mezcla estabilizada.

IV.C.4.b.3) Metal Total. Para evaluar los niveles de metal total (basado en Cromo Total) se efectuó una digestión fuerte del suelo problema A₃F₁, con el método de digestión rápida citado en la sección I.C.1.a (HACH, 1997), usando un aparato de digestión con columna de reflujo y control de gases integrado (HACH-Digesdalh), mediante oxidación con ácido peroximonosulfúrico (H₂SO₅); ver expresiones (34) y (35).



Para el análisis de metales, el digerido fue ajustado a pH 3.5 (punto de virado al amarillo de 2,4 dinitrofenol) usando hidróxido de potasio 1N (KOH) y filtrado. La detección de cromo total se realizó en forma similar a la indicada en la sección anterior (complejo 1,5-difenilcarbohidrazida-cromato). La lectura fue corregida volumétricamente para expresar la concentración de metal total en mg/kg. El control de calidad se efectuó mediante ensaye repetido en 15 muestras. En los casos en que la muestra provenía de algún monolito E/S, se corrigió el valor por dilución en cemento.

IV.C.5. Análisis de resultados

El análisis de resultados se efectuó mediante software estadístico especializado (SAS Institute), estimándose los parámetros del modelo de superficie de respuesta y su optimización matemática. Se buscó (a) la mezcla de mínimo cromo lixiviable y (b) la mezcla de máxima resistencia a la compresión.

IV.D. Comprobación de resultados

Para verificar la factibilidad de reproducir el desempeño de los monolitos ante la fuga de cromo, se fabricaron 15 monolitos teóricamente "óptimos" de 100 gr de peso, a partir de la matriz A₃F₂. En su fabricación y evaluación se utilizaron los materiales y métodos ya descritos en las secciones previas.

Los monolitos fueron sometidos a la prueba de extracción de lixiviados SPLP. A manera de contraste, el material de la matriz A₃ fue sometido a pruebas de lixiviación paralelas para establecer el nivel base de metal lixiviable.

En laboratorio interno se evaluó fotométricamente el cromo lixiviable; en laboratorio externo se determinó cadmio, cromo y plomo por espectrofotometría de absorción atómica ICP (Método EPA 200.7) sobre los mismos extractos lixiviados.

Se hipotetiza que la lixiviación de cromo en los monolitos óptimos A_3F_2 será del mismo orden de magnitud que la observada durante las pruebas de la matriz A_3F_1 . Se hipotetiza también que al minimizar la fuga de cromo de los monolitos, se controlará adecuadamente la fuga de metales catiónicos tales como el cadmio y plomo. Otra cuestión es la referente a comprobar si efectivamente, debido a la alcalinidad de los monolitos E/S base silicatos la fuga de cromo será mayor que la que se presentaría en la matriz original.

CAPÍTULO V

RESULTADOS

V.A. Nivel base de metal en la matriz ensayada

Para conocer el nivel de metal en la matriz problema utilizada (nivel base de metal), se determinó la concentración de metal total (basado en cromo) y metal lixiviable en la matriz A3F1; los resultados de las pruebas analíticas se presentan a continuación.

V.A.1. Metal total

Se analizaron 15 alícuotas de 0.5 g obtenidas aleatoriamente de la matriz A3F1, utilizando la metodología de prueba descrita en la sección IV.C.4.b.3. La matriz A3F1 presentó una concentración media de metal total (basado en cromo total) de 334.8 mg/kg con desviación estándar de 23.35 mg/kg; el intervalo de confianza al 95% para la concentración media de metal total resultó ser de 322 a 348 mg/kg.

V.A.2. Metal lixiviable

La tabla 5.1 muestra los valores de concentración de metal lixiviable base en muestras de 100 g de la matriz tipo A3; la metodología de prueba se describe en la sección IV.C.4.b.2.

Tabla 5.1. Concentración de metal lixiviable en la matriz tipo A3.

Matriz	[Cd] mg/l	[Cr] mg/l	[Pb] mg/L	LABORATORIO		MÉTODO	
				Extracción	Análisis	Extracción	Análisis
A3F1	7.07	<0.05	2.32	INTERNO	EXTERNO	EPA-1312	EPA-200.7
A3F1	6.86	<0.05	1.51	INTERNO	EXTERNO	EPA-1312	EPA-200.7
A3F1	S/D	<0.01	S/D	INTERNO	INTERNO	EPA-1312	EPA-3060
A3F2	7.57	<0.024	0.075	INTERNO	EXTERNO	EPA-1312	EPA-200.7
A3 ⁽¹⁾	7.17	<0.03	1.30	N/A	N/A	N/A	N/A

Notas:
(1) Valores promedio de metal lixiviable (mg/l) para la matriz A3.
S/D Sin dato
N/A No aplicable

V.B. Rango de prueba detallada

Con el propósito de determinar formulaciones de matrices tratadas (monolitos), prometedoras para efectuar una adecuada solidificación, primeramente se efectuaron observaciones cualitativas sobre un amplio rango de variación de los componentes del sistema E/S; la metodología utilizada se describe en la sección IV.B.4. Los resultados obtenidos se presentan a continuación.

V.B.1. Experimento R1

Las observaciones realizadas durante el experimento R1 se resumen en la tabla 5.2. A partir de esas observaciones se derivó un modelo de ajuste de 2° orden (expresión 36); éste permite explicar el 77% de la variación observada en el valor del grado de penetración (P28), en función de los porcentajes de los componentes de la mezcla (como porcentaje en peso). La estimación de los parámetros (a, ..., f) se proporciona en la tabla 5.3.

Tabla 5.2. Resultados del experimento R1.

Pasta de Cemento Portland % (PCP)	Silicato de sodio % (SS)	Lodo húmedo % (LH)	Ø máximo de Partícula cm	Sanidad Aparente 0/1 (Sa)	Grado de penetración 2 x mm (P28)	Integridad Aparente 0/1 (Ia)	Solidificación relativa (Sr)
0	0	100	0.1875	0	4	0	0
0	4	96	0.1875	1	4	0	0
30	0	70	0.1875	0	3	0	0
30	4	66	0.1875	1	0	1	4
15	0	85	0.0937	1	3	0	0
15	0	85	0.2500	1	3	0	0
15	4	81	0.0937	1	1	1	3
15	4	81	0.2500	1	2	0	0
0	2	98	0.0937	0	4	0	0
30	2	68	0.0937	1	3	0	0
0	2	98	0.2500	0	4	0	0
30	2	68	0.2500	1	1	1	3
15	2	83	0.1875	1	0	1	4
15	2	83	0.1875	1	0	1	4
15	2	83	0.1875	1	0	1	4

$$P28 = a \text{ PCP} + b \text{ SS} + c \text{ LH} + d \text{ PCP SS} + e \text{ PCP LH} + f \text{ SS LH} \quad (36)$$

donde: P28 = Grado de penetración a los 28 días (2mm)
 PCP = Pasta de cemento Portland (%)
 SS = Silicato de sodio (%)
 LH = Lodo húmedo (%)
 a, ...,f = Parámetros del modelo

Tabla 5.3. Estimación de parámetros del modelo (36) para el experimento R1.

Parámetro	Valor Estimado	Error Estándar	Valor t	Prob > t	95% Inferior	95% Superior
a	0.5340	0.162	3.30	0.009	0.166	0.901
b	21.7300	12.033	1.81	0.104	-5.483	48.957
c	0.0445	0.008	5.54	0.001	0.026	0.063
d	-0.2582	0.127	-2.04	0.072	-0.544	0.028
e	-0.0073	0.002	-3.30	0.009	-0.012	-0.002
f	-0.2259	0.125	-1.80	0.105	-0.509	0.057

El modelo (36) puede optimizarse matemáticamente para encontrar el valor de mínima penetración, resultando éste ser del orden de 0.6 mm, correspondiente a 22.0 %PCP, 3.0 %SS y 75.0 %LH. La figura 5.1 ilustra las curvas de iso-penetración en función de la fórmula estabilizante utilizada en R1.

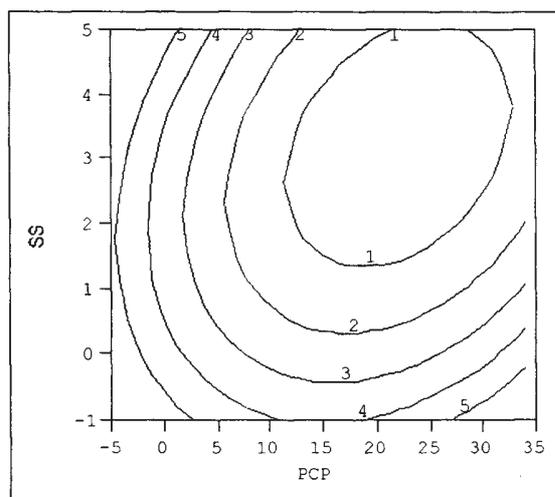


Figura 5.1 Superficie de respuesta R1.

Las curvas indican valores de iso-penetración (Grado de penetración, P28);

PCP = Pasta de cemento Portland (%)

SS = Silicato de sodio (%)

V.B.2. Experimento R2

Las observaciones realizadas durante el experimento R2 se resumen en la tabla 5.4.

Tabla 5.4. Resultados del experimento R2.

Pasta de Cemento Portland % (PCP)	Silicato de sodio % (SS)	Lodo húmedo % (LH)	Ø máximo de Partícula cm	Sanidad Aparente 0/1 (Sa)	Grado de penetración 2 x mm (P28)	Integridad Aparente 0/1 (Ia)	Solidificación relativa (Sr)
15	2	83	0.1875	0	3	0	0
15	6	79	0.1875	0	3	0	0
45	2	53	0.1875	1	2	0	0
45	6	49	0.1875	1	0	1	4
30	2	68	0.0937	1	2	0	0
30	2	68	0.2500	1	2	0	0
30	6	64	0.0937	1	0	1	4
30	6	64	0.2500	1	0	1	4
15	4	81	0.0937	0	2	0	0
45	4	51	0.0937	1	2	0	0
15	4	81	0.2500	1	0	1	4
45	4	51	0.2500	1	0	1	4
30	4	66	0.1875	1	1	1	3
30	4	66	0.1875	1	0	1	4
30	4	66	0.1875	1	0	1	4

A partir de las observaciones anteriores se derivó un modelo de ajuste de 2° orden (expresión 37), análogo al utilizado para modelar los datos del experimento R1; éste permite explicar el 63% de la variación observada en el valor del grado de penetración (P28), en función de los porcentajes de los componentes de la mezcla (como porcentaje en peso). La estimación de los parámetros (a, ..., f) se proporciona en la tabla 5.5.

$$P = a \text{ PCP} + b \text{ SS} + c \text{ LH} + d \text{ PCP SS} + e \text{ PCP LH} + f \text{ SS LH} \quad (37)$$

La nomenclatura de éste modelo es similar a la anteriormente citada para el modelo (36).

Tabla 5.5. Estimación de parámetros del modelo (37) para el experimento R2

Parámetro	Valor Estimado	Error Estándar	Valor t	Prob > t	95% Inferior	95% Superior
a	0.2591	0.111	2.33	0.045	0.008	0.510
b	19.5305	10.752	1.83	0.101	-4.662	43.986
c	0.0749	0.031	2.41	0.039	0.005	0.145
d	-0.2305	0.118	-1.97	0.080	-0.498	0.034
e	-0.0038	0.002	-1.81	0.103	-0.009	0.001
f	-0.2101	0.117	-1.81	0.103	-0.475	0.052

El modelo (37) puede optimizarse matemáticamente para encontrar el valor de mínima penetración, resultando éste ser del orden de 0.06 mm, correspondiente a 39.0 %PCP, 6.0 %SS y 55.0 %LH. La figura 5.2 ilustra las curvas de iso-penetración en función de la fórmula estabilizante utilizada en R2.

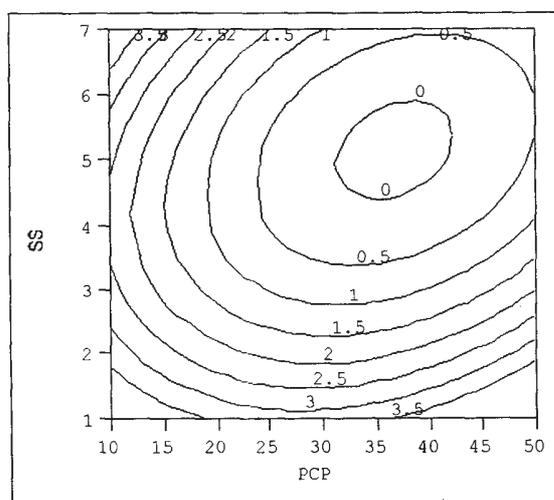


Figura 5.2 Superficie de respuesta R2.

Las curvas indican valores de iso-penetración (Grado de penetración, P28);

PCP = Pasta de cemento Portland (%)

SS = Silicato de sodio (%)

V.B.3. Rango de prueba

Resumiendo, el análisis matemático de los resultados de las pruebas preliminares R1 y R2, indicó que un sistema E/S utilizando proporciones del orden de 22~39% de pasta de cemento Portland y 3~6% de silicato de sodio, minimiza el grado de penetración (maximiza la solidificación relativa); hipotéticamente, la composición del sistema E/S sería adecuada para efectuar la contención de metal en la matriz A3F1, es decir, en este rango se esperan monolitos prometedores.

V.C. Sistema Óptimo

Se efectuaron pruebas analíticas del desempeño del sistema E/S, sobre el rango de formulaciones solidificantes potencialmente adecuadas. Las pruebas se basaron en el experimento de optimización de mezclas R3 y consistieron básicamente en la determinación de (a) metal lixiviable (basado en cromo) y (b) resistencia a la compresión no confinada de monolitos E/S; la metodología de prueba se describe en la sección IV.C.4. Los resultados obtenidos se muestran a continuación.

V.C.1. Resultados

Los valores de metal lixiviable (basado en cromo) en solución (mg/l) y carga última de ruptura (kg), para cada monolito ensayado en el experimento de optimización de mezclas R3, se anotan en la tabla 5.6.

Para fines de análisis de información se efectuaron transformaciones matemáticas a los datos medidos. Aplicando correcciones volumétricas simples

(ver nota al pie de la tabla 5.7) a los valores de metal lixiviable, se calculó la masa de metal lixiviable por unidad de matriz tratada (mg/kg) y por unidad de matriz original (mg/kg); en cuanto a los valores de carga última de ruptura, dividiendo entre el área de carga, se calculó el esfuerzo compresivo no confinado (kg/cm^2); dicha información se anota en la tabla 5.7. La tabla 5.8 proporciona detalles dimensionales de los monolitos ensayados.

Tabla 5.6. Resultados del experimento R3.

Variables de diseño			Variables de respuesta	
Pasta cemento Portland (PCP) gr	Silicato de sodio (SS) gr	Lodo húmedo (LH) gr	Metal lixiviable ([Cr] _{Total}) mg/L	Carga axial última (W) kg
22.00	3.00	75.00	0.09	212
22.00	3.75	74.25	0.08	260
22.00	4.50	73.50	0.10	508
22.00	5.25	72.75	0.11	542
22.00	6.00	72.00	0.12	565
26.25	3.00	70.75	0.08	421
26.25	3.75	70.00	0.08	479
26.25	4.50	69.25	0.09	588
26.25	5.25	68.50	0.11	707
30.50	3.00	66.50	0.08	507
30.50	3.75	65.75	0.09	566
30.50	4.50	65.00	0.10	637
34.75	3.00	62.25	0.08	559
34.75	3.75	61.50	0.09	631
39.00	3.00	58.00	0.08	682

Tabla 5.7. Valores calculados a partir de los resultados de las pruebas cuantitativas.

Variables de diseño			Variables de respuesta calculadas		
Pasta cemento Portland (PCP) gr	Silicato de sodio (SS) gr	Lodo húmedo (LH) gr	Metal lixiviable matriz original ([Cr]o) mg/kg (1)	Metal lixiviable matriz tratada ([Cr]t) mg/kg (2)	Resistencia compresión no confinada (W/A) kg/cm ² (3)
22.00	3.00	75.00	3.00	1.80	10.28
22.00	3.75	74.25	2.69	1.60	11.94
22.00	4.50	73.50	3.40	2.00	23.51
22.00	5.25	72.75	3.78	2.20	25.13
22.00	6.00	72.00	4.17	2.40	25.95
26.25	3.00	70.75	2.83	1.60	19.45
26.25	3.75	70.00	2.86	1.60	22.17
26.25	4.50	69.25	3.25	1.80	27.01
26.25	5.25	68.50	4.01	2.20	32.91
30.50	3.00	66.50	3.01	1.60	23.65
30.50	3.75	65.75	3.42	1.80	26.55
30.50	4.50	65.00	3.85	2.00	29.77
34.75	3.00	62.25	3.21	1.60	26.07
34.75	3.75	61.50	3.66	1.80	29.66
39.00	3.00	58.00	3.45	1.60	31.75

Notas:

Transformaciones utilizadas:

(1) $[Cr]_o(\text{mg/kg}) = [Cr]_t(\text{mg/kg}) \times (100/\text{Peso seco matriz}(\text{gr}))$
ver columna Peso seco matriz A3F1, tabla 5.8

(2) $[Cr]_t(\text{mg/kg}) = [Cr]_{\text{Total}}(\text{mg/l}) \times (800\text{ml}/40\text{gr})$
ver columna $[Cr]_{\text{Total}}$, tabla 5.6

(3) $W/A(\text{kg/cm}^2) = W(\text{kg})/A(\text{cm}^2)$
ver columna Area, tabla 5.8

Tabla 5.8. Control dimensional de los monolitos E/S ensayados.

#	Peso seco		Agua usada		Control dimensional						
	CP (gr)	Matriz A3F1 (gr)	CP (gr)	Matriz A3F1 (gr)	Peso (gr)	Diam. sup. (cm)	Diam. inf. (cm)	Espesor (cm)	Area (cm ²)	Volumen (cm ³)	Peso espe- cífico (gr/cm ³)
1	14.67	60.00	7.33	15.00	82.98	5.52	4.73	2.41	20.63	49.72	1.67
2	14.67	59.40	7.33	14.85	103.52	5.64	4.89	2.80	21.77	60.96	1.70
3	14.67	58.80	7.33	14.70	89.19	5.62	4.87	2.46	21.61	53.15	1.68
4	14.67	58.20	7.33	14.55	89.46	5.60	4.88	2.47	21.57	53.27	1.68
5	14.67	57.60	7.33	14.40	95.79	5.65	4.88	2.65	21.77	57.69	1.66
6	17.50	56.60	8.75	14.15	82.96	5.60	4.90	2.35	21.65	50.87	1.63
7	17.50	56.00	8.75	14.00	86.78	5.60	4.89	2.40	21.61	51.86	1.67
8	17.50	55.40	8.75	13.85	88.25	5.63	4.90	2.39	21.77	52.03	1.70
9	17.50	54.80	8.75	13.70	82.78	5.57	4.89	2.30	21.48	49.41	1.68
10	20.33	53.20	10.17	13.30	81.23	5.55	4.90	2.37	21.44	50.82	1.60
11	20.33	52.60	10.17	13.15	84.48	5.54	4.88	2.34	21.32	49.89	1.69
12	20.33	52.00	10.17	13.00	78.28	5.57	4.87	2.11	21.40	45.16	1.73
13	23.17	49.80	11.58	12.45	80.98	5.55	4.90	2.18	21.44	46.74	1.73
14	23.17	49.20	11.58	12.30	82.83	5.50	4.91	2.23	21.28	47.45	1.75
15	26.00	46.40	13.00	11.60	80.44	5.56	4.90	2.20	21.48	47.26	1.70

V.C.2. Resistencia a la compresión

La resistencia a la compresión no confinada (W/A) en kg/cm^2 observada para cada punto del diseño experimental, se presenta en la tabla 5.7 (columna W/A). El valor crítico encontrado optimizando la superficie de respuesta calculada ($r^2 = 0.916$) es un máximo, correspondiente a 35 kg/cm^2 , para valores de 33% de pasta de cemento Portland y 6% de silicato de sodio (61% lodo húmedo).

El modelo de superficie de respuesta de 2° orden es de la forma expresada en la ecuación (38). La nomenclatura de este modelo ha sido dada previamente. Los parámetros estimados se presentan en la tabla 5.9. Las curvas de iso-resistencia versus la composición del monolito, se muestran en la figura 5.3.

$$W/A = a \text{ PCP} + b \text{ SS} + c \text{ LH} + d \text{ PCP SS} + e \text{ PCP LH} + f \text{ SS LH} \quad (38)$$

Tabla 5.9. Estimación de parámetros del modelo (38).

