

## Diseño a Escalas Laboratorio y Piloto de un Sistema de Remediación Electrocínética de Suelos Contaminados con Metales Pesados

Aragón C.\*, De la Torre E.\*, Guevara A.\*

\*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química y Agroindustria, Departamento de Metalurgia Extractiva  
Quito, Ecuador (carlosaragontobar@yahoo.es, alicia.guevara@epn.edu.ec)

**Resumen:** Los residuos sólidos de la minería artesanal, con elevado contenido de metales pesados, generalmente se disponen en precarias "relaveras" sin ninguna protección para los suelos vecinos. Para reducir este problema es necesario el desarrollo de técnicas de remediación "in situ" que no involucren costos excesivos para su implementación. En este trabajo se presenta al tratamiento electrocinético como una alternativa de depuración de suelos afectados por actividad minera. En este caso la aplicación de una diferencia de potencial y la inyección de soluciones humectantes en el suelo, movilizan a los metales pesados hacia los electrodos, depurando el material contaminado. En el presente trabajo se evalúa la movilización de iones (Cu, Cr, Pb y Zn) por la aplicación de un campo eléctrico de 10 V, en tres tipos de materiales: a) matriz andesítica inerte, b) suelo contaminado artificialmente con metales pesados y c) relaves mineros. Para evaluar la eficiencia del método de descontaminación se realizan ensayos variando el arreglo de la celda (con y sin pozos) y el agente humectante (soluciones de sulfato de sodio, sulfato ferroso y ácido acético) hasta que el suelo tratado cumpla con la normativa ambiental vigente. El sistema piloto móvil propuesto contará básicamente con 3 arreglos de electrodos de grafito dispuestos en pozos (que serán enterrados en las relaveras), una fuente de poder y un sistema de distribución de los agentes humectantes.

**Palabras clave:** Remediación electrocinética, migración iónica, relaves mineros, metales pesados, recuperación de pasivos ambientales.

**Abstract:** The residual material of artisanal mining that contains dissolved heavy metals is placed in "pools". That "pools" doesn't have insulation from surrounding soil. To reduce this problem it is necessary to develop an effective remediation technique that can be applied "in situ" in the tailings "pools", without generating excessive costs. This work presents the electrokinetic treatment as a decontamination alternative of soil affected by mining. Electrical current added and a solution injected into the soil, are agents that mobilize heavy metal ions at the anode or the cathode. The work includes the study of the mobilization of ions (Cu, Cr, Pb and Zn) by applying an electric field of about 10 V in three kinds of materials: a) inert matrix type andesite, b) in artificially contaminated soils with heavy metals and c) tailings of Ecuadorian mining area. To evaluate the effectiveness of the removal method some essays were performed with different arrangements of the cell (wells and without wells) and wetting agents (sodium sulphate, ferrous sulphate and acetic acid solutions) until the treated soil meets current environmental regulations. The mobile system consists of 3 arrays of graphite electrodes placed in wells (buried directly in pools), a power distribution and piping to distribute wetting agents to the electrode wells.

**Keywords:** Electrokinetics remediation, ionic migration, mining tailings, heavy metals, environmental control.

Artículo recibido el XXX marzo, 2014; revisado XX marzo de 2014.

.La presente investigación contó con el auspicio financiero del proyecto PIS - 38 - 2012: "Remediación de los suelos contaminados con metales pesados como Cu, Zn, Cr, Pb, Cd, Hg usando métodos electrocinéticos", que se ejecutó en el Departamento de Metalurgia Extractiva de la Escuela Politécnica Nacional.

## 1. INTRODUCCIÓN

Se define a la contaminación del suelo como una degradación química que propicia la pérdida parcial o total de la productividad de este medio; causada por la acumulación de sustancias como metales pesados, pesticidas, hidrocarburos, entre otros, en concentraciones que superan su poder de amortiguación natural y que además altera negativamente sus propiedades [1] [2].

La remediación electrocinética consiste en aplicar una corriente eléctrica de baja intensidad entre electrodos enterrados en el suelo contaminado, que permite la movilización de agua, iones y partículas pequeñas cargadas. La oxidación 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 contribuye en la disolución de contaminantes precipitados como carbonatos, hidróxidos. Los iones  $OH^-$  generados en el cátodo por la reducción del agua provocan la precipitación de los metales. Existen dos variantes: la movilización directa y la movilización mediante una solución acarreadora [3] [4] [5] [6].

