

ELECTRORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS, UNA REVISIÓN TÉCNICA PARA SU APLICACIÓN EN CAMPO

David A. DE LA ROSA-PÉREZ^{1*}, Ma. Maura Margarita TEUTLI-LEÓN² y Marta E. RAMÍREZ-ISLAS¹

¹ Instituto Nacional de Ecología, Dirección General del Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental, Av. San Rafael Atlixco No. 186, Edif. "W" 2do piso, Iztapalapa, D.F., México. *Autor responsable: darosa@ine.gob.mx

² Facultad de Ingeniería, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Edif. 123, Ciudad Universitaria, Av. San Claudio y Boulevard Valsequillo, Puebla, Pue., México

(Recibido octubre 2006, aceptado agosto 2007)

Palabras clave: remediación, suelos contaminados, electrorremediación, metales pesados, contaminantes orgánicos

RESUMEN

En las últimas dos décadas se ha incrementado el interés por desarrollar tecnologías que ayuden a solucionar el problema de los suelos contaminados, la mayoría de estas se han orientado hacia los procesos de remediación *in situ*, dentro de los cuales se ha propuesto a la electrorremediación por su capacidad de remover contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos. El presente artículo ofrece una revisión técnica sobre la tecnología de electrorremediación para la restauración de suelos contaminados con compuestos orgánicos e inorgánicos, se presenta el fundamento técnico, los mecanismos para remoción del contaminante, los factores principales que influyen en el proceso, las variantes electrocinéticas utilizadas para mejorar su rendimiento, así como una visión sobre su aplicación en campo.

Key words: polluted soil, remediation, electroremediation, heavy metals, organic pollutants

ABSTRACT

During the last two decades the interest for developing remediation technologies for polluted soils treatment has been increasing. Several techniques have been oriented to get *in situ* remediation, in this context electroremediation is an attractive technique due to their potential for removing both organic and inorganic pollutants. The present work is a technical review about polluted soil remediation by electroremediation, this work covers the following aspects: electrokinetics fundamentals, pollutant removal mechanisms, and an analysis of the main variables as well as their influence over the process, and improvements for increase the efficiency; also it is included a foresight of field applications.

INTRODUCCIÓN

El aprovechamiento de los recursos naturales (maderas, minerales, agua, etc.) ha sido base fundamental para el desarrollo de la humanidad. Como resultado de la tecnificación de los procesos de producción a partir de la revolución industrial (1750 d.C.), el uso de estos recursos se incrementó, y en consecuencia, también se comenzaron a generar grandes volúmenes de desechos industriales y urbanos. Estos desechos, debido al lento desarrollo y a la ineficiencia de las técnicas de manejo, han generado una gran cantidad de sitios contaminados con metales pesados, compuestos orgánicos y otros materiales peligrosos (Virkyute *et al.* 2002).

En las últimas tres décadas se han desarrollado diversas tecnologías para la remediación de suelos contaminados que actualmente se aplican exitosamente. Sin embargo, a pesar de la existencia de estas tecnologías, se continúa realizando investigación orientada a mejorar la eficiencia de las ya existentes así como el desarrollo de técnicas innovadoras, por lo cual muchas de ellas se encuentran en etapa de investigación para determinar su factibilidad técnica y económica. Dentro de la diversidad de tecnologías, figuran las aplicables *in situ*, las cuales al evitar operaciones de excavación y transporte, suponen una reducción de costos y riesgos. Dentro de este grupo

de tecnologías destacan algunas como: *electrorremediación*, *arrastre de fluidos*, *extracción forzada con vapores*, *oxidación química* y *“landfarming”* (un resumen de las ventajas técnicas y aplicabilidad de estas tecnologías se presenta en el **cuadro I**). En el caso de la electroremediación, esta técnica ha demostrado su capacidad de remover algunos contaminantes orgánicos como tricloroetileno e hidrocarburos, ya sea en estudios de laboratorio, a nivel piloto y de campo, (Martínez 2001, Molina *et al.* 2004); sin embargo, su principal aplicación ha sido en suelos contaminados con metales, para remover elementos como Cr, Cd, Hg, Pb, Mn, Zn y As (Hamed *et al.* 1991, Acar *et al.* 1994, Hicks y Tondorf 1994, Reed *et al.* 1995, Acar y Alshawabkeh 1996, Cox *et al.* 1996, Hansen *et al.* 1997, Kim y Kim 2001, Suer *et al.* 2003, Pazos *et al.* 2006).

En diversos estudios de investigación la aplicación de la electroremediación ha permitido alcanzar eficiencias de remoción cercanas al 100 %, principalmente si la contaminación es causada por un solo metal ([Pb] Hamed *et al.* 1991, Reed *et al.* 1995, Acar y Alshawabkeh 1996, [Cd] Acar *et al.* 1994, Hicks y Tondorf 1994, [Hg] Cox *et al.* 1996, [Ca] Maini y Sharman 1999). En las aplicaciones en campo, los resultados han sido variables dependiendo del tipo de suelo, el tipo de contaminante y la variante tecnológica utilizada. El