Parámetro	Estimado	Error Estándar	Valor t	Prob > t	95% Inferior	95% Superior
a	-0.93	1.180	-0.79	0.45	-3.60	1.74
b	-61.40	84.092	-0.73	0.48	-251.63	128.84
c	-1.08	0.529	-2.04	0.07	-2.28	0.12
d	0.57	0.820	0.69	0.51	-1.29	2.42
e	0.05	0.030	1.60	0.14	-0.02	0.12
f	0.80	0.960	0.83	0.43	-1.38	2.97

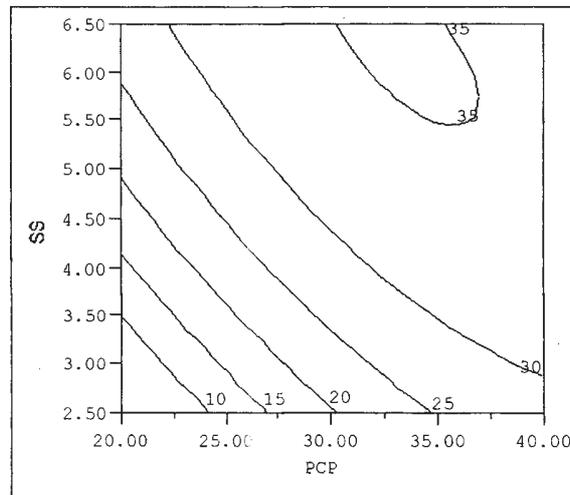


Figura 5.3 Superficie de respuesta W/A (iso-resistencia). Las curvas ilustran regiones de igual esfuerzo compresivo (kg/cm²); en las abscisas se grafica el % de pasta de cemento y en las ordenadas el % de silicato de sodio.

V.C.3. Contención de metal

La concentración de metal lixiviable, basado en masa (mg) de cromo total por unidad de masa de matriz original (kg), observada para cada punto del diseño experimental, se presenta en la tabla 5.7 (Columna [Cr]₀). El valor crítico encontrado optimizando la superficie de respuesta ($r^2 = 0.911$) es un mínimo, correspondiente a 2.81 mg/kg, para valores de 31% de pasta de cemento Portland y 2% de silicato de sodio (67% lodo húmedo).

El modelo de superficie de respuesta de 2° orden, es de la forma expresada en la ecuación (39); la nomenclatura ha sido definida previamente. Los parámetros

estimados se presentan en la tabla 5.10. La curva de iso-concentración versus la composición del monolito E/S se muestran en la figura 5.4.

$$[Cr]_o = a \text{ PCP} + b \text{ SS} + c \text{ LH} + d \text{ PCP SS} + e \text{ PCP LH} + f \text{ SS LH} \quad (39)$$

Tabla 5.10. Estimación de parámetros del modelo (39).

Parámetro	Estimado	Error Estándar	Valor t	Prob > t	95% Inferior	95% Superior
a	0.1394	0.085	1.64	0.135	-0.052	0.331
b	15.1751	6.062	2.50	0.033	1.459	28.890
c	0.0953	0.038	2.50	0.034	0.008	0.181
d	-0.1317	0.059	-2.23	0.052	-0.265	0.002
e	-0.0034	0.002	-1.60	0.143	-0.008	0.001
f	-0.1709	0.069	-2.47	0.035	-0.327	-0.014

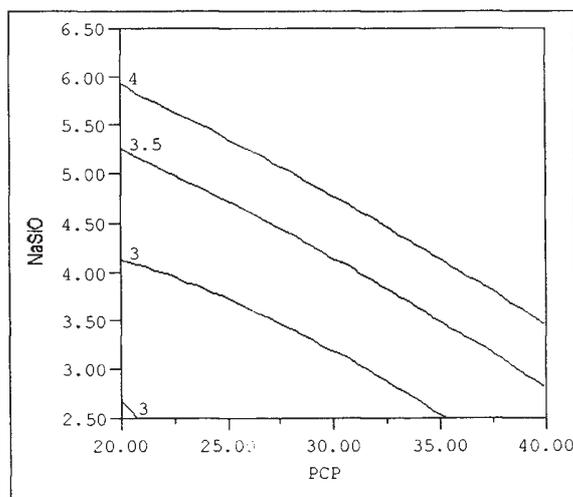


Figura 5.4 Superficie de respuesta $[Cr]_o$ (iso-concentración). Las curvas ilustran regiones de igual masa de cromo lixiviable(mg) por unidad de masa de matriz original(kg); en las abscisas se grafica el % de pasta de cemento, en las ordenadas el % de silicato de sodio.

El pH observado en el extracto, al final de las pruebas de lixiviados, en todos los casos fue de 12. Este pH de equilibrio corresponde a una solución de espécimen E/S al 5% y es ligeramente inferior al valor máximo permisible (12.5) para considerar corrosivo al material.

V.C.4. Monolito E/S óptimo

V.C.4.a. Criterio de resistencia a la compresión

La optimización matemática del modelo de superficie de respuesta para la resistencia a la compresión no confinada (38), indicó que los monolitos fabricados con 33% de pasta de cemento Portland tipo I con relación agua cemento de 0.5, 6% de silicato de sodio al 38%, y el resto (61%) con lodo húmedo proveniente de la matriz A3F1 (relación agua/suelo de 0.2), maximizarán la resistencia a la compresión no confinada, alcanzando valores del orden de los 35 kg/cm².

V.C.4.b. Criterio de contención de metal

La optimización matemática del modelo de superficie de respuesta para la concentración de metal (39) indicó que los monolitos E/S fabricados con 31% de pasta de cemento Portland tipo I con relación agua cemento de 0.5, 2% de silicato de sodio al 38%, y el resto (67%) con lodo húmedo proveniente de la matriz A3F1 (relación agua/suelo de 0.2), presentarán un desempeño ambiental tal que minimiza la fuga de cromo a valores del orden de 2.81 mg/kg (miligramos de cromo total lixiviable por kilogramo de matriz original). Usando el modelo de superficie de respuesta ante la compresión (38), puede calcularse que la resistencia a la compresión de estos monolitos sería del orden de los 15 kg/cm².

V.C.4.c. Criterio de optimalidad

Considerando que: (1) El criterio de optimalidad dominante es el referente a la contención de metal ya que el riesgo ambiental proviene de la fuga de metal, (2) Una resistencia del orden de los 15 kg/cm² es adecuada, ya que se encuentra en el rango de resistencias alcanzadas en estudios previamente reportados en la literatura (ver tabla 3.2) y (3) el criterio de contención de metal resulta en monolitos ligeramente más económicos, por requerir menos cemento, se adoptaron como “monolitos E/S óptimos”, en esta investigación, aquellos que satisfacen el criterio de contención de metal.

V.D. Desempeño del monolito E/S óptimo

Usando la metodología citada en IV.D. y utilizando material de la matriz A3F2, se fabricaron (sección IV.C.4.a) 15 monolitos E/S óptimos de 100 g de peso; se evaluó su desempeño ante la lixiviación de cromo total lixiviable (sección IV.C.4.b.2); los resultados se muestran en la tabla 5.11.

El valor promedio de la concentración de cromo total lixiviable, expresado como masa de metal lixiviable por unidad de peso de la matriz original en la mezcla, resultó ser 3.41 mg/kg con una desviación estándar de 0.73 mg/kg; el valor predicho por el modelo de superficie de respuesta es de 2.81 mg/kg.

Los extractos lixiviados fueron remitidos a laboratorio externo para el análisis de metales (ver sección IV.D.); los valores resultantes de las concentraciones de cadmio, cromo y plomo (mg/l) detectadas, se muestran en la tabla 5.12.

Tabla 5.11. Contención de metal lixiviable (SPLP) lograda con la formulación óptima sobre matriz A3F2. Se uso colorimetría (laboratorio interno)

[Cr]total (mg/l)	[Cr]o (mg/kg) (calculado)	[Cr]total (mg/l)	[Cr]o (mg/kg) (calculado)
0.07	2.61	0.08	2.99
0.08	2.99	0.07	2.61
0.08	2.99	0.12	4.48
0.11	4.10	0.09	3.36
0.06	2.24	0.08	2.99
0.12	4.48	0.10	3.73
0.09	3.36		
0.10	3.73	0.091 ⁽¹⁾	3.41 ⁽¹⁾
0.12	4.48	0.020 ⁽²⁾	0.73 ⁽²⁾

Notas:
 Los monolitos se formularon usando 67% lodo húmedo A3F2 (relación agua/suelo = 0.2), 31% pasta de cemento Portland (relación agua/cemento = 0.5) y 2% silicato de sodio. El peso seco de matriz A3F2 fue de 53.6%.
 (1) Media; (2) Desviación estándar;
 Fórmula: $[Cr]_o \text{ (mg/kg)} = [Cr] \text{ (mg/l)} \times (100/53.6) \times (800\text{ml}/40\text{gr})$

Tabla 5.12. Contención de metal lixiviable (SPLP) lograda con la formulación óptima sobre matriz A3F2. Se uso espectrofotometría ICP (laboratorio externo).

[Cr]total (mg/l)	[Cd] (mg/l)	[Pb] (mg/l)
0.074	<0.002	0.081
0.082	<0.002	0.056
0.082	<0.002	0.049
0.056	<0.002	0.056
0.058	<0.002	0.070
0.120	<0.002	0.042
0.085	<0.002	0.046
0.047	<0.002	<0.041
0.052	<0.002	0.079
0.072	<0.002	<0.041
0.069	<0.002	<0.041
0.068	<0.002	0.066
0.090	<0.002	0.150
0.072	<0.002	0.111
0.046	<0.002	<0.041
0.072 ⁽¹⁾	<0.002 ⁽¹⁾	0.068 ⁽¹⁾
0.019 ⁽²⁾	0.000 ⁽²⁾	0.031 ⁽²⁾

Notas: (1) Media; (2) Desviación estándar

Los extractos analizados provienen de monolitos E/S, por lo que los datos tienen incorporado un efecto de dilución (53.6% de matriz A3F2); para fines de comparación con el nivel base de metal lixiviable (tabla 5.1), los valores de concentración media de metal lixiviable detectados en los extractos, se corrigen volumétricamente para expresarlos como cromo lixiviable a partir de la matriz original, [metal]o (tabla 5.13).

Tabla 5.13. Contención de metal lixiviable (SPLP) lograda con la formulación óptima sobre matriz A3F2, corregida por dilución.

[Cr]o (mg/l)	[Cd]o (mg/l)	[Pb]o (mg/l)
0.134 ⁽¹⁾	<0.004 ⁽¹⁾	0.127 ⁽¹⁾
0.035 ⁽²⁾	0.000 ⁽²⁾	0.058 ⁽²⁾
Notas: (1) Media; (2) Desviación estándar		

CAPÍTULO VI

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

VI.A. Pruebas de penetración versus pruebas de lixiviados

La correlación entre los parámetros de los modelos de superficie de respuesta obtenidos (ver tablas 5.3, 5.5, 5.9 y 5.10) es notable, particularmente entre la respuesta para metal lixiviable ([Cr]o) y el grado de penetración (P28); los parámetros se resumen en la tabla 6.1.

Tabla 6.1. Resumen de los parámetros de los modelos de superficie de respuesta.

Experimento	R1	R2	R3	
# de Ecuación	36	37	38	39
Modelo	P28	P28	W/A	[Cr]o
Unidades	(2mm)	(2mm)	(kg/cm ²)	(mg/kg)
Parámetro				
a	0.534	0.2591	-0.93	0.1394
b	21.73	19.5305	-61.4	15.1751
c	0.0445	0.0749	-1.08	0.0953
d	-0.2582	-0.2305	0.57	-0.1317
e	-0.0073	-0.0038	0.050	-0.0034
f	-0.2259	-0.2101	0.800	-0.1709

La tabla 6.2 muestra el análisis estadístico de correlación entre los parámetros de los modelos de penetración (abscisa) versus los modelos de resistencia a la compresión y de lixiviación de metal. Se muestran los valores de pendiente (m), intercepto (b), coeficiente de correlación (r^2) y probabilidad de observar aleatoriamente valores mayores con el estadístico F de Fisher ($P>F$).

Se obtienen efectos de regresión significativos (del orden de 89 a 99%) entre los parámetros de los modelos, pero la correlación lineal entre los parámetros de W/A versus P28 (R1) es cuestionable (63%).

Tabla 6.2. Coeficientes de modelos lineales interparamétricos W/A vs P28 y [Cr]_o vs P28 y sus significancias estadísticas.

ordenada	W/A				[Cr] _o			
	m	b	r ²	P>F	m	b	r ²	P>F
P28 (R1)	-2.12	-0.08	0.63	0.11	0.38	-0.02	0.78	0.05
P28 (R2)	-3.79	-0.20	0.82	0.03	0.64	-3.7E-5	0.94	0.01

En la tabla 6.3 se presenta una comparación de las características de las pruebas de penetración con respecto a las pruebas de lixiviados, de acuerdo a la experiencia obtenida al efectuar la investigación.

Tabla 6.3. Características de pruebas de penetración y pruebas de lixiviados.

Característica	Pruebas de penetración	Pruebas de lixiviados
Aplicación	Al momento de fabricar la pasta E/S	Al obtener el material solidificado
Complejidad	Baja	Alta
Tiempo requerido para su ejecución	Minutos	Días
Equipo utilizado	Penetrómetro	Aparato de agitación, labware, espectrofotómetro
Costo	Bajo	Alto
Incertidumbre	Baja	Dependiente del operador
Personal	No especializado	Especializado
Interpretación	Directa	Requiere cálculos
Respuesta	Determina indirectamente la calidad del diseño	Determina directamente la calidad del diseño

La posibilidad de generar el modelo de lixiviación a partir del modelo de penetración, como lo ejemplifican las gráficas 6.1 y 6.2, es una alternativa de diseño muy prometedora, ya que las pruebas de penetración tienen algunas ventajas importantes con respecto a las pruebas de lixiviados; no obstante lo anterior, se requiere investigación *ad-hoc* para comprobar específicamente dicha posibilidad de diseño, ya que, aunque se hallaron efectos de regresión entre los parámetros de los modelos, su correlación lineal fue cuestionable.

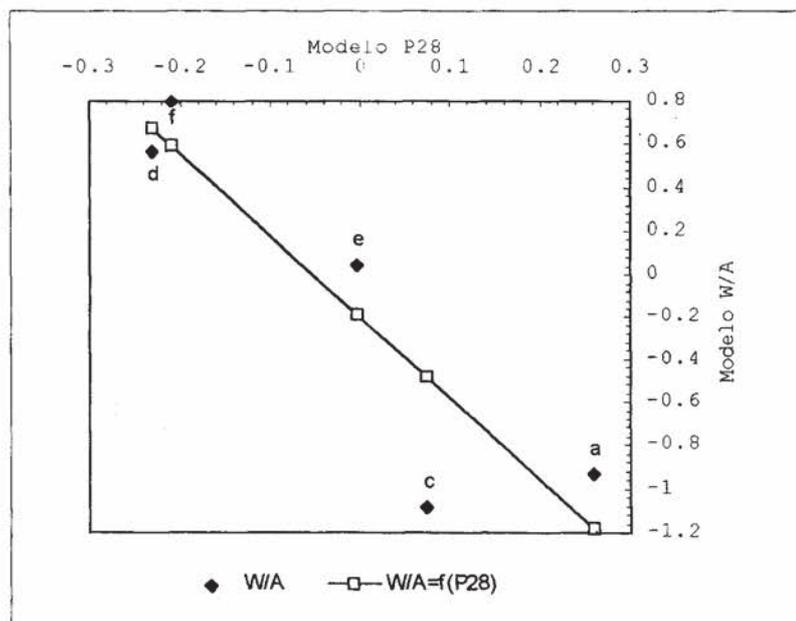


Figura 6.1. Parámetros del modelo W/A generados a partir del modelo P28.

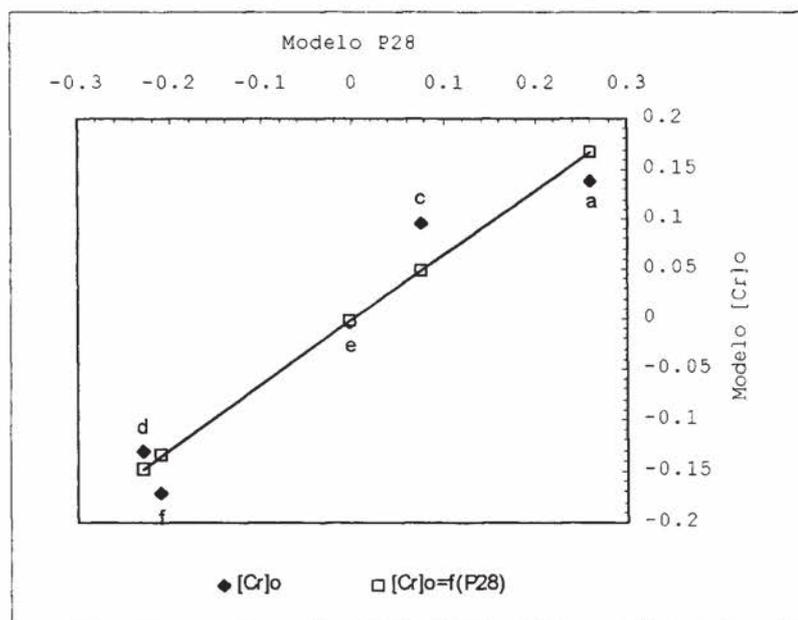


Figura 6.2. Parámetros del modelo [Cr]o generados a partir del modelo P28.

VI.B. Capacidad de diseño de sistemas E/S

Los monolitos E/S óptimos (de esta investigación) se definen como aquellos formulados con 31% de pasta de cemento Portland relación agua/cemento de 0.5, 2% de silicato de sodio acuoso al 38% y 61% de lodo húmedo relación agua/matriz A3 de 0.2. Sustituyendo los porcentajes de los componentes del sistema, en el modelo de superficie de respuesta para cromo total lixiviable (40), la respuesta esperada es $[Cr]_o=2.81$ mg/kg (masa de metal lixiviable por unidad de peso de matriz original en la mezcla).

El valor promedio de la concentración de cromo total lixiviable (laboratorio interno), resultó ser 3.41 mg/kg con desviación estándar de 0.73 mg/kg (tabla 5.11); con los datos de laboratorio externo (tabla 5.12, columna $[Cr]_{total}$) expresados en unidades comparables (mg/kg), la media de la concentración de cromo total lixiviable resulta ser 2.67 mg/kg con desviación estándar de 0.72 mg/kg. Los resultados anteriores se comparan con el valor teórico esperado en la figura 6.3. En la tabla 6.4 se presenta un resumen de las cifras citadas.

Tabla 6.4. Valores obtenidos y esperado para la concentración promedio de cromo total lixiviable (por unidad de peso de matriz original en la mezcla).

	[Cr] _o interno mg/l	[Cr] _o externo mg/l
Media	3.41	2.67
Desv. est.	0.73	0.72
Percentiles		
0%	2.24	1.72
25%	2.99	2.09
50%	3.36	2.69
75%	4.10	3.06
100%	4.48	4.48
[Cr] _o esperado	2.81	

La prueba de hipótesis para la comparación de medias arrojó t-valores de 77 y 99% para los datos de laboratorio interno y externo, respectivamente. Esto permite concluir que las respuestas observadas no son diferentes de la respuesta teórica (las diferencias observadas se deben a error aleatorio, no a causales determinísticos).

Se confirma así, la capacidad para generar el diseño de sistemas E/S de acuerdo a especificación, mediante el enfoque de optimización de mezclas (Ver sección IV.C). También se corrobora la capacidad del análisis colorimétrico como método analítico simple para este tipo de tarea, si bien con menor precisión que la espectrofotometría ICP.

VI.C. Contención de metales

La capacidad del sistema E/S diseñado para contener cadmio, cromo y plomo, se manifiesta al comparar las cifras de metal lixiviable (mg/l) de la matriz problema versus metal lixiviable de monolitos E/S óptimos, tablas 5.1 y 5.13. La tabla 6.5 presenta un resumen de las cifras citadas previamente y una estimación de la eficiencia de contención alcanzada. Las concentraciones dadas están calculadas por unidad de peso de matriz original en la mezcla.

