

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y
AGROINDUSTRIA**

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

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO
QUÍMICO**

CARLOS FRANCISCO ARAGÓN TOBAR
carlosaragontobar@yahoo.es

DIRECTORA: ING. ALICIA del CARMEN GUEVARA CAIQUETÁN MSc.
alicia.guevara@epn.edu.ec

Quito, noviembre 2013

© Escuela Politécnica Nacional (2013)
Reservados todos los derechos de reproducción

DECLARACIÓN

Yo, Carlos Francisco Aragón Tobar, declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente.

Carlos Francisco Aragón Tobar

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Carlos Francisco Aragón Tobar, bajo mi supervisión.

Ing. Alicia Guevara MSc.
DIRECTORA DEL PROYECTO

AUSPICIO

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 ejecuta en el Departamento de Metalurgia Extractiva de la Escuela Politécnica Nacional.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por ser el motor de mi existencia, por su infinito amor.

A mi familia que con su apoyo diario e incondicional, inspiró en mí el amor por la ciencia. A mi mami Elena, a mi papi Carlos, a mi hermana Laura y a mi sobrino Enrique.

A la ingeniera Alicia por haberme brindado su confianza; por su incansable labor y por su extraordinaria paciencia.

Al ingeniero Ernesto por ser tan generoso con su conocimiento y su tiempo.

A la familia DEMEX (Dianita, Verito, Eve, Kleverito, Maguita), que a más de su apoyo incondicional, me han recibido con los brazos abiertos desde el primer día de trabajo en el laboratorio.

A todos los chic@s tesistas DEMEX, por acompañarme durante este proceso. A todos ellos que se interesaron por mí durante la elaboración de este trabajo.

A mis amig@s de la poli, con los que compartimos los buenos y malos momentos. A todos ellos, que en su momento supieron extender una mano amiga.

A todo aquel que con una pequeña sonrisa, con un pequeño gesto, me ha ayudado a perseverar y ha creído en mi trabajo.

DEDICATORIA

A todos aquellos que se sientan identificados con esta causa, que me conocen o que me conocerán a través de este trabajo.

Para todos aquellos que sacrifican su tiempo en búsqueda la verdad.

“Casi todo lo que realice será insignificante, pero es muy importante que lo haga”

Mahatma Gandhi

ÍNDICE DE CONTENIDOS

| | PÁGINA |
|----------------------------------------------------------------------------------------------|----------|
| RESUMEN | xv |
| INTRODUCCIÓN | xvii |
| 1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA | 1 |
| 1.1. Características de suelos contaminados con metales pesados por actividades industriales | 1 |
| 1.1.1. Fuentes antropogénicas de contaminación | 2 |
| 1.1.2. Poder depurador de los suelos | 3 |
| 1.1.3. Forma de presentación de los contaminantes en el suelo y su disponibilidad relativa | 3 |
| 1.1.4. Riesgo ambiental movilidad y biodisponibilidad de metales | 4 |
| 1.1.5. Parámetros que influyen en la movilidad de los contaminantes en el suelo | 5 |
| 1.1.5.1. pH y Potencial Redox (Eh) del suelo | 6 |
| 1.1.5.2. Mineralogía de las arcillas | 7 |
| 1.1.5.3. Materia Orgánica | 8 |
| 1.1.5.4. Capacidad de Cambio | 9 |
| 1.1.5.5. Carbonatos | 11 |
| 1.1.5.6. Óxidos e hidróxidos de Fe y Mn | 11 |
| 1.1.5.7. Salinidad | 12 |
| 1.1.5.8. Electronegatividad | 13 |
| 1.1.5.9. Textura | 13 |
| 1.2. Métodos de remediación de suelos contaminados con metales pesados | 13 |
| 1.2.1. Técnicas de contención | 16 |
| 1.2.1.1. Barreras verticales | 16 |
| 1.2.1.2. Barreras horizontales | 16 |
| 1.2.2. Técnicas de confinamiento | 17 |
| 1.2.2.1. Estabilización físico química | 17 |
| 1.2.2.2. Inyección de solidificantes | 17 |
| 1.2.2.3. Vitrificación | 18 |
| 1.2.3. Técnicas de descontaminación | 19 |
| 1.2.3.1. Tratamientos físico-químicos | 19 |
| 1.2.3.2. Tratamientos biológicos | 21 |
| 1.3. La remediación electrocinética de suelos | 22 |
| 1.3.1. Reacciones en los electrodos | 24 |
| 1.3.2. Fundamentos de la extracción electrocinética | 25 |
| 1.3.3. Consideraciones prácticas para la implementación in-situ | 28 |
| 1.3.3.1. Tipo de suelo | 28 |
| 1.3.3.2. Tipo de contaminante y concentración | 29 |
| 1.3.3.3. Voltaje y corriente | 30 |
| 1.3.3.4. Solución humectante | 30 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 1.3.3.5. Agentes empleados en la neutralización del cátodo | 32 |
| 1.3.3.6. Material del electrodo, configuración y espaciamiento | 33 |
| 1.3.3.7. Distancia entre los electrodos | 35 |
| 2. PARTE EXPERIMENTAL | 36 |
| 2.1. Caracterización física, química y mineralógica de suelos estudiados | 39 |
| 2.1.1. Procedimiento de muestreo empleado | 39 |
| 2.1.2. Preparación de muestras | 40 |
| 2.1.3. Caracterización física de muestras de suelo | 42 |
| 2.1.3.1. Determinación del tamaño de partícula | 42 |
| 2.1.3.2. Determinación de la densidad | 45 |
| 2.1.3.3. Determinación de la porosidad | 46 |
| 2.1.4. Caracterización química de muestras de suelo | 47 |
| 2.1.4.1. Disgregación ácida de muestras | 47 |
| 2.1.4.2. Determinación de la acidez | 48 |
| 2.1.5. Caracterización mineralógica de muestras de suelo | 49 |
| 2.1.5.1. Análisis mineralógico de suelos | 49 |
| 2.1.5.2. Análisis con microscopía electrónica de barrido | 49 |
| 2.2. Diseño e implementación a escala de laboratorio de celdas para la evaluar la remediación electrocinética de suelos contaminados con metales pesados | 50 |
| 2.2.1. Tratamiento electrocinético preliminar con matriz andesítica | 50 |
| 2.2.1.1. Preparación del suelo | 50 |
| 2.2.1.2. Preparación de las soluciones enriquecidas con metales pesados | 50 |
| 2.2.1.3. Acondicionamiento de las muestras | 51 |
| 2.2.1.4. Tratamiento electrocinético | 52 |
| 2.2.1.5. Tratamiento posterior a la electrorremediación | 54 |
| 2.3. Evaluación a escala de laboratorio de la migración iónica de metales pesados(Cu, Zn, Cr y Pb) por tratamiento electrocinético aplicado a muestras sintéticas de suelo | 56 |
| 2.3.1. Preparación del suelo | 56 |
| 2.3.2. Preparación de las soluciones enriquecidas con metales pesados | 56 |
| 2.3.3. Acondicionamiento de las muestras | 57 |
| 2.3.4. Tratamiento electrocinético | 57 |
| 2.3.5. Tratamiento del suelo posterior al tratamiento electrocinético | 58 |
| 2.4. Evaluación la descontaminación de suelos afectados por actividad minera mediante tratamiento electrocinético | 62 |
| 2.4.1. Preparación del suelo | 62 |
| 2.4.2. Tratamiento electrocinético | 62 |
| 2.4.3. Tratamiento del suelo posterior al tratamiento electrocinético | 63 |
| 2.4.4. Criterios de análisis | 64 |
| 2.4.4.1. Identificación de cambios de concentración debidos al tratamiento | 65 |

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 2.4.4.2. Identificación de la ocurrencia de la migración de las especies | 65 |
| 2.5. Diagrama de flujo y dimensionamiento de equipos para el sistema de tratamiento propuesto a escala piloto | 66 |
| 2.5.1. La velocidad del transporte de las especies bajo un campo eléctrico | 66 |
| 2.5.2. Factor de retardación | 67 |
| 2.5.3. Gasto energético del proceso electrocinético | 68 |
| 2.5.4. Costos del tratamiento electrocinético | 69 |
| 2.5.4.1 Costo de fabricación y de instalación de los electrodos | 70 |
| 2.5.4.2. Costo de la Energía | 71 |
| 2.5.5. Espacio óptimo entre los electrodos | 72 |
| 2.6. Evaluación económica preliminar del tratamiento electrocinético para descontaminación de suelos | 73 |
| 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 75 |
| 3.1. Caracterización física, química y mineralógica de muestras de suelo | 75 |
| 3.1.1. Caracterización física | 75 |
| 3.1.2. Composición química | 77 |
| 3.1.3. Análisis mineralógico | 78 |
| 3.1.3.1. Análisis mineralógico para el relave minero | 80 |
| 3.1.4. Elementos contemplados en la ordenanza 213 DMQ | 81 |
| 3.2. Diseño e implementación a escala de laboratorio de celdas para evaluar la remediación electrocinética de suelos contaminados con metales pesados | 83 |
| 3.3. Evaluación a escala de laboratorio de la migración iónica de metales pesados (Cu, Zn, Cr y Pb) por tratamiento electrocinético aplicado a muestras sintéticas de suelo | 87 |
| 3.3.1. Migración de cobre en matriz andesítica | 87 |
| 3.3.1.1. Aplicación de criterios de discriminación | 89 |
| 3.3.2. Migración de cromo en matriz andesítica | 90 |
| 3.3.2.1. Aplicación de criterios de discriminación | 92 |
| 3.3.3. Migración de plomo en matriz andesítica | 93 |
| 3.3.3.1. Aplicación de criterios de discriminación | 95 |
| 3.3.4. Migración de zinc en matriz andesítica | 97 |
| 3.3.4.1. Aplicación de criterios de discriminación | 98 |
| 3.3.5. Comparación entre las diferentes especies | 100 |
| 3.3.6. Análisis químico de espumas y precipitados formados durante el proceso electrocinético | 101 |
| 3.3.6.1. Precipitación de las especies debido al tratamiento electrocinético | 106 |
| 3.4. Evaluación a escala de laboratorio de la migración iónica de metales pesados (Cu, Zn, Cr Y Pb) por tratamiento electrocinético aplicado a muestras sintéticas de suelo | 107 |

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 3.4.1. Migración de cobre en suelo agrícola | 108 |
| 3.4.1.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica de cobre | 109 |
| 3.4.1.2. Enriquecimiento de los pozos | 111 |
| 3.4.2. Migración de cromo en suelo agrícola | 113 |
| 3.4.2.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica | 114 |
| 3.4.2.2. Enriquecimiento de los pozos | 116 |
| 3.4.3. Migración de plomo en suelo agrícola | 117 |
| 3.4.3.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica | 119 |
| 3.4.3.2. Enriquecimiento de los pozos | 120 |
| 3.4.4. Migración de zinc en suelo agrícola | 122 |
| 3.4.4.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica | 123 |
| 3.4.4.2. Enriquecimiento de los pozos | 125 |
| 3.5. Tratamiento electrocinético de relave minero | 127 |
| 3.5.1. Concentración inicial | 127 |
| 3.5.2. Perfiles de concentración de cobre obtenido tras la aplicación del tratamiento electrocinético | 129 |
| 3.5.2.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica | 130 |
| 3.5.2.2. Enriquecimiento de los pozos | 131 |
| 3.5.2.3. Velocidad de enriquecimiento de cobre en el pozo anódico | 131 |
| 3.5.3. Perfiles de concentración de zinc obtenido tras la aplicación del tratamiento electrocinético | 133 |
| 3.5.3.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica | 134 |
| 3.5.3.2. Enriquecimiento de los pozos | 135 |
| 3.5.3.3. Velocidad de enriquecimiento de zinc en el pozo anódico | 136 |
| 3.5.4. Monitoreo de pH durante el proceso | 137 |
| 3.5.5. Generación de depósitos superficiales | 140 |
| 3.5.5.1. Análisis de los precipitados en los pozos | 143 |
| 3.5.5.2. Pérdidas de carbón en los electrodos durante el proceso de electroremediación | 145 |
| 3.6. Definición del diagrama de flujo del proceso, dimensionamiento de equipos y evaluación económica preliminar | 146 |
| 3.6.1. Selección del método de tratamiento a emplearse, definición de las principales variables de operación | 146 |
| 3.6.2. Diagrama de flujo para el tratamiento electrocinético de un relave minero contaminado con metales pesados | 147 |
| 3.6.3. Dimensionamiento del sistema de remediación electrocinética | 150 |
| 3.6.4. Descripción del sistema de electroremediación | 151 |
| 3.7. Evaluación económica preliminar del sistema de remediación electrocinética | 157 |
| 3.7.1. Costos de materia prima y suministros requeridos | 157 |
| 3.7.2. Costos de equipos requeridos | 158 |
| 3.7.3. Mano de obra directa e indirecta requerida | 159 |
| 3.7.4. Costos de producción y capital de operación mensual | 160 |
| 3.7.5. Inversión total del proyecto | 161 |
| 3.7.6. Estado de pérdidas y ganancias | 162 |
| 3.7.7. Índices financieros | 162 |

| | |
|------------------------------------------|------------|
| 3.7.8. Punto de equilibrio del proyecto | 163 |
| 4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES | 165 |
| 4.1. Conclusiones | 165 |
| 4.2. Recomendaciones | 168 |
| BIBLIOGRAFÍA | 169 |
| ANEXOS | 177 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | | PÁGINA |
|-------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| Tabla 1.1 | Principales actividades generadoras de contaminación con metales pesados | 2 |
| Tabla 1.2. | Movilidad relativa de los metales pesados según el Eh y pH del suelo | 6 |
| Tabla 1.3 | Principales técnicas empleadas en la descontaminación de suelos | 14 |
| Tabla 1.4 | Ventajas y desventajas de la tecnología de remediación In situ y Ex situ | 15 |
| Tabla 1.5. | Rangos de parámetros de flujo para suelos saturados finos | 28 |
| Tabla 2.1. | Disposición de los tamices en el ensayo granulométricos | 44 |
| Tabla 2.2. | Sales empleadas en la preparación de la solución enriquecida | 51 |
| Tabla 2.3. | Agentes humectantes empleados en los ensayos electrocinéticos para suelo artificialmente contaminado con metales pesados | 56 |
| Tabla 3.1. | Caracterización física para los tres diferentes tipos de suelo empleado | 75 |
| Tabla 3.2. | Caracterización química para los tres diferentes tipos de suelo empleado | 77 |
| Tabla 3.3. | Caracterización mineralógica para los tres diferentes tipos de suelo empleado | 79 |
| Tabla 3.4. | Análisis mineralógico para el relave minero | 80 |
| Tabla 3.5. | Caracterización química para los tres diferentes tipos de suelo empleado según la ordenanza 213 DMQ | 82 |
| Tabla 3.6. | Primer Criterio: Identificación de cambios de concentración debido al tratamiento | 89 |
| Tabla 3.7. | Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica | 90 |
| Tabla 3.8. | Primer Criterio: Identificación de cambios de concentración debido al tratamiento | 92 |
| Tabla 3.9. | Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica | 93 |

| | | |
|--------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tabla 3.10. | Primer Criterio: Identificación de cambios de concentración debido al tratamiento | 95 |
| Tabla 3.11. | Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica | 96 |
| Tabla 3.12. | Primer Criterio: Identificación de cambios de concentración debido al tratamiento | 98 |
| Tabla 3.13. | Segundo Criterio: Identificación de la migración iónico | 99 |
| Tabla 3.14. | Composición de la espuma catódica formada durante el proceso | 102 |
| Tabla 3.15. | Composición del precipitado formado durante el proceso | 103 |
| Tabla 3.16. | Composición del precipitado catódico | 104 |
| Tabla 3.17. | Composición del precipitado anódico | 106 |
| Tabla 3.18. | Identificación de migración iónica de cobre para diferentes agentes humectantes | 110 |
| Tabla 3.19. | Contenido de cobre en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético | 111 |
| Tabla 3.20. | Identificación de migración iónica de cromo para diferentes agentes humectantes | 115 |
| Tabla 3.21. | Contenido de cromo en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético | 116 |
| Tabla 3.22. | Identificación de migración iónica de plomo para diferentes agentes humectantes | 119 |
| Tabla 3.23. | Contenido de plomo en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético | 120 |
| Tabla 3.24. | Identificación de migración iónica de zinc para diferentes agentes humectantes | 124 |
| Tabla 3.25. | Contenido de zinc en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético | 125 |
| Tabla 3.26. | Límites máximos de contaminación para suelo | 127 |
| Tabla 3.27. | Identificación de migración iónica de cobre para relave minero | 130 |

| | | |
|--------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tabla 3.28. | Contenido total de cobre en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético | 131 |
| Tabla 3.29. | Identificación de migración iónica de cromo para relave minero | 134 |
| Tabla 3.30. | Contenido de zinc en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético | 135 |
| Tabla 3.31. | Composición de los depósitos superficiales formados en el cátodo | 141 |
| Tabla 3.32. | Composición del depósito superficial formado en las cercanías del ánodo | 142 |
| Tabla 3.33. | Composición de los depósitos superficiales formado en las cercanías del ánodo | 143 |
| Tabla 3.34. | Composición del precipitado catódico | 144 |
| Tabla 3.35. | Composición del precipitado anódico | 144 |
| Tabla 3.36. | Pérdidas de carbón debido en los electrodos después de 104 horas de tratamiento | 145 |
| Tabla 3.37. | Parámetros de diseño para el dimensionamiento del sistema de electroremediación | 150 |
| Tabla 3.38. | Equipos auxiliares en el tratamiento electrocinético | 151 |
| Tabla 3.39. | Requerimientos y costos de los reactivos empleados | 157 |
| Tabla 3.40. | Requerimiento de suministros | 158 |
| Tabla 3.41. | Costo del equipo principal | 159 |
| Tabla 3.42. | Costo del equipo auxiliar | 159 |
| Tabla 3.43. | Nómina de fuerza laboral | 160 |
| Tabla 3.44. | Costos anuales de producción y capital de operación mensual del sistema de remediación electrocinética para relaves mineros | 160 |
| Tabla 3.45. | Inversión total del proyecto de remediación electrocinética | 161 |
| Tabla 3.46. | Estado de pérdidas y ganancias del proyecto de electroremediación de suelos contaminados con metales pesados | 162 |

| | | |
|--------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tabla 3.47. | Índices financieros de evaluación económica preliminar del proyecto de remediación electrocinética | 163 |
|--------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|

ÍNDICE DE FIGURAS

| | | PÁGINA |
|---------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| Figura 1.1. | Estado físico de los contaminantes en suelos y sedimentos | 4 |
| Figura 1.2. | Interacciones de los metales pesados en el suelo | 5 |
| Figura 1.3. | Cargas electrostáticas de los óxidos de hierro bajo su punto isoelectrico, en su punto isoelectrico y sobre su punto isoelectrico | 11 |
| Figura 1.4. | Proceso de vitrificación in situ | 18 |
| Figura 1.5. | Proceso de lavado de suelos | 20 |
| Figura 1.6. | Mecanismos de transporte durante la electroremediación | 23 |
| Figura 1.7. | Ejemplos de configuraciones en dos dimensiones para el arreglo de electrodos | 34 |
| Figura 2.1. | Tratamiento electrocinético de suelos | 38 |
| Figura 2.2. | Muestreo de suelo agrícola realizado en la zona de Alaquez, provincia de Cotopaxi | 40 |
| Figura 2.3. | Procesamiento de suelo de matriz inerte | 41 |
| Figura 2.4. | Procesamiento del suelo agrícola | 42 |
| Figura 2.5. | Tamiz vibratorio empleado en el tamizado de muestras húmedas o deslamado | 43 |
| Figura 2.6. | Tamiz vibratorio con una serie de tamices empleados en la determinación de la granulometría de las muestras | 45 |
| Figura 2.7. | Preparación de suelo de matriz andesítica para los ensayos electrocinéticos | 52 |
| Figura 2.8. | Celda de electroremediación para matriz andesítica bajo la modalidad “sin pozos” | 53 |
| Figura 2.9. | Celda de electroremediación para matriz andesítica bajo la modalidad “con pozos” | 54 |
| Figura 2.10. | Tratamiento del suelo posterior al tratamiento electrocinético | 55 |
| Figura 2.11. | Tratamiento del suelo posterior al tratamiento electrocinético | 59 |

| | | |
|---------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figura 2.12. | Diagrama de flujo para el Test TCLP | 60 |
| Figura 2.13. | Agitador rotario, según especificaciones del método EPA 1311, utilizado para la lixiviación del suelo antes y después del tratamiento electrocinético | 61 |
| Figura 2.14. | Agitador rotario, según especificaciones del método EPA 1311, utilizado para la lixiviación del suelo antes y después del tratamiento electrocinético | 61 |
| Figura 2.15. | Relave minero humectado con sulfato de hierro 0,1 M (30% de humedad) | 63 |
| Figura 3.1. | Esquema simplificado de la celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético | 85 |
| Figura 3.2. | Celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético | 86 |
| Figura 3.3. | Celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético con la representación de las zonas de tratamiento | 86 |
| Figura 3.4. | Concentración de Cobre a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado a matriz andesítica | 87 |
| Figura 3.5. | Concentración de Cromo a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado a matriz andesítica | 91 |
| Figura 3.6. | Concentración de Plomo a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado a matriz andesítica | 94 |
| Figura 3.7. | Concentración de Zinc a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado a matriz andesítica. | 97 |
| Figura 3.8. | Espumas formadas en la cercanía del cátodo durante el proceso de remediación electrocinética | 101 |
| Figura 3.9. | Precipitado en el cátodo durante el proceso de electroremediación | 103 |
| Figura 3.10. | Precipitado catódico | 104 |
| Figura 3.11. | Precipitado anódico | 105 |

| | | |
|---------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figura 3.12. | Concentración de Cobre a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando diferentes agentes humectantes, en suelo agrícola contaminado con metales pesados | 108 |
| Figura 3.13. | Concentración de Cromo a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando diferentes agentes humectantes, en suelo agrícola contaminado con metales pesados | 113 |
| Figura 3.14. | Concentración de Plomo a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando diferentes agentes humectantes, en suelo agrícola contaminado con metales pesados | 117 |
| Figura 3.15. | Concentración de Zinc a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando diferentes agentes humectantes, en suelo agrícola contaminado con metales pesados | 122 |
| Figura 3.16. | Concentración de Cobre a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando en relave minero usando sulfato ferroso como agente humectante | 129 |
| Figura 3.17. | Velocidad de enriquecimiento de cobre en el pozo anódico | 132 |
| Figura 3.18. | Concentración de Zinc a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando en relave minero usando sulfato ferroso como agente humectante | 133 |
| Figura 3.19. | Velocidad de enriquecimiento de zinc en el pozo anódico | 136 |
| Figura 3.20. | Control de pH en la zona catódica y anódica durante el proceso de electrorremediación | 138 |
| Figura 3.21. | Depósitos superficiales formados durante el proceso de electrorremediación | 140 |
| Figura 3.22. | Balance de masa del sistema de remediación electrocinética para suelos contaminados con metales pesados definido para ciclos operativos de 6 horas por cada pozo | 149 |
| Figura 3.23. | Instalación de los electrodos en campo, disposición de los pozos | 153 |
| Figura 3.24. | Esquema simplificado de un pozo de colección instalado en campo | 155 |

Figura 3.25. Punto de equilibrio del proyecto de un sistema de
remediación electrocinética aplicado a relaves mineros 164

ÍNDICE DE ANEXOS

| | PÁGINA |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------|
| ANEXO I Normativa vigente relacionada | 179 |
| ANEXO II Criterios de diseño adicionales para el diseño del sistema de remediación electrocinético | 180 |
| ANEXO III Deducción de la fórmula de distancia óptima entre los electrodos | 182 |
| ANEXO IV Criterios de diseño y diseño de equipos auxiliares | 185 |
| ANEXO V Velocidad de enriquecimiento en los pozos | 188 |
| ANEXO VI Diseño del sistema de remediación electrocinético | 192 |
| ANEXO VII Catálogos de equipos principales | 195 |
| ANEXO VIII Caracterización química de espumas y precipitados por medio de microscopía electrónica | 198 |
| ANEXO IX Flujo de caja del proyecto | 208 |
| ANEXO X Fichas técnicas | 209 |

RESUMEN

En el Ecuador, para reducir las consecuencias de la inadecuada disposición de relaves mineros ricos en sulfuros, se requiere el desarrollo de nuevas técnicas que permitan recuperar las zonas afectadas en forma segura. En el presente trabajo se presentan diseños a escalas laboratorio y piloto de un sistema de remediación electrocinética de suelos contaminados con metales pesados (Cu, Cr, Pb, Zn).

La investigación incluyó el estudio de la movilización de iones mediante la aplicación de un campo eléctrico, en tres distintos tipos de materiales: i) suelo inerte de matriz andesítica, ii) suelo agrícola contaminado artificialmente con metales pesados y iii) relave minero sulfurado ecuatoriano.

A escala de laboratorio se diseñó una celda de vidrio, (24 × 8 × 10 cm) de 2 000 cm³ capacidad, los ensayos electrocinéticos se realizaron con dos variantes del proceso: a) con soluciones donadoras de iones en los pozos anódico y catódico y b) con inmersión directa de electrodos en el suelo acondicionado. Además se emplearon tres tipos de agentes humectantes (soluciones de sulfato de sodio, sulfato ferroso y ácido acético). Para evaluar la eficacia del método propuesto se utilizó el Test Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) en diferentes regiones de los suelos sometidos a remediación.

Para la matriz andesítica se verificó la efectiva migración de metales pesados (Cu, Cr, Pb, Zn) hacia las zonas cercanas a los electrodos. Para el suelo agrícola se obtuvieron los mejores resultados de remoción con sulfato ferroso como agente humectante. Para el relave minero, empleando la modalidad con pozos, electrodos de grafito (10 V), sulfato ferroso y 104 horas de tratamiento se llega a la remoción del 95 % de Cu y 74 % de Zn en las zonas intermedias de la celda.

La planta móvil diseñada para 50 toneladas de capacidad, para el tratamiento de residuos in situ, constará de 3 arreglos de electrodos separados 5 metros entre electrodos de diferente polaridad y 1,75 metros para electrodos de la misma pola-

ridad. Los pozos de tratamiento constarán de tubería perforada de PVC de 8 pulgadas donde se introducen barras de grafito de $\frac{3}{4}$ de pulgada y 1 metro de altura. La inversión inicial del proyecto asciende a \$ 15 063,17, con una utilidad anual de \$ 7 667,88. El costo del tratamiento es de \$1 050/m³. Los índices financieros obtenidos (VAN= \$ 82 099,93 y TIR= 38 %) permitieron considerar la factibilidad de implementación exitosa del proyecto en la regiones de pequeña y mediana minería al sur del Ecuador.

INTRODUCCIÓN

Se define a la contaminación del suelo como una degradación química que desencadena la pérdida parcial o total de la productividad del suelo; originada por la acumulación de sustancias (metales pesados, pesticidas, hidrocarburos, etc.) en concentraciones que superan el poder de amortiguación natural del suelo además de alterar negativamente sus propiedades (Ortiz, Sanz, Dorado y Villar, 2007, p. 12).

Al hablar de contaminación por metales pesados, es pertinente considerar que más importante que el contenido total de un elemento en el suelo es su forma o especie química bajo la que se encuentra, es decir su especiación. Esta característica no solo influye en la distribución y movilidad del metal en el suelo, sino que condiciona su solubilidad, biodisponibilidad, toxicidad y su comportamiento como contaminante potencial (Ortiz et al., 2007, p. 14; Ruda, Mongiello y Acosta, 2004, p. 42).

A diferencia de los compuestos orgánicos, los metales pesados no pueden ser destruidos sino sólo neutralizados. Sin embargo con pequeñas variaciones en las condiciones del medio (pH, potencial redox, constituyentes orgánicos e inorgánicos) pueden liberarse y llegar a moverse a otros medios. Por lo tanto, es indispensable realizar un seguimiento de la distribución de estos en el suelo (Ortiz et al., 2007, p. 14; Naidu y Bolan, 2008, p. 11).

Una de las mayores fuentes de contaminación de suelos con metales pesados es la mala disposición de residuos mineros. La acumulación de metales pesados consigue la destrucción de los suelos naturales y la creación de nuevos suelos (antrosolos). Los antrosolos presentan limitaciones físicas, químicas y biológicas que dificultan la reinserción de vegetación. Otros efectos de la contaminación incluyen la destrucción de la estructura del suelo, la modificación de características estructurales, la acidificación, la ruptura de ciclos geoquímicos y la disminución de la capacidad de cambio y retención de agua (Ortiz et al., 2007, p. 35; Sabroso y Pastor, 2004, p. 17).

Para la remediación de suelos contaminados, existen varias tecnologías que pueden llevarse a cabo de manera “in situ” (en el lugar de origen de la afectación) o “ex situ” (con la remoción del suelo y tratamiento de este aislado del foco de contaminación). La aplicabilidad de la variante “in situ” radica en su menor costo. Entre las técnicas “in situ” utilizadas con éxito en suelos contaminados con metales pesados, aparecen la fitorremediación, la solidificación/estabilización y la electroremediación (Molina, Palestina y Piedra, 2004, p. 7; Volke y Velasco, 2002, p. 29).

La fitorremediación es el uso de plantas para depurar el suelo. Esta tecnología es importante en sitios con una gran dispersión de contaminantes, a un nivel superficial con una baja concentración. La principal desventaja es su limitado acceso a regiones profundas donde las raíces de las plantas no pueden entrar en contacto con la zona contaminada (Molina et al., 2004, p. 7; Clemente, Walker y Bernal, 2005, p. 48).

El proceso de solidificación/estabilización contempla el uso de agentes aglomerantes como el cemento Pórtland. Este proceso de estabilización convierte a los contaminantes en formas menos móviles a través de agentes estabilizantes o interacciones térmicas que favorecen la vitrificación de algunos componentes del suelo. Así, se consigue la encapsulación e inmovilización de los contaminantes en matrices más estables (Molina et al., 2004, p. 9; Mulligan, Yong y Gibbs, 2001, p. 200).

Finalmente, 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 (Pazos, Sanromán y Cameselle, 2006, p. 817; Molina et al., 2004, p. 10).

En la movilización de iones 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 (Molina et al., 2004, p. 11).

La electroremediación resulta eficaz para el tratamiento de suelo de baja permeabilidad hidráulica los cuales son difíciles de recuperar por otros medios y está especialmente indicado para metales solubles o complejados en el suelo en forma de óxidos, hidróxidos y carbonatos. Entre sus ventajas se incluyen el bajo consumo energético, el control sobre la dirección del flujo de agua y de los contaminantes disueltos y la acumulación de estos en los electrodos para su posterior eliminación (Page y Page, 2002, p. 208).

Este estudio nace de la necesidad de encontrar una solución al creciente problema de la contaminación del suelo en zonas mineras y de actividad industrial. La remediación electrocinética es una técnica muy poco empleada en el Ecuador, pero que podría llegar a instalarse satisfactoriamente en los pasivos ambientales de zonas industriales, como escombreras y relaveras de varias industrias ecuatorianas.

En el sur del país existen gran cantidad de sitios contaminados por metales pesados y residuos provenientes de la industria minera. Los trabajos realizados para la recuperación y remediación de estos sitios han sido muy escasos, razón por la cual es pertinente la evaluación y el desarrollo de alternativas tecnológicas acordes a cada lugar que permitan su remediación. Así, se pretende generar el conocimiento necesario para dar a conocer una tecnología de recuperación ambiental acorde a los factores técnicos y con las características específicas del sitio de estudio (Velasco, De la Rosa y Solórzano, 2004, p. 17).

1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1. CARACTERÍSTICAS DE SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS POR ACTIVIDADES INDUSTRIALES

La contaminación puede definirse como la alteración o degradación de los recursos y elementos naturales (suelo, agua, el medio abiótico, aire y clima) producidos principalmente por la actividad humana. El suelo es un recurso vivo no renovable, sensible a la incorporación de metales pesados en concentraciones anómalas. Un metal pesado se denomina a aquel elemento que tiene una densidad igual o superior a 5 g/cm^3 cuando está en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (sin tomar en cuenta a los metales alcalinos y alcalino-térreos) y que su presencia en la corteza terrestre es inferior a 0,1 %. Un suelo contaminado con metales pesados produce no solo daños irreversibles sobre el medio circundante (bioacumulación en flora y fauna), sino que representa un peligro potencial al ser humano dada la migración de estas especies tóxicas (De la Torre y Díaz, 2000, p. 5; Bautista, 1999, p. 31; Galán y Romero, 2008, p. 48).

La incorporación de metales pesados en el suelo también puede ocurrir naturalmente, es decir puede tener un origen geogénico, siendo fuentes importantes la actividad volcánica o la lixiviación de mineralizaciones. Sin embargo en la naturaleza la concentración de estos metales traza es controlada y equilibrada por los procesos geoquímicos propios del suelo (Galán y Romero, 2008, p. 48; Yarto, 2005, p. 231).

Los metales pesados en el suelo, al estar en concentraciones mayores a las habituales sobrepasan el poder amortiguador de este medio. A pesar de que los seres vivos requieren pequeños aportes de estas especies, cuando su aporte al suelo es excesivo, afectan negativamente al crecimiento y reproducción de los organismos. Otros efectos relevantes son la inhibición de la actividad enzimática microbiana, la reducción de la diversidad de las poblaciones de flora y fauna, infertilidad y el incremento de los procesos erosivos (Volke, Velasco y de la Rosa, 2005, p. 30; Yarto, 2005, p. 232).

El ser humano puede verse afectado por la transferencia de metales desde el suelo. La inhalación e ingestión de polvo, alimentos, agua o incluso la absorción cutánea son las vías de exposición más usuales. Los devastadores efectos de la bioacumulación de metales pesados en el ser humano han sido ampliamente estudiados (Volke, Velasco y de la Rosa, 2005, p. 31).

1.1.1. FUENTES ANTROPOGÉNICAS DE CONTAMINACIÓN

Los metales pesados se encuentran en el suelo en pequeñas cantidades, provenientes de los procesos geológicos, sin embargo el mayor aporte de estas especies deriva de la ejecución de ciertas actividades humanas, muchas de las cuales llegan a alterar de forma drástica la disposición natural del este medio en la biosfera. Las actividades que pueden afectar al suelo se describen y clasifican en la tabla 1.1 (Cruz, 2007, p. 52-53).

Tabla 1.1. Principales actividades generadoras de contaminación en suelos

| CATEGORÍA | ACTIVIDADES RELACIONADAS |
|-------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Industria | Accidentes, vertidos, escapes o fugas, almacenamientos y disposición de residuos |
| Mineras | Almacenamiento y deposición de escombreras, drenajes ácidos y el uso de reactivos químicos |
| Residuos | Producción de cenizas de procesos de incineración. |
| Transporte | Emisión de gases, pérdidas de aceites y gasolinas; abrasión de gomas de neumáticos |
| Otras | Productos de construcción (hormigón, pinturas), uso de fertilizantes y pesticidas), sistema de tratamiento de aguas |

(Cruz, 2007, p. 52-53)

Sin embargo el aporte de estas actividades no es el mismo. Actividades como la minería generan residuos mucho más complejos dado el alto grado de especialización desarrollado en este sector. La disposición inadecuada de residuos mineros representa una fuente importante de contaminación por metales pesados. Además de alterar los ciclos biológicos en el suelo, son fuente de drenajes ácidos y un peligro potencial de migración de especies hacia ríos y acuíferos.

1.1.2. PODER DEPURADOR DE LOS SUELOS

El poder depurador del suelo radica en la capacidad que este presenta para filtrar, descomponer, neutralizar, almacenar contaminantes o secuestrarlos en formas menos biodisponibles, es decir menos tóxicas para los seres vivos. Entre los parámetros que determinan el poder depurador se encuentran: el contenido de materia orgánica, la presencia de carbonatos e hidróxidos/óxidos de hierro y manganeso, la proporción y tipo de minerales de arcilla, la capacidad de cambio iónico, el pH, el potencial de óxido reducción, la textura, la permeabilidad y la actividad microbiana. Gracias a esta característica el suelo puede actuar como barrera protectora de otros medios más sensibles (hidrológicos y biológicos) bajo cierto valor umbral. Pero, si se superan estos límites de tolerancia para una o varias sustancias, el suelo actúa como fuente de contaminantes (Galán y Romero, 2008, p. 48; Ruda, Mongello y Acosta, 2004, p. 34).

Anualmente se producen millones de toneladas de residuos por la explotación y extracción de metales que al ser dispuestos de forma caótica, afectan el poder depurador del suelo. Los residuos, en su mayoría constituidos de sulfuros metálicos, al oxidarse contribuyen a la liberación metales pesados. Debido a este proceso, las capas superiores de los suelos presentan concentraciones elevadas de Cu, Ni, As, Se, Cd, Fe, entre otros, dependiendo del tipo de mineralización explotada (Galán y Romero, 2008, p. 49; De la Torre y Díaz, 2000, p. 5).

1.1.3. FORMA DE PRESENTACIÓN DE LOS CONTAMINANTES EN EL SUELO Y SU DISPONIBILIDAD RELATIVA

Rulken, Grotenhuis y Tichy (1995) señalan que los contaminantes en suelos y sedimentos pueden adoptar seis formas diferentes de interacción con el suelo. Como partículas (contaminantes particulados), como películas líquidas, absorbidos, adsorbidos, disueltos en agua intersticial de los poros, o como fases sólidas en los poros (p. 166). En la figura 1.1, se muestra la disposición de los contaminantes respecto a las partículas de suelo:



Figura 1.1. Estado físico de los contaminantes en suelos y sedimentos
(Rulkens et al., 1995, p. 166)

1.1.4. RIESGO AMBIENTAL MOVILIDAD Y BIODISPONIBILIDAD DE METALES

Las formas químicas en que se encuentran los metales (especiación), su movilidad y biodisponibilidad están definidas por el conjunto de los diferentes constituyentes del suelo, así como los factores químicos, físicos y biológicos que influyen en la reactividad de estos componentes (Rodríguez y Acero, 2006, p. 379).

Los elementos traza de un suelo pueden encontrarse: solubilizados en la fracción acuosa, en posiciones intercambiables de arcillas y materia orgánica, unidos a óxidos, carbonatos, sulfatos y fosfatos, formando complejos con la materia orgánica y dentro de las redes cristalinas de la matriz. El equilibrio de los metales entre los diferentes componentes del suelo se regula por una serie de procesos biológicos y químicos que determinan su especiación química. El suelo se encuentra en un equilibrio dinámico, por tanto existe un intercambio continuo de elementos entre las diferentes fases. Con un pequeño cambio en estas condiciones los metales pesados llegan a liberarse e ingresar a los ciclos biológicos (Newman y Jagoe, 1994, p. 120).

En la figura 1.2, se muestran las interacciones de los contaminantes en el suelo, a partir de estas características se puede evaluar la biodisponibilidad de los metales.

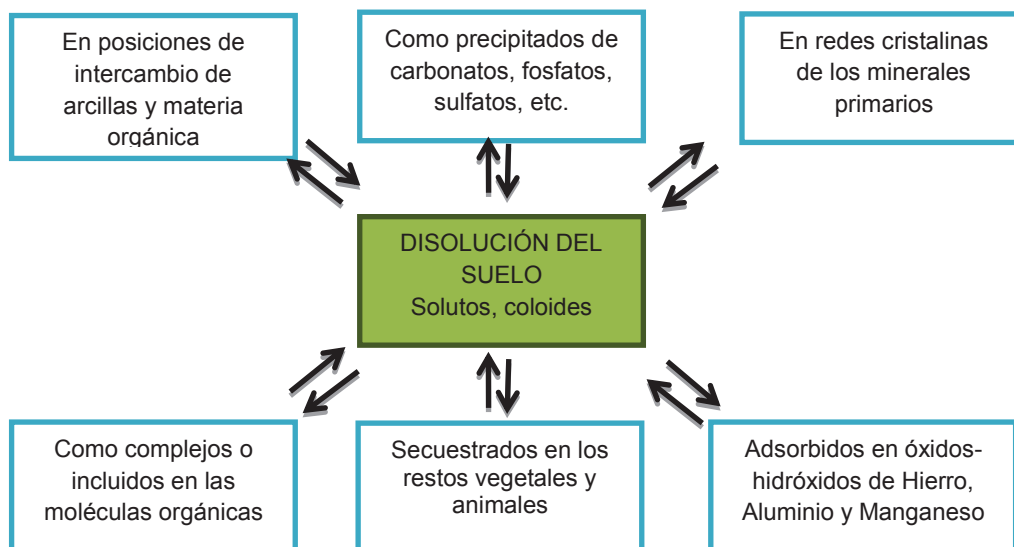


Figura 1.2. Interacciones de los metales pesados en el suelo
(López Arias y Grau Corbi, 2004, p. 15)

1.1.5. PARÁMETROS QUE INFLUYEN EN LA MOVILIDAD DE LOS CONTAMINANTES EN EL SUELO

La movilidad de un metal depende no sólo de su especiación química, sino de los parámetros edafológicos. Sin embargo, no todos los contaminantes están igualmente disponibles, sino que depende del mineral o minerales que forma parte de la matriz del suelo (Kabata-Pendias, 1995, p. 45).

En general, la movilidad de los metales pesados es baja, quedando acumulados en los primeros centímetros de suelo, siendo lixiviados a los horizontes inferiores en muy pequeñas cantidades (Galán y Romero, 2008, p. 51). Los parámetros geoédáficos son importantes en la valoración de la sensibilidad de los suelos a la agresión de los contaminantes; entre los más sobresalientes se encuentran:

- pH
- Potencial Redox
- Mineralogía de las arcillas
- Materia orgánica
- Capacidad de cambio

- Carbonatos
- Óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso
- Salinidad,
- Electronegatividad
- Textura

A continuación se describe de manera más detallada el efecto de cada uno de estos parámetros en la adsorción y retención de los metales pesados en el suelo, y su influencia en la reactividad de estas especies en el medio:

1.1.5.1. pH y Potencial Redox (Eh) del suelo

La mayoría de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido porque son menos fuertemente adsorbidos. Sin embargo, el arsénico, molibdeno, selenio y cromo son más móviles a pH alcalino. (Galán y Romero, 2008, p. 51). Un incremento de pH provoca un incremento en la adsorción y retención de cationes, hasta valores cercanos a pH 7.

En la tabla 1.2, se muestra la influencia del pH y del potencial de óxido-reducción en la movilidad relativa de los metales pesados (Navarro y Navarro, 2003, p. 122).

Tabla 1.2. Movilidad relativa de los metales pesados según el Eh y pH del suelo

| Movilidad | Oxidante | Ácido | Neutro y Alcalino | Reductor |
|-----------|----------------------------|----------------------------|----------------------------------------|-------------------------------------|
| Alta | Zn | Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au | | |
| Media | Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd | Cd | Cd | |
| Baja | Pb | Pb | Pb | |
| Muy Baja | Fe, Mn, Al, Sn, Pt, Cr, Zr | Al, Sn, Pt, Cr | Al, Sn, Cr, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au | Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd, Pb. |

(Cruz, 2007, p. 57)

El pH afecta la carga superficial de las arcillas, la materia orgánica y los óxidos de hierro y aluminio e influye en la formación de complejos de metales con la materia orgánica. El potencial de oxidación-reducción es responsable de que el metal se encuentre en estado oxidado o reducido. Los diagramas de Eh-pH se utilizan para mostrar la estabilidad de los compuestos metálicos y para predecir el comportamiento de los metales pesados frente a la variación de las condiciones ambientales (Galán y Romero, 2008, p. 51).

1.1.5.2. Mineralogía de las arcillas

Cuanto mayor es la superficie activa de una arcilla, existe mayor probabilidad de adsorción de metales. A pesar de eso, la importancia de los minerales de la arcilla como adsorbentes es secundaria cuando en un suelo existe un alto contenido de materia orgánica y/o hidróxidos de hierro, los cuales son adsorbentes más competitivos de metales pesados (Galán y Romero, 2008, p. 51; Galán, 2000, p. 16).

En los minerales arcillosos existe una carga permanente electronegativa para la adsorción de cationes. La retención de estas especies cargadas es mínima para los minerales del grupo del caolín, baja para las illitas, alta para las esmectitas y máxima para las vermiculitas (Besoain, 1985, p. 37).

Mientras, todos los cationes sorbidos en la superficie externa de los minerales arcillosos son cambiables, las especies sorbidas en las superficies internas de las arcillas son cambiables solamente cuando se produce la expansión de los paquetes interlaminares por acumulación de agua. Únicamente de esta manera, los metales pueden interactuar en estas posiciones internas (Fassbender, 1975, p. 121).

Sobre un rango de pH comprendido entre 5 y 6, los minerales arcillosos presentan una carga variable negativa proveniente de la ruptura de las uniones silicio-oxígeno-silicio (Si-O-Si) o aluminio-oxígeno-aluminio (Al-O-Al) en los extremos de los cristales (Besoain, 1985, p. 37).

Los grupos SiOH son ácidos débiles, con una constante de disociación en el orden de 10^{-10} , sólo en condiciones de alcalinidad presentan cargas negativas de importancia en el intercambio iónico (Fassbender, 1975, p. 121; Besoain, 1985, p. 37).

1.1.5.3. Materia orgánica

La materia orgánica reacciona con los metales formando complejos de cambio o quelatos. La adsorción de los metales traza puede ser tan fuerte, que en algunos casos se da la estabilización, como sucede con el cobre. También puede ocurrir la generación de quelatos muy estables, son ejemplos de este fenómeno el zinc y el plomo (Galán y Romero, 2008, p. 51).

Sin embargo, la interacción más peligrosa corresponde a la formación de compuestos organometálicos. Gracias a la formación de estas especies, se facilita la solubilidad del metal, incrementando así su disponibilidad y dispersión en el medio. Esta situación conduce a la persistencia de la toxicidad porque los metales llegan a liberarse durante la actividad microbiana propia del suelo (Ruda et al, 2004, p. 42).

Gracias a la presencia de grupos reactivos en la periferia de los ácidos húmicos y flúvicos en la materia orgánica, esta puede interactuar con los metales pesados. La capacidad de intercambio de materia orgánica se debe a los grupos funcionales carboxílicos (-COOH), fenólicos, alcohólicos (-OH) y metoxílicos (-OCH₃). La intensidad de la capacidad de intercambio depende de la cantidad y el grado de acidez de estos grupos (Fassbender, 1975, p. 125).

El grado de acidez depende también del pH y del carácter anfótero de la materia orgánica ya que es posible la adsorción de aniones y cationes. La capacidad de cambio de la materia orgánica es comparativamente alta, varía entre 150 y 250 meq/100 g y se explica por la gran cantidad de grupos periféricos funcionales que contiene (Navarro y Navarro, 2003, p. 76).

La actividad de los ácidos flúvicos y húmicos no es la misma. Así, los grupos $-\text{COOH}$ de los ácidos flúvicos presentan mayor capacidad de intercambio que los de los ácido húmicos. Estos grupos son igualmente más activos que los $-\text{OH}$ fenólicos y $-\text{OH}$ alcohólicos. La menor capacidad de intercambio se presenta para los grupos $-\text{OCH}_3$ metooxílicos (Fassbender, 1975, p. 125; Navarro y Navarro, 2003, p. 56).

1.1.5.4. Capacidad de cambio

La capacidad de cambio es una propiedad asociada a ciertos parámetros propios del suelo. El poder de intercambio iónico depende del tipo de mineral de la matriz, del contenido de arcilla y de materia orgánica, de la valencia del elemento a intercambiarse, del radio iónico hidratado de la especie. A mayor tamaño y menor valencia, se da menor retención de iones (Galán y Romero, 2008, p. 51). A continuación, se describen las dos principales variantes de intercambio iónico:

a. Intercambio catiónico

Se entiende por intercambio catiónico, los procesos reversibles por los cuales las partículas sólidas del suelo adsorben iones de la fase acuosa, desadsorben al mismo tiempo cantidades equivalentes de otros cationes y establecen un equilibrio entre ambas fases. Entre los cationes cambiables en el suelo se presentan principalmente: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} , Fe^{+3} , Mn^{2+} e H^+ (Fassbender, 1975, p. 119; Navarro y Navarro, 2003, p. 102).

La capacidad de intercambio catiónico depende de la superficie total expuesta de la partícula, esta puede ser únicamente externa o también puede llegar a ser interna para el caso de los minerales arcillosos. La superficie externa aumenta drásticamente con la disminución del tamaño de partícula. En el caso de las arcillas se tiene una superficie entre 600 y 800 m^2 por gramo, en el cual un 80 y 95 % corresponde a la superficie interna (Fassbender, 1975, p. 126; Adams, 1995, p. 173).

La materia orgánica presenta valores de superficie entre 560 y 800 m²/g. La superficie de los suelos varía entre pocos metros cuadrados por gramo a 500 m²/g y aumenta con el contenido de materia orgánica y minerales arcillosos, así también como su capacidad de intercambio catiónico. La superficie total de los suelos tiene un amplio rango de variación de entre 10 a 500 m²/g (Fassbender, 1975, p. 126).

b. Intercambio aniónico

Los coloides del complejo de cambio presentan cargas externas positivas que originan procesos de intercambio aniónico. Bajo condiciones ácidas, generalmente por debajo del punto isoeléctrico de la materia orgánica, de los minerales arcillosos y de los hidróxidos de hierro y aluminio, se acumulan protones a los grupos –OH o –NH₂, originándose cargas positivas. Estas cargas electropositivas son compensadas por los aniones presentes en la solución del suelo dando origen al intercambio aniónico (Navarro y Navarro, 2003, p.113).

Otra posibilidad del proceso de intercambio aniónico corresponde al reemplazo de grupos hidroxilo OH⁻ por iones del mismo tamaño como F⁻ y Cl⁻ (Fassbender, 1975, p. 157; Navarro y Navarro, 2003, p. 113).

La reacción del suelo tiene una gran importancia dentro de los procesos de intercambio aniónico. Al aumentar la acidez aumentan las cargas positivas y la adsorción de iones. Se ha encontrado la siguiente secuencia de adsorción aniónica (Fassbender, 1975, p. 157).



La presencia de cationes complementarios influye también sobre la retención de aniones. Se tiene la siguiente secuencia de adsorción (Fassbender, 1975, p. 157):



1.1.5.5. Carbonatos

Con la presencia de carbonatos se mantienen pH altos, y en esas condiciones tienden a precipitar los metales pesados. Estas especies a más de tener influencia sobre el pH del suelo, actúan en el estado de asimilabilidad de nutrientes, entre ellos el hierro y el zinc. Por el contrario, especies como el cadmio tienden a quedar adsorbidos en presencia de carbonatos (Galán y Romero, 2008, p. 51).

1.1.5.6. Óxidos e hidróxidos de Fe y Mn

Se encuentran diseminados en la masa del suelo; tienen un papel importante en la retención de metales pesados y en su inmovilización debido a su reactividad. Dada su baja cristalinidad y tamaño de partícula, poseen alta capacidad de absorción para metales divalentes como el cobre y el plomo. En menor grado presentan afinidad por metales como el zinc, cobalto, cromo, molibdeno, níquel y arsénico (Galán y Romero, 2008, p. 52).

Así en la figura 1.3, se muestra las cargas electrostáticas generadas en la superficie de los óxidos de hierro y su poder de retención de acuerdo a las condiciones del medio.

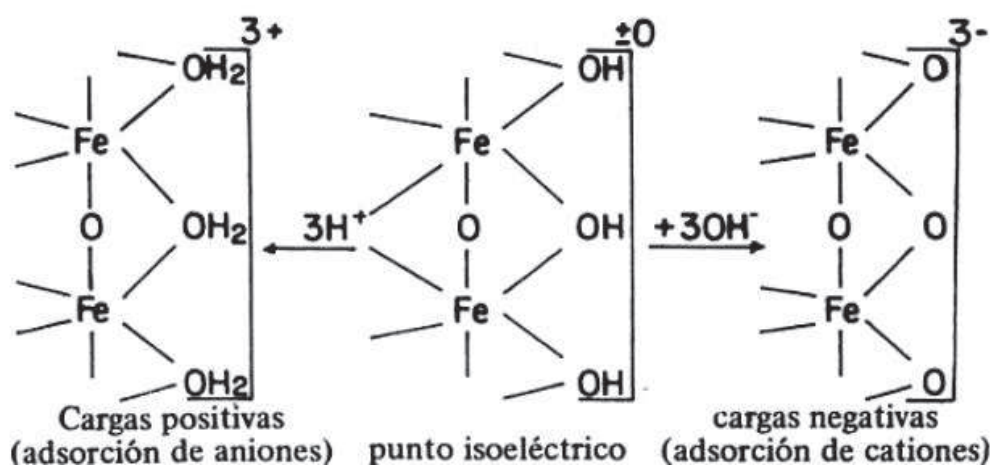


Figura 1.3. Cargas electrostáticas de los óxidos de hierro bajo su punto isoeléctrico, en su punto isoeléctrico y sobre su punto isoeléctrico

(Fassbender, 1975, p. 124)

La participación de estos óxidos e hidróxidos en procesos de intercambio con cationes de metales pesados es reducida, pues al cristalizarse en el suelo pierden su actividad. Debido a su carácter anfótero sólo en valores altos de pH presentan cargas negativas. Los óxidos de Al y Fe, en su punto isoeléctrico no presentan ninguna carga. Presentan cargas electronegativas de intercambio catiónico por encima de este y cargas electropositivas de intercambio aniónico debajo del mismo (Fassbender, 1975, p. 124; Navarro y Navarro, 2003, p. 48).