CUADRO I. CUADRO COMPARATIVO DE TECNOLOGÍAS *IN SITU* PARA LA REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS

Parámetro	Electroremediación	Arrastre de fluidos	Extracción forzada con vapores	Oxidación química	“Landfarming”
Remoción de compuestos orgánicos	Ha demostrado ser eficiente para diversos compuestos orgánicos	Puede remover una cantidad limitada de compuestos orgánicos	Remueve sólo los que tengan una presión de vapor baja	No es muy efectiva para combustibles	Es muy eficiente para la mayoría de los contaminantes orgánicos
Remoción de compuestos inorgánicos	Es muy eficiente para contaminantes inorgánicos	Es eficiente, aunque puede dispersar el contaminante	No es efectiva para contaminantes inorgánicos	No suele ser efectiva para transformar el contaminante en otra forma de menor toxicidad	No es efectiva para contaminantes inorgánicos
Factibilidad de aplicación en suelos	Puede aplicarse a una gran variedad de suelos	Sólo se puede aplicar a suelos de alta permeabilidad	Sólo se puede aplicar a suelos de alta permeabilidad	Puede aplicarse a una gran variedad de suelos	Puede aplicarse a una gran variedad de suelos
Estado del suelo después del tratamiento	Dependiendo del tipo de suelo puede requerirse la regeneración (fertilización y adición de materia orgánica)	Dependiendo del tipo de suelo puede requerirse la regeneración (fertilización y adición de materia orgánica)	El suelo no requiere de acciones de regeneración	El suelo requiere de una profunda etapa de regeneración	El suelo no requiere de acciones de regeneración

presente documento tiene la finalidad de presentar una revisión técnica sobre la electrorremediación como tecnología para la restauración de suelos contaminados con compuestos orgánicos e inorgánicos. En el análisis se presentan el fundamento técnico, los mecanismos de remoción del contaminante, los factores que influyen en el proceso, las variantes utilizadas para mejorar su rendimiento, así como una visión sobre su aplicación en campo.

FUNDAMENTO DE LA TÉCNICA

La electrorremediación es una tecnología para restaurar suelos contaminados que se basa en la generación de un campo eléctrico a partir de imponer corriente directa. Para la aplicación de una diferencia de potencial, o una corriente directa, se requiere el empleo de electrodos (ánodo y cátodo), los cuales son colocados en pozos excavados en el suelo, usualmente estos se humectan con un electrolito para mejorar las condiciones de conducción del campo eléctrico. La acción del electrolito permite transportar el contaminante hacia los pozos en donde será extraído. Al contrario del arrastre de fluidos, esta técnica permite establecer una migración dirigida, la cual evita la dispersión del contaminante fuera de la zona de tratamiento.

MECANISMOS DE REMOCIÓN

Los mecanismos principales por los cuales el campo eléctrico conduce los contaminantes hacia los electrodos son: electromigración, electroósmosis y electroforesis. Siendo los dos primeros los que ejercen la mayor influencia en el transporte del contaminante. A continuación se describe cada uno.

Electromigración. Es un fenómeno en el cual los iones en solución y los coloides que tienen carga eléctrica se mueven a través del campo eléctrico con una velocidad que es proporcional al producto de la fuerza del campo eléctrico y la movilidad del ión o partícula, un esquema se presenta en la **figura 1**. La ecuación básica que describe la electromigración de iones a través de un capilar es:

$$u_m = vE$$

Donde

$$u_m = \text{la velocidad de un ión [m s}^{-1}\text{]}$$

$v = \text{movilidad iónica [m}^2 \text{s}^{-1} \text{V}^{-1}\text{]}$

$E = \text{fuerza del campo eléctrico (negativo de la diferencia de potencial), V m}^{-1}\text{]}$

Típicamente, los valores de movilidad en suelos se encuentran alrededor de $3 \times 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1} \text{ V}^{-1}$ (excepto para H^+ ó OH^- , que tienen movilidad con un orden de magnitud de 10^{-7}).

Si el contaminante es un compuesto inorgánico y la fuerza iónica es grande, entonces el potencial z (ζ) es pequeño y por lo tanto los fenómenos de transporte son conducidos principalmente por electromigración (Yeung 1990, Baraud *et al.* 1997).

Electroósmosis. Es un fenómeno de transporte en el cual el líquido saturante junto con las sustancias que se suspenden en él (coloides con y sin carga eléctrica), fluyen hacia uno de los electrodos (normalmente hacia el cátodo) (Virkyute *et al.* 2002), un esquema se muestra en la **figura 2**. La tasa de este flujo es proporcional al producto de la fuerza del campo eléctrico aplicado y al potencial ζ de la interfase sólido-líquido. El valor del potencial ζ es función de las propiedades del suelo, así como de la fuerza iónica y el pH del electrolito (Yeung 1990). Por ejemplo, con un gradiente de potencial eléctrico de 100 V m^{-1} , los valores típicos de potencial ζ están entre -10 y -100 mV , lo cual causa que el agua fluya hacia el cátodo a una velocidad que puede alcanzar 10 cm-día^{-1} ; bajo estas condiciones algunas pruebas de laboratorio han demostrado una eficiente remoción de compuestos orgánicos insolubles, los cuales tienen cargas iónicas parciales, por lo que las cargas iónicas totales resultan ser muy débiles y no lograrían moverse solo por electromigración (Yeung 1990, Martínez 2001).

Electroforesis. Este mecanismo se observa cuando hay partículas o coloides con carga eléctrica, de forma que los contaminantes ligados a este material particulado pueden ser transportados por el campo eléctrico (Virkyute *et al.* 2002).

En principio se espera que la aplicación de la electrorremediación en un sitio contaminado con metales sea sencilla debido al rápido transporte por electromigración y a que no es afectada por las variaciones de potencial ζ . En suelos contaminados con metales, la electromigración tiene un mayor impacto que la electroósmosis, para que un metal sea transportado por el fenómeno de electromigración debe de estar en solución y tener una carga eléctrica, la cual no debe de cambiar mientras migra hacia uno de los electrodos.