En la movilización de iones que están bajo la influencia de un campo eléctrico intervienen los siguientes procesos: **Electromigración** que consiste en el transporte de especies químicas cargadas. **Electro-ósmosis** definida como el transporte de un fluido a través de los poros del suelo. **Electroforesis** dada por el movimiento de partículas cargadas y por último la electrólisis asociada a las reacciones químicas asociadas con la aplicación de una diferencia de potencial eléctrico en el suelo [5] [7] [8].

En la figura 1 se esquematizan, los fenómenos de transporte por electroforesis, electroósmosis y electromigración; los cuales fueron anteriormente descritos.

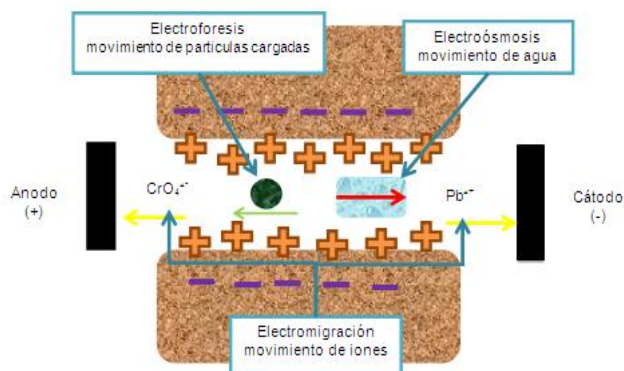


Figura 1. Mecanismos de transporte durante la electroremediación (Mattson y Lindren, 2005, p. 94) [7]

## 2. PARTE EXPERIMENTAL

Para evaluar el proceso de remediación electrocinética de suelos contaminados por metales pesados se emplearon tres

tipos de materiales: a) matriz andesítica inerte, tipo ripios de construcción b) suelo agrícola de la zona de Alaquez, provincia de Cotopaxi, con contenidos elevados de materia orgánica (12%) y c) relave minero de la zona de Ponce Enríquez, provincia del Azuay.

Se realizó la caracterización física, química y mineralógica de las tres muestras, se determinó granulometría, densidad real y aparente, humedad y pH. El análisis químico se efectuó por absorción atómica (A Analyst 300 Perkin Elmer) y el análisis mineralógico se efectuó por difracción de rayos X (D8 Advance Bruker).

Posteriormente se realiza el diseño e implementación a escala laboratorio de celdas de remediación electrocinética, las cuales fueron construidas de vidrio de 5 mm de espesor, con una capacidad aproximada de 2 000 mL y con dos compartimientos para la sujeción de los electrodos de grafito que se emplearán en los ensayos.

La evaluación del tratamiento electroquímico se inició con la matriz andesítica (material inerte), al que se lo contaminó artificialmente con cloruros de metales pesados (Cu, Cr, Pb y Zn) disueltos en una solución de sulfato de sodio 0.1 M. En este caso se trabajó bajo dos variantes: i) tratamiento electrocinético “sin pozos” que consistió en la inmersión directa de los electrodos sobre el suelo previamente humectado y el ii) tratamiento electrocinético “con pozos”, donde los pozos, correspondientes a las regiones periféricas delimitadas por los electrodos, contienen soluciones de sulfato de amonio (0.1 M) en el pozo anódico y sulfato de sodio (0.1 M) en el pozo catódico, estas soluciones sirvieron como fuente de electrolitos. Para la verificación de la efectividad de la remoción de metales pesados, una vez terminado el proceso se tomaron muestras del material dividiéndolo en seis diferentes secciones sucesivas que se filtran para analizar el contenido remanente Cu, Cr, Pb y Zn por absorción atómica. Con el mismo fin se tomaron muestras en los compartimientos anódico y catódico. Los resultados obtenidos permitieron determinar la mejor variante de la técnica que se aplicó al resto de ensayos.

Posteriormente se probó la efectividad del tratamiento electrocinético aplicado a la remoción de metales pesados en un suelo agrícola no contaminado previamente por actividad industrial. El suelo se humectó con una solución que contiene los sulfatos de los metales pesados (Cu, Cr, Pb y Zn) disueltos, que serán posteriormente removidos con el tratamiento electrocinético. En esta etapa se probaron tres diferentes agentes humectantes: Sulfato de Sodio, Sulfato ferroso y Ácido Acético (0.1 M). Después de la aplicación del proceso de electroremediación se tomaron muestras del suelo en seis diferentes secciones y se realizó el Test Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP, método EPA 1311) [9], para la cuantificación de metales pesados en el extracto obtenido mediante el análisis por absorción atómica. Una vez que se ha determinado la variante de la técnica (con o sin pozos) y el agente humectante que permite obtener los

mejores porcentajes de remoción de metales pesados, se efectuaron ensayos electrocinéticos aplicando estas condiciones experimentales a muestras de relave minero. Para la verificación, luego del proceso de depuración se tomaron muestras del relave tratado en las seis diferentes secciones y se realizó el test TCLP, los extractos obtenidos se enviaron análisis por absorción atómica para determinar los porcentajes de elementos disueltos aún presentes.