La adsorción de metales pesados se da bajo condiciones más alcalinas (aumento de OH^-). En estas condiciones los grupos $-\text{FeOH}$ de los óxidos son neutralizados con formación de H_2O , las cargas negativas originadas dan lugar a la adsorción de cationes. Si las condiciones de acidez son menores que su punto isoeléctrico se acumulan iones H^+ y aparecen cargas positivas que dan lugar a la adsorción de aniones (Navarro y Navarro, 2003, p. 48).

El comportamiento de los óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio es muy específico en el intercambio aniónico y catiónico ya que cada uno de ellos tiene su propio punto isoeléctrico. El punto isoeléctrico de un suelo dependerá de los óxidos e hidróxidos presentes, y se localiza generalmente en un rango de pH comprendido entre 5 y 6 (Fassbender, 1975, p. 125).

1.1.5.7. Salinidad

El aumento en la concentración de sales en el medio puede incrementar la movilización de los metales pesados y su retención en la matriz del suelo. Se reconocen dos principales mecanismos de reactividad de iones metálicos asociados a la presencia de sales:

- Los cationes Na y K pueden reemplazar metales pesados en lugar de intercambio catiónico.
- Los aniones cloruro y sulfato forman compuestos más estables con metales tales como plomo, zinc, cobre, cadmio y mercurio (Galán y Romero, 2008, p. 51).

1.1.5.8. Electronegatividad

La electronegatividad influye en el orden por el cual los metales pesados son adsorbidos sobre los constituyentes del suelo, por lo tanto, los metales más electro-negativos tienden a formar uniones enlaces covalentes más estables. Se propone el siguiente orden de preferencia (Adriano, 2001, p. 45):

Ni>Mg>Cu>Co>Zn>Cd>Sr>Pb

1.1.5.9. Textura

Los suelos arcillosos retienen más metales por adsorción, o en el complejo de cambio de los minerales de la arcilla. Por el contrario, los arenosos carecen de capacidad de fijación y pueden contaminarse a nivel freático (Galán y Romero, 2008, p. 51).

1.2. MÉTODOS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS

Según la forma en la que se aplique las técnicas de recuperación de suelos se habla de tratamientos in situ, que actúan directamente sobre los contaminantes en el lugar de afectación; y de 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 y separación de la fracción afectada de suelo contaminado (tratamiento off-site) (Volke y Velasco, 2002, p. 29).

Se tienen numerosas técnicas de remediación, sin embargo la selección de una u otra dependerá del caso particular de contaminación, sin embargo en la tabla 1.3, se muestra un resumen de las principales técnicas aplicadas en la remediación de suelos contaminados con metales.

Tabla 1.3. Principales técnicas empleadas en la descontaminación de suelos

| TIPO DE TRATAMIENTO | | TRATAMIENTO | APLICACIÓN |
|---------------------|-------------------------------|------------------------------|------------|
| DESCONTAMINACIÓN | FÍSICO-QUÍMICO | Extracción | In situ |
| | | Lavado | Ex situ |
| | | Flushing | In situ |
| | | Electrocinética | 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 | 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 | |
| | Vitrificantes | Ex situ- In situ | |

(Ortiz et al, 2007, p.24)

Según sea la aplicabilidad de las técnicas de remediación, estas se pueden clasificar de la siguiente manera:

- **Técnicas de contención** cuyo objetivo es aislar el contaminante en el suelo, pero sin actuar sobre él. Generalmente, se recurre a la aplicación de barreras físicas en el foco de contaminación.
- **Técnicas de confinamiento** que actúan directamente sobre las condiciones físicoquímicas de los contaminantes. Con estas variaciones se consigue reducir la movilidad de los metales traza en el suelo para evitar su migración a otros cuerpos más vulnerables.
- **Técnicas de descontaminación** dirigidas a disminuir la concentración de los contaminantes. Son las técnicas que logran mejores resultados ya que se consigue eliminar de forma permanente el foco de contaminación (Ortiz et al, 2007, p. 22).

Si bien, los tratamientos in situ requieren menor manejo logístico, son más lentos y difíciles de llevar a la práctica dada la dificultad de poner en contacto a los agentes de descontaminación con la totalidad de suelo contaminado. Los tratamientos ex situ suelen ser más costosos pero también son más rápidos, consiguiendo normalmente una recuperación más completa de la zona afectada. Sin embargo, la completa reinsertión del suelo tratado puede tardar algunos meses. En la tabla 1.4 se muestran las ventajas y desventajas de las dos variantes tecnológicas (Volke y Velasco, 2002, p. 29).

Tabla 1.4. Ventajas y desventajas de las tecnologías de remediación In situ y Ex situ

| | In situ | Ex situ |
|-------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Ventajas | Permite tratar el suelo sin necesidad de excavar ni transportar Potencial disminución de costos | Menor tiempo de tratamiento Facilidad de homogenización y toma de muestra durante el proceso |
| Desventajas | Mayores tiempos de tratamiento Heterogeneidad en las características del suelo Dificultad para verificar la eficacia del proceso | Se requiere la excavación del suelo Aumento en costos e ingeniería para equipos Manipulación del material y exposición al contaminante |

(Volke y Velasco, 2002, p. 29)

1.2.1. TÉCNICAS DE CONTENCIÓN

Utilizadas ampliamente para prevenir o reducir la migración de los contaminantes orgánicos e inorgánicos en suelos y aguas subterráneas. Entre sus características se pueden nombrar: la ausencia de excavación en el suelo, su bajo costo y las inspecciones periódicas a las que están sujetas. A continuación, se detallan las dos variantes más extendidas:

1.2.1.1. Barreras verticales

Se emplean in situ con el objeto de reducir los movimientos laterales de los contaminantes, ya sea a través de lixiviados o por disolución en aguas subterráneas. Incluyen la instalación de muros pantalla que requieren la excavación en el suelo de zanjas profundas de hasta 100 metros que son posteriormente rellenas de material aislante, el cual se constituye principalmente de mezclas de cemento con bentonita u hormigón (Thomas y Koemer, 1996, p. 394).

Esta técnica de contención es recomendada en suelos de textura gruesa no muy compactada. La incorporación de los muros contenedores pueden dificultar y encarecer la instalación (Ortiz et al, 2007, p. 23).

Adicionalmente, la utilización de geomembranas logra mejorar las propiedades de las barreras verticales, ya que se hallan constituidas por polietileno de alta densidad, un material altamente resistente en este medio (Thomas y Koemer, 1996, p. 395).

1.2.1.2. Barreras horizontales

Se describen como zanjas horizontales rellanadas con material sellante. Se encuentran en fase de desarrollo. Al aplicarlas en un terreno se lograría restringir el movimiento vertical de contaminantes metálicos. (Mulligan; Yong y Gibbs, 2001; p. 194)

1.2.2. TÉCNICAS DE CONFINAMIENTO

Conocidas también como técnicas de estabilización/solidificación, su objetivo es reducir la movilidad de los contaminantes mediante procesos físicos y químicos; ya sea convirtiéndolos en formas menos solubles (estabilización) o encapsulando el material contaminado en una estructura sólida (solidificación) (Suthersan, 1997, p. 30).

A continuación, se presentan las técnicas de confinamiento más usuales, en el tratamiento de suelos contaminados:

1.2.2.1. Estabilización físico química

Es una técnica ex situ que se aplica para reducir la movilidad de los contaminantes, mediante reacciones químicas que reducen su solubilidad en el suelo y su futura lixiviación. El suelo contaminado se somete a un pretratamiento para eliminar la fracción gruesa y luego se mezcla en tanques con agua (Smith et al, 1995, p. 67).

Posteriormente se incorpora aditivos y agentes estabilizantes como cementos, fosfatos y álcalis, que aumenta el pH y favorecen la precipitación e inmovilización de determinados metales pesados. Si el tratamiento obtuvo el resultado favorable, éste puede ser devuelto a su lugar de origen para ser reutilizado o darle una disposición final adecuada en un vertedero controlado. Su eficacia en el tratamiento de compuestos inorgánicos presenta grandes ventajas. Sin embargo es limitada en el caso de sustancias orgánicas y pesticidas. (FRTR, 1999, p. 45)

1.2.2.2. Inyección de solidificantes

Se tiene la inyección in situ de agentes estabilizantes. Los estabilizantes pueden ser de naturaleza inorgánica como el cemento o de naturaleza orgánica como las

sustancias bituminosas, polietileno o parafinas. (Mulligan et al, 2001, p. 200), de esta manera se logra encapsular físicamente a los contaminantes en una matriz impermeable al agua. Esta técnica se encuentra especialmente indicada para suelos contaminados con sustancias orgánicas, sin embargo para compuestos orgánicos semivolátiles o pesticidas su eficiencia se ve limitada (Ortiz et al, 2007, p. 26).

1.2.2.3. Vitrificación

Es una técnica de estabilización térmica que utiliza el calentamiento del suelo contaminado a alta temperatura para conseguir la fusión de los óxidos y transformar la matriz edáfica en un material vítreo estable. De esta forma, se logra reducir la movilidad de los contaminantes inorgánicos (entre los que se encuentran plomo, bario y cianuros) y se logra destruir los contaminantes orgánicos por reacciones de oxidación y de pirolisis (FTRT, 1999, p. 86).

En la figura 1.4, Ortiz et al (2004) proponen un esquema simplificado de la aplicación en campo de la tecnología de vitrificación. Básicamente el sistema consta de electrodos enterrados directamente en el suelo (p. 96).

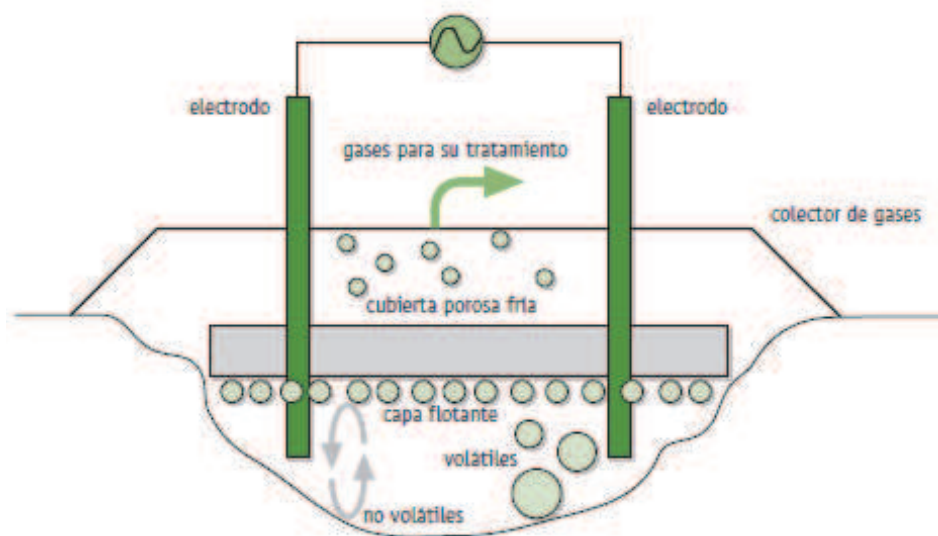


Figura 1.4. Proceso de vitrificación in situ
(Ortiz et al, 2007, p. 27; Khan, Husain, Hejaizi, 2004, p. 96)

1.2.3. TÉCNICAS DE DESCONTAMINACIÓN

1.2.3.1. Tratamientos físico- químicos

a. Extracción con disolventes y ácidos

Para la extracción de metales pesados en suelos contaminados se emplea ácido clorhídrico. El proceso da inicio con un tamizado previo para la eliminación de grava. El suelo así obtenido es mezclado con ácido. Finalizado el tiempo de extracción, el suelo se lava con agua para eliminar los restos de ácido y metales (USEPA, 1990, p. 56).

La solución extractante se puede reutilizar usando agentes precipitantes de metales como el hidróxido de sodio o cal. Para evitar la acidificación del suelo posterior a este tratamiento se neutraliza el suelo con la adición de cal o de fertilizantes (USEPA, 1990, p. 56).

b. Lavado

Es un tratamiento ex situ en el cual el suelo excavado es previamente separado físicamente por tamizado, densidad o gravedad con el fin de eliminar las partículas de grava más gruesa con poca capacidad de absorción. La fracción fina se lava con extractantes químicos que permiten desorber y solubilizar los contaminantes (Van Benschoten, Matsumoto y Young, 1997, p. 218).

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, p. 160).

En la figura 1.5, Ortiz et al (2004) proponen un diagrama de flujo para el proceso de lavado de suelos, en el cual se detallan las principales operaciones unitarias contempladas en este tratamiento ex situ (p. 27).

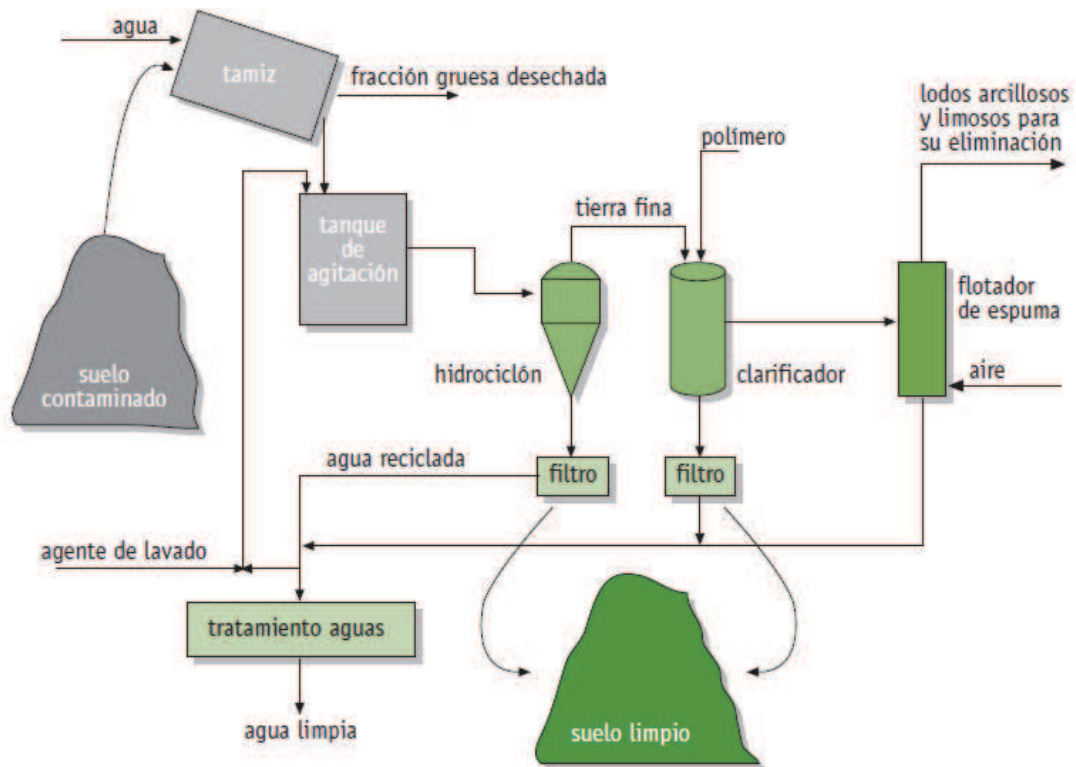


Figura 1.5. Proceso de lavado de suelos
(Ortiz et al, 2007, p. 27)

Las bondades de esta técnica se encuentran en algunos campos de aplicación. 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 (Avogadro y Ragaini, 1994, p. 60).

El éxito de esta técnica radica en la correcta elección del agente extractante. Entre las sustancias extractantes más usuales, se encuentran: ácidos, bases, agentes quelantes, alcoholes y surfactantes (Griffiths, 1995, p. 180).

En el caso de metales pesados, agentes quelantes como el ácido etilen diamino tetra acético (EDTA), el ácido cítrico y el ácido nitrilotriacético (NTA) además de algunos ácidos como el ácido clorhídrico han mostrado su eficacia en la remoción de cobre, plomo y zinc de suelos contaminados (Elliot y Brown, 1989, p. 361; Davis y Singh, 1995, p. 175; Peters, 1999, p. 170; Moutsatsou, Gregou, Matsas y Protonotarios, 2006, p. 1633).

c. Adición de enmiendas

Es una técnica *in situ*, en la cual se promueve la inmovilización de los contaminantes presentes en el suelo, mediante la incorporación al medio de ciertas sustancias, con características reactivas. La adición de carbonatos, zeolitas, fosfatos, minerales de hierro, bentonitas, hidróxido de calcio, compost o levaduras han sido empleados exitosamente para inmovilizar metales tóxicos como plomo, uranio, arsénico, zinc, níquel, estroncio, cobre y cadmio (Seaman, Arey y Bertsch, 2001, p. 461; Zhou y Wong, 2001, p. 880; Ortiz et al, 2007, p. 36).

1.2.3.2. Tratamientos biológicos

La biorrecuperación consiste en degradar contaminantes orgánicos y disminuir la toxicidad de otros contaminantes inorgánicos como metales pesados a través de la actividad biológica, principalmente la de microorganismos, mediante reacciones que forman parte de sus procesos metabólicos (Ortiz et al, 2007, p. 39). Se puede describir dos clases de interacciones:

a. Biotransformación de metales

Los microorganismos intervienen en la movilidad y biodisponibilidad de metales. La interacción entre microorganismos y metales se analiza por la influencia de los estos sobre la población microbiana y el papel de los microorganismos en la transformación de los metales. (Alexander, 1994, p. 43; Gadd, 2004, p. 30).

La actividad microbiana no está encaminada a la degradación o destrucción de los metales. Los microorganismos controlan la especiación y transformación a formas menos tóxicas mediante mecanismos de oxidación, reducción, metilación, formación de complejos, biosorción y acumulación intracelular. (Alexander, 1994, p. 43).

b. Fitorrecuperación

Es una técnica que utiliza la capacidad de ciertas especies vegetales para sobrevivir en ambientes contaminados con metales pesados y que extraen, acumulan, inmovilizan o transforman estos contaminantes del suelo. El éxito de este tratamiento está controlado por la selección de las especies adecuadas para recuperar el suelo que permitan mejorar las propiedades del suelo y fomenten la supervivencia y el crecimiento de las plantas (Clemente, Walker y Bernal, 2005, p. 48).

1.3. LA REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA DE SUELOS

Es una técnica in situ que consiste en aplicar una corriente eléctrica de baja intensidad entre electrodos introducidos directamente en el suelo contaminado, la que permite la movilización de agua, iones y partículas pequeñas cargadas. Los aniones se mueven hacia el electrodo positivo y los cationes hacia el electrodo 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 en el suelo y la disolución de contaminantes precipitados como carbonatos, hidróxidos, entre otras formas insolubles (Acar y Alshwabkeh, 1993, p. 2640).

Sin embargo, la generación de iones OH^- generados en el cátodo por la reducción del agua provoca la precipitación de los metales (Pazos et al., 2006, p. 820; Ortiz et al., 2007, p. 35).

Durante el tratamiento, se reconocen los siguientes mecanismos de transporte de contaminantes:

- **Electromigración:** movimiento de los iones hacia el electrodo de carga opuesta.
- **Electroósmosis:** movimiento del agua respecto a la superficie cargada de las partículas del suelo.

- **Electroforesis** desplazamiento iónico en suspensión.
- **Electrólisis** asociada a las reacciones químicas asociadas con el campo eléctrico (Adams, 1995, p. 236).

En la figura 1.6, se muestra de mejor manera, los fenómenos de transporte por electroforesis, electroósmosis y electromigración; los cuales fueron anteriormente descritos.

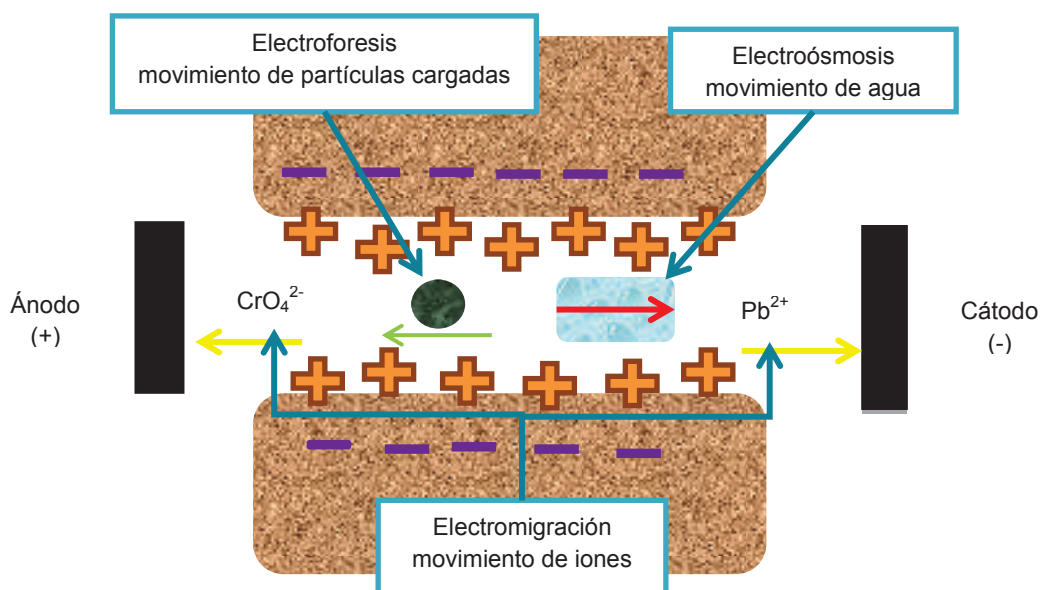


Figura 1.6. Mecanismos de transporte durante la electroremediación (Mattson y Lindren, 2005, p. 94)

Para el tratamiento de suelos de baja permeabilidad hidráulica esta técnica resulta eficaz ya que estos medios son difíciles de recuperar por otras técnicas y está especialmente indicado para metales solubles o complejados en el suelo. (Acar y Alshawabkeh, 1993, p. 2641).

Sus ventajas incluyen el bajo consumo energético, un control sobre la dirección del flujo de agua y de los contaminantes disueltos y la acumulación de los contaminantes en los electrodos para su posterior eliminación (Page y Page, 2002, p. 212).

1.3.1. REACCIONES EN LOS ELECTRODOS

Con el suministro de energía eléctrica en una celda de remediación, se producen reacciones de óxido-reducción. Al aplicar la corriente eléctrica se tiene un transporte dirigido de electrones del cátodo al ánodo; este transporte de electrones es el responsable de arrastrar las especies cargadas en el suelo. Para mantener la neutralidad del sistema se presentan las reacciones de óxido-reducción (Acar y Alshawabkeh, 1993, p. 2644; Ottossen, Hansen y Hansen, 2000, p. 1201).

La electrólisis del agua produce iones hidrógeno H^+ e iones hidroxilo OH^- en cada uno de los terminales de la celda, de la siguiente manera:



Un Faraday (96 500 Coulombs/g-equivalente) de carga generará una mol de H^+ en el ánodo y una mol de OH^- en el cátodo respectivamente. Una corriente de 10 mA producirá $3,73 \times 10^{-4}$ moles de OH^- y H^+ cada hora. Conociendo el volumen de líquido, la velocidad de incremento en la concentración de H y OH puede ser calculado por la variación de pH (Acar y Alshawabkeh, 1993, p. 2645).

Los metales pueden precipitar como óxidos, hidróxidos, carbonatos y complejos de fósforo, dependiendo de la composición química, pH y el flujo de corriente eléctrica (Segal y Bruell. 1992, p. 88). Si se tiene la presencia de cloruros en concentraciones elevadas, se puede tener la producción de gas cloro en el ánodo.



Si los iones producidos por las reacciones en los electrodos no son removidos o neutralizados, estos serán los responsables de bajar el pH en el ánodo e incrementarlo en la región del cátodo. Es así que se generarán dos frentes: un frente ácido desplazándose hacia el cátodo. Mientras que en el ánodo se tendrá un fren-

te básico desplazándose desde el ánodo al cátodo (Probstein y Hicks, 1993, p. 500).

El avance del frente ácido causa una disminución en el coeficiente de permeabilidad electroósmótica ($\text{cm}^2/\text{V s}$) K_e asociado con el incremento de la conductividad en el compartimiento anódico y el correspondiente descenso del potencial zeta (Hamed, Acar y Gale, 1991, p. 256).

Una caída en el coeficiente electrosmótico y en el gradiente de potencial zeta conducirá al decremento del flujo electrosmótico, haciendo que el flujo másico por electromigración se incremente (Hamed et al., 1991, p. 260).

Como una base fuerte proveniente del cátodo se está difundiendo en el suelo, el potencial zeta llega a incrementarse negativamente en esa región. La intensidad de campo también se incrementa y esta ayuda a contribuir el flujo en la región catódica hacia el ánodo (Shapiro y Probstein, 1993, p.286).

El ácido generado en el ánodo avanza hacia el cátodo por migración iónica debido al gradiente eléctrico, advección en el fluido del poro por flujo electrosmótico, flujo debido a la diferencia de potencial hidráulico, y la difusión debido al desarrollo de un gradiente químico. El medio alcalino desarrollado en el cátodo avanza hacia el ánodo por migración iónica y difusión. (Acar y Alshawabkeh, 1996, p. 2643; Shapiro y Probstein, 1993, p. 286).

1.3.2. FUNDAMENTOS DE LA EXTRACCIÓN ELECTROKINÉTICA

Muchas de las partículas superficiales están negativamente cargadas debido a la presencia de sustituciones y de enlaces rotos. Las partículas positivamente cargadas son adsorbidas en la superficie para mantener la neutralidad del sistema. Cuando se adiciona agua a las partículas sólidas, los cationes adsorbidos se disuelven en el agua y tienden a difundirse desde la superficie de las partículas para homogenizar la concentración de cationes en el fluido (Mitchell, 1993, p. 30)

Sin embargo, la tendencia de la difusión es contrarrestada por la fuerza electrostática ejercida en los iones por las partículas cargadas en la superficie. Entonces se forma una difusión a través de una doble capa. La difusión a través de la doble capa provee de una capa móvil de cationes en las cercanías de la superficie de las partículas. Cuando un campo eléctrico es aplicado a través de una masa húmeda de suelo, los cationes móviles se desplazan hacia el cátodo (electrodo negativo) (Alshawabkeh, Yeung y Bricka, 1999, p. 27).

Si se asume que los poros a través del suelo como un capilar, los cationes móviles forman una capa concéntrica a través del capilar. Cuando esta capa concéntrica móvil se mueve hacia el cátodo, esta arrastra el fluido alojado en el suelo como causa de la electroósmosis, es decir, se tiene un flujo hidráulico inducido por la presencia de un campo eléctrico. La electroósmosis se define como un flujo acoplado a un flujo de tipo hidráulico inducido por un campo eléctrico. (Mitchell, 1993, p. 30; Alshawabkeh, Yeung y Bricka, 1999, p. 27).

Para propósitos prácticos, la velocidad de volumen de flujo electroósmótico es descrita por una ecuación análoga a la ley de Darcy (Alshawabkeh et al., 1999, p. 27).

$$Q = k_e i_e A \quad [1.4]$$

Donde

- Q Velocidad de flujo volumétrico (m^3/s)
- k_e Coeficiente de conductividad electroosmótica ($\text{m}^2/\text{V s}$)
- i_e Intensidad de campo eléctrico (V/m)
- A Sección de área perpendicular al flujo (m^2)

Sin embargo valores de coeficientes de conductividad electroosmótica de diferentes suelos se encuentra entre los rangos de 1×10^{-9} hasta $1 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{V s}$ (Acar y Alshawabkeh, 1993, p. 2642; Mitchell 1993, p. 30; Yeung, 1994, p. 575).

En suelos de baja granulometría y de baja conductividad hidráulica; un campo eléctrico es una fuerza mucho más efectiva de transporte de fluidos que un gradiente hidráulico. Este fenómeno se invierte para suelos de grano grueso de alta conductividad hidráulica, en los cuales la eficiencia de un gradiente hidráulico supera la aplicación de un campo eléctrico (Alshawabkeh et al., 1999, p. 27).

Durante un proceso de extracción electrocinética, el campo eléctrico aplicado por lo tanto puede conducir un transporte electroosmótico efectivo de contaminante a través del suelo y puede ser mejorado a través de la adición o inyección de agentes humectantes en el suelo contaminado (Alshawabkeh et al, 1999, p. 27).

Adicionalmente, la aplicación de un campo eléctrico puede inducir la migración iónica de los contaminantes. Los iones de carga negativa (aniones) se desplazan hacia el ánodo que es el electrodo positivo, mientras que los iones de carga positiva (cationes) se desplazan hacia el cátodo de carga negativa.

La movilidad de los iones en soluciones diluidas, es decir la velocidad de los iones bajo la influencia de un campo eléctrico se encuentran en el rango de 1×10^{-8} a 1×10^{-7} m²/V-s (Dean, 1992, p. 67).

Sin embargo la movilidad efectiva de los iones en el suelo es considerablemente más baja. Este fenómeno se debe a la tortuosidad que presenta un medio poroso como suelo durante el transporte de iones. Por tal razón la movilidad de iones en el suelo no puede ser modelada únicamente con la movilidad de los iones en soluciones diluidas, y se recurre a la incorporación de factores de retardación (Jin y Sharma, 1991, p. 64).

Mitchell (1991) presenta rangos prácticos de parámetros de flujo para suelos saturados finos. Entre los parámetros descritos, se encuentran: porosidad, conductividad hidráulica, permeabilidad electroosmótica, coeficiente de difusión, conductividad eléctrica, eficiencia osmótica y movilidades iónicas efectivas en suelos de granulometría fina (p. 30).

Tabla 1.5. Rangos de parámetros de flujo para suelos saturados finos

| Parámetro | Símbolo | Unidades | Mínimo | Máximo |
|-------------------------------|------------|-----------|---------------------|--------------------|
| Porosidad | n | % | 0,1 | 0,7 |
| Conductividad hidráulica | k_h | m/s | 1×10^{-11} | 1×10^{-6} |
| Permeabilidad electroosmótica | k_e | $m^2/s V$ | 1×10^{-9} | 1×10^{-8} |
| Coefficiente de difusión | D^* | m^2/s | 2×10^{-10} | 2×10^{-9} |
| Conductividad eléctrica | σ_e | S/m | 0,01 | 1,0 |
| Eficiencia osmótica | ω | - | 0 | 1,0 |
| Movilidad iónica | μ | $m^2/s V$ | 3×10^{-9} | 1×10^{-8} |

(Mitchel, 1991, p. 30)

1.3.3. CONSIDERACIONES PRÁCTICAS PARA LA IMPLEMENTACIÓN IN-SITU

Existen algunos aspectos prácticos que deben ser considerados cuidadosamente antes de que la técnica pueda ser exitosamente aplicada a escala industrial.

1.3.3.1. Tipo de suelo

Esta clase de tecnología puede ser aplicada en suelos de tipo arcillosos y en arenas finas. Pero se debe tener en cuenta, que las velocidades de transporte de contaminantes y la eficiencia dependen fuertemente del tipo de suelo y de las variables ambientales. Así por ejemplo, suelos con un alto contenido de agua, alto grado de saturación y poca actividad proveen las condiciones más favorables para el transporte de contaminantes y migración iónica. Sin embargo, en suelos con alta actividad como kaolinita, illita, montmorillonita muestran una alta capacidad amortiguadora y requieren exceso de ácido o de agentes mejoradores para desorber o solubilizar contaminantes sorbidos en las partículas del suelo (Yeung, A, Hsu, C. y Menon, R., 1996, p. 670; Puppala, Alshawabkeh, Acar, Gale y Bricka, 1997, p. 215).

En suelos heterogéneos, esta técnica presenta ventajas ya que ofrece una aplicación uniforme en matrices difíciles de recuperar por otros métodos convencionales. El coeficiente de conductividad electroosmótica es independiente del tipo de suelo, entonces el flujo de volumen electroosmótico en las diferentes capas del suelo será muy similar, razón por la cual esta técnica es aplicable en matrices heterogéneas (Alshawabkeh et al, 1999, p. 28).

1.3.3.2. Tipo de contaminantes y concentración

Durante un tratamiento de electrorremediación la magnitud y la dirección de la velocidad de la partícula (metal pesado) depende de la magnitud del campo eléctrico aplicado y del diámetro de poro del capilar. Si un buen frente ácido no puede ser desarrollado por el proceso electrocinético debido a la capacidad amortiguadora del suelo, es necesario incorporar agentes que puedan ser incorporados al medio para solubilizar los metales (Kuo y Papadopoulus, 1996, p. 1178).

Como se indicó anteriormente, se requiere desarrollar un frente ácido capaz de solubilizar las especies sorbidas en el suelo. La incorporación de sustancias ácidas resultarían beneficiosas para el mantenimiento del frente ácido; sin embargo, soluciones de bajo pH son muy perjudiciales para el suelo, y su uso es limitado (Cox, Shoesmith y Ghosh, 1996, p. 1935).

Otro aspecto importante a considerar es una alta presencia de iones en el suelo, lo que incrementa la conductividad eléctrica del mismo y por tanto se reduce la eficiencia del flujo electroosmótico (Gray y Mitchel, 1967, p. 220).

Por otra parte, si se controla la intensidad del campo eléctrico aplicado se podrá prevenir el gasto excesivo, además de la generación de calor durante el proceso. Alshawabkeh et al. (1999) señalan que la concentración de contaminantes no es un parámetro influyente en este proceso (p. 29).

1.3.3.3. Voltaje y corriente

La densidad de corriente utilizada en la mayoría de estudios está en el orden de miliamperios por centímetro cuadrado. Aunque una alta intensidad de corriente puede incrementar el frente ácido y la velocidad de transporte para facilitar el proceso de remoción, este parámetro incrementa enormemente el consumo de energía (Puppala et al, 1997, p. 217)

Una intensidad de corriente entre el rango de 1 a 10 A/m² (0,1-0,01 mA/cm²) ha demostrado ser la más eficiente para el proceso. Sin embargo, la selección apropiada de la densidad de corriente y de intensidad del campo eléctrico depende de las propiedades electroquímicas del suelo a ser tratado, principalmente, de la conductividad eléctrica. Entre mayor sea la conductividad del suelo se requiere de una mayor densidad de carga para mantener la intensidad de corriente requerida. Una intensidad de corriente de 50 V/m puede ser usada como una estimación inicial para el proceso. Una densidad óptima o una intensidad de campo se selecciona en base a las propiedades del suelo, al espacio de los electrodos y al tiempo requerido en el proceso (Alshawabkeh et al, 1999, p. 29).

1.3.3.4. Solución humectante

Los contaminantes pueden existir en diferentes formas químicas dependiendo de las condiciones ambientales. Estos pueden existir como precipitados sólidos, solutos disueltos en el fluido del poro o en agua ligada al suelo, sorbidos en forma de complejos en partículas superficiales o en lazos a la materia orgánica. Entre todas estas formas solo los solutos disueltos son móviles y pueden ser removidos por electrorremediación (Cox, Shoesmith y Ghosh, 1996, p. 1936).

El proceso de transformación de un contaminante en sus diferentes formas depende del ambiente de confinamiento en el medio. Así por ejemplo, el ambiente ácido generado en el ánodo ayuda en la desorción y disolución de los metales de la superficie de las partículas de suelo. Sin embargo, el ambiente generado en el

cátodo puede dificultar la remoción de los mismos. En algunos casos, es necesario inyectar reactivos para mejorar la solubilización y transporte de los metales. En un ambiente ácido algunos iones metálicos existen como cationes mientras otros existen como complejos aniónicos. Ambas formas son solubles y entonces pueden ser extraídas del suelo por este proceso (Alshawabkeh et al, 1999, p. 29).

Si el metal existe en su forma catiónica, este será transportado hacia el cátodo bajo un campo aplicado. El metal se acumulará en el pozo catódico o se depositará en la superficie del cátodo y puede ser removido posteriormente. Sin embargo, algunos metales pesados formarán complejos solubles en un ambiente ácido. En este caso la recuperación de los metales se dará en el ánodo (Wong, Hicks y Probstein, 1997, p. 67).

Para incrementar la eficiencia de la técnica, se requiere de la incorporación de agentes humectante. Estos agentes adicionados al suelo deben:

- Formar sales insolubles con el contaminante en el rango de pH de trabajo en los pozos.
- Formar complejos solubles con el contaminante que puedan migrar eficientemente bajo un campo eléctrico.
- Ser químicamente estables en un amplio rango de valores de pH.
- Tener gran afinidad por el contaminante en el suelo.
- No presentar afinidad por las partículas del suelo.
- No generar residuos tóxicos en el suelo tratado.
- No generar una cantidad excesiva de efluentes, o que los efluentes generados puedan ser sometidos a precipitación o concentración después del uso.
- Presentar un costo competitivo.
- No inducir excesiva solubilización de los minerales en el suelo.
- Ser selectivos (Alshawabkeh et al, 1999, p. 29).

1.3.3.5. Agentes empleados en la neutralización del cátodo

Ácidos débiles como el ácido acético, puede ser introducido en el cátodo para neutralizar la generación iones hidroxilos generados durante la reducción electrolítica del agua (Acar y Alshawabkeh, 1993, p. 2642; Puppala et al. 1997, p. 215).

Sin embargo, el uso de algunos ácidos en el proceso puede presentar ciertos riesgos. Por ejemplo el uso de ácido clorhídrico puede presentar problemas con la remediación electrocinética debido a:

- Puede incrementar la concentración de cloruros en las aguas subterráneas.
- Puede promover la formación de sales insolubles como el cloruro de plomo y puede generar gas cloro por electrólisis, en el pozo anódico (Alshawabkeh et al, 1999, p. 30).

Otros ácidos presentan mejores prestaciones en su aplicación. Este el caso del ácido acético. Existen algunas ventajas para usar este ácido débil como agente depolarizante de iones hidroxilos generados por los procesos de reducción en el cátodo. Entre estas ventajas se encuentran (Alshawabkeh et al, 1999, p. 30):

- Muchos de los acetatos metálicos son altamente solubles.
- La concentración de iones generados por disociación del ácido es demasiado baja debido al alto valor de pK_a del ácido acético, y entonces la conductividad eléctrica del suelo no se incrementará drásticamente.
- Es biodegradable y ambientalmente seguro.
- Los iones acetato puede prevenir la formación de otras sales insolubles en los alrededores del cátodo, y así prevenir el desarrollo de una zona de baja conductividad eléctrica y la disipación de una gran cantidad de energía en la región cercana al cátodo (Puppala et al. 1997, p. 217).

1.3.3.6. Material del electrodo, configuración y espaciamiento

El ánodo debido a su exposición al frente ácido, podría llegar a disolverse y generar productos indeseables de corrosión; por esta razón el material de construcción para los ánodos debe ser químicamente inerte y debe ser un material conductor como el grafito, titanio o platino. De ser necesario, electrodos de sacrificio pueden ser usados como ánodos. (Alshawabkeh et al, 1999, p. 30)

Cualquier material que no se corroa en ambiente básico debe ser usado como cátodo. Algunas consideraciones importantes para la elección del material del electrodo son:

- Propiedades de conducción eléctrica del material
- Disponibilidad del material
- Facilidad de fabricación en la forma requerida para el proceso
- Facilidad de instalación en campo
- Costos del material, de fabricación y de instalación.

Independientemente del material seleccionado para el electrodo, este debe ser instalado de forma adecuada en el campo de tal forma que tenga un buen contacto con el suelo. Adicionalmente, el diseño debe proveer la facilidad de extraer la solución a través del electrodo (Alshawabkeh et al, 1999, p. 30; Ho, Athmer, Sheridan y Shapiro, 1997, p. 40).

Una configuración abierta facilita el intercambio entre el electrodo y el suelo, lo cual permite el correcto funcionamiento del proceso. El electrodo debe ser conductor de la electricidad, químicamente inerte, poroso y hueco. Si el diseño, incluye una parte hueca, se puede facilitar la remoción de la solución contaminada (Alshawabkeh et al, 1999, p. 30; Page y Page, 2002, p. 213).

Los electrodos pueden ser instalados horizontal o verticalmente. Para la configuración en una dimensión, estos pueden ser instalados en el campo por un procedimiento similar a la instalación de pozos y desagües. Su desventaja radica en la

generación de puntos muertos entre electrodos de la misma polaridad. Configuraciones hexagonales, cuadradas o triangulares pueden ser usadas para la implementación de un campo eléctrico en dos dimensiones (Alshawabkeh et al, 1999, p. 31).

Así, en la figura 1.6, se muestra las configuraciones de electrodos más usuales para tratamientos de remediación electrocinética:

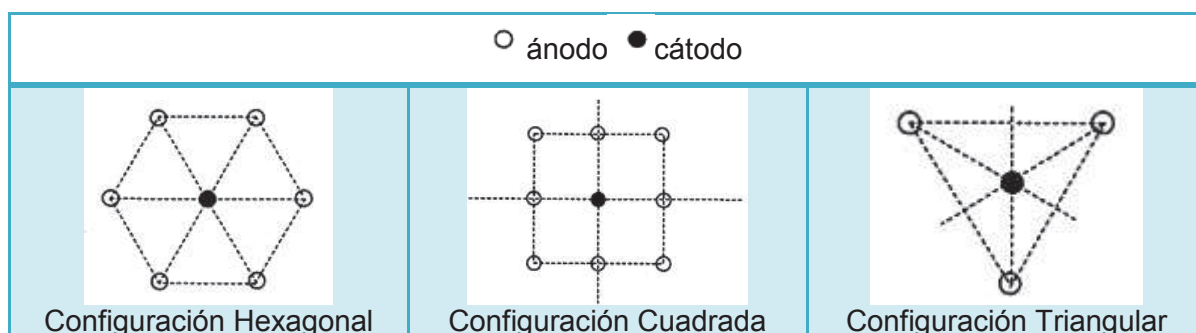


Figura 1.7. Ejemplos de configuraciones en dos dimensiones para el arreglo de electrodos (Alshawabkeh et al, 1999, p. 31)

En una configuración cuadrada, los electrodos forman una celda cuadrada que contiene al cátodo rodeado por cuatro u ocho electrodos. De forma similar, en una configuración triangular, los electrodos forman triángulos conteniendo uno de cátodo rodeado por tres ánodos. En estas configuraciones el cátodo está ubicado en el centro y los ánodos se encuentran ubicados en el perímetro de este para maximizar la difusión del ambiente ácido generado por los ánodos y para minimizar la extensión del frente básico generado por el cátodo (Alshawabkeh et al, 1999, p. 31; Jian y Sharma, 1991, p. 68-69).

En los arreglos de una dimensión, en la que los electrodos se ubican paralelos según su polaridad, se tiene mayor incidencia de puntos muertos. En un arreglo de una dirección, la densidad de corriente eléctrica, es decir la corriente por unidad de área, es dependiente de la distancia a los electrodos (Alshawabkeh et al, 1999, p. 31; Renaud y Probstein, 1987, p. 353).

En las configuraciones en dos dimensiones, sin embargo, la densidad de corriente eléctrica incrementa linealmente con la distancia a través del cátodo. Por lo tanto, la intensidad de campo eléctrico puede incrementarse linealmente con la distancia entre los electrodos (Alshawabkeh et al, 1999, p. 31)

1.3.3.7. Distancia entre los electrodos

Los factores que afectan la selección de la configuración de los electrodos para un escalado completo incluye:

- Localización y tamaño de puntos muertos que pueden ser desarrollados
- Número y costo de los electrodos por unidad de área a ser tratada
- Tiempo requerido para el tratamiento

Los factores que afectan la selección del espacio entre los electrodos son:

- Costos
- El tiempo de procesamiento requerido

Si se tiene una gran distancia entre los electrodos se reduciría la cantidad de pozos y los costos asociados a su instalación, pero incrementaría el tiempo requerido para el proceso y el costo de operación. (Alshawabkeh et al, 1999, p. 32)

2. PARTE EXPERIMENTAL

La mala disposición de los residuos mineros ocasiona graves problemas medioambientales en las zonas aledañas a los campamentos mineros. La generación de lixiviados ricos en metales pesados supone un peligro potencial de contaminación de las fuentes de agua y suelos. La migración de metales pesados y su entrada en los ciclos biológicos son fuentes de constante preocupación para las poblaciones vecinas a los campamentos mineros.

Ante la problemática mencionada, la electrorremediación se presenta como una técnica in situ capaz de remover metales pesados. Además, de su simplicidad en operación y manejo, la electrorremediación puede ser la mejor solución en las zonas de pequeña minería. El diseño de un sistema de remediación electrocinético in situ partió del estudio de factibilidad de la aplicación de esta técnica en relaves mineros de la zona de Ponce Enríquez en la provincia del Azuay.

Previa la implementación de esta técnica en muestras de relave minero, se probó su eficacia en suelos de matriz inerte (tipo andesita) y de origen agrícola. La muestra de suelo agrícola provino de la zona de Alaquez en la provincia de Cotopaxi. Esta zona eminentemente agrícola proporcionó un suelo rico en materia orgánica. La matriz andesítica fue el resultado de la reducción de tamaño del material empleado en construcción, tipo ripio.

El trabajo de laboratorio comenzó con la caracterización física, química y mineralógica de las diferentes muestras de suelo. Se contempló la determinación de granulometría, densidad real y aparente, humedad y pH. El análisis químico se efectuó por absorción atómica y el análisis mineralógico se efectuó por difracción de rayos X. Adicionalmente se comparó la concentración de metales pesados en el lixiviado del suelo, según el test TCLP (método EPA 1311), con los valores norma dados en la ordenanza 213. Estos valores se observan en el Anexo I.

La siguiente etapa fue el diseño e implementación a nivel de laboratorio de celdas de remediación electrocinética. Las celdas se presentaron entonces como conte-

nedores de vidrio de alrededor de 2 000 mL con compartimientos internos para la sujeción de los electrodos de grafito.

El tratamiento electroquímico preliminar se realizó con la matriz andesítica que recibió el nombre de “suelo inerte”, al que se contaminó artificialmente con soluciones de metales pesados (Cu, Cr, Pb y Zn). Se trabajó bajo dos variantes: el Tratamiento electrocinético “sin pozos” que consistió en la inmersión directa de los electrodos sobre el suelo previamente humectado y el tratamiento electrocinético “con pozos”, donde los pozos, correspondientes a las regiones periféricas delimitadas por los electrodos, contienen soluciones que sirvieron como fuente de electrolitos. Para la verificación, luego del proceso se tomaron muestras del suelo en las diferentes secciones y se sometió a filtración, para posteriormente ser enviados a análisis por absorción atómica.

Una vez determinada la mejor variante de la técnica, se probó su efectividad en la remoción de metales pesados en suelo agrícola no contaminado por actividad industrial. Para lo cual se empleó muestras de suelo agrícola previamente humectado con soluciones de los metales pesados (Cu, Cr, Pb y Zn), al que se denominó “suelo no contaminado por actividad industrial”.

En esta etapa se probaron tres diferentes agentes humectantes: Sulfato de Sodio, Sulfato ferroso y Ácido Acético. Posterior al proceso de electroremediación se tomaron muestras del suelo en las diferentes secciones y se realizó el test TCLP (método EPA 1311), para la cuantificación de metales pesados mediante el análisis por absorción atómica.

Con la determinación de la mejor variante de la técnica gracias a los ensayos realizados con la matriz inerte, y el mejor humectante gracias a los ensayos en suelo agrícola se realizaron entonces pruebas en un relave minero. Este relave recibió el nombre de “suelo contaminado por actividad industrial minera”.

Las condiciones experimentales que reportaron los mejores porcentajes de remoción de metales pesados fueron aplicadas a muestras de suelo contaminado por

la actividad minera. Para la verificación, luego del proceso de electroremediación se tomaron muestras del suelo en las diferentes secciones y se realizó el test TCLP (método EPA 1311), para ser enviados a análisis por absorción atómica. Finalmente se evaluó económicamente el tratamiento electrocinético de forma preliminar. Para esta evaluación se contemplaron los precios de los equipos necesarios para el montaje de la planta y el personal requerido. Se estableció así el valor para procesar 50 000 Kg de suelo contaminado.

En la figura 2.1, se muestra un esquema simplificado del tratamiento electrocinético aplicado en diferentes matrices de suelo.

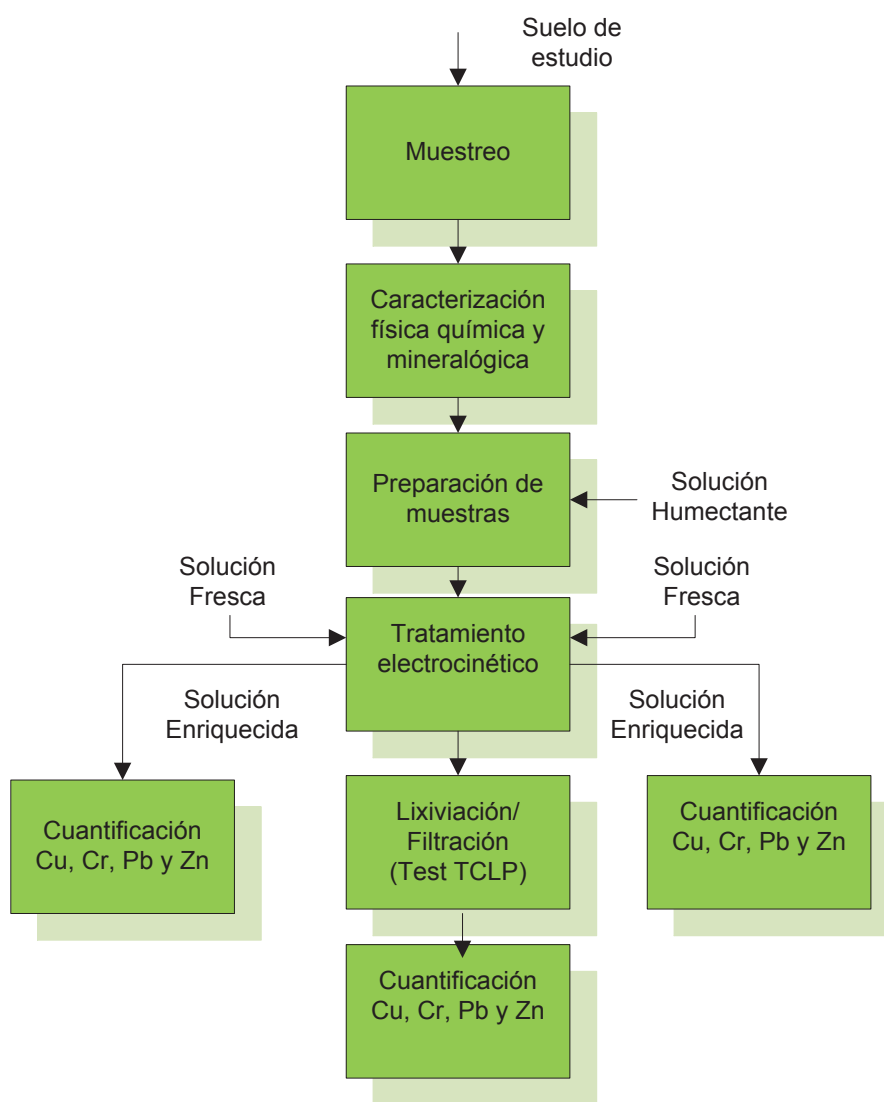


Figura 2.1. Esquema propuesto para el tratamiento electrocinético en tres diferentes tipos de suelo

2.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICA, QUÍMICA Y MINERALÓGICA DE SUELOS ESTUDIADOS

2.1.1. PROCEDIMIENTO DE MUESTREO EMPLEADO

El suelo inerte es un material andesítico (ripió), utilizado comúnmente en la construcción. Razón por la cual, su muestreo se realizó de forma aleatoria hasta conseguir 3 kg de material tomado directamente de pilas almacenadas en la planta piloto del Departamento de Metalurgia Extractiva.

Para el suelo no contaminado por actividad industrial. Se realizó un evento de muestreo en la zona de Alaquez en la provincia de Cotopaxi. Se seleccionó esta zona debido a su productividad agrícola y la ausencia de actividad industrial a gran escala en los alrededores. Para la obtención de muestras de suelo se tomaron las siguientes consideraciones:

La muestra tomada representa una superficie característica, no supera las dos hectáreas y es representativa del sector escogido. Una vez seleccionada la zona de muestreo se retiró la capa vegetal delimitada por un cuadrado de 30 cm. de longitud aproximadamente. Se prosiguió con la excavación, eliminando raíces, material grueso y roca. Se alcanzó una profundidad de 30 cm. y se recolectaron 50 kg de material en saquillos según se muestra en la figura 2.2.

Las muestras obtenidas se llevaron al laboratorio a temperatura ambiente (< 25 °C).

El suelo contaminado por actividad minera corresponde a un relave de flotación de un mineral refractario, proveniente de la zona de Piñas, en la provincia del Oro.