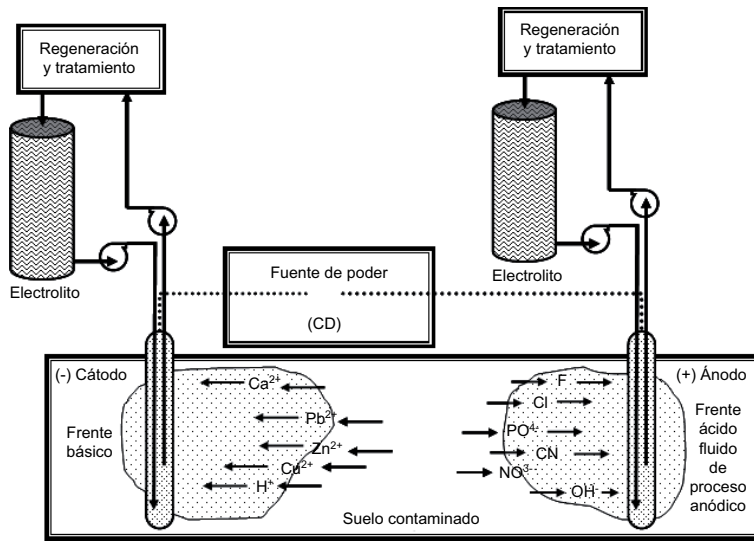


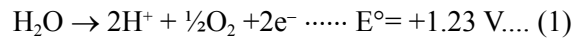
Fig. 1. Esquema básico del proceso de electroremediación, las especies iónicas migran por la acción del campo eléctrico. El frente ácido se forma en el ánodo y migra hacia el cátodo

FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE ELECTORREMEDIACIÓN

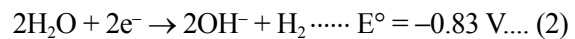
De los párrafos anteriores se podría asumir que la electroremediación es una técnica que aparenta ser sencilla, sin embargo existen varios factores fisicoquímicos que influyen en el transporte de los contaminantes, y por ende en una efectiva remediación del suelo contaminado; los factores de mayor importancia se explican a continuación.

pH. Los cambios de pH promueven reacciones de los metales con otras sustancias que se encuentran en el suelo de forma natural, este factor regula la movilidad de los contaminantes en el proceso de electroremediación (Acar y Alshwabken 1993, Hicks y Tondorf 1994, Virkutyte *et al.* 2002). La hidrólisis del agua produce una disociación que genera

iones hidrógeno (H⁺) en el ánodo e iones hidroxilo (-OH) en el cátodo, liberando oxígeno e hidrógeno respectivamente (Ec. 1 y 2).



Reacción de hidrólisis que genera iones de hidrógeno en el ánodo



Reacción de hidrólisis que genera iones hidroxilo en el cátodo

E^o = diferencia de potencial en el electrodo.

La disociación genera un pH ácido cerca del ánodo y alcalino cerca del cátodo. Debido a la mayor

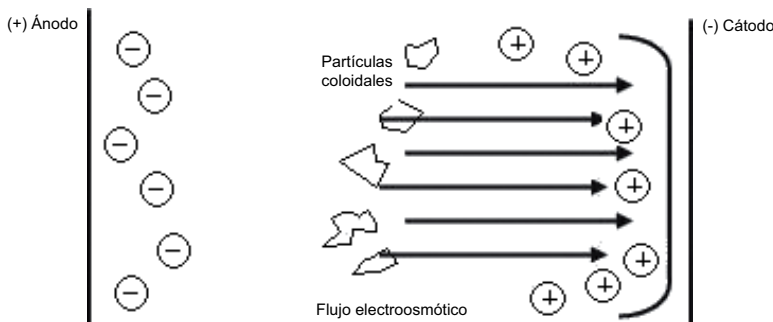


Fig. 2. Esquema básico del fenómeno de electroósmosis, las especies iónicas migran por la acción del campo eléctrico, las partículas en suspensión migran junto con el electrolito hacia uno de los polos eléctricos

movilidad del ión H^+ sobre el ión OH^- , el frente ácido viaja con mayor velocidad y por lo tanto el flujo electroosmótico se dirige preferencialmente hacia el cátodo. En el caso de existir metales adsorbidos, estos son solubilizados por el frente ácido y transportados hacia el cátodo (Acar *et al.* 1991). Cuando no se aplica lavado en los pozos, el frente alcalino penetrará a una velocidad menor a la del frente ácido y cuando ambos frentes se encuentran se genera una zona en donde el pH cambia bruscamente (zona de transición), dando como resultado una frontera con un marcado cambio de pH (de 2 a 13 en menos de 0.5 cm), en esta zona los contaminantes se acumulan debido a que frecuentemente precipitan como hidróxidos metálicos (Hamed *et al.* 1991, Acar *et al.* 1994, Eykholt y Daniel 1994, Hicks y Tondorf 1994). Después de un tiempo, se observa que el suelo se acidifica, excepto en la región cercana al cátodo. Existiendo algunas excepciones cuando: (i) el suelo es muy alcalino, (ii) cuando existen sustancias amortiguadoras como fosfatos y carbonatos (Reddy *et al.* 1997), y (iii) cuando los electrodos están hechos de materiales reactivos (electrodos de hierro) (Haran *et al.* 1996). Una remoción exitosa dependerá de mantener el contaminante inorgánico en solución evitando los cambios súbitos de pH; en el caso de algunos contaminantes orgánicos (como ácidos y fenoles, entre otros) las condiciones óptimas de remoción serán aquellas en las que el pH logra desplazar el equilibrio de disociación de la sustancia hacia la forma disociada (Shapiro y Probstein 1993).