Con las condiciones experimentales definidas para el relave minero se realiza el diseño conceptual de un sistema piloto móvil de descontaminación electrocinética para suelos afectados por actividad minera, el cual estaría en capacidad de procesar 50 000 kg de material contaminado.

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1. Caracterización física, química y mineralógica

El material de matriz andesítica presenta el mayor tamaño de partícula (1200  $\mu\text{m}$ ) ya que fue sometido solamente a un proceso de reducción de tamaño primario y secundario. El suelo agrícola debido a su naturaleza presenta un tamaño menor (400  $\mu\text{m}$ ), mientras que el relave minero posee un tamaño de 200  $\mu\text{m}$  a causa del proceso previo de molienda al que ha sido sometido antes de su disposición. Se debe señalar que mientras menor sea el tamaño de partícula el grado de compactación alcanzado por el material aumenta y, entre más compacto sea el material la circulación de agua a través de este se reduce y se dificulta la remediación electrocinética.

El pH es ligeramente ácido para el material de matriz andesítica (6.5) y su acidez se debe a la presencia de  $-\text{SiOH}$  que es un grupo ácido débil en su estructura. El suelo agrícola debido a su contenido de materia orgánica presenta un pH neutro (7.0) con una buena capacidad de amortiguamiento. El relave minero tiene un pH ligeramente básico (8.0) debido al proceso previo de cianuración al que fue sometido. La formación del frente ácido, capaz de solubilizar los metales pesados en el suelo, se verá favorecida mientras menor sea la capacidad de amortiguamiento del suelo y el pH. [5]

El principal constituyente de las muestras empleadas es el silicio que va de 33.99 a 23.77%, seguido del aluminio entre 11.55 y 4.45 % y el calcio entre 6.79 y 4.64%. Para el relave minero, el contenido de azufre (8.7%) es considerable, debido a la presencia de sulfuros metálicos en la matriz del mismo, de igual forma la concentración de hierro es alta (25.79%).

Los minerales presentes en mayor abundancia corresponden al grupo plagioclasas en el suelo inerte (80%) y en el suelo agrícola (75%), mientras que en el relave minero el cuarzo es la especie predominante (48%). En el caso del relave minero se tiene adicionalmente la presencia de pirita y pirrotina (26%), que le confieren características reactivas al material, ya que el hierro favorece la adsorción de especies sobre la superficie del relave. De igual forma la oxidación del mismo

en condiciones de intemperismo desestabiliza las especies adsorbidas en la superficie del suelo, provocando su disolución hacia cuerpos receptores de agua [10].

#### 3.2. Diseño a escala de laboratorio de celdas para evaluar la remediación electrocinética

La implementación a escala laboratorio de celdas para evaluar la remediación electrocinética contempló el diseño y la construcción de una celda de vidrio de 24 cm de largo, 8 cm de ancho y 10 cm de altura con una forma alargada en su eje longitudinal para favorecer el flujo unidireccional a lo largo de la misma y una capacidad aproximada de 2 000  $\text{cm}^3$ . Se emplearon electrodos de grafito (0.5 cm de espesor, 8 cm x 10 cm de superficie) debido a las características de conductividad eléctrica y resistencia a la corrosión que presentan.

A través de la celda se disponen soportes de vidrio para la sujeción de dos electrodos de grafito uno en cada extremo de la celda y placas de vidrio de las mismas dimensiones de los electrodos. La función de estas es la de delimitar las zonas de interés una vez que ha concluido el tratamiento. En la figura 2 se muestra una imagen de la celda implementada a escala laboratorio.

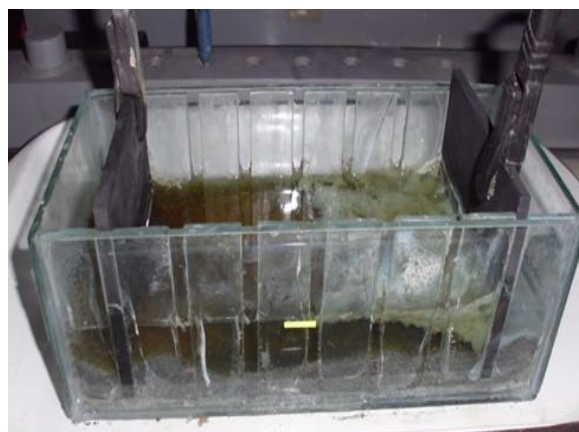


Figura 1. Celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético

La celda cuenta con una zona central en la que se deposita el material previamente humectado. Los electrodos de grafito delimitan la zona de tratamiento y dividen a la celda en tres partes. La sección central en la que se tiene la circulación de la corriente y la migración de las especies cargadas y dos zonas periféricas que se denominan “pozos”, cuya función es la de proveer soluciones frescas para facilitar la migración de las especies a lo largo del espacio central. Como consecuencia de este movimiento los pozos sufren un enriquecimiento de los iones de los metales pesados solubilizados por esta técnica.