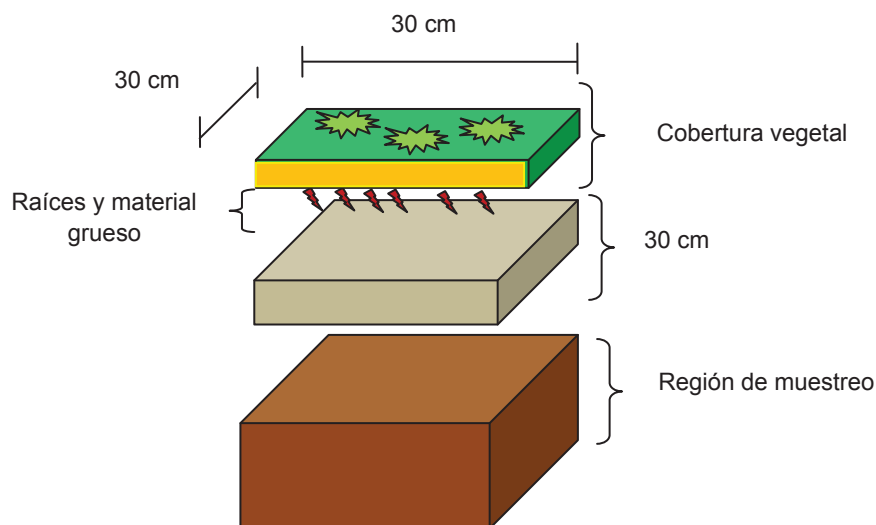


Figura 2.2. Muestreo de suelo agrícola realizado en la zona de Alaez, provincia de Cotopaxi

2.1.2. PREPARACIÓN DE MUESTRAS

En el caso de la matriz andesítica, esta fue sometida a trituración primaria y secundaria en una chancadora de mandíbulas marca BRAUM CHIPMUNK VD67 y en un molino de rodillos de fabricación nacional, respectivamente. El material así obtenido se pasó por una malla #16 (2 mm) en un tamiz vibratorio, formando así un circuito cerrado de reducción de tamaño. De esta forma se obtuvo un material homogéneo. Se realizó la homogenización y cuarteo hasta obtener tres fracciones de alrededor de 600 g cada una. En la figura 2.3 se muestra el procedimiento seguido con la matriz andesítica.

En el caso del suelo agrícola. Las diferentes muestras una vez colectadas se secaron a temperatura ambiente. Se procedió a la desagregación del suelo compacto, esto se consiguió haciendo pasar por malla #16 (2 mm) en un tamiz vibratorio. En este tamizado previo se elimina material grueso como rocas y restos de corteza vegetal. Se realizó la homogenización y cuarteo de la muestra hasta alcanzar fracciones de alrededor de 600 g para cada ensayo. En la figura 2.4, se muestra el procedimiento seguido para la preparación del suelo agrícola.

La preparación del relave, debido a que éste se presenta como un material homogéneo, contempla solamente la homogenización y cuarteo de la muestra hasta alcanzar fracciones de alrededor de 600 g para cada ensayo.

De manera simplificada se tiene el siguiente diagrama de flujo para la preparación del suelo de matriz andesítica, el cual se muestra en la figura 2.3.

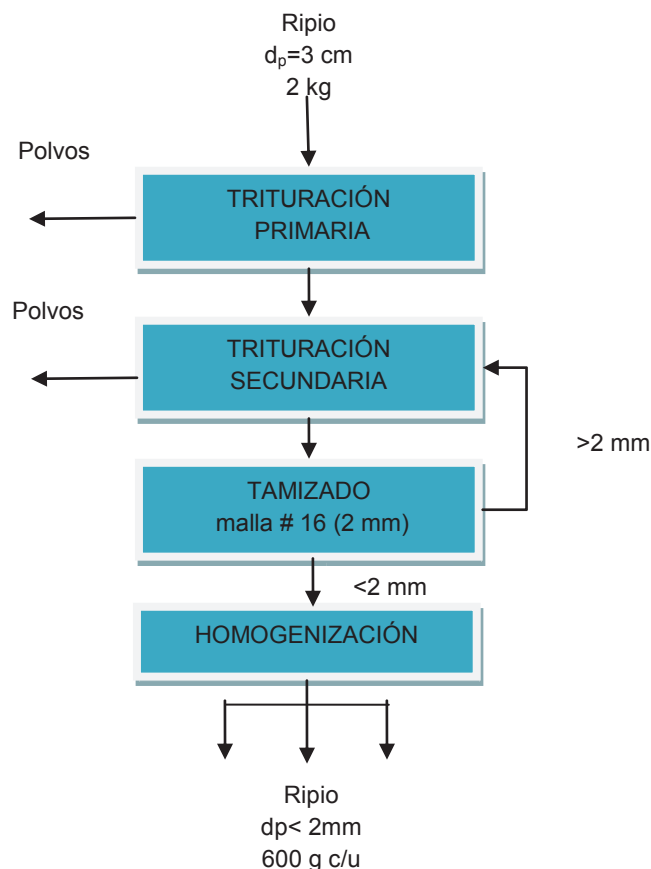


Figura 2.3. Procesamiento de suelo de matriz inerte

A diferencia de la matriz andesítica, en el suelo agrícola no se realiza reducción de tamaño. Esta clase de material requiere únicamente una clasificación por tamizado, sin recurrir a las operaciones de trituración primaria y secundaria. Entonces se tiene las siguientes operaciones para el procesamiento del suelo agrícola, las cuales se muestran en el diagrama de flujo mostrado en la figura 2.4.

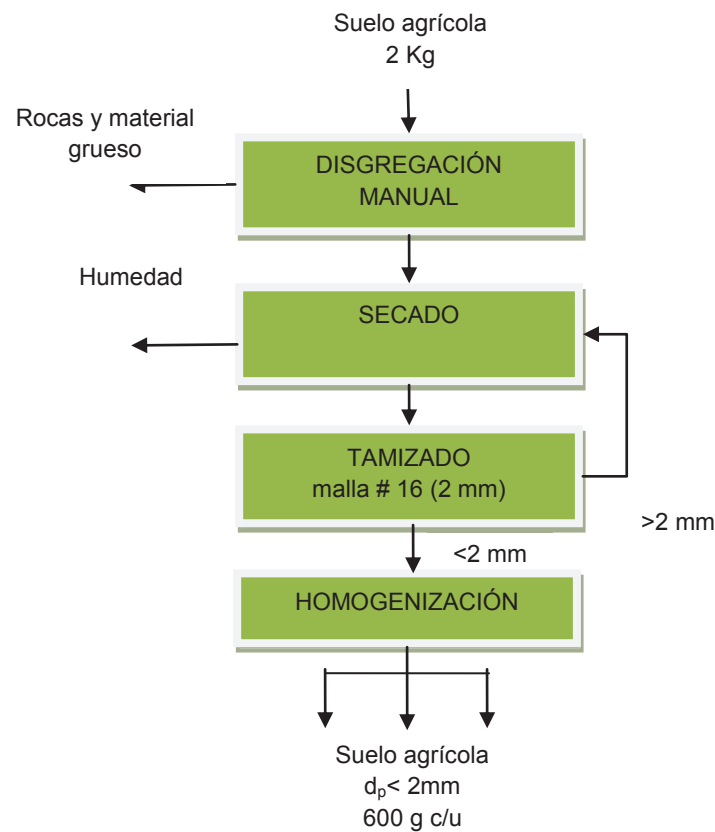


Figura 2.4. .Procesamiento del suelo agrícola

2.1.3. CARACTERIZACIÓN FÍSICA DE MUESTRAS DE SUELO

2.1.3.1. Determinación del tamaño de partícula

El tamaño de partícula es un parámetro físico de gran ayuda en la caracterización de una muestra de suelo. A continuación se presenta un procedimiento genérico seguido para los tres diferentes tipos de muestras de suelo. En la primera etapa se realiza un tamizado en húmedo, con el fin de separar el material fino, inferior a $38\ \mu\text{m}$ utilizando un agente acarreador. El agente acarreador que es el agua lleva consigo al material fino en suspensión. De esta forma se cuantifica por diferencia de peso la cantidad de material fino removido.

Este proceso consta de las siguientes etapas:

1. Se tomaron 350 gramos de suelo previamente homogenizado, del que se separó manualmente restos de material grueso extraño como raíces y restos de cortezas.
2. Se dispuso el arreglo de tamices conformado por una malla gruesa (MESH # 100), una malla fina (MESH # 400).
3. El arreglo de tamices se sujetó al fondo de deslamado.
4. La muestra de suelo se alimentó progresivamente junto con un flujo controlado de agua.
5. Una vez terminada esta operación se obtuvo un material lodoso retenido en los tamices y un efluente con el material más fino en suspensión.
6. El material fino en suspensión cuyo tamaño es inferior a los 38 μm (MESH # 400) se descartó

El arreglo de tamiz vibratorio para muestras húmedas utilizado para la determinación del tamaño de partícula, se instaló de acuerdo a la siguiente disposición, la cual se presenta en la figura 2.5.

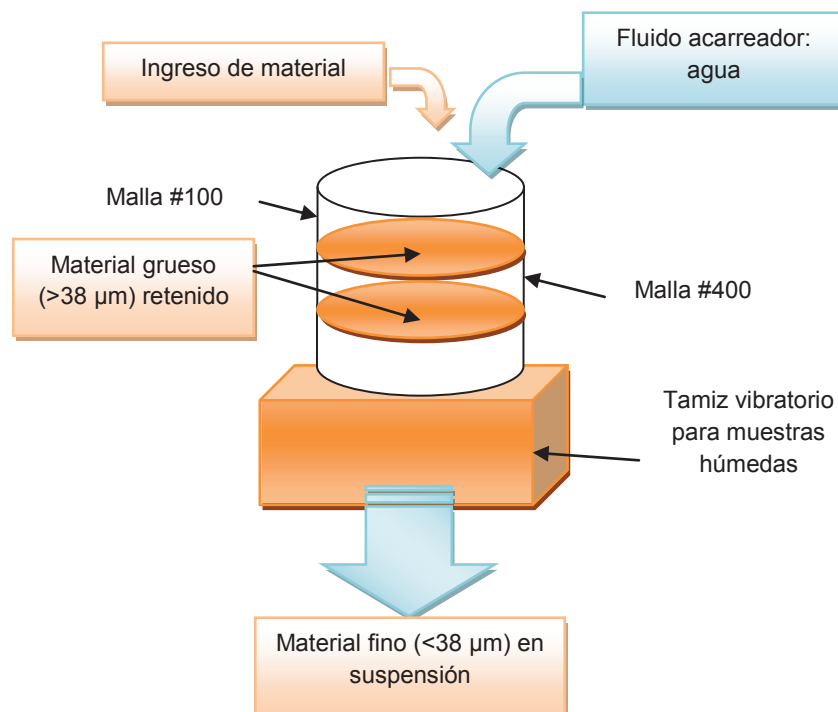


Figura 2.5. Tamiz vibratorio empleado en el tamizado de muestras húmedas o deslamado

El material lodoso retenido en los dos tamices se secó en la estufa y posteriormente se pesó. Este material se dispuso en el arreglo de tamices para la determinación del tamaño de partícula. La serie de tamices empleada, así como su abertura normada en μm , se presenta en la tabla 2.1.

Tabla 2.1. Disposición de los tamices en el ensayo granulométrico

| PRIMERA SERIE DE TAMICES | | SEGUNDA SERIE DE TAMICES | |
|----------------------------|---------|----------------------------|---------|
| Abertura (μm) | Malla # | Abertura (μm) | Malla # |
| 2380 | 8 | 210 | 70 |
| 2000 | 10 | 177 | 80 |
| 841 | 20 | 149 | 100 |
| 595 | 30 | 104 | 150 |
| 400 | 40 | 74 | 200 |
| 297 | 50 | 53 | 270 |
| 250 | 60 | 44 | 325 |

De forma simplificada se puede describir el tamizado en seco de la siguiente manera:

1. Se dispuso la primera serie de tamices formada por las mallas: # 8, # 10, # 20, # 30, # 40, # 50, # 60, según se muestra en la figura 2.6.
2. Se colocó el material seco proveniente del deslamado.
3. Se dejó durante 15 minutos en el tamiz vibratorio para muestras secas.
4. Se retiró el arreglo de tamices y se pesó la fracción retenida en cada uno de los tamices.
5. El material retenido en el fondo se colecta.
6. Se dispuso la segunda serie de tamices formada por las mallas: #70, #80, #100, #150, #200, #270, #325.
7. Los fondos del primer tamizado se colocaron nuevamente en el tamiz vibratorio y se repitió el proceso anteriormente descrito.

Un esquema simplificado del proceso de tamizado en seco se presenta en la figura 2.6:

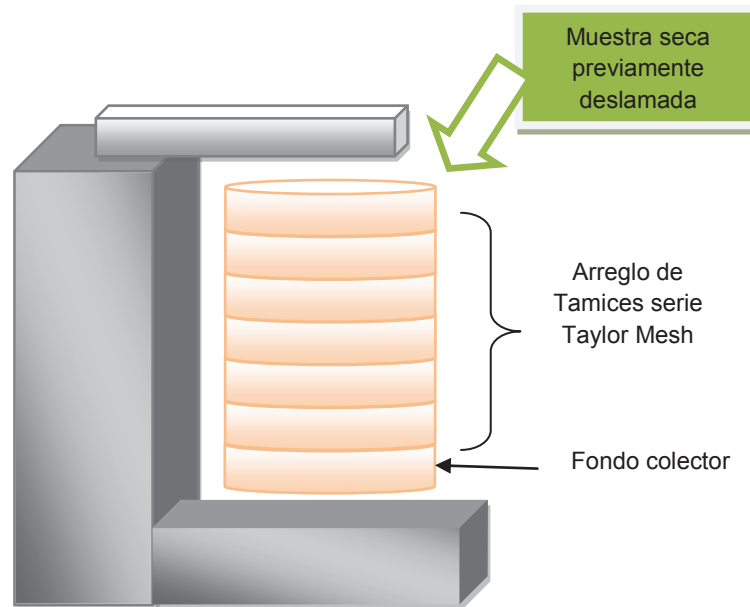


Figura 2.6. Tamiz vibratorio con una serie de tamices empleados en la determinación de la granulometría de las muestras

2.1.3.2. Determinación de densidad

Para la caracterización de las muestras de suelo se contempló la determinación de la densidad real y aparente. A continuación se describe el procedimiento empleado:

Densidad real: Determinada a partir de la relación de una cantidad de suelo conocida para el volumen que este ocupa. El volumen se obtiene de forma indirecta por el pesaje de volumen de agua existente en un picnómetro con y sin muestra de suelo.

1. Se registró el peso del picnómetro seco y vacío.
2. Se agregó alrededor de 1 g de muestra seca y tamizada por la malla #16 (2 mm) y se registró este peso.
3. Se aforó el picnómetro con agua destilada y se registró este peso.
4. Finalmente, se aforó el picnómetro únicamente con agua destilada y se registró este peso.

La densidad real queda expresada por la siguiente ecuación:

$$\delta_{real} = \frac{1}{1 + \frac{W_{picnometro+agua} - W_{picnometro+agua+muestra}}{W_{picnometro+muestra} - W_{picnometro}}} \left(\frac{g}{cm^3} \right) \quad [2.1]$$

Donde:

| | |
|-------------------------------|--------------------------------------------|
| $W_{picnometro+agua}$ | Peso del picnómetro con agua |
| $W_{picnometro+agua+muestra}$ | Peso del picnómetro con muestra y con agua |
| $W_{picnometro}$ | Peso de picnómetro seco y vacío |
| $W_{picnometro+muestra}$ | Peso del picnómetro con muestra |

Densidad aparente: A diferencia de la densidad real, la densidad aparente incluye el espacio poroso del material. La densidad aparente refleja el contenido total de porosidad en un material. Definida como el peso de una unidad de volumen de suelo, la densidad aparente es usada principalmente para el transporte al granel del material. El procedimiento quedó definido por:

1. Se dispuso una probeta en la que se colocó un volumen conocido de material.
2. Se registró el peso de material.
3. Se reportó la densidad como la relación de la masa para el volumen ocupada por la misma.

2.1.3.3. Determinación de la porosidad

Se determinó a partir de la densidad real y aparente, mediante la relación expresada por:

$$P(\%) = 100 \times \frac{D_A}{D_R} \quad [2.2]$$

Donde:

| | |
|----------------|-------------------|
| P | Porosidad total |
| D _A | Densidad aparente |
| D _R | Densidad real |

2.1.4. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE MUESTRAS DE SUELO

2.1.4.1. Disgregación ácida de muestras

Para conocer la composición química de un suelo, de forma general se realiza el siguiente procedimiento:

1. Se pesaron 0,2 gramos de suelo previamente seco, homogenizado y pulverizado.
2. Se agregaron 3 mL de ácido nítrico HNO₃ (grado analítico) y 3 mL de ácido fluorhídrico HF (grado analítico) en un reactor de teflón junto con la muestra de suelo.
3. El reactor de teflón con la muestra de suelo y los ácidos se introdujeron en un horno microondas marca SANSUNG durante 2,5 min. Adicionalmente se colocaron 400 mL de agua en un vaso de precipitación con el fin de absorber el exceso de radiación.
4. Concluido este tiempo se mantuvo el reactor en refrigeración durante 30 min.
5. Posteriormente se agregaron 5 mL de ácido clorhídrico HCl (grado analítico), se introdujo nuevamente el reactor en el horno microondas durante 2,5 min para lograr la disgregación total de la muestra.
6. Posteriormente se sometió el reactor con la muestra durante 30 minutos a refrigeración.
7. Transcurrido este tiempo se filtró la muestra para remover el exceso de materia orgánica presente en suelo, hasta que se obtuvo un filtrado completamente clarificado. Esta filtración adicional dependió de la naturaleza del suelo de estudio.

8. Este filtrado se envió a la lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica. Se emplea el equipo de absorción atómica A-Analyst 300 Perkin Elmer. Se determinó la presencia de aluminio, calcio, cobre, cromo, hierro, magnesio, potasio, plomo, sodio y zinc.

Para reportar la concentración de metales en la muestra se empleó la siguiente fórmula:

$$\% \text{ del elemento } X = \frac{\text{mg } X}{L} \times \frac{L \text{ aforo}}{\text{mg de muestra}} \times 100 \quad [2.3]$$

$$\text{ppm } X = \frac{\text{mg } X}{L} \times \frac{L \text{ aforo}}{\text{kg muestra}} \quad [2.4]$$

Donde:

X elemento que se quiere determinar

2.1.4.2. Determinación de la acidez

La acidez del suelo está determinada por la presencia de protones en la solución del suelo. Se determinó el pH de la suspensión del suelo en agua con un pHmetro marca Hanna.

1. Se pesaron 10 gramos de suelo seco (<2 mm) en un frasco y se añadió 25 mL de agua destilada.
2. Se agitó la suspensión durante 30 minutos con un agitador magnético
3. Se dejó en reposo para promover la decantación de la muestra, por 1 hora.
4. Se sumergió el electrodo dentro del sobrenadante clarificado, hasta que el pHmetro dio una lectura estable.

2.1.5. CARACTERIZACIÓN MINERALÓGICA DE MUESTRAS DE SUELO

2.1.5.1. Análisis mineralógico de suelos

En este análisis se necesitan muestras con un tamaño de partícula inferior a 40µm. Para lograr este requerimiento se empleó un pulverizador mecánico Bleuler Mill NAEF. Previa la lectura en el difractómetro se sometió 1 gramo de muestra a 30 segundos de pulverización.

La determinación de compuestos con cristalización definida presentes en las muestras de suelo, se realizó con un difractómetro de rayos X (D8 Advance) y el programa Diffrac plus para la obtención de un análisis cuantitativo y cualitativo.

2.1.5.2. Análisis con microscopia electrónica de barrido

Se utilizó el microscopio electrónico de barrido (Vega-Tescan) con analizador de rayos X (Quantax) para realizar un análisis semicuantitativo elemental de espumas y precipitados formados durante el proceso electrocinético, con lo que se determinaron elementos como: silicio, sodio, calcio, potasio, hierro, magnesio y aluminio, mediante el programa Spirit 1.8 (Bruker).

2.2. DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO DE CELDAS PARA EVALUAR DE REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA DE SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS

2.2.1. TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO PRELIMINAR CON MATRIZ ANDESÍTICA

2.2.1.1. Preparación del suelo

Para las pruebas preliminares con matriz andesítica se procedió al acondicionamiento del material andesítico. Una vez tamizado el material bajo malla #16 (2 mm) se obtuvo un material homogéneo que pudo ser fácilmente dispuesto en las celdas en contacto con la solución humectante enriquecida con las sales de los metales pesados.

2.2.1.2. Preparación de las soluciones enriquecidas con metales pesados

Se partió de una solución humectante (0,1 M) de sulfato de sodio a la que se incorporaron cloruros de los metales pesados. En la tabla 2.2, se presenta la fuente de cada uno de ellos. Se preparó una solución del agente humectante de 0,1 M, a la que se adicionaron las sales de los metales pesados.

La cantidad de cloruros adicionados corresponden al requerimiento estequiométrico para obtener una pulpa del 50% de sólidos, en la cual la solución enriquecida presente una concentración de 1000 mg de contaminante (metal pesado) por cada kilogramo de suelo acondicionado. En la tabla 2.2, también se muestra la cantidad de referencia de cada uno de los cloruros metálicos, empleados en la preparación de una solución enriquecida donadora de metales pesados.

Tabla 2.2. Sales empleadas en la preparación de la solución enriquecida

| Metal | Sal empleada | Cantidad de referencia [g] (500 g suelo/ 500 mL de solución) |
|--------------|-----------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------|
| Cobre | Cloruro cuproso dihidratado $\text{Cu}_2\text{Cl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ | 2,21 |
| Cromo | Tricloruro de cromo hexahidratado $\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ | 3,40 |
| Plomo | Dicloruro de plomo PbCl_2 | 1,61 |
| Zinc | Dicloruro de zinc ZnCl_2 | 2,96 |

2.2.1.3. Acondicionamiento de las muestras

Se mezcló el material andesítico con la solución humectante enriquecida con los metales pesados en proporción 1:1. Se tomaron 600 g de material andesítico por cada celda y se pusieron en contacto con 600 mL de solución enriquecida por al menos 24 horas. Se dispuso de tres celdas de vidrio, en las dos primeras se llevó a cabo el tratamiento electrocinético bajo las dos variantes denominadas “con pozos” y “sin pozos”, esta metodología se explica más adelante.

En la tercera celda de vidrio se dispuso el blanco, es decir matriz andesítica acondicionada con sales de los metales pesados, en la que no se aplicó tratamiento electrocinético. Pero de la que se monitoreó la concentración de metales pesados en el sobrenadante durante tres días consecutivos.

En la figura 2.7 se muestra el esquema general de preparación del suelo de matriz andesítica para los ensayos electrocinéticos:

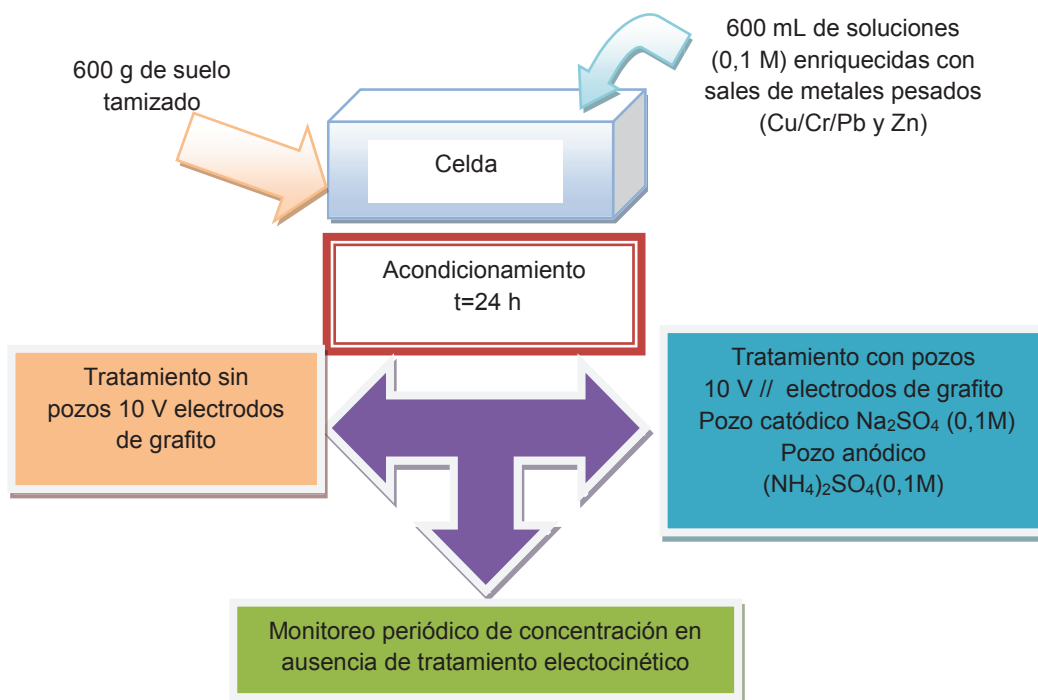


Figura 2.7. Preparación de suelo de matriz andesítica para los ensayos electrocinéticos

2.2.1.4. Tratamiento electrocinético

Se dispuso de una celda de vidrio de alrededor de 2000 cm³ de capacidad con soportes que la dividen en 8 partes iguales. Para poder aplicar la diferencia de potencial, la celda se la diseñó con dos electrodos de grafito de 0,5 cm de espesor colocados a 2,5 cm de cada lado de la celda de tal forma que se obtuvieron tres compartimientos. En el compartimento central se colocó el suelo a tratar (600 g acondicionado) y en los extremos se dispuso el pozo catódico y anódico. Una vez instalados los electrodos dentro de la celda, se colocaron las distintas muestras de suelo homogenizado y previamente hidratado con sulfato de sodio (0,1 M).

Para el tratamiento electroquímico preliminar en matriz andesítica se trabajó con dos variantes:

a) **Tratamiento electrocinético “sin pozos”** donde se tuvo la inmersión directa de los electrodos sobre el suelo previamente humectado y se muestra en la figura 2.8.

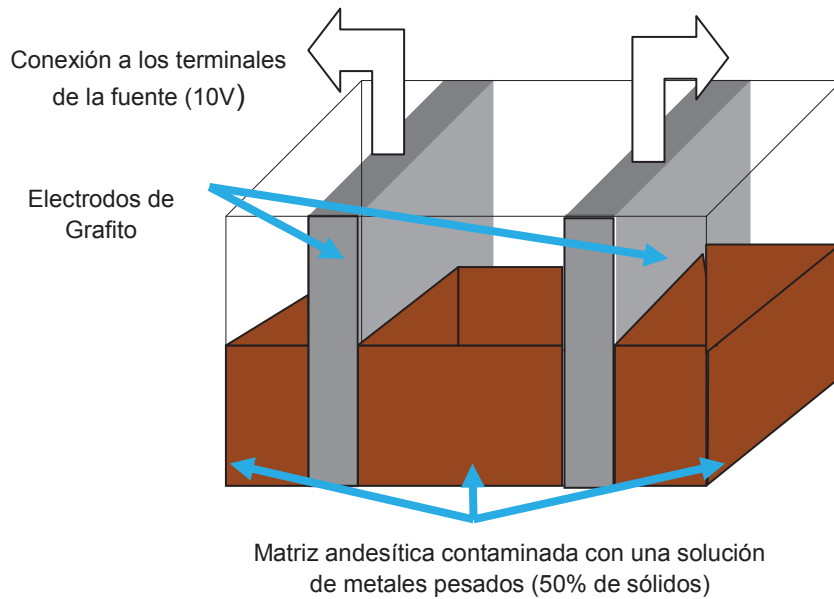


Figura 2.8. Celda de electroremediación para matriz andesítica bajo la modalidad “sin pozos”

b) **Tratamiento electrocinético “con pozos”**, en este caso en el pozo anódico se llenó una solución de sulfato de amonio $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$ 0,1 M y en el pozo catódico una solución de sulfato de sodio (Na_2SO_4) 0,1 M. Con la incorporación de estas soluciones se aseguró la presencia de electrolitos en el suelo y las reacciones en el electrodo.

Una vez dispuestas las dos variantes descritas anteriormente se aplicó el tratamiento electrocinético durante 48 h. Se trabajó con un potencial de 10 V y una intensidad de corriente de 0,1 A. Además se monitoreó la evolución del pH en cada uno de los pozos.

En la figura 2.9 se muestra el esquema de la variante del proceso denominada “con pozos”.

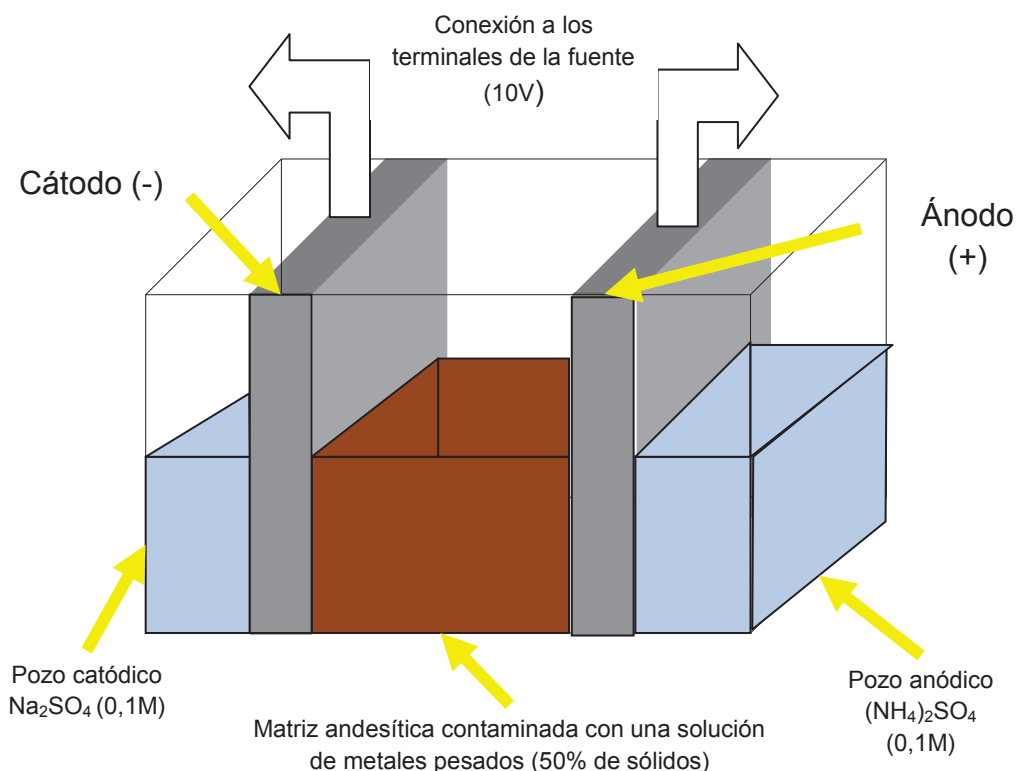


Figura 2.9. Celda de electroremediación para matriz andesítica bajo la modalidad “con pozos”

2.2.1.5. Tratamiento posterior a la electroremediación

Finalizado el tiempo de tratamiento, se colectaron muestras del sobrenadante a diferentes distancias de la celda (2,5; 5; 7,5; 10; 12,5 y 15 cm), se filtraron y enviaron al análisis por absorción atómica. Así también se colectaron muestras del pozo anódico y catódico para la lectura de Cu, Cr, Pb y Zn por absorción atómica.

Adicionalmente se colectaron muestras del precipitado formado en el cátodo, en las cercanías del suelo y en el pozo catódico. Estas muestras se enviaron al análisis por microscopía electrónica para cuantificar la concentración de metales pesados. El proceso seguido se muestra en la figura 2.10:

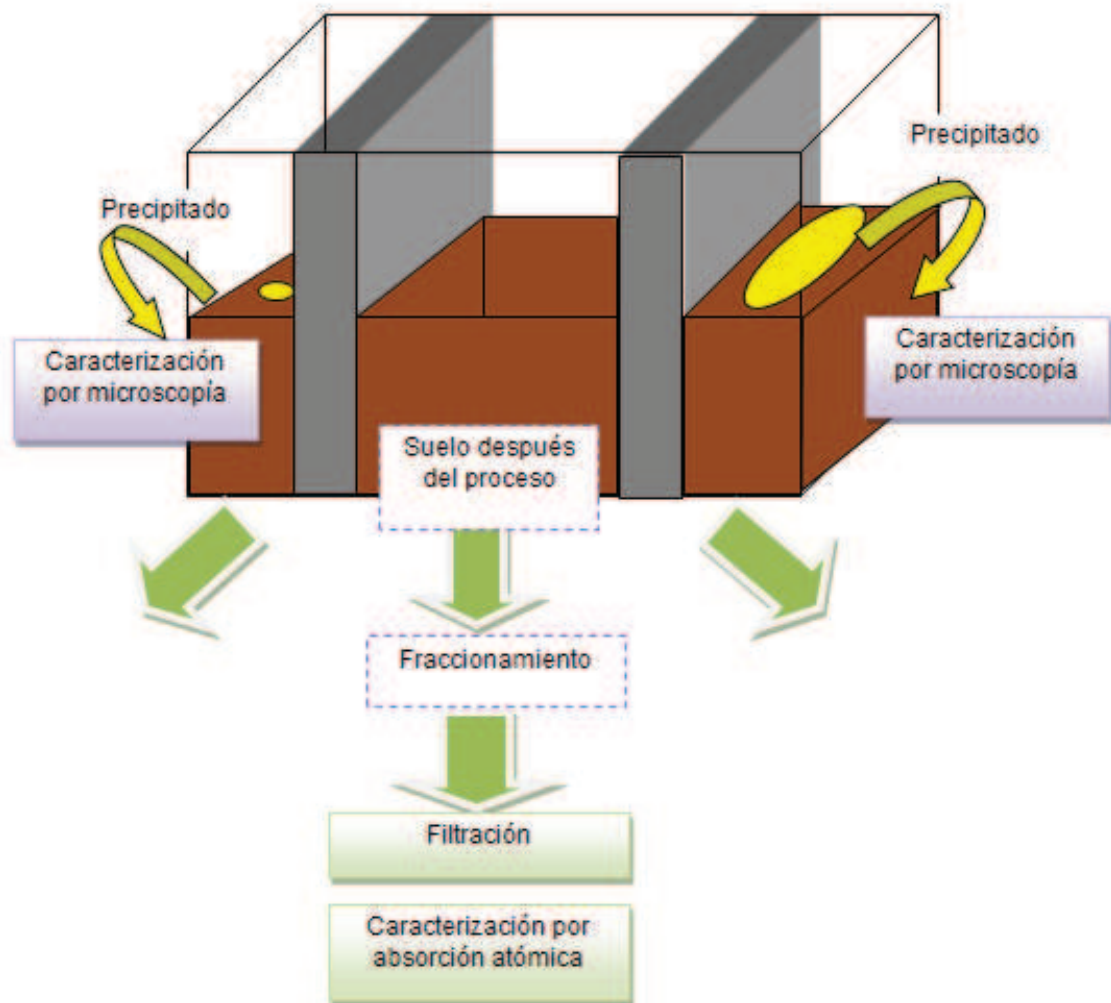


Figura 2.10. Tratamiento del suelo posterior al tratamiento electrocinético

Para la selección del mejor tratamiento se recurrió a la aplicación de criterios de discriminación, los cuales se detallan en la sección 2.4.4. Básicamente consisten en la comparación de las concentraciones antes y después de la remediación para evaluar la ocurrencia de una migración efectiva de iones. La modalidad que reporte una mejor remoción, es decir una menor concentración de metales pesados post tratamiento, será la aplicada en la matriz de suelo agrícola.

2.3. EVALUACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO DE LA MIGRACIÓN IÓNICA DE METALES PESADOS (Cu, Zn, Cr y Pb) POR TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO APLICADO A MUESTRAS SINTÉTICAS DE SUELO

2.3.1. PREPARACIÓN DEL SUELO

Una vez realizada la homogenización y el tamizado del suelo agrícola, se dispuso en fracciones de 600 g cada una para los posteriores ensayos. Este suelo fue tamizado bajo malla # 16 (2 mm), adicionalmente se realizó una inspección para remover restos de raíces y material grueso. El material así obtenido puede ser puesto en contacto con la solución enriquecida con las sales de los metales pesados.

2.3.2. PREPARACIÓN DE LAS SOLUCIONES ENRIQUECIDAS CON METALES PESADOS

Se realizaron ensayos con diferentes agentes humectantes. Se conoce como solución humectante a una fuente de electrolitos capaz de proporcionar la cantidad suficiente de iones para promover el proceso de electroremediación; y en la cual se pueden disolver los metales pesados.

Se ensayaron tres tipos de agentes humectantes, los cuales se presentan a continuación en la tabla 2.3:

Tabla 2.3. Agentes humectantes empleados en los ensayos electrocinéticos para suelo artificialmente contaminado con metales pesados

| Agente humectante | Concentración (mol/L) |
|------------------------------------------------------------------------------|------------------------|
| Sulfato de Sodio (Na_2SO_4) | 0,1 |
| Sulfato de Hierro ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) | 0,1 |
| Ácido Acético (CH_3COOH) | 0,1 |

Se prepararon las diferentes soluciones humectantes a las que se incorporaron las sales de los metales pesados. Se sigue el mismo proceso detallado en la sección 2.2.1.2 para la preparación de soluciones enriquecidas con metales pesados.

2.3.3. ACONDICIONAMIENTO DE LAS MUESTRAS

Se mezclaron las diferentes porciones de suelo agrícola con cada una de las soluciones humectantes enriquecidas con los metales pesados en proporción 1:1. Se tomaron 600 g de suelo agrícola por cada celda y se pusieron en contacto con 600 mL de solución enriquecida por al menos 24 horas.

Una vez transcurrido el tiempo de acondicionamiento, se adecuó el suelo humectado en el compartimiento central de la celda.

2.3.4. TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO

Se dispuso de una celda de vidrio de alrededor de 2 000 cm³ de capacidad con soportes que la dividen en 8 partes iguales. Para poder aplicar la diferencia de potencial, la celda se diseñó con dos electrodos de grafito de 0,5 cm de espesor colocados a 2,5 cm de cada lado de la celda de tal forma que se obtuvieron tres compartimientos.

En el compartimiento central se colocó el suelo a tratar (600 g previamente acondicionado) y en los extremos se dispuso el pozo catódico (sulfato de sodio 0,1 M) y anódico (sulfato de amonio 0,1 M). Una vez instalados los electrodos dentro de la celda, se colocaron las distintas muestras de suelo homogenizado y previamente hidratado con su respectivo agente (0,1 M).

Una vez dispuestas las dos variantes descritas anteriormente se aplicó el tratamiento electrokinético durante 48 h. Se trabajó con un potencial de 10 V y una intensidad de corriente de 0,1 A.

Para el monitoreo de concentración se tomaron muestras en los pozos anódico y catódico a diferentes tiempos. Una vez tomada la alícuota de 20 mL se repuso con solución fresca el volumen de los pozos. Las alícuotas se sometieron a filtración antes de ser enviadas al análisis por absorción atómica.

2.3.5. TRATAMIENTO DEL SUELO POSTERIOR AL TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO

Una vez concluido el tratamiento electrocinético, se desconectó la fuente y se recolectaron las soluciones en los pozos anódico y catódico. Con la ayuda de placas de vidrio se dividió la celda en 8 partes, es decir cada 2,5 cm de la distancia de los electrodos se colocó una placa separadora.

Una vez instaladas las placas separadoras se permitió que el suelo pierda el exceso de humedad que ganó con el tratamiento electrocinético. La celda con el suelo se dejaron en reposo durante 24 horas. Posteriormente se extrajeron las distintas fracciones de suelo y se secaron en una estufa por alrededor de 2 horas a 110 °C.

Una vez colectadas las fracciones del suelo, se sometieron al test Toxicity Characteristic Leaching Procedure (United States Environmental Protection Agency, 1992).

Las principales operaciones involucradas en el tratamiento del suelo agrícola, contaminado artificialmente con metales pesados, posterior a la remediación electrocinética, se describe en la figura 2.11

Antes de la aplicación del test TCLP, se ha realizado una operación previa de secado a temperatura ambiente durante al menos 24 horas. Posteriormente se realizaron las etapas de homogenización y cuarteo. Cada fracción de suelo seco fue sometida a estas dos operaciones hasta alcanzar los 10 g requeridos en este ensayo. El resto del material fue almacenado

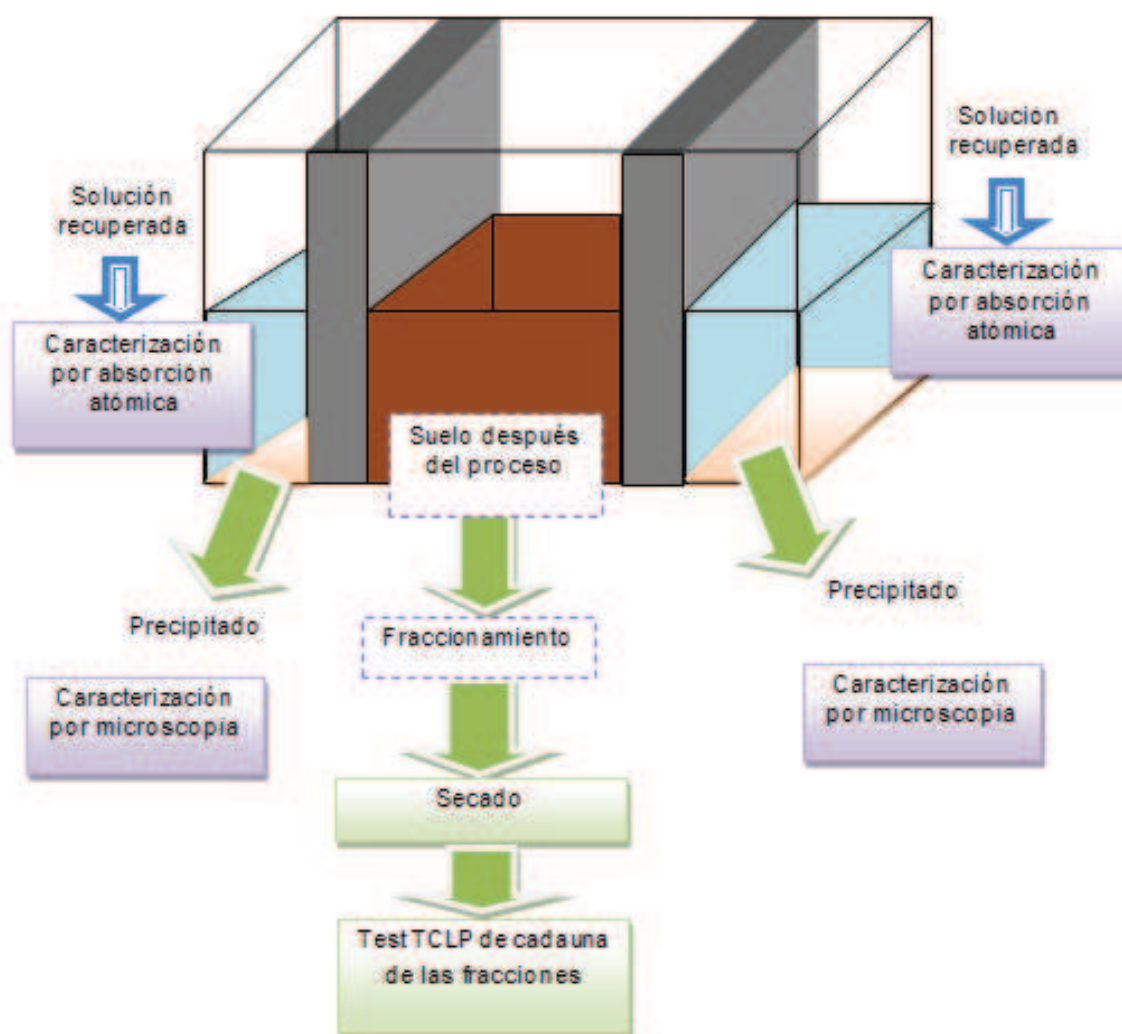


Figura 2.11. Tratamiento del suelo posterior al tratamiento electrocinético

Los 10 g de suelo así obtenidos, se mezclaron con 200 mL de agua destilada, de esta forma se llegó a una suspensión con una relación 1:20 (suelo-agua), que es la relación especificada por el método. La suspensión se colocó en un recipiente completamente cerrado, el cual se muestra en la figura 2.13.

Posteriormente, se reguló el pH de la suspensión con la adición de una solución de ácido acético al 20 % en peso. El ensayo dio inicio cuando el pH de la suspensión fue cercano a 4,5. Una vez colocada la suspensión en el frasco extractor. Se activó el agitador (30 RPM \pm 2 RPM) durante al menos 18 horas.

El diagrama de flujo del tratamiento posterior a la remediación electrocinética mediante el ensayo TCLP se muestra en la figura 2.12.

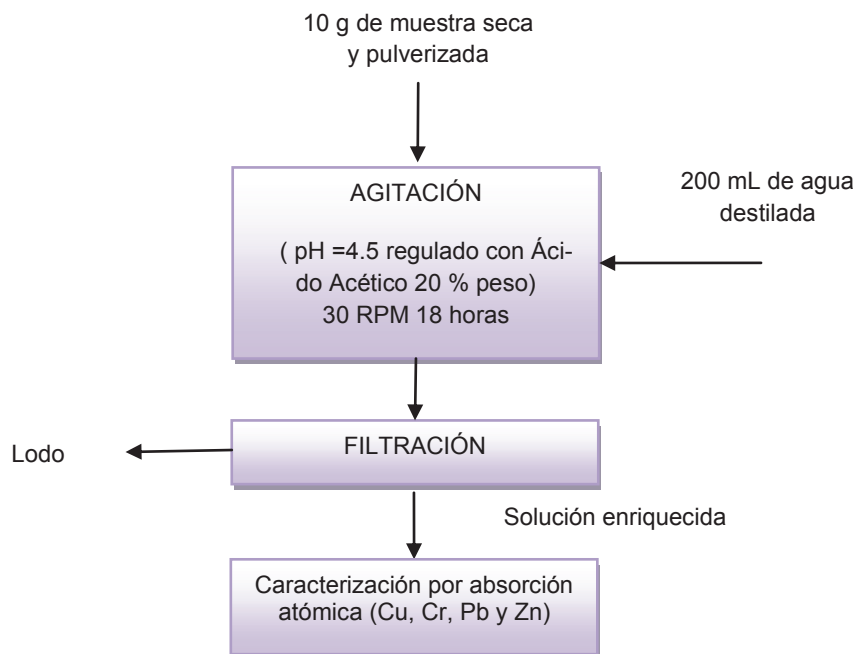


Figura 2.12. Diagrama de flujo para el Test TCLP

De acuerdo al método descrito en el ensayo se requiere de un agitador rotario, en el cual se colocan las muestras en botellas completamente selladas y se somete a agitación (30 RPM) durante al menos 18 horas. En el laboratorio se cuenta con un agitador de fabricación artesanal, el cual se muestra en la figura 2.13. La construcción del agitador se realizó de acuerdo a las especificaciones de diseño dadas por el método.

En la figura 2.14 se muestran las dimensiones del equipo anteriormente descrito.



Figura 2.13. Agitador rotario, según especificaciones del método EPA 1311, utilizado para la lixiviación del suelo antes y después del tratamiento electrocinético

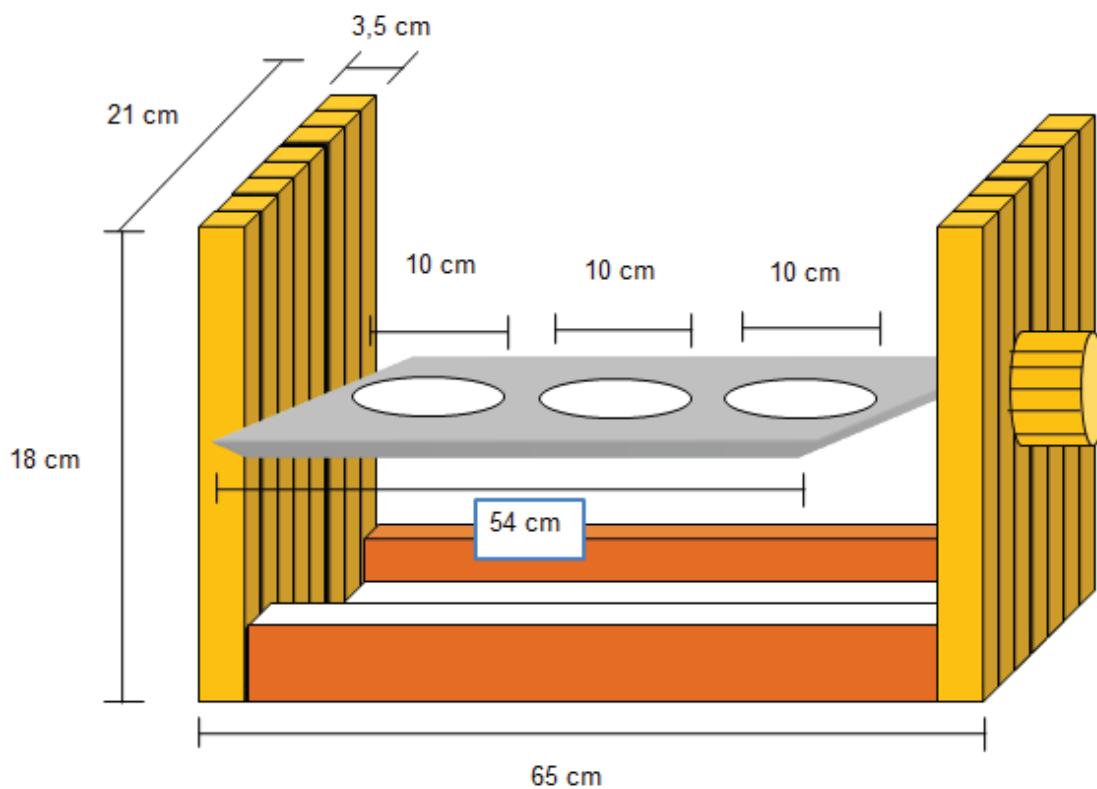


Figura 2.14. Agitador rotario, según especificaciones del método EPA 1311, utilizado para la lixiviación del suelo antes y después del tratamiento electrocinético

2.4. EVALUACIÓN LA DESCONTAMINACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR ACTIVIDAD MINERA MEDIANTE TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO

2.4.1. PREPARACIÓN DEL SUELO

Una vez realizada la homogenización del relave minero, se dispuso en fracciones de 600 g cada una para los posteriores ensayos. El material así obtenido se puso en contacto con el agente humectante que dio mejores resultados (Sulfato Ferroso 0,1 M), durante 48 horas. Se obtuvo una pulpa con 30 % de humedad al adicionar 260 mL de agente humectante por cada muestra de 600 g de suelo, en cada ensayo.

2.4.2. TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO

Se dispuso de una celda de vidrio la cual se describe en la sección 2.2.1.4. En el compartimento central se colocó el relave minero a descontaminar (600 g previamente acondicionado con sulfato ferroso 0,1 M y 30% de humedad) y en los extremos se dispuso el pozo catódico (sulfato de sodio 0,1 M) y anódico (sulfato de amonio 0,1 M). Una vez dispuesta la celda se aplicó el tratamiento electrocinético, con un potencial de 10 V y una intensidad de corriente de 0,1 A, durante 6 días.

Se requiere el monitoreo de concentración a lo largo del tratamiento. Para el monitoreo de concentración se tomaron muestras en los pozos anódico y catódico a diferentes tiempos. Se procuró tomar al menos dos alícuotas diarias de 100 mL (a las 9 horas y a las 18 horas), las cuales se repusieron con la misma cantidad de solución fresca. Las alícuotas fueron sometidas a filtración antes de ser enviadas al análisis por absorción atómica. Adicionalmente se realizó un seguimiento de pH en los pozos, esta operación se consiguió con la inmersión directa del pH metro marca Hanna en cada uno de los pozos, en intervalos de una hora. En la figura 2.15 se muestra de forma detallada el procesamiento del relave minero durante el tratamiento electrocinético.

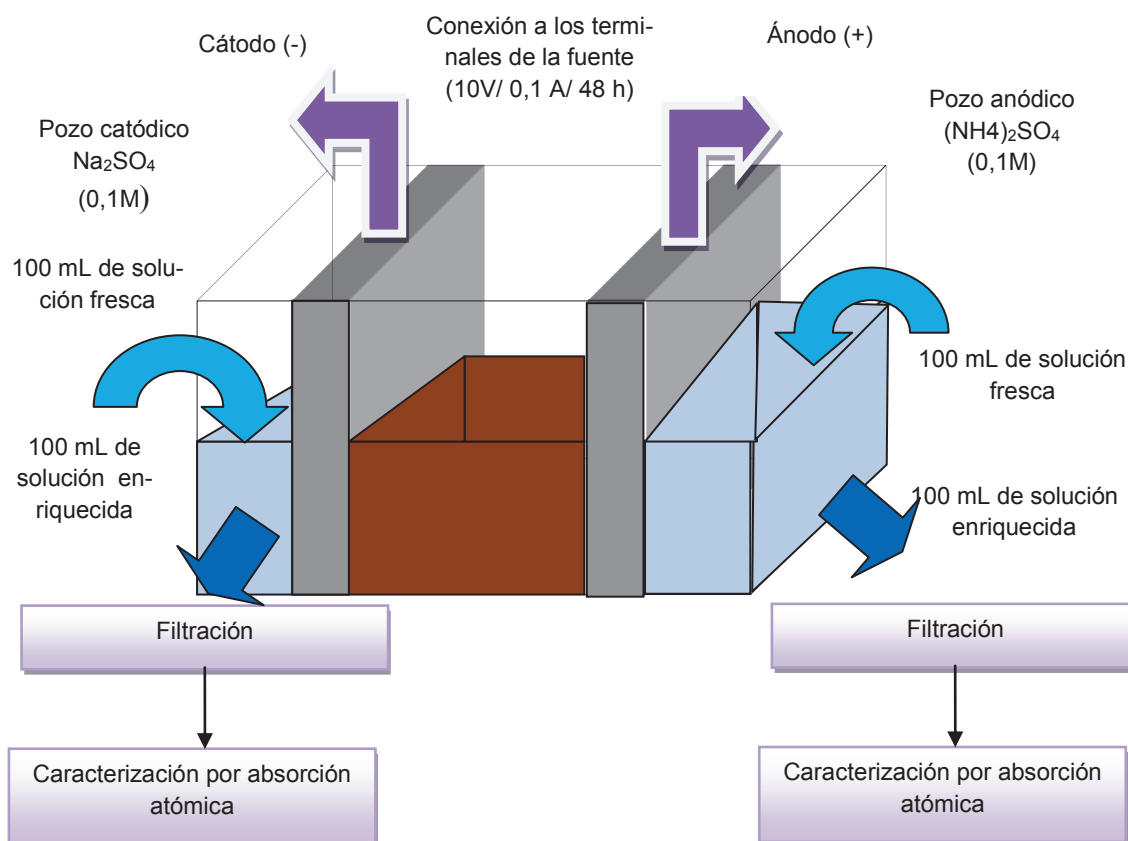


Figura 2.15. Relave minero humectado con sulfato de hierro 0,1 M (30 % de humedad)

2.4.3. TRATAMIENTO DEL SUELO POSTERIOR AL TRATAMIENTO ELECTROCINÉTICO

Una vez concluido el tratamiento electrocinético, se desconectó la fuente y se recolectaron las soluciones de los pozos anódico y catódico. Con la ayuda de placas de vidrio se dividió la celda en 8 partes, es decir cada 2,5 cm de la distancia de los electrodos se colocó una placa separadora. El procedimiento seguido es similar al mostrado en la figura 2.11.