Contenido de agua. El movimiento del electrolito por electroósmosis es función del contenido de agua; por lo tanto, el grado de saturación del suelo es un factor indispensable para llevar a cabo el proceso electrocinético. Una distribución irregular de humedad en el suelo contaminado puede observarse durante la electrorremediación, ya que el electrolito se mueve hacia uno de los electrodos, incrementando la humedad en este y disminuyéndola en el electrodo contrario. Esta disminución está asociada con el desarrollo de poros de presión negativos, variaciones en el pH y por lo tanto en la fuerza del campo eléctrico, lo cual resulta en tasas de flujo electroosmótico irregulares (Lindgren *et al.* 1994, Laursen, 1997). Por tanto es necesario mantener una humedad adecuada agregando electrolito a la misma tasa electroosmótica a la que es drenado del sistema. Por otro lado, un contenido bajo de agua puede generar la sequedad del suelo, debido a efectos de calentamiento o al desarrollo de algunas reacciones químicas exotérmicas (Shapiro y Probstein 1993).

Conductividad eléctrica. La conductividad eléctrica es diferente para cada tipo de suelo, está definida como la capacidad de un medio o espacio físico de permitir el paso de la corriente eléctrica. Para conocer la conductividad eléctrica de un suelo, es necesario ponerlo en suspensión acuosa y medirla con un conductímetro. La medida obtenida (siemens) es el inverso de la resistencia a la conducción por centímetro de material, la cual tiene una relación empírica con la concentración de iones capaces de conducir la electricidad en solución acuosa ($1\mu S/cm \approx 0.52$ a 0.64 ppm de sales, ASTM 1994). En electrorremediación, los cambios de pH del suelo modifican la conductividad global del medio por lo que se forman perfiles de voltaje. En algunos experimentos con suelos industriales contaminados, la conductividad del suelo se incrementa con el tiempo, debido a la penetración de los frentes ácido y alcalino, así como por la solubilización de las especies iónicas ya sea como resultado de los cambios de pH (Acar y Alshawabken 1996) o por un aumento de temperatura (Lageman *et al.* 1989, Ho *et al.* 1997).

Potencial zeta (ζ). Es la medida que determina la carga de un coloide (volts), en función de la superficie cargada y la naturaleza y composición del medio en el que está suspendido; las sales iónicas que pueden solubilizarse totalmente en medios acuosos no pueden ser clasificadas como coloides ya que se encuentran en la fase continua y por lo tanto su ζ es muy pequeño. En la mayoría de los suelos el potencial ζ es negativo debido a que la superficie del suelo generalmente tiene carga negativa. Con el incremento de la acidez ζ disminuye su negatividad y, en algunos casos, pueda alcanzar valores positivos (Lorenz 1969). Estos cambios afectan la velocidad del flujo electroosmótico, ya que se ha observado que la tasa de flujo decrece cuando el pH del electrolito se acerca a la neutralidad o se incrementa la alcalinidad (Shapiro y Probstein 1993, Hamed y Bharda 1997). En trabajos donde se incluye una descripción del efecto del pH sobre el potencial ζ se utilizó kaolinita contaminada artificialmente; sin embargo no todas las arcillas se comportan igual, por ejemplo los suelos ilíticos y bentónicos no muestran efectos derivados de los cambios en las concentraciones iónicas del fluido saturante (Gray y Mitchel 1967).

Naturaleza y química del suelo. La electrorremediación se ha probado exitosamente en ensayos de laboratorio con suelos de granulometría muy fina (limos y arcillas) y baja permeabilidad. También puede ser aplicada en suelos arenosos, siempre y

cuando exista un horizonte impermeable debajo del suelo contaminado, el cual impedirá que el electro-lito drene a estratos más profundos (Virkytyte *et al.* 2002). En la cinética de remoción del contaminante influyen las siguientes características del suelo: la capacidad de adsorción, intercambio iónico y de amortiguamiento del pH; en el caso de suelos arcillosos y limosos, estos ofrecen mayor superficie de contacto, por lo que los metales y sustancias iónicas (sulfato, nitrato, amonio) pueden ser adsorbidos con mayor facilidad en sus superficies, lo cual dificulta su remoción (Ravera *et al.* 2006). Por otro lado, la mayoría de las arcillas exhiben carga superficial negativa y retienen por atracción iónica la mayoría de los contaminantes metálicos (Sposito 1989). En otros trabajos se ha considerado la cantidad de materia orgánica (Cox *et al.* 1996) y la concentración de óxidos de hierro (Reddy *et al.* 1997). Un suelo tratado por electrorremediación puede exhibir cambios en su granulometría, contenido de materia orgánica, cantidad de sales solubles, conductividad eléctrica. Un suelo electrorremediado generalmente tiende a acidificarse y a disminuir o perder su contenido de sales inorgánicas como nitrato, fosfato y sulfato, por lo que se pudiera reducir o nulificar su fertilidad. Por esta razón, y dependiendo del uso de suelo, se puede recomendar su regeneración ya sea por fertilización o mejoramiento con materia orgánica o composta.