En la figura 3 se muestra un esquema de la celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético y la posición de los electrodos de grafito. En la zona 1 y la zona 8 se tienen los

**DISEÑO A ESCALAS LABORATORIO Y PILOTO DE UN SISTEMA DE REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA DE SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS**

pozos anódico y catódico respectivamente. La región central se dividió en 6 zonas, separadas por 2.5 cm cada una, donde se colocaron placas separadoras de vidrio al final del proceso para la evaluación de su efectividad.

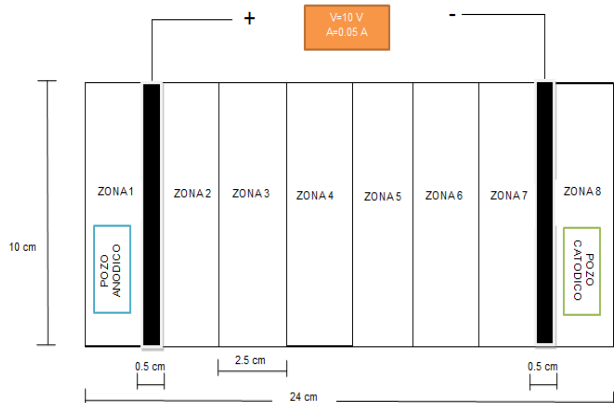


Figura 3. Celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético con la representación de las zonas de tratamiento

**3.3. Evaluación a escala laboratorio de la migración iónica de metales pesados por tratamiento electrocinético en material inerte de matriz andesítica**

En la figura 4 se muestra el perfil de concentración de cobre a diferentes distancias del ánodo, para los dos variantes de tratamiento electrocinético (con y sin pozos) y para la matriz andesítica sin ningún tratamiento.

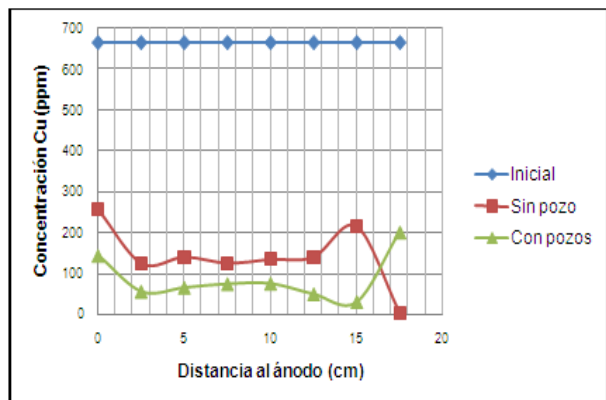


Figura 4. Concentración de cobre a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado a matriz andesítica

La concentración inicial de cobre es de alrededor de 700 ppm, que corresponde a la medida del suelo contaminado artificialmente previo a la aplicación del tratamiento electrocinético. Cuando se trabaja bajo la modalidad “sin pozos” se observa que en las regiones cercanas a los electrodos la concentración se incrementa. Sin embargo al trabajar con la modalidad “con pozos” los valores de concentraciones en las zonas internas de la celda son menores a las reportadas con el tratamiento “sin pozos”. Esto se debe probablemente a que en el tratamiento sin pozos la ausencia de una “solución acarreadora” dificulta el movimiento de las

especies, dando como resultado una concentración más elevada de metales pesados bajo esta modalidad al final del tratamiento.

Después del tratamiento para el arreglo “sin pozos” la mayor concentración de cobre se reporta en el ánodo con un valor cercano a las 300 ppm, a medida que se llega al cátodo la zona 6, experimenta un incremento en la concentración, para finalmente decaer en la zona catódica (pseudo pozo catódico). De forma similar en el tratamiento “con pozos” la mayor concentración de cobre se reporta en el cátodo y es de 200 ppm. De acuerdo a estos resultados se podría decir que debido a la presencia de soluciones humectantes donadoras de iones, en la variante “con pozos” se alcanzan mejores eficiencias en la remoción de metales pesados al aplicar el tratamiento electrocinético.