Mediante la instalación de las placas separadoras se permitió que el suelo pierda el exceso de humedad que ganó con el tratamiento electrocinético. La celda con el relave se dejaron en reposo durante 1 hora. Posteriormente se extrajeron las

distintas fracciones de relave y se dejaron secar a temperatura ambiente durante 24 horas.

Las fracciones del suelo así obtenidas, se sometieron al test Toxicity Characteristic Leaching Procedure (United States Environmental Protection Agency, 1992). El cual se presenta de forma más detallada en la sección 2.3.5.

Se obtuvieron 10 g de relave, debidamente homogenizado y cuarteado, de cada zona de la celda. Posteriormente, se preparó una suspensión con relación 1:20, agregando 200 mL de agua destilada a la muestra. Se reguló el pH de la suspensión con la adición de una solución de ácido acético (20 % en peso) hasta alcanzar un valor cercano a 4,5. Se colocó la suspensión en un frasco completamente hermético y se llevó a agitación (30 RPM) durante al menos 18 horas. El proceso se encuentra descrito en la figura 2.12 y 2.13.

Las soluciones obtenidas del tratamiento se enviaron a absorción atómica para la lectura de cobre y zinc.

2.4.4. CRITERIOS DE ANÁLISIS

Para el análisis de la efectividad de la remediación electrocinética, se tomaron como referencia dos criterios asociados al cambio de concentración debido al tratamiento. Es importante conocer si la variación en la concentración de los metales pesados se produce por la aplicación del campo eléctrico, para lo cual se compara la concentración de estas especies en el suelo contaminado, pero sin la aplicación de un campo eléctrico.

Los criterios tienen su fundamento en determinar el cambio significativo de la concentración de metales, una vez concluido el tratamiento electrocinético. A continuación se detalla cada uno de ellos.

2.4.4.1. Identificación de cambios de concentración debidos al tratamiento

Para que se tenga un cambio de concentración significativa, la diferencia entre la concentración máxima y mínima de metales pesados al final de cada experimento debe ser mayor a la desviación estándar de la concentración de metales pesados en el suelo sin tratamiento, ya que así se tendría una diferencia de concentración que sobrepasa los límites de incertidumbre (Molina et al, 2004, p. 29).

Para complementar este análisis, se empleó un segundo criterio de discriminación relacionado con la ocurrencia en la migración de las especies. Es decir, se requiere de un criterio adicional para determinar en qué casos se tiene una migración iónica representativa.

2.4.4.2. Identificación de la ocurrencia de la migración de las especies

Para que exista una migración de especies representativa; la concentración promedio en cada una de las fracciones de suelo debe ser significativamente distinta que la concentración del suelo sin tratar. Si la concentración promedio de metales pesados presentes en un suelo tratado esta fuera de los límites de incertidumbre del suelo sin tratar, se dice entonces que ocurrió migración iónica en el suelo. Siempre y cuando el valor de la concentración promedio se encuentre por debajo del límite inferior de incertidumbre de la muestra de suelo sin tratar (Molina et al, 2004, p. 31).

Con el empleo de estos dos criterios de discriminación se llegó a determinar un cambio significativo en la concentración de las especies, debido al tratamiento electrocinético. Estos dos parámetros se utilizaron de forma complementaria a los perfiles de concentración, para así validar la ocurrencia de la migración electrocinética efectiva. En el estudio, la aplicación de estos criterios se presenta en las secciones 3.3 y 3.4., en la cual se compararon las concentraciones de Cu, Cr, Pb y Zn pre y post-tratamiento.

2.5. DIAGRAMA DE FLUJO Y DIMENSIONAMIENTO DE EQUIPOS PARA EL SISTEMA DE TRATAMIENTO PROPUESTO A ESCALA PILOTO

Para el dimensionamiento de un sistema de remediación electrocinética, se aplicaron los siguientes criterios:

2.5.1. LA VELOCIDAD DEL TRANSPORTE DE LAS ESPECIES BAJO UN CAMPO ELÉCTRICO

El tiempo de proceso requerido es función de la velocidad de transporte del contaminante y del espaciado de los electrodos. Se considera al transporte electrosmótico y a la migración iónica como mecanismos dominantes. Mientras, el transporte por dispersión hidrodinámica y el fenómeno de retardación pueden ser despreciados (Alshawabkeh et al, 1999, p. 31).

La velocidad del transporte de las especies bajo un campo eléctrico está dada por:

$$v = (n u \tau + k_e) \nabla(-\phi) \quad [2.5]$$

Donde:

- v Velocidad de transporte de las especies asumiendo que el suelo es un medio homogéneo (m/s)
- n Porosidad del suelo
- τ Factor de tortuosidad
- k_e Coeficiente de conductividad electrosmótica ($m^2/V-s$)
- $\nabla(-\phi)$ Potencial aplicado (V)
- u Movilidad iónica de la especie ($m^2/V-s$)

Si se considera que el espacio entre electrodos de polaridad opuesta se representa por L , el tiempo t requerido para la remediación puede ser estimado a partir de la velocidad de transporte de las especies y la distancia entre electrodos, por:

$$t = \frac{L}{(n u \tau + k_e) \nabla(-\phi)} \quad [2.6]$$

Se conoce también relaciones gráficas entre el tiempo de proceso requerido y la intensidad de campo eléctrico para diferentes espaciamientos de electrodos, los cuales se muestran en el Anexo II y que han sido desarrolladas a partir de las ecuaciones 2.5 y 2.6 (Alshawabkeh et al, 1999, p. 31).

2.5.2. FACTOR DE RETARDACIÓN

El transporte de los metales pesados se ve retardado por las interacciones de estas especies en el suelo, principalmente por adsorción y precipitación.

Entonces, un factor de retraso puede ser introducido en la relación para incluir el tiempo extra requerido para el desarrollo del frente ácido, la desorción de los metales y la disolución del metal en la solución humectante.

El factor de retardación se denomina R_d y modificado a la ecuación 2.6 de la siguiente manera (Alshawabkeh et al, 1999, p. 31).

$$t = \frac{R_d L}{(n u \tau + k_e) \nabla(-\phi)} \quad [2.7]$$

Donde:

R_d Factor retardante

El valor de R_d depende del tipo de suelo, pH, y tipo de contaminante. Los factores de retardación debido a la adsorción pueden ser usado como una estimación inicial para el valor de R_d .

2.5.3. GASTO ENERGÉTICO DEL PROCESO ELECTROKINÉTICO

El gasto total de energía para tratar una unidad de volumen de suelo contaminado depende de algunos factores incluidos las propiedades del suelo, la configuración de los electrodos y su espaciamiento. Si la conductividad eléctrica del suelo contaminado se asume constante durante todo el proceso, el gasto energético por unidad de volumen se puede describir por la ecuación 2.8 (Alshawabkeh et al, 1999, p. 32):

$$W = \frac{\phi I t}{L} \quad [2.8]$$

Donde:

W Gasto energético por unidad de volumen de suelo (J/m^3)

I Densidad de corriente eléctrica (A/m^2)

Si se emplea la ley de Ohm

$$I = \sigma \nabla (-\phi) \quad [2.9]$$

Reemplazando 2.9 en 2.8 e introduciendo un término β que relacione las propiedades del suelo, se llega a la ecuación 2.10. En el Anexo III se explica de forma más detallada los términos asociados a β .

$$W = \frac{\phi}{\beta} \quad [2.10]$$

Donde:

$$\beta = \frac{(n u \tau + k_e)}{R_d \sigma} \left[\frac{m/s}{A/m^2} \right] \quad [2.11]$$

σ Conductividad eléctrica del suelo (S/m)

El coeficiente β es una propiedad que engloba al contaminante y al suelo. Representa la velocidad de transporte de una especie específica por unidad de densidad de corriente eléctrica. De esto se concluye que el gasto energético depende de las características del suelo y del contaminante.

Al analizar la ecuación 2.11, se puede decir que un alto coeficiente de conductividad electrosmótica k_e o una alta movilidad iónica del contaminante u incrementará el valor de β y reducirá el gasto energético W . Un incremento en el valor del factor retardante R_d incrementará el valor del gasto energético.

Un valor típico de este coeficiente β para un suelo fino contaminando se encuentra en el rango de 1×10^{-8} y $1 \times 10^{-6} \frac{m/s}{A/m^2}$ (Alshawabkeh et al, 1999, p. 32).

También existen relaciones entre el gasto energético y el valor de β para diferentes distancias entre los electrodos, las cuales se muestran en el Anexo II.

2.5.4. COSTOS DEL TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO

Schultz (1997) presenta una metodología para la estimación de los costos de la electroremediación. En general el costo total para un sistema de remediación in situ se encuentra dividido en cinco partes que son (p. 81):

- Costo de fabricación y de instalación de electrodos
- Costo de la energía eléctrica
- Costo de las soluciones humectantes

- Costo de un tratamiento posterior
- Costos de mantenimiento

2.5.4.1. Costo de fabricación y de instalación de los electrodos

El costo total de los electrodos por unidad de volumen incluye el material y costo de fabricación de los electrodos y el costo de su instalación en campo (Schultz, 1997, p. 82).

El espaciamiento entre los electrodos de la misma polaridad se toma como un tercio del espaciamiento entre la línea de ánodos y cátodos respectivamente, es decir L , para minimizar el número de sitios inactivos desarrollados entre los electrodos de la misma polaridad (Schultz, 1997, p. 82).

El número de electrodos requeridos por unidad de área de suelo viene dado por:

$$N = \frac{F}{L^2} \quad [2.12]$$

Donde:

N Número de electrodos por unidad de área de suelo a ser tratado

F Factor dependiente de la configuración de los electrodos. $F=3$ en el caso de que se trate de una configuración en una sola dimensión.

El costo total de los electrodos por unidad de volumen de suelo a ser tratado viene dado por:

$$C_{electrodo} = C1 * \frac{F}{L^2} \quad [2.13]$$

Donde

| | |
|-----------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| $C_{electrodo}$ | Costo del electrodo por unidad de volumen del suelo a ser tratado |
| C_1 | Costo de instalación del electrodo por unidad de longitud. C_1 incluye el costo unitario para el material y fabricación del electrodo, la excavación y la preparación del pozo, y la colocación del electrodo. |

2.5.4.2. Costo de la Energía

El costo energético del tratamiento queda expresado por la ecuación 2.14 (Schultz, 1997, p. 85):

$$C_{energía} = \frac{C_2 * \emptyset}{3\ 600\ 000 * \beta} \quad [2.14]$$

Donde:

| | |
|---------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------|
| $C_{energía}$ | Es el costo de la energía eléctrica por unidad de volumen de suelo tratado (\$/m ³) |
| C_2 | Es el costo de la energía eléctrica (\$/Kw*h) |

Entre mayor sea el espaciamiento entre los electrodos, se requiere de un mayor voltaje y gasto energético para mantener una intensidad adecuada de campo eléctrico (Schultz, 1997, p.85).

Los costos descritos en las secciones 2.5.4.1 y 2.5.4.2 son los principales y de mayor influencia en el diseño, el resto de costos asociados se describen brevemente en el Anexo II.

2.5.5. ESPACIO ÓPTIMO ENTRE LOS ELECTRODOS

Si se asume una configuración en una sola dimensión. Adicionalmente el costo por pretratamiento y costos de mantenimiento son independientes del espacio entre los electrodos.

El espacio óptimo entre los electrodos puede ser obtenido por la igualación de la derivada parcial del costo total C_{total} con respecto a L , es decir. (Schultz, 1997, p. 88):

$$L_{\text{óptimo}} = \sqrt{\frac{7\,200\,000 \times \beta \times C_1 \times F}{C_2 \times \Phi}} \quad [2.15]$$

Donde:

$L_{\text{óptimo}}$ Espacio óptimo entre los electrodos (m)

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 y de la intensidad de campo requerido (Schultz, 1997, p. 88).

Si se necesita incluir el tiempo del proceso requerido se tendría la siguiente ecuación, en el Anexo III se muestra la deducción de esta fórmula:

$$L_{\text{óptimo}} = \sqrt[4]{\frac{7\,200\,000 \times \beta^2 \times \sigma \times C_1 \times F \times t}{C_2}} \quad [2.16]$$

En el caso de los equipos auxiliares, los criterios de dimensionamiento asociados y su diseño se encuentran descritos en el Anexo IV.

2.6. EVALUACIÓN ECONÓMICA PRELIMINAR DEL TRATAMIENTO ELECTROCINÉTICO PARA DESCONTAMINACIÓN DE SUELOS

En esta sección, se contemplaron los precios de los equipos necesarios para el montaje de la planta y el personal requerido. De igual forma se estableció el valor para procesar 50 000 Kg de suelo contaminado por metales pesados en cada tratamiento batch (ciclo de tratamiento).

La evaluación económica se realizó sobre la base de la cantidad de metales pesados recuperados, la energía consumida, el tiempo de operación, los equipos necesarios, mano de obra requerida y materiales indirectos. Se utilizaron los índices financieros VALOR ACTUAL NETO (VAN), TASA INTERNA DE RETORNO (TIR) y PUNTO DE EQUILIBRIO, los cuales quedan expresados por las siguientes ecuaciones:

El valor actual neto (VAN) queda definido por la diferencia entre la inversión inicial y los flujos de caja anuales. Expresado por la siguiente ecuación:

$$VAN = -I_0 + \sum_{t=1}^n F_t(1+i)^{-t} \quad [2.17]$$

Donde:

VAN Valor actual neto del proyecto

I_0 Flujo de caja en el año cero

n Número de periodos considerados para la evaluación financiera

F_t Flujo de caja del proyecto en cada periodo

i Tasa de interés

De igual, forma la tasa de retorno queda expresada por la ecuación 2.18:

$$0 = -I_0 + \sum_{t=1}^n F_t(1 + TIR)^{-t} \quad [2.18]$$

Donde:

TIR Tasa de retorno de la inversión (determinado para un VAN=0)

El punto de equilibrio se define como el punto en el cual el nivel de producción y ventas alcanzado por una empresa le permite cubrir los costos y gastos mediante sus ingresos; para lo cual utiliza los costos, gastos fijos, costos y gastos variables, y las utilidades operacionales.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICA, QUÍMICA Y MINERALÓGICA DE MUESTRAS DE SUELO

3.1.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICA

En la tabla 3.1 se muestran las principales propiedades físicas para las tres diferentes clases de suelos empleados en el tratamiento electrocinético:

Tabla 3.1. Caracterización física para los tres diferentes tipos de suelo empleado

| Parámetro de estudio | Unidad | Matriz Andesítica | Suelo Agrícola | Relave minero |
|----------------------------------|------------------------|-------------------|-----------------|------------------|
| Tamaño de partícula (d_{80}) | μm | 1 200 | 400 | 200 |
| Densidad Real | g/cm^3 | 2,70 | 1,77 | 4,39 |
| Densidad Aparente | g/cm^3 | 1,40 | 0,82 | 1,61 |
| Porosidad | % | 38,08 | 46,31 | 36,81 |
| Humedad | % | $6,00 \pm 0,50$ | $8,13 \pm 0,21$ | $10,00 \pm 0,05$ |
| pH | -- | $6,53 \pm 0,04$ | $7,03 \pm 0,04$ | $8,00 \pm 0,04$ |

El tamaño de partícula de la matriz andesítica es el mayor en comparación con el suelo agrícola y el relave minero. La matriz andesítica solamente fue sometida a un proceso de reducción de tamaño primario y secundario. El suelo agrícola debido a su naturaleza presenta un tamaño menor que la matriz andesítica. El relave minero presenta el menor tamaño de partícula debido al proceso previo al que ha sido sometido antes de su disposición, es decir se tiene una operación previa de molienda para la liberación de los metales de interés. Entre menor sea el tamaño de partícula el grado de compactación alcanzado por el material aumenta. Entre más compacto sea el material la circulación de agua a través de la superficie del material se reduce. Sin embargo la superficie específica del material aumenta, facilitando así la disolución de los metales pesados. Esto se debe principalmente a

que aumentan los sitios activos. Sin embargo esta propiedad se complementa con la composición química del suelo.

La densidad real del relave minero es la mayor ($4,39 \text{ g/cm}^3$) y esto se debe a la presencia de sulfuros metálicos de alto peso molecular, en el caso de la matriz andesítica su densidad real alcanza $2,7 \text{ g/cm}^3$, dada la presencia de silicatos y otros elementos inorgánicos. La densidad del suelo agrícola es la menor $1,77 \text{ g/cm}^3$, debido principalmente a la presencia de materia orgánica (12%). En el caso de la densidad aparente se mantienen las mismas tendencias observadas en la densidad real. Con la ayuda de estos dos valores se llegó a determinar el valor de porosidad, el suelo agrícola presenta una porosidad del 46%, siendo este el valor más alto de entre las tres muestras analizadas. Esta propiedad es de mucha ayuda en los ensayos electrocinéticos ya que entre más poroso sea un material el agente acarreador podrá ingresar de mejor manera en el interior del material, aumentando así el contacto entre el material y la solución humectante.

El contenido de humedad es inferior al 10% para las tres matrices de suelo en estudio. El contenido de humedad determina un equilibrio entre los iones que se encuentran disueltos y los que se encuentran adsorbidos en la superficie del suelo. El agua presente en el suelo se encuentra principalmente alojada en los poros del suelo. Con la técnica de electrorremediación se incorpora soluciones humectantes capaces de desplazar los iones adsorbidos en el suelo e intercambiarlos por especies menos contaminantes. Es decir incorporar iones Na^+ y NH_4^+ en los lugares ocupados por los iones de metales pesados como cobre y zinc.

El pH es mayor en el caso del relave minero, es neutro para el suelo agrícola y ligeramente ácido para la matriz andesítica. En el caso de la matriz andesítica 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 cercano al neutro, con una buena capacidad de amortiguamiento. El relave minero presenta un pH ligeramente básico, esta propiedad se justifica más adelante en la sección 3.1.3.

3.1.2. COMPOSICIÓN QUÍMICA

En la tabla 3.2.se presenta el contenido de los elementos mayoritarios, entre los cuales se encuentran: silicio, aluminio, magnesio, calcio, sodio, hierro, potasio y azufre en las diferentes matrices de suelo en estudio:

Tabla 3.2. Caracterización química para los tres diferentes tipos de suelo empleado

| Elemento | Unidad | Matriz Andesítica | Suelo Agrícola | Relave minero |
|----------|--------|-------------------|----------------|---------------|
| Si | % | 32,50 | 33,99 | 23,77 |
| Al | % | 11,55 | 9,53 | 4,45 |
| Mg | % | 2,02 | 1,32 | 2,37 |
| Ca | % | 5,15 | 4,64 | 6,79 |
| Na | % | 5,10 | 4,80 | 0,64 |
| Fe | % | 5,05 | 5,49 | 25,79 |
| K | % | 1,42 | 1,51 | 0,35 |
| S | % | - | - | 8,75 |

Con el conocimiento de la composición química mostrado en la tabla 3.2 se logra explicar satisfactoriamente el comportamiento del suelo y algunas de sus propiedades como el pH.

La matriz andesítica presenta un alto contenido de silicio y aluminio, estos dos metales que normalmente se encuentran en el suelo en forma de hidróxidos y complejos hidratados, son los responsables del carácter ácido que presenta este material.

Entre las fuentes de acidez se encuentran: los grupos ácidos débiles que provienen de los grupos $-Si OH$ y $-Al OH$ estructurales y los iones hidroxialumínicos hidratados que se presentan en forma de complejos hidratados. Estos grupos localizados en las periferias del material le confieren un ligero carácter ácido a la matriz andesítica La presencia de otros metales como sodio, calcio, magnesio y potasio, posibilitan las interacciones de cambio catiónico pobre en la superficie del material.

En el suelo agrícola, la composición inorgánica tiene una influencia limitada sobre las propiedades de este material. Para una matriz de naturaleza agrícola, el contenido de materia orgánica determinará las principales características de este material. La materia orgánica es un buen agente amortiguador ya que cuenta con grupos funcionales carboxílicos (-COOH), fenólicos, alcohólicos (-OH) y metoxílicos (-OCH₃), altamente reactivos, en la periferia de los ácidos húmicos. Adicionalmente, dado su carácter anfótero es posible la adsorción de aniones y cationes. Por tal motivo, la adsorción de metales pesados en el suelo de matriz agrícola, con un alto contenido de materia orgánica, responde a las interacciones de los ácidos húmicos con los cationes metálicos.

Para el relave minero, el contenido de azufre es considerable, debido a la presencia de sulfuros metálicos en la matriz del mismo. De igual forma la presencia de hierro es alta. La presencia de pirita le confiere características reactivas al relave, es decir el hierro favorece la adsorción de especies sobre la superficie del relave. De igual forma la oxidación de la misma en condiciones de interperismo desestabiliza las especies adsorbidas en la superficie del suelo, provocando su disolución hacia cuerpos receptores de agua.

3.1.3. ANÁLISIS MINERALÓGICO

Para complementar la información dada en el análisis químico y en las pruebas físicas, se debe recurrir al análisis mineralógico y así alcanzar un conocimiento más detallado de las interacciones que pueden darse en el suelo. Con la incorporación del análisis mineralógico al estudio se puede comparar de mejor manera las diferentes propiedades estructurales y su influencia en las diferentes matrices de estudio.

Por lo expuesto anteriormente, en la tabla 3.3 se resume el análisis mineralógico para las tres matrices de suelo en estudio: suelo inerte, suelo agrícola y relave minero. En la tabla 3.3, se muestra la composición porcentual de los constituyentes más relevantes del suelo, los cuales se han clasificado en cinco grandes grupos: plagioclasas, cuarzo, piroxenos, arcillas y sulfuros.

Tabla 3.3.Caracterización mineralógica para los tres diferentes tipos de suelo empleado

| Análisis | Unidad | Suelo inerte | Suelo agrícola | Suelo minero (relave) |
|-------------------|---------------|---------------------|-----------------------|------------------------------|
| Plagioclasas | % | 80,0 | 75,0 | 4 |
| Cuarzo | % | 8,0 | -- | 48 |
| Piroxenos y otros | % | 12,0 | 20,0 | -- |
| Arcillas | % | -- | 5,0 | 12 |
| Sulfuros | % | -- | -- | 26 |

El suelo inerte presenta un alto contenido de plagioclasas y piroxenos, los cuales son minerales ricos en silicio y aluminio. Dada la alta presencia de silicatos estos le confieren un carácter ácido a este suelo y poca reactividad, al no contar con muchos sitios reactivos. Debido a la estabilidad de esta clase de suelos el intercambio de cationes es muy pobre.

En el caso del suelo agrícola el contenido de plagioclasas es mayoritario, seguido por el de piroxenos. Adicionalmente se reporta un contenido de 5 % de arcillas. Las arcillas son altamente reactivas por su capacidad de intercambio; sin embargo, en el caso de este tipo de suelo el contenido de materia orgánica será una fuente importante de intercambio de los cationes, haciéndola la parte más reactiva de esta clase de suelos.

Para el relave minero, el cuarzo presenta un contenido elevado, seguido de alrededor de una cuarta parte de sulfuros, estos minerales sulfurados son los que le confieren cierta reactividad al relave minero. Adicionalmente se tiene la presencia de arcillas y plagioclasas, en menor cantidad, 12 % y 4 % respectivamente. El relave minero debido a su procesamiento previo y a su naturaleza intrínseca, es un material que requiere una disposición especial, una vez terminada su vida útil. El contenido elevado de sulfuros metálicos lo transforma en un material potencialmente peligroso por la generación de drenajes ácidos, una vez confinado en las relaveras.

3.1.3.1. Análisis mineralógico para el relave minero

Dada la aplicación de esta técnica sobre relaves mineros, se hace importante el conocer de una forma más detallada la composición del relave minero en estudio. Los resultados del análisis mineralógico para este material se muestran en la tabla 3.4.

Tabla 3.4.Análisis mineralógico para el relave minero

| Mineral | Fórmula | Contenido (%) |
|---------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------|---------------|
| Cuarzo | SiO ₂ | 48 |
| Grupo plagioclasa (albita, andesita, anortita) | (Na,Ca)Al(Si,Al)Si ₂ O ₈ | 4 |
| Muscovita | KAl ₂ (AlSi ₃ O ₁₀)(OH) ₂ | 3 |
| Caolinita | Al ₂ (Si ₂ O ₅)(OH) ₄ | 2 |
| Clinocloro | (Mg,Fe) ₅ Al(Si,Al) ₄ O ₁₀ (OH) ₈ | 4 |
| Calcita | CaCO ₃ | 4 |
| Pirita | FeS ₂ | 2 |
| Pirrotina | Fe _(1-x) S | 22 |
| Dolomita | CaMg(CO ₃) ₂ | - |
| Plogopita | KMg ₃ (AlSi ₃ O ₁₀)(F,OH) ₂ | 3 |
| Wallastomite | CaSiO ₃ | 2 |

Para el relave minero se nota la presencia de sulfuros como pirita y pirrotina, estos elementos juegan un papel importante en la formación del drenaje ácido de roca. Si se almacena esta clase de relaves con un contenido considerable de sulfuros, estos van a reaccionar con la humedad presente en el ambiente y solubilizar los metales pesados. Este es un problema muy grave que se tiene en las minas. Por lo tanto esta clase de relaves pueden ser tratados mediante una técnica de remediación electrocinética.

El contenido de sulfuros (entre pirita y pirrotina) se encuentra en alrededor del 25%, un material rico en sulfuros metálicos presenta interacciones con la humedad ambiental, la cual favorece la desestabilización de los metales pesados, se-

cuestrados en la superficie del relave, facilitando la disolución de los mismos en lo que se conoce como drenaje ácido de roca.

El contenido de arcillas, el cual alcanza alrededor del 12 %, proporciona sitios activos para el intercambio de iones. Sin embargo, la oxidación de los sulfuros metálicos es la responsable de desencadenar una serie de reacciones de disolución de los metales pesados, causando graves problema de contaminación.

Adicionalmente, se tiene un 4 % de calcita, este es uno de los elementos responsables de conferirle un carácter ligeramente básico al relave minero.

3.1.4. ELEMENTOS CONTEMPLADOS EN LA ORDENANZA 213 DMQ

La normativa vigente en el Distrito Metropolitano de Quito es un buen referente de comparación para los límites de descarga de metales en efluentes industriales. En la tabla 3.5 se muestran los límites máximos permisibles para la descarga de efluentes según la ordenanza 213 del DMQ, vigente desde el 2008.

Después de haber realizado el test TCLP en cada una de las matrices de suelo en estudio, se ha llegado a los siguientes valores de concentración de metales pesados, los cuales se muestran en la tabla 3.5.

Adicionalmente, se debe acotar, que en el caso de la matriz andesítica y del suelo agrícola, las muestras sometidas al ensayo TCLP corresponden al material contaminado artificialmente con sales de cobre, cromo, plomo y zinc. De esta manera se consigue analizar la migración de estas especies hacia otros cuerpos receptores y se los compara con la normativa ambiental vigente.

En el caso del relave minero (suelo contaminado por actividad industrial), se realiza el ensayo TCLP para demostrar los peligros potenciales de la generación de lixiviados con una carga considerable de metales pesados. Los resultados así obtenidos se presentan en la tabla 3.5.

Tabla 3.5. Caracterización química para los tres diferentes tipos de suelo empleado según la ordenanza 213 DMQ

| Elemento | Unidad | Matriz Andesítica | Suelo Agrícola | Relave Minero | Ordenanza 213 |
|----------|--------|-------------------|----------------|---------------|---------------|
| As | mg/L | - | - | - | 0,1 |
| Hg | mg/L | - | - | - | 0,005 |
| Se | mg/L | - | - | - | 0,1 |
| Ba | mg/L | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 2 |
| Cd | mg/L | <0,01 | <0,01 | 0,03 | 0,02 |
| Cu | mg/L | 14,81 | 17,37 | 1,2 | 1 |
| Cr | mg/L | 10,4 | 2,25 | 0,04 | 0,5 |
| Ni | mg/L | 0,07 | 0,04 | 0,71 | 2 |
| Ag | mg/L | <0,01 | <0,01 | 0,01 | 0,1 |
| Co | mg/L | 0,08 | 0,04 | 0,52 | 0,5 |
| Pb | mg/L | 10,9 | 3,5 | 0,2 | 0,2 |
| Zn | mg/L | 48,8 | 12,00 | 2,25 | 2 |

En la matriz andesítica debido a su naturaleza poco reactiva, el intercambio iónico es muy débil. Por tanto en el lixiviado obtenido se tienen altas concentraciones de estos cuatro metales, los cuales sobrepasan los límites permitidos por la norma. Debido a esta pobre interacción con los iones se seleccionó este material. Con este material que presenta poca afinidad por la adsorción de iones, se puede demostrar la efectividad de la aplicación de un tratamiento electrocinético.

Es decir, una matriz “inerte”, en la cual se pueda estudiar el movimiento de iones gracias a la influencia de un campo eléctrico. Dado su alto contenido de plagioclasas, este tipo de material es muy estable, es decir los iones de los metales pesados no pueden ingresar fácilmente a la estructura de este material, reportando un intercambio de especies pobre.

Para el suelo agrícola, el lixiviado generado sobrepasa los límites de la norma para el contenido de cobre, cromo, plomo y zinc. En esta clase de matriz con alta cantidad de materia orgánica, se tiene un poder amortiguador alto. Sin embargo,

una vez que se sobrepasa la capacidad de saturación del suelo agrícola, este se transforma en una fuente de contaminación.

Se puede decir entonces que la cantidad de metales pesados adicionados al suelo en forma de cloruros, terminan por saturar a este medio, una vez saturado los metales pasan a otros cuerpos aceptores, sobrepasando así los límites permitidos por la ordenanza 213.

En el caso del relave minero, el cual no fue sometido a contaminación artificial, presenta valores que sobrepasan a la norma en el contenido de cobre y zinc. Sin embargo, se debe considerar que todavía esta matriz no presenta problemas de drenaje ácido, dado su corto tiempo de confinamiento. Debido a su composición mineralógica, se esperaría que un relave con contenido elevado de sulfuros (>25 %) presente a largo plazo un peligro potencial de migración de especies, sobre todo metales pesados en concentraciones superiores a las permitidas por la ordenanza 213.

3.2. DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO DE CELDAS PARA EVALUAR LA REMEDIACIÓN ELECTROCINÉTICA DE SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS

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. Cuenta con una capacidad aproximada de 2 000 cm³. 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 (0,5 cm de espesor, 8 cm × 10 cm de superficie) y placas de vidrio de las mismas dimensiones de los electrodos, pero cuya función es la de delimitar las zonas de tratamiento y favorecer la recolección de muestras, una vez terminado el tratamiento.

Existen tres zonas principales en la celda. La zona central en la que se deposita la muestra de suelo y dos zonas periféricas a cada uno de los lados, que actúan como fuente de soluciones donadoras iones en las reacciones electrocinéticas.

El suelo a tratarse se coloca en la parte central de la celda, los electrodos funcionan como contención del suelo, y también delimitan la zona de tratamiento de los pozos anódico y catódico.

Dada la generación de gases, la celda es abierta para favorecer su disipación. Además el contar con una celda abierta facilita la recolección de muestras y el monitoreo de pH en el las zonas de los pozos y cuenta con canales de vidrio en los cuales se sujetan los electrodos de grafito

Así también cuenta con divisiones cada 2,5 cm para poder fraccionar las muestras de suelo. Una vez terminado el tratamiento con la ayuda de placas de vidrio, el cual es un material inerte, se separan las diferentes fracciones de suelo para el monitoreo de las especies después del ensayo electrocinético.

En cuanto a la selección del material, se tiene que el vidrio es un material que presenta poca interacción con el suelo. Otras posibilidades involucran la utilización de materiales poliméricos como el polipropileno (Martínez, 2001, p. 9). Estos materiales también se caracterizan por ser inocuos frente a las reacciones que se dan en el medio.

En cuanto al material de los electrodos, se seleccionó el grafito. Se recomienda la utilización de materiales que no se corroan fácilmente. Se habla incluso de aleaciones de metales nobles. Sin embargo el grafito brinda una aplicabilidad satisfactoria dada sus características de conductividad eléctrica y de resistencia a la corrosión.

En la figura 3.1 se muestra un esquema de la celda de vidrio usada en el tratamiento, se observa la presencia de canales cada 2,5 cm, en los cuales se insertan los electrodos de grafito y las placas de vidrio. Las placas de vidrio son elementos

fácilmente removibles para el muestreo del suelo en cada zona una vez terminado el tratamiento electrocinético.

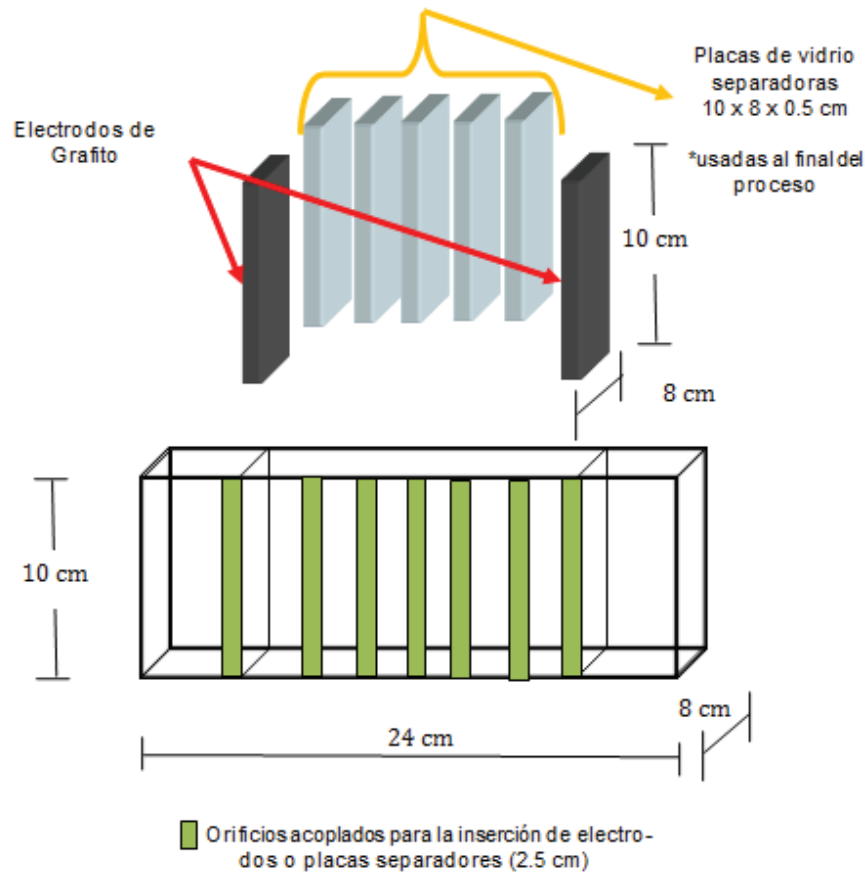


Figura 3.1. Esquema simplificado de la celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético

A continuación se presenta la figura 3.2, en la cual se muestra la celda en operación; se puede observar los dos electrodos de grafito a cada uno de los lados de la celda y su conexión a la fuente. Se puede diferenciar claramente las tres zonas delimitadas por los electrodos, la central en la cual se encuentra el suelo y las dos regiones periféricas. Adicionalmente se marcó el nivel de la suspensión de suelo ocupada durante el tratamiento. De forma complementaria se puede acotar que las placas separadoras de vidrio se emplean únicamente al final del proceso.

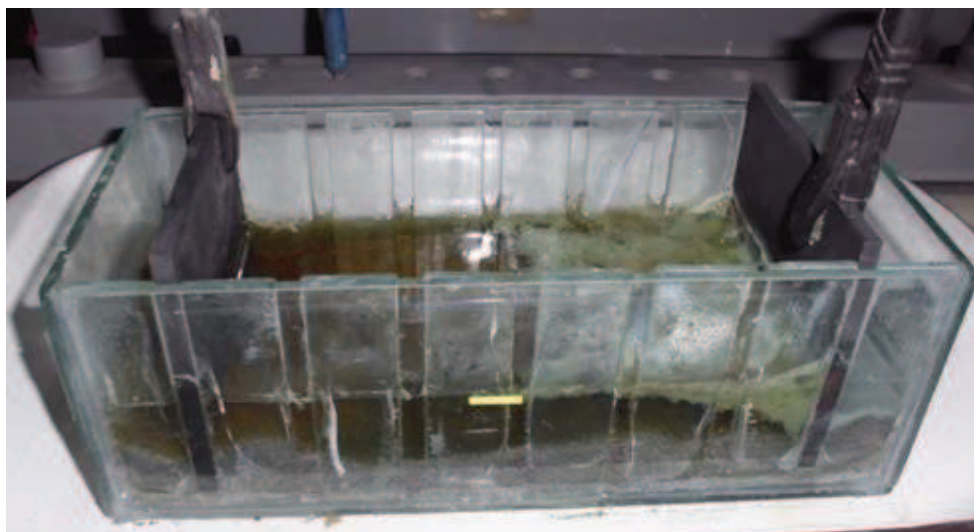


Figura 3.2. Celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético

A continuación se presenta en la figura 3.3 un esquema detallado de la celda, en el cual se observan las diferentes zonas de tratamiento, y la posición de los electrodos:

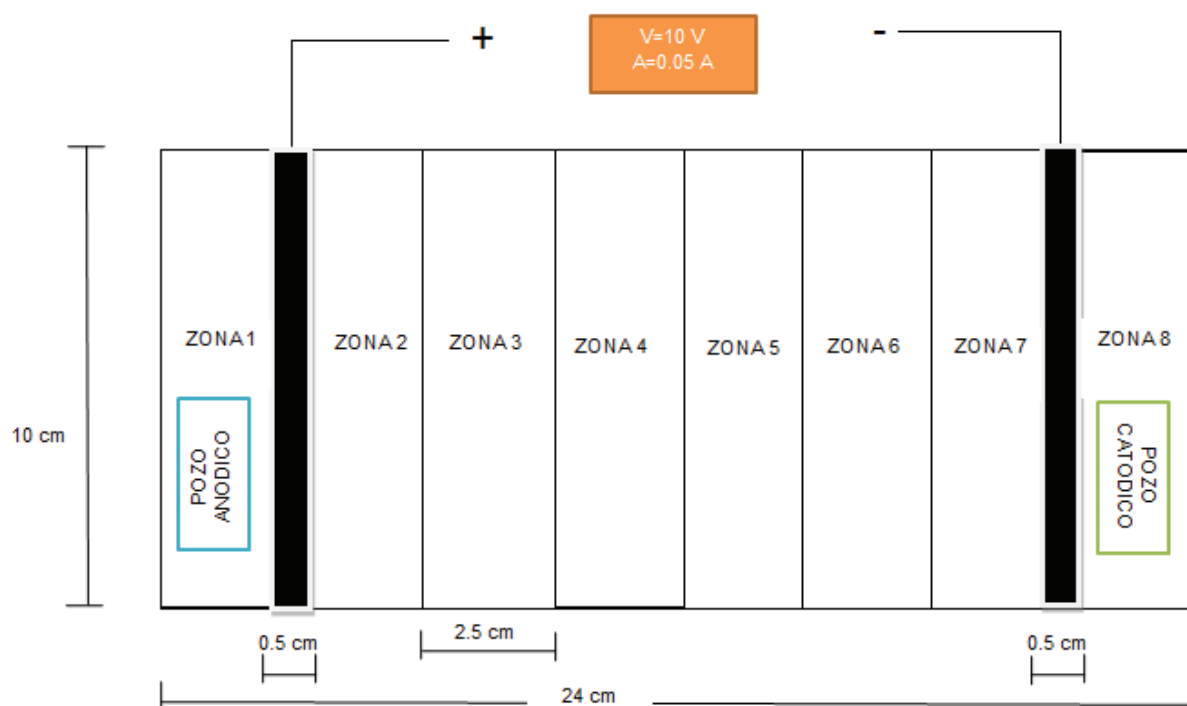


Figura 3.3. Celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético con la representación de las zonas de tratamiento

3.3. EVALUACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO DE LA MIGRACIÓN IÓNICA DE METALES PESADOS (Cu, Zn, Cr y Pb) POR TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO APLICADO A MUESTRAS SINTÉTICAS DE SUELO

Después de haber sometido a la matriz andesítica a dos variantes del tratamiento electrocinético, se ha llegado a determinar un perfil característico de concentración en la celda, para cada uno de los metales estudiados (cobre, cromo, plomo y zinc). Para la verificación de una migración efectiva se recurrió a los criterios de discriminación, los cuales se presentan en la sección 3.3.1.1.

3.3.1. MIGRACIÓN DE COBRE EN MATRIZ ANDESÍTICA

En la figura 3.4 se muestra el perfil de concentración de cobre a diferentes distancias del ánodo, para los dos variantes de tratamiento electrocinético y para la matriz andesítica sin tratamiento.

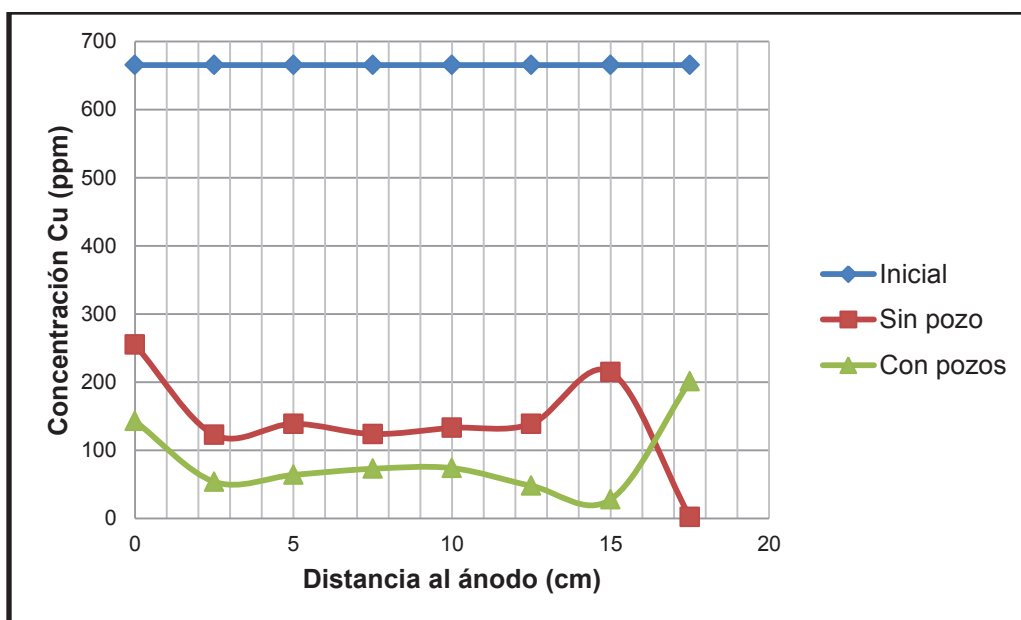


Figura 3.4. Concentración de Cobre a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado a matriz andesítica

La concentración inicial de cobre es de alrededor de 700 ppm, que corresponde a la medida del suelo contaminado artificialmente sin la aplicación de tratamiento electrocinético. Se puede observar que después de aplicar la remediación electrocinética, la concentración en cada una de las secciones de la celda baja considerablemente, según se muestra en el perfil de concentraciones.

Cuando se trabaja bajo la modalidad “sin pozos” en las regiones cercanas a los electrodos sube la concentración. Sin embargo al trabajar con la modalidad con pozos los valores de concentraciones en las partes internas de la celda son menores a las reportadas con el tratamiento “sin pozos”.

Después del tratamiento para la modalidad “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 alza en la concentración, para finalmente decaer en la zona catódica (pseudo pozo catódico).

En el caso del tratamiento “con pozos” las concentraciones más elevadas se encuentran en los pozos a los extremos de la celda. La mayor concentración se reporta en el cátodo con alrededor de 200 ppm. En el caso de este tratamiento, las soluciones en los extremos se enriquecen a medida que la concentración en las regiones medias del suelo baja.

Sin embargo, de forma complementaria para asegurar que existió un verdadero cambio en la concentración de cobre en la muestra tras el tratamiento, se debe aplicar los criterios de discriminación basados en la comparación de las concentraciones antes y después de la aplicación de la remediación electrocinética. Los criterios de discriminación aplicados en la migración de cobre se muestran a continuación en la sección 3.3.1.1:

3.3.1.1. Aplicación de criterios de discriminación

En la tabla 3.6 se muestran los resultados correspondientes a la aplicación del primer criterio de discriminación para la migración del cobre en la matriz andesítica debido al tratamiento electrocinético.

Tabla 3.6. Primer Criterio: Identificación de cambios de concentración debido al tratamiento

| Tipo de tratamiento | $\Delta C (C_{\max} - C_{\min})$ en cada experimento [ppm] | Desviación estándar del suelo sin tratamiento [ppm] | Observación |
|---------------------|------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|----------------------|
| Con pozos | 46 | 15 | Cambio significativo |
| Sin pozos | 92 | 15 | Cambio significativo |

Como se muestra en la tabla 3.6; aplicando el primer criterio de discriminación se llega a determinar que para las dos variantes del tratamiento, existió un cambio significativo en la concentración de cobre después de la aplicación de la remediación electrocinética.

Para el suelo sin tratamiento la concentración de cobre presenta una desviación estándar de 15 ppm. Mientras que en el tratamiento “con pozos” la diferencia entre la mayor y la menor concentración es de 46 ppm, de igual forma, para el tratamiento “sin pozos” esta diferencia es de 92 ppm.

En ambos casos la diferencia obtenida entre los valores extremos de concentración es mayor que la desviación estándar del suelo, lo que permite llegar a la conclusión de que existió un cambio de concentración significativo debido al tratamiento.

Para complementar este análisis discriminatorio, se recurrió al segundo criterio de discriminación en el cual se compara la concentración promedio entre las rebanadas y la concentración de cobre en la matriz sin tratamiento, y se muestra en la tabla 3.7:

Tabla 3.7. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica

| Tipo de tratamiento | Concentración promedio de las rebanadas [ppm] | Concentración del suelo sin tratar [ppm] | Observación |
|----------------------------|------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|----------------------|
| Con pozos | 146 | 665±15 | Cambio significativo |
| Sin pozos | 57 | 665±15 | Cambio significativo |

En este criterio se emplea la concentración promedio de las diferentes fracciones de suelo y se las compara con el contenido de cobre promedio en el suelo sin tratamiento. Para la matriz andesítica sin tratamiento, el valor de cobre alcanzado es de 665±15 ppm. Si se demuestra que la concentración promedio de las rebanadas de suelo bajo tratamiento electrocinético están fuera de los límites de incertidumbre de la concentración del suelo sin tratar, se tendrá un cambio significativo debido a la migración iónica.

Para el tratamiento “con pozos” la concentración promedio de cobre fue de 146 ppm, mientras que para el tratamiento “sin pozos” el valor reportado fue de 57 ppm. En ambos casos la concentración está por debajo del límite de incertidumbre de la concentración promedio del suelo. Por lo tanto, para los dos casos se tiene un cambio significativo de la concentración de las especies, a causa de la migración iónica al aplicar un tratamiento electrocinético.

3.3.2. MIGRACIÓN DE CROMO EN MATRIZ ANDESÍTICA

El cromo fue la segunda especie en la que se estudió la migración iónica debido a la aplicación de un campo eléctrico. En la figura 3.5 se muestra el perfil de concentración de cromo a diferentes distancias del ánodo, para los dos variantes de tratamiento electrocinético y para la matriz andesítica sin tratamiento.

La concentración inicial de cromo es de alrededor de 1100 ppm, la cual corresponde al valor promedio de cromo en el suelo contaminado artificialmente sin la aplicación de tratamiento electrocinético. Se puede observar que después de aplicar el tratamiento electrocinético, la concentración en cada una de las secciones

disminuye. Para las dos variantes del tratamiento se observa una tendencia similar, en la cual la concentración máxima se alcanza en las cercanías del cátodo, mientras que en las regiones medias disminuye, para finalmente mostrar un descenso marcado al llegar al cátodo.

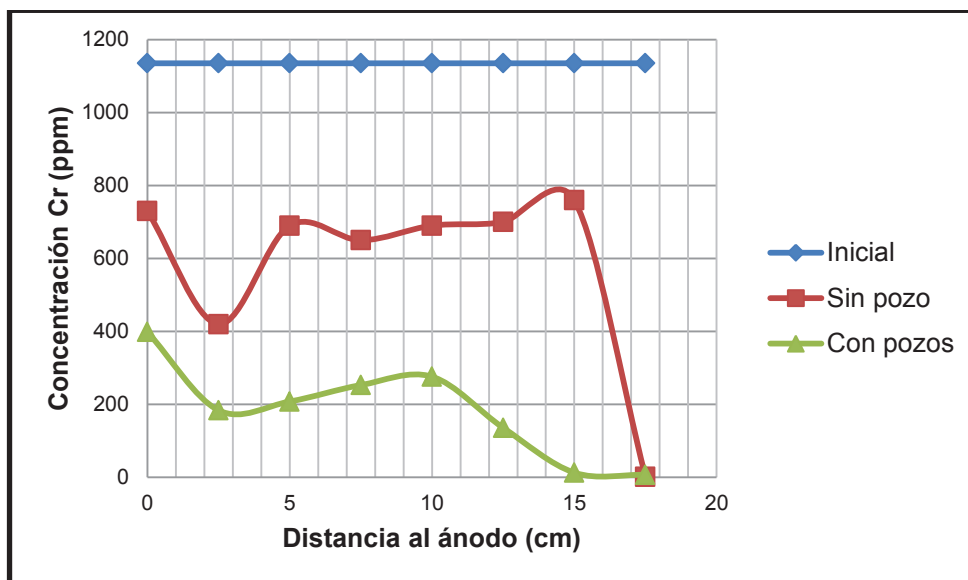


Figura 3.5. Concentración de Cromo a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado a matriz andesítica

Después del tratamiento para la modalidad “sin pozos”, se presentan dos picos de alta concentración de cromo con un valor cercano a las 800 ppm, el primero se reporta en el ánodo y el segundo en la zona 6. Para este caso la tendencia no es clara ya que se presentan cambios abruptos de concentración, así por ejemplo entre la zona anódica y la zona 1 y entre la zona 6 y la zona catódica. Otro detalle es la caída de concentración en la zona catódica.

En el caso del tratamiento con pozos la concentración de cromo presenta un tendencia decreciente. Empieza en el ánodo con un valor de 400 ppm para finalmente alcanzar niveles muy bajos al llegar al cátodo. En este caso se puede notar que esta especie tiende a concentrarse en la zona anódica.

A pesar de la información dada en la figura 3.5, sobre la migración de cromo en matriz andesítica, no se puede asegurar que haya existido un verdadero cambio en la concentración de esta especie en la muestra tras el tratamiento solamente

por las tendencias obtenidas, se debe aplicar un criterio de discriminación, el cual se muestra a continuación en la sección 3.3.2.1.

3.3.2.1. Aplicación de criterios de discriminación

En la tabla 3.8 se muestran los resultados de la aplicación del primer criterio de discriminación para la migración del cromo debido al tratamiento electrocinético.

Tabla 3.8. Primer Criterio: Identificación de cambios de concentración debido al tratamiento

| Tipo de tratamiento | $\Delta C (C_{\max} - C_{\min})$ en cada experimento [ppm] | Desviación estándar del suelo sin tratamiento [ppm] | Observación |
|---------------------|------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|----------------------|
| Con pozos | 171 | 59 | Cambio significativo |
| Sin pozos | 340 | 59 | Cambio significativo |

Aplicando el primer criterio de discriminación se llega a determinar que para las dos variantes del tratamiento, existió un cambio significativo en el contenido de cromo. Para el suelo sin tratamiento la concentración de cromo presenta una desviación estándar de 59 ppm, en el tratamiento “con pozos” la diferencia entre la mayor y la menor concentración es de 171 ppm, mientras que para el tratamiento “sin pozos” esta diferencia es de 340 ppm.

En ambos casos la diferencia obtenida entre los valores extremos de concentración son mayores que la desviación estándar del valor inicial reportado en el suelo, lo que permite llegar a la conclusión de que existió un cambio significativo de cromo debido al tratamiento.