Naturaleza del contaminante. La especie química de los contaminantes es un factor que influye fuertemente sobre la eficiencia de la técnica. Los contaminantes pueden existir como sólidos precipitados, solutos disueltos, adsorbidos a partículas del suelo o sorbidos en materia orgánica. En la actualidad las especies químicas son evaluadas por extracción secuencial o lixiviación selectiva y se ha demostrado que las formas intercambiables migran con mayor rapidez que las absorbidas en la materia orgánica o en la fracción residual (Suer *et al.* 2003, Kim y Kim 2001, Reddy *et al.* 2001, Turer y Genc 2005).

Naturaleza y arreglo de los electrodos. Con la finalidad de evitar introducir contaminantes en el sistema, para la fabricación de los electrodos generalmente se eligen materiales inertes como titanio con cubierta electrocatalítica de varios óxidos; sin embargo, también pueden elegirse materiales reactivos como el hierro o el grafito (Haran *et al.* 1996, Ho *et al.* 1999). La estructura de los electrodos debe ser porosa para establecer un buen contacto con los electrolitos y para poder liberar los gases producidos por la electrólisis del agua. El tamaño, forma y arreglo de los elec-

trodos, así como la distancia entre ellos afectan las tasas de remoción de contaminantes, Alshwabken *et al.* (1999a, 1999b) han modelado arreglos monodimensionales (un par de electrodos) y arreglos bidimensionales (varios electrodos); sin embargo, al ser la electrorremediación un sistema multivariable, no se han encontrado estrategias universales para aplicarse a gran escala. La principal limitación en la elección del tipo de electrodos es el costo, seguido de la facilidad de fabricación y su robustez, sin embargo los estudios previos a la remediación a gran escala son determinantes en la selección y viabilidad del tipo de material a utilizar.

MEJORAMIENTO DE LA TÉCNICA

Como se mencionó anteriormente las eficiencias alcanzadas en sistemas monodimensionales, probados con suelos contaminados intencionalmente con un solo elemento, son cercanas al 100 %. Sin embargo de manera general las pruebas monodimensionales realizadas con muestras de campo, en las cuales existe una gran diversidad de elementos, presentan problemas para alcanzar eficiencias superiores al 30 % (Ravera *et al.* 2006, Pazos *et al.* 2006). Con la finalidad de poder controlar y mejorar la remoción de los contaminantes orgánicos e inorgánicos, se han propuesto algunas variantes a la técnica:

Inversión periódica de la polaridad de los electrodos. Esta variante incrementa la uniformidad de condiciones del suelo (pH, conductividad, etc.) y evita que los contaminantes se acumulen tanto en la periferia de los electrodos, como en la zona de transición, en donde los metales tienden a precipitarse. Esta variante no incrementa de manera significativa el tiempo del tratamiento, sin embargo ayuda a mejorar la eficiencia de remoción hasta porcentajes superiores al 90 % (Wan y Mitchel 1976, Pazos *et al.* 2006).

Remoción mejorada. Esta técnica implica mantener soluble el contaminante mediante aditivos y la selección del agente químico debe considerar el tipo de contaminante y las condiciones del suelo. Se pueden adicionar ácidos para desorber metales, sin embargo no es recomendable utilizar ácidos fuertes porque se modificaría la composición original del suelo (principalmente el contenido de materia orgánica). Para despolarizar la reacción en el cátodo y evitar el cambio súbito de pH se ha probado con éxito el uso de ácido acético (Acar y Alshwabken 1993, Puppala *et al.* 1997). Cuando el suelo presenta carbonatos,

fosfatos, hidróxidos y sulfuros, ya sea en depósitos o en concentraciones elevadas, se requieren mayores tiempos de remediación o la adición de grandes cantidades de agentes mejoradores. Algunos estudios han adicionado ácido etileno diaminotetra acético (EDTA) al compartimiento del cátodo para mejorar la remoción de metales, la eficiencia de remoción con esta variante es cercana al 100 % (Reed *et al.* 1995, Wong *et al.* 1997, Amrate y Akretche 2005).

Procesos híbridos. Los procesos híbridos combinan la técnica de electrorremediación con alguna otra variante tecnológica buscando mejorar o complementar la capacidad de remoción.

- i. **Tratamiento acústico:** se puede aplicar tanto un campo eléctrico de corriente directa, como un campo acústico de ultra sonido. Esta variante se ha probado para remover zinc y cadmio de suelos arcillosos (Muralidhara *et al.* 1990). En este caso el ultrasonido ayuda a desorber los contaminantes de las partículas del suelo a través de la vibración provocada por las ondas sonoras.
- ii. **Biorremediación:** a esta técnica se le ha llamado bioelectrocínética. Se combina la aplicación de la corriente eléctrica directa con alguna de las técnicas de biorremediación. Se busca estimular la biodegradación de contaminantes orgánicos al introducir nutrientes y bacterias dentro del suelo, de manera que el campo eléctrico desorbe los contaminantes incrementando su disponibilidad para que los microorganismos los incorporen a su metabolismo, o bien sean estabilizados como resultado de reacciones químicas entre el contaminante y productos metabólicos como el sulfuro y metales divalentes (Maini y Sharman 1999, Gent y Bricka 2001). Esta modificación ha sido probada con moléculas orgánicas sintéticas como TNT, BPC y pesticidas, entre algunos otros (Marks *et al.* 1994) y metales pesados como cobre (Maini y Sharman 1999). En este grupo se encuentran los procesos de “lasagna”, en los cuales se intercalan estratos de materia orgánica para absorber los contaminantes que se liberaron del suelo y que migran por acción del campo eléctrico. Una vez que los contaminantes (generalmente orgánicos) se encuentran en la zona de materia orgánica, se inicia la biodegradación de los mismos en esta zona.
- iii. **Electrodiálisis:** esta técnica remueve parcialmente contaminantes inorgánicos. Consiste en utilizar membranas selectivas en los pozos electrolíticos, de forma que los metales no puedan dispersarse en el suelo nuevamente si existieran interrupciones en la energía que genera el campo eléctrico. Hansen *et*