Tabla 6.5. Eficiencias de contención (promedio) alcanzadas por monolitos óptimos

Matriz	[Cd]	[Cr]	[Pb]	pH
Unidades	mg/l	mg/l	mg/l	
A3 original	7.17	<0.03	1.30	5
A3 tratada	<0.004	0.134	0.127	12
Valores permisibles	<1.00	<5.00	<5.00	2.00-12.5
Eficiencia de contención	99.9%	-3.5%	90.2%	

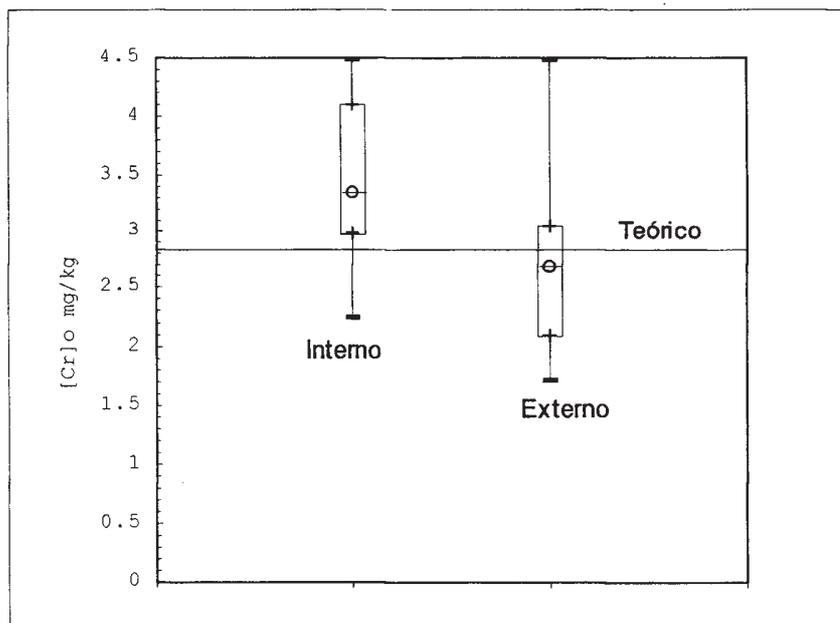


Figura 6.3. Percentiles de las respuestas obtenidas para monolitos "óptimos" en laboratorio interno y externo, comparadas con la respuesta teórica esperada (línea horizontal) para metal lixiviable (ec 40)

En todos los casos la fuga de metal hacia el ambiente a partir de monolitos E/S óptimos, condujo a concentraciones acuosas dentro de las cotas para considerar al material no tóxico. El pH observado, para soluciones acuosas al 5% de matriz en equilibrio, se encuentra dentro de cotas permisibles para considerar al material como no corrosivo. Lo anterior permite concluir que la estabilización/solidificación de la matriz A3 fue adecuada.

El método de extracción de lixiviados empleado (EPA-1312), intenta simular un escenario de saturación con lluvia ácida y pérdida total de integridad estructural; considerando la favorable respuesta observada, se presume que ocurrió un cierto grado de estabilización química de los metales en la matriz E/S (precipitación de cationes como especies insolubles), aún en condiciones de pérdida de integridad; lo anterior apunta también hacia una posible microencapsulación (enlace de las especies estabilizadas a nivel de la matriz cristalina); sin embargo, aunque son congruentes con la literatura revisada, estas

conjeturas no fueron confirmadas con pruebas específicas de caracterización estructural.

VI.D. Comportamiento de aniones y cationes versus pH

El comportamiento observado de aniones (cromo hexavalente) y cationes (cadmio y plomo) durante las pruebas de lixiviados es congruente con lo reportado en la literatura (ver tabla 6.5 y figuras 1.2, 1.4, 1.7 y 1.8).

En las pruebas de lixiviados con matriz original (no tratada) el pH se mantuvo en el rango ácido y se favoreció la disolución de cadmio y plomo mientras que el cromo no fue detectado en el extracto; por el contrario, en las pruebas con matriz tratada, el pH se mantuvo en valores altos (como consecuencia del efecto *buffer* alcalino del monolito E/S), limitando la disolución de cadmio y plomo, pero favoreciendo la fuga de cromo hexavalente, aunque esto no necesariamente condujo a excedencias a la cota máxima permisible; éste hecho también ha sido reportado en la literatura.

Lo anterior también indica la necesidad de mayor investigación para evaluar la posible adecuación de los métodos estándar para evaluar lixiviación de metales (los cuales solamente proponen fluidos ácidos, tabla 1.2), para desarrollar métodos adecuados para su aplicación al diseño de sistemas E/S, particularmente en el caso de matrices contaminadas con cromo.

VI.E. Efectividad de contención versus desempeño ambiental

La figura 6.4 muestra la relación entre el cromo lixiviable (mg) por unidad de peso (kg) de matriz original (abscisas, [Cr]o) versus el cromo lixiviable (mg) por unidad de peso (kg) de matriz tratada (ordenadas, [Cr]t); ver tabla 5.7. El eje de abscisas puede interpretarse como efectividad del sistema E/S para controlar la matriz problema, mientras que el eje de ordenadas puede interpretarse como desempeño del sistema E/S para fines del riesgo ambiental del monolito tratado.

Los números en la figura corresponden al número de tratamiento de acuerdo con el experimento R3.

La figura 6.5 muestra la composición de los puntos experimentales utilizados en el experimento R3 (ver tabla 5.7, componentes reales). En las abscisas se grafica el porcentaje de silicato insoluble (CP) utilizado para formular el sistema E/S bajo estudio; en las ordenadas se grafica el porcentaje de silicato soluble (SS). Los números dentro de la figura indican el tratamiento correspondiente al experimento R3.

Existe una notable (y natural) correspondencia entre la gráfica de efectividad versus desempeño (figura 6.4) y la gráfica de composición de monolitos usada (figura 6.5). los datos apuntan a que el desempeño ambiental del monolito (ordenadas) esta muy relacionado con la cantidad de silicato soluble; los monolitos con mejor desempeño ambiental son aquellos que se formularon con menor proporción de silicato de sodio, independientemente de la cantidad de cemento. Esto apoya al criterio de optimalidad utilizado el cuál utiliza una proporción muy baja (2%) de silicato de sodio.

La importancia del silicato soluble se puede verificar también al considerar que el parámetro de mayor valor absoluto en todos los modelos de superficie de respuesta derivados, es el correspondiente a la proporción de silicato de sodio (ver tabla 6.1, parámetro b).

No obstante lo anterior, la cantidad de información obtenida es insuficiente para demostrar (o rechazar) estas conjeturas, debido a que el diseño de optimización de mezclas utiliza pocos puntos; para demostrar lo anterior sería recomendable (pero más costoso) un diseño experimental factorial, que explore sistemática y repetidamente todo el rango de la respuesta bivariada (silicato soluble, silicato insoluble).

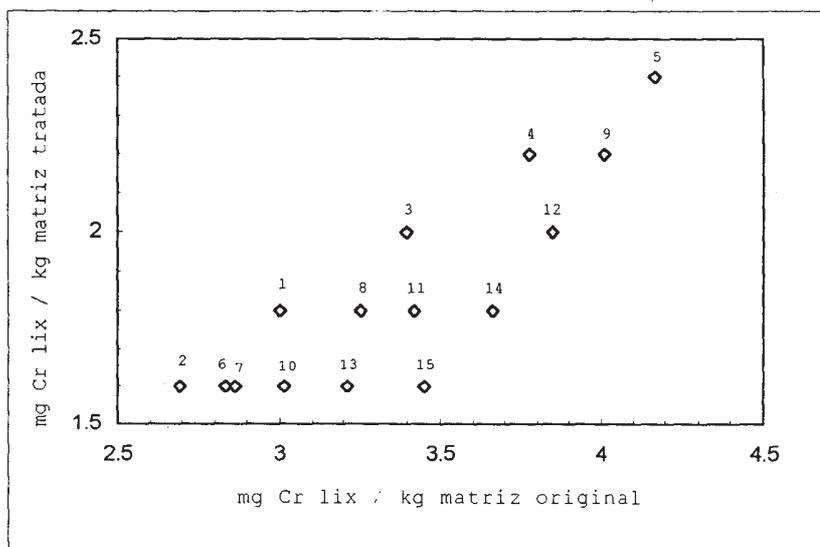


figura 6.4. Comparación de cromo lixiviable a partir de la matriz original (efectividad del tratamiento) versus el cromo lixiviable a partir de la matriz tratada (desempeño ambiental).

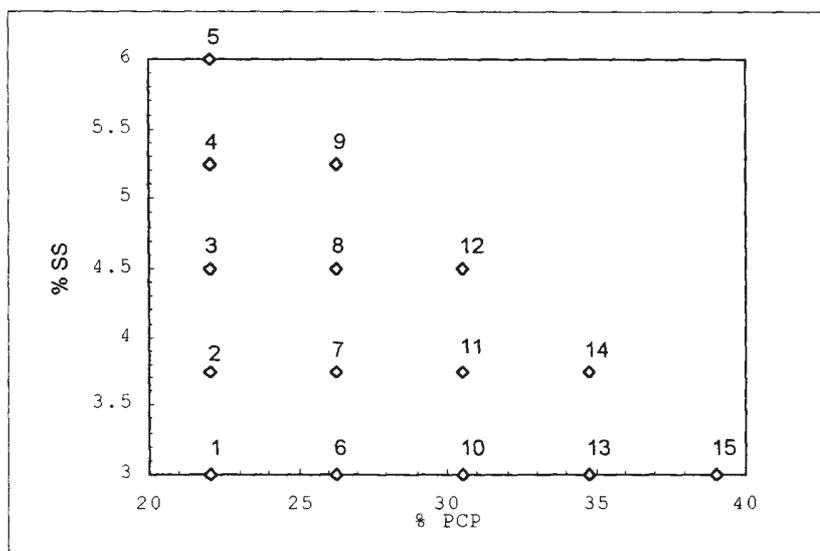


Figura 6.5. Composición de monolitos E/S en el experimento R3. En el eje de abscisas se observa el porcentaje de silicato insoluble; en el eje de ordenadas se observa el porcentaje de silicato soluble.

VI.F. Colorimetría versus espectrofotometría ICP

La figura 6.6 muestra la relación entre los valores de cromo en el extracto lixiviado de monolitos E/S teóricamente "óptimos", medidos por espectrofotometría ICP (abscisas) y colorimétricamente mediante análisis del complejo difenilcarbazona-cromato (ordenadas); se observa una tendencia del método colorimétrico a sobreestimar el valor de concentración observado.

La figura 6.7 muestra una comparación entre los valores de concentración de cromo medidos en el extracto lixiviado de monolitos teóricamente óptimos por dos métodos distintos: fotométricamente (media = 0.91 mg/l) y mediante espectrofotometría ICP (media = 0.72); la diferencia entre medias no puede explicarse por efecto aleatorios ($t = 3.95$, $\text{Prob} > |t| = 0.00145$), por lo tanto se le atribuye a la resolución de los métodos empleados.

El hecho de que la fotometría sobreestime los valores de concentración, afecta al diseño de sistemas E/S en el sentido de que los hace más conservadores con respecto a la fuga de cromo, lo cual es benéfico en términos de desempeño ambiental, ya que se obtienen diseños más robustos; sin embargo la fotometría logra reproducir adecuadamente el diseño E/S a partir de la superficie de respuesta (ver figura 6.3).

VI.G. Criterios de desempeño a largo plazo

Una de las mayores cuestiones alrededor del diseño de sistemas E/S, es la preocupación por su desempeño a largo plazo; en este sentido, el método EPA-1312 pide la trituración de las matrices a probar, intentando de esta forma simular la pérdida de integridad dimensional que sufrirían los monolitos a largo plazo (es decir, simula el "peor de los casos"); por lo anterior se considera que el diseño establecido es conservador.

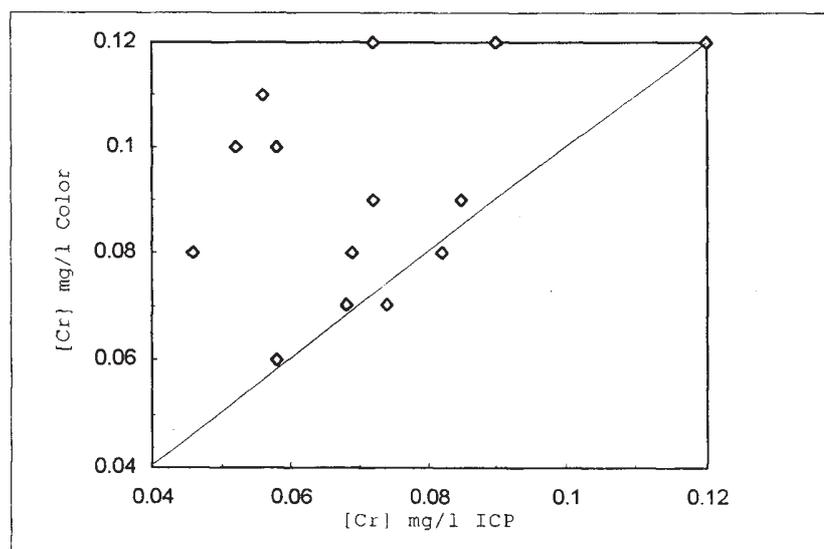


Figura 6.6. Comparación de valores de cromo total detectados sobre extractos lixiviados mediante espectrofotometría ICP y mediante colorimetría. La línea diagonal indica 100% de recuperación con respecto al método ICP.

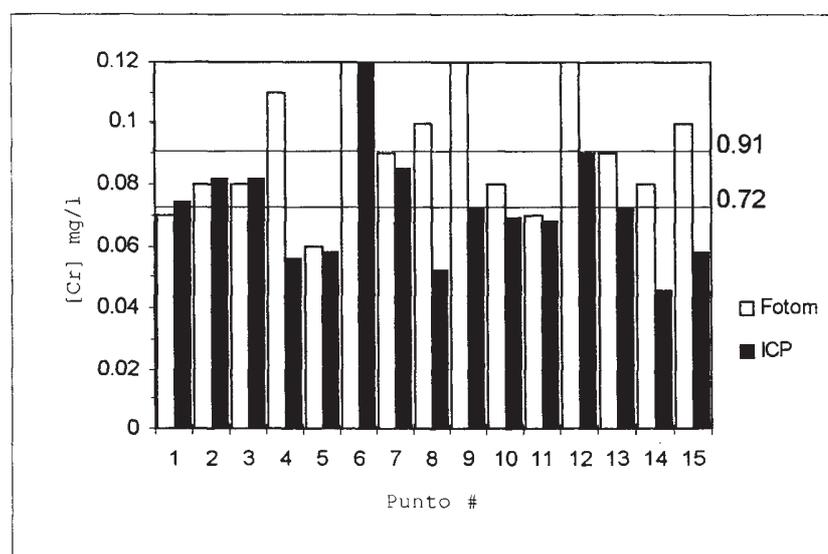


Figura 6.7.- Comparación entre valores de concentración de cromo medidos con espectrofotometría ICP (■) y mediante fotometría (□).

Sin embargo, existen algunas pruebas del campo de la mecánica de materiales que podrían hacerse al material estabilizado tales como pruebas de intemperismo acelerado, de congelación y deshielo, de abrasión, etc. (ver tabla 3.3.); en esta investigación no fue posible efectuar este tipo de pruebas sobre los materiales tratados, pero es deseable incorporarlas en una metodología de diseño de sistemas E/S más completa.

VI.H. Criterios de escalamiento a aplicación completa

En las pruebas objeto de la presente investigación, las matrices utilizadas fueron pretratadas mediante una homogeneización exhaustiva y trituración a un tamaño de partícula más o menos uniforme; los monolitos construidos en laboratorio fueron bien mezclados y el grado de humedad controlado con precisión; la hidratación del sistema no padeció los efectos exotérmicos que podrían esperarse en un sistema masivo. A escala de campo, posiblemente estos factores no se controlen óptimamente, o su control sería difícil (como en el caso del calor de hidratación o la variabilidad del sitio).

Existen también una serie de condiciones operativas tales como la logística, el tren de tratamiento a emplear, los tiempos y movimientos de maquinaria, la protección del personal, el evitar emisiones fugitivas, los rendimientos de construcción, etc., que merecen una evaluación completa y correcta.

Por lo anterior es muy deseable realizar trabajo de campo adicional al diseño de laboratorio, consistente en pruebas a escala piloto (del orden de 50-100 m³ de matriz tratada) para efectuar las observaciones pertinentes.

Además, existe preocupación sobre la bondad de la "remediación" mediante estabilización/solidificación, ya que el contenido de metal en la matriz contaminada no disminuye, sino solamente se limita fuertemente su disponibilidad ambiental. La experiencia obtenida a lo largo de la investigación apunta hacia conveniencia de

utilizar la E/S únicamente en pequeñas porciones críticamente contaminadas de un sitio dado y no en forma extensiva sobre varias hectáreas de terreno.

VI.I. Criterios de aceptabilidad legal

En la República Mexicana no existen normas técnicas o normas oficiales que establezcan criterios para hacer aceptable, o no, la remediación mediante E/S; consultas telefónicas y entrevistas efectuadas con agentes de la Procuraduría Federal de Protección Ambiental (PROFEPA) solamente causaron confusión sobre cuál era la instancia que debía tratar el asunto, y cómo. En Estados Unidos se han delistado sitios Superfondo contaminados con metales utilizando la norma EPA-1311 y E/S, como se indicó en la revisión de literatura (ver secciones II.C.3 y II.D.3.d).

VI.J. Alternativas de reducción de costos

El principal componente de costo para los sistemas E/S es el agente solidificante, en este caso el cemento Portland; el costo del sistema E/S se encuentra en el rango de 100-150 dólares por tonelada de matriz tratada (tabla 2.2). Se considera deseable definir y efectuar un protocolo de prueba que considere sustituciones proporcionales de cemento por otros agentes solidificantes (por ejemplo hidróxido de calcio) más baratos, para intentar reducir el costo, sin sacrificar la efectividad ambiental.

VI.K. Curva característica de operación

El enfoque metodológico presentado, opera sobre un único nivel base de contaminación (el correspondiente a la matriz A3); la curva de operación característica de la tecnología E/S consistiría en una función que para cada nivel

de contaminación proporcione la composición requerida del sistema para alcanzar una eficiencia de contención dada. En este sentido es deseable una investigación que utilice varias matrices contaminadas (repetición del protocolo) para estar en condiciones de enunciar la hipotética curva de operación característica.

CAPÍTULO VII

CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO

En esta investigación se produjo información que apunta hacia la posibilidad de generar modelos de lixiviación a partir de modelos de penetración; ésta es una alternativa de diseño muy prometedora, considerando las ventajas de pruebas de mecánica de materiales sobre pruebas de química analítica. Sin embargo se requiere investigación específica sobre el particular para demostrar esa conjetura alternativa.

Se concluye que el protocolo empírico utilizado (optimización de mezclas) es útil para efectuar el diseño de sistemas de estabilización/solidificación; de hecho empleando la metodología propuesta se logró formular y construir monolitos E/S base silicatos a escala laboratorio, capaces de minimizar la fuga de cadmio, cromo y plomo, bajo condiciones de saturación con lluvia ácida y pérdida total de integridad estructural.

Los datos obtenidos permiten concluir que el silicato soluble (silicato de sodio) en pequeñas proporciones (2%) ejerce un efecto dominante en la estabilización química de la matriz contaminada (importante en términos del desempeño ambiental del monolito). Se utilizó además como agente solidificante al cemento Portland CPS 30 RS (31%).

La información sobre el desempeño de los métodos de química analítica utilizados, señalan la utilidad del análisis colorimétrico del complejo difenilcarbazona-cromato como método analítico simple para este tipo de tarea, si bien con menor precisión que la espectrofotometría ICP; el método colorimétrico tiende a sobreestimar los valores de concentración de metal, pero sin salir del rango de significancia estadística (sin perder capacidad para reproducir el diseño óptimo según la superficie de respuesta).

En todos los casos la fuga de metal hacia el ambiente a partir de monolitos E/S óptimos, condujo a concentraciones acuosas y valores del pH de equilibrio dentro de las cotas para considerar al material no tóxico y no corrosivo; esto permite concluir que la estabilización/solidificación de la matriz problema fue adecuada.

Otro factor que hace conservador el método de diseño empleado es en sí el método EPA-1312, que utiliza matrices trituradas y saturadas con lluvia ácida sintética (escenario "peor de los casos") como ambiente de prueba.

El método de extracción de lixiviados empleado (EPA-1312), intenta simular un escenario de saturación con lluvia ácida y pérdida total de integridad estructural (escenario "peor de los casos"); considerando el desempeño de las matrices tratadas ante la lixiviación EPA-1312, la evidencia apunta hacia un cierto grado de estabilización química de los metales en la matriz E/S (precipitación de cationes como especies insolubles) y hacia una posible microencapsulación (enlace de las especies estabilizadas a nivel de la matriz cristalina); sin embargo, aunque estas conjeturas son congruentes con la literatura reportada, es deseable confirmarlas mediante pruebas específicas de caracterización estructural (rayos X, resonancia magnética).

Las observaciones acerca de la solubilidad de cationes (cadmio, plomo) y aniones (cromo VI) en función del pH en las pruebas de lixiviación, corroboran en lo general, lo reportado en la literatura acerca de la mayor solubilidad del cromo en ambientes alcalinos y del cadmio y plomo en ambientes ácidos. Se usó el hecho de que el cromo hexavalente puede fugarse en cierto grado del monolito alcalino, sirviendo como trazador del grado de estabilización; esto permitió diseñar el sistema para minimizar la fuga de metales catiónicos como el plomo y el cadmio.

También se comprobó el efecto buffer alcalino ejercido por la matriz E/S sobre el ambiente de lixiviación (lo cual limita la lixiviación de cationes); esto es

también congruente con lo reportado en la literatura. Esta situación indica la necesidad de mayor investigación acerca de los métodos estándar de lixiviación, los cuales solo proponen fluidos extractantes ácidos, particularmente al ensayar matrices contaminadas con cromo.

Lo conservador del método de diseño empleado reduce la preocupación por desempeño del sistema E/S a largo plazo, sin embargo, existen algunas pruebas del campo de la mecánica de materiales que podrían hacerse al material estabilizado tales como pruebas de intemperismo acelerado, de congelación y deshielo, de abrasión, etcétera. En esta investigación no fue posible efectuar este tipo de pruebas sobre los materiales tratados, pero es deseable incorporarlas en una metodología de diseño de sistemas E/S más completa.