La diferencia de concentración debida al tratamiento “sin pozos” duplica a la diferencia obtenida por el tratamiento “con pozos”. Para complementar este análisis discriminatorio, se recurrió al segundo criterio, los resultados del mismo se muestran en la tabla 3.9.

Tabla 3.9. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica

| Tipo de tratamiento | Concentración promedio de las rebanadas [ppm] | Concentración del suelo sin tratar [ppm] | Observación |
|---------------------|-----------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------|
| Con pozos | 178 | 1 135 ± 59 | Cambio significativo |
| Sin pozos | 652 | 1 135 ± 59 | Cambio significativo |

En este criterio se emplea la concentración promedio de las diferentes fracciones de suelo y se las compara con la concentración promedio en el suelo sin tratamiento. Para el suelo sin tratamiento la concentración promedio de cromo fue de $1\ 135 \pm 59$ ppm.

Si se demuestra que la concentración promedio de las rebanadas de suelo bajo tratamiento electrocinético están fuera de los límites de incertidumbre de la concentración del suelo sin tratar, se tendrá un cambio significativo debido a la migración iónica.

Para el tratamiento “con pozos” la concentración promedio de cromo fue de 178 ppm, mientras que para el tratamiento “sin pozos” la concentración fue de 657 ppm. En ambos casos la concentración está por debajo del límite de incertidumbre de la concentración promedio del suelo.

Para los dos casos se tiene un cambio significativo de la concentración de cromo, a causa de la migración iónica al aplicar un tratamiento electrocinético. Es decir, bajo la aplicación de un campo eléctrico en una matriz tipo andesítica se produce la migración efectiva de cromo.

3.3.3. MIGRACIÓN DE PLOMO EN MATRIZ ANDESÍTICA

El tercer elemento analizado fue el plomo; a continuación se presenta en la figura 3.6 el perfil obtenido para la migración de esta especie después de haber realizado el tratamiento electrocinético en un suelo de características inertes denominado “matriz andesítica”.

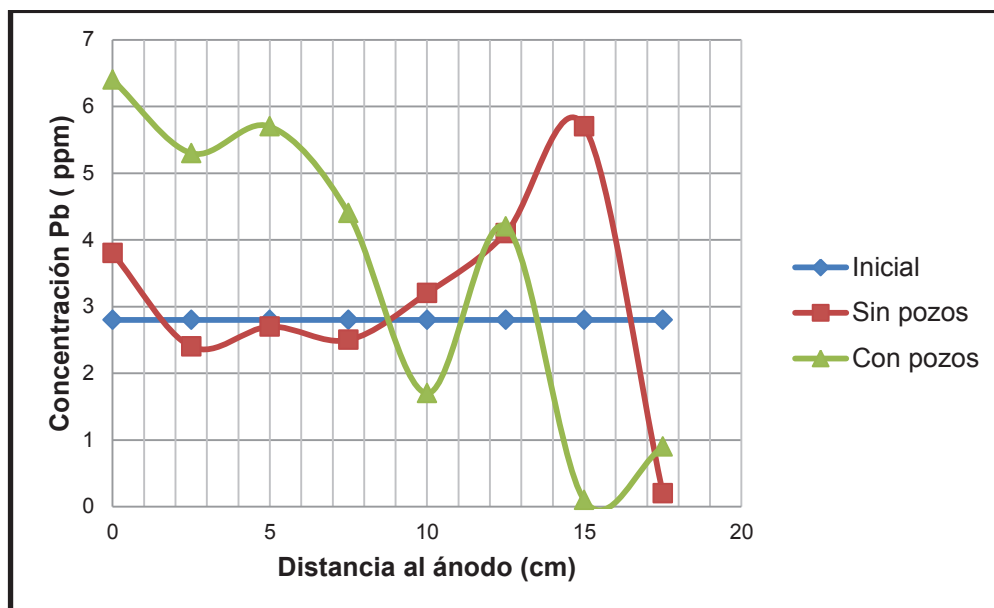


Figura 3.6. Concentración de Plomo a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado a matriz andesítica

En la figura 3.6 se muestra el perfil de concentración de plomo a diferentes distancias de la celda, para los dos tratamientos aplicados. La concentración inicial de esta especie es de alrededor de 3 ppm, la cual corresponde a la concentración promedio del suelo contaminado artificialmente sin la aplicación de tratamiento electrocinético. Se puede observar que después de aplicar el tratamiento electrocinético se tiene una migración de las especies, las cuales se concentran en el ánodo. Sin embargo no se presenta una tendencia definida.

Sin tratamiento, el plomo presenta una concentración inferior a las alcanzadas con la remediación electrocinética, debido principalmente a la poca solubilidad en el medio observada para este metal durante los tres primeros días de monitoreo de concentración. Se tiene una disolución lenta pero progresiva de este metal.

Después del tratamiento para la modalidad “sin pozos”, se presentan un pico de alta concentración de plomo con un valor cercano a las 6 ppm en la zona 6. Para este caso la concentración de plomo aumenta a medida que se desplaza a la región catódica. Exceptuando las zonas catódica y anódica, el perfil de concentración de plomo muestra una tendencia creciente a medida que se desplaza hacia el cátodo.

En el caso del tratamiento “con pozos” la concentración de plomo presenta una tendencia decreciente. Empieza en el ánodo con un valor superior a las 6 ppm para finalmente alcanzar concentraciones inferiores a 1 ppm en las cercanías del cátodo. En este caso se puede notar que esta especie tiende a concentrarse en la zona anódica. Exceptuando el pico de concentración en la zona 5 con un valor aproximado de 4 ppm, el perfil de concentraciones se ajusta a una tendencia decreciente.

No se puede asegurar que haya existido un verdadero cambio en la concentración de plomo en la muestra tras el tratamiento solamente por las tendencias obtenidas, se debe aplicar un criterio de discriminación, el cual se muestra a continuación:

3.3.3.1. Aplicación de criterios de discriminación

En la tabla 3.10 se muestran los resultados de la aplicación de los criterios de discriminación para la migración del plomo en suelo inerte tipo andesita debido al tratamiento electrocinético.

Tabla 3.10. Primer Criterio: Identificación de cambios de concentración debido al tratamiento

| Tipo de tratamiento | $\Delta C (C_{\max} - C_{\min})$ en cada experimento [ppm] | Desviación estándar del suelo sin tratamiento [ppm] | Observación |
|---------------------|------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|----------------------|
| Con pozos | 5 | 1 | Cambio significativo |
| Sin pozos | 3 | 1 | Cambio significativo |

Aplicando el primer criterio de discriminación se llega a determinar que para las dos variantes del tratamiento, existió un cambio significativo en la concentración. Para el suelo sin tratamiento la concentración de plomo presenta una desviación estándar de 1 ppm, en el tratamiento con pozos la diferencia entre la mayor y la menor concentración es de 5 ppm, mientras que para el tratamiento sin pozos esta diferencia es de 3 ppm.

En ambos casos la diferencia obtenida entre los valores extremos de concentración es mayor que la desviación estándar del suelo, lo que permite llegar a la conclusión de que existió un cambio de concentración significativo debido al tratamiento.

Para complementar este análisis discriminatorio, se recurrió al segundo criterio de discriminación, el cual se muestra en la tabla 3.11.

Tabla 3.11. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica

| Tipo de tratamiento | Concentración promedio de las rebanadas [ppm] | Concentración del suelo sin tratar [ppm] | Observación |
|----------------------------|------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|-------------------------|
| Con pozos | 3,6 | $2,8 \pm 1$ | Cambio no significativo |
| Sin pozos | 3,4 | $2,8 \pm 1$ | Cambio no significativo |

En este criterio se emplea la concentración promedio de las diferentes rebanadas de suelo y se las compara con la concentración promedio en el suelo sin tratamiento. Para el suelo sin tratamiento la concentración promedio de plomo fue de $2,8 \pm 1$ ppm. Si se demuestra que la concentración promedio de las rebanadas de suelo bajo tratamiento electrocinético está fuera de los límites de incertidumbre de la concentración del suelo sin tratar, se tendrá un cambio significativo debido a la migración iónica.

Para el tratamiento “con pozos” la concentración promedio de plomo fue de 3,6 ppm, mientras que para el tratamiento “sin pozos” la concentración fue de 3,4 ppm. En ambos casos la concentración está dentro del límite de incertidumbre de la concentración promedio del suelo. Por tanto, gracias al segundo criterio de discriminación se puede asegurar que no existió un cambio significativo de concentración. Debido a la baja concentración de plomo reportada en el sobrenadante del suelo, la influencia del tratamiento electrocinético se ve limitada.

3.3.4. MIGRACIÓN DE ZINC EN MATRIZ ANDESÍTICA

La cuarta especie en la que se estudió la migración iónica, debido a la aplicación de un campo eléctrico en un suelo inerte de matriz andesítica, fue el zinc, los perfiles de concentración se muestran en la figura 3.7.a continuación corresponden a las dos variantes del tratamiento.

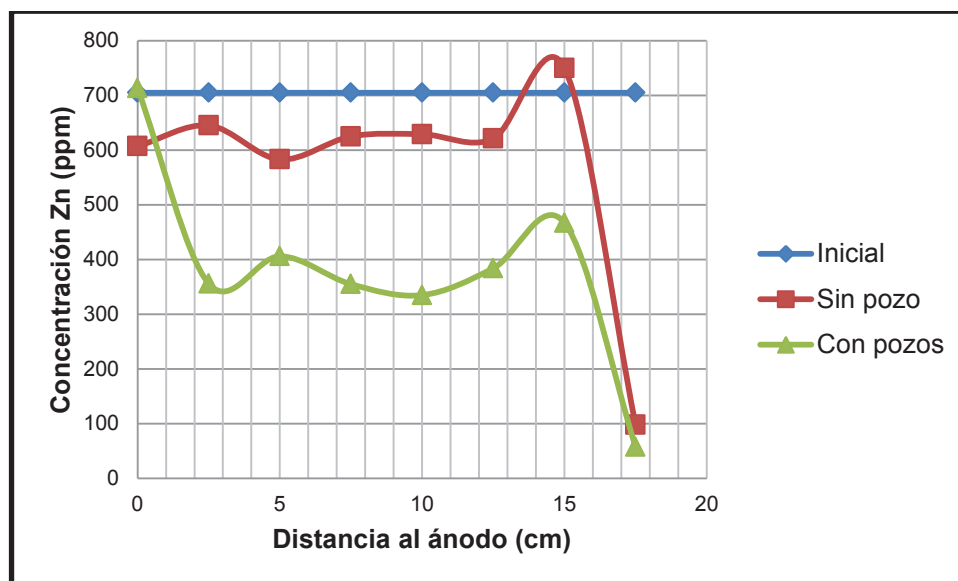


Figura 3.7. Concentración de Zinc a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado a matriz andesítica.

En la figura 3.7, se muestra el perfil de concentración de zinc a diferentes distancias de la celda, para los dos tratamientos aplicados. La concentración inicial de zinc es de alrededor de 700 ppm, la cual corresponde a la concentración promedio del suelo contaminado artificialmente sin la aplicación de tratamiento electrocinético. Se puede observar que después de aplicar el tratamiento electrocinético se tiene una migración de las especies, las cuales se concentran en el ánodo. Sin embargo no se presenta una tendencia definida.

Después del tratamiento para la modalidad “sin pozos”, se presentan un pico de alta concentración de zinc con un valor superior a las 700 ppm en la zona 6. Para este caso el contenido de zinc permanece más o menos constante a lo largo de las diferentes regiones de la celda, bordeando una concentración de 600 ppm. Exceptuando la zona catódica en la que se tiene una concentración muy baja de

zinc, el perfil de concentración se mantiene en un valor constante de alrededor de 600 ppm.

En el caso del tratamiento con pozos la concentración de zinc presenta una ligera tendencia decreciente. Empieza en el ánodo con alrededor de 700 ppm, en las regiones medias alcanza un valor de 400 ppm, para finalmente alcanza un valor inferior a 100 ppm en el cátodo. En este caso se puede notar que esta especie tiende a concentrarse en la zona anódica. El perfil de concentraciones se ajusta a una tendencia decreciente.

No se puede asegurar que haya existido un verdadero cambio en la concentración de zinc en la muestra tras el tratamiento solamente por las tendencias obtenidas, se debe aplicar un criterio de discriminación, el cual se muestra a continuación en la sección 3.3.4.1.

3.3.4.1. Aplicación de criterios de discriminación

En la tabla 3.12, se muestran los resultados correspondientes a la aplicación del primer criterio de discriminación para la migración del zinc en la matriz andesítica debido al tratamiento electrocinético.

Tabla 3.12. Primer Criterio: Identificación de cambios de concentración debido al tratamiento

| Tipo de tratamiento | $\Delta C (C_{\max} - C_{\min})$ en cada experimento [ppm] | Desviación estándar del suelo sin tratamiento [ppm] | Observación |
|---------------------|------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|----------------------|
| Con pozos | 132 | 112 | Cambio significativo |
| Sin pozos | 167 | 112 | Cambio significativo |

Aplicando el primer criterio de discriminación se llega a determinar que para las dos variantes del tratamiento, existió un cambio significativo en la concentración. Para el suelo sin tratamiento la concentración de zinc presenta una desviación estándar de 112 ppm, en el tratamiento con pozos la diferencia entre la mayor y la

menor concentración es de 132 ppm, mientras que para el tratamiento sin pozos esta diferencia es de 167 ppm. En ambos casos la diferencia obtenida entre los valores extremos de concentración son mayores que la desviación estándar del suelo, lo que permite llegar a la conclusión de que existió un cambio de concentración significativo debido al tratamiento.

Para complementar este análisis discriminatorio, se recurrió al segundo criterio, que se muestra en la tabla 3.13.

Tabla 3.13. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica

| Tipo de tratamiento | Concentración promedio de las rebanadas [ppm] | Concentración del suelo sin tratar [ppm] | Observación |
|----------------------------|------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|-------------------------|
| Con pozos | 383 | 705 ± 112 | Cambio significativo |
| Sin pozos | 642 | 705 ± 112 | Cambio no significativo |

En este criterio se emplea la concentración promedio de las diferentes fracciones de suelo y se las compara con la concentración promedio en el mismo material sin tratamiento. Para la matriz andesítica sin tratamiento la concentración promedio de zinc fue de 705 ± 112 ppm. Si se demuestra que la concentración promedio de las rebanadas de suelo bajo tratamiento electrocinético están fuera de los límites de incertidumbre de la concentración del suelo sin tratar, se tendrá un cambio significativo debido a la migración iónica.

Para el tratamiento con pozos la concentración promedio de plomo fue de 383 ppm, mientras que para el tratamiento sin pozos la concentración fue de 642 ppm. En el primer caso la concentración está fuera del límite de incertidumbre de la concentración promedio del suelo.

Por tanto, gracias al segundo criterio de discriminación se puede asegurar que para el tratamiento “con pozos” sí existió un cambio significativo de concentración. Mientras tanto para la segunda variante sin pozos, la concentración promedio se encuentra dentro del límite de incertidumbre de concentración. Por tanto con la

aplicación de la técnica “sin pozos” no se logró un cambio significativo en la concentración de zinc tras la aplicación de la remediación electrocinética.

3.3.5. COMPARACIÓN ENTRE LAS DIFERENTES ESPECIES

Como se observa en las figuras 3.1, 3.2, 3.3 y 3.4, una mayor movilidad de las especies se logra al aplicar la modalidad “con pozos”, en la cual se tiene un agente acarreador. En este caso las soluciones donadoras de iones juegan un papel fundamental para propiciar el movimiento de las especies.

En todos los casos se tiene que la modalidad “con pozos” propicia mayores migraciones de las especies. Esto se ve reflejado en los menores valores reportados para las regiones intermedias, es decir se consigue bajar la concentración de los metales pesados respecto al contenido inicial.

Adicionalmente la migración se ve también favorecida por el movimiento de las soluciones a través del suelo. El agua ayuda a solubilizar las especies y a llevarlas hacia los pozos. En el caso del tratamiento “sin pozos”, se tiene migración de las especies. Pero se tienen concentraciones más altas de los metales en las regiones intermedias, es decir en las regiones donde se está aplicando el tratamiento.

Así también para especies como el cobre y el cromo, esta técnica se presenta muy eficaz bajo las dos modalidades ya que se tienen perfiles de concentración definidos y cambios significativos de concentración. En el caso del zinc la aplicabilidad de la técnica para obtener cambios significativos de concentración, requiere la implementación de sistemas con pozos exclusivamente.

Para el plomo, debido a la baja concentración obtenida en el sobrenadante sin tratamiento, los cambios de concentración obtenidos en el tratamiento no son significativos bajo los dos criterios de discriminación analizados y bajo las dos modalidades de tratamiento empleadas.

3.3.6. ANÁLISIS QUÍMICO DE ESPUMAS Y PRECIPITADOS FORMADOS DURANTE EL PROCESO ELECTROCINÉTICO

Durante el proceso de remediación electrocinética se generaron espumas y precipitados en diferentes secciones de la celda, los cuales fueron removidos y analizados por microscopía electrónica con el fin de determinar sus características y determinar la composición química semicuantitativa. La caracterización de estos depósitos permiten llevar un control más preciso del tratamiento.

En la figura 3.8 se presenta la espuma generada en la cercanía del cátodo durante el proceso de remediación electrocinética. A medida que se desarrolla el tratamiento la espuma generada avanza en dirección al ánodo, según se muestra en la figura 3.8.

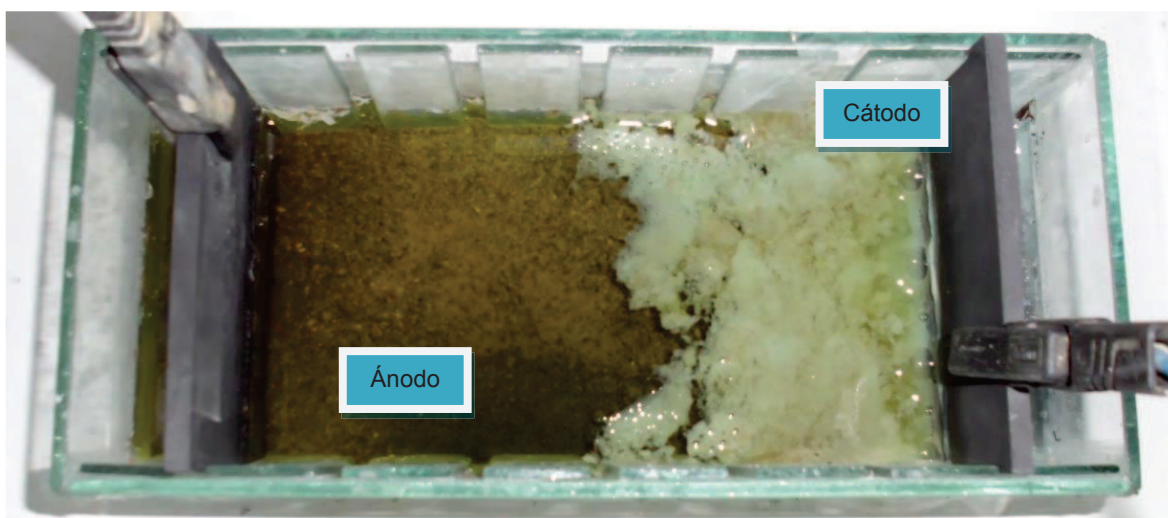


Figura 3.8. Espumas formadas en la cercanía del cátodo durante el proceso de remediación electrocinética

El análisis MEB-EDS reporta la siguiente composición porcentual para la espuma formada durante el proceso, que se muestra en la tabla 3.14:

En el cátodo se forma una espuma, compuesta principalmente de óxidos de cobre. El cromo también se presenta pero su composición es relativamente baja. Sin embargo presenta concentraciones muy bajas de los demás elementos contaminantes como plomo. La presencia del zinc es muy baja. Debido a la incorporación

de sales de los elementos contaminantes se tiene también presencia de cloro, en forma de cloruros. La fuente de azufre en esta espuma se debe por las sales presentes en las soluciones humectantes. También se tiene un contenido bajo de carbono, debido a la disolución del cátodo.

Tabla 3.14. Composición de la espuma catódica formada durante el proceso

| Elemento | Composición (%) |
|----------|-----------------|
| Cu | 70,17 |
| Cr | 7,01 |
| S | 1,59 |
| Pb | 1,39 |
| C | 1,43 |
| Cl | 0,70 |
| P | 0,34 |

Se debe considerar adicionalmente el efecto de la formación de esta clase de espumas, al tener en su composición metales pesados (cobre, cromo y plomo), son también responsables del descenso de concentración de estas especies en el filtrado final después del tratamiento electrocinético.

Al ser una capa superficial, las espumas son fácilmente removibles de la matriz de suelo en estudio, por tanto su generación no presenta mayores interferencias sobre los parámetros en estudio.

Una vez concluido el tratamiento se tiene un depósito superficial en el cátodo, el mismo que se muestra en la figura 3.9

El precipitado que se deposita en el electrodo, presenta una composición similar a las espumas, es decir se tiene presencia de óxidos y cloruros de los metales pesados, principalmente de cobre. El cobre es el elemento mayoritario. A diferencia de las espumas en la que la presencia de zinc es muy baja, en el precipitado el zinc alcanza un 1 % de la composición del precipitado. El cromo y el plomo presentan también una composición minoritaria, el cromo con un 2,56 % y el plomo

con 0,92%. El cloro es un elemento de baja proporción en el precipitado de alrededor de 1,57%.

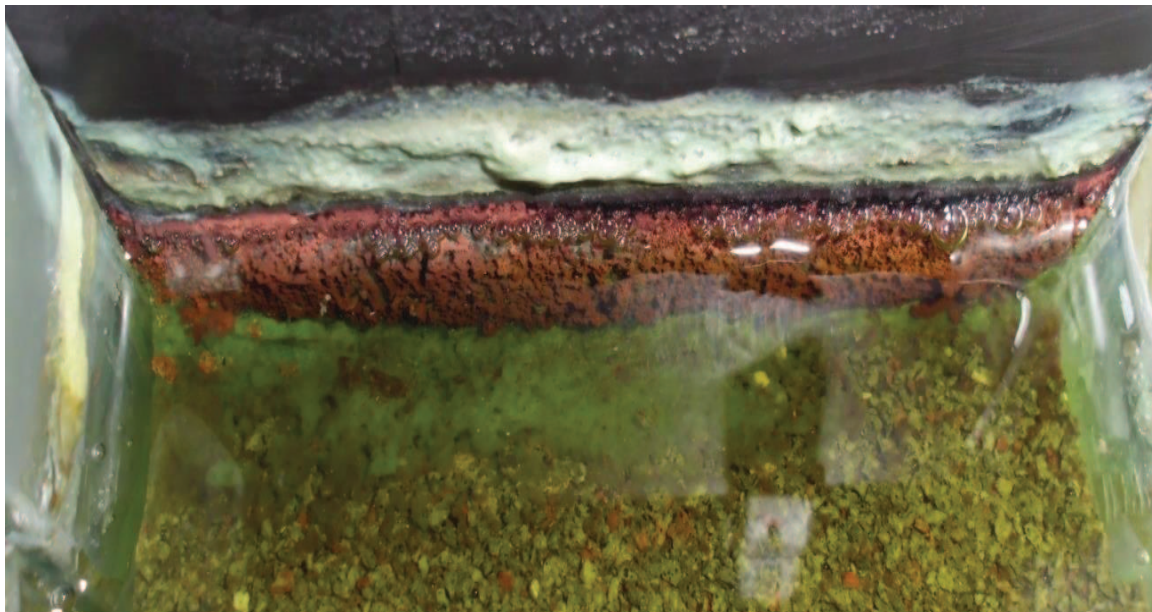


Figura 3.9. Precipitado en el cátodo durante el proceso de electroremediación

El análisis MEB-EDS reporta la siguiente composición para el precipitado formado sobre la superficie de los electrodos durante el proceso de remediación electrocinética aplicado en una matriz andesítica.

La composición porcentual de este depósito se muestra a continuación, en la tabla 3.15.

Tabla 3.15. Composición del precipitado formado durante el proceso

| Elemento | Composición (%) |
|----------|-----------------|
| Cu | 85,04 |
| Cr | 2,56 |
| Cl | 1,57 |
| Zn | 1,38 |
| Pb | 0,92 |

A continuación, en la figura 3.10 se muestra el precipitado depositado en la región anódica.



Figura 3.10. Precipitado catódico

El análisis MEB-EDS reporta la siguiente composición para el precipitado formado durante el proceso de remediación electrocinética en matriz andesítica, el cual se muestra en la tabla 3.16.

Tabla 3.16. Composición del precipitado catódico

| Elemento | Composición (%) |
|----------|-----------------|
| Si | 30,94 |
| Al | 7,90 |
| Pb | 6,23 |
| Ca | 5,11 |
| Na | 5,13 |
| Cr | 3,97 |
| Fe | 2,84 |
| K | 1,82 |

En la zona catódica se ha formado un precipitado de color celeste, el cual se va depositando a lo largo del proceso. A diferencia de la espuma y del precipitado en el cátodo que tienen presencia mayoritaria de cobre, en este caso el elemento mayoritario aparte del oxígeno lo constituye el silicio. La fuente de silicio es el material andesítico de la matriz de estudio.

Los metales pesados que se han depositado en esta región son el plomo y el cromo, los cuales están en un porcentaje de 6,23 % y 3,97 % respectivamente. Los demás elementos como el aluminio, sodio, calcio, hierro y potasio provienen de las sales humectantes y de la propia matriz.

De la misma forma, en la región anódica se tiene la precipitación de una sustancia de color amarillo a medida que transcurre el tratamiento. Este precipitado se removió al final del tratamiento, una vez que se han evacuado los pozos colectores. En la figura 3.11 se observa la presencia de este precipitado, el cual le confiere una tonalidad característica a esta región de la celda.

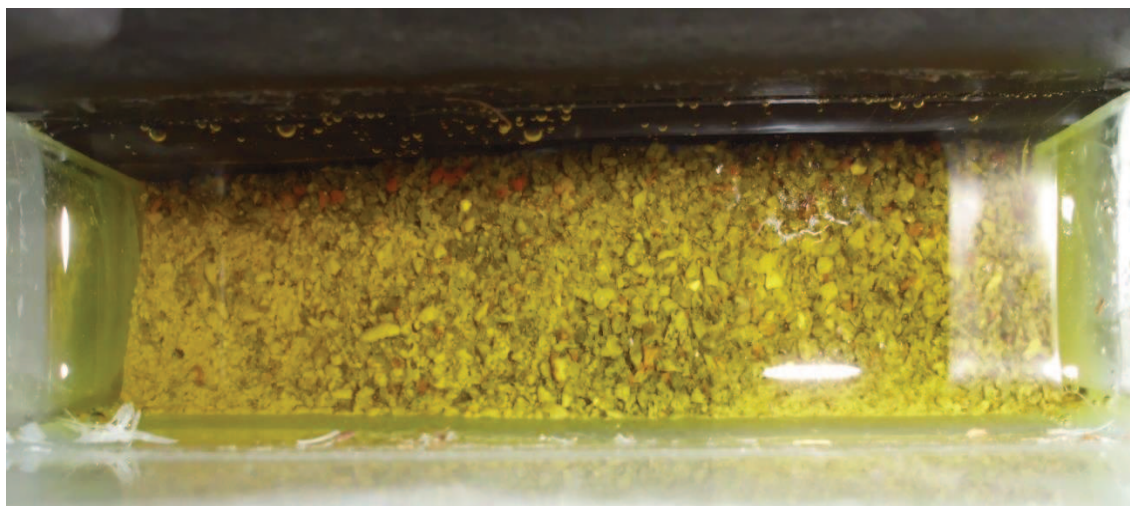


Figura 3.11. Precipitado anódico

El análisis MEB-EDS reporta la siguiente composición para el precipitado anódico formado durante el proceso, el cual se muestra en la tabla 3.17:

En el lado del ánodo se tiene un precipitado cuya composición mayoritaria es de oxígeno y silicio, sin embargo a diferencia del precipitado catódico, en el que no se tiene presencia de cobre, este metal alcanza un porcentaje de 7,92 %. De igual forma el porcentaje de cromo se ha visto incrementado de 3,97 % en el ánodo a 6,68% en el cátodo. Adicionalmente se tiene ausencia de plomo. El resto de especies provienen de las soluciones humectantes o de la matriz andesítica. En el caso del azufre, el sodio y el cloro su fuente principal son las soluciones humectantes. Hierro, potasio, aluminio y silicio provienen de la matriz andesítica.

Tabla 3.17. Composición del precipitado anódico

| Elemento | Composición (%) |
|----------|-----------------|
| Si | 26,96 |
| Al | 8,75 |
| Cu | 7,92 |
| Cr | 6,68 |
| Na | 5,27 |
| Ca | 3,91 |
| S | 3,71 |
| Cl | 2,35 |
| Fe | 2,19 |
| K | 1,56 |

3.3.6.1. Precipitación de las especies debido al tratamiento electrocinético

En el tratamiento electrocinético debido a la aplicación de corriente que moviliza los iones se tiene una migración de iones metálicos los cuales se van concentrando en cada uno de los extremos de los electrodos. La migración de los iones como especies o complejos cargados dependerá de las condiciones de pH en las cercanías de los electrodos.

De los análisis de las espumas, precipitados y las regiones anódica y catódica se pueden decir lo siguiente respecto a la deposición de las especies en cada una de las zonas. El cobre viene a ser el elemento mayoritario en las espumas catódicas (70,17 %) y en el precipitado superficial sobre el cátodo (85,04 %). En la región catódica su concentración es inexistente, mientras que la región anódica, el precipitado allí depositado tiene una concentración de 7,92 %.

Con un 7,01 % en las espumas catódicas y 2,56 % en el depósito superficial sobre el cátodo, el contenido de cromo ocupa el segundo lugar tras el cobre. A diferencia del cobre, el cromo se encuentra en el precipitado catódico con un 3,97 %. En el precipitado anódico su contenido es de 7,92 %, el cual está muy cercano al del cobre en esta región.

Por otro lado, en las espumas catódicas se tiene también el plomo, pero su contenido (1,39 %) es muy bajo en comparación con los otros elementos mayoritarios como el cobre y el cromo. Esta tendencia es incluso más marcada en la costra formada sobre el cátodo donde la composición de cromo llega a un nivel muy bajo de 0,92 %. En el precipitado en la región catódica su contenido aumenta hasta los 6,23 %, siendo en esta región donde el plomo es el metal pesado con mayor contenido en este precipitado. En el lado del ánodo se tiene ausencia de plomo en el precipitado.

El zinc no forma parte de las espumas catódicas provenientes del proceso electrocinético, pero llega a depositarse sobre el cátodo, donde alcanza un contenido de 1,38 %. A diferencia de las anteriores especies (cobre, cromo y plomo), el zinc no se deposita en las regiones aledañas a los electrodos. La presencia de este metal en los precipitados y espumas generadas es muy limitada.

3.4. EVALUACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO DE LA MIGRACIÓN IÓNICA DE METALES PESADOS (Cu, Zn, Cr Y Pb) POR TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO APLICADO A MUESTRAS SINTÉTICAS DE SUELO

Una vez comprobada la efectividad de esta técnica en la remoción de cobre y otros metales pesados en una matriz inerte de tipo andesítica, se requiere analizar la factibilidad de este tratamiento en suelos de matriz agrícola; según la metodología descrita en la sección 2.3.

En este tipo de suelo, en la cual el contenido de materia orgánica es elevado, se genera el secuestro de las especies tóxicas en la matriz del suelo. Sin embargo, con la aplicación de un campo eléctrico se llegan a movilizar estas especies, pero los procesos asociados son más complejos dado el sinnúmero de sitios activos que presenta la materia orgánica. Adicionalmente se probarán tres tipos de agente humectante para favorecer la migración de las especies.

A continuación se analiza la migración de cada uno de los metales en estudio bajo la influencia de tres soluciones humectantes (sulfato de sodio 0,1 M, ácido acético 0,1 M y sulfato ferroso 0,1 M).

3.4.1. MIGRACIÓN DE COBRE EN SUELO AGRÍCOLA

Después de haber aplicado el tratamiento electrocinético, descrito en la sección 2.3., se tienen los siguientes perfiles de concentración de cobre en la celda, los cuales se muestran en la figura 3.12.

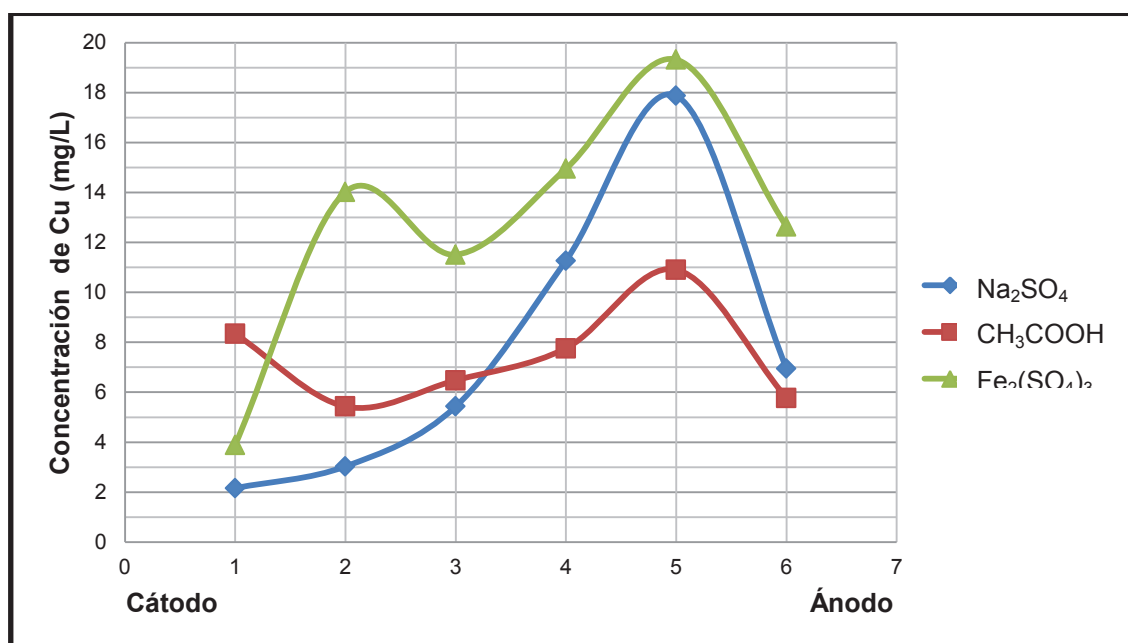


Figura 3.12. Concentración de Cobre a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando diferentes agentes humectantes, en suelo agrícola contaminado con metales pesados

Se tienen diferentes perfiles de concentración según sea el agente humectante utilizado, así para el caso del sulfato de sodio se llega a un pico de concentración en la zona 5 con 18 ppm. En la zona 1, la concentración de cobre parte de los 2 ppm y se incrementa hasta llegar a los 18 ppm en la zona 5, para la zona 6 la concentración decae hasta llegar a los 7 ppm. En el caso del sulfato de sodio como agente humectante se tiene que los límites de concentración son de 2 ppm y 18 ppm.

Cuando se utiliza ácido acético como agente humectante en la zona 1 se tiene una concentración alta de cobre con alrededor de 8 ppm para bajar hasta alrededor de los 6 ppm en la zona 2. De ahí en adelante la concentración se incrementa hasta alcanzar alrededor de 11 ppm en la zona 5 para decaer nuevamente a los 6 ppm. En el caso del ácido acético como agente humectante se tiene que los límites de concentración son de 11 ppm y 5 ppm.

Al aplicar sulfato ferroso se presenta un perfil creciente desde la zona 1 con una concentración inferior de 4 ppm hasta llegar a las 14 ppm en la zona 2. En la zona 3 se tiene una caída de concentración en alrededor 11 ppm. En la zona 4 y 5 se tiene un incremento de concentración hasta las 19 ppm, el valor más alto registrado para los tres humectantes. Al igual que en al emplear los dos humectantes se tiene una caída de concentración hasta los 12 ppm.

De los tres perfiles de concentración en el que se logra una mejor disposición de las especies corresponde al sulfato ferroso porque se consigue concentrar el cobre en las cercanías al ánodo.

Para el sulfato de sodio la presencia de un pico en una zona intermedia, llegaría a ser una complicación. Para el ácido acético, el cual no presenta una tendencia muy definida, su contribución en el tratamiento no es muy 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 mientras que en los demás agentes humectantes el valor más bajo es 2 ppm en el caso del sulfato de sodio y menor a 4 ppm en el caso del sulfato ferroso. Para llegar a una conclusión más acertada, se aplicó el siguiente criterio de discriminación, que se muestra en la sección 3.4.1.1.

3.4.1.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica de cobre

Al comparar la concentración promedio de las diferentes fracciones de suelo agrícola, con la concentración inicial que corresponde al test TCLP del suelo contami-

nado artificialmente con metales pesados en una solución humectante, antes de la aplicación del tratamiento electrocinético, se puede decir lo siguiente gracias a los resultados de la tabla 3.18, a continuación.

Tabla 3.18. Identificación de migración iónica de cobre para diferentes agentes humectantes

| Tipo de agente humectante usado | Concentración promedio de las rebanadas [ppm] | Concentración del suelo sin tratar [ppm] | Observación |
|---------------------------------|-----------------------------------------------|------------------------------------------|-------------------------|
| Ácido Acético | $7,45 \pm 0,91$ | 6,18 | Cambio no significativo |
| Sulfato de Sodio | $7,79 \pm 5,90$ | 7,52 | Cambio no significativo |
| Sulfato ferroso | $12,72 \pm 5,09$ | 17,37 | Cambio significativo |

Los resultados muestran que en el caso del ácido acético la concentración de cobre promedio de las distintas fracciones es de $7,45 \pm 0,91$ ppm mientras la concentración de cobre del suelo sin tratar es de 6,18 ppm. De acuerdo al criterio la concentración en el suelo sin tratar se encuentra dentro del rango de incertidumbre de la concentración promedio de las rebanadas, por lo tanto no existió un cambio significativo en la concentración de cobre al aplicar el ácido acético como agente humectante.

Cuando se emplea sulfato de sodio la concentración de cobre promedio de las distintas fracciones es de $7,79 \pm 5,90$ ppm mientras la concentración de cobre en el suelo sin tratamiento es de 7,52 ppm. Ya que la concentración inicial se encuentra dentro del rango de incertidumbre de la concentración promedio de las rebanadas, no se produjo un cambio significativo de concentración de cobre debido al tratamiento electrocinético con el empleo de sulfato de sodio como agente humectante.

Finalmente, en el caso del uso de sulfato ferroso la concentración de cobre en las distintas fracciones es de $12,72 \pm 5,09$ ppm mientras que la concentración inicial de cobre en el suelo sin tratar es de 17,37 ppm. A diferencia de los dos agentes utilizados anteriormente (ácido acético y sulfato ferroso) la concentración prome-

dio es menor que la concentración inicial, lo que indica que con este agente se ha logrado una reducción de la concentración de cobre que puede ser lixiviado. A pesar de que la concentración inicial se encuentre en los límites de incertidumbre, se debe analizar también la dispersión que presenta las concentraciones entre las fracciones de suelo.

Después de analizar la existencia de cambios significativos en la concentración de metales pesados antes y después del tratamiento, se llega a determinar que con este criterio el mejor agente es el sulfato ferroso.

3.4.1.2. Enriquecimiento de los pozos

A continuación en la tabla 3.19 se muestra el contenido de cobre en los pozos, debido al enriquecimiento durante el tratamiento electrocinético aplicado:

Tabla 3.19. Contenido de cobre en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético

| Cobre (mg/L) | Ácido Acético | Sulfato de Sodio | Sulfato Ferroso |
|----------------------|---------------|------------------|-----------------|
| Pozo Anódico | 15,38 | 64,5 | 29,22 |
| Pozo Catódico | 0,09 | 16,11 | 2,43 |

Debido a la migración de las especies, éstas se van acumulando en las soluciones catódicas y anódicas. La zona de enriquecimiento dependerá de la especiación del metal durante su tratamiento electrocinético.

Al emplear los tres agentes humectantes el enriquecimiento es mayor en el pozo anódico. Para el ácido acético, un 1,0 % del cobre colectado se encuentra en cátodo, y el restante 99 % ha migrado hacia el cátodo. En el sulfato de sodio un 20 % del cobre migra hacia el cátodo, mientras el 80 % se ha dirigido al ánodo. Con el sulfato ferroso, al igual que con el ácido acético, el 92 % del cobre colectado se encuentra en el ánodo. Entonces la dirección preferente de la migración es hacia el ánodo.

Con el agente humectante que se consiguen mejores soluciones enriquecidas corresponden al sulfato de sodio, donde el pozo anódico alcanza 64,5 ppm y en el cátodo 16,11 ppm. Le sigue el sulfato ferroso con 29,22 ppm en el pozo anódico y 2,43 ppm en el pozo catódico. Finalmente, la menor eficiencia de remoción le corresponde al ácido acético como agente humectante, ya que solamente se alcanza concentraciones de 15,38 ppm y 0,09 ppm, en el pozo anódico y catódico respectivamente.

Entonces se dice que el sulfato de sodio es un mejor agente humectante para la remoción de cobre, ya la presencia de iones sulfato y sodio, facilitan el intercambio iónico con las especies de metales pesados. Si bien los otros agentes humectantes cumplen esta función, en el caso del sulfato ferroso, el ion hierro es más grande y su transporte es menor, mientras que en el caso del ácido acético al presentar una disociación parcial, no todos los iones hidrógenos están disponibles para el intercambio.

Se puede concluir que con sulfato de sodio se consigue concentrar aproximadamente el doble de cobre que con sulfato ferroso en el pozo anódico. De forma similar, con sulfato de sodio llega a concentraciones de cobre en el pozo anódico, igual a cuatro veces la concentración del pozo anódico al emplear ácido acético.

En el caso del pozo catódico, la diferencia de concentración es mucho más marcada. Con el uso de sulfato de sodio se logra obtener concentraciones 8 veces mayores a las alcanzadas con sulfato ferroso y 16 veces mayores a las obtenidas con ácido acético.

Para el caso del cobre, el sulfato de sodio presenta mejores rendimientos en cuanto a la concentración de especies en los pozos, debido al tratamiento electrocinético. La dirección preferente de la migración de cobre es hacia el ánodo, lo que hace suponer la migración de especies con cargas negativas, principalmente formas oxidadas de cobre.

3.4.2. MIGRACIÓN DE CROMO EN SUELO AGRÍCOLA

Después de haber aplicado el tratamiento electrocinético, descrito en la sección 2.3, se tienen los siguientes perfiles de concentración de cromo para el tratamiento electrocinético con tres agentes humectantes en suelo agrícola, mostrado en la figura 3.13:

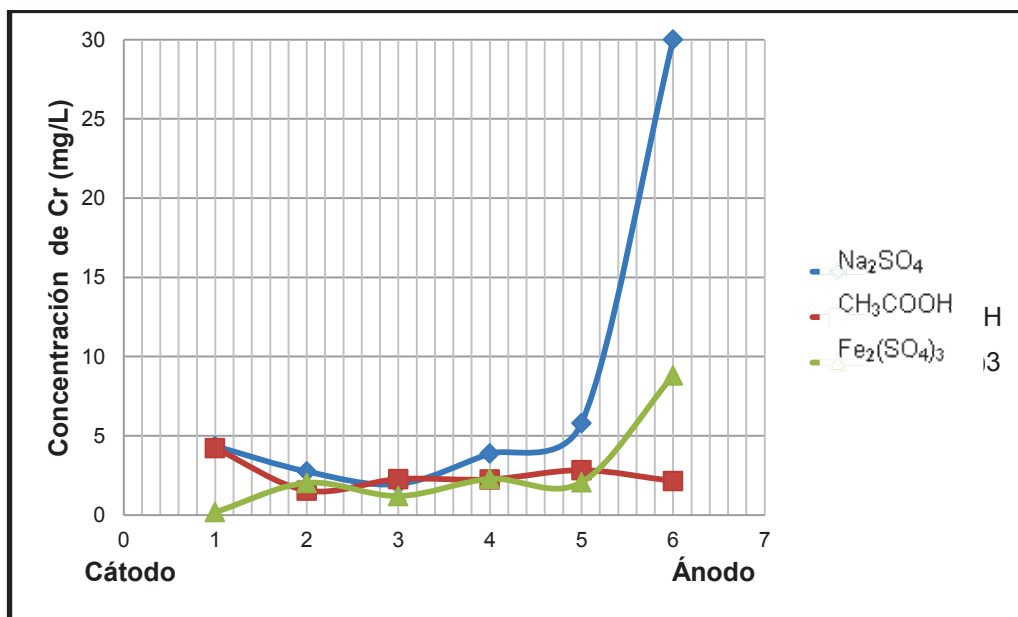


Figura 3.13. Concentración de Cromo a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando diferentes agentes humectantes, en suelo agrícola contaminado con metales pesados

El primer agente utilizado es el sulfato de sodio con el que se logra un perfil creciente de concentración, en la zona 1 se empieza con un contenido de cromo cercano a las 5 ppm y se mantiene en este valor en las siguientes zonas del tratamiento, pero en la zona 6 este valor se eleva dramáticamente hasta llegar a las 30 ppm, es decir que se hace 6 veces más grande que la concentración promedio en el resto de zonas. Con este agente se ha logrado concentrar las especies en la zona cercana al ánodo.

Con el ácido acético el perfil de concentración es decreciente en dirección al ánodo. A diferencia del sulfato de sodio en el cual el cromo se acumula en la región anódica, con este agente se tiene el mayor contenido de cromo en las proximida-

des al cátodo. Sin embargo, no se puede asegurar que exista una concentración real de las especies ya que la concentración de cromo reportada se encuentra entre las 2 y 5 ppm como promedio en cada una de las zonas.

Con el sulfato ferroso la tendencia es similar a la observada con el sulfato de sodio, es decir se tienen concentraciones bajas de cromo en las zonas intermedias de la celda, esta tendencia se mantiene más o menos constante hasta la zona 5 y finalmente se incrementa en la zona 6 hasta llegar a un valor cercano a las 8 ppm en la zona aledaña al ánodo.

De este análisis de los perfiles de concentración, se llega a concluir que al emplear sulfato de sodio se consigue concentrar en la zona 6 al cromo, mientras en las otras zonas se tiene una concentración baja. En cuanto al sulfato ferroso se alcanzan concentraciones más bajas de cromo y también se consigue aumentar la concentración de cromo en las cercanías al ánodo, aunque en menor medida que cuando se emplea el sulfato de sodio.

Finalmente, con el ácido acético no se muestra una tendencia preferente de migración de esta especie. Se puede decir que el ácido acético no es un agente humectante adecuado para conseguir una migración significativa de cromo, durante el tratamiento electrocinético.

3.4.2.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica

Al comparar la concentración promedio de cromo de las fracciones de suelo, con la concentración inicial que corresponde a la reportada por el test TCLP del suelo contaminado artificialmente con cromo en una solución humectante, antes de la aplicación del tratamiento electrocinético, se puede decir lo siguiente.

Los resultados obtenidos al aplicar el segundo criterio de discriminación para la migración de cromo después del tratamiento electrocinético en suelo agrícola, se indican en la tabla 3.20.

Tabla 3.20. Identificación de migración iónica de cromo para diferentes agentes humectantes

| Tipo de agente humectante usado | Concentración promedio de las rebanadas [ppm] | Concentración del suelo sin tratar [ppm] | Observación |
|----------------------------------------|------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|----------------------|
| Ácido Acético | 2,54 | 4,00 | Cambio significativo |
| Sulfato de Sodio | 8,12 | 2,25 | Cambio significativo |
| Sulfato ferroso | 2,76 | 3,65 | Cambio significativo |

Para el ácido acético la concentración promedio es de 2,54 ppm mientras que el contenido de cromo en el suelo sin tratar es de 4 ppm. Debido a que se tiene una concentración de cromo menor que la inicial, se concluye que ha ocurrido un cambio significativo de en el contenido de cromo en el suelo agrícola.

Con el sulfato de sodio se tiene una concentración promedio en las respectivas fracciones de 8,12 ppm mientras que el contenido de cromo antes de aplicar el tratamiento fue de 2,25 ppm. También se tiene un cambio significativo, a pesar de que la concentración final sea mayor que la inicial; debido principalmente a alta concentración de cromo (30 ppm) reportada las proximidades del cátodo.

Así también para el sulfato ferroso la concentración promedio de cromo en las diferentes fracciones de suelo presenta un valor de 2,76 ppm, mientras su valor inicial es de 3,65 ppm. Después de haber aplicado el tratamiento electrocinético se ha logrado disminuir la concentración de cromo en el suelo de estudio.

Según este criterio, al emplear sulfato de sodio como agente humectante ocurre la mayor migración de cromo debido a que la concentración final alcanzada después del tratamiento es menor que la reportada en los otros dos tratamientos. Sin embargo, al emplear el sulfato de sodio, se requeriría un tratamiento posterior en la región catódica, donde el nivel de cromo es elevado. Por tanto, el sulfato de sodio es un mejor agente donador de agentes intercambiables en la matriz agrícola ya que interactúa de mejor manera con las especies de cromo sorbidas en el suelo.

3.4.2.2. Enriquecimiento de los pozos

Debido a la migración de las especies, éstas se van acumulando en las soluciones catódicas y anódicas. La localización del enriquecimiento dependerá de la especiación del metal durante su tratamiento electrocinético. A continuación se muestra el contenido de cromo en los pozos catódico y anódico, debido al enriquecimiento durante el tratamiento electrocinético, en la tabla 3.21:

Tabla 3.21. Contenido de cromo en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético

| Cromo (mg/L) | Ácido Acético | Sulfato de Sodio | Sulfato Ferroso |
|----------------------|----------------------|-------------------------|------------------------|
| Pozo Anódico | 22,4 | 50,5 | 33,4 |
| Pozo Catódico | 0,39 | 6,0 | 1,15 |

Al emplear los tres agentes humectantes el enriquecimiento es mayor en el pozo anódico. Para el ácido acético, un 98 % del cromo colectado se encuentra en ánodo, y el restante 2 % ha migrado hacia el cátodo. En el sulfato de sodio un 10 % del cromo migra hacia el cátodo, mientras el 90 % se ha dirigido al ánodo. Con el sulfato ferroso, al igual que con el ácido acético, el 97 % del cromo colectado se encuentra en el ánodo. Entonces la dirección preferente de la migración es hacia el ánodo.

Con el agente humectante que se consiguen mejores soluciones enriquecidas corresponden al sulfato de sodio, donde el pozo anódico alcanza 50,5 ppm y en el cátodo 6,0 ppm. Le sigue el sulfato ferroso con 33,4 ppm en el pozo anódico y 1,15 ppm en el pozo catódico. Finalmente, la menor eficiencia de remoción le corresponde al ácido acético como agente humectante, ya que solamente se alcanza concentraciones de 22,4 y 0,39 ppm, en el pozo anódico y catódico respectivamente.

Se puede concluir que con sulfato de sodio se consigue concentrar aproximadamente un 40 % adicional de cromo que con sulfato ferroso en el pozo anódico. De

forma similar, con sulfato de sodio se llega a concentraciones de cromo en el pozo anódico, igual al doble de la concentración del pozo anódico al emplear ácido acético. En el caso del pozo catódico, la diferencia de concentración es mucho más marcada. Con el uso de sulfato de sodio se logra obtener concentraciones 6 veces mayores a las alcanzadas con sulfato ferroso y 15 veces mayores a las obtenidas con ácido acético.

Al estudiar la migración de cromo, se tiene que el sulfato de sodio presenta mejores rendimientos en cuanto a la remoción de esta especie hacia los pozos, debido al tratamiento electrocinético. La dirección preferente de la migración de cromo es hacia el ánodo, lo que hace suponer la migración de especies con cargas negativas, principalmente formas oxidadas del metal.

3.4.3. MIGRACIÓN DE PLOMO EN SUELO AGRÍCOLA

Después de haber aplicado el tratamiento electrocinético, descrito en la sección 2.3, se tienen los siguientes perfiles de concentración de plomo en la figura 3.14.

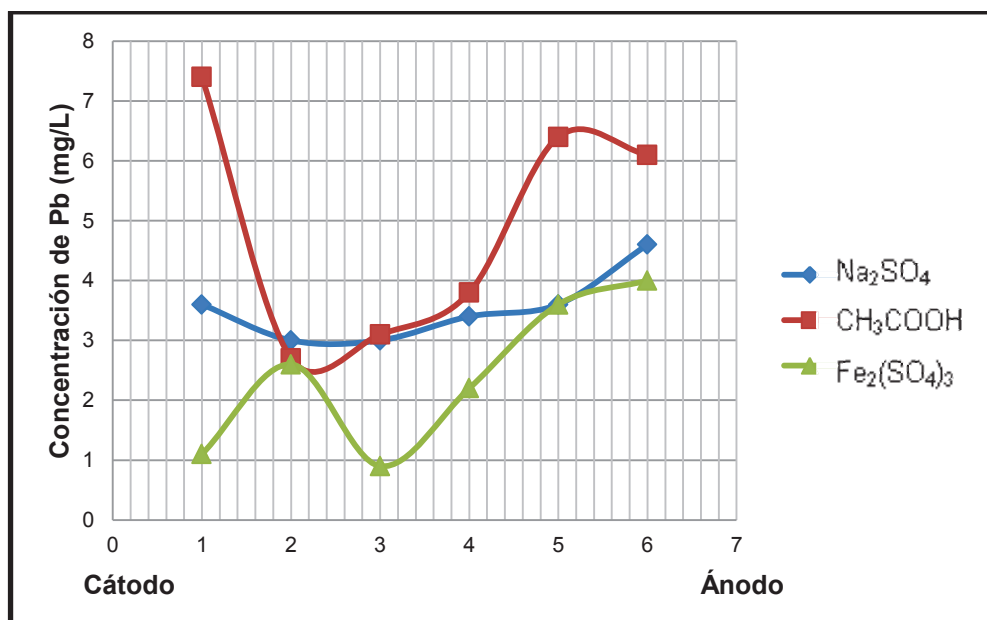


Figura 3.14. Concentración de Plomo a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando diferentes agentes humectantes, en suelo agrícola contaminado con metales pesados

El primer agente utilizado es el sulfato de sodio con el que se logra un perfil creciente de concentración, en la zona 1 se parte con un contenido inicial cercano a las 4 ppm, de ahí baja hasta las 3 ppm y se mantiene en las siguientes dos zonas hasta alcanzar un valor cercano a las 5 ppm en la zona adyacente al ánodo. En comparación a los perfiles obtenidos con los otros dos agentes, con el sulfato de sodio la variación de concentración de plomo a lo largo del suelo no es muy grande entre las zonas.