**3.4. Evaluación a escala laboratorio de la migración iónica de metales pesados por tratamiento electrocinético aplicado a suelo agrícola**

Una vez comprobada la efectividad de esta técnica en la remoción de metales pesados en una matriz inerte de tipo andesítica, se requiere analizar la factibilidad de este tratamiento en suelos agrícolas. Los resultados obtenidos después de la aplicación del tratamiento con tres tipos de agentes humectantes distintos, se reportan en la figura 5.

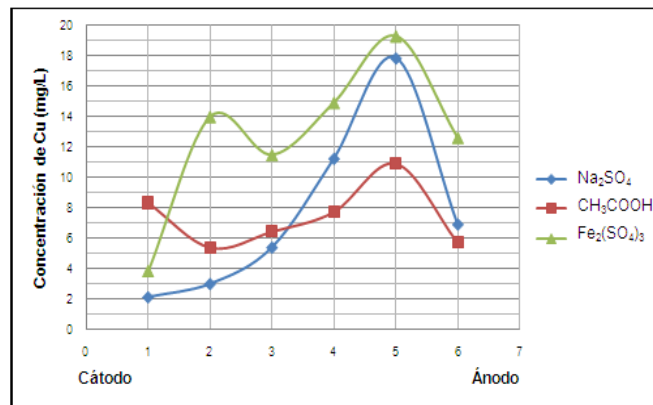


Figura 5. Concentración de cobre en diferentes zonas de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando diferentes agentes humectantes, en suelo agrícola contaminado con metales pesados

El agente humectante que permite una mejor disposición de las especies en la celda es el sulfato ferroso. Con este agente se consigue concentrar el cobre en mayor cantidad en las cercanías del ánodo, es decir se tiene una mayor eficiencia en el tratamiento electrocinético. Para el caso del cobre se alcanza un 77% de remoción usando sulfato ferroso, 71% usando sulfato de sodio y 13% usando ácido acético. Al emplear sulfato de sodio como agente humectante, la eficiencia es menor y el ácido acético no presenta una tendencia definida, su contribución en el tratamiento no es trascendental ya que una vez finalizada la experiencia las concentraciones de cobre en el suelo solo han variado en un



rango de 4 ppm, con un mínimo valor de 6 ppm. Para el sulfato de sodio se alcanzan 2 ppm y para el sulfato ferroso este valor es menor que 4 ppm.

### 3.5. Tratamiento electrocinético aplicado al relave minero

El relave inicial sometido a test TCLP mostró alto contenido de metales pesados como cobre y zinc. El cobre presente en el extracto lixiviado es de 7 600 mg/Kg, este valor es elevado si se compara con la normativa vigente en la Unión Europea, ya que ésta solo tolera una concentración inferior a 140 mg/Kg para el cobre. La normativa americana es aún más estricta con la presencia de este metal en suelo, cualquier valor superior a los 100 mg/Kg está fuera del rango permisible por esta legislación [11].

En el caso del zinc, la concentración de este metal en capacidad de pasar a los cuerpos receptores de agua es de 25 600 mg/ Kg. En cuanto a la legislación ambiental, esta concentración inicial está muy por arriba de los límites máximos permitidos por la normativa vigente en la Unión Europea, donde el límite máximo es de 300 mg/Kg. De igual forma para la normativa dictada por la EPA, donde el máximo valor permisible alcanza los 220 mg/Kg [11].

Después de haber aplicado el tratamiento electrocinético, descrito en la sección 2, en un relave minero con un potencial de 10 V, una intensidad de corriente de 0.1 A, durante 6 días, sulfato ferroso 0.1 M como agente humectante, sulfato de sodio 0.1 M y sulfato de amonio 0.1 M como soluciones catódica y anódica, respectivamente, se tiene el siguiente perfil de concentración de cobre en la celda (figura 6).

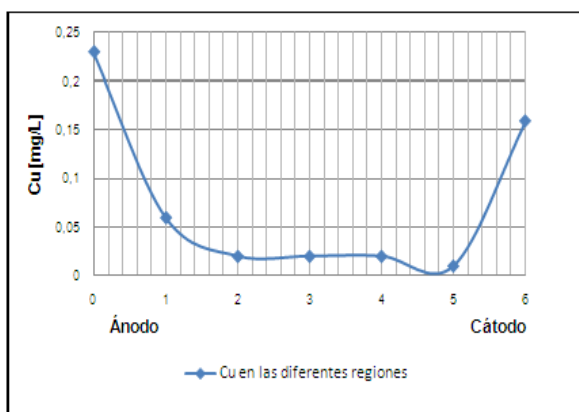


Figura 6. Concentración de Cobre en diferentes zonas de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado en relave minero usando sulfato ferroso como agente humectante