Se piensa que al llevar el diseño a escala de campo algunos factores tales como la humedad de la mezcla, el grado de mezclado, el control del calor en la reacción exotérmica de hidratación, el tamaño de partícula y la heterogeneidad de las matrices contaminadas en campo, podrían ser subóptimamente controlados; por otra parte, se desconocen una serie de condiciones concernientes a la operatividad, logística y control del tren de tratamiento a escala completa. Lo anterior hace deseable la realización de pruebas a escala piloto del sistema E/S antes de su selección definitiva como tecnología remedial a emplear en algún caso específico.

Además, existe preocupación sobre la bondad de la "remediación" mediante estabilización/solidificación a escala completa, ya que el contenido de metal en la matriz contaminada no disminuye, sino solamente se limita fuertemente su disponibilidad ambiental. La experiencia obtenida a lo largo de la investigación nos hace pensar en la conveniencia de utilizar la E/S únicamente en pequeñas porciones críticamente contaminadas de un sitio dado y no en forma extensiva sobre porciones extensas de terreno.

Con respecto a la aceptabilidad legal como tecnología remedial, en la República Mexicana no existen normas técnicas o normas oficiales que establezcan criterios para hacer aceptable, o no, la remediación mediante E/S; en Estados Unidos se han delistado sitios Superfondo contaminados con metales utilizando la norma EPA-1311 y E/S.

El principal componente de costo para los sistemas E/S es el agente solidificante, en este caso el cemento Portland; el costo del sistema E/S se encuentra en el rango de 100-150 dólares por tonelada de matriz tratada. Se considera deseable definir y efectuar un protocolo de prueba que considere sustituciones proporcionales de cemento por otros agentes solidificantes más baratos, para intentar reducir el costo, sin sacrificar la efectividad ambiental.

También es deseable aplicar repetidamente el protocolo de prueba a matrices contaminadas a diferentes niveles, para estar en condiciones de derivar una hipotética curva de operación característica de la tecnología E/S. Esta curva proporcionaría el espectro de respuesta de la tecnología para un problema dado de contaminación de metales en campo.

REFERENCIAS CITADAS

1. American Nuclear Society, American National Standard Measurement of Solidified Low-Level Radioactive Wastes by a Short-Term Test Procedure, ANSI/ANS 16.1-1986, American Nuclear Society, LaGrange Park, IL, (1986)
2. Barth, E.F. y R. Soundararajan, Solidification/ Stabilization Treatment of Lead Battery Site Soils, Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, Cincinnati, OH., en *Superfund '90. Proceedings of the 11th National Conference*, November 26-28, p 665-667, 1 fig, 4 tab, 6 ref., (1990)
3. Batchelor, B. A Numerical Leaching Model for Solidified/Stabilized Wastes, *Water Sci. and Tech.*, Vol. 26, pp. 107-115, No. 1-2, Fig. 4, Ref. 10, (1992)
4. Beveridge, G.S., Optimization: Theory and practice, McGraw-Hill Book Company, NY, (1970)
5. Box, E.P., Hunter y Hunter, Estadística para investigadores, Editorial Reverté, 168 pp, España, (1988)
6. Campbell, K.M., T., El-Korchi, D. Gress y P. Bishop, Stabilization of Cadmium and Lead in Portland Cement Paste Using a Synthetic Seawater Leachant, *Environmental Progress*, Vol. 6, No. 2, pp. 99-103, 5 fig, 1 tab, 11 ref., (1987)
7. Clarkson, T.W., Effects - General Principles Underlying the Toxic Action of Metals, EN: *Handbook on the Toxicology of Metals*, L. Fiberg, G.F. Nordberg y V.B. Vouk, editores, 2a edición, Elsevier, Amsterdam, (1986)
8. Conner, J.R., Chemical Fixation and Solidification of Hazardous Wastes, Van Nostrand Reinhold, NY, 692 pp., (1990)
9. Conner, J.R., Soluble Silicates in Solidification and Fixation Technology, EN: *Proc. 2nd. Int. Conf. on New Frontiers for Haz. Was. Manag.*, Pittsburgh, PA, Septiembre 27-30, pp. 295-303, 8 Ref., 1 Fig., Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, (1987)
10. Cookson, Jr., J.T., Bioremediation Engineering. Design and Application. McGraw-Hill Book Company, 524 pp., Estados Unidos, (1995)
11. Cotton, F.A. y G. Wilkinson, Advanced Inorganic Chemistry, 4th Edition, John Wiley and Sons, Inc., 1670 pp., NY (1997)
12. Cullinane, M.J., y L. Jones, Solidification and Stabilization of Hazardous Waste, *Journal of Hazardous Materials Control*, Vol. 2, No. 2, p. 22, (1989)

13. Dempsey, B.A., Ch.S. Tricou, W. Liu y M. Hemming, Inmobilization of Pb(II) and Cd(II) in blasting wastes by Portland Cement Compounds, Dept.Civ.&Env.Eng., The Penn. State University, (1993)
14. Dent, C.G., P.E. Rushbrook, G. Baldwin, A Method for Predicting Quality in Solidified Hazardous Wastes, EN: *Proc. 2nd. Int. Conf. on New Frontiers for Haz. Was. Manag.*, Pittsburgh, PA, Septiembre 27-30, pp. 331-340, 8 Ref., 1 Fig., Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, (1987)
15. Environment Canada, Compendium of Waste Leaching Test, Report EPS3/HA/7, Wastewater Technology Center, Environment Canada, Ottawa, Ontario, (1990)
16. Evanko, C.R., y D.A. Dzombak, Remediation of Metals-Contaminated Soils and Groundwater, Technology Evaluation Report, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, 53 pp., Pittsburg, PA, (1997)
17. Freeze, R.A. y J. Cherry, Groundwater, Prentice-Hall, Inc., 870 pp., Englewood Cliffs, NJ, (1979)
18. Goyer, R.A., Toxic Effects of Metals, EN: *Cassarett and Doull's Toxicology - The Basic Science of Poisons*, Amdur, J. Doull y C.D. Klaassen, editores., 4a edición, Pergamon Press, Inc., Elmsford, NY, (1991)
19. HACH Company, Water Analysis Handbook, HACH Company, 3rd. Edition, 1309 pp., Loveland, CO, (1997)
20. Harris, M. Análisis Químico Cuantitativo, McGraw Hill Book Company, 1270 pp, NY,(1992)
21. Huang, C.P., Y.S. Hsieh, S.W. Park, M. Ozden Corapcioglu, y A.R. Bowers, Chemical Interactions Between Heavy Metal Ions and Hydrous Solids. Metals Speciation, Separation, and Recovery. Lewis Publishers, Chelsea MI, 1987. p 437-465, 18 fig, 9 tab, 50 ref, (1987)
22. Kersten, M., Aqueous Solubility Diagrams for Cementitious Waste Stabilization Systems. 1. The C-S-H Solid Solution System, *Env. Sci. Tech.*, 30:(7), pp. 2286-2293. American Chemical Society, (1996)
23. Kosmatka, S.H. y W.C. Panarese, Diseño y Control de Mezclas de Concreto, Instituto Mexicano del Cemento y del Concreto, A.C., 13a edición, 230 pp., México, DF, (1992)
24. LaGrega, M.D., P.L. Buckingham, y J.C. Evans, Hazardous Waste Management, McGraw-Hill, Inc., 1146 pp., Singapore, (1994)

25. Loxham, M., The Control of Contaminant Migration Pathways as the Key to Cost Effective Remedial Measures for Contaminated Land, EN: *Proceedings of the 2nd Conference on Contaminated Land: Policy, Regulation, Technology*, IBC Tech. Services, Ltd., Londres, Inglaterra, (1992)
26. Mason, R.A., Statistical Design and Analysis of Experiments with applications to engineering and science, McGraw Hill Book Company, 796 pp, (1989)
27. McGraw-Hill, Encyclopedia of Science and Technology, McGraw-Hill Book Company, NY (1982)
28. Montgomery, D., Design and analysis of experiments, Prentice Hall, 543 pp, MA, (1991)
29. Mulla, D.J., J.H. Cushman y P.F. Low, Molecular Dynamics and Statistical Mechanics of Water Near an Uncharged Silicate Surface, *Water Resources Res.*, Vol. 20, No. 5, pp. 619-628, Fig. 12, Ref. 74., (1984)
30. Nakashima, S., M. Yagi, I. Aoyama, Partitioning of Heavy Metals (Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Zn, Co, Ni and As) and P into selective Chemical Fractions in Sediments from Lake Kojima, *Nogaku Kenkyu* Vol. 60, No. 4, p 157-169, March, 12 Fig, 13 Ref. (1985)
31. NIOSH, NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards, National Institute for Occupational Safety and Health, U.S. Department of Health and Human Services, 440 pp., Washington, D.C. (1997)
32. Oblath, S.B., Leaching from Solidified Waste Forms Under Saturated and Unsaturated Conditions. *Environmental Science and Technology ESTHAG* Vol. 23, No. 9, p 1098-1102, September, 4 fig, 1 tab, 20 ref. (1989)
33. Ortego, J.D., Y. Barroeta, F.K. Cartledge, y H. Akhter, Leaching Effects on Silicate Polymerization: An FTIR and ²⁹Si NMR Study of Lead and Zinc in Portland Cement, *Env. Sci. and Tech.*, Vol. 25, No. 6, pp. 1171-1174, Fig. 2, Tab. 2, Ref. 11., (1991)
34. Roy, A., H.C. Eaton, F.K. Cartledge y M.E. Tittlebaum, Solidification/Stabilization of Heavy Metal Sludge by a Portland Cement/Fly Ash Binding Mixture, *Haz. Was. and Haz. Mat.*, Vol. 8, No. 1, pp. 33-40, 7 Fig., 15 Ref., (1991)
35. Rushbrook, P. E., G. Baldwin y C. B., Dent, A Quality-Assurance Procedure for Use at Treatment Plants to Predict the Long-Term Suitability of Cement-Based Solidified Hazardous Wastes Deposited in Landfill Sites, EN: *Environmental Aspects of and Solidification of Hazardous and Radioactive Wastes*. STP 1033. ASTM, p 93-113, 9 fig, 4 tab, 18 ref., Philadelphia, PA.(1989)

36. Shin, H.S., N.R. Her y J.K. Koo, Design Optimization for Solidification of Hazardous Wastes, Haz. Was. and Haz. Mat. Vol. 5, No. 3, pp. 239-250, 8 fig., 6 tab., 10 ref., (1988)
37. Sollars, C.J. y R. Perry, Cement-based Stabilization of Wastes: Practical and Theoretical Considerations, Journal of the Institution of Water and Environmental Management, Vol. 3, No. 2, pp. 125-134, Fig. 4, Tab. 5, Ref. 21, (1989)
38. Sorrentino, F., M. Rollet, B. Kessler, B. Robin, B. Jesus, Patentes en la Industria del Cemento, Ciments LaFarge, Francia, (1992)
39. Standard Methods, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Clesceri, L.S., A.E. Geenberg, A.E. Eaton (Eds.), American Public Health Association, American Water Works Associations, Water Environment Federation, 20th Edition, Washington, D.C. (1998)
40. Stegemann, J., Results of a Cooperative Study of Twelve Test Methods for Solidified Waste Characterization, Environment Canada, Wastewater Technology Center, Burlington, Otario, EN: *Proceedings of the 34th Ontario Industrial Waste Conference*, Toronto, Canada, (1987)
41. USEPA, Extraction Procedure Toxicity Test, 40 CFR, No. 261, Subparte C, Secc. 261-24, (1982)
42. USEPA, Report: Guide to the Disposal of Chemically Stabilized and Solidified Waste, Environmental Protection Agency Report SW-872, Army Engineer Waterways Experiment Station Vicksburg, MS., 125 pp., 6 Fig., 10 Tab., 2 Apend., 56 Ref., Vicksburg, MS., (1980)
43. USEPA, Superfund Public Health Evaluation Manual (SPHEM), United States Environmental Protection Agency, EPA 540/1-86/060, OSWER Directive 9285.4-1, Washington, D.C., (1986)
44. USEPA, Toxicity Characteristic Leaching Procedure, 40 CFR, Vol. 51, No. 286, Apéndice 2, parte 268, p. 40643 (1986a)
45. USEPA, Multiple Extraction Procedure, 40 CFR, No. 261, Apéndice 2, (1989)
46. USEPA, Method 1312 Synthetic Precipitation Leaching Procedure, CD-ROM, Revision 0, September (1994)
47. USEPA, Superfund Innovative Technology Evaluation. Technology Profiles, Ninth Edition, United States Environmental Protection Agency EPA 540/R-97/502, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, (1996)

48. USEPA, Méthod 3050B Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils, CD-ROM, Revision 2, December (1996a)
49. USEPA, Méthod 3052 Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically based Matrices, CD-ROM, Revision 0, December (1996b)
50. USEPA, Alkaline Digestion for Hexavalent Chromium, CD-ROM, Revision 1, December (1996c)
51. USEPA, Engineering Bulletin: Technology Alternatives for Remediation of Soils Contaminated with As, Cd, Cr, Hg & Pb, United States Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, 20 pp., Washington, DC, (1997)
52. USEPA, Recent Developments for In Situ Treatment of Metal Contaminated Soils, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, (1997a)
53. Vaithyanathan, P., A.I. Ramanathan, y V. Subramanian, Transport and Distribution of Heavy Metals in Cauvery River, Water, Air & Soil Pollution, 71:13-28, Estados Unidos, (1993)
54. Van der Hoek, E.E., y R.N.J. Comans, Modeling Arsenic and Selenium Leaching from Acidic Fly Ash by Sorption on Iron (Hydr)oxide in the Fly Ash Matrix, Env. Sci. Tech., 30:(2), 517 - 523, American Chemical Society, (1996)
55. Weng, C.H., C.P. Huang y H.E. Allen, Chemical Interactions between Cr(VI) and Hydrous Concrete Particles, Env. Sci. Tech., 30:(2), 371-376, American Chemical Society, (1996)

ANEXO

ALGUNOS MÉTODOS DE EXTRACCIÓN DE LIXIVIADOS.

EP-Tox (U.S. EPA, 1982)

Usa ácido acético en relación 16:1 como fluido de extracción (pH = 5) con un tiempo de contacto de 24 horas. El monolito solidificado se tritura hasta que pasa la malla de 9.5 mm. Se determina la concentración de los metales de interés en el fluido de extracción y se compara con el estándar permisible. Se usa para clasificar un material como peligroso o no peligroso.

TCLP EPA-1311 (U.S. EPA, 1986a)

El material se tritura para que pase la malla 9.5 mm. Se usa ácido acético débil como fluido de extracción en relación líquido-sólido 20:1; se agita rotatoriamente por 18 horas a 30 rpm y 22°C. Se filtra el fluido a través de un filtro de fibra de vidrio de 0.6-0.8 μm . El extracto TCLP se analiza para determinar componentes peligrosos y se compara con 100 veces el estándar para agua potable para determinar si la muestra ha pasado o fallado. Por su severidad, la aplicabilidad del TCLP a la evaluación de la estabilización es discutible. Se ha propuesto el uso del SPLP en este caso; sin embargo se considera útil para comparar la efectividad de una tecnología de tratamiento con respecto a otra o una mezcla estabilizante o proceso con otro. Se usa ampliamente para evaluar la efectividad de una estabilización.

ANS 16.1 (American Nuclear Society, 1986)

Determina la lixiviabilidad de desechos radioactivos solidificados. Requiere un cálculo preciso del área superficial para determinar la difusividad y la tasa de pérdida de contaminante. Emplea agua desmineralizada aireada como fluido de

extracción y calcula el índice de lixiviabilidad, mismo que puede relacionarse con el coeficiente de difusión. No aplica para especímenes tipo suelo.

Lixiviación de equilibrio (Environment Canada, 1990)

Es un proceso de extracción tipo *batch*; usa agua destilada como fluido de extracción. El material a probar se tritura para que pase la malla ASTM No. 100; se mezcla en relación líquido : sólido 4:1; se agita por siete días y el extracto filtrado se analiza para sólidos disueltos totales y se caracteriza químicamente.

Lixiviación dinámica (Stegemann, 1987)

Evalúa la tasa (con respecto al tiempo) de lixiviabilidad al llevar a cabo un procedimiento de extracción múltiple. Se usa para determinar la movilidad del contaminante a través de una matriz material, midiendo la tasa de lixiviabilidad. Se usa un espécimen monolítico inmerso en agua destilada a una relación volumen/área superficial específica. Se usa un arnés de *nylon* para colocarlo, enjuagarlo y suspenderlo en agua destilada. Se usan agentes lixiviantes frescos después de cierto tiempo de contacto y se separa el sólido del lixiviado. En un período de 9 días se renueva el lixiviado de acuerdo a un modelo de difusión. Se analiza las muestras químicamente y se determina el pH en cada transferencia. La cantidad lixiviada se correlaciona con la cantidad de contaminante inicialmente presente y se calcula un coeficiente de difusión aparente. Esto es útil para evaluar la tasa de lixiviación a largo plazo.

Extracción química secuencial (Stegemann, 1987)

Evalúa la lixiviabilidad de metales a partir de un material sólido. Se utilizan 5 extracciones químicas sucesivamente más agresivas (pH de neutral a muy ácido) separando los contaminantes en cinco fracciones: fracción de iones intercambiables, iones metálicos enlazados por carbonato y óxido superficial,

iones metálicos enlazados a óxidos de hierro y magnesio, iones metálicos enlazados a materia orgánica y iones metálicos residuales. Las primeras tres se consideran lixiviables a corto y mediano plazo y las dos últimas no disponibles para lixiviación. La muestra se seca a 60°C y se tritura para que pase la malla ASTM No. 325; se toma una porción de 0.5 gr en un tubo centrífugo de polisulfona y se sujeta a la serie de extracciones, agregando un fluido de extracción específico en cada etapa; la mezcla se agita y se calienta antes de ser centrifugada para separar las fracciones líquida y sólida; se corren determinaciones químicas de la porción líquida, y la porción sólida se enjuaga con agua destilada, centrifugada y aislada para la siguiente etapa.

Extracción múltiple (U.S. EPA, 1989)

Intenta duplicar las condiciones lixiviantes encontradas cuando el desecho está sujeto a contacto repetitivo con lluvia ácida en un relleno sanitario inadecuado. Proporciona condiciones de prueba severas para evaluar la efectividad de una prueba de tratamiento particular. Se inicializa igual que el EP-tox; la porción sólida remanente se extrae nueve veces más con un fluido de extracción tipo lluvia ácida sintética, consistente en una mezcla 60/40 de ácido sulfúrico y ácido nítrico con un pH de 3.0. En cada una de las 9 extracciones el fluido es agitado 24 horas y separado; el extracto se analiza según EP-tox. Si las concentraciones de contaminante se incrementan en la octava y novena extracción, se continúa el proceso hasta que la concentración en el extracto no se incrementa.

	<p>LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES DEL SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE</p> <p>MARZO, 2022</p>	
---	---	--

Anexo 29.3

Metodología de Selección de Alternativas

**METODOLOGÍA DETERMINACIÓN PARA EL ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS DE
REMEDIACIÓN PARA SUELOS**

SITIO S0131 (Botadero San Juan de Bartra)

**Servicio de Consultoría para Elaborar los Planes de Rehabilitación de 12 Sitios
Impactados por las Actividades de Hidrocarburos en la Cuenca del Río Tigre**

PREPARADO PARA

FONDO DE PROMOCIÓN DE LAS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS DEL PERÚ

ELABORADO POR

CONSORCIO ECODES INGENIERIA – VARICHEM DE COLOMBIA



Marzo del 2021

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

TABLA DE CONTENIDO

1.	OBJETIVOS	3
1.1.	Objetivo General	3
1.2.	Objetivos Especificos	3
2.	ALCANCE	3
3.	FASE INICIAL	4
4.	FASE INTERMEDIA	4
4.1.	Índice de Criterios Matriz de Valoración (Fase Intermedia)	4
4.2.	Evaluación de los Criterios	6
4.3.	Resultados de la Fase Intermedia	18
5.	FASE FINAL	19
5.1.	Índice de Criterios Matriz de Valoración (Fase Final)	19
5.2.	Evaluación de los Criterios	22
5.3.	Resultados de la Fase Final	24

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.	Criterios/Subcriterios con Escalas de Calificación	4
Tabla 2.	Aspectos de evaluación de Subcriterios de Matriz de Evaluación (Fase Intermedia)	6
Tabla 3.	Aspectos de evaluación de Subcriterios de Matriz de Evaluación (Fase Final)	19
Tabla 4.	Tabla Porcentual de Ponderación de Criterios	22

	<p style="text-align: center;">LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE</p> <p style="text-align: center;">MARZO DE 2021</p>	
---	--	--

METODOLOGÍA DETERMINACIÓN PARA EL ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS DE REMEDIACIÓN PARA SUELOS SITIO S0131

1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo General

Definir la Metodología para establecer los criterios de la determinación de las alternativas de remediación por medio matrices donde se establecen calificaciones cualitativas y cuantitativas, para determinar la técnica de remediación del Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra).