Con el ácido acético el perfil de concentraciones es decreciente en dirección al cátodo. Con este agente humectante se tiene la mayor concentración de plomo en las proximidades al ánodo. Sin embargo, en la zona 5 se concentra la mayor cantidad de plomo, con un valor que bordea las 6,5 ppm.

Con el sulfato ferroso se alcanzan los menores contenidos de plomo en los perfiles, a pesar de que en la zona 2 se tenga un incremento en la concentración y llegue a los 2,5 ppm, si se compara con las concentraciones en la misma zona para los otros humectantes, esta es la más baja. A partir de la zona 3 se tiene una baja en la concentración en alrededor de 1 ppm, de ahí en adelante la concentración aumenta hasta llegar a los 4 ppm. En el caso del sulfato ferroso se consiguen menores concentraciones del metal en cada una de las regiones, al compararlos con sus valores similares para agente humectantes como el sulfato de sodio y el ácido acético.

De este análisis de los perfiles de concentración, se concluye que al emplear sulfato ferroso se consigue concentrar en la zona 6 al plomo, mientras en las otras zonas se tiene una concentración baja. El sulfato de sodio no logra llegar a valores tan bajos como los registrados con el sulfato ferroso a pesar de que también tiene una tendencia creciente en dirección al cátodo. Finalmente, el ácido acético no muestra una tendencia muy definida, con valores elevados en comparación a los otros agentes humectantes. El ácido acético por tanto no presenta un buen rendimiento para la utilización como agente humectante en la remoción de plomo vía electrocinética.

3.4.3.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica

En la figura 3.22 se tiene la identificación de migración iónica de plomo para diferentes agentes humectantes mediante la aplicación del segundo criterio de discriminación.

Tabla 3.22. Identificación de migración iónica de plomo para diferentes agentes humectantes

| Tipo de agente humectante usado | Concentración promedio de las rebanadas [ppm] | Concentración del suelo sin tratar [ppm] | Observación |
|---------------------------------|-----------------------------------------------|------------------------------------------|-------------------------|
| Ácido Acético | $4,92 \pm 1,96$ | 3,50 | Cambio no significativo |
| Sulfato de Sodio | $3,53 \pm 0,58$ | 4,30 | Cambio significativo |
| Sulfato ferroso | $2,4 \pm 1,26$ | 4,4 | Cambio significativo |

Al comparar la concentración promedio de las fracciones de suelo, con la concentración inicial dada por el test TCLP para una matriz de tipo agrícola contaminado artificialmente con plomo en una solución humectante, antes de la aplicación del tratamiento electrocinético, se puede decir lo siguiente:

Para el ácido acético la concentración promedio de plomo es de $4,92 \pm 1,96$ ppm mientras que el contenido inicial de plomo en el suelo sin tratar es de 3,52 ppm. Debido a que se tiene una concentración de plomo mayor que la inicial, y la concentración inicial se encuentra dentro del rango de incertidumbre, se dice que no ocurrió un cambio significativo en el contenido de plomo al aplicar un tratamiento electrocinético, empleando ácido acético como agente humectante.

Con el sulfato de sodio se tiene una concentración promedio de las respectivas fracciones de $3,53 \pm 0,58$ ppm mientras que la concentración antes de aplicar el tratamiento fue de 4,30 ppm. Ya que la concentración inicial está fuera de los rangos de incertidumbre de la concentración promedio de las rebanadas, se dice que existió un cambio significativo en el contenido de plomo al aplicar un tratamiento electrocinético, en el cual se utilizó sulfato de sodio como agente humectante.

Así también para el sulfato ferroso la concentración promedio de plomo en las diferentes fracciones de suelo agrícola presenta una concentración de $2,4 \pm 1,26$ ppm, mientras que la concentración inicial de plomo es de 4,4 ppm. Como esta concentración inicial está por encima del rango de incertidumbre, se presenta un cambio significativo de concentración de plomo, al utilizar este agente humectante.

Según este criterio, el ácido acético no es efectivo para la movilización electrocinética de plomo. Sin embargo se observa que con el sulfato ferroso y el sulfato de sodio se tiene un cambio significativo de concentración de plomo después de haber aplicado el tratamiento.

El sulfato ferroso se presenta entonces como el mejor agente con relación al sulfato de sodio, ya que se llegan a niveles más bajos de concentración de plomo, partiendo de la misma concentración inicial, según se muestra en la tabla 3.22. Para propiciar la migración de especies cargadas de plomo, se requiere emplear sulfato ferroso, dada su capacidad de interactuar en los sitios activos de la materia orgánica para favorecer la desorción de esta especie.

3.4.3.2. Enriquecimiento de los pozos

A continuación, en la tabla 3.23 se muestra el contenido de plomo en los pozos, debido al enriquecimiento durante el tratamiento electrocinético aplicado a suelo agrícola contaminado artificialmente:

Tabla 3.23. Contenido de plomo en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético

| Plomo (mg/L) | Ácido Acético | Sulfato de Sodio | Sulfato Ferroso |
|---------------|---------------|------------------|-----------------|
| Pozo Anódico | 4,6 | 25,0 | 5,6 |
| Pozo Catódico | 0,1 | 3,9 | 0,3 |

Debido a la migración de las especies, éstas se van acumulando en las soluciones catódica y anódica. La localización del enriquecimiento dependerá de la especiación del metal durante su tratamiento electrocinético. La migración de los metales pesados adquirirá una dirección preferencial hacia uno de los electrodos.

Al emplear los tres agentes humectantes el enriquecimiento es mayor en el pozo anódico. Para el ácido acético, un 98 % del plomo colectado se encuentra en ánodo, y el restante 2 % ha migrado hacia el cátodo. En el sulfato de sodio un 14 % del plomo migra hacia el cátodo, mientras el 86 % se ha dirigido al ánodo. Con el sulfato ferroso, se mantiene la misma relación que en el caso del ácido acético, el 95 % del plomo colectado se encuentra en el ánodo. Entonces la dirección preferente de la migración es hacia el ánodo.

Con el agente humectante que se consiguen mejores soluciones enriquecidas corresponden al sulfato de sodio, donde el pozo anódico alcanza 25 ppm y en el cátodo 3,9 ppm. Le sigue el sulfato ferroso con 5,6 ppm en el pozo anódico y 0,3 ppm en el pozo catódico. Finalmente, la menor eficiencia de remoción le corresponde al ácido acético como agente humectante, ya que alcanza concentraciones de 4,6 y 0,1 ppm, en el pozo anódico y catódico respectivamente.

Entonces se dice que el sulfato de sodio es un mejor agente humectante para la remoción de plomo, ya la presencia de iones sulfato y sodio, facilitan el intercambio iónico con las especies de metales pesados. Si bien los otros agentes humectantes cumplen esta función, en el caso del sulfato ferroso, el ion hierro es más grande y su transporte es menor, mientras que en el caso del ácido acético al presentar una disociación parcial, no todos los iones hidrógenos están disponibles para el intercambio.

Se puede concluir que con sulfato de sodio se consigue concentrar aproximadamente un 28 % adicional de plomo que con sulfato ferroso en el pozo anódico. De forma similar, con sulfato de sodio se llega a concentraciones de plomo en el pozo anódico, igual a 5,5 veces la concentración del pozo anódico al emplear ácido acético.

En el caso del pozo catódico, la diferencia de concentración es mucho más marcada. Con el uso de sulfato de sodio se logra obtener concentraciones 13 veces mayores a las alcanzadas con sulfato ferroso y 39 veces mayores a las obtenidas con ácido acético.

Para el caso del plomo, el sulfato de sodio presenta mejores rendimientos en cuanto a la concentración de especies en los pozos, debido al tratamiento electrocinético

3.4.4. MIGRACIÓN DE ZINC EN SUELO AGRÍCOLA

Después de haber aplicado el tratamiento electrocinético, descrito en la sección 2.3, se tienen los siguientes perfiles de concentración de zinc en la celda; los cuales se presentan en la figura 3.15:

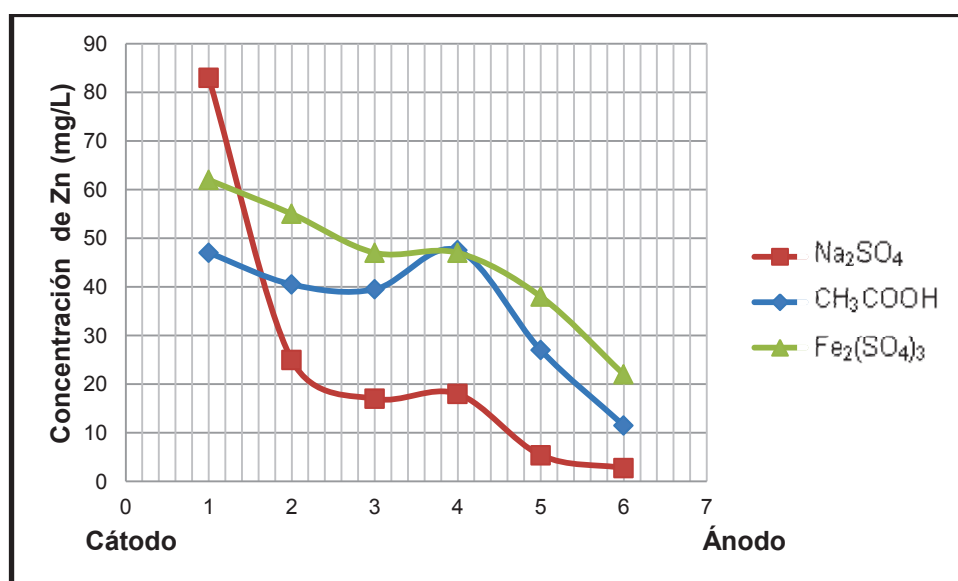


Figura 3.15. Concentración de Zinc a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando diferentes agentes humectantes, en suelo agrícola contaminado con metales pesados

A diferencia de las demás especies estudiadas en suelo agrícola, el zinc presenta una tendencia opuesta, es decir en el suelo con mayor concentración de zinc se localiza en las cercanías al cátodo.

El primer agente utilizado es el sulfato de sodio con el que se logra un perfil decreciente de concentración en dirección al ánodo, en la zona 1 se parte con una concentración cercana a las 50 ppm, de ahí se tiene un ligero incremento en la zona 4 con un valor cercano a las 50 ppm. De ahí en adelante continúa disminuyendo hasta alcanzar un valor cercano a 10 ppm en la zona aledaña al ánodo. Con el sulfato de sodio se tiene un pico correspondiente al incremento de la concentración de zinc en la zona 4, es decir la migración del zinc no se ve positivamente influenciada por la adición de sulfato de sodio como agente humectante.

Con el ácido acético con el que se logra un perfil decreciente de concentración en dirección al ánodo, en la zona 1 se parte con un contenido cercano a las 80 ppm, de ahí desciende hasta las 25 ppm y continúa disminuyendo hasta alcanzar un valor cercano a 1 ppm en la zona aledaña al ánodo. Con el ácido acético como agente humectante se observan los menores contenidos de zinc en el suelo después de la aplicación del tratamiento electrocinético.

Con el sulfato ferroso se presenta un contenido decreciente de zinc en dirección al ánodo. La concentración en la zona 1 parte de los 60 ppm para finalmente alcanzar una concentración de 20 ppm, en la zona aledaña al ánodo.

De este análisis de los perfiles de concentración, se llega a concluir que al emplear ácido acético como agente humectante se consigue concentrar en la zona 1 el zinc, mientras que en las otras zonas se tiene una concentración baja. El sulfato de sodio presenta la formación de un pico de concentración en la zona media, lo que limita su aplicación en el tratamiento. Finalmente, con el sulfato ferroso, si bien no se logran niveles tan bajos de zinc en el suelo, presenta una tendencia decreciente en dirección al cátodo.

3.4.4.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica

En la tabla 3.24 se muestran los resultados al aplicar el segundo criterio de discriminación para la migración de zinc.

Tabla 3.24. Identificación de migración iónica de zinc para diferentes agentes humectantes

| Tipo de agente humectante usado | Concentración promedio de las rebanadas [ppm] | Concentración del suelo sin tratar [ppm] | Observación |
|----------------------------------------|------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|----------------------|
| Ácido Acético | 25,20 ± 29,51 | 12,00 | Cambio significativo |
| Sulfato de Sodio | 35,50 ± 13,90 | 14,00 | Cambio significativo |
| Sulfato ferroso | 45,17 ± 13,96 | 74,00 | Cambio significativo |

Al comparar la concentración promedio en las diferentes fracciones de suelo, con la concentración inicial que corresponde al test TCLP del suelo contaminado artificialmente con zinc en una solución humectante, antes de la aplicación del tratamiento electrocinético, se puede decir lo siguiente:

Para el ácido acético la concentración promedio de zinc es de 25,20 ± 29,59 ppm mientras que el contenido de zinc en el suelo sin tratar es de 12 ppm. A pesar de que la concentración inicial se encuentra dentro del rango de incertidumbre de las concentración promedio de las rebanadas, se debe tener en cuenta la alta concentración de zinc en la zona aledaña al cátodo, lo que origina que la dispersión sea alta para la concentración promedio.

Con el sulfato de sodio se tiene una concentración promedio de las fracciones de suelo es de 35,50 ± 13,90ppm mientras que la concentración antes de aplicar el tratamiento fue de 14 ppm. Ya que la concentración inicial está fuera de los rangos de incertidumbre de la concentración promedio de las rebanadas, se dice que existió un cambio significativo de concentración de zinc al aplicar un tratamiento electrocinético, en el cual se utilizó sulfato de sodio como agente humectante.

Así también para el sulfato ferroso la concentración promedio de plomo en las rebanadas presenta una concentración de 45,17 ± 13,96 ppm, mientras que inicialmente la concentración de zinc es de 74 ppm. Como esta concentración inicial está por debajo del rango de incertidumbre, se presenta un cambio significativo de contenido de zinc en el suelo, al utilizar este agente humectante.

De este análisis se llega a determinar que los tres agente humectantes llegan a producir un cambio significativo en la concentración de zinc en el suelo después del tratamiento electrocinético. Sin embargo se descarta el sulfato de sodio, por la presencia de un pico de concentración en la zona media de la celda según se muestra en la figura 3.15.

En el caso del sulfato ferroso se alcanza un cambio significativo, ya que la concentración inicial fue la más alta al utilizar este agente. Por otro lado, al emplear ácido acético se tiene una migración de zinc hacia la zona catódica, el valor más alto registrados para el zinc, en esta experiencia.

3.4.4.2. Enriquecimiento de los pozos

A continuación en la tabla 3.25 se muestra el contenido de zinc en los pozos, debido al enriquecimiento durante el tratamiento electrocinético aplicado en suelo agrícola contaminado artificialmente:

Tabla 3.25. Contenido de zinc en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético

| Zinc (mg/L) | Ácido Acético | Sulfato de Sodio | Sulfato Ferroso |
|----------------------|----------------------|-------------------------|------------------------|
| Pozo Anódico | 52,00 | 35,00 | 30,00 |
| Pozo Catódico | 0,04 | 3,90 | 1,65 |

Debido a la migración de las especies, éstas se van acumulando en las soluciones catódicas y anódicas. La localización del enriquecimiento dependerá de la especiación del metal durante su tratamiento electrocinético.

Al emplear los tres agentes humectantes el enriquecimiento es mayor en el pozo anódico. Para el ácido acético, un 99,9 % del zinc colectado se encuentra en ánodo.

En el sulfato de sodio un 10 % del zinc migra hacia el cátodo, mientras el 90 % se ha dirigido al ánodo. Con el sulfato ferroso, el 95 % del zinc colectado se encuentra en el ánodo. Entonces la dirección preferente de la migración es hacia el ánodo.

Con el agente humectante que se consiguen mejores soluciones enriquecidas corresponden al ácido acético, donde el pozo anódico alcanza 52 ppm y en el cátodo 0,04 ppm. Le sigue el sulfato de sodio con 35 ppm en el pozo anódico y 3,9 ppm en el pozo catódico. Finalmente, la menor eficiencia de remoción le corresponde al sulfato ferroso como agente humectante, ya que alcanza concentraciones de 30 y 1,65 ppm, en el pozo anódico y catódico respectivamente.

Se puede concluir que con el ácido acético se consigue concentrar aproximadamente un 33 % adicional de zinc que con sulfato de sodio en el pozo anódico. De forma similar, con ácido acético se llega a concentraciones de zinc en el pozo anódico 42 % más elevadas que la concentración del pozo anódico al emplear sulfato ferroso.

En el caso del pozo catódico, esta tendencia cambia. Con el uso de sulfato de sodio se logra obtener concentraciones 2 veces mayores a las alcanzadas con sulfato ferroso y 98 veces mayores a las obtenidas con ácido acético.

Para el caso del zinc, el ácido acético presenta mejores rendimientos en cuanto a la concentración de especies en los pozos, debido al tratamiento electrocinético. El zinc presenta este comportamiento único, si se compara con los otros tres metales homólogos, esto se explica debido a la valencia única (+2) que presenta este elemento.

A manera de resumen, se puede decir que para elementos polivalentes (cobre, cromo y plomo), el sulfato de sodio presenta porcentajes de remoción más elevados en comparación con los otros dos agentes humectantes. En cambio, para el zinc un elemento monovalente el ácido acético reporta los menores contenidos del metal en el suelo después de la aplicación del tratamiento electrocinético.

La elección de una u otra sustancia depende de las interacciones que presenta el agente humectante para favorecer la migración iónica de los metales pesados en estudio. Para la migración de cobre, cromo y plomo, el mejor agente humectante es el sulfato de sodio y para el zinc se tiene el ácido acético, como agente humectante más eficaz. En el caso del relave minero en el que se va a estudiar el movimiento de cobre y zinc, se debe seleccionar un agente que tenga un comportamiento aceptable en la remoción de ambas sustancias. Por tal razón se ha seleccionado el sulfato ferroso. Si bien con este agente humectante no se consiguen las más altas remociones, éste es un el segundo agente en efectividad para los dos metales de estudio, con el que se consiguen porcentajes de remoción relativamente aceptables.

3.5. TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO DE RELAVE MINERO

3.5.1. CONCENTRACIÓN INICIAL

El relave sometido a test TCLP mostró alto contenido de metales pesados como cobre y zinc en el lixiviado, a continuación se muestran las concentraciones alcanzadas y se las compara con valores anómalos, los cuales fueron establecidos por Bowie y Thornon (1985, p. 62).

Adicionalmente se compara con la normativa norteamericana y la de la Unión Europea. Estos valores se observan en la tabla 3.26.

Tabla 3.26. Límites máximos de contaminación para suelo

| Metal | Concentraciones anómalas (mg/Kg)* | Unión Europea (mg/kg)** | EPA (mg/kg)** | Relave de estudio (mg/kg) |
|-------|-----------------------------------|-------------------------|---------------|---------------------------|
| Cobre | >2 000 | 140 | 100 | 7 600 |
| Zinc | > 10 000 | 300 | 220 | 25 600 |

(*Bowie y Thornton, 1985, p. 62)

(**Belmonte, Romero,Sarría, Moreno y Rojo, 2010, p. 51)

En el caso del cobre el relave de estudio alcanzó una concentración de 7 600 mg/Kg, el cual es un valor alto si se compara con los 2 000 mg/ Kg establecidos por Bowie y Thomson. De igual forma se si compara con la normativa vigente en la Unión Europea es un valor extremadamente alto ya que allí solo se tolera una concentración no superior a los 140 mg/Kg. Incluso la normativa americana es 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.

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. Aplicando el criterio de Bowie y Thomson a partir de los 10 000 mg/Kg se considera una concentración anómala en el suelo. En cuanto a la legislación, 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 los límites son incluso más bajos, donde el máximo valor permisible alcanza los 220 mg/Kg.

Dada la naturaleza del relave minero, su origen y procesamiento, metales pesados como el cobre y el zinc se encuentran en concentraciones, potencialmente nocivas. De hecho, la composición de un relave minero difiere en gran medida de la composición de suelos agrícolas. En los segundos, los ciclos geoquímicos han regulado la concentración de elementos traza en el suelo de acuerdo a la capacidad amortiguadora de este; a diferencia de un relave minero que al ser un sub-producto generado por la minería presenta concentraciones anormales de los elementos traza.

Por otro lado, estos metales se encuentran en concentraciones muy bajas en el suelo, incluso llegan a ser beneficiosos para el desarrollo de plantas y microorganismos. Sin embargo, al incrementarse la concentración de estas especies, como en un relave minero, este puede causar daños irreversibles en el suelo circundante. Al ser estas dos especies las predominantes, el estudio posterior se centrará solamente en ellas.

3.5.2. PERFILES DE CONCENTRACIÓN DE COBRE OBTENIDO TRAS LA APLICACIÓN DEL TRATAMIENTO ELECTROCINÉTICO

Después de haber aplicado el tratamiento electrocinético, descrito en la sección 2.4, en un relave minero se tienen los siguientes perfiles de concentración de cobre en la celda, los cuales se muestran en la figura 3.16.

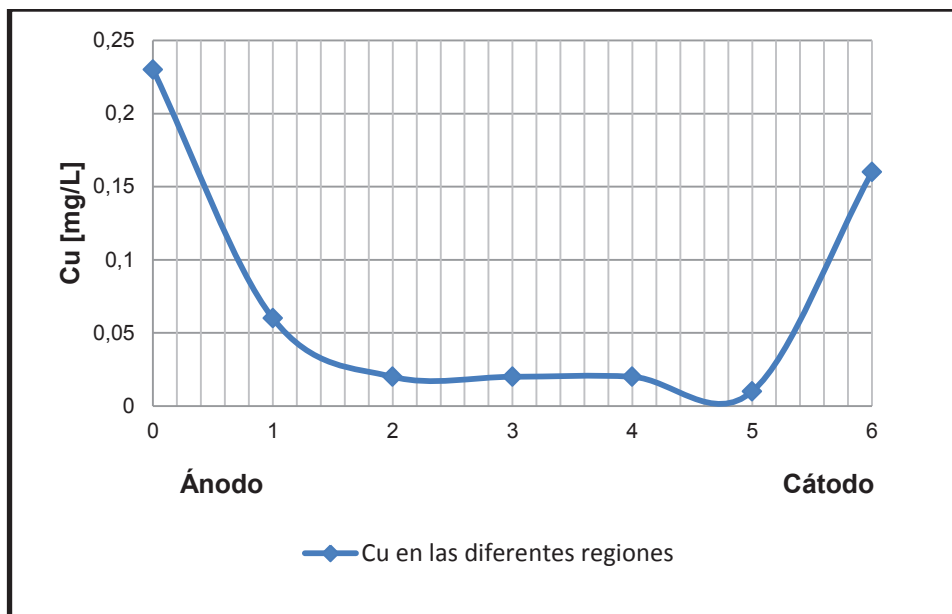


Figura 3.16. Concentración de Cobre a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando en relave minero usando sulfato ferroso como agente humectante

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.

La concentración inicial del suelo sin tratamiento reporta una concentración de cobre inicial de 0,38 ppm que corresponde a 7 600 mg/Kg. Si consideramos la

concentración promedio que se tiene en la parte intermedia de la celda se alcanza un valor de 0,02 ppm, valor que corresponde a 400 mg/Kg. Este valor ya se encuentra mucho más cercanado del límite máximo permisible por la legislación europea (140 mg/ Kg) y de la americana (100 mg/ Kg).

Si se habla de porcentajes, una vez realizado el tratamiento se ha conseguido remover alrededor del 95 % del cobre en las regiones intermedias de la celda. Así también se deberá dar un tratamiento especial a las zonas cercanas a los electrodos, donde si bien se alcanzan concentraciones considerables de cobre 0,16 ppm en el cátodo y 0,23 ppm en el ánodo; estas son menores a la concentración inicial de cobre reportada en el relave 0,38 ppm.

3.5.2.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica

En la tabla 3.27 se muestra la aplicación del segundo criterio de discriminación para la migración de cobre en la celda debido al tratamiento electrocinético aplicado en relave minero.

Tabla 3.27. Identificación de migración iónica de cobre para relave minero

| Tipo de agente humectante usado | Concentración promedio de las rebanadas [ppm] | Concentración del suelo sin tratar [ppm] | Observación |
|---------------------------------|-----------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------|
| Sulfato Ferroso | 0,07 ± 0,09 | 0,38 | Cambio significativo |

Con este criterio de discriminación se determina que la concentración promedio de las rebanadas es de 0,07 ± 0,09 ppm, mientras que la concentración inicial del suelo sin tratar es de 0,38 ppm.

Debido a que la concentración inicial se encuentra fuera del rango de incertidumbre de la concentración promedio, se llega a determinar que sí existió un cambio significativo en la concentración de cobre en el suelo, después de haber aplicado la técnica de remediación electrocinética.

3.5.2.2. Enriquecimiento de los pozos

A continuación, en la tabla 3.28, se muestra el contenido de cobre en los pozos, debido al enriquecimiento durante el tratamiento electrocinético:

Tabla 3.28. Contenido total de cobre en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético

| Región | Cobre total (mg) |
|---------------|------------------|
| Pozo Anódico | 3,91 |
| Pozo Catódico | 0,04 |

En esta variante del tratamiento se renovó periódicamente las soluciones en los pozos, por esta razón el resultado mostrado en la tabla 3.28 corresponde al aporte total de cobre de las regiones anódica y catódica en diferentes tiempos. Es decir, los valores reportados son la sumatoria del contenido de cobre en cada uno de los pozos. Para hacer una medida comparable se ha recurrido a la concentración de cobre reportada en esta zona y al volumen recolectado, de esta forma se ha llegado a determinar masa de cobre total, en lugar de su concentración.

De igual forma que en las experiencias anteriores, esta especie se concentra en el pozo anódico. Solamente el 1 % del cobre recolectado se dirige hacia el cátodo. Entonces la migración de cobre se produce a través de especies con carga negativa. El cobre no migra en su forma catiónica, sino que lo hace formando aniones, principalmente con el oxígeno.

3.5.2.3. Velocidad de enriquecimiento de cobre en el pozo anódico

Se habla de velocidades de enriquecimiento a partir de los valores de concentración de cobre obtenidos para los diferentes tiempos de muestreo.

En el caso del pozo anódico se presenta el siguiente perfil, en la figura 3.17, para el enriquecimiento de cobre debido al tratamiento electrocinético:

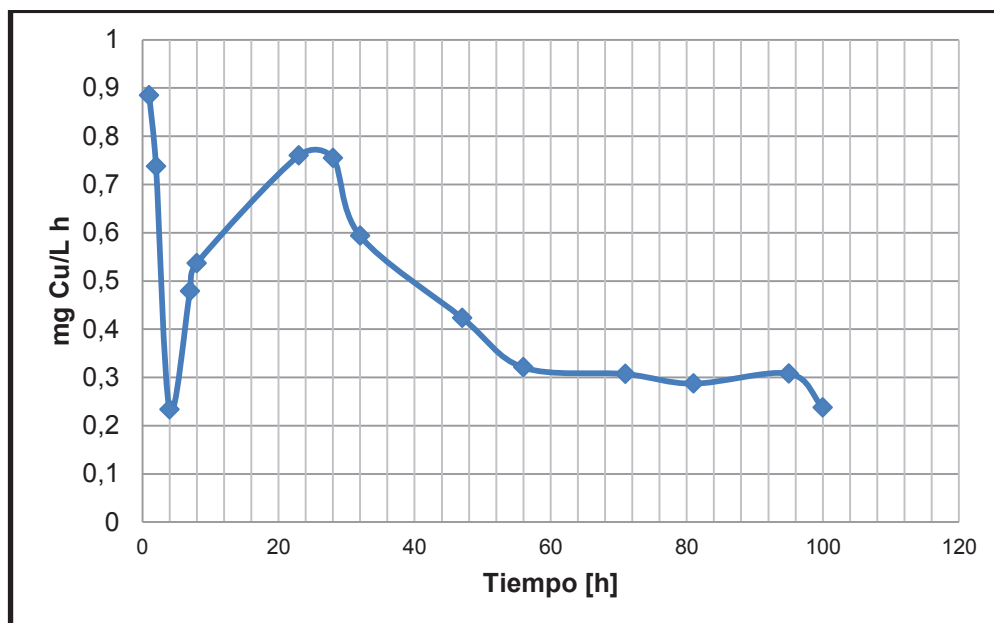


Figura 3.17. Velocidad de enriquecimiento de cobre en el pozo anódico

Al inicio de proceso la velocidad de enriquecimiento es alta de alrededor de 0,9 mg de cobre/ L*h. Esto se interpretaría que al inicio del proceso la concentración de cobre en el pozo anódico se incrementa en 0,9 mg/L en una hora de tratamiento. A medida que transcurren las primeras horas esta velocidad va disminuyendo progresivamente según se observa en la figura 3.17.

Este proceso se debería a la saturación de la solución, transcurridas las primeras horas la solución se va ganando iones y disminuye la efectividad del tratamiento. Durante el primer día de tratamiento la velocidad de enriquecimiento baja hasta 0,25 mg de cobre/ L*h, el cual es el valor más bajo durante todo el proceso. Una vez que se produce el primer cambio de solución alrededor de las 8 horas, esta velocidad se incrementa debido a la adición de solución fresca.

A medida que el tratamiento se va desarrollando, se nota una cierta estabilización en la velocidad de enriquecimiento, es decir se podría decir que entra en un estado estacionario. Se puede entonces decir que en el tratamiento la velocidad de enriquecimiento del cobre en el pozo anódico bordea los 0,3 mg de cobre/ L*h. Este valor se tomará en cuenta para la demanda de la solución anódica en el diseño del sistema de electroremediación.

A pesar de que se tenga un enriquecimiento adicional en el cátodo, esto no es tan significativo respecto al que se tiene en el ánodo. Por tal razón la velocidad de enriquecimiento en el cátodo, no será analizada, pero se muestra en el Anexo V.

3.5.3. PERFILES DE CONCENTRACIÓN DE ZINC OBTENIDO TRAS LA APLICACIÓN DEL TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO

Después de haber aplicado el tratamiento electrocinético, descrito en la sección 2.4, en un relave minero se tienen el siguiente perfil de concentración de zinc en la celda, que se muestra en la figura 3.18:

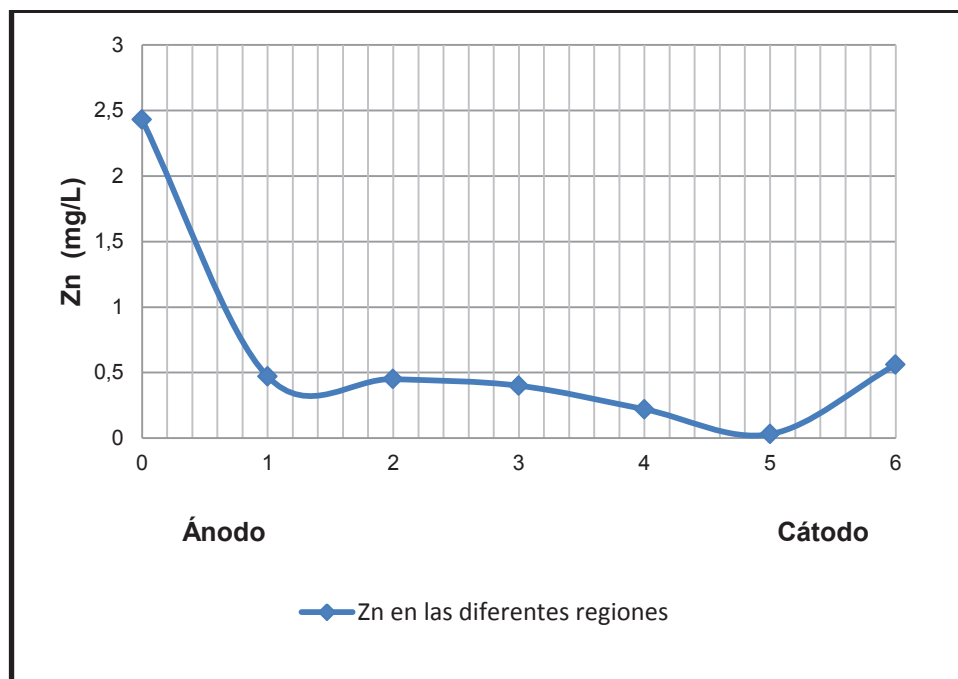


Figura 3.18. Concentración de Zinc a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando en relave minero usando sulfato ferroso como agente humectante

Para el caso del zinc se tiene un perfil un 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 siguiente regiones 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 y se llega a reportar un valor de 0,56 ppm.

Inicialmente, el suelo sin tratamiento reporta una concentración de zinc de 1,15 ppm que corresponde a 25 600 mg/ Kg. Si consideramos la concentración promedio que se tiene en la parte intermedia de la celda de 0,3 ppm, valor que corresponde a 6 280 mg/Kg. Este valor en la zona central se encuentra bajo el límite de concentraciones anómalas dado por Bowie y Thomson, el cual asciende a los 10 000 mg/Kg. Sin embargo es todavía un valor alto para ser comparable a las legislaciones europeas (300 mg/Kg) y la dictada por la EPA (220 mg/Kg).

Si se habla de porcentajes, 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 un 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 reportan 0,56 ppm. De esto se llega a determinar que para el zinc, éste se concentra alrededor de 4 veces más en las cercanías del ánodo, que en las del cátodo.

3.5.3.1. Segundo Criterio: Identificación de la migración iónica

En la tabla 3.29, se muestran la aplicación del segundo criterio de discriminación para verificar la migración de zinc debida al tratamiento electrocinético aplicado en relave minero.

Tabla 3.29. Identificación de migración iónica de zinc para relave minero

| Tipo de agente humectante usado | Concentración promedio de las rebanadas [ppm] | Concentración del suelo sin tratar [ppm] | Observación |
|---------------------------------|-----------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------|
| Sulfato Ferroso | 0,35 ± 0,19 | 1,15 | Cambio significativo |

Con este criterio de discriminación se determina que la concentración promedio de las fracciones de suelos fue de $0,35 \pm 0,19$ ppm, mientras que la concentración inicial del suelo sin tratar fue de 1,15 ppm. Debido a que la concentración inicial se encuentra fuera del rango de incertidumbre de la concentración promedio, se llega a determinar que sí existió un cambio significativo en la concentración de zinc en el suelo, después de haber aplicado la técnica de remediación electrocinética

3.5.3.2. Enriquecimiento de los pozos

A continuación en la tabla 3.30 se muestra el contenido de zinc en los pozos, debido al enriquecimiento durante el tratamiento electrocinético:

Tabla 3.30. Contenido de zinc en los pozos anódico y catódico después de aplicar el tratamiento electrocinético

| Región | Zinc total (mg) |
|---------------|-----------------|
| Pozo Anódico | 2,18 |
| Pozo Catódico | 0,04 |

En esta variante del tratamiento se renovó periódicamente las soluciones en los pozos, por esta razón el resultado mostrado en la tabla 3.30 corresponde al aporte total de zinc en las regiones periféricas para diferentes tiempos de monitoreo. Es decir, los valores reportados son la sumatoria del contenido de zinc durante el tratamiento. Para hacer una medida comparable se ha recurrido a la concentración de zinc en los pozos y al volumen recolectado, de esta forma se ha llegado a determinar masa de zinc total, en lugar de su concentración.

De igual forma que en las experiencias anteriores, esta especie se concentra principalmente en el pozo anódico. Solamente el 2 % del zinc recolectado se dirige hacia el pozo catódico. Entonces la migración de zinc se produce a través de especies con carga negativa. Este metal no migra en su forma catiónica (Zn^{+2}), sino que lo hace formando aniones, principalmente con el oxígeno.

3.5.3.3. Velocidad de enriquecimiento de zinc en el pozo anódico

Se habla de velocidades de enriquecimiento a partir de los valores de concentración de zinc obtenidos para los diferentes tiempos de muestreo.

En el caso del pozo anódico se presenta el siguiente perfil, en la figura 3.19, obtenido para la migración de zinc al aplicar el tratamiento en relave minero:

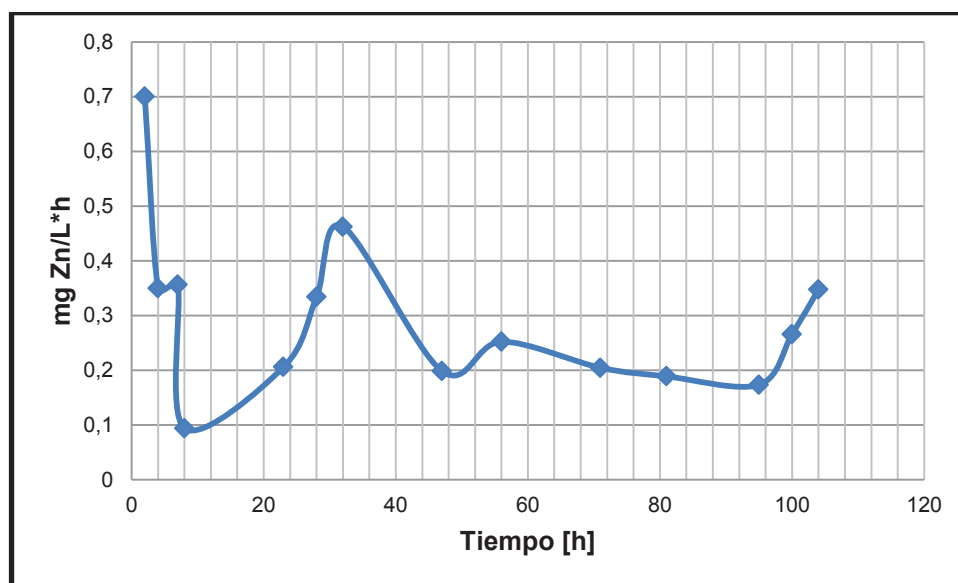


Figura 3.19. Velocidad de enriquecimiento de zinc en el pozo anódico

Al comienzo del proceso la velocidad de enriquecimiento es alta de alrededor de 0,7 mg de zinc/ L*h. Esto se interpretaría que al inicio del proceso la concentración de zinc en el pozo anódico se incrementa a razón de 0,7 mg/L en una hora de tratamiento. A medida que transcurren las primeras horas esta velocidad va disminuyendo. Este proceso se debería a la saturación de la solución, transcurridas las primeras horas la solución se va concentrando de iones y disminuye la efectividad del tratamiento.

Durante el primer día de tratamiento la velocidad de enriquecimiento baja hasta 0,1 mg de zinc/ L*h, el cual es el valor más bajo durante todo el proceso. Una vez que se produce el primer cambio de solución alrededor de las 8 horas, esta velocidad se incrementa debido a la adición de solución fresca.

A medida que el tratamiento se va desarrollando, se nota una cierta estabilización en la velocidad de enriquecimiento, es decir se podría decir que entra en un estado estacionario. Se puede entonces decir que en el tratamiento la velocidad de enriquecimiento del zinc en el pozo anódico bordea los 0,25 mg de zinc/ L*h. Este valor se tomará en cuenta para la demanda de la solución anódica en el diseño del sistema de electroremediación.

A pesar de que se tenga un enriquecimiento adicional en el cátodo, esto no es tan significativo respecto al que se tiene en el ánodo. Por tal razón la velocidad de enriquecimiento en el cátodo, no será analizada. Sin embargo se muestra en el Anexo V.

3.5.4. MONITOREO DE pH DURANTE EL PROCESO

Durante el proceso se ha tomado mediciones de pH en los pozos anódico y catódico, de esta forma se ha llegado al siguiente perfil característico del tratamiento. En el perfil de pH que se muestra en la figura 3.20 se observa la evolución de este parámetro a lo largo del tiempo de remediación.

La medición de este parámetro fue periódica y se llevó a cabo en cada uno de los pozos. Inicialmente se parte de un valor cercano a la neutralidad en ambos lados de la celda, según se muestra en la figura 3.20.

Una vez que comienza el tratamiento electrocinético debido a la generación de iones H^+ en el ánodo, el pH del pozo anódico va disminuyendo progresivamente hasta alcanzar valores muy bajos cercanos a 2. De igual forma en el lado del cátodo, la generación de iones OH^- , incrementa el pH en este lado de la celda, entonces se llega a valores muy altos de alrededor de 13 en todo el tratamiento.

Una característica del perfil lo constituyen los ciclos que presenta, estas perturbaciones en la evolución del mismo corresponden a la incorporación de solución fresca en los pozos, al adicionarla se logra renovar parcialmente el ambiente de

los pozos. Se puede notar así también que el pozo anódico es mucho más sensible a los cambios de pH producidos por la adición de soluciones frescas, en algunos casos la adición de estas puede bajar el pH de la zona hasta la acidez. Por el contrario, el pozo anódico, tiene un mejor poder amortiguador ya que las variaciones producidas se mantienen dentro del rango ácido.

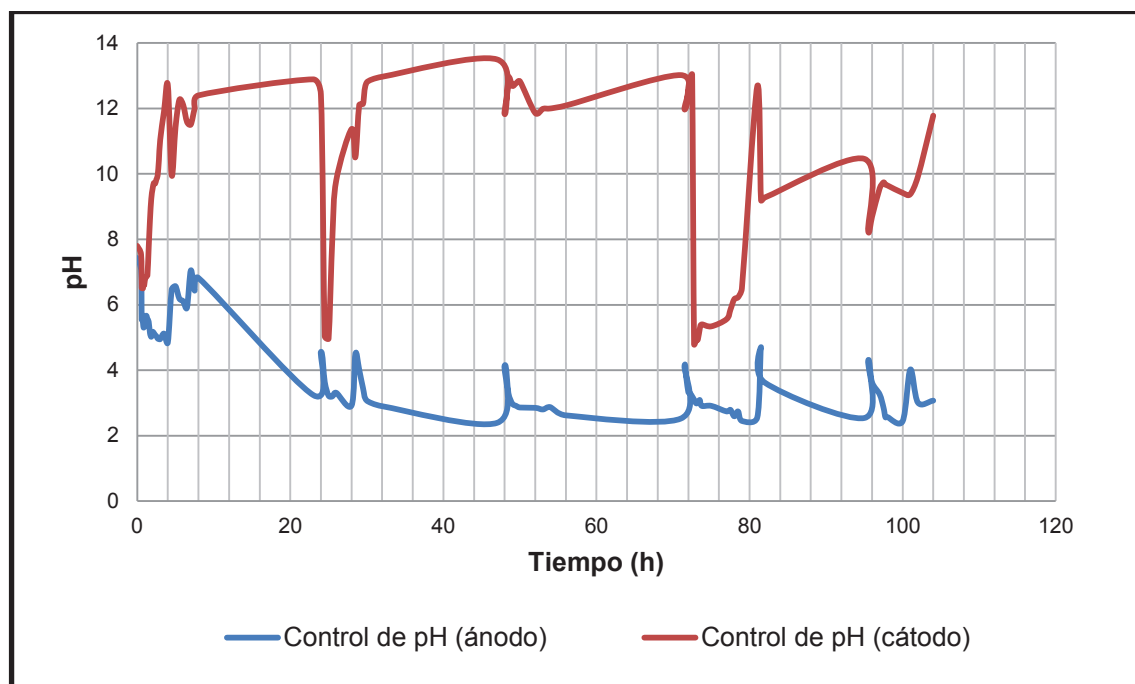


Figura 3.20. Control de pH en la zona catódica y anódica durante el proceso de electroremediación

En el pozo catódico se desarrolla un frente básico, con valores extremos cercanos a 13. En las primeras horas de tratamiento, dado el monitoreo de la concentración se necesitó reponer solución fresca, sin bien esta cantidad no es muy grande, llega a influir en la tendencia del pH.

De ahí en adelante el pH aumenta de forma lineal, alrededor de 13, con la reposición a las 28 horas el pH decae radicalmente hasta un valor cercano a 5. Sin embargo este valor no se mantiene y se logra recuperar rápidamente el pH, hasta posicionarse nuevamente en el valor de 13 alrededor de las 30 horas de tratamiento.

De ahí en adelante, a medida que transcurre el tratamiento se mantiene el pH y se observa su tendencia de aumento lineal. Esta tendencia se mantiene más o menos estable hasta alcanzar las 70 horas donde se da un descenso pronunciado de la concentración, debido a la restitución de soluciones frescas.

Se puede llegar a concluir que en el caso del pozo catódico, con la adición de solución fresca se consigue bajar el pH pero que este vuelve a una tendencia básica en alrededor de 5 horas. Para el diseño del sistema se asumirá que el pH en esta zona llega a valores pH 13 en 5 horas, y que en ese momento es pertinente el cambio de solución.

En el caso del pozo anódico, su tendencia es mucho más previsible debido al poder amortiguador que presenta, es decir con la adición de soluciones nuevas. La evolución del frente ácido presenta una pendiente mucho más pronunciada que el frente básico.

Con la adición de soluciones frescas las perturbaciones son mínimas, y continúa la acidificación del pozo anódico. El pH desarrollado en esta región es cercano a 3 con ligeras fluctuaciones. Entonces para el diseño se considera que el pH desarrollado en el pozo anódico se mantiene en alrededor de 3 debido al poder amortiguador en esta zona.

En la sección anterior se habló de la velocidad de enriquecimiento en el pozo anódico, este parámetro es mucho más crítico que la evolución del pH en esta zona. Por lo tanto en el caso del cátodo es más importante el manejo del pH, mientras que en el ánodo, lugar donde se llegan a concentrar los metales pesados, será mucho más importante un monitoreo del enriquecimiento de las especies metálicas en dicha zona.

3.5.5. GENERACIÓN DE DEPÓSITOS SUPERFICIALES

Como consecuencia del tratamiento electrocinético, en ciertas zonas de la celda se han desarrollado los siguientes precipitados, los cuales son fácilmente identificables gracias a su coloración y se muestran en la figura 3.21:

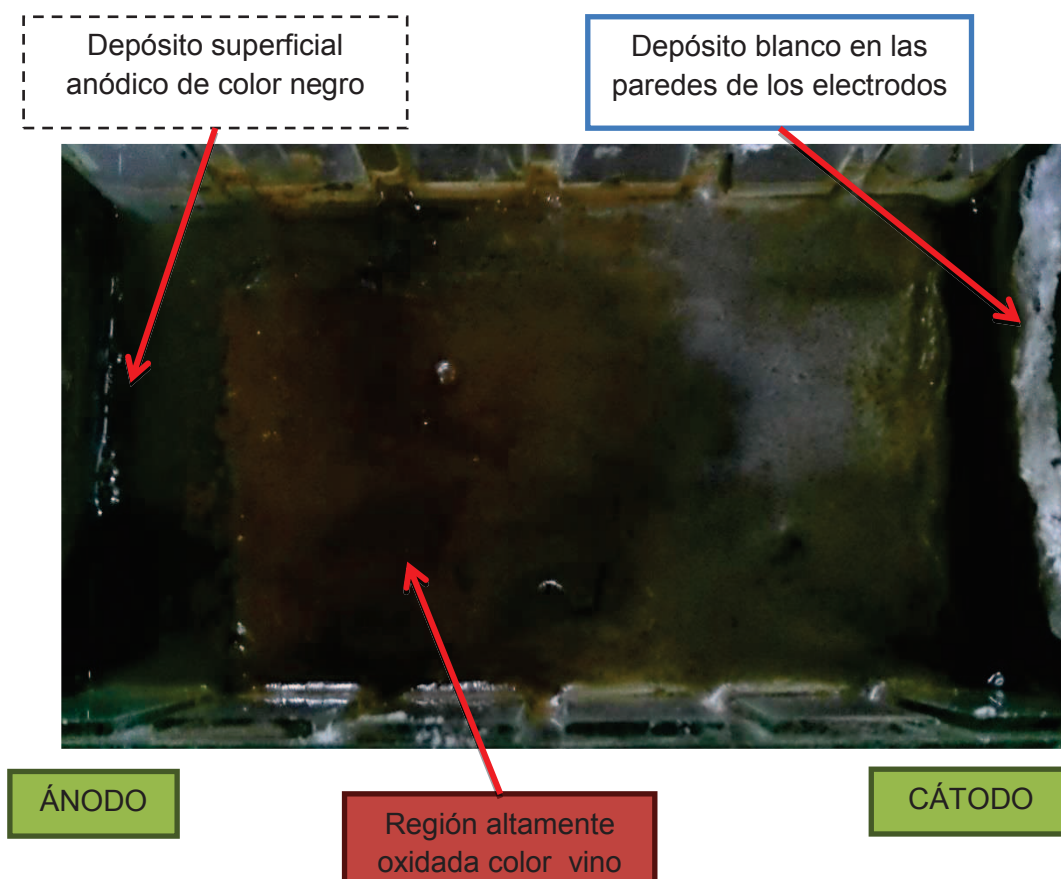


Figura 3.21. Depósitos superficiales formados durante el proceso de electroremediación

Una vez finalizado el tratamiento los diferentes depósitos se recolectaron para su análisis por microscopía electrónica. En el compartimento interior de la celda se tienen dos zonas completamente marcadas, la primera corresponde a la zona cercana al ánodo, en la cual se desarrolla un depósito superficial de apariencia metálica, este va avanzando hasta llegar a ocupar la mitad de la celda, al mismo tiempo en la zona cercana al ánodo, se descubre un depósito de color negro en las cercanías del ánodo. En la parte que no se encuentra en contacto con el suelo se tiene un depósito de color blanco.

Para conocer la naturaleza de estos depósitos se reportan los siguientes resultados semicuantitativos de microscopía MEB. En la tabla 3.31 se tiene la composición del depósito catódico.

Tabla 3.31. Composición de los depósitos superficiales formados en el cátodo

| Composición (%) | Depósito en el electrodo (blanco) |
|-----------------|-----------------------------------|
| Na | 22,79 |
| C | 22,01 |
| S | 0,93 |

El depósito en los electrodos, sin considerar al oxígeno, el elemento mayoritario es el sodio, con un 23 % de la composición del depósito. El sodio proviene de las soluciones catódicas que debido al pH tan extremo (≈ 13) con el que se trabaja tiende a depositarse en el electrodo, en formas oxidadas.

Otro elemento importante es el carbón, como el depósito se ha formado sobre la superficie del electrodo, es lógico suponer que al momento de remover esta capa se lleve consigo un poco del material del electrodo.

Finalmente la presencia de azufre es muy baja, su fuente principal, al igual que el sodio, provienen de los sulfatos alimentados en cada uno de los pozos durante el proceso de electrorremediación.

Según se muestra en la figura 3.21, en la zona próxima al ánodo se ha formado una capa de color vino metálico. Para conocer su composición se ha recurrido al análisis por microscopía MEB.

Este depósito descrito anteriormente, contiene principalmente carbón (41,46 %), el cual proviene de la disolución de los electrodos, el segundo elemento en importancia es el hierro con un 20,24 %. Entonces se determina que la apariencia metálica de este depósito se debe principalmente a la presencia de la forma oxidada de este metal.

En la tabla 3.32 se detalla los resultados obtenidos y los principales constituyentes del depósito superficial formado en las cercanías del ánodo.

Tabla 3.32. Composición del depósito superficial formado en las cercanías del ánodo

| Composición (%) | Depósito superficial (vino) |
|-----------------|-----------------------------|
| C | 41,46 |
| Fe | 20,24 |
| Si | 12,29 |
| S | 4,85 |
| Ca | 4,03 |
| Al | 2,01 |
| Mg | 1,12 |

Otro constituyente relevante es el azufre cuyo contenido es de 4,85 %, una de sus fuentes lo constituyen las sales depositadas en los electrodos. El resto de elementos que se muestran en la tabla 3.32 son parte de la matriz intrínseca del relave minero.

Adicionalmente, según se muestra en la figura 3.21, en la zona próxima al ánodo existe también la formación de un depósito superficial de tonalidad negra. Para conocer su composición se ha recurrido al análisis por microscopía MEB.

En las cercanías del ánodo se tiene la formación de un precipitado negro, el cual presenta una composición elevada de carbono, dada la cercanía a los electrodos, valor que alcanza el 53,74 %.

Le sigue el hierro con una proporción de 19,96 %. Los dos elementos mayoritarios se mantienen respecto a la composición del depósito superficial anteriormente descrito; sin embargo la concentración de aluminio es alta y alcanza 12,25 %.