El perfil obtenido después de la aplicación del tratamiento electrocinético muestra la migración del cobre hacia las regiones aledañas a los electrodos (zona 1 y zona 6). Con el tratamiento se consigue concentrar en la zona cercana al ánodo (zona 1) hasta alrededor de 0.25 ppm de cobre, la cual es la máxima concentración reportada después del tratamiento. En las regiones intermedias (zona 2, 3, 4 y 5) la

concentración es baja, menor a 0.03 ppm. Para finalmente elevarse en las cercanías al cátodo, donde alcanza un valor cercano a las 0.15 ppm. Así, se puede decir que el tratamiento electrocinético ha conseguido bajar considerablemente el contenido de cobre en las secciones medias de la celda.

Una vez realizado el tratamiento se ha conseguido remover alrededor del 95 % del cobre en las regiones intermedias de la celda. En las zonas cercanas a los electrodos aún se tienen, concentraciones considerables de cobre (0.16 ppm en el cátodo y 0.23 ppm en el ánodo) y aunque estas son menores a la concentración inicial de cobre del relave de (0.38 ppm), deberán ser consideradas en el tratamiento posterior de depuración.

Si tomamos la concentración promedio en la zona intermedia de la celda se alcanza un valor de 0.02 ppm, que corresponde a 400 mg/Kg. Este valor es más cercano al límite máximo permisible por la legislación europea (140 mg/ Kg), sin embargo para alcanzar concentraciones inferiores de cobre se emplea un tiempo mayor de tratamiento (> 72 h) y se debe monitorear periódicamente el tratamiento electrocinético para tiempos superiores a los ya probados.

De igual forma, después de haber aplicado el tratamiento electrocinético al relave minero, en la celda se tiene el perfil de concentración de zinc que se muestra en la figura 7.

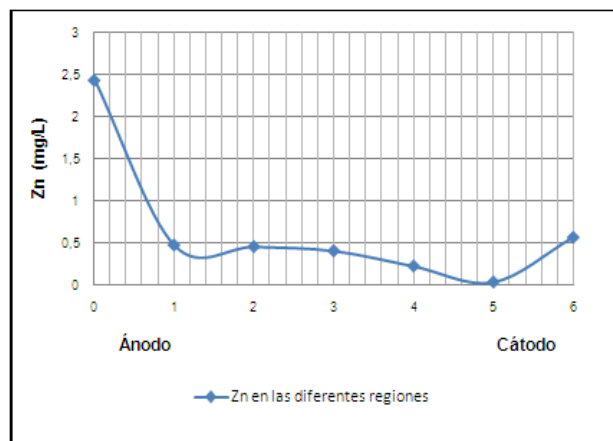


Figura 7. Concentración de Zinc en diferentes zonas de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado en relave minero usando sulfato ferroso como agente humectante

Para el caso del zinc se tiene un perfil con la misma tendencia que el cobre, es decir las concentraciones más altas se encuentran en las zonas aledañas a los electrodos (zona 1 y zona 6). La concentración más elevada se alcanza en las cercanías del ánodo con un valor de 2.5 ppm. En las siguientes zonas el contenido del metal baja progresivamente hasta llegar a la zona 5, en la cual se tiene el valor más bajo de concentración reportado en el suelo, correspondiente a 0.03 ppm. En la cercanía al cátodo el contenido de zinc nuevamente se incrementa hasta un valor de 0.56 ppm.

Una vez realizado el tratamiento se ha conseguido remover alrededor del 74% de la concentración inicial de zinc en las regiones intermedias de la celda. Las zonas cercanas a los electrodos reportan enriquecimiento de zinc, especialmente en las proximidades del ánodo, donde se alcanzan 2.43 ppm. Este valor es incluso más alto que la concentración inicial. El segundo valor en concentración es el reportado en las proximidades del cátodo, donde se tiene 0.56 ppm. Se puede decir entonces que el zinc se concentra alrededor de 4 veces más en las cercanías del ánodo, que en las del cátodo.

Si consideramos la concentración promedio de zinc que se tiene en la parte intermedia de la celda de 0.3 ppm, valor que corresponde a 6 280 mg/Kg, este valor es todavía alto para ser comparable a la dictada por la EPA (220 mg/Kg), pero este contenido disminuye paulatinamente con el incremento del tiempo de tratamiento, hasta cumplir con los límites señalados.