1.2. Objetivos Específicos

- Describir los criterios establecidos en la matriz de valoración (Fase Intermedia) según lo que se encuentra descrito en la guía para la elaboración de planes de descontaminación de suelos emitidas por el MINAM.
- Describir los criterios establecidos en la matriz de valoración (Fase Final) según las mesas de trabajo realizadas con la empresa Supervisora Tema Litoclean, con PROFONANPE (FONAM) y el Consorcio CEV.
- Establecer la valoración que tendrán cada uno de los subcriterios en forma cualitativa y cuantitativa para poder representar el valor de estos en cada una de las técnicas seleccionadas.
- Determinar la ponderación de los criterios y subcriterios que darán la calificación final de las técnicas seleccionadas.
- Explicar las acciones de cada uno de los subcriterios para poder valorar cuantitativa cada una de las técnicas evaluadas.
- Explicar los cálculos de la Matriz de resultados que darán los resultados finales para la selección de la técnica.

2. ALCANCE

Comprende desde definición de los criterios y subcriterios, valoración cualitativa y cuantitativa hasta el cálculo de los resultados finales de cada una de las técnicas de acuerdo a los criterios establecidos en la guía para la elaboración de planes de descontaminación de suelos emitidas por el Ministerio del Ambiente (MINAM) y los criterios técnicos complementarios en las mesas de trabajo realizadas con la empresa Supervisora Tema Litoclean, con PROFONANPE (FONAM) y el Consorcio CEV.

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGÍA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

3. FASE INICIAL

En esta fase se realizó la recolección de información de las posibles alternativas que son capaces de remediar, reducir y/o inmovilizar los contaminantes identificados, con el fin de evaluar la viabilidad de las mismas, teniendo en cuenta las características propias del ecosistema de la selva.

Los criterios analizados de las tecnologías de remediación fueron los siguientes:

- Tipo de contaminante (En el sitio se presenta un escenario de contaminación por Metales Pesados)
- Tipo de técnica y características generales de operación
- Equipos requeridos.
- Tiempo necesario de remoción.
- Costo general de aplicación de la técnica.

Con esta información, se analizó la viabilidad de las tecnologías de remediación con base en las siguientes condiciones y parámetros del sitio impactado:

- Condiciones climáticas de alta pluviosidad
- Plasticidad, baja permeabilidad y conductividad eléctrica, y textura arcillosa del suelo.
- Ambiente oligotrófico.
- Humedad.
- Temperatura.

Así mismo, para el análisis de viabilidad se consideraron las condiciones logísticas de ingreso al sitio impactado así, como el estado, los tipos de vías y los medios de transporte de la zona.

4. FASE INTERMEDIA

4.1. Índice de Criterios Matriz de Valoración (Fase Intermedia)

Esta matriz se desarrolló en base al Anexo 7 de la Guía para la Elaboración de Planes de Descontaminación de Suelos (PDS) del MINAM, donde se tomaron los criterios y subcriterios utilizados para calificar y evaluar las alternativas de remediación que fueron consultadas y propuestas para realizar la remediación del sitio impactado, que se encuentran en la **Tabla 1**

Tabla 1. Criterios/Subcriterios con Escalas de Calificación

Criterio/Subcriterio	Escala
Criterio 1: Análisis de las Técnicas	
Subcriterio 1.1: La aptitud de la técnica con respecto a los contaminantes, tipo de suelos y características del sitio.	0 = Técnica innovadora (no es técnica óptima actual) 1 = Técnica óptima actual, pero pocas experiencias en casos parecidos 2 = Técnica óptima actual, con experiencias positivas en casos parecidos, pero depende de las características específicas del sitio 3 = Técnica óptima, con experiencias positivas en sitios parecidos 4 = Técnica óptima, su éxito no depende de las características específicas del sitio

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Criterio/Subcriterio	Escala
Subcriterio 1.2: La eficiencia con respecto al objetivo de la remediación.	0 = Sitio remediado alcanza los objetivos de remediación 1 = Sitio remediado supera los objetivos de remediación 2 = Sitio remediado supera ostensible los objetivos de remediación
Subcriterio 1.3: Impactos en las personas que se encuentran en el área de influencia.	0 = Considerables impactos 1 = Impactos, parecido a obras de construcción según la costumbre local 2 = No impactos relevantes
Subcriterio 1.4: Requerimiento de autorizaciones relacionadas a la implementación de las acciones de remediación.	0 = Necesidad de involucrar a más que 5 autoridades administrativas 1 = Necesidad de involucrar de 3 a 5 autoridades administrativas 2 = Necesidad de involucrar a máximo 2 autoridades administrativas
Subcriterio 1.5: Requerimientos de medidas de higiene y seguridad ocupacional.	0 = Se requieren exigentes medidas de higiene y seguridad ocupacional 1 = Se requieren medidas de higiene y seguridad ocupacional, parecidas a obras de construcción civil 2 = No se requieren relevantes medidas de higiene y seguridad ocupacional
Subcriterio 1.6: Opciones de acciones complementarias (después de la remediación).	0 = No hay opciones de acciones complementarias 1 = Hay limitadas opciones de acciones complementarias 2 = Hay (ilimitados) opciones de acciones complementarias
Criterio 2: Análisis de la Sostenibilidad de las Alternativas	
Subcriterio 2.1: Necesidad de seguimiento de las acciones implementadas después de la remediación.	0 = Se requieren extensas medidas de seguimiento (por ej. a largo tiempo) 1 = Se requieren medidas de seguimiento 2 = No se requieren medidas de seguimiento
Subcriterio 2.2: Capacidad de vigilancia/monitoreo del sitio remediado (de ser necesario).	0 = No hay la posibilidad de vigilar/monitorear el sitio remediado 1 = Las posibilidades de vigilancia/monitoreo son limitadas 2 = No hay limitaciones relevantes para la vigilancia/monitoreo del sitio remediado, o no es necesario
Subcriterio 2.3: Duración de las medidas, con respecto a la alternativa más eficiente.	0 = Menor Duración 1 = Duración Intermedia 2 = Mayor Duración
Criterio 3: Análisis de la Eco-eficiencia de las Medidas Propuestas	

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE	
MARZO DE 2021		

Criterio/Subcriterio	Escala
Subcriterio 3.1: Generación y eliminación de residuos (durante la remediación).	0 = Se generan altas cantidades de residuos 1 = Se generan medianas cantidades de residuos 2 = Se generan pocas cantidades/nada de residuos
Subcriterio 3.2: Aprovechamiento de residuos (durante la remediación).	0 = La tasa de aprovechamiento es alto o se generen pocos/nada de residuos 1 = La tasa de aprovechamiento es mediano 2 = La tasa de aprovechamiento es poco/no hay aprovechamiento de residuos
Subcriterio 3.3: Consumo de energía.	0 = El consumo de energía es alto 1 = El consumo de energía es mediano 2 = El consumo de energía es bajo
Subcriterio 3.4: Generación de gases de efecto invernadero (GEI).	0 = La generación de GEI es alto 1 = La generación de GEI es mediano 2 = La generación de GEI es bajo
Subcriterio 3.5: Consumo de recursos naturales.	0 = El consumo de recursos naturales es alto 1 = El consumo de recursos naturales es mediano 2 = El consumo de recursos naturales es bajo

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/PROFONANPE (FONAM)-Fondo de Contingencia, 2021.

Para cada uno de los subcriterios, se evaluaron diferentes aspectos con el fin de obtener una calificación objetiva de las alternativas de remediación evaluadas; la valoración de estos aspectos fueron basados en Bibliografía y casos de experiencias de las alternativas, para el cual dependiendo de esta valoración de estos aspectos, se da una calificación para ese subcriterio en base a la calificación que se expone en el Anexo 7 de la Guía para la Elaboración de Planes de Descontaminación de Suelos (PDS) del MINAM.

4.2. Evaluación de los Criterios

Una vez identificadas las técnicas de remediación se procede a valorar cuantitativamente las acciones de cada uno de los subcriterios con el fin de seleccionar la técnica mas apropiada.

A continuación en la **Tabla 2** se mencionan cada uno de los aspectos utilizados para la calificación según cada subcriterio evaluativo.

Tabla 2. Aspectos de evaluación de Subcriterios de Matriz de Evaluación (Fase Intermedia)

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
Criterio 1: Análisis de mejores técnicas disponibles		60%
Subcriterio 1.1 - Análisis de la técnica		
Selectividad de la Técnica respecto a los Contaminantes		10%
Metales Pesados		
Granulometría del suelo		
		Información Bibliográfica

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
Arcilloso		
Limoso		
Arenoso		
Contenido de materia orgánica		
Propiedades fisicoquímicas de los contaminantes		
Forma química de los metales: grado de especiación, solubilidad, biodisponibilidad		
Mezclas complejas de metales		
pH del suelo		
Calificación		
Técnica innovadora (no es técnica óptima actual)	0	
Técnica óptima actual, pero pocas experiencias en casos parecidos	1	
Técnica óptima actual, con experiencias positivas en casos parecidos, pero depende de las características específicas del sitio	2	
Técnica óptima, con experiencias positivas en sitios parecidos	3	
Técnica óptima, su éxito no depende de las características específicas del sitio	4	
Subcriterio 1.2 Eficacia con respecto al objetivo de la remediación		
<i>Porcentaje de remoción del contaminante de interés</i>	Información Bibliográfica	25%
Metales Pesados (%)		
Calificación		
Sitio remediado alcanza los objetivos de remediación	0	
Sitio remediado supera los objetivos de remediación	1	
Sitio remediado supera sosteniblemente los objetivos de remediación	2	
Subcriterio 1.3 Impactos en las personas que se encuentran en el área de influencia		
Exposición a ruidos mayores a 85 dBA	Si = 1 y No = 0	5%
Exposición a emisiones atmosféricas (Material particulado y/o gases de efecto invernadero)	Si = 1 y No = 0	
Exposición a productos químicos y sustancias reactivas (ácidos, bases)	Si = 1 y No = 0	
Exposición a gérmenes bacteriológicos	Si = 1 y No = 0	
Exposición al contaminante (Metales Pesados)	Si = 1 y No = 0	
Exposición a elevadas temperaturas	Si = 1 y No = 0	
Exposición a campos eléctricos	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
Impactos considerables (Sumatoria ≥ 4)	0	

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
Impactos parecidos a obras de construcción según la costumbre local (2 ≤ Sumatoria ≤ 3)	1	
No impactos relevantes (0 ≤ Sumatoria ≤ 1)	2	
Subcriterio 1.4 Autorizaciones relacionadas a la implementación de la técnica de remediación		
DIGESA (Insumos o productos)	Si = 1 y No = 0	2%
SERFOR (Forestal y fauna)	Si = 1 y No = 0	
PRODUCE (Captura pesquera o hidrobiológica)	Si = 1 y No = 0	
MINAM	Si = 1 y No = 0	
MINEM	Si = 1 y No = 0	
ANA	Si = 1 y No = 0	
Operadora - PETROPERU	Si = 1 y No = 0	
Ministerio de Cultura	Si = 1 y No = 0	
SUNAT	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
Necesidad de involucrar a más de 5 autoridades administrativas	0	
Necesidad de involucrar de 3 a 5 autoridades administrativas	1	
Necesidad de involucrar máximo a 2 autoridades administrativas	2	
Subcriterio 1.5 Requerimientos de medidas de higiene y seguridad ocupacional		
Básicos (casco, guantes, tapabocas, botas, gafas, tapón auditivo, overol)	Si = 1 y No = 0	8%
Intermediados (guantes aislantes, botas de seguridad aislante, tapa oídos de cop, mascarillas autofiltrantes, pantallas para soldar)	Si = 1 y No = 0	
Nota: Si la técnica presenta equipos de protección Personal de tipo especializado se le dará una calificación "2"		
Calificación		
Se requieren exigentes medidas de higiene y seguridad ocupacional (Sumatoria ≥ 3)	0	
Se requieren medidas de higiene y seguridad ocupacional relacionadas a obras de construcción civil (Sumatoria = 2)	1	
No se requieren medidas de higiene y seguridad ocupacional relevantes (0 ≤ Sumatoria ≤ 1)	2	
Subcriterio 1.6 Opciones de acciones complementarias (después de la remediación)		
Disposición final de las aguas de proceso	Si = 1 y No = 0	10%
Disposición final de agentes extractantes, quelantes, surfactantes	Si = 1 y No = 0	
Ensayos analíticos para determinar si se redujo la concentración de los contaminantes a límites inferiores al estándar de calidad ambiental (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)	Si = 1 y No = 0	
Ensayos de TLCP al suelo remediado	Si = 1 y No = 0	

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE	
MARZO DE 2021		

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
Ensayos y pruebas estructurales del material tratado	Si = 1 y No = 0	
Restauración de las propiedades físicas del suelo tratado (pH, concentración de materia orgánica)	Si = 1 y No = 0	
Reforestación	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
No hay opciones de acciones complementarias (Sumatoria = 0)	0	
Hay limitadas opciones de acciones complementarias ($1 \leq \text{Sumatoria} \leq 6$)	1	
Hay ilimitadas opciones de acciones complementarias ($\text{Sumatoria} \geq 7$)	2	
Criterio 2: Análisis de la sostenibilidad de las alternativas		20%
Subcriterio 2.1 Seguimiento de las acciones implementadas después de aplicada la técnica de remediación		
Arreglo paisajístico	Si = 1 y No = 0	5%
Restauración de las propiedades edafológicas del suelo	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
Se requieren extensas medidas de seguimiento (Si además de las acciones de seguimiento mencionadas existen otras acciones para la aplicación de la técnica)	0	
Se requieren medidas de seguimiento ($1 \leq \text{Sumatoria} \leq 2$)	1	
No se requieren medidas de seguimiento ($\text{Sumatoria} = 0$)	2	
Subcriterio 2.2 Capacidad de vigilancia/monitoreo del sitio remediado		
Monitoreo de especies de flora y fauna	Si = 1 y No = 0	5%
Monitoreo de las características fisicoquímicas del suelo	Si = 1 y No = 0	
Monitoreo de procesos de restauración natural	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
Se requiere vigilar/monitorear el sitio remediado (Si existen otros tipos de monitoreos además de los mencionados que requieran la aplicación de la técnica).	0	
La posibilidad de monitoreo/vigilancia es limitada ($1 \leq \text{Sumatoria} \leq 3$)	1	
No se requiere vigilancia/monitoreo en el sitio remediado ($\text{Sumatoria} = 0$)	2	
Subcriterio 2.3 Duración de la alternativa de remediación		
0 - 6 meses		10%
6 meses - 12 meses		
Más de 12 meses		
Calificación		
Mayor Duración (Más de 12 meses)	0	

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE	
MARZO DE 2021		

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
Duración Intermedia (6 meses - 12 meses)	1	
Menor Duración (0 - 6 meses)	2	
Criterio 3: Análisis de coeficiencia de las medidas propuestas		20%
Subcriterio 3.1 Generación y eliminación de residuos (durante la remediación)		
Ácidos orgánicos e inorgánicos, hidróxidos, solventes solubles en agua como metanol, agentes complejantes como el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), surfactantes	Si = 1 y No = 0	2%
Aguas industriales	Si = 1 y No = 0	
Residuos de materiales construcción y escombros	Si = 1 y No = 0	
Material vítreo inertizado por elevadas temperaturas	Si = 1 y No = 0	
Recojo y manejo de gases	Si = 1 y No = 0	
Generación de residuos peligrosos (empaques, envases de residuos químicos, aceites, lubricantes, especies vegetales con contaminación, etc.)	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
Se generan altas cantidades de residuos (Sumatoria ≥ 4)	0	
Se generan medianas cantidades de residuos ($1 \leq$ Sumatoria ≤ 3)	1	
Se generan pocas/ningún residuo (Sumatoria = 0)	2	
Subcriterio 3.2 Aprovechamiento de residuos (durante la remediación)		
Biofertilizante o Bioabono	Si = 1 y No = 0	3%
Biogas	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
La tasa de aprovechamiento es baja (Sumatoria = 0)	0	
La tasa de aprovechamiento es mediana (Sumatoria = 1)	1	
La tasa de aprovechamiento es alta (Sumatoria = 2)	2	
Subcriterio 3.3 Consumo de energía		
Sistemas de tamizaje para separación mecánica de sólidos	Si = 1 y No = 0	5%
Utilización de Equipos que tengan un consumo alto de energía (Biodigestores, Bombas, entre otros)	Si = 1 y No = 0	
Planta de tratamiento de agua industrial para el manejo de líquidos y agentes extractantes	Si = 1 y No = 0	
Sistemas para separación de los extractantes de los contaminantes	Si = 1 y No = 0	
Resistencias eléctricas y electrodos para aplicar elevadas temperaturas	Si = 1 y No = 0	
Mezcladora de concreto	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
El consumo de energía es alto (Sumatoria ≥ 5)	0	

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Aspectos y atributos	Valoración	Ponderación
El consumo de energía es mediano ($2 \leq \text{Sumatoria} \leq 4$)	1	
El consumo de energía es bajo ($0 \leq \text{Sumatoria} \leq 1$)	2	
Subcriterio 3.4 Generación de gases de efecto invernadero (GEI): CO2 y CH4		
Dióxido de Carbono (CO2)	Si = 1 y No = 0	5%
Metano (CH4)	Si = 1 y No = 0	
Óxido Nitroso (N2O)	Si = 1 y No = 0	
Compuestos Halogenados	Si = 1 y No = 0	
Vapor de agua	Si = 1 y No = 0	
Ozono (O3)	Si = 1 y No = 0	
Nota: Si la técnica necesita de mayor cantidad de equipos que produzcan mayor cantidad de un gas de efecto invernadero en comparación de la demás técnicas se le dará una calificación de "2"		
Calificación		
La generación de GEI es alto (Si se produce además de los gases mencionados, otro gas de tipo invernadero)	0	
La generación de GEI es mediano ($2 \leq \text{Sumatoria} \leq 6$)	1	
La generación de GEI es bajo ($0 \leq \text{Sumatoria} \leq 1$)	2	
Subcriterio 3.5 Consumo de recursos naturales		
Agua Superficial	Si = 1 y No = 0	5%
Agua Subterránea	Si = 1 y No = 0	
Suelo	Si = 1 y No = 0	
Especies Forestales	Si = 1 y No = 0	
Calificación		
El consumo de recursos naturales es alto ($\text{Sumatoria} \geq 3$)	0	
El consumo de recursos naturales es mediano ($\text{Sumatoria} = 2$)	1	
El recurso de recursos naturales es bajo ($0 \leq \text{Sumatoria} \leq 1$)	2	

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/PROFONANPE (FONAM)-Fondo de Contingencia, 2021.

La valoración de los aspectos anteriormente mencionados para cada una de las alternativas evaluadas, se presenta a continuación

CRITERIO 1: ANÁLISIS DE LAS MEJORES TÉCNICAS DISPONIBLES

Ponderación: 60%

Fuente: Guía para la Elaboración de los Planes de Descontaminación de Suelos del MINAM,

Para el análisis y valoración de este criterio, se tomaron en consideración los siguientes subcriterios:

- **Subcriterio 1.1: Nivel de desarrollo y casos prácticos probados de la Técnica**

11

Servicio de consultoría para la elaboración de los Planes de Rehabilitación de doce (12) Sitios impactados por las actividades de hidrocarburos en la Cuenca del Río Tigre.

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

- **Ponderación: 10%**

A partir de la revisión de fuentes bibliográficas acreditadas como la USEPA, se estableció para cada una de las seis técnicas de remediación su nivel de desarrollo y dependiendo del avance y madurez tecnológica cada una de ellas se clasificó como Técnica innovadora o Técnica probada con experiencias positivas o no en sitios parecidos.

- **Factor 1.1.1 Eficacia de la Técnica considerando las propiedades fisicoquímicas de los Contaminantes de Preocupación (CP) y de las características del suelo:** Se analizaron y consideraron los siguientes parámetros:
 - **Propiedades físicas del suelo:** Estos parámetros del suelo son determinantes para técnicas como el lavado de suelos (washing y flushing). El análisis y escala de valores asignada a cada técnica, se realizó a partir de la revisión de información bibliográfica.
 - **Grado de especiación de los metales y su solubilidad:** Estos factores son decisivos en particular para las tecnologías basadas en procesos de extracción y reducción química.
- **Subcriterio 1.2: La eficacia con respecto al objetivo de la remediación:**
- **Ponderación: 25%**

Para realizar la valoración de este subcriterio se tomaron en consideración el porcentaje de remoción del contaminante de acuerdo a información bibliográfica.