al. 1997 utilizaron esta técnica en suelos contaminados con cobre empleando membranas selectivas de iones en el cátodo para prevenir la migración del metales recuperados (Cu^{2+}).

- iv. **Fitorremediación:** el campo eléctrico hace migrar los contaminantes a través de una zona cultivada con especies vegetales capaces de transformar o integrar el contaminante a su fisiología (Huang *et al.* 1997, O'Connor *et al.* 2003). En este caso la eficiencia de la técnica no mejora significativamente y se incrementa el tiempo del tratamiento al buscar la especie adecuada, realizar la siembra y esperar a que la planta transforme e incorpore el contaminante.

APLICACIÓN EN CAMPO

Desde 1987 en los Estados Unidos de Norteamérica (EUA) se han aplicado técnicas de electrorremediación a nivel comercial para restaurar suelos contaminados con compuestos orgánicos e inorgánicos (residuos peligrosos y radioactivos, metales, solventes, entre otros), así mismo se han realizado demostraciones a nivel piloto y de campo para determinar la efectividad de la técnica (USEPA 1995, 1997). Actualmente, en los EUA y en Europa existen compañías que ofrecen la remediación electrocínética dentro de su portafolio de tecnologías. Dentro de estas compañías de servicio de remediación de suelos contaminados se encuentran Electrokinetics Inc, Geokinetics International Inc. y Battelle Memorial Institute, entre otros. De estas compañías Geokinetics Internacional reporta (USEPA 1997) que ha efectuado proyectos de remediación de sitios contaminados utilizando la electrorremediación como base tecnológica, la totalidad de los proyectos está orientada a la remediación de sitios contaminados con metales.

En los siguientes ejemplos se muestra el potencial de la tecnología de electrorremediación para remover diversos tipos de contaminantes:

- En 1995 Geokinetics International Inc. reportó la remediación de un sitio de 213 m² y 1 m de profundidad, contaminado con Cd, Cu, Ni, Pb, y Zn, en 18 meses de electrorremediación, obteniendo eficiencias diferenciadas para cada elemento (desde 75 % para el cobre hasta 99 % para el plomo) con un costo desde 300 hasta 500 dólares por yarda cúbica (USEPA 1995).
- En 1996 se realizó una demostración de extracción de plomo de un campo de pruebas balísticas de la armada norteamericana. Los resultados mostraron una disminución del nivel de contaminación de

4500 mg/Kg a menos de 300 mg/Kg de plomo en 30 semanas de operación (USAEC 1997).

- En 1997 la empresa Environmental & Technology Services reportó la remediación de un sitio de 3700 m² y 21 m de profundidad, contaminado con compuestos orgánicos volátiles, BTEX e hidrocarburos totales derivados del petróleo, en 12 meses. Se obtuvieron eficiencias mayores al 90 % con un costo entre 17 y 50 dólares por tonelada de suelo (Loo y Chilingar 1997).

Los costos asociados a la aplicación en campo de la electrorremediación dependen de factores como la cantidad de suelo a remediar, la conductividad del suelo, el tipo de contaminante, el tipo y construcción de los electrodos, la distancia entre electrodos y el diseño utilizado; sin embargo el factor que tiene un mayor impacto es el consumo de energía eléctrica. Al aplicarse corriente directa de baja intensidad, es posible utilizar acumuladores recargables por celdas fotoeléctricas para disminuir los costos de la energía utilizada (Rodríguez y Vázquez 2003). Con base en información reportada por el United States Army Environmental Center en Estados Unidos se estima que de manera general la tecnología de electrorremediación para extraer metales del suelo tiene un costo de tratamiento, de 50 dólares por metro cúbico con un consumo y costo de energía de 500 kWh/m³, considerando un costo de kilowat por hora de 0.03 dólares y una separación de electrodos entre 1 y 1.5 m (USAEC 1997).

De forma general la electrorremediación ha demostrado su aplicación exitosa en campo, aunque de manera restringida debido a que cada caso representa un reto tecnológico único, el cual deberá de ser evaluado para seleccionar las tecnologías más adecuadas para su remediación.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El concepto de electrorremediación de suelos es aparentemente simple, sin embargo, al encontrarse involucrados diversos procesos fisicoquímicos, así como características del suelo se eleva la complejidad de la técnica. Se han desarrollado técnicas mejoradas para aumentar la eficiencia de la tecnología. Las mejoras se enfocan en el control del pH para mantener los contaminantes en solución, en utilizar materiales y arreglos de electrodos adecuados para cada caso, en facilitar la desorción de los contaminantes del suelo y en el acoplamiento de biotecnologías en el caso de contaminantes orgánicos, que ayuden a la degradación de los mismos.