### 3.6. Definición del proceso de remediación

De los ensayos anteriores se determina que el tratamiento con pozos brinda una mayor eficiencia en la remoción de metales pesados (70% “con pozos” y 60% “sin pozos”) y que el sulfato ferroso es el agente humectante del suelo que brinda los mejores resultados en el tratamiento (74 – 77% de remoción de Cu y Zn). Además se establece el pH de trabajo en cada pozo, a partir del monitoreo continuo de las soluciones catódica y anódica y la velocidad de enriquecimiento en el ánodo, lugar donde se concentra más del 98 % de los metales estudiados.

Se debe señalar que el pH en los pozos llega a valores extremos de 3 para el pozo anódico y de 13 para el pozo catódico. El posterior diseño debe considerar la restitución de soluciones frescas una vez que se hayan alcanzado estos valores. Se ha llegado a determinar que cada 6 horas se deberían cambiar las soluciones para facilitar la movilidad de los iones durante el proceso.

En este contexto, el sistema propuesto constará básicamente de un arreglo de electrodos de grafito, los cuales se diseñaron como varillas delgadas de 3/4 de pulgada y 1 metro de longitud, con una fuente de poder de 1 Kw capaz de liberar 100 V en cada arreglo, como equipos principales. Adicionalmente se contempla la adquisición de tubería, válvulas y tanques de almacenamiento para soluciones catódicas y anódicas frescas y gastadas. A nivel piloto se requerirán 4 tanques reservorios de PVC (250 L) para el almacenamiento de las soluciones frescas y gastadas, 4 bombas de 1/2 HP y tuberías de 1 pulgada de PVC para el transporte de soluciones.

En la tabla 1 se presentan los parámetros de diseño obtenidos del sistema de remediación electrocinético de relaves mineros. El principal parámetro de dimensionamiento corresponde al espaciamiento entre los electrodos de

diferente polaridad, este valor se obtuvo por la igualación de la derivada parcial del costo total (costo de fabricación y de instalación de los electrodos/costo de la energía eléctrica/costo de las soluciones humectante/costos de mantenimiento) respecto a la longitud.

Una estimación del espacio óptimo entre los electrodos que minimice el costo total del proceso de remediación es una función de las propiedades del suelo contaminado (velocidad de transporte de las especies bajo un campo eléctrico) y de la intensidad de campo requerido [12]

La distancia entre los electrodos de la misma polaridad se toma como aproximadamente un tercio de la distancia de los electrodos de diferente polaridad. La intensidad de campo eléctrico y la diferencia de potencial quedan expresados en función de la distancia óptima y de las propiedades del suelo [12].

Finalmente, es importante señalar que el número de electrodos dependerá del área a descontaminar dada la flexibilidad del sistema de electrorremediación, en el que se contempla un sistema de funcionamiento móvil.

Tabla 1. Parámetros de diseño para el dimensionamiento del sistema de electroremediación

PARÁMETRO DE DISEÑO	UNIDADES	VALOR
Distancia entre los electrodos de diferente polaridad	m	5
Distancia entre los electrodos de la misma polaridad	m	1.75
Intensidad de campo eléctrico	V/m	9.6
Diferencia de potencial	V	50
Número de electrodos	-	6 (3 ánodos/3 cátodos)

Como producto principal del proceso se tendrán soluciones enriquecidas con metales pesados, principalmente zinc y cobre dadas las características del relave estudiado. Estas soluciones serán bombeadas a los tanques reservorios donde se les dará el siguiente tratamiento: para el manejo de las soluciones anódicas enriquecidas con zinc y cobre (más del 95% del enriquecimiento se da en esta zona) se propone un tratamiento con agentes modificadores de pH (cal) para conseguir la precipitación de las especies metálicas en forma de óxidos e hidróxidos. Así también se contempla la adición de ácido sulfúrico para la neutralización de la solución catódica.

Las soluciones tratadas pueden ser recirculadas al proceso mientras que los lodos generados pueden ser estabilizados con la adición de cemento y arena previamente a su disposición final.

#### 4. CONCLUSIONES

1. Los ensayos de remediación electrocinética, a escala de laboratorio, pueden ser realizados en una celda de vidrio de al menos 24 cm de largo, 8 de ancho y 10 cm de altura, con 2000 cm<sup>3</sup> capacidad. La celda debe presentar una forma alargada en su eje longitudinal para favorecer el flujo unidireccional a lo largo de la misma. A través de la celda se dispondrán soportes de vidrio para la sujeción de los electrodos de grafito (0.5 cm de espesor, 8 cm x 10 cm de superficie).