- **Subcriterio 1.3: Impactos en las personas que se encuentran en el área de influencia:**
- **Ponderación: 5%**

Tomando en consideración la naturaleza de los contaminantes identificados en el Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra) las diferentes fases de proceso de las técnicas de remediación y los riesgos operacionales, se determinaron los siguientes factores que pueden provocar un impacto en las personas:

- Exposición a ruidos mayores a 85 Dba. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0).
- Exposición a emisiones atmosféricas (Material particulado y/o gases de efecto invernadero) (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0).
- Exposición a productos químicos y sustancias reactivas (ácidos, bases). (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Exposición a gérmenes bacteriológicos. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Exposición al contaminante (Metales Pesados) (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Exposición a elevadas temperaturas. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Exposición a campos eléctricos. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)

Para obtener la calificación de ese subcriterio se realiza la sumatoria de los aspectos por tecnología y se valora esa sumatoria dependiendo de la siguiente valoración:

- (Sumatoria \geq 4) = Impactos considerables = 0
 - ($2 \leq$ Sumatoria \leq 3) = Impactos parecidos a obras de construcción según la costumbre local = 1
 - ($0 \leq$ Sumatoria \leq 1) = No impactos relevantes = 2
- **Subcriterio 1.4: Requerimiento de autorizaciones relacionadas a la implementación de las acciones de remediación incide en la selectividad y eficiencia de la técnica.**
 - **Ponderación: 2%**

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGÍA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Se realizó el análisis y revisión de los permisos de entidades estatales que es necesario tramitar para la ejecución de las acciones de remediación.

Los permisos considerados necesarios son los siguientes:

- Autorización de la Dirección General de Salud y Calidad Ambiental (DIGESA) (Insumos o productos) de la técnica. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Autorización del Servicio Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR) (Supervisión y control de actividades relacionadas con el manejo de flora y fauna silvestre). (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Autorización del Ministerio de la Producción (PRODUCE) (Captura pesquera o hidrobiológica). (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Autorización del Ministerio del Ambiente (MINAM). (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Autorización del Ministerio de Energía y Minas (MINEM). (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Autorización de la Autoridad Nacional del Agua (ANA). (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Autorización de la Operadora - PETROPERU. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Autorización del Ministerio de Cultura (MINCU). (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Autorización de la Superintendencia Nacional de Aduanas y de Administración Tributaria. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)

Para obtener la calificación de ese subcriterio se realiza la sumatoria de los aspectos por tecnología y se valora esa sumatoria dependiendo de la siguiente valoración:

- Necesidad de involucrar a más de 5 autoridades administrativas = 0
- Necesidad de involucrar de 3 a 5 autoridades administrativas = 1
- Necesidad de involucrar máximo a 2 autoridades administrativas = 2

- **Subcriterio 1.5: Requerimientos de medidas de higiene y seguridad ocupacional.**
- **Ponderación: 8%**

Dependiendo del nivel de complejidad de la técnica de remediación y de los riesgos asociados, se definió el nivel de protección que deberán tener los trabajadores y las medidas de higiene y seguridad, por lo tanto, para su valoración se tomaron en cuenta los siguientes factores.

- Utilización de equipos básicos de seguridad: (casco, guantes, tapabocas, botas, gafas, tapón auditivo, overol). (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Intermediados (guantes aislantes, botas de seguridad aislante, tapa oídos de cop, mascarilla, pantallas para soldar). (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)

Nota: Si la técnica presenta equipos de protección Personal de tipo especializado se le dará una calificación "2"

Para obtener la calificación de ese subcriterio se realiza la sumatoria de los aspectos por tecnología y se valora esa sumatoria dependiendo de la siguiente valoración:

- (Sumatoria ≥ 3) = Se requieren exigentes medidas de higiene y seguridad ocupacional = 0
- (Sumatoria = 2) = Se requieren medidas de higiene y seguridad ocupacional relacionadas a obras de construcción civil = 1

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

- $(0 \leq \text{Sumatoria} \leq 1) =$ No se requieren medidas de higiene y seguridad ocupacional relevantes = 2

- **Subcriterio 1.6: Opciones de acciones complementarias (después de la remediación)**
- **Ponderación: 10%**

Tomando en consideración los principios tecnológicos y de ingeniería, se analizó y se asignó una escala de valores a las diferentes fases de proceso que es necesario implementar para restaurar las propiedades fisicoquímicas de los subproductos, de las matrices intervenidas.

A continuación, se describen las acciones complementarias después de la remediación, que fueron consideradas:

- Disposición final de las aguas de proceso (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Disposición final de agentes extractantes, quelantes, surfactantes (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Ensayos analíticos para determinar si se redujo la concentración de los contaminantes a límites inferiores al estándar de calidad ambiental (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Ensayos de TLCP al suelo remediado (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Ensayos y pruebas estructurales del material tratado (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Restauración de las propiedades físicas del suelo tratado (pH, concentración de materia orgánica) (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Reforestación (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)

Para obtener la calificación de ese subcriterio se realiza la sumatoria de los aspectos por tecnología y se valora esa sumatoria dependiendo de la siguiente valoración:

- (Sumatoria = 0) = No hay opciones de acciones complementarias = 0
- $(1 \leq \text{Sumatoria} \leq 6)$ = Hay limitadas opciones de acciones complementarias = 1
- (Sumatoria ≥ 7) = Hay ilimitadas opciones de acciones complementarias = 2

CRITERIO 2: Análisis de la sostenibilidad de las alternativas

Ponderación: 20%

Fuente: Guía para la Elaboración de los Planes de Descontaminación de Suelos del MINAM.

Para el análisis y valoración de este criterio, se tomaron en consideración los siguientes subcriterios:

- **Subcriterio 2.1: Necesidad de seguimiento de las acciones implementadas después de la remediación**
- **Ponderación: 5%**

Se evaluaron las principales acciones de seguimiento y control que se deben implementar en campo para verificar el cumplimiento de los objetivos trazados.

A continuación, se describen las acciones de seguimiento evaluadas:

- Arreglo paisajístico. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Evaluación y seguimiento del proceso de restauración de las propiedades edafológicas del suelo. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Para obtener la calificación de ese subcriterio se realiza la sumatoria de los aspectos por tecnología y se valora esa sumatoria dependiendo de la siguiente valoración:

- Se requieren extensas medidas de seguimiento (Si además de las acciones de seguimiento mencionadas existen otras acciones para la aplicación de la técnica) = 0
- $(1 \leq \text{Sumatoria} \leq 2)$ Se requieren medidas de seguimiento = 1
- (Sumatoria = 0) No se requieren medidas de seguimiento = 2

- **Subcriterio 2.2: Capacidad de vigilancia/ monitoreo del sitio remediado (de ser necesario)**
- **Ponderación: 5%**

Se realizó la ponderación sobre la capacidad de vigilancia para determinar la resistencia estructural, la movilidad de los metales pesados, el grado de lixiviación y el desarrollo de los procesos de evaluación.

- Evaluación y seguimiento del proceso de restauración del equilibrio ecológico relacionado con especies de fauna. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Evaluación y seguimiento del proceso de restauración del equilibrio ecológico relacionado con especies de flora. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Capacidad de realizar la evaluación y seguimiento del proceso de reforestación. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)

Para obtener la calificación de ese subcriterio se realiza la sumatoria de los aspectos por tecnología y se valora esa sumatoria dependiendo de la siguiente valoración:

- Se requiere vigilar/monitorear el sitio remediado (Si existen otros tipos de monitoreos además de los mencionados que requieran la aplicación de la técnica). = 0
- $(1 \leq \text{Sumatoria} \leq 3)$ = La posibilidad de monitoreo/vigilancia es limitada = 1
- (Sumatoria = 0) = No se requiere vigilancia/monitoreo en el sitio remediado = 2

- **Subcriterio 2.3: Duración de las medidas, con respecto a la alternativa más eficiente**
- **Ponderación: 10%**

A partir de la revisión de información bibliográfica, de las experiencias probadas por la empresa Consultora, se definieron los siguientes intervalos de tiempo que demandará la ejecución de las tecnologías de remediación:

- 0 a 6 meses.
- 6 meses a 12 meses
- Más de 12 meses

En función de estos intervalos de tiempo se asignaron los puntajes a cada una de las tecnologías de remediación.

- Mayor Duración (Más de 12 meses) = 0
- Duración Intermedia (6 meses - 12 meses) = 1
- Menor Duración (0 - 6 meses) = 2

CRITERIO 3: Análisis de Ecoeficiencia de las medidas propuestas

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Ponderación: 20%

Fuente: Guía para la Elaboración de los Planes de Descontaminación de Suelos del MINAM.

Para el análisis y valoración de este criterio, se tomaron en consideración los siguientes subcriterios:

- **Subcriterio 3.1: Generación y eliminación de residuos (durante la remediación)**
- **Ponderación: 2%**

Se tomaron en consideración las técnicas que forman el tipo de residuos que se generan como resultados de los procesos industriales.

- Generación de ácidos orgánicos e inorgánicos, hidróxidos, solventes solubles en agua como metanol, agentes complejantes como el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), surfactantes. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Generación de aguas industriales. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Generación de residuos de materiales construcción y escombros. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Generación de material vítreo inertizado por elevadas temperaturas. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Generación de gases que implican su tratamiento. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Generación de residuos peligrosos (empaques, envases de residuos químicos, aceites, lubricantes, especies vegetales con contaminación etc.) (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)

Para obtener la calificación de ese subcriterio se realiza la sumatoria de los aspectos por tecnología y se valora esa sumatoria dependiendo de la siguiente valoración:

- (Sumatoria \geq 4) = Se generan altas cantidades de residuos = 0
- ($1 \leq$ Sumatoria \leq 3) = Se generan medianas cantidades de residuos = 1
- (Sumatoria = 0) = Se generan pocas/ningún residuo = 2

- **Subcriterio 3.2: Aprovechamiento de residuos (durante la remediación)**
- **Ponderación: 3%**

Se tomaron en consideración las técnicas que forman el tipo de residuos que se tienen algún tipo de aprovechamiento:

- Los residuos pueden ser utilizados para la generación de Biofertilizante o Bioabono. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Los residuos pueden ser utilizados para la generación de Biogas. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)

Para obtener la calificación de ese subcriterio se realiza la sumatoria de los aspectos por tecnología y se valora esa sumatoria dependiendo de la siguiente valoración:

- (Sumatoria = 0) = La tasa de aprovechamiento es baja = 0
- (Sumatoria = 1) = La tasa de aprovechamiento es mediana = 1
- (Sumatoria = 2) = La tasa de aprovechamiento es alta = 2

- **Subcriterio 3.3: Consumo de energía**
- **Ponderación: 5%**

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

La revisión de información bibliográfica permitió establecer cuales, son las principales áreas de proceso que se tienen que implementar para el desarrollo y aplicación de cada tecnología de remediación y estos nodos principales se tomaron en consideración para realizar una ponderación cuantitativa del consumo de energía.

A continuación, se detallan los principales equipos de proceso que están asociados al consumo de energía de cada una de las tecnologías.

- Sistemas y equipos de tamizaje para separación mecánica de sólidos. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Utilización de Equipos que tengan un consumo alto de energía (Biodigestores, Bombas, entre otros). (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Disponibilidad de planta de tratamiento de agua industrial para el manejo de efluentes y agentes extractantes. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Sistemas para extracción de los contaminantes de las soluciones extractantes. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Fuentes de energía para generar campos eléctricos y elevadas temperaturas (>1000 °C). (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Maquinaria pesada, mezcladora de cemento. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)

Para obtener la calificación de ese subcriterio se realiza la sumatoria de los aspectos por tecnología y se valora esa sumatoria dependiendo de la siguiente valoración:

- (Sumatoria \geq 5) = El consumo de energía es alto = 0
- ($2 \leq$ Sumatoria \leq 4) = El consumo de energía es mediano = 1
- ($0 \leq$ Sumatoria \leq 1) = El consumo de energía es bajo = 2

- **Subcriterio 3.4: Generación de gases de efecto invernadero (GEI): CO₂ y CH₄**
- **Ponderación: 5%**

Para cada una de las tecnologías de remediación se analizó el potencial impacto que tienen sobre el medio ambiente por la generación de gases de efecto invernadero, los cuales se listan a continuación.

- Generación de Dióxido de Carbono (CO₂) (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Generación de Metano (CH₄) (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Generación de Óxidos de Nitrógeno (NO_x) (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Generación de Compuestos halogenados (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Generación de Vapor de agua (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Generación de Ozono (O₃) (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)

Nota: Si la técnica necesita de mayor cantidad de equipos que produzcan mayor cantidad de un gas de efecto invernadero en comparación de la demás técnicas se le dará una calificación de "2".

Para obtener la calificación de ese subcriterio se realiza la sumatoria de los aspectos por tecnología y se valora esa sumatoria dependiendo de la siguiente valoración:

- La generación de GEI es alto (Si se produce además de los gases mencionados, otro gas de tipo invernadero) = 0
- ($2 \leq$ Sumatoria \leq 6) = La generación de GEI es mediano = 1

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

- $(0 \leq \text{Sumatoria} \leq 1) =$ La generación de GEI es bajo = 2

- **Subcriterio 3.5: Consumo de recursos naturales: por ejemplo, agua, suelo, etc.**
- **Ponderación: 5%**

Debido a que las técnicas de extracción de metales y las técnicas de tipo biológicas requieren de agua para realizar el lavado de metales pesados y las técnicas de inmovilización pueden requerir de suelo limpio para encapsular a los metales, para cada una de las tecnologías se analizó y se realizó la valoración en caso que requiera del uso de recursos naturales como:

- Consumo de Agua Superficial. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Consumo de Agua Subterránea. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Uso de Suelo limpio para realizar diluciones o mezclas. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)
- Consumo de especies forestales para el desarrollo de la técnica. (Asignación: "Si" = 1 y "No" = 0)

Para obtener la calificación de ese subcriterio se realiza la sumatoria de los aspectos por tecnología y se valora esa sumatoria dependiendo de la siguiente valoración:

- $(\text{Sumatoria} \geq 3) =$ El consumo de recursos naturales es alto = 0
- $(\text{Sumatoria} = 2) =$ El consumo de recursos naturales es mediano = 1
- $(0 \leq \text{Sumatoria} \leq 1) =$ El recurso de recursos naturales es bajo = 2

4.3. Resultados de la Fase Intermedia

A partir de los atributos anteriormente descritos, se calcula el puntaje de las tres técnicas de remediación más apropiadas mediante la aplicación de las siguientes fórmulas, según cada escenario de contaminación que para el caso del Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra) corresponde a Contaminación por Metales Pesados:

Ecuación – Valoración de cada Subcriterio

$$RC_n = \frac{(VS \times P)}{Vm}$$

Donde:

P=Porcentaje de Ponderación

Vm=Valorización máxima

VS=Valoración de los subcriterios según la Escala de Valoración

RC_n=Resultado fórmula de los subcriterios respecto a la ponderación

n= subcriterios 1 al 14

Y el resultado final es la suma de los RC_{1...14} catorce (14) subcriterios

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Ecuación – Resultado para la Fase Intermedia

$$RF = \sum RC_{1..14}$$

Donde:

RF= Resultado Final de la suma de los criterios Ponderados

Las tres técnicas con resultado Final (RF) mayor son las seleccionadas para seguir el proceso en la Fase Final.

5. FASE FINAL

En mesas de trabajo realizadas con la empresa Supervisora Tema Litoclean, con FONAM (PROFONANPE) y el Consorcio CEV, se definieron unos criterios técnicos complementarios que se aplican a las tres técnicas finalistas resultantes de la primera fase de análisis y valoración (Fase Intermedia), cabe señalar que estos criterios fueron presentados ante el Grupo Técnico Ambiental.

A continuación, se describen los criterios técnicos que se aplican en la segunda fase de valoración para seleccionar definitivamente a la técnica que se considere más viable desde el punto de vista técnico, de ingeniería, financiero y social.

5.1. Índice de Criterios Matriz de Valoración (Fase Final)

El Índice de criterios se define mediante criterios (5) criterios de tipo cuantitativo, quince (15) subcriterios cualitativos y cuantitativos. En la **Tabla 3** se muestra la valoración de cada uno de los subcriterios.

Tabla 3. Aspectos de evaluación de Subcriterios de Matriz de Evaluación (Fase Final)

Aspectos y atributos	Ponderación
1. Aspectos Ambientales	25%
Criterio 1.1 Riesgo asociado al componente Ambiental (agua, aire, suelo, sedimento, biológico (flora y fauna), hidrobiológico)	100%
Calificación	
1= Si la técnica de remediación representa un Riesgo Alto al componente ambiental.	1
2= Si la técnica de remediación representa un Riesgo Moderado al componente ambiental.	2
3= Si la técnica de remediación representa un Riesgo Leve o Aceptable al componente ambiental.	3
2. Aspectos técnicos/ Ingeniería	15%
Criterio 2.1 Grado y tipo de contaminación	55%
Calificación	
1= El tratamiento admite sitios con concentraciones bajas y de un tipo de contaminante.	1
2= El tratamiento admite sitios con concentraciones moderadas y de uno o más tipos de contaminantes.	2

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Aspectos y atributos	Ponderación
3= El tratamiento admite sitios con concentraciones altas y de uno o más tipos de contaminantes	3
Criterio 2.2 Acondicionamiento del material	15%
Calificación	
1= El tratamiento requiere un esfuerzo para acondicionar el material, previo al tratamiento.	1
2= El tratamiento requiere un acondicionamiento moderado del material, previo al tratamiento.	2
3= El tratamiento no requiere acondicionamiento previo del material o requiere muy poco.	3
Criterio 2.3 Área requerida de instalación	15%
Calificación	
1= Se requiere un área extensa para la técnica de remediación (más del 30% del área total a remediar).	1
2= No se requiere un área extensa para la técnica de remediación (entre el 10 al 30% del área total a remediar).	2
3= No se requiere o es muy poca el que se necesita para la técnica de remediación (no supera el 10% del área total a remediar).	3
Criterio 2.4 Riesgos operacionales relacionados con la técnica	15%
Calificación	
1= Los riesgos inherentes a las operaciones de la técnica de remediación son altos.	1
2= Se identifican riesgos inherentes a las operaciones de remediación.	2
3= No se identifican riesgos o son identificados como muy bajos.	3
3. Aspectos logísticos	15%
Criterio 3.1 Acceso al sitio	20%
Calificación	
1= Alta dificultad de acceso al sitio.	1
2= Dificultad de acceso al sitio.	2
3= Ninguna o muy baja dificultad de acceso al sitio	3
Criterio 3.2 Requerimiento de transporte (Fluvial, marítimo)	40%
Calificación	
1= Se requieren una compleja movilización y con alta frecuencia.	1
2= No requiere una compleja movilización y poco frecuente.	2
3= Se requiere baja o ninguna movilización.	3
Criterio 3.3 Requerimiento y tipo de equipo requerido	20%
Calificación	
1= Se requiere un gran número de equipo, incluyendo maquinaria pesada.	1
2= Se requiere un bajo número de equipo y muy poca o ninguna maquinaria pesada.	2
3= Se requiere poco/ningún equipo.	3
Criterio 3.4 Requerimientos y servicios de apoyo	20%

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Aspectos y atributos	Ponderación
Calificación	
1= Se requiere un alto requerimiento de servicios de apoyo (contratistas, proveedores).	1
2= Se requiere servicios de apoyo	2
3= Se requiere poco/ningún servicio de apoyo.	3
4. Aspectos Sociales	30%
Criterio 4.1 Generación de empleo local	50%
Calificación	
1= No se requiere mano de obra local o muy poca (menos del 15% del total del personal).	1
2= Se requiere la participación de mano de obra local (entre 15 y 25% del total de personal).	2
3. Se requiere mano de obra local (mayor del 30% del total del personal).	3
Criterio 4.2 Contratación de servicios locales	25%
Calificación	
1= No se requiere servicios o proveedores locales.	1
2= Se requiere el apoyo de proveedores locales, pero en forma temporal.	2
3= Se requiere el apoyo de proveedores y servicios locales de manera continua durante el procesos de remediación.	3
Criterio 4.3 Percepción de la remediación por la comunidad	25%
Calificación	
1= Se presenta una percepción negativa de la remediación por parte de la comunidad.	1
2= Se presenta opciones variadas en cuanto a la técnica de remediación.	2
3= Se presenta una percepción positiva de la técnica por parte de la comunidad.	3
5. Aspectos económicos	15%
Criterio 5.1 Nivel de inversión	50%
Calificación	
1= Los costos de tratamiento superan los \$1000/m ³ de elemento a remediar.	1
2= Los costos de tratamiento ascienden entre \$250 y \$1000/m ³ de elemento a remediar.	2
3= Los costos de tratamiento ascienden a un monto menor a \$250/m ³ de elemento a remediar.	3
Criterio 5.2 Costos de movilización de equipos (transporte, etc.)	25%
Calificación	
1= Los costos de movilización son muy elevados (superan el 30% del presupuesto).	1
2= Los costos de movilización son moderados (varían entre 15 y 30% del presupuesto).	2
3= No requiere inversión para movilización o son muy bajos (menos del 15% del presupuesto).	3
Criterio 5.3 Costos de mantenimiento o vigilancia durante y post remediación	25%
Calificación	
1= Los costos de mantenimiento o vigilancia son muy elevados.	1

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Aspectos y atributos	Ponderación
2= Los costos de mantenimiento o vigilancia son moderados.	2
3= No requiere inversión para mantenimiento o vigilancia o son muy bajos.	3
Valor Total	100

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/PROFONANPE (FONAM)-Fondo de Contingencia, 2021.