En la tabla 3.33 se detalla los resultados obtenidos y los principales constituyentes del depósito superficial formado en las cercanías del ánodo, durante el tratamiento electrocinético de relave minero:

Tabla 3.33. Composición de los depósitos superficiales formado en las cercanías del ánodo

| Composición (%) | Depósito superficial (negro) |
|-----------------|------------------------------|
| C | 53,74 |
| Fe | 19,96 |
| Al | 12,25 |
| Si | 3,29 |
| S | 2,43 |
| Ca | 2,08 |
| Na | 1,31 |
| Mg | 1,21 |

El contenido de azufre es más bajo y llega a 2,43 %. Elementos como el silicio, calcio, sodio y magnesio son propios de la matriz intrínseca del relave minero. En este caso se tiene también una pequeña migración de aluminio hacia la región anódica, sin embargo este metal está fuera de este estudio, a pesar de alcanzar en el depósito un 12,25 %.

3.5.5.1. Análisis de los precipitados en los pozos

Adicionalmente durante el proceso de electroremediación se tienen precipitados en los pozos anódico y catódico. En las pruebas preliminares, que se describen en la sección 3.3 se analizó esta clase de precipitados y se reportaron concentraciones de los elementos de interés.

En el pozo catódico se tiene un precipitado, en el cual el carbono es el elemento mayoritario, la única fuente corresponde a los electrodos. Le sigue el hierro con 20,24 %, este elemento le confiere una tonalidad característica al precipitado. El contenido de azufre es de 4,85 %, proveniente del sulfato de sodio presente en el pozo. El resto de especies, silicio, calcio, aluminio y magnesio provienen de la matriz intrínseca del relave. A continuación, en la tabla 3.34 se presentan los resultados obtenidos para el precipitado catódico descrito anteriormente debido al tratamiento electrocinético aplicado al relave minero:

Tabla 3.34. Composición del precipitado catódico

| Composición (%) | Precipitado catódico |
|-----------------|----------------------|
| C | 41,46 |
| Fe | 20,24 |
| Si | 12,29 |
| S | 4,85 |
| Ca | 4,03 |
| Al | 2,01 |
| Mg | 1,12 |

A continuación, en la tabla 3.35, se presenta la caracterización semicuantitativa por microscopía MEB para el precipitado anódico formado durante el tratamiento electrocinético del relave minero.

Tabla 3.35. Composición del precipitado anódico

| Composición (%) | Precipitado anódico |
|-----------------|---------------------|
| C | 60,91 |
| Ca | 12,08 |
| S | 9,07 |
| Fe | 5,73 |
| Si | 5,23 |
| Al | 1,03 |

La composición mayoritaria del precipitado anódico es de carbono, el cual alcanza el 60 %. Le sigue el calcio con un 12,08 %. El azufre alcanza un 9,07 %, proveniente del sulfato de amonio en el pozo anódico. Se nota también una presencia de oxígeno, la cual estaría formando óxidos metálicos. Elementos como el hierro, silicio, aluminio y calcio forman parte de la matriz de suelo.

Después de analizar los precipitados formados en el proceso electrocinético se ha llegado a determinar que en su mayoría se encuentra constituidos por carbón, el cual proviene de la disolución de los electrodos, entonces es pertinente analizar las pérdidas de carbón de los electrodos debido al proceso de electrorremediación.

3.5.5.2. Pérdidas de carbón de los electrodos durante el proceso de electroremediación

Para cuantificar las pérdidas de carbón debido al proceso de electroremediación, se pesaron los electrodos, antes y después del tratamiento de remediación. Una vez cuantificada la diferencia de peso, se relaciona con el área expuesta al tratamiento para así obtener la pérdida de espesor, debida a la disolución de los electrodos por la técnica.

Los resultados así obtenidos se muestran en la tabla 3.36.

Tabla 3.36. Pérdidas de carbón debido en los electrodos después de 104 horas de tratamiento

| Electrodo | Pérdida porcentual de peso (%) | Pérdida de espesor en la pared del electrodo (mm) |
|-----------|--------------------------------|---------------------------------------------------|
| Cátodo | 0,39 | 1,91 |
| Ánodo | 0,05 | 0,23 |

Al aplicar esta técnica en una muestra de relave minero de 600 g, empleando electrodos de grafito ($10 \times 8 \times 0,5$ cm) como ánodo y cátodo respectivamente, se ha llegado a cuantificar la presencia de carbón en los precipitados producidos durante el tratamiento.

Por diferencia de peso se ha llegado a determinar para el cátodo un 0,39 % de pérdida, y para el ánodo un 0,05 % de pérdida. A pesar de que estos porcentajes sean bajos la pérdida de material se verá reflejada en la pérdida de grosor de la placa de grafito usada como electrodo.

Para el tratamiento electrocinético se ha tomado en cuenta el área efectiva de los electrodos, es decir el área que se encuentra en contacto con el suelo y sumergida en las soluciones donadoras de iones. El área efectiva es de 80 cm^2 , por tanto la pérdida de espesor de la pared del electrodo llega a ser de 1,91 mm en el cátodo y de 0,23 mm en el ánodo. Estos datos servirán como una referencia de la vida útil de los electrodos para tratamientos posteriores.

3.6. DEFINICIÓN DEL DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO, DIMENSIONAMIENTO DE EQUIPOS Y EVALUACIÓN ECONÓMICA PRELIMINAR

3.6.1. SELECCIÓN DEL MÉTODO DE TRATAMIENTO A EMPLEARSE, DEFINICIÓN DE LAS PRINCIPALES VARIABLES DE OPERACIÓN

Después análisis de laboratorio se llegó a determinar que el tratamiento con pozos brinda una mayor eficiencia en la remoción de metales pesados. Posteriormente se probaron tres diferentes agentes humectantes, sulfato ferroso, sulfato de sodio y ácido acético.

Debido a la obtención de resultados razonables para las dos especies en estudio (Cu y Zn), se seleccionó el sulfato ferroso como agente humectante del suelo durante el tratamiento.

Una vez realizado el ensayo a escala de laboratorio se ha llegado a determinar ciertas variables de operación, como el pH de trabajo en cada pozo y la velocidad de enriquecimiento en el ánodo, lugar donde se concentran más del 98 % de los metales estudiados.

El sistema propuesto constará básicamente de un arreglo de electrodos y una fuente de poder, como equipos principales. Adicionalmente se contempla la adquisición de tubería, válvulas y tanques de almacenamiento.

Como producto principal del proceso se tendrán soluciones enriquecidas con metales pesados, principalmente zinc y cobre dadas las características del relave. Estas soluciones serán bombeadas a los tanques reservorios donde se les dará un tratamiento posterior.

Para el manejo de estas soluciones enriquecidas se han propuestos algunos métodos alternativos, los cuales sin bien son más eficientes; su instalación no se justifica dado la tecnología involucrada para su aplicación. En este trabajo se

presentan tres opciones: precipitación, floculación-coagulación y resinas de intercambio iónico. El proceso debe ser lo más simplificado posible, para hacer atractiva su implementación en campo, por esta razón las soluciones enriquecidas con metales pesados serán tratadas únicamente con agente modificadores de pH para conseguir su precipitación en forma de óxidos e hidróxidos metálicos, una vez que han sido removidos de la matriz en tratamiento.

3.6.2. DIAGRAMA DE FLUJO PARA EL TRATAMIENTO ELECTROKINÉTICO DE UN RELAVE MINERO CONTAMINADO CON METALES PESADOS

En la pequeña industria ecuatoriana, los subproductos de minería se disponen en relaveras aledañas a la mina. Sin embargo, muchas de ellas ya han sido clausuradas y son fuente importante de contaminación dada la generación de drenaje ácido de roca. El objetivo de la técnica propuesta en este trabajo es poder instalar un sistema móvil, fácilmente desmontable que pueda cubrir estos pasivos ambientales.

Se parte de 50 toneladas de material sólido dispuesto en relaveras, si se considera que la profundidad media de las piscinas es de 1m, se tendría un área de tratamiento de 62 m². Considerando un área de tratamiento cuadrada, el terreno tendría una longitud de alrededor de 8 m por cada lado.

Con estas dimensiones se comenzó el diseño. Los electrodos son barras de grafito que se encuentran instalados en el interior de pozos, directamente excavados en la relavera. Cada pozo requiere 32 L de solución por cada período de tratamiento. En el pozo anódico se tiene una solución de sulfato de amonio 0,1 M y en el pozo catódico se tiene una solución de sulfato ferroso 0,1 M.

Para alcanzar las concentraciones requeridas de sulfato de sodio y sulfato de amonio se requieren 3,82 Kg y 4,11 Kg de cada sal en cada ciclo, respectivamente. Como agente humectante del suelo se va a utilizar una solución de sulfato fe-

roso 0,1 molar. El requerimiento es elevado; sin embargo se ha dispuesto una dosificación diaria de esta solución durante el tiempo que dure el tratamiento. Se dispone de una dosificación diaria de 30 L de solución.

A condiciones de laboratorio se dispuso un 30 % de humedad en el suelo para propiciar el tratamiento, sin embargo en campo se limitará el aporte externo de agua. Así también con la incorporación de sulfato de hierro se trató de favorecer las reacciones en el suelo, sin embargo en las relaveras reales, dado el envejecimiento característico del relave, la presencia de hierro libre que puede propiciar las reacciones es elevado.

Dadas estas características de la zona de tratamiento, se reduce considerablemente el requerimiento de soluciones humectantes. Se habla de 5 litros de solución de sulfato ferroso 0,1 molar por cada ciclo de tratamiento.

En la figura 3.22, se muestra el diagrama de flujo para un sistema de remediación electrocinética para suelos contaminados con metales pesados, es decir la implantación de un sistema desmontable con una capacidad de remediación de 50 toneladas por cada lote de tratamiento.

Adicionalmente se contempla la recirculación de las soluciones en los pozos. Para el pozo anódico, donde se van concentrando los elementos se propone el tratamiento de estas con agente reguladores de pH, como cal para propiciar la precipitación de los metales pesados en forma de hidróxidos y óxidos metálicos.

Para el pozo catódico, se ha demostrado que la concentración de metales pesados es muy baja, razón por la cual las soluciones gastadas únicamente serán recirculadas a un tanque de almacenamiento donde se regulará el pH con la adición de ácido sulfúrico diluido, hasta llegar a un pH cercano al neutro. Se consideran pérdidas por evaporación y absorción en el suelo de alrededor de 1 litro en cada proceso. Se requiere, entonces la alimentación de 21 litros semanales de cada solución.

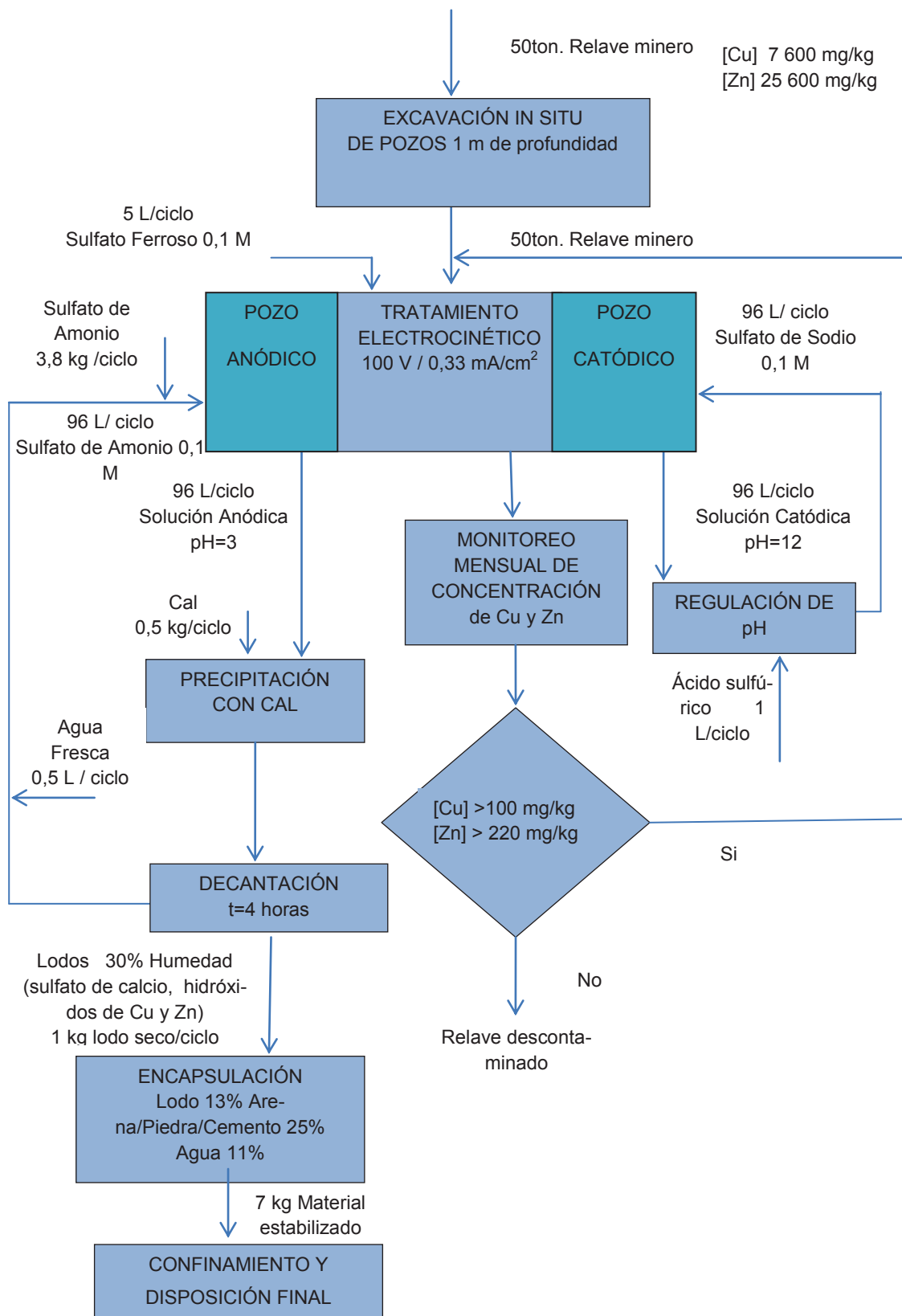


Figura 3.22. Balance de masa del sistema de remediación electrocinética para suelos contaminados con metales pesados definido para ciclos operativos de 6 horas por cada pozo

El diseño del sistema electrocinético llega solo hasta conseguir la descontaminación de la zona de interés. Sin embargo se propone el tratamiento de las soluciones enriquecidas con agentes reguladores de pH para conseguir su precipitación. Posteriormente se dejarán sedimentar en los mismos tanques de almacenamiento, mientras dura el ciclo de operación del tratamiento electrocinético.

Los lodos así obtenidos serán removidos para un último tratamiento de estabilización/ encapsulación. Este proceso contempla la incorporación de agentes aglomerantes, como el cemento. En la figura 3.22, se propone una composición típica para la encapsulación de este tipo de lodos.

3.6.3. DIMENSIONAMIENTO DEL SISTEMA DE REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICO

En la tabla 3.37 se presentan los parámetros de diseño del sistema de remediación electrocinético y en el Anexo III se pueden observar los cálculos realizados:

Tabla 3.37. 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) |

Obtenidos estos valores se puede llegar a dimensionar la distribución que tendrían los pozos en el terreno y adicionalmente los requerimientos energéticos gracias a la diferencia de potencia requerida. Es pertinente, considerar adicionalmente el requerimiento de equipos auxiliares, los cuales se muestran en la tabla 3.38:

Tabla 3.38. Equipos auxiliares en el tratamiento electrocinético

| EQUIPO | CANTIDAD | CAPACIDAD | DESCRIPCIÓN |
|-------------------|-----------------|------------------|------------------------------------------------------------------------------------|
| Tanque reservorio | 4 | 250 L | Tanques reservorios de PVC para el almacenamiento de soluciones frescas y gastadas |
| Bomba centrífuga | 4 | ½ HP | Bombeo de soluciones a los pozos y transporte de soluciones gastadas |

Dada la naturaleza de esta planta móvil y desmontable no se hace pertinente el diseño de ninguna clase de infraestructura. La proximidad a los centros mineros proporcionaría los requerimientos acceso a los servicios básicos, además de proveer los servicios de análisis de laboratorio.

3.6.4. DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE ELECTORREMEDIACIÓN

El sistema de electrorremediación consiste en un arreglo de electrodos, una fuente de poder, tanques de almacenamiento para los reactivos y un sistema de tuberías para la distribución de las soluciones a los electrodos.

El arreglo de electrodos consiste en una serie de ánodos y cátodos de grafito de $\frac{3}{4}$ de pulgada los cuales se encuentran en el interior de tubos perforados de PVC de 8 pulgadas de diámetro interno.

La distancia óptima entre ánodo y cátodo es de 5 metros. La distancia entre electrodos de la misma polaridad es de un tercio esta distancia. Así la distancia entre electrodos de la misma especie, es decir entre cátodos ó entre ánodos es de 1,75 metros.

El diámetro de los contenedores de los electrodos es de 8 pulgadas de diámetro y son tubos perforados de PVC. Para evitar un contacto directo de los tubos con el suelo se emplea un recubrimiento textil. Adicionalmente, como material de refuerzo del pozo se emplea una mezcla de caolinita y arena. Por tal motivo, el diámetro del pozo excavado en el suelo es de al menos 10 pulgadas de diámetro.

El material usado como ánodo y cátodo, es el grafito debido a su resistencia a procesos corrosivos que se crean por la aplicación de un campo eléctrico. La presentación de estos electrodos es en forma de varillas delgadas de $\frac{3}{4}$ de pulgada y 1 metro de longitud.

La energía aplicada al arreglo de electrodos se consigue por medio de una fuente de 1 Kw. La fuente de poder es capaz de liberar 100 V en cada arreglo. La aplicación de corriente varía con la resistividad del suelo en el área de tratamiento. La resistividad varía de acuerdo a la heterogeneidad del suelo, el volumen de suelo tratado, y con el tiempo en el que se logra transportar los iones en el suelo por las reacciones electrocinéticas.

Como parte del control del sistema se monitorea la temperatura en el suelo. Si se tiene un incremento de temperatura, este correspondería a energía extra que se está destinando a calentar el suelo, energía que debería promover las reacciones electrocinéticas. Un incremento en el gradiente de voltaje indicaría que la resistividad del suelo se ha incrementado y que una mayor densidad de corriente es requerida para mantener la movilidad de los iones.

Finalmente, se puede controlar el avance del frente ácido del suelo con medidas de pH en diferentes regiones del suelo durante el tratamiento. Por el monitoreo de pH de las muestras de suelo y de las soluciones humectantes se podría detectar cualquier descenso de pH en las regiones próximas al ánodo, el cual sería regulado con la adición de cal. Para valores de pH inferiores a 2, será pertinente la adición de cal o la recirculación de solución fresca

El sistema de almacenamiento y distribución de las soluciones humectantes consta de bombas que transportan las soluciones a los electrodos. Las soluciones en los electrodos tienen un tiempo de permanencia de 6 horas. Durante este tiempo las soluciones anódicas se irán enriqueciendo de cobre y zinc. La concentración de estos metales en las soluciones catódicas es muy baja.

Las soluciones enriquecidas son colectadas cada 6 horas y son enviadas a un tanque de almacenamiento donde serán tratadas con cal para promover la precipitación de sulfatos e hidróxidos de los metales pesados. Una vez que los pozos anódicos han sido vaciados, se alimenta solución fresca para continuar con el proceso de electroremediación.

Los lodos formados de la precipitación serán colectados. Para darles una disposición final se recurre a un tratamiento por encapsulación con cemento, arena y piedra. De esta forma se consigue su disposición segura en un relleno sanitario.

A continuación en la figura 3.23 se muestra un esquema simplificado de la disposición de los electrodos en sus respectivos pozos en campo para el tratamiento electrocinético:

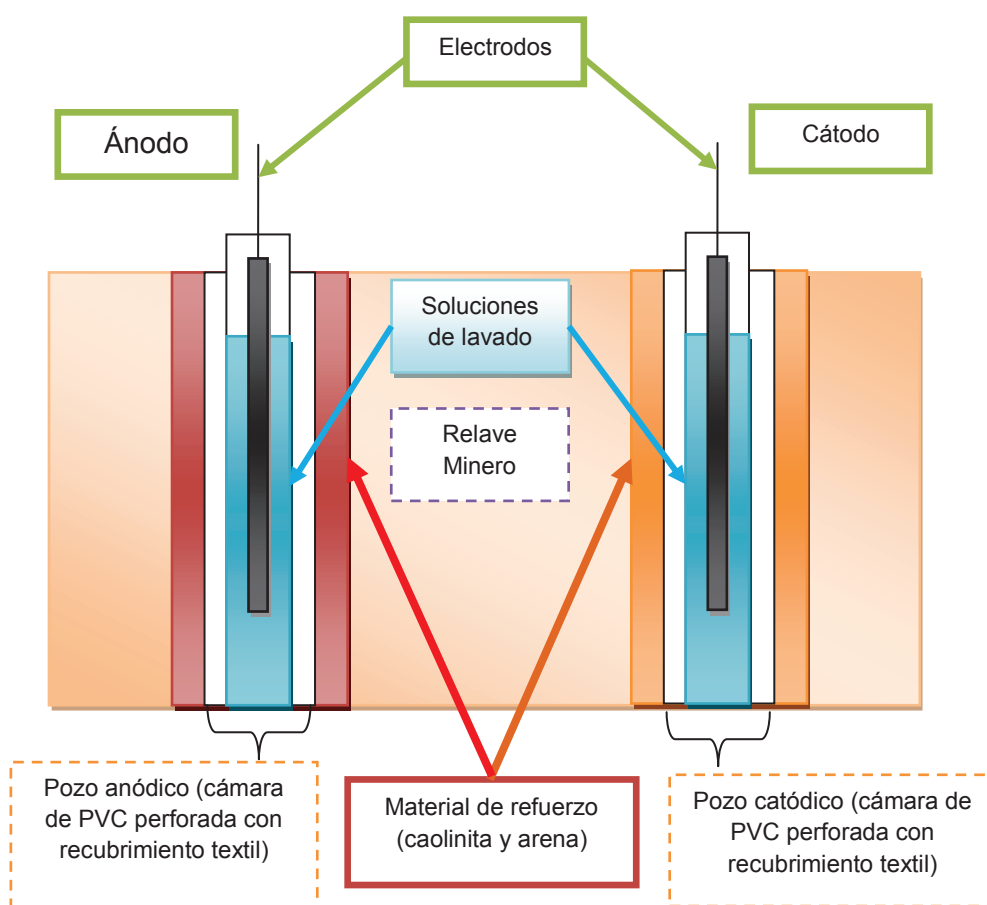


Figura 3.23. Instalación de los electrodos en campo, disposición de los pozos

Las soluciones catódicas gastadas van a presentar una concentración muy baja de metales pesados, sin embargo su pH es muy alto cercano a 13. Para lograr poder recircularlas, es necesario bajar reducir su carácter básico. Antes de volver al proceso, estas soluciones son tratadas con ácido sulfúrico diluido.

La instalación de los pozos en campo requiere una adecuación preliminar del terreno, es decir se debe proveer una estructura que le confiera cierta estabilidad a los pozos. Antes de la instalación de los pozos se requiere la adecuación del terreno, es decir se debe retirar restos de maleza y material grueso superficial, los cuales entorpecerían las labores de instalación de los pozos en la zona de afectación.

Los pozos de colección requieren la instalación adicional de estructuras de soporte que permitan su correcta inserción en el suelo. Por esta razón se necesita cubrir las paredes de los pozos con una mezcla de caolinita y arena. Sólo una vez que esta mezcla se haya vaciado en el interior del pozo se puede continuar con la incorporación de los tubos perforados de PVC.

Como un elemento de protección del tubo, se emplea un recubrimiento geotextil. Una vez que se ha colocado correctamente el tubo de PVC se puede introducir el electrodo de grafito junto con las soluciones portadoras de iones.

Como se observa en la figura 3.24 el pozo de colección consiste en un tubo de PVC perforado de 8 pulgadas, esta clase de tubos se usan generalmente en canalizaciones de tipo agrícola, por lo que son de fácil acceso. La barra de grafito, que sirve como electrodo, se introduce directamente en el pozo; una vez que ha sido correctamente instalada se puede introducir las soluciones portadoras de iones, según sea las características del pozo.

Estructuralmente los pozos anódicos y catódicos presentan la misma configuración. Solamente cuando empieza el proceso se tiene la generación de los dos frentes característicos. Sin embargo, esta versatilidad en los pozos puede ser aprovechada para la inversión de polaridad. Con la inversión de polaridad se po-

dría evitar la acumulación de especies secuestradas en las zonas aledañas al cátodo. Sin embargo, antes de realizar esta operación es aconsejable tomar muestras de relave minero a diferentes distancias de la celda para así determinar la necesidad de la inversión de polaridad en los pozos.

A continuación en la figura 3.24, se muestra un esquema simplificado de la disposición de un electrodo para el proceso de remediación electrocinética:

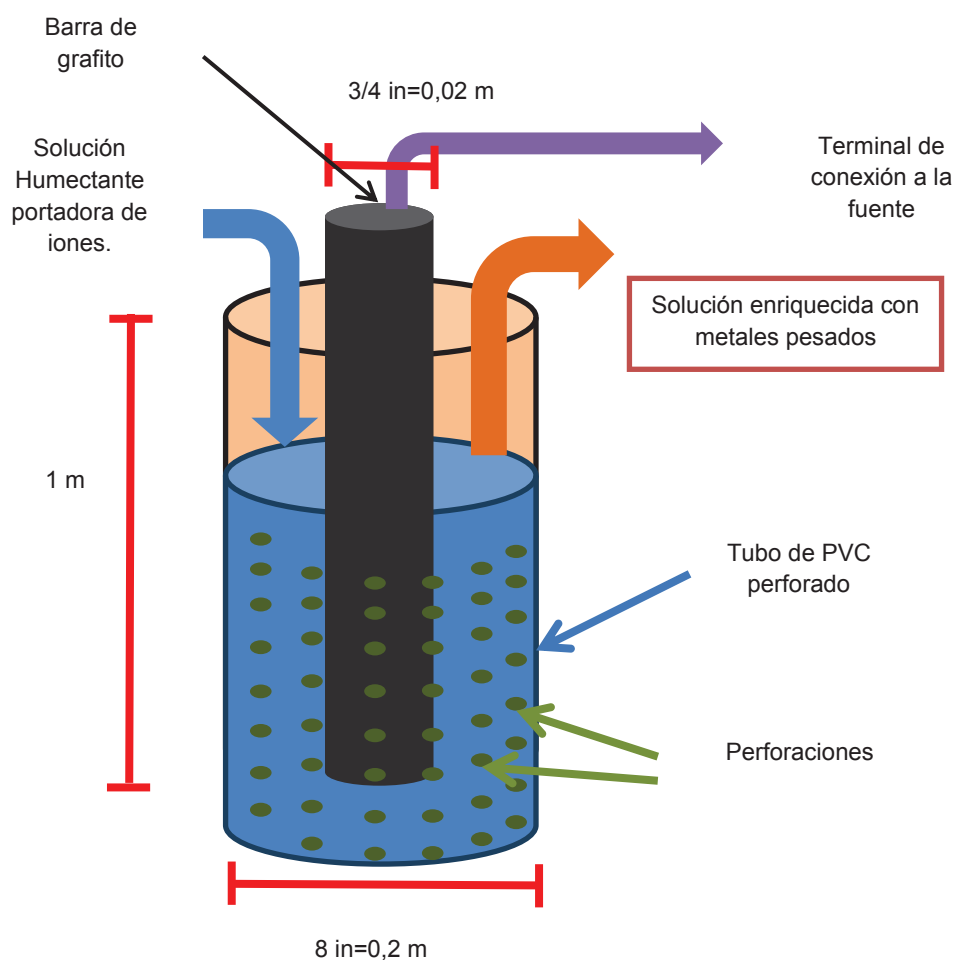
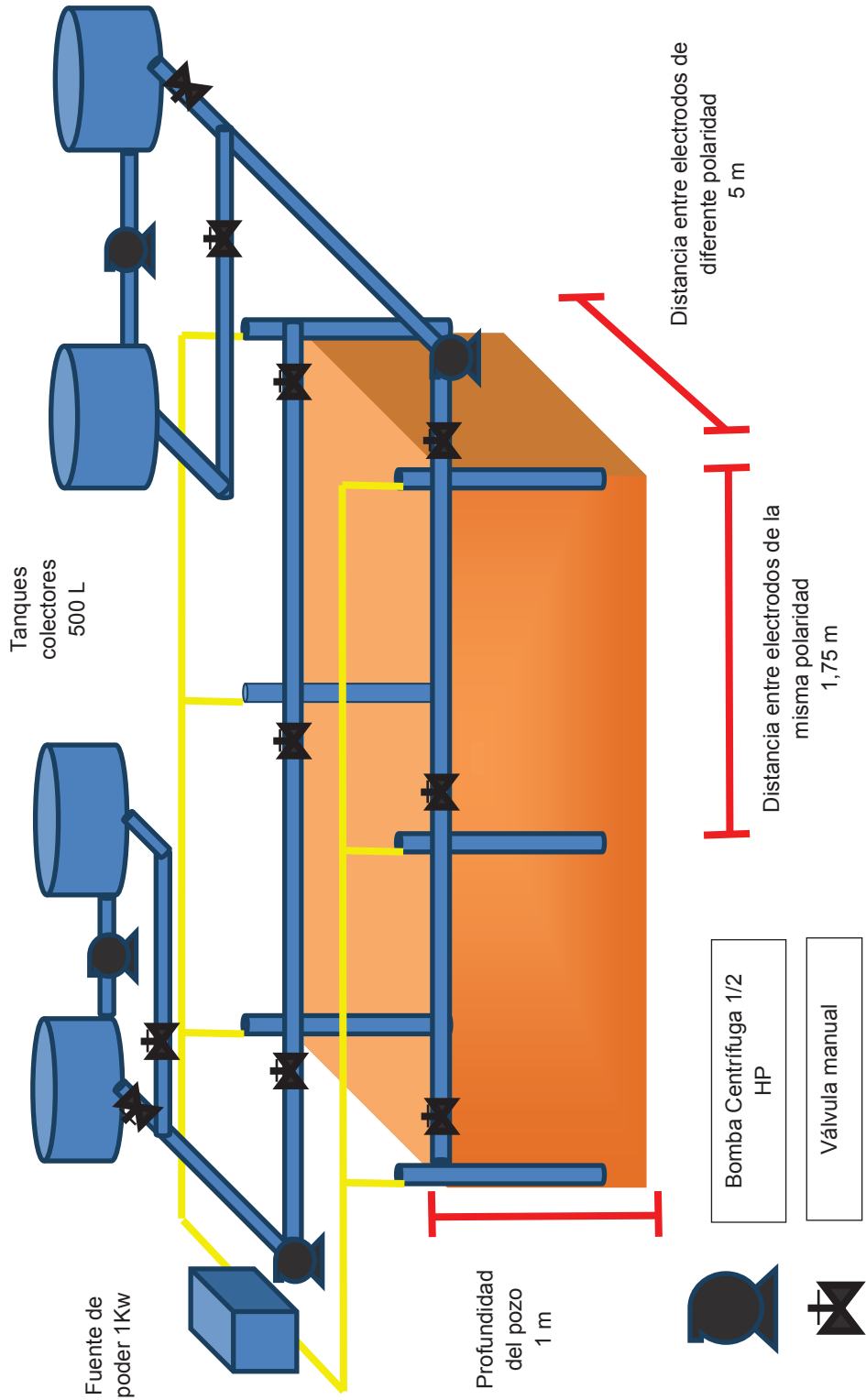


Figura 3.24. Esquema simplificado de un pozo de colección instalado en campo

Se ha llegado a la siguiente distribución en planta, la cual es muestra a continuación. El sistema ha sido diseñado para tratar 50 toneladas de relave minero, durante un período aproximado de 6 meses:



| | | |
|----------------------------------------------------------------------------|--|-----------|
| SISTEMA DE ELECTORREMEDIACIÓN PARA SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS | | ARAGÓN C. |
| VISTA EN PLANTA | | 1/1 |

3.7. EVALUACIÓN ECONÓMICA PRELIMINAR DEL SISTEMA DE REMEDIACIÓN ELECTROCINÉTICA

La evaluación económica preliminar se efectuó a partir de los aspectos tecnológicos descritos en la sección 3., los cuales vienen dados por el balance de masa, el balance de energía y las dimensiones de los equipos.

3.7.1. COSTOS DE MATERIA PRIMA Y SUMINISTROS REQUERIDOS

Entre los principales suministros se encuentran las sales de sulfato de amonio y sodio, que actúan como soluciones donadoras de iones en el proceso. El sulfato ferroso que se emplea en solución como un agente mejorador del proceso. El ácido sulfúrico y la cal que tiene una función reguladora de pH, los cuales se emplean en el tratamiento de las soluciones enriquecidas.

Finalmente, el cemento, la arena y la gravilla se emplean en la estabilización de los lodos producidos por la precipitación química.

En la tabla 3.39 se detallan los principales requerimientos:

Tabla 3.39. Requerimientos y costos de los reactivos empleados

| Concepto | Costo Unitario (\$/kg) | Consumo Anual (kg) | Costo Anual (\$) |
|-------------------------------------------------|------------------------|--------------------|------------------|
| (NH ₄) ₂ SO ₄ | 0,65 | 4 270,5 | 2 775,83 |
| Na ₂ SO ₄ | 0,65 | 4 489,5 | 2 918,18 |
| FeSO ₄ | 0,65 | 146 | 94,90 |
| H ₂ SO ₄ | 3,00 | 1 041 | 3 123,00 |
| Ca (OH) ₂ | 0,20 | 520 | 104,00 |
| Cemento | 0,14 | 2 000 | 280,00 |
| Arena | 0,02 | 2 000 | 31,17 |
| Piedra (>1 cm) | 0,02 | 2 000 | 31,17 |
| TOTAL | | | 9 358,24 |

De la tabla 3.39 se observa que los mayores costos corresponde a las sales donadoras de iones, las cuales son bombeadas a los pozos en cada ciclo de operación. Esto es lógico ya que se requiere una alimentación fresca de soluciones para propiciar el intercambio de iones.

A partir del balance de masa y energía se determinó la cantidad de agua y el consumo eléctrico del proceso. En la tabla 3.40 se puede apreciar el costo anual total. En el Anexo V se detalla el cálculo para determinar la cantidad de suministros requeridos.

Tabla 3.40. Requerimiento de suministros

| CONCEPTO | COSTO UNITARIO | CONSUMO ANUAL | COSTO ANUAL(\$) |
|-------------------|----------------------|------------------|-----------------|
| Agua | \$0,5/m ³ | 10m ³ | 5,00 |
| Energía eléctrica | \$0,12/ Kw-h | 7457 kw-h | 894,83 |
| TOTAL | | | 899,83 |

El suministro que representa el mayor costo es la energía eléctrica. El agua dada la política de recirculación y su bajo costo no es un rubro elevado dentro de esta categoría.

3.7.2. COSTOS DE EQUIPOS REQUERIDOS

El mayor rubro corresponde a la adquisición de la fuente de corriente de continua. La compra de los electrodos y los contendores son gastos pequeños en comparación con la adquisición de dicha fuente. Se pensó en la posibilidad de un transporte propio, pero debido a que el tratamiento dura en promedio 6 meses, es mejor contratar un servicio de transporte.

A continuación se muestran los equipos principales y sus costos asociados en la tabla 3.41:

Tabla 3.41. Costo del equipo principal

| Designación del equipo | Cantidad | Costo unitario (\$) | Costo Total (\$) | Amortización(\$) |
|-------------------------------|-----------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Contenedores 250 L | 4 | 200,00 | 800,00 | 160,00 |
| Fuente de poder | 2 | 3000,00 | 6 000,00 | 1 200,00 |
| Electrodos de grafito | 3,7 | 150,00 | 555,00 | 111,00 |
| TOTAL | | | 7 355,00 | 1 471,00 |

El equipo auxiliar que se muestra en la tabla 3.42 corresponde a la infraestructura asociada al proceso, es decir la construcción de los pozos y el bombeo de soluciones.

Tabla 3.42. Costo del equipo auxiliar

| Designación del equipo | Cantidad | Costo unitario (\$) | Costo Total (\$) | Amortización(\$) |
|-------------------------------|-----------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Bomba Centrifuga | 4 | 150,00 | 600,00 | 120,00 |
| Tubería PVC perforada | 10 | 33,33 | 333,33 | 66,66 |
| Válvulas | 14 | 5,00 | 70,00 | 14,00 |
| Tubería PVC | 70 | 10,00 | 700,00 | 140,00 |
| TOTAL | | | 1 703,3 | 340,66 |

3.7.3. MANO DE OBRA DIRECTA E INDIRECTA REQUERIDA

Debido a que el proceso no requiere un control continuo de operación, únicamente cada 8 horas se debe alimentar soluciones frescas y llevar al tratamiento por neutralización de las soluciones gastadas, para cubrir esta demanda se ha pensado en la contratación de 4 obreros. Adicionalmente se tiene un ingeniero que realizará el muestreo periódico en el suelo.

Los costos se muestran en la tabla 3.43.

Tabla 3.43. Nómina de fuerza laboral

| Posición | # Personas | Sueldo Mensual (\$) | Total por posición (\$) | Suelo Anual (\$) |
|--------------|------------|---------------------|-------------------------|------------------|
| Ingeniero | 1 | 1 500,00 | 1 500,00 | 18 000,00 |
| Técnico | 4 | 318,00 | 1 272,00 | 15 264,00 |
| TOTAL | | | | 33 264,00 |

3.7.4. COSTOS DE PRODUCCIÓN Y CAPITAL DE OPERACIÓN MENSUAL

Una vez determinados los costos de insumos, equipos y mano de obra, se encontraron los costos mensuales y anuales de producción y además se consideraron amortizaciones, depreciaciones y gastos de mantenimiento. Se muestra en la tabla 3.44.

Tabla 3.44. Costos anuales de producción y capital de operación mensual del sistema de remediación electrocinética para relaves mineros

| Descripción del rubro | Valor (\$) | Capital de operación mensual (\$) |
|-------------------------------------------------|------------------|-----------------------------------|
| Materiales directos | 9 358,24 | 779,85 |
| Mano de obra directa | 33 264,00 | 2 772,00 |
| DEPRECIACIONES | | |
| Maquinaria y equipo | 1 811,66 | 150,97 |
| Otros activos | 1 000,00 | 83,33 |
| MANTENIMIENTO | | |
| Maquinaria y equipo | 362,33 | 30,19 |
| Repuestos | 181,17 | 15,10 |
| Reparación | 181,17 | 15,10 |
| Suministros | 899,83 | 74,99 |
| SUBTOTAL DE COSTOS | 47 058,39 | 3 921,53 |
| Imprevistos | 1 000,00 | 83,33 |
| TOTAL | 48 058,39 | 4 004,86 |
| Costo del tratamiento (\$/m³) | | |
| | | 800,97 |

Se requiere de un capital de operación de \$4 004 mensuales para mantener el tratamiento electrocinético. En la tabla 3.44 se presenta los costos anuales de producción y capital de operación mensual del sistema de remediación electrocinética.

Podemos observar en la tabla anterior, que el mayor gasto se produce en la adquisición de insumos para el tratamiento, es decir de las soluciones portadoras de iones. Adicionalmente se obtiene un costo del tratamiento de \$ 800,97 por metro cúbico de suelo tratado.

3.7.5. INVERSIÓN TOTAL DEL PROYECTO

En la tabla 3.45 se muestra un estimado de la inversión total del proyecto de electrorremediación.

Tabla 3.45. Inversión total del proyecto de remediación electrocinética

| Denominación | Valor (\$) | % |
|-----------------------------|------------------|-------|
| INVERSIÓN FIJA | | |
| Terreno y construcciones | 500,00 | 3,32 |
| Maquinaria y Equipo | 9 058,30 | 60,14 |
| Equipo y muebles de oficina | 1 500,00 | 9,96 |
| Capital de operación | 4 004,86 | 26,59 |
| TOTAL INVERSIONES | 15 063,17 | |

Se necesitan \$15 063,17 para la puesta en marcha del proyecto, con lo que se compraría los insumos necesarios para la instalación de este sistema de remediación móvil.

Así también se presenta la contribución porcentual de cada denominación. Más del 80 % de la inversión es destinada para la compra de maquinaria y equipo (60 %) y para la operación (27 %).

3.7.6. ESTADO DE PÉRDIDAS Y GANANCIAS

El precio del tratamiento es de \$ 800,97/ m³. A partir de los ingresos por ventas anuales y costos anuales de producción, se determinaron las utilidades netas por operaciones. Estos valores se muestran en la tabla 3.46.

Tabla 3.46. Estado de pérdidas y ganancias del proyecto de electroremediación de suelos contaminados con metales pesados

| Designación | Valor (\$) |
|-------------------------------------|-------------------|
| Ventas | 63 000,00 |
| (-)Costo de producción | 48 058,39 |
| Utilidad bruta por ventas | 14 941,61 |
| (-)Gastos por ventas | 0,00 |
| Utilidad neta por ventas | 14 941,60 |
| (-)Gastos de administración | 1 000,00 |
| Utilidad Bruta en operaciones | 13 941,61 |
| (-)Impuesto a la renta | 6 273,72 |
| Utilidad Neta en operaciones | 7 667,88 |

Se observa que para un año de operación del sistema de remediación se obtiene una utilidad anual de \$7 667,88. Además se aprecia que el ingreso por concepto de ventas asciende a los \$63 000 anuales.

Se ha asignado un valor de \$1 050 por metro cúbico de suelo tratado.

3.7.7. ÍNDICES FINANCIEROS

A partir del flujo de caja que se encuentra en el Anexo IX, se determinaron la tasa interna de retorno (TIR), el valor actual neto (VAN) y la relación beneficio/costo (B/C) del proyecto de inversión:

Con estos índices financieros es posible analizar la factibilidad económica del negocio. A continuación, en la tabla 3.47 se muestran los valores obtenidos:

Tabla 3.47. Índices financieros de evaluación económica preliminar del proyecto de remediación electrocinética

| ÍNDICE FINANCIERO | SÍMBOLO | VALOR |
|----------------------------------------|---------|----------------|
| Tasa interna de retorno | TIR | 38 % |
| Valor actual neto | VAN | \$ 82 099,93 |
| Relación beneficio-costo | B/C | 1,20 |
| Tiempo de recuperación de la inversión | - | 4 años 5 meses |

En la tabla se aprecia que la tasa interna de retorno del proyecto es del 38 %. Para que un negocio sea factible, la TIR debe ser mayor a la tasa de descuento o tasa nominal de inversión más el riesgo país, es decir mayor al 16 %. Entre mayor sea la TIR mejor será el proyecto.

Además, se evidencia que el valor actual neto es de \$82 099,93 y la inversión total inicial del negocio es de \$15 063,16.

Finalmente la relación de beneficio-costos (B/C=1,20) indica que por cada dólar invertido se obtiene \$ 0,20 de ganancia, es decir se supera en un 20 % los gastos de inversión y operación. El tiempo de recuperación de la inversión es de 4 años 5 meses.

3.7.8. PUNTO DE EQUILIBRIO DEL PROYECTO

Para que la empresa empiece a generar utilidades se requiere remediar 182 toneladas de relave minero. El punto de equilibrio se muestra en la figura 3.25.

A partir de los 182 metros cúbicos de relave minero remediados se ha recuperado completamente la inversión. Para ilustrar de mejor manera esta cifra, en cada ciclo de operación se logra remediar 31 metros cúbicos. Sin embargo, el tiempo estimado para cada tratamiento puede extenderse o disminuirse de acuerdo a la problemática específica del relave minero a tratar.

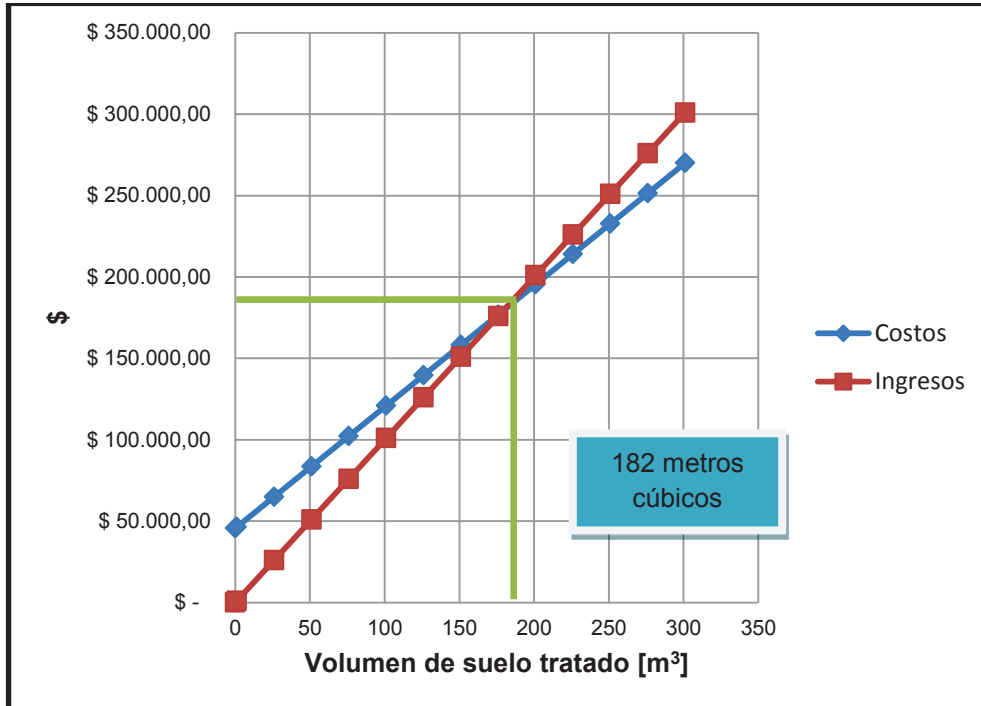


Figura 3.25. Punto de equilibrio del proyecto de un sistema de remediación electrocinética aplicado a relaves mineros

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. 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 2 000 cm³ 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 × 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. Para las cuatro especies estudiadas (cobre, cromo, plomo y zinc) se tiene que la modalidad “con pozos” reporta mayores migraciones de las especies y esto se ve reflejado en la disminución de la concentración de estos elementos reportados para las regiones intermedias de la celda de remediación, así para el cobre la concentración se reduce de 665 mg/L a 74 mg/L, el cromo baja de 1135 mg/L a 136 mg/L, el plomo va de 2,8 mg/L a 1,7 mg/L y el zinc baja de 705 mg/L a 355 mg/L.
4. En el caso del tratamiento “sin pozos” aplicado en matriz andesítica, si bien se tiene migración de las especies cobre, cromo, plomo y zinc, se presentan concentraciones más altas de los metales en las regiones intermedias de la

celda, es decir en las regiones donde se está aplicando el tratamiento. Para el cobre el tratamiento “con pozos” alcanza la mínima concentración de 74 mg/L, mientras con el tratamiento “sin pozos” la mínima concentración es de 124 mg/L. De manera similar para el cromo “con pozos” la mínima concentración es de 136 mg/L, mientras “sin pozos” la mínima concentración es de 420 mg/L. El plomo tiene una mínima concentración en el suelo de 1,7 mg/L al aplicar el tratamiento “con pozos” y una concentración de 2,5 mg/L al aplicar el tratamiento “sin pozos”. Para el zinc la concentración en el suelo al aplicar la variante “con pozos” es de 355 mg/L y de 629 mg/L al aplicar la variante “sin pozos”.

5. El relave minero sulfurado presenta concentraciones iniciales de 7 600 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.
6. Durante el tratamiento de remediación electrocinética para un relave minero, la dirección preferente de la migración de las especies es hacia el ánodo. Solamente el 2 % del zinc recolectado se dirige hacia el pozo catódico. De forma similar, únicamente el 1 % del cobre recolectado se dirige hacia el cátodo. En el caso del suelo agrícola, más del 90% de cobre, cromo, plomo y zinc se concentran en el ánodo luego del tratamiento.
7. A nivel de laboratorio, la velocidad de enriquecimiento del cobre en el pozo anódico alcanza los 0,3 mg de cobre/ L*h y la velocidad de enriquecimiento del zinc en el pozo anódico bordea los 0,25 mg de zinc/ L*h.
8. Una vez desarrollado el tratamiento electrocinético se genera un frente ácido en las cercanías al ánodo y un frente básico junto al cátodo. Se llegan a valores de pH de 12 en el pozo catódico y de 3 en el pozo anódico. El desarrollo

de regiones marcadas de pH favorece la formación de depósitos superficiales en el suelo y en los electrodos.

9. Los depósitos anódicos y catódicos están constituidos por sales y en su mayoría por compuestos de carbón, el cual proviene de la disolución de los electrodos, sin embargo la tasa de disolución de dichos electrodos es muy baja, esto es 0,39 % en el cátodo y 0,05 % en el ánodo.
10. Los ensayos de remediación electrocinética con el uso de tres diferentes agentes humectantes: sulfato ferroso, sulfato de sodio y ácido acético, permitió seleccionar el sulfato ferroso como el agente humectante que favorece el tratamiento de depuración del suelo.
11. Para tratar 50 toneladas de relave minero, el sistema propuesto constará básicamente de 3 arreglos de electrodos separados 5 metros 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 $\frac{3}{4}$ de pulgada y 1 metro de altura.
12. El ciclo de operación dura 6 horas, periódicamente se reemplaza las soluciones saturadas por soluciones frescas de sulfato de sodio (0,1 M) y de sulfato de amonio (0,1M), 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.
13. Para la implementación de un sistema de remediación electrocinético se llegó a determinar que la inversión inicial del proyecto asciende a \$ 15 063,17. Se obtuvo una utilidad anual de \$ 7 667,88 al remediar semestralmente 50 toneladas de relave minero. El costo del tratamiento asciende a \$1 050/m³. Los índices financieros obtenidos: VAN=\$82 099,93 y TIR=38% permitieron analizar la factibilidad del negocio y concluir que se podría implementarlo exitosamente en la regiones de pequeña y mediana minería en el sur del Ecuador

4.2. RECOMENDACIONES

1. Una vez que se ha verificado la eficiencia del tratamiento electrocinético para remediación de suelos contaminados con metales pesados, a escala laboratorio, una variante adicional del proceso podría ser la aplicación de la inversión periódica de la polaridad de la celda.
2. Se podrían realizar nuevos estudios de remediación electrocinética de suelos con la inclusión de ultrasonido que podría tener un efecto similar al de los agente mejoradores (humectantes). La inclusión de ultrasonido podría potenciar el efecto de los agentes mejoradores ya estudiados.
3. La migración electrocinética no es un fenómeno exclusivo de las especies inorgánicas como los metales pesados, por tanto se podrían realizar nuevos estudios con esta técnica para la remediación de suelos contaminados con sustancias orgánicas.

BIBLIOGRAFÍA

1. Alshawabkeh, N. Yeung, A. y Bricka M. (1999). Practical Aspects of In-situ electrokinetic extraction. *Journal of Environmental Engineering*. 125 (1). p. 27-31.
2. Acar, Y. y Alshawabkeh, A. (1993). Principles of electrokinetics remediation. *Environmental Science and Technology*, 27(13): p. 2638-2647
3. Adams, M. (1995) *Fundamentos de Química de Suelos*. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela: Anauco Ediciones. C.A.
4. Adriano, D. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*. (Segunda Edición). New York, Estados Unidos: Springer.
5. Alexander, M. (1994). *Biodegradation and Bioremediation*. San Diego, Estados Unidos: Academic Press.
6. Avogadro, A. y Ragaini, R. (1994) .*Technologies for Environmental Cleanup: Toxic and Hazardous Waste Management*. Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers.
7. Bautista, F. (1999). *Introducción al estudio de la contaminación de suelos por metales pesados*. Yucatán, México: Universidad Autónoma de Yucatán.
8. 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). p. 49-51
9. Besoain, E. (1985). *Mineralogía de arcillas de suelos*. San José, Costa Rica: Instituto interamericano de cooperación para la agricultura.

10. Bowen, H.J.M (1979). *Environmental Chemistry of the Elements*. Londres, Reino Unido: Academic Press.
11. Bowie, S. y Thornton (1985). *Environmental Geochemistry and Health: Report to the Royal Society's British National Committee for Problems of the Environment*. Dordrecht, Holanda y Boston, Estados Unidos: Reidel. Pub. Co. y Hingham.
12. Clemente, R.; Walker, D. y Bernal, M. (2005) Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (España): the effect of soil amendments. *Environmental Pollution*, 138: p. 46-58.
13. Cox, C. Shoesmith, M. y Ghosh, M. (1996). Electrokinetic remediation of mercury-contaminated soils using iodine/iodide lixiviant. *Environmental Science and Technology*. 30(6), 1933-1938.
14. Cruz, M. (2007). *La contaminación de suelos y aguas: su prevención con nuevas sustancias naturales*. Sevilla, España: Universidad de Sevilla.
15. Davis, A. y Singh, I. (1995) Washing of Zn (II) from contaminated soil column. *Journal of Environmental Engineering (ASCE)*, 121(2): 174-185.
16. De la Torre, E. y Díaz, X. (2000). *Manual de Auditoría Ambiental para las actividades de beneficio de minerales auríferos*. Quito, Ecuador: Corporación Oikos.
17. Dean, J. (1992). *Lange's Handbook of Chemistry*, (14th edition). New York, Estados Unidos: McGraw-Hill
18. Elliot, H. y Brown, G. (1989). Comparative evaluation of NTA and EDTA for extractive decontamination of Pb-polluted soils. *Soil, Air, and Soil Pollution*, 45, 361-369.