2. La remediación electrocinética aplicada a suelos de matriz andesítica, a escala laboratorio, considerando dos variantes del proceso: a) con soluciones donadores de iones en los pozos anódico y catódico (denominada “con pozos”) y b) con inmersión directa de electrodos en el suelo acondicionado (denominada “sin pozos”), ha permitido determinar que se logra una mayor movilidad de las especies al aplicar la modalidad “con pozos” ya que en este caso se tiene un “agente acarreador” que mejora la eficiencia del proceso pues las soluciones donadoras de iones juegan un papel fundamental para propiciar el movimiento de las especies.

3. Los ensayos de remediación electrocinética con el uso de tres diferentes agentes humectantes: sulfato ferroso, sulfato de sodio y ácido acético (0.1 M), permitió seleccionar el sulfato ferroso como el agente humectante que favorece el tratamiento de depuración del suelo.

3. El relave minero sulfurado presenta concentraciones iniciales de 7600 mg/kg de cobre y 25 600 mg/kg de zinc, estos valores sobrepasan en 76 veces (cobre) y 116 (zinc) los valores límites establecidos por la EPA; por remediación electrocinética se ha conseguido remover, en las regiones intermedias de la celda, alrededor del 95 % del cobre y el 74 % de la concentración inicial de zinc.

4. Para tratar 50 toneladas de relave minero, el sistema propuesto constará básicamente de 3 arreglos de electrodos separados 5 m entre electrodos de diferente polaridad y 1,75 metros para electrodos de la misma polaridad. Los pozos de tratamiento constan de tubería perforada de PVC de 8 pulgadas donde se introducen barras de grafito de ¾ de pulgada y 1 metro de altura.

5. El ciclo de operación dura 6 horas, periódicamente se reemplazan las soluciones saturadas por soluciones frescas de sulfato de sodio (0.1 M) y de sulfato de amonio (0.1 M), de esta forma se asegura la continuidad del tratamiento. Las soluciones enriquecidas se tratan por neutralización para que puedan retornar al proceso, economizando el requerimiento de agua.

#### REFERENCIAS

- [1] Ortiz, B.; Sanz, J.; Dorado M. y Villar S. Técnicas de recuperación de suelos contaminados. Informe de vigilancia técnico. Madrid, España, 2007.
- [2] Galán, E. y Romero A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. Revista de la sociedad española de mineralogía.10. pp 48-60.
- [3] Pazos, M.; Sanromán, M. y Cameselle, C. Improvement in electrokinetic remediation of heavy metal spiked kaolin with the polarity exchange technique. *Chemosphere*, 62(5), 817-822. Universidad de Alcalá del Círculo de Innovación en tecnologías Medioambientales y Energía (CITME), 2006.
- [4] Molina, G.; Palestina, V. y Piedras, J. Recuperación electrocinética de hidrocarburos sorbidos en suelos contaminados. Proyecto terminal previo a la obtención del Título de Ingeniero Químico, Universidad Autónoma Metropolitana. México D.F. México, 2004.
- [5] Acar, Y. y Alshawabkeh, A. (1993). Principles of electrokinetics remediation. *Environmental Science and Technology*. 27(13). pp. 2638-2647
- [6] Mulligan, C.; Yong, R. y Gibbs, B.; (2001) Remediation technologies for metal-contaminated soils: a review. *Engineering Geology*. 60. pp 193-207
- [7] Mattson, E. y Lindgren, E. Electrokinetics: An Innovative Technology for In-situ remediation of Heavy Metals. In Situ Remediation Technology Development Integrated Program. United States. Department of Energy. Office of Technology Development. 235-345, 1994. [Online]. Available: <http://info.ngwa.org/gwol/pdf/940160234>.
- [8] Page, M. y Page, C. (2002). Electroremediation of contained soils. *Journal of Environment Engineering*. 128. pp. 208-211
- [9] United States Environmental Protection Agency. Method 1311. Toxicity characteristic leaching procedure. 1992 Available: <http://www.epa.gov/wastes.../hazard/test methods/sw846/pdfs/1311.pdf>.
- [10] Rodríguez, R. y García, A. Los residuos minero-metalúrgicos en el medio ambiente. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Medio Ambiente N°11, Madrid, p.381. 2006.
- [11] Belmonte F.; Romero A.; Alonso F.; Moreno J. y Rojo S. (2010). Afección de suelos agrícolas por metales pesados en áreas limítrofes mineras del suroeste de España. *Papeles de Geografía Universidad de Murcia*. (51-52). pp. 49-51
- [12] Alshawabkeh, N. Yeung, A. y Bricka M. (1999). Practical Aspects of In-situ electrokinetic extraction. *Journal of Environmental Engineering*. 125 (1). p. 27-31