La **Tabla 4** indica el peso porcentual de los subcriterios cuya suma es el peso porcentual total de cada uno de los criterios.

Tabla 4. Tabla Porcentual de Ponderación de Criterios

Ponderación Criterios		Ponderación Subcriterios	
Descripción	%	Descripción	%*
CRITERIO 1	25	Subcriterio 1.1	100
CRITERIO 2	15	Subcriterio 2.1	55
		Subcriterio 2.2	15
		Subcriterio 2.3	15
		Subcriterio 2.4	15
CRITERIO 3	15	Subcriterio 3.1	20
		Subcriterio 3.2	40
		Subcriterio 3.3	20
		Subcriterio 3.4	20
CRITERIO 4	30	Subcriterio 4.1	50
		Subcriterio 4.2	25
		Subcriterio 4.3	25
CRITERIO 5	15	Subcriterio 5.1	50
		Subcriterio 5.2	25
		Subcriterio 5.3	25
TOTAL		100	

Elaboración: Consorcio ECODES VARICHEM/PROFONANPE (FONAM)-Fondo de Contingencia, 2021.

***Nota:** La suma del porcentaje de los subcriterios es el 100 % del porcentaje de cada uno de los criterios

5.2. Evaluación de los Criterios

En mesas de trabajo realizadas con la empresa Supervisora Tema Litoclean, con PROFONANPE (FONAM) y el Consorcio CEV, se definieron unos criterios técnicos complementarios que se aplican a las dos técnicas finalistas resultantes de la primera fase de análisis y valoración, cabe señalar que estos criterios fueron presentados ante el Grupo Técnico Ambiental.

A continuación, se describen los criterios técnicos que se aplican en la segunda fase de valoración para seleccionar definitivamente a la técnica que se considere más viable desde el punto de vista técnico, de ingeniería, financiero y social (Fase Final).

CRITERIO 1: ASPECTOS AMBIENTALES

- **Ponderación:** 25%
- **Fuente:** Mesa de trabajo con FONAM (PROFONANPE), Supervisión y la empresa Consultora.

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

Se evaluó si como resultado de la aplicación de ácidos, bases y agentes extractantes se pueden modificar las propiedades del suelo y consecuentemente alterar el equilibrio ecológico; se realizó el análisis y valoración sobre el efecto que tiene en el componente biótico la aplicación de campos eléctricos y elevadas temperaturas.

CRITERIO 2: ASPECTOS TÉCNICOS/INGENIERÍA

- **Ponderación:** 15%
- **Fuente:** Mesa de trabajo con FONAM (PROFONANPE), Supervisión y la empresa Consultora.

A través de este criterio se busca ponderar en mayor grado aquella técnica que haya sido probada a mayor escala, se tomó en consideración el tipo y naturaleza de los metales pesados identificados en el Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra) y condiciones medio ambientales como la humedad.

Los parámetros analizados y valorados bajo este criterio son los siguientes:

- Garantizar el mayor nivel de confiabilidad de la técnica seleccionada, tomando en consideración casos probados de aplicabilidad de la técnica.
- La presencia de los metales como Bario, los cuales fueron identificados en el Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra) hace que la técnica no sea viable o que se requieran de complejos equipos de proceso complementarios (scrubbers) para que la técnica sea viable.
- Ambientes húmedos como los de la Amazonía del Perú, inciden en los gastos energéticos y consecuentemente en los costos de la técnica.
- Para desarrollar la técnica es necesario, en una fase preliminar, acondicionar el material, la presencia de grasas puede inhibir el proceso.
- El material tratado o encapsulado puede ser reusado en Obras y estructuras civiles.
- Como resultado de la aplicación de la técnica se incrementa significativamente el volumen del material tratado.

CRITERIO 3: ASPECTOS LOGÍSTICOS

- **Ponderación:** 15%
- **Fuente:** Mesa de trabajo con FONAM (PROFONANPE), Supervisión y empresa Consultora.

Se tomaron en consideración aquellos aspectos de logística que tienen mayor relevancia y los cuales deben ser asegurados para garantizar que los equipos e insumos se transporten hasta las zonas a intervenir.

A continuación, se detallan los aspectos de logística que fueron ponderados:

- Nivel de requerimiento de embarcaciones y complejidad para realizar la movilización de equipos e insumos vía fluvial.
- Equipos extra dimensionados para trasladar al sitio. Se pueden presentar restricciones en las vías para su movilización y transporte.
- Se requiere subcontratar un gran número de servicios de apoyo. En el área de proceso es necesario instalar facilidades que suministren corriente de alto voltaje.

CRITERIO 4: ASPECTOS SOCIALES

	LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE MARZO DE 2021	
---	---	--

- **Ponderación:** 30%
- **Fuente:** Mesa de trabajo con FONAM (PROFONANPE), Supervisión y empresa Consultora.

Aspectos relacionados con el nivel de riesgo al que pueden estar expuestos los trabajadores y la comunidad en general y con la contratación de mano de obra, bienes y servicios fueron debidamente analizados y ponderados para las dos técnicas que resultaron finalistas.

A continuación, se describen los aspectos sociales tomados en consideración.

- Generación de Empleo Local.
- Contratación de Servicios Locales.
- Percepción de la comunidad sobre la Técnica de remediación y sobre su viabilidad.

CRITERIO 5: ASPECTOS ECONÓMICOS

- **Ponderación:** 15%
- **Fuente:** Mesa de trabajo con FONAM (PROFONANPE), Supervisión y empresa Consultora.

Los costos de tratamiento por m³ de suelo se estimaron a partir de revisión bibliográfica y los costos de Mantenimiento o Vigilancia, durante y Post-Remediación.

5.3. Resultados de la Fase Final

A partir de los atributos anteriormente descritos, se calcula el puntaje de la técnica de remediación más apropiada mediante la aplicación de las siguientes fórmulas según cada escenario de contaminación que para el caso del Sitio S0131 (Botadero San Juan de Bartra) corresponde a Contaminación por Metales Pesados:

Ecuación – Valoración de cada Subcriterio

$$RC_n = \frac{(VS \times P)}{Vm}$$

Donde:

P=Porcentaje de Ponderación

Vm=Valorización máxima

VS= Valoración de los subcriterios según la Escala de Valoración

RC_n=Resultado fórmula de los subcriterios respecto a la ponderación

n= subcriterios 1 al 15

Y el resultado final es la suma de los RC_{1...15} quince (15) subcriterios

Ecuación – Resultados de la Fase Final

$$RF = \sum RC_{1..15}$$

	<p>LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES SUBSISTENTES DEL MINISTERIO DE ENERGIA Y MINAS (MINEM) – SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE</p> <p>MARZO DE 2021</p>	
---	--	--

Donde:

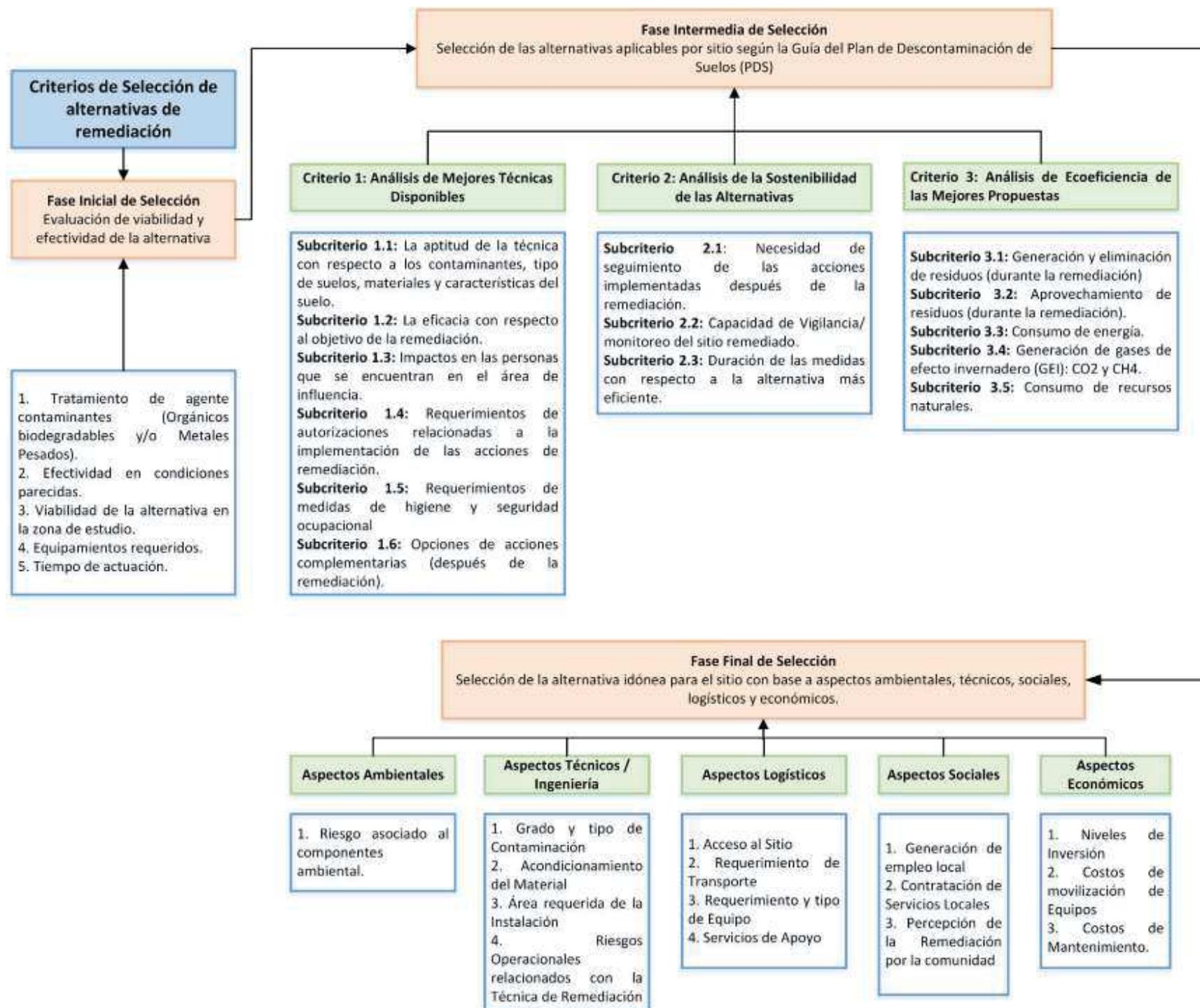
RF= Resultado Final de la suma de los criterios Ponderados

La tecnica con resultado Final (RF) mayor es la seleccionada como tecnica de remediación apropiada.

	<p>LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES DEL SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE</p> <p>MARZO, 2022</p>	
---	---	--

Anexo 29.4

Diagrama de Flujo – Selección de Alternativas



	<p>LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES DEL SITIO S0131 (BOTADERO SAN JUAN DE BARTRA) – CUENCA TIGRE</p> <p>MARZO, 2022</p>	
---	---	--

Anexo 29.5

Hojas MSDS y Fichas Técnicas Solidificación

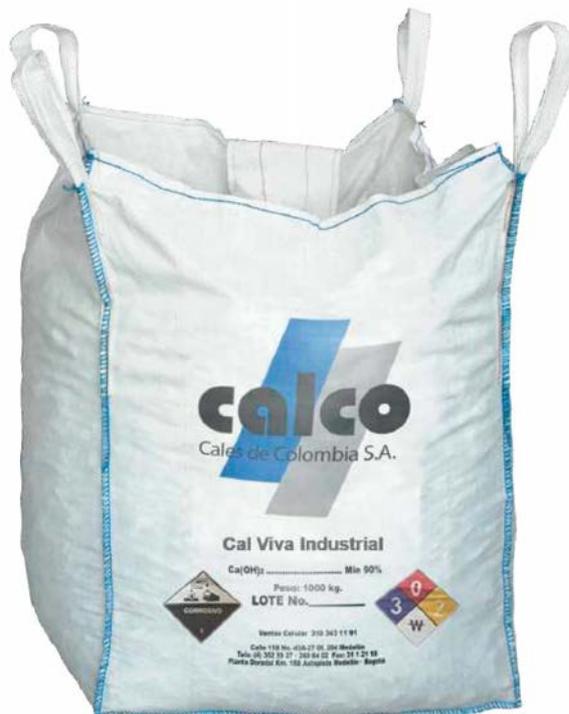


CAL VIVA INDUSTRIAL

Presentación



25, 50, 300, 500, 700, 850, 900 KG



Big Bag



Descripción

Es óxido de calcio producido a diferentes granulometrías, obtenido a partir de un proceso de calcinación de piedra caliza de alta pureza siguiendo altos estándares de calidad bajo el cumplimiento de la norma NTC 1398, adaptándose a los requerimientos de cada cliente según la aplicación específica.



Características Químicas

(CaO) Disponible.....	Mín. 90.0%
(CaO) Total.....	Mín. 92.0%
Residuos Insolubles en H ₂ O.....	Máx. 5.0%
Perdidas por calcinación	Max. 4.0%



Características Físicas

▶ I REACTIVIDAD

Alta	40 °C en 3 mín.
Media	40 °C en 3 y 6 mín.
Baja.....	40 °C en más de 6 mín.



- Estado Físico: **Sólido**
- Presentación: **Granulada o molida**
- Apariencia del producto: **Color blanco**
- No presenta olor
No es inflamable
No posee explosión potencial
- Reacción: **El óxido de calcio reacciona con ácidos, formando sales de calcio, de las cuales algunas serían solubles.**

Usos y Aplicaciones

- ✓ La cal trata efectivamente los biosólidos de aguas residuales, así como lodos industriales.
- ✓ Se ha logrado la restauración de los estanques de residuos de petróleo con cal viva y polvo de horno de cal.
- ✓ La cal es usada para mitigar problemas ambientales en la industria de ganado vacuno, porcino y aves de corral, como el exceso de la carga de nutrientes de las tierras agrícolas, la eutrofización de las aguas superficiales, contaminación del agua subterránea, liberación de patógenos y olores desagradables.
- ✓ La cal se usa para el proceso de potabilización de agua, eliminando las impurezas.
- ✓ Una de las principales aplicaciones industriales de la cal se encuentra en las plantas siderúrgicas, se utiliza como fundente básico, reduce la temperatura de fusión y mantiene la escoria líquida, captura el azufre, reacciona con los silicatos y elimina el fósforo, una vez formada la escoria la misma flota sobre el acero líquido permitiendo su eliminación.
- ✓ La cal se usa en los Ingenios en el jugo formado por la caña de azúcar con el fin de elevar el pH y reaccionar con las impurezas para formar compuestos orgánicos de calcio insolubles, los cuales se pueden quitar.

Cuidados

- ✓ La exposición al óxido de calcio por las vías de inhalación, contacto con la piel, ojos o por la ingestión, puede afectar el organismo.
 - ✓ La exposición aguda a corto plazo, irritará ojos, nariz, garganta y piel. Los factores térmicos pueden ser constituyentes de quemaduras intensas, bronquitis y neumonía.
 - ✓ La exposición a largo plazo puede producir dermatitis, úlceras y perforaciones al tabique nasal.
 - ✓ El contacto con la piel producirá irritación, quemaduras intensas, corrosión y posible daño severo.
 - ✓ El contacto con los ojos produce quemaduras graves y pérdida de visión.
 - ✓ La inhalación del polvo de cal, causa tos, estornudos e inflamación del aparato respiratorio.
- La ingestión produce quemaduras y causticidad.
- ✓ En caso de incendios pequeños, el agente de extinción sería polvo químico seco CO₂, neblina de baja, de alta o espuma normal.



Transporte

Proteger del agua.
Estar totalmente cubierto.
Proteger de la intemperie.



Almacenamiento

Almacenar en lugar seco.
Minimizar el contacto con el aire y la humedad.
Arrumar sobre pallets de máximo 20 sacos de altura.
Mantener fuera del alcance de los niños.



HOJA DE DATOS DE SEGURIDAD M.S.D.S.

CEFAS S.A.	IRAM 41400/2006	Aprobación:
------------	-----------------	-------------

I. Identificación del producto y de la compañía.

Identificación del producto		USOS	
Nombre del Producto:	Cal Viva Triturada	Industria Siderurgica	Industria Química
Nombre Químico:	Oxido de Calcio	Minería	Industria del Papel
Formula Química:	CaO	Tratamiento de Aguas	Industria del Cuero
		Tratamiento de Efluentes	Industria Alimenticia

Identificación del fabricante		Datos de contacto	
Suministrador:	CEFAS S.A.	Teléfono (C.A.C.):	(+5411) 4124-9900
Domicilio:	Adolfo Aslina 1450 7º piso	Mail de contacto:	cac@cefas.com.ar
Localidad:	CP1088. Cap. Fed.	Página Web:	www.cefas.com.ar

II. Composición e información sobre componentes.

Nombre Químico:	Oxido de Calcio	Nº de CAS	1305-78-8
Principal Componente:	CaO	Peso molecular:	56,08

III. Identificación de Peligros.

Efectos adversos sobre la salud humana:

Piel:	Irritación severa, eventualmente causar erupciones y quemaduras.
Ojos:	Quemadura violenta, irritación severa, produciendo lesiones severas en función de la exposición.
Ingestión:	Su poder cáustico, puede generar quemaduras en boca, esófago, irritación de estomago, nauseas.
Inhalación:	Irritación en senos nasales, produciendo lesiones severas en función de la exposición. Congestión respiratoria pulmonar.

Efectos adversos sobre el medioambiente:

Medio Ambiente:	No representa riesgo al medio ambiente. La cal viva clásica es degradable en el tiempo, con la presencia de humedad y absorción del anhídrido carbónico se transforma en carbonato de calcio utilizado para la estabilización de suelos arcillosos.
Otras Informaciones:	No clasificado como Peligroso para la distribución y transporte HMR (Hazardous Materials Regulations (USA)). En contacto con el agua libera importantes cantidades de calor aumentando su volumen en 2,5 veces. Precaución de contacto con el agua para evitar rotura de envases.

IV. Primeros Auxilios.

Piel:		En caso de producirse exposición en los ojos, lavar párpados y ojos, con abundante cantidad de agua fría directa de la canilla. De persistir la irritación, o de quedar cal sin remover, lavar con una solución diluida de vinagre común y cubrirlos con un vendaje estéril.
-------	--	--

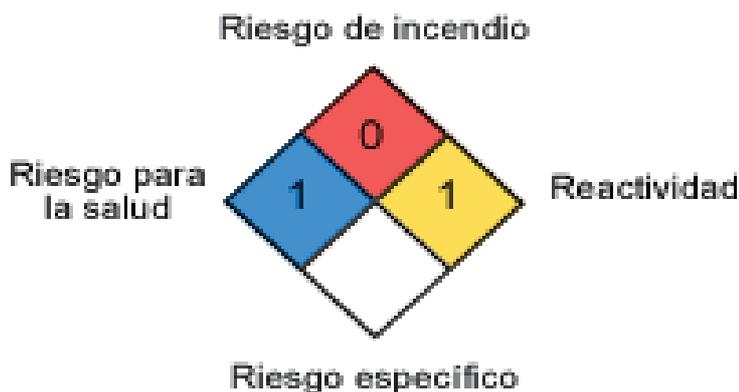
Ojos:		Si la piel estuvo expuesta a la cal, lavar con abundante agua fría. De persistir la irritación, o de quedar cal sin remover, lavar con una solución diluida de vinagre común y cubrirlos con un vendaje estéril.
Ingestión:		En caso de ingestión, tomar inmediatamente abundante agua para diluirla en el interior del organismo, y si es posible, ingerir además una solución diluida de vinagre común para una mejor y más rápida reacción. IMPORTANTE: No inducir al vomito.
Inhalación:		Si se ha producido la inhalación, trasladar a la persona de inmediato al exterior, donde pueda respirar aire puro o suministrar oxígeno si fuera necesario. En casos más graves como asfixia, solicitar inmediatamente el traslado a un centro asistencial.

V. Medidas contra incendio.

Identificación de riesgos:	
Riesgo Especifico:	No posee riesgo de incendio / explosión.
Riesgo General:	Evitar inhalar el polvo.
Producto combustión:	Ninguno.

SALUD
4 - Mortal
3 - Peligro Extremo
2 - Peligro Moderado
1 - Poco Peligroso
0 - Material Normal

PELIGRO ESPECIFICO
Oxidante - OXY
Ácido - ACID
Alcalino - AIK
Corrosivo - COR
No use Agua - W
Radiación - 



PELIGRO INCENDIO
4 - Menor a 22,8 °C
3 - Menor a 37,8 °C
2 - Menor a 93,3 °C
1 - Mayor a 93,3 °C
0 - No combustible

REACTIVIDAD
4 - Altamente Explosivo
3 - Explosivo Moderado
2 - Cambio químico Violento
1 - Inestable a altas Temp.
0 - Estable

VI. Medidas en caso de derrames accidentales.

Personales:	Mantener a las personas alejadas del lugar. Evitar el contacto con piel, ojos e inhalación en forma prolongada en caso de tomar contacto directo proceder según medidas de primeros auxilios (Sección IV).
Medio ambiente:	Evitar que el derrame tome contacto con algún cauce de agua. De suceder dar aviso a la autoridad sanitaria.
Método de limpieza:	En sectores cerrados, ventilar y recuperar el producto manual o mecánicamente (Palas / Aspiración). Para la eliminación de sobrantes, incorporar agua en forma abundante hasta completar la hidratación del Oxido de Calcio, transformándose en inerte, pudiéndose incorporar al suelo. Con la incorporación del anhídrido carbónico del ambiente se convertirá en carbonato de calcio..