19. Fassbender, W. (1975). *Química de suelos. Énfasis en suelos de Latinoamérica*. Primera edición. Turrialba, Costa Rica: Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la OEA.
20. FRTR, Federal Remediation Technologies Roundtable. (1999). In situ solidification/stabilization. Recuperado de: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/410.html>. (Julio, 2013)
21. Gadd, G. (2004). Microbial influence on metal mobility and application for bioremediation. *Geoderma*. 122: 19-119
22. Galán, E. (2000). The role of clay minerals in removing and immobilising heavy metals from contaminated soils. *Proceedings of the first Latin American Clay Conference*, 1, 351-361.
23. Galán, E. y Romero A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Revista de la sociedad española de mineralogía*, 10, 48-60.
24. Gray, D. y Mitchell, J. (1967). Fundamental aspects of electroosmosis in soils. *Journal Soil Mechanics and Foundations Division*, ASCE, 93(6), 209-236.
25. Griffiths, R. (1995) Soil-washing technology and practice. *Journal of Hazardous Materials*, 40: 175-189.
26. Hamed, J., Acar, Y. y Gale, R. (1991). Pb(II) Removal from Kaolinited using Electrokinetic. *Journal Geotechnical Engineering ASCE*, 112(2), 241-271.
27. Ho, S. Athmer, V. Sheridan, P. y Shapiro A. (1997). Scale-up aspects of the Lasagna process for in situ soil decontamination, *Journal Harzardous Materials*, 55, 39-60.

28. Jin, M. y Sharma, M. (1991). A model for electrochemical and electrokinetic coupling in inhomogeneous porous media. *Journal Colloid and Interface Science*, 142(1), 61-71.
29. Kabata-Pendias, A. (1995). Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. En Salomons, W. ; Förstner, U. y Mader, P. *Heavy Metals*(3-18)., Berlín, Alemania: Springer-Verlag eds.
30. Khan, F.; Husain, T. y Hejazi, R. (2004). An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of Environmental Management*, 71, 95-122.
31. Kuo, C. y Papadopoulos, K. (1996). Electrokinetic movement of settled spherical particles in fine capillaries. *Environmental Science and Technology*, 30(4), 1176-1179.
32. López-Arias, M. y Grau-Corbi, J.M. (2005). Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de suelos agrícolas y de pastos de la España peninsular I. Madrid, España: INIA y Ministerio del medio ambiente.
33. Martínez, A. (2001). *Electrorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos*. Proyecto terminal para obtener el título de Licenciatura Química. Universidad Metropolitana. México D.F. México.
34. Mattson, E. y Lindgren, E. (1994) 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. Recuperado de <http://info.ngwa.org/gwol/pdf/940160234.PDF> (Octubre 2013)
35. Mitchell, J. (1993). *Fundamentals of Soil Behavior*. New York, Estados Unidos: Wiley

36. Molina, G.; Palestina, V. y Piedras, J.; (2004). *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.
37. Moutsatsou, A.; Gregou, M., Matsas, D., y Protonotarios, V. (2006), Washing as a remediation technology applicable in soil heavily polluted by mining-metallurgical activities. *Chemosphere*.63 (10), 1632-1640.
38. Mulligan, C.; Yong, R. y Gibbs, B.; (2001) Remediation technologies for metal-contaminated soils: a review. *Engineering Geology*, 60, 193-207
39. Naidu R. y Bolan M. (2008). Contaminant Chemistry in soils : Key concepts and Bioavailability. En Naidu, R. (1^{era} Ed.). *Chemical Bioavailability in Terrestrial Environments* (p. 9-37). Amsterdam, Países Bajos: Elsevier.
40. Navarro, S. y Navarro G. (2003). *Química agrícola: el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida*. Madrid, España: Mundi-Prensa
41. Newman, M.C y Jagoe, C.H. (1994). Inorganic toxicants-ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. En Hameling, J., Landrum, P., Bergman H. y Benson W. *Bioavailability-Physical, Chemical, and Biological Interactions*(39-61). Boca Raton, Estado Unidos: SETAC Spec. Pub.Series eds.
42. Ortiz, B.; Sanz, J.; Dorado M. y Villar S. (2007). *Técnicas de recuperación de suelos contaminados. Informe de vigilancia técnico*. Madrid, España: Universidad de Alcalá del Círculo de Innovación en tecnologías Medioambientales y Energía (CITME).
43. Ottosen, L. Hansen, H. y Hansen, C. (2000). Water splitting at ion Exchange membranes and potential differences in soil during electrolytic remediation. *Journal of Applied Electrochemistry*. 30, 1199-1207.

44. Pazos, M.; Sanromán, M. y Cameselle, C. (2006). Improvement in electrokinetic remediation of heavy metal spiked kaolin with the polarity Exchange technique. *Chemosphere*, 62(5), 817-822.
45. Page, M. y Page, C. (2002). Electroremediation of contained soils. *Journal of Environment Engineering*. 128, 208-219.
46. Peters, R. (1999). Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 66, 151-210
47. Probstein, R. y Hicks, E. (1993). Removal of Contaminants from Soils by Electric Field. *Science*. 260(23), 498-503.
48. Puppala, S., Alshawabkeh, A., Acar, Y., Gale, R. y Bricka, R. (1997). Enhanced electrokinetic remediation of high sorption capacity soils. *Journal Hazardous Material*. 55(1-3). 203-220.
49. Renaud, P. y Probstein, R. (1987). Electroosmotic control of hazardous ...wastes. *Physico Chemical Hydrodynamics*, 9(1/2), 345-360.
50. Rodríguez, R. y Acero, P. (2006) Impacto y Riesgo Ambiental de las actividades minero metalúrgicas. *Los residuos minero metalúrgicos en el medio ambiente. Publicaciones del instituto minero y geológico de España*.(11), 377-393.
51. Ruda, E. Mongello, A. y Acosta A. (2004) *Contaminación y salud del suelo*. Santa Fe, Argentina: Universidad Nacional del Litoral UNL.
52. Rulkens, W.H., Grotenhuis, J.T.C y Tichy, R. (1995). Methods for cleaning contaminated soils and sediments. En Salomons, W. ; Förstner U y Mader, P. *Heavy Metals*. (165-191). Berlín, Alemania: Springer-Verlag

53. Sabroso, M. y Pastor, A. (2004). *Guía sobre suelos contaminados*. Zaragoza, España: CEPYME Aragón. Confederación de la Pequeña y Mediana Empresa Aragonesa.
54. Schultz, D. (1997). Electroosmosis technology for soil remediation. Laboratory results, field trial, and economic modeling. *Journal Harzous Material* 55(1-3), 81-92.
55. Seaman J., Arey, J y Bertsch, P. (2001) Immobilization of nickel and other metals in contaminated sediments by hydroxyapatite addition. *Journal of Enviromental Quality*, 30: 460-469.
56. Segal, B. y Bruell, C. (1992). Electroosmotic Contaminant Removal Processes. *Journal of Environmental Engineering*, 118(1), 84-100.
57. Smith, L., Means, J., Chen, A. ,Alleman, B., Chapma, C., Tixier , J., Brauning, S., Gavaskar, y Royer, M. (1995) *Remedial Option for Metals-Contaminated Sites.*, Boca Ratón, Estados Unidos: Lewis Publishers.
58. Shapiro, A., Renaud, P. y Probststein, R. (1989). Preliminary Studies on the removal of Chemical species from saturated porous media by electroósmosis. *Environmental Science Technology*, 27(2). 283-291.
59. Suthersan, S. (1997). *Remediation Engineering: Design Concepts*. Boca Raton, Estados Unidos: Lewis Publishers.
60. Thomas, R.W., y Koerner, R.M. (1996). Advances in HDPE barrier walls. Geotextiles and Geomembranes. *9th GRI Conference on Geosynthetics in Infrastructure Enhancement and Remediation*, 14 , 393-408.
61. United States Environmental Protection Agency. (1992). *Method 1311, Toxicity characteristic leaching procedure*. <http://www.epa.gov/wastes/hazard/test methods/sw846/pdfs /1311.pdf>, (Diciembre, 2012)

62. USEPA.(1990) Solvent Extraction Treatment. Engineering Bulletin. EPA, OERR and ORD, Washington, DC, EPA/540/2-90/013. Recuperado <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/2000QRGX.PDF?ZyActionP=PDF&Client=EPA&Index=1986%20Thru%201990&File=D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C86THRU90%5CTXT%5C00000012%5C2000QRGX.txt&Query=&SearchMethod= 1&FuzzyDegree=0&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&QField=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&Docs=> (Agosto, 2013)
63. Van Benschoten, J., Matsumoto, R. y Young, W. (1997). Evaluation y analysis of soil washing for seven lead-contaminated soils. *Journal of Environment Engineering (ASCE)*, 123(3), 217-224.
64. Velasco, J.; De la Rosa, A. y Solórzano G. (2004). *Evaluación de tecnologías de remediación para suelos contaminados con metales*. México D.F. México: Dirección General del Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental.
65. Volke, T.; Velasco, J. (2002) *Tecnologías de remediación para suelos contaminados.*; México D.F., México: Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT)
66. Volke, T.: Velasco J. y de la Rosa D. (2005). *Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación*. México D.F. México: Instituto Nacional de Ecología
67. Wong, J., Hicks, R. y Probst, R. (1997). EDTA-enhanced electroremediation of metal contaminated soil. *Journal Hazardous Materials*, 55(1-3), 61-80
68. Yeung, A. (1994). Effects of Electrokinetic Coupling on the Measurement of Hydraulic Conductivity. *Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in soils*. ASTM, ASTM STP 1142, p. 569-585.

69. Yeung, A., Hsu, C. y Menon, R. (1996). EDTA-enhanced electrokinetic extraction of lead. *Journal Geotechnical Engineering*. ASCE, 122(8). p. 666-673.

70. Yarto, M. (2005) Los efectos de la contaminación: el caso de las sustancias tóxicas persistentes. En Sánchez, O., Peters, E., Márquez-Huitzil, Vega, E., Portales, G., Valdez, M. y Azuara, D. (Ed). Temas sobre restauración ecológica (p. 231-244). México: Instituto Nacional de Ecología.

71. Zhou, L. y Wong, J. (2001). Effect of dissolved organic matter from sludge and sludge compost on soil copper sorption. *Journal of Environmental Quality*, 30: 878-883.

ANEXOS

ANEXO I

NORMATIVA VIGENTE RELACIONADA

A continuación se presenta en la tabla A.I. los límites máximos permisibles por el cuerpo receptor según la normativa vigente en el Distrito Metropolitano de Quito desde el 2008:

Tabla A.I. Límites máximos permisibles por cuerpo receptor según la norma del DMQ

| Parámetro | Expresado como | Límite máximo permisible (mg/L) |
|------------------------|------------------|---------------------------------|
| Aluminio | Al | 5,0 |
| Arsénico total | As | 0,1 |
| Bario | Ba | 2,0 |
| Cadmio | Cd | 0,02 |
| Cobre | Cu | 1,0 |
| Cobalto | Co | 0,5 |
| Cromo hexavalente | Cr ⁺⁶ | 0,5 |
| Hierro total | Fe | 10,0 |
| Mercurio total | Hg | 0,005 |
| Níquel | Ni | 2,0 |
| Plomo | Pb | 0,2 |
| Plata | Ag | 0,1 |
| Potencial de hidrógeno | pH | 9 |
| Selenio | Se | 0,1 |
| Vanadio | V | 5,0 |
| Zinc | Zn | 2,0 |

* (Dirección Metropolitana Ambiental, 2008, págs. 45-48)

ANEXO II

CRITERIOS DE DISEÑO ADICIONALES PARA EL DISEÑO DEL SISTEMA DE REMOCIÓN ELECTROKINÉTICO

A.II.1. TIEMPO REQUERIDO DEL TRATAMIENTO EN FUNCIÓN DE LA INTENSIDAD DE CAMPO ELÉCTRICO COMO FUNCIÓN DEL ESPACIO ENTRE LOS ELECTRODOS

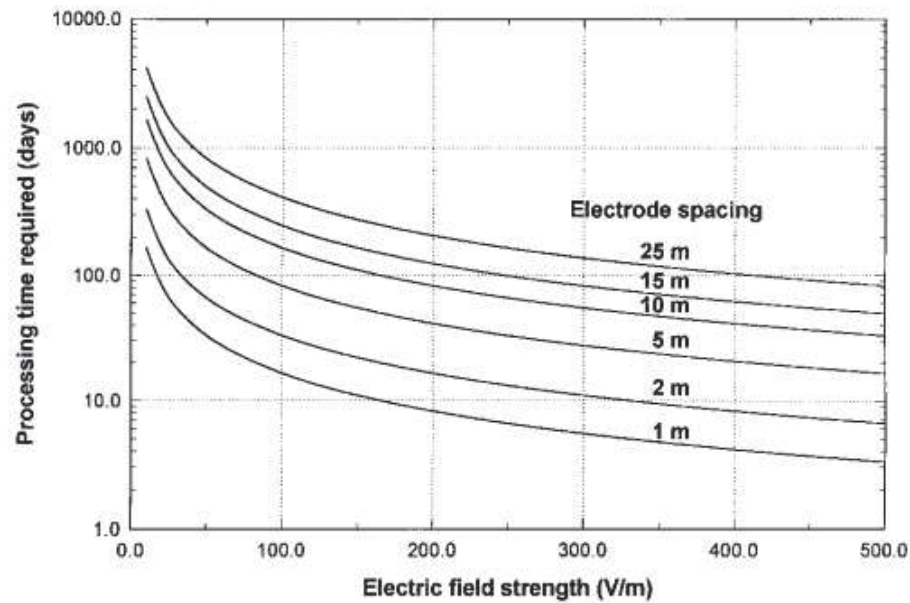


Figura A.II.1. Tiempo requerido del tratamiento en función de la intensidad de campo eléctrico como función del espacio entre los electrodos
(Alshawabkeh et al, 1999, p. 31)

Estas relaciones son generadas usando los siguientes parámetros típicos

Movilidad iónica de las especies u de $5 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{V-s}$

Coefficiente de conductividad electrosmótica en el suelo k_e $1 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{V-s}$

Porosidad del suelo 0,4

Factor de tortuosidad 0,3

A.II.2. RELACIÓN ENTRE EL GASTO ENERGÉTICO Y EL TÉRMINO β COMO FUNCIÓN DEL ESPACIAMIENTO ENTRE LOS ELECTRODOS

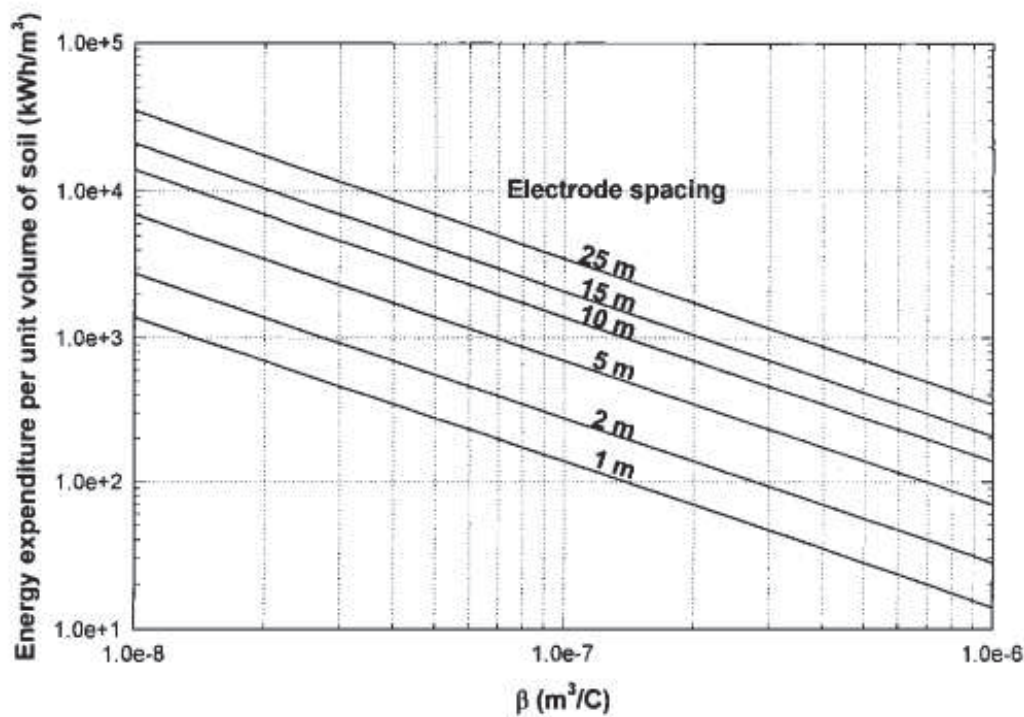


Figura A.II.2. Relación entre el gasto energético y el término β como función del espaciamiento entre los electrodos (Alshawabkeh et al, 1999, p. 32)

A.II.3. COSTOS ADICIONALES CONTEMPLADOS EN EL DISEÑO DE UN SISTEMA DE REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA

Costo de agente mejoradores Si es necesario la adición de agentes mejoradores, el costo de estos reactivos deben ser incluidos

Costo de Post tratamiento Si el efluente del proceso requiere un tratamiento posterior o una pequeña porción del suelo tratado necesita ser removido debido a la acumulación de contaminantes.

Costo de mantenimiento Los costos fijos incluyen la movilización de los diferentes equipos, la preparación en el sitio, el proceso de monitoreo, seguros, mano de obra, contingencia, y gastos varios.

ANEXO III

DEDUCCIÓN DE LA FÓRMULA DE DISTANCIA ÓPTIMA ENTRE LOS ELECTRODOS

Se presenta las ecuaciones relacionadas con el costo del tratamiento:

El costo de la instalación de los electrodos, la excavación de los pozos, puede quedar expresada de acuerdo con la ecuación:

$$C_{electrodo} = C1 * \frac{F}{L^2} \quad [A.III.1]$$

El costo asociado al gasto energético queda definido por:

$$C_{energía} = \frac{C2 * \emptyset}{3\ 600\ 000 * \beta} \quad [A.III.2]$$

Estos dos costos son los más representativos para un tratamiento electrocinético, el resto de costos asociados (ver Anexo II), son poco relevantes para el diseño propuesto. Entonces el costo total se puede definir por:

$$C_{total} = C_{electrodo} + C_{energía} \quad [A.III.3]$$

Reemplazando en A.III.3, los costos de electrodos A.III.1 y los costos de energía eléctrica A.III.2 se tiene:

$$C_{total} = C1 * \frac{F}{L^2} + \frac{C2 * \emptyset}{3\ 600\ 000 * \beta} \quad [A.III.4]$$

Para encontrar el mínimo costo se deriva respecto a la distancia entre los electrodos, donde se obtiene:

$$\frac{dC_{total}}{dL} = 0 = -2C1 F L^{-3} + \frac{C2 * \emptyset}{3\ 600\ 000 * \beta}$$

$$2C1 F L^{-3} = \frac{C2 * \emptyset}{3\ 600\ 000 * \beta}$$

$$L^{-3} = \frac{C2 * \emptyset}{3\ 600\ 000 * \beta * 2\ C1\ F}$$

$$L = \left(\frac{3\ 600\ 000 * \beta * 2\ C1\ F}{C2 * \emptyset} \right)^{1/3}$$

Entonces el espacio óptimo queda definido por:

$$L = \left(\frac{3\ 600\ 000 * \beta * 2\ C1\ F}{C2 * \emptyset} \right)^{1/3} \quad [\text{A.III.5}]$$

El tiempo de tratamiento queda definido por:

$$t = \frac{R_d * L}{(n\ u\ \tau + k_e) \nabla(-\emptyset)} \quad [\text{A.III.6}]$$

Donde, se ha definido un parámetro β , que relaciona los parámetros característicos del suelo:

$$\beta = \frac{(n\ u\ \tau + k_e)}{R_d\ \sigma} \rightarrow \beta * \sigma = \frac{(n\ u\ \tau + k_e)}{R_d} \quad [\text{A.III.7}]$$

Si se reemplaza A.III.7 en A.III.6, se tiene:

$$t = \frac{L}{\beta * \sigma * \nabla(-\emptyset)} \quad [\text{A.III.8}]$$

Despejando la diferencia de potencial de A.III.8, se tiene:

$$\nabla(-\emptyset) = \frac{L}{\beta * \sigma * t} \quad [\text{A.III.9}]$$

Reemplazando A.III.9 en A.III.5, se tiene:

$$L = \left(\frac{3\,600\,000 * \beta * 2\,C_1\,F}{C_2 * \emptyset} \right)^{1/3} = \left(\frac{3\,600\,000 * \beta * 2\,C_1\,F}{C_2 * \frac{L}{\beta * \sigma * t}} \right)^{1/3}$$

$$L = \left(\frac{3\,600\,000 * \beta * 2\,C_1\,F * \beta * \sigma * t}{C_2 * L} \right)^{1/3}$$

$$L^{4/3} = \left(\frac{3\,600\,000 * \beta * 2\,C_1\,F * \beta * \sigma * t}{C_2} \right)^{1/3}$$

$$L_{\text{óptimo}} = \sqrt[4]{\frac{7\,200\,000 * \beta^2 * \sigma * C_1 * F * t}{C_2}}$$

Donde la longitud óptima entre los electrodos queda definida por:

$$L_{\text{óptimo}} = \sqrt[4]{\frac{7\,200\,000 * \beta^2 * \sigma * C_1 * F * t}{C_2}}$$

[A.III.10]

ANEXO IV

CRITERIOS DE DISEÑO Y DISEÑO DE EQUIPOS AUXILIARES

A.IV.1. Estimación de capacidad de bombas

Para estimar las potencias de las bombas, se parte de la ecuación de Bernoulli

$$\Delta z + \frac{\Delta V^2}{2g} + \frac{\Delta P}{\gamma} - H_B + h_{f\text{total}} = 0 \quad [\text{A.IV.1}]$$

Donde:

| | |
|---------------------|----------------------------------|
| Δz | Diferencia de alturas |
| g | Aceleración debida a la gravedad |
| V | Velocidad del fluido |
| ΔP | Caída de presión |
| H_B | Altura de bomba |
| $h_{f\text{total}}$ | Pérdidas totales por fricción |

Como los recipientes están abiertos a la atmósfera, el término de presión se anula y se obtiene la siguiente ecuación:

$$H_B = z_2 - z_1 + h_{f\text{total}} \quad [\text{A.IV.2}]$$

La presión hidráulica requerida queda definida por:

$$P_{\text{hidráulica}} = Q \times \gamma \times H_B \quad [\text{A.IV.3}]$$

Tomando en cuenta un término de eficiencia, se llega a determinar la potencia de la bomba, donde n es el rendimiento característico de la bomba:

$$P_{\text{motor}} = \frac{Q \times \gamma \times H_B}{n} \quad [\text{A.IV.4}]$$

A.IV.2. Ejemplo de cálculo para la bomba

A partir de la configuración propuesta se ha determinado una altura de bomba de:

$$H_{bomba} = 5 \text{ m}$$

Cálculo del caudal:

El caudal requerido de alimentación en los cátodos ó en los ánodos, en una tubería de 1 pulgada de diámetro:

$$v_{max} = 2 \text{ m/s}$$

$$Q = v_{max} * A_{Transversal}$$

$$Q = 2 \frac{\text{m}}{\text{s}} * \pi * \frac{(0,0254 \text{ m})^2}{4}$$

$$Q = 1,01 \left[\frac{\text{L}}{\text{s}} \right]$$

Cálculo de la potencia hidráulica:

Se considera un factor de sobredimensionamiento de la altura de bomba igual al 50% para cubrir las pérdidas por fricción y accesorios que se da en la tubería.

$$P_{hidráulica} = Q \times \gamma \times H_B$$

$$P_{hidráulica} = 0,00101 \left[\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right] * 9.8 \left[\frac{\text{m}}{\text{s}^2} \right] * 999.2 \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right] * 7,5 \text{ [m]}$$

$$P_{hidráulica} = 74,42 \text{ [W]}$$

Cálculo de la potencia desarrollada por el motor:

Se considera una eficiencia del motor del 70%

$$P_{motor} = \frac{P_{hidráulica}}{n} = \frac{74,42 \text{ W}}{0,7} = 106 \text{ W}$$

$$P_{motor} = 0,14 \text{ hp}$$

$$\boxed{P_{motor} \approx 0,5 \text{ hp}}$$

Entonces se seleccionará una bomba con una potencia de ½ hp.

A.IV.3. Volumen de solución en los pozos

$$V_{sol} = h_{pozo} * \pi * \frac{D_{pozo}^2 - D_{Electrodo}^2}{4}$$

$$V_{sol} = 1 \text{ m} * \pi * \frac{(0,2032^2 - 0,01905^2)}{4} \text{ m}^2$$

$$V_{sol} \approx 32 \text{ L}$$

A.IV.4. Dimensionamiento del tanque del tanque reservorio para las soluciones donadoras de iones:

$$V_{total \text{ requerido por ciclo}} = V_{pozo} * \#pozos \text{ de la misma polaridad}$$

$$V_{total \text{ requerido por ciclo}} = 32 \text{ L} * 3 \text{ cátodos /ánodos}$$

$$V_{total \text{ requerido por ciclo}} = 96 \text{ L}$$

De acuerdo al ciclo de operación establecido, los tanques de almacenamiento de soluciones deberán presentar al menos el doble de su capacidad por ciclo para mantener la operatividad del proceso.

Se considera un 25% de sobredimensionamiento, entonces:

$$V_{tanque} = 2 * 96 + 0,25 * (2 * 96)$$

$$\boxed{V_{tanque} = 240 \text{ L} \approx 250 \text{ L}}$$

Entonces se tiene que los tanques de almacenamiento de las soluciones portadoras de iones deben tener una capacidad de 250 L.

ANEXO V

VELOCIDAD DE ENRIQUECIMIENTO EN LOS POZOS

Después de monitorear periódicamente la concentración de las especies en cada uno de los pozos, se ha llegado a determinar la velocidad de enriquecimiento en cada uno de ellos para las especies en estudio (cobre y zinc).

Tabla A.V.1. Monitoreo de concentración para el cobre en el ánodo y su respectiva velocidad de enriquecimiento

| Medida | Tiempo (h) | Cu (mg/L) | V (mL) | Cu (mg) | Vel. Cu (mg Cu/L*h) |
|-----------------|------------|-----------|--------|---------|---------------------|
| 1 | 1 | 0,74 | 30 | 0,02 | - |
| 2 | 2 | 0,9 | 20 | 0,02 | 0,88 |
| 3 | 4 | 1,49 | 91 | 0,13 | 0,74 |
| 4 | 7 | 0,7 | 20 | 0,01 | 0,23 |
| 5 | 8 | 0,49 | 92 | 0,05 | 0,48 |
| 6 | 23 | 8,05 | 79 | 0,64 | 0,54 |
| 7 | 28 | 3,8 | 100 | 0,38 | 0,76 |
| 8 | 32 | 3,02 | 92 | 0,28 | 0,75 |
| 9 | 47 | 8,9 | 79 | 0,70 | 0,59 |
| 10 | 56 | 3,81 | 100 | 0,38 | 0,42 |
| 11 | 71 | 4,81 | 78 | 0,37 | 0,32 |
| 12 | 81 | 3,07 | 100 | 0,31 | 0,31 |
| 13 | 95 | 4,02 | 84 | 0,34 | 0,29 |
| 14 | 100 | 1,54 | 114 | 0,17 | 0,31 |
| 15 | 104 | 0,95 | 110 | 0,10 | 0,24 |
| Total/ Promedio | | | | 3,91 | 0,49 |

Tabla A.V.2. Monitoreo de concentración para el cobre en el cátodo y su respectiva velocidad de enriquecimiento

| Medida | Tiempo (h) | Cu (mg/L) | V (mL) | Cu (mg) | Vel. Cu (mg Cu/L*h) |
|-----------------|------------|-----------|--------|---------|---------------------|
| 1 | 1 | 0,11 | 1 | 0,00011 | - |
| 2 | 2 | 0,04 | 2 | 0,00008 | - |
| 3 | 4 | 0,04 | 3 | 0,00012 | 0,0040 |
| 4 | 7 | 0,02 | 4 | 0,00008 | 0,0067 |
| 5 | 8 | 0,03 | 5 | 0,00015 | 0,0140 |
| 6 | 23 | 0,03 | 6 | 0,00018 | 0,0020 |
| 7 | 28 | 0,02 | 7 | 0,00014 | 0,0040 |
| 8 | 32 | 0,03 | 8 | 0,00024 | 0,0075 |
| 9 | 47 | 0,11 | 9 | 0,00099 | 0,0073 |
| 10 | 56 | 0,03 | 10 | 0,00030 | 0,0033 |
| 11 | 71 | 0,03 | 11 | 0,00033 | 0,0020 |
| 12 | 81 | 0,02 | 12 | 0,00024 | 0,0020 |
| 13 | 95 | 0,02 | 13 | 0,00026 | 0,0014 |
| 14 | 100 | 0,06 | 14 | 0,00084 | 0,0120 |
| 15 | 104 | 0,01 | 15 | 0,00015 | 0,0025 |
| Total/ Promedio | | | | 0,00421 | 0,0023 |

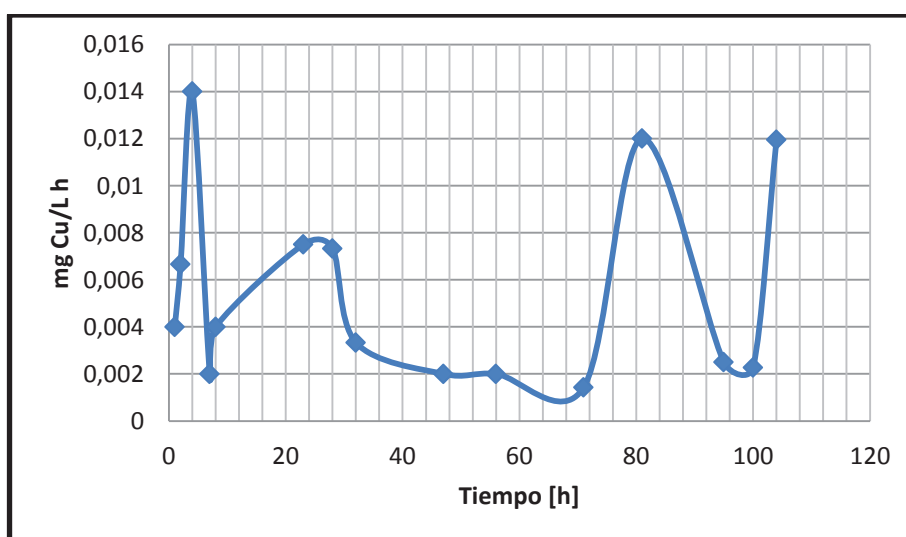


Figura A.V.1 Velocidad de enriquecimiento de cobre en el pozo catódico

Tabla A.V.3. Monitoreo de concentración para el zinc en el ánodo y su respectiva velocidad de enriquecimiento

| Medida | Tiempo (h) | Zn (mg/L) | V (mL) | Zn (mg) | Vel. Zn (mg Cu/L*h) |
|-----------------|------------|-----------|--------|---------|---------------------|
| 1 | 1 | 2 | 30 | 0,06 | - |
| 2 | 2 | 2,1 | 20 | 0,04 | 0,70 |
| 3 | 4 | 2,38 | 67 | 0,16 | 0,35 |
| 4 | 7 | 1,07 | 20 | 0,02 | 0,36 |
| 5 | 8 | 0,95 | 92 | 0,09 | 0,09 |
| 6 | 23 | 3,09 | 87 | 0,27 | 0,21 |
| 7 | 28 | 1,67 | 98 | 0,16 | 0,33 |
| 8 | 32 | 1,85 | 90 | 0,17 | 0,46 |
| 9 | 47 | 2,98 | 74 | 0,22 | 0,20 |
| 10 | 56 | 2,27 | 87 | 0,20 | 0,25 |
| 11 | 71 | 3,07 | 75 | 0,23 | 0,21 |
| 12 | 81 | 1,89 | 75 | 0,14 | 0,19 |
| 13 | 95 | 2,43 | 73 | 0,18 | 0,17 |
| 14 | 100 | 1,33 | 92 | 0,12 | 0,27 |
| 15 | 104 | 1,39 | 88 | 0,12 | 0,35 |
| Total/ Promedio | | | | 2,18 | 0,29 |

Tabla A.V.4. Monitoreo de concentración para el zinc en el cátodo y su respectiva velocidad de enriquecimiento

| Medida | Tiempo (h) | Zn (mg/L) | V (mL) | Zn (mg) | Vel. Zn (mg Cu/L*h) |
|-----------------|------------|-----------|--------|---------|---------------------|
| 1 | 1 | 0,13 | 1 | 0,0001 | - |
| 2 | 2 | 0,01 | 2 | 0,00002 | - |
| 3 | 4 | 0,02 | 3 | 0,00006 | 0,0060 |
| 4 | 7 | 0,01 | 4 | 0,00004 | 0,0033 |
| 5 | 8 | 0,02 | 5 | 0,0001 | 0,0120 |
| 6 | 23 | 0,02 | 6 | 0,0001 | 0,0013 |
| 7 | 28 | 0,03 | 7 | 0,0002 | 0,0060 |
| 8 | 32 | 0,02 | 8 | 0,0002 | 0,0050 |
| 9 | 47 | 0,11 | 9 | 0,0010 | 0,0073 |
| 10 | 56 | 0,04 | 10 | 0,0004 | 0,0044 |
| 11 | 71 | 0,1 | 11 | 0,0011 | 0,0067 |
| 12 | 81 | 0,03 | 12 | 0,0004 | 0,0030 |
| 13 | 95 | 0,02 | 13 | 0,0003 | 0,0014 |
| 14 | 100 | 0,02 | 14 | 0,0003 | 0,0040 |
| 15 | 104 | 0,01 | 15 | 0,0001 | 0,0025 |
| Total/ Promedio | | | | 0,0044 | 0,0013 |

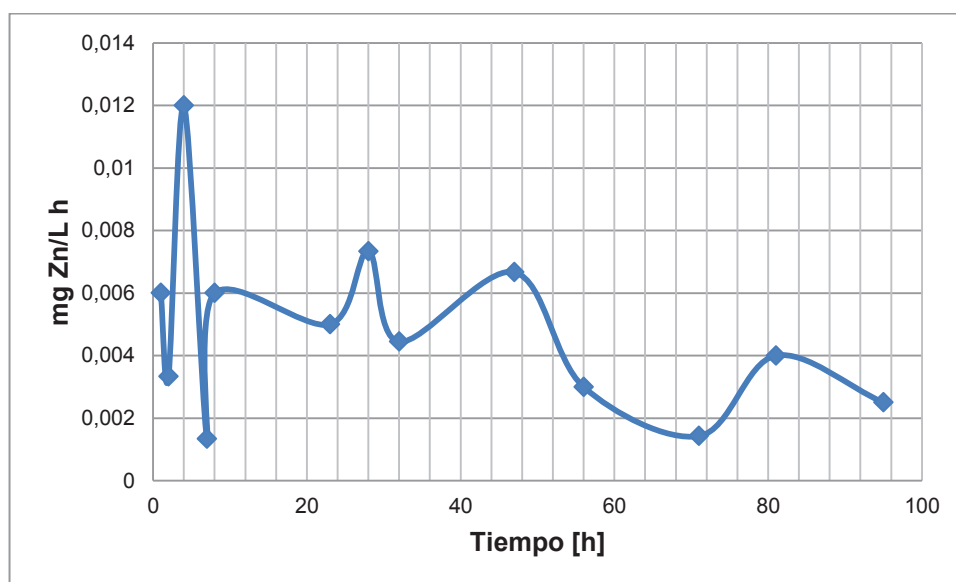


Figura A.V.2 Velocidad de enriquecimiento de zinc en el pozo catódico

ANEXO VI

DISEÑO DEL SISTEMA DE REMEDIACIÓN ELECTROKINÉTICA

A continuación se presentan los valores de referencia para el diseño del sistema de remediación electrocinética:

Tabla A.VI.1. Parámetros de diseño para un sistema de remediación electrocinética

| Parámetro | Símbolo | Valor | Unidades |
|-----------------------------------------------|----------|--------------------|-----------|
| Área de tratamiento | A | 31 | m^2 |
| Profundidad de la contaminación | h | 1 | m |
| Porosidad | n | 0,4 | % |
| Tortuosidad | τ | 0,3 | % |
| Conductividad Eléctrica | σ | 0,02 | S/m |
| Coefficiente de conductividad electroosmótica | k_e | 1×10^{-9} | $m^2/V-s$ |

La movilidad iónica de los contaminantes (target) se toma como $5 \times 10^{-8} m^2/V-s$.

El valor del factor de retardación R_d es dependiente de la capacidad de sorción del suelo, la capacidad amortiguadora ácido-básica del suelo y la química del fluido en el poro. Se toma un valor orientativo de 2

El valor de β (la velocidad de transporte de una especie específica por unidad de densidad de corriente eléctrica), viene dada por:

$$\beta = \frac{(n u \tau + k_e) \frac{m/s}{A/m^2}}{R_d \sigma}$$

$$\beta = \frac{(0,4 * 5 \times 10^{-8} (m^2/V - s) * 0,3 + 1 \times 10^{-9} (m^2/V - s))}{2 * 0,02 S/m} m^3/C$$

$$\boxed{\beta = 1,75 \times 10^{-7} m^3/C}$$

Entre algunas estimaciones de costo se encuentran:

Tabla A.VI.2. Estimaciones de costo asociados a la construcción y fabricación de los electrodos y del gasto energético

| Descripción del costo asociado | Costo | Unidades |
|--------------------------------------------------------|-------|----------|
| Costo de instalación | 50 | \$/m |
| Costo de fabricación | 150 | \$/kg |
| Fabricación e instalación de los electrodos de grafito | 95 | \$/m |
| Costo 1 | 145 | \$/m |
| Costo 2 | 0,12 | \$/ Kw.h |

Si se usa una configuración en una sola dimensión con un espacio entre los electrodos de la misma polaridad igual a un tercio de la distancia entre ánodo y cátodo, el factor F es de 3.

Existen adicionalmente dos factores limitantes que necesitan ser considerados, el tiempo de proceso y gradiente de potencial aplicado. Si el tiempo requerido es un factor limitante y la remediación debe acabar en 6 meses, entonces la distancia óptima queda dada por:

$$L_{\text{óptimo}} = \sqrt[4]{\frac{7\,200\,000 \times (1,75 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{C}^2)^2 \times 0,02 \frac{\text{S}}{\text{m}} \times \frac{\$145}{\text{m}} \times 3 \times 6 \text{ meses} * \frac{2,592 \times 10^7 \text{ s}}{1 \text{ mes}}}{\frac{\$0,12}{\text{Kw h}}}}$$

$$L_{\text{óptimo}} = 10,4 \text{ m}$$

Considerando un factor de sobredimensionamiento de 50 %, la longitud óptima queda expresada por:

$$L_{\text{óptimo corregido}} = 0,5 * 10,4 \text{ m}$$

$$\boxed{L_{\text{óptimo corregido}} \approx 5 \text{ m}}$$

La distancia entre los electrodos de la misma polaridad es:

$$L = \frac{L_{\text{óptimo corregido}}}{3} = \frac{5 \text{ m}}{3}$$

$$\boxed{L \approx 1,75 \text{ m}}$$

La intensidad de campo eléctrico requerida se determina de la siguiente manera:

$$t = \frac{R_d L}{(n u \tau + k_e) \nabla(-\theta)} \rightarrow \nabla(-\theta) = \frac{R_d L}{(n u \tau + k_e) t}$$

$$\nabla(-\theta) = \frac{L}{\beta * \sigma * t} = \frac{5 \text{ m}}{1,75 \times 10^{-7} \frac{\text{m}^3}{\text{c}} 0,02 \frac{\text{s}}{\text{m}} * 6 \text{ meses} * \frac{1,55 \times 10^7 \text{s}}{1 \text{ mes}}}$$

$$\boxed{\nabla(-\theta) = 9,61 \frac{\text{V}}{\text{m}}}$$

Entonces el potencial eléctrico establecido entre electrodos opuestos es de:

$$V = \nabla(-\theta) * L = 9,61 \frac{\text{V}}{\text{m}} * 5 \text{ m}$$

$$\boxed{V = 50,23 \text{ V}}$$

El costo de los electrodos viene dado por:

$$C_{\text{electrodo}} = C1 * \frac{F}{L^2} = \frac{\$20}{\text{m}} * \frac{3}{(5 \text{ m})^2}$$

$$\boxed{C_{\text{electrodo}} = \frac{\$15,95}{\text{m}^3}}$$

El costo por unidad de volumen de suelo está dado por:



$$C_{\text{energía}} = \frac{C2 * \phi}{3\,600\,000 * \beta} = \frac{\frac{\$0,12}{\text{Kwh}} * 50,23 \text{ V}}{3\,600\,000 * 1,75 \times 10^{-7} \frac{\text{m}^3}{\text{c}}}$$

$$\boxed{C_{\text{energía}} = \frac{\$11,96}{\text{m}^3}}$$

ANEXO VII

CATÁLOGOS DE EQUIPOS PRINCIPALES

A.7.1. Fuente de poder

| | | | | | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------|----------|-----|
| Sorensen ASD Series | | 10–320 kW | | | |
| Programmable Precision High Power DC Power Supply | | 40–60 Vdc | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Highest Power Density: 30kW in 3U • Water-Cooled • Full Digital Control Loops <ul style="list-style-type: none"> - Stable operation over wide range of complex load impedances • Advanced Digital Features <ul style="list-style-type: none"> - "Flight data" recorder-like function - Oscilloscope function - Output impedance measurement - Advanced fault detection - PLC feature: close loop on external variable such as temperature |  | 167–8000 Adc | | | |
| | |  | 380 | 400 | 480 |
| | | ETHERNET (Modbus-TCP or Ethernet/IP) | RS485 (Modbus-RTU) | EtherCAT | |
| | | <p>The ASD with DaVinci Power™ technology represents the next generation of precision programmable AC-DC power conversion.</p> <p>Advanced features include:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Precise programming of voltage and current slew rate for sensitive loads. | | | |

ASD Series : Product Specifications

| Input | | Type: 3-phase, 3-wire plus ground, neutral not required. Not phase rotation sensitive | | | |
|----------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|--------|------------------|----------------|
| Voltage Ranges | 342VAC to 440VAC (model D). Nominal rating is 380/400VAC. 432VAC to 528VAC (model E). Nominal rating is 480VAC | | | | |
| Frequency | Rated 47 through 63 Hz | | | | |
| Efficiency | >91% (typical), nominal line, full load. | | | | |
| Max Current, per phase, low line | | 400/380Vac | 480Vac | | |
| | 10kW unit (1 module) | 21Arms | 17Arms | | |
| | 20kW unit (2 modules) | 42Arms | 33Arms | | |
| | 30kW unit (3 modules) | 63Arms | 50Arms | | |
| Current Inrush | 200A Typical | | | | |
| Power Factor | >0.9 @ Full Load and at nominal line | | | | |
| Brownout Provisions | Designed to meet SEMI F47-0706, S3, S8, S14 at nominal input voltages | | | | |
| Output | | | | | |
| Voltage Output | 10kW | 20kW | 30kW | Noise (pk-pk)*** | Noise (RMS)*** |
| 40Vdc | 250A | 500A | 750A | 150mV | 40mV |
| 60Vdc | 167A | 334A | 501A | 150mV | 40mV |

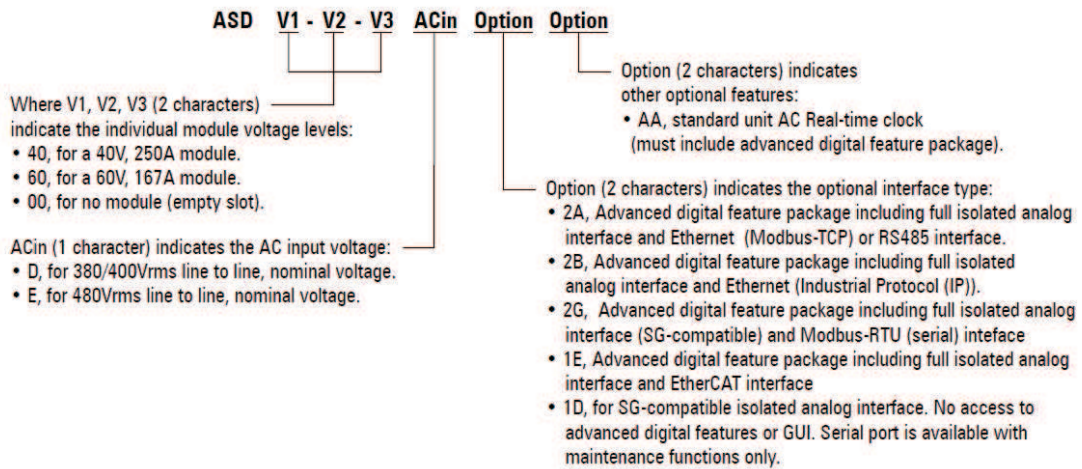
Figura A.VII.1. Catálogo de fuente de poder

| Output | |
|------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Load Regulation (Specified at No load to Full load change, nominal AC input) | |
| Voltage | 0.1% of maximum output voltage/ current |
| Current | 0.1% of maximum output voltage/ current |
| Line Regulation (Specified at $\pm 10\%$ of nominal AC input, constant load) | |
| Voltage | 0.05% of maximum output voltage/ current |
| Current | 0.05% of maximum output voltage/ current |
| Transient Response | A 50% step load will recover to within 0.75% of original value within 1mSec |
| Stability | $\pm 0.05\%$ of set point after 8 hrs. at fixed line, load and temperature. After 30min warm-up. |
| Analog Remote Programming | |
| Voltage Accuracy | 0.5% of full scale |
| Current Accuracy | 1% of full scale |
| Power Accuracy | 1.5% of full scale |
| Voltage Monitoring | 0.5% of full scale |
| Current Monitoring | 1% of full scale |
| Power Monitoring | 1.5% of full scale |
| Programming range | 0-10Vdc, 4-20mA |

| Physical | 30 kW | 20 kW | 10 kW |
|-------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| Width | 19.00in (48.3cm) | 19.00in (48.3cm) | 19.00in (48.3cm) |
| Depth | 30.00" (76.2 cm) | 30.00" (76.2 cm) | 30.00" (76.2 cm) |
| Height | 3U - 5.22" rack mount (13.25 cm) | 3U - 5.22" rack mount (13.25 cm) | 3U - 5.22" rack mount (13.25 cm) |
| Weight | ≤ 125 lbs (56.69 kg) | | |
| Shipping Weight | Contact factory for more product & shipping weights | | |
| Mounting provisions | EIA rack-mount with slide provisions. Recommended rack slide: Jonathan slide, P/N 370EZ-28 | | |
| AC Input Connector | Phoenix Contact terminal block | | |
| Protective Ground | 1/4-20 stud | | |
| Output Connectors | bus bars with 3/8-16 inserted PEM nuts | | |
| Water Connections | 3/8-18 NPTF hex bulkhead | | |
| Ambient Temperature | 0 to 50°C | | |
| Humidity | Relative humidity up to 95%, non-condensing | | |
| Water cooling specifications | | | |
| Flow | 1.5 gpm nominal, 1.25gpm minimum, 1.75gpm maximum. Internal condensation must be prevented by ensuring that the temperature of the coolant is sufficiently high compared with the ambient air dew point | | |
| Temperature | 25°C nominal, 20°C minimum, 30°C maximum | | |
| Maximum pressure | 80 PSI | | |
| Pressure drop | typical 12 PSI @ 1.5gpm per chassis | | |

Figura A.VII.1. Catálogo de fuente de poder (continuación)

Model Number Description



ASD Series : Product Diagram

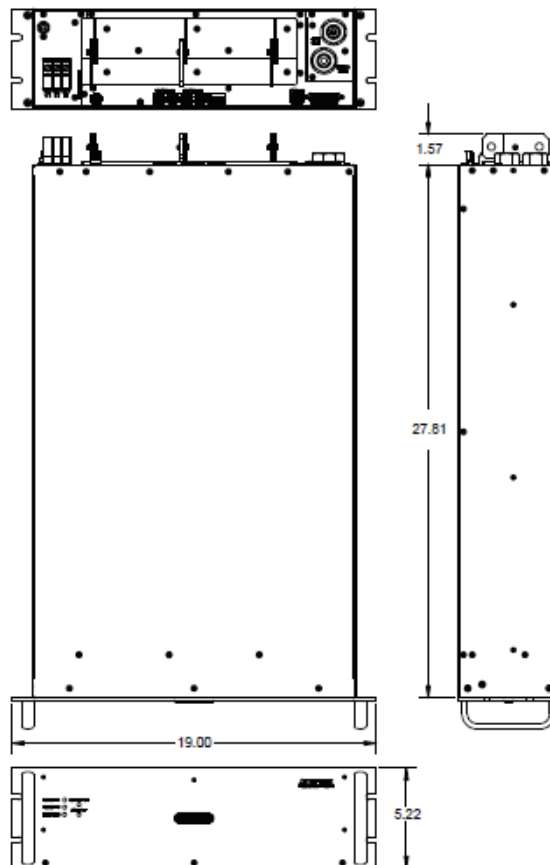
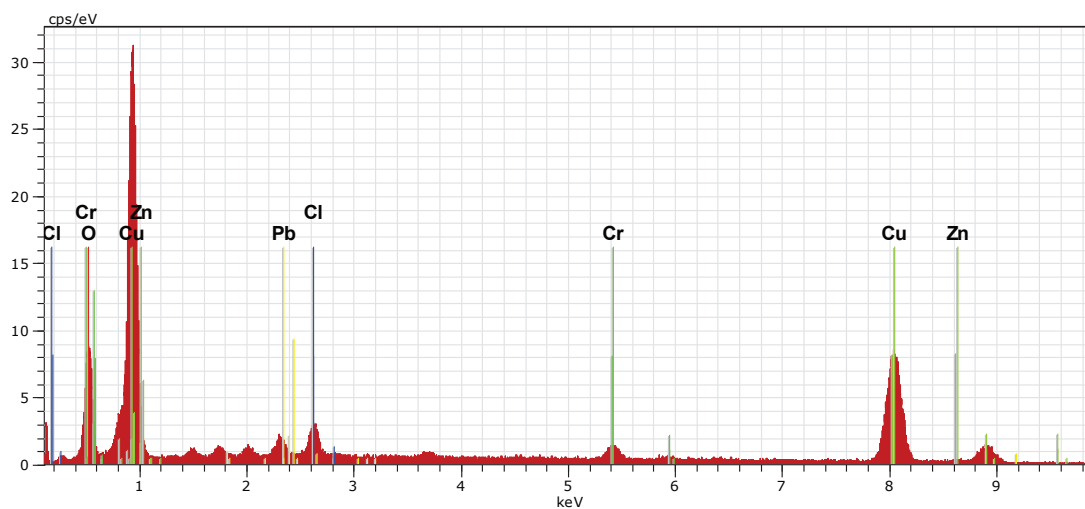


Figura A.VII.1. Catálogo de fuente de poder (continuación)

ANEXO VIII

CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE ESPUMAS Y PRECIPITADOS POR MEDIO DE MICROSCOPIA ELECTRÓNICA

ESCUELA POLITECNICA NACIONAL



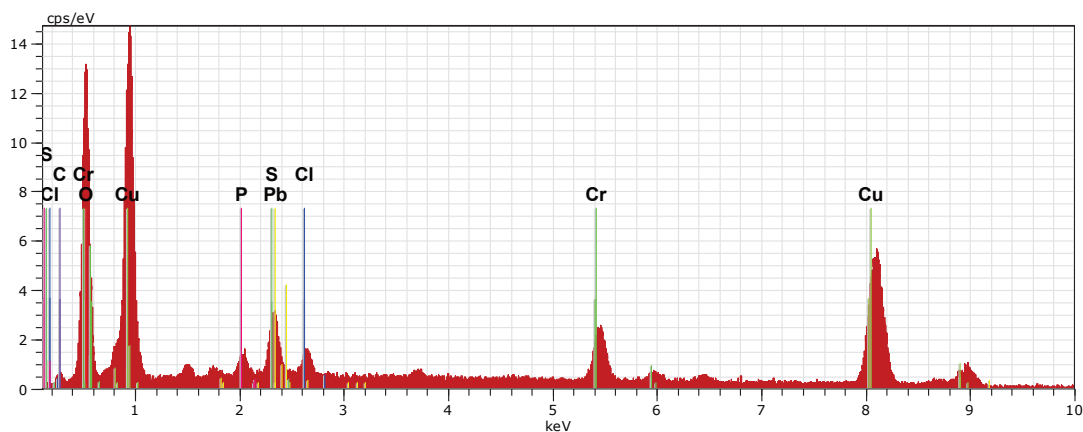
M1 Carlos 1 Fecha:11/5/2012 12:29:30 PM HV:15.0kV D. imp.:11.69kcps

El AN Series un. C norm. C Atom. C Error
 [wt.%) [wt.%) [at.%) [wt.%)

| | | | | | | |
|----|----|----------|--------|-------|-------|-----|
| Cu | 29 | K-series | 110.29 | 85.04 | 67.21 | 3.6 |
| O | 8 | K-series | 11.08 | 8.54 | 26.82 | 1.5 |
| Cr | 24 | K-series | 3.32 | 2.56 | 2.47 | 0.1 |
| Cl | 17 | K-series | 2.03 | 1.57 | 2.22 | 0.1 |
| Zn | 30 | L-series | 1.78 | 1.38 | 1.06 | 0.2 |
| Pb | 82 | M-series | 1.19 | 0.92 | 0.22 | 0.1 |

Total: 129.69 100.00 100.00

Figura A.VIII.1. Caracterización química por microscopía electrónica del precipitado superficial en el cátodo formado durante la remediación electrocinética en matriz andesítica