La electrorremediación tiene un gran potencial para descontaminar diversos tipos de suelos contaminados con compuestos orgánicos e inorgánicos en un amplio rango de concentraciones. Aunque en diversos estudios, tanto de laboratorio como de campo se han obtenido buenos resultados, todavía es necesario avanzar en las investigaciones para tener un mejor entendimiento de los fenómenos de transporte involucrados. De esta manera se podrán desarrollar en el futuro mejores técnicas híbridas que aprovechen las capacidades de la electroremediación y obtener altas eficiencias de remoción en campo.

REFERENCIAS

- Acar Y.B. y Alshawabkeh A.N. (1993). Principles of electrokinetic remediation. *Environ. Sci. Technol.* 27, 2638-2647.
- Acar Y.B. y Alshawabkeh A.N. (1996). Electrokinetic remediation 1. Pilot scale test with Pb-spiked kaolinite. *J. Geotech. Eng.* 122, 173-185.
- Acar Y.B., Gale R.J., Hamend J. y Putnam G.A. (1991). Acid/base distributions in electrokinetic soil processing. *Transport. Res. Rec.* 1288, 23-34.
- Acar Y.B., Hamed J.T., Alshawabken A.N. y Gale R.J. (1994). Removal of Cd (II) from saturated kaolinite by the application of an electrical current. *Geotech.* 44, 239-254.
- Alshawabken A.N., Gale R.J., Ozsu-Acar E. y Brika R.M. (1999a). Optimization of 2D-D electrode configuration for electrokinetic extraction. *J. Soil Contamin.* 8, 617-635.
- Alshawabken A.N., Yeung A.T. y Brika R.M. (1999b). Practical aspects for *in situ* electrokinetic extraction. *J. Environ. Eng.* 125, 27-35.
- Amrate S. y Akretche D.E. (2005). Modeling EDTA enhanced electrokinetic remediation of lead contaminated soils. *Chemosphere.* 60, 1376-1383.
- ASTM. Annual book of Standards (1994). Standard test methods for electrical conductivity and resistivity of water. American Society for testing and Materials. Method ASTM D 1125-91
- Baraud F., Tellier S. y Astruc M. (1997). Ion velocity in soil solution during electrokinetic remediation. *J. Hazard. Mater.* 56, 315-332.
- Cox C.D., Shoesmith M.A. y Ghosh M.M. (1996). Electrokinetic remediation of mercury-contaminated soil using iodine/iodide lixiviant. *Environ. Sci. Technol.* 30, 1933-1938.
- Eykholt G.R. y Daniel D.E. (1994). Impact of system chemistry on electroosmosis in contaminated soil. *J. Geotech. Eng.* 120, 797-815.

- Gent D. y Bricka M. (2001). Electrokinetic movement of biological amendments through natural soils to enhance *in-situ* bioremediation. En: *Bioremediation of Inorganic Compounds*. (A. Leeson, B.M. Peyton, y J.L. Means, Eds.) The Sixth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. San Diego, California. pp: 241-248.
- Gray D.H. y Mitchell J.K. (1967). Fundamental aspects of electroosmosis in soils. J. Soil Mechanics Found. Division, American Society of Civil Engineering. 93, 209-236.
- Hamed J., Acar Y.B. y Gale R.J. (1991). Pb(II) removal from kaolinite by electrokinetics. J. Geotech. Eng. 117, 241-271.
- Hamed J.T. y Bharda A. (1997). Influence of current density and pH on electrokinetics. J. Hazard. Mater. 55, 279-294.
- Hansen H.K., Ottosen L.M., Kliem B.K. y Villumsen, A. (1997). Electrodialytic remediation of soils polluted with Cu, Cr, Hg, Pb and Zn. J. Chem. Technol. Biotechnol. 70, 67-73.
- Haran B.S., Popov B.N., Zheng G. y White R.E. (1996). Development of a new electrochemical technique for decontamination of hexavalent chromium for low surface charged soils. Environ. Progress 15, 166-172.
- Hicks R.E. y Tondorf S. (1994). Electrorestoration of metal contaminated soils. Environ. Sci. Technol. 28, 2203-2210.
- Ho S.V., Athmer C.J., Sheridan P.W., Huges M.B., Orth R., McKenzie D., Brodsky P.H., Shapiro A., Thordon R., Salvo J., Schultz D., Landis R., Griffith R. y Shoemaker S. (1999). The Lasagna technology for *in situ* soil remediation 1. Small field test. Environ. Sci. Technol. 33, 1086-1091.
- Ho S.V., Athmer C.J., Sheridan P.W. y Shapiro A.P. (1997). Scale-up aspects of the Lasagna™ process for in situ soil decontamination. J. Hazard. Mater. 55, 39-60.
- Huang J.W., Chen J. y Cunningham S.D. (1997). Phytoextraction of lead from contaminated soils. American Chemical Society Symposium Series 664, 283-298.
- Kim S.O. y Kim K.W. (2001). Monitoring of electrokinetic removal of heavy metals in tailing-soils using sequential extraction analysis. J. Hazard. Mater. 85, 195-211.
- Lageman R., Pool W. y Seffinga G. (1989). Electro-remediation: Theory and practice. Chem. and Ind. 18, 585-590.
- Laursen S. (1997). Laboratory investigation of electroosmosis in bentonites and natural clays. Can. Geotec. J. 43, 664-671.
- Lindgren E.R., Mattson E.D. y Kosak M.W. (1994). Electrokinetic remediation of unsaturated soils. American Chemical Society Symposium Series 554, 33-50.
- Loo W.W. y Chilingar G.V. (1997). Advances in the electrokinetic treatment of hazardous waste in soil and groundwater. En: HAZMACON 97, Santa Clara, California, pp. 1-15.
- Lorenz P.B. (1969). Surface conductance and electrokinetic properties of kaolinite beds. Clays and Clay Minerals 17, 223-231.
- Maini G. y Sharman A.K. (1999). Enhanced removal of copper from contaminated silt soil using bioelectrokinetics. En: *Bioremediation of metals and inorganic compounds*. (A. Leeson y B.C. Alleman, Eds.). Battelle press, EUA, Columbus. pp. 127-137.
- Marks R.E., Acar Y.B. y Gale R.J. (1994). In situ remediation of contaminated soils containing hazardous mixed wastes by bio-electrokinetic remediation and other competitive technologies. En: *Remediation of hazardous waste contaminated soil*. (D.L Wise y D. Trantolo, Eds.) Marcel Dekker, Nueva York. pp. 405-436.
- Martínez Gilbon A.J. (2001). Electroremediación de suelos contaminados con hidrocarburos. Tesis de Licenciatura en Química. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, México D.F., 47 p.
- Molina Díaz G.E. Palestina Caliz V. y Piedras Pérez J.A. (2004). Recuperación electrocinética de hidrocarburos sorbidos en suelos contaminados. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Química. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, México D.F., 85 p.
- Muralidhara H.S., Jirgis B.F., Stulen F.B., Wickramanayake G.B., Gill A. y Hinchee R.E. (1990). Development of electro-acoustic soil decontamination process for *in-situ* applications. Report No. EPA/540/5-90/004, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- O'Connor S. C., Lepp N. W., Edwards R. y Sunderland G. (2003). The combined use of electrokinetic remediation and phytoremediation to decontaminate metal-polluted soils: a laboratory-scale feasibility study. Environ. Monit. Assess. 84, 141-158.
- Pazos M., Sanroman M.A. y Cameselle C. (2006). Improvement in electrokinetic remediation of heavy metal spiked kaolin with the polarity exchange technique. Chemosphere 62, 817-822.
- Puppala S.K., Alshawabken A.N., Acar, Y.B., Gale, R. J. y Brika M. (1997). Enhanced electrokinetic remediation on high sorption capacity soil. J. Hazard. Mater. 55, 203-220.
- Ravera M., Ciccarelli C., Gastaldi D., Rinaudo C., Castelli C. y Osella D. (2006). An experiment in the electrokinetic removal of copper from soil contaminated by the brass industry. Chemosphere 63, 950-955.
- Reed B.E., Berg M.T., Thompson J. C. y Hatfield J.H. (1995). Chemical conditioning of electrode reservoirs