VII. Manipulación y Almacenamiento.

Presentación:	El producto podrá ser embolsado en bolsas de polietileno resistentes a la humedad de primer uso, y/o Bolsones de polipropileno con tratamiento por rayos UV.
Manipulación:	Utilizar los Elementos de protección personal estipulados en sección VIII. En caso de estibado, las bolsas deben colocarse en forma "trabada", en pilas que no superen la cantidad de quince (12) bolsas. Importante: para evitar la rotura de las bolsas, se recomienda NO superponer los pallets. Los bolsones deberán se manipulados por maquinarias aptas para su peso.
Almacenamiento:	Material altamente higroscopico, almacenar en áreas secas y libres de humedad. Mantener protegido de la intemperie por peligro de lluvias. Las Bolsas y los Bolsones deberán ser almacenados en depósitos o lugar fresco, ventilado y protegido de la
Temperatura:	Ambiente.

VIII. Controles de exposición / protección personal.

Parametros de Control	Limite permisible ponderado: 1,6 mg / m ³ (DS 594 del 15/09/99). Limite permisible absoluto: No tiene.
Protección respiratoria	Utilizar mascarilla con filtro de partículas de alta eficiencia. 
Protección de las manos	Guantes de nitrilo impregnado o PVC. 
Protección Ocular	Utilizar, lentes de protección a los efectos de evitar un contacto involuntario. 
Protección de la piel y el cuerpo	Utilizar ropa holgada que no deje piel al descubierto, botas de goma de caña larga, antiparras con ventilación indirecta y respirador con filtro de polvo.

IX. Propiedades Físicas y Químicas.

Estado Físico	Sólido	Color	Blanco a grisáceo
Forma	Terrones de granulometría variada	Olor:	Inodoro
Temperatura de descomposición	No aplica	Punto de Inflamación	No Inflamable
Temperatura de auto ignición	No aplica	Propiedades de explosión	En contacto directo inmediato y sin control con líquidos (Agua y Ácidos)
Punto de ebullición:	No aplica		
Punto congelamiento:	No aplica	pH (25°C):	12,45
Presión de vapor:	No aplica	Densidad (Kg/m³):	800 - 1.150
Solubilidad en agua:	0,14g / 100g a 0°C	Estado físico a 20°C:	Sólido
Incompatibilidades:	Con ácidos fuertes	Inflamabilidad:	No combustible

X. Estabilidad y reactividad.

Estabilidad:	Volumétricamente inestable. Material Anhidro, absorbe humedad y aumenta su volumen hasta 2,5 veces.
Evitar contacto:	Reacciona violentamente en contacto con ácidos fuertes, generando calor y eventual explosión si se encuentra confinado.

Descomposición:	No se descompone.
------------------------	-------------------

XI. información Toxicologica.

Toxicidad aguda	Los efectos mas nocivos son provocados por su alcalinidad. Las exposiciones a corto plazo conllevan irritación en ojos, vías respiratorias y piel. El contacto directo puede provocar quemaduras intensas. Bronquitis y neumonías solo se registran en casos muy especiales, debido a que la irritación limita la exposición.
Toxicidad crónica o a largo plazo	Exposiciones al Oxido de Calcio, de a largo plazo o reiteradas, pueden causar: Dermatitis, ulcera y perforaciones del tabique nasal, opacidades en corneas por quemaduras no tratadas oportunamente.
Efectos locales	La exposición directa representa un resultado cierto de diversos tipos de dermatitis, acompañadas por descamación de la piel y erupción vesicular.
Sensibilidad alérgica	La dermatitis generada por exposición al Oxido de Calcio generalmente desaparece al cesar la exposición. En algunos casos la dermatitis recurrente ha ocasionado incapacidad permanente a la exposición.

XII. Información ecológica.

Movilidad	No aplica
Degradabilidad	El Oxido de Calcio se degrada naturalmente, absorbiendo humedad ambiente y anhídrido carbonico, transformandose en carbonato de calcio (piedra caliza)
Bio-acumulación	El margen tolerado por es de CL50 = 160 mg / lts. en 96 horas, la sustancia no es tóxica, por un valor LC50 > 100 mg / lts.
Efectos ambientales	Dada su biodegradabilidad, el óxido de calcio no presenta efectos ambientales nocivos.

XIII. Consideraciones sobre eliminación de desechos.

Eliminación de residuos	Mediante su neutralización y/o degradación.
Eliminación de envases o embalajes.	Según corresponda podrán reutilizarse o eliminarse en rellenos sanitarios. Los envases podrán reutilizarse previo lavado con abundante agua y neutralización. Los envases de polipropileno pueden incinerarse.

XIV. información sobre transporte.

Clasificación Nacional / Internacional:	Producto no clasificado como peligroso para el transporte.
Normas: ADR (Rutas)	Producto no clasificado como peligroso para el transporte.
Normas: RID (Ferrocarril)	Producto no clasificado como peligroso para el transporte.
Normas: IMDG/GGVSea (Marítimo).	Producto no clasificado como peligroso para el transporte.
Normas: IATA-DGR (Aéreo).	Producto no clasificado como peligroso para el transporte.

XV. información reglamentaria.

R37	Irritante de las vías respiratorias.	S25	Evitar el contacto directo con los ojos.
R38	Irritante en contacto con la piel.	S26	En caso de contacto con los ojos, lavar en forma inmediatamente con agua abundante.

R41	Riesgo de lesiones oculares graves.	S37	Utilizar guantes y elem. de proteccion adecuados.
S2	Manténgase fuera del alcance de los niños.	S39	Utilizar los elementos de protección personal en ojos y rostro.

XVI. Información adicional.

Esta ficha de datos de seguridad complementa las instrucciones de uso técnico, sin sustituirlos. La información contenida en los mismos se basa en el estado de nuestro conocimiento sobre el producto, en la fecha mencionada. Esta información se brinda de buena fe y no exime al usuario de conocer y aplicar todos los conocimientos aplicables a su actividad. Será su exclusiva responsabilidad tomar todas las precauciones necesarias al usar el producto. CEFAS S.A. no se responsabiliza por daños y perjuicios que pudieran producirse a personas y/o cosas, como consecuencia y/o en conexión con el uso y manipulación de sus productos.

FICHA TECNICA CEMENTO PORTLAND TIPO V

CEMENTO ANDINO TIPO V / PÓRTLAND TIPO V



CARACTERÍSTICAS:

- Cemento Pórtland tipo V
- Cumple con la Norma Técnica Peruana (NTP) 334.009 y la Norma Técnica Americana ASTM C – 150.
- Producto obtenido de la molienda conjunta de clínker tipo V y yeso.
- Bajo contenido de álcalis (*)

USOS Y APLICACIONES:

Estructuras, canales, alcantarillado en contacto con suelos ácidos y/o aguas subterráneas, de exposición severa del orden de 1,500 a 10,000 ppm de sulfatos solubles de agua. También se usa en obras portuarias expuestas a la acción de aguas marinas, sobre suelos salinos y húmedos, en piscinas y acueductos, tubos de alcantarillados, canales y edificios que deberán soportar ciertos ataques químicos.

(*) Los cementos con bajo contenido de álcalis (BA), protegen los concretos preparados con agregados que por acción del álcalis pueden tener una reacción destructiva. Todos nuestros cementos cumplen ampliamente con los requisitos físicos y químicos generales y opcionales de las Normas Técnicas ASTM y NTP de Indecopi.

RECOMENDACIONES:

- Como en todo cemento, se debe respetar la relación agua/cemento (a/c) a fin de obtener un buen desarrollo de resistencias, trabajabilidad y performance del cemento.
- Es importante utilizar agregados de buena calidad. Si estos están húmedos es recomendable dosificar menor cantidad de agua para mantener las proporciones correctas.
- Como todo concreto, se recomienda realizar el curado con agua a fin de lograr un buen desarrollo de resistencia y acabado final.
- Para asegurar una conservación del cemento se recomienda almacenar las bolsas bajo techo, separadas de paredes o pisos y protegidas del aire húmedo.
- Evitar almacenar en pilas de más de 10 bolsas para evitar la compactación.

PRESENTACIÓN:

Bolsas de 42.5 kg (4 pliegos - 3 de papel + 1 film plástico) y a granel (a despacharse en camiones bombonas).

UNACEM
CONSTRUYENDO OPORTUNIDADES



EMPRESA
SOCIALMENTE
RESPONSABLE



WE SUPPORT



MSDS CEMENTO PORTLAND TIPO V



MSDS – Hoja de Datos de Seguridad del Material CEMENTO PORTLAND

Sección 1: Identificación de la sustancia

Nombre: Cemento Portland
Sinónimos: Cemento Tipo I, II o V; Cemento Portland Tipo I, II o V; Cemento SOL; Cemento Andino Tipo I, Cemento Andino tipo V.
Fabricante: UNACEM S.A.A. (Unión Andina de Cementos S.A.A.)
Dirección: Av. Atocongo 2440, Villa María del Triunfo – Lima - Perú – América del Sur
Teléfono para informes: (511) 217-0200
Teléfono de emergencias: (511) 217-0221 01-4110000 anexo 2248/2249 (Oficina Lima) 01-4110000 anexo 1225 (Planta Condorcocha)
Fecha de elaboración / revisión de la MSDS: 16/01/2019
Apariencia: Polvo gris verdusco, resulta de la mezcla de Clinker finamente molido con yeso y otros componentes. Se comercializa a granel, en bolsas de 1.5 Ton y 42.5 Kg.
Nota: Esta MSDS cubre varios productos, los componentes individuales varían.

Sección 2: Composición / información de ingredientes

Compuesto	N° CAS	Porcentaje en Peso	Fórmula Química
Silicato Tricálcico	12168-85-3	máx. 62%	3CaO.SiO ₂
Silicato Dicálcico	10034-77-2	máx. 24%	2CaO.SiO ₂
Aluminato Tricálcico	12042-78-3	máx. 12%	3CaO.Al ₂ O ₃
Ferroaluminato tetra cálcico	12068-35-8	máx. 15%	4CaO.Al ₂ O ₃ .Fe ₂ O ₃
Yeso	13397-24-5	máx. 6%	CaSO ₄ .2H ₂ O
Caliza	1317-65-3	máx. 5%	CaCO ₃

Ingredientes minoritarios: Durante su análisis químico pueden detectarse mínimas cantidades de sustancias químicas naturales. Estos pueden estar hasta un máximo de 1.5% de residuos insolubles, algunos de los cuales pueden ser sílice cristalina libre; óxido de cal como la cal libre o cal viva, óxido de magnesio y cantidades mínimas de sales de sulfato de sodio y sulfato de potasio.

El cemento reacciona con el agua durante la preparación de morteros, concreto o cuando este es humedecido; el cual produce una solución alcalina básica.

Sección 3: Identificación de los peligros

Es un polvo gris que presenta riesgos dependiendo del tiempo de exposición, tiempos breves no causan daños graves. La exposición con mezclas de cemento humedecido puede causar graves daños a los tejidos (piel u ojos) en forma de quemaduras químicas o una reacción alérgica.

Posibles efectos sobre la salud.

- **Contacto con los ojos:** La exposición a partículas de polvo puede causar irritación inmediata o tardía o inflamación. El contacto ocular con grandes cantidades de polvo seco o salpicaduras de cemento húmedo pueden causar irritación ocular moderada, quemaduras químicas y en extremo ceguera. Tales exposiciones requieren primeros auxilios y atención médica inmediata.

- **Contacto con la piel:** De acuerdo al tiempo de exposición puede producir alergias e irritación. Procurar minimizar el contacto para evitar lesiones en la piel, especialmente con cemento húmedo. Pueden presentarse efectos hasta horas después de terminado la exposición. Evitar dejar que el cemento humedecido se seque sobre la piel esta condición puede causar sequedad e irritación leve. Exposiciones severas de contacto entre la piel humedad y el cemento húmedo puede causar engrosamiento, grietas o fisuras en la piel. El contacto prolongado con la piel puede causar daño severo en forma de quemaduras químicas (cáustica).

- **Ingestión:** No existe información de las cantidades mínimas que puedan ser perjudiciales, cantidades mayores pueden ser nocivas; causar quemaduras en la tráquea y sistema digestivo.

- **Inhalación:** La exposición prolongada al polvo de cemento puede causar afecciones pulmonares; irritación de las mucosas de la nariz, garganta y sistema respiratorio superior.



Sección 4: Medidas de primeros auxilios

En caso de inhalación: Retirar a la persona afectada a un área ventilada; en caso sea necesario suministrar oxígeno. Si las molestias continúan consultar a un médico.

En caso de contacto con los ojos: Lave 15 minutos con agua, incluso debajo de los párpados, si la persona afectada tiene lentes de contacto, retírelos con cuidado. Si las molestias continúan consultar a un médico oftalmólogo.

En caso de contacto con la piel: Retire ropa contaminada, lavar con agua y jabón neutro. En caso de irritación severa o erupción cutánea, consultar a un médico.

En caso de ingestión: No induzca el vómito, si está consciente suministrar al paciente bastante agua y busque inmediatamente a un médico.

Nota: Los trabajadores que den los primeros auxilios, deben evitar entrar en contacto con el Cemento Portland húmedo o mezclas húmedas que lo contengan.

Sección 5: Medidas en caso de incendio

El Cemento Portland no es inflamable, no es explosivo, no facilita ni alimenta la combustión de otros materiales, en caso de incendio absorbe calor. Utilizar medios de extinción apropiados para el fuego circundante. El uso de equipo de protección especial para el personal de lucha contra incendios, estará en función a los materiales circundantes que se encuentren involucrados en un incendio.

Aunque el Cemento Portland no presente riesgo de combustión, un equipo autónomo de respiración independiente del entorno debe ser usado para limitar la exposición en caso de incendio en el entorno.

Nota: El uso de agua sobre el Cemento Portland producirá una sustancia alcalina.

Sección 6: Medidas en caso de vertidos accidentales

Medidas de precaución respecto al personal:

Eliminar la fuente de la fuga o derrame, confinar y aislar el derrame. Use métodos secos de limpieza para evitar dispersar el polvo en el Evitar su inhalación o contacto con la piel. Usar equipo de protección respiratorio para material particulado.

Medidas de precaución respecto al medio ambiente:

No verter el material en desagües, sumideros y corrientes de agua, depositar en lugares apropiados según la legislación.

Procedimientos de recojo/limpieza:

En lo posible recoger el material en seco, evitando formar nubes o polvo que pueda ser transportado por el aire y proceder a eliminar residuos.

Sección 7: Almacenamiento – Manipuleo

Almacenar en lugar seco y fresco; evitar que se junte con agua, en contacto con el agua se solidifica y puede producir una reacción exotérmica y solución básica.

El almacenamiento de bolsas de 1.5 Ton, debe realizarse sobre parihuelas y en una altura no mayor a 2 bolsas, para evitar su compactación.

El almacenamiento de bolsas de 42.5 Kg, debe realizarse sobre parihuelas y en rumas de no más de 10 bolsas, para evitar su compactación.

El Cemento Portland puede acumularse o adherirse a las paredes de los espacios confinados, pudiendo soltarse, derrumbarse o caer inesperadamente. Para prevenir el riesgo de enterramiento o de asfixia no entrar en espacios confinados como silos, contenedores, cubas u otros recipientes que se utilicen para almacenar o contengan Cemento Portland sin adoptar las medidas de seguridad apropiadas. Cuando el almacenamiento es en forma de acopio se pueden formar paredes o taludes inestables que generan un riesgo de derrumbe.

Para el manipuleo del Cemento Portland, siga las recomendaciones establecidas en la sección 6 y 8.

Sección 8: Controles de exposición y protección personal

Los límites permisibles con respecto a contaminantes químicos están establecidos por el DS-015-2005-SA Reglamento sobre Valores Límite Permisibles para Agentes Químicos en el Ambiente de Trabajo, que establecen los valores límites permisibles de exposición diaria, los cuales son:

Partículas no clasificadas de otra forma:

TWA Fracción inhalable: 10 mg/m³

TWA Fracción respirable: 3 mg/m³

General: No comer, beber o fumar durante la realización de trabajos con Cemento Portland, para evitar que entre en contacto con la piel o la boca. Una vez finalizados los trabajos con Cemento Portland o materiales que lo contengan, los trabajadores deben lavarse o ducharse o aplicarse cremas hidratantes inmediatamente. Quitarse cualquier prenda manchada (ropa, calzado, relojes, etc.) y limpiarla antes de volver a utilizarla.

Protección Respiratoria: Utilice un respirador con filtros aprobados por NIOSH con un nivel de protección N95 como mínimo, ante altas concentraciones utilice un equipo de protección respiratoria auto contenido (SCBA).

Protección Cutánea: Use guantes de nitrilo para las manos y mameluco de mangas largas para exposiciones largas o derrames severos. Existen diferencias en el cuidado de la piel con respecto al uso de cremas o hidratantes, no es inmediatamente necesaria al terminar los trabajos si el contacto no ha producido irritación o resecaamiento de la piel.



Se debe tener especial cuidado para evitar que el Cemento Portland entre en el calzado de seguridad. Si se requiere trabajar sobre mezclas húmedas que contengan Cemento Portland, utilice botas de jebes.

Protección de los Ojos: Utilizar lentes de seguridad con certificación ANSI. No usar lentes de contacto.

Sección 9: Propiedades físicas y químicas

Apariencia física: Sólido, polvo finamente molido	PH (en agua): 12 a 13
Color: Gris verdusco	Punto de congelación: Ninguno, sólido
Olor: Ninguno	Viscosidad: Ninguna, sólido
Peso específico: 3.12 a 3.15	Solubilidad en agua: Leve (0.1 – 1.0%)

Sección 10: Estabilidad y reactividad

Estabilidad:

En condiciones normales es estable.

Condiciones a evitar:

Contacto con agua y humedad. El cemento reacciona lentamente con el agua, formando compuestos hidratados, liberando calor y produciendo una fuerte solución alcalina. Evitar el contacto prolongado con la atmósfera para evitar que se produzca hidratación que puede alterar la calidad del producto.

Incompatibilidad:

El cemento es alcalino por lo cual evitar contacto con ácidos, sales de amonio y aluminio metálico.

Descomposición peligrosa:

No ocurre.

Polimerización:

No ocurre.

Sección 11: Información toxicológica

La información sobre efectos en la salud de las personas está descrita en las secciones III, IV y VIII de esta hoja de seguridad de materiales.

Información complementaria:

Este producto debe manejarse con las precauciones apropiadas para los productos químicos.

Sección 12: Información ecológica

Biodegradabilidad:

Los métodos para la determinación de la Biodegradabilidad no son aplicables para sustancias inorgánicas.

Efectos ecotóxicos y biológicos:

No hay efectos reconocidos en planta y animales.

Sección 13: Información sobre desechos

Eliminar los residuos de Cemento Portland en botaderos autorizados como residuos de construcción o de desmonte. Los recipientes en desuso, considerarlos residuos no peligrosos, su disposición se debe realizar en rellenos autorizados.

Sección 14: Información sobre transporte

Descripción de material peligroso: No aplica.

Clase de peligro: No requerida.

Clase de identificación: No requerida.

Texto en la Etiqueta: No requerida.

Substancias peligrosas: No aplica.

El Cemento Portland, no está clasificado como material peligroso bajo la normativa peruana, ni los reglamentos del DOT estadounidense, ni del TDG canadiense.

Sección 15: Información reglamentaria

Ley 28256, Ley que regula el transporte de materiales y residuos peligrosos: El Cemento Portland o Cemento IP, no es considerado un Material Peligroso.

Sección 16: Información adicional



La información proporcionada en esta hoja de datos de seguridad de materiales es un resumen práctico de los peligros al usar o manipular el Cemento Portland, la hoja no puede anticipar y proporcionar toda la información que podría ser necesario en cada situación. Los usuarios inexpertos deben obtener una formación adecuada antes de usar este producto.

Para utilizar el producto con seguridad se requiere que el usuario conozca que el cemento reacciona químicamente con el agua, y que algunos de los productos intermedios de esta reacción pueden causar posibles lesiones en la piel y los ojos si no se toman las medidas de seguridad descritas en esta hoja.

Los datos suministrados en esta hoja de seguridad de materiales no abordan los peligros que pueden ser planteados por otros materiales mezclados con cemento para producir productos de cemento.

Los datos suministrados en esta hoja de seguridad de materiales se basan en nuestro conocimiento actual sobre este producto y describen las medidas de seguridad en su uso y manipulación.

Cualquiera que utilice este producto, deberá inicialmente examinar todas las leyes y normas aplicables de su país/estado/región.