- during electrokinetic soil flushing of Pb-contaminated silt loam. *J. Environ. Eng.* 121, 805-815.
- Reddy K.R., Parupudi U.S., Devulapalli S.N. y Xu C.Y. (1997). Effects of soil composition on the removal of chromium by electrokinetics. *J. Hazard. Mater.* 55, 135-158.
- Reddy K.R., Xu C.Y. y Chinthamreddy S. (2001). Assessment of electrokinetic removal of heavy metals from soils by sequential extraction analysis. *J. Hazard. Mater.* 84, 279-96.
- Rodríguez J. y Vázquez M. (2003) Evaluación de la electroremediación de andisoles contaminados, mediante el análisis de las soluciones de lavado. *Universitas Scientiarum*. 8. Disponible en Internet <http://www.javeriana.edu.co/ciencias/universitas/vol8n1/VAZQU2.html>, [consultado el 7 de julio de 2006].
- Shapiro A.P. y Probst R.F. (1993). Removal of contaminants from saturated clay by electroosmosis. *Environ. Sci. Technol.* 27, 283-291.
- Sposito G. (1989). *The chemistry of soils*. Oxford University Press, Nueva York, 304 p.
- Suer P., Gitye K. y Allard B. (2003). Speciation and transport of heavy metals and macroelements during electroremediation. *Environ. Sci. Technol.* 37, 177-181.
- Turer D. y Genc A. (2005). Assessing effect of electrode configuration on the efficiency of electrokinetic remediation by sequential extraction analysis. *J. Hazard. Mater.* 119, 167-174.
- 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-ET-CR-97013, United States Army Environmental Center pp. 87-88.
- USEPA (1995). Office of Solid Waste and Emergency Response. *In situ* Remediation Technology: Electrokinetics. EPA-542-K-94-007. United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (1997) Resource guide for electrokinetics laboratory and field processes applicable to radioactive and hazardous mixed wastes in soil and groundwater from 1992 to 1997. EPA-402-R-97-006. United States Environmental Protection Agency.
- Virkutyte J., Sillanpää M. y Latostenmaa P. (2002). Electrokinetic soil remediation - Critical overview. *The Sci. Tot. Environ.* 289, 97-121.
- Wan T. y Mitchell J.K. (1976). Electroosmotic consolidation of soils. *J. Geotech. Eng. Div.* 102(GT5), 473-491.
- Wong J.H.S., Hicks R.E. y Probst R.F. (1997). EDTA enhanced electroremediation of metal contaminated soil. *J. Hazard. Mater.* 58, 285-299.
- Yeung, A.T. (1990). Coupled flow equations for water electricity and ionic contaminants through clayey under hydraulic, electrical and chemical gradients. *J. Non-Equilibrium Thermod.* 15, 247-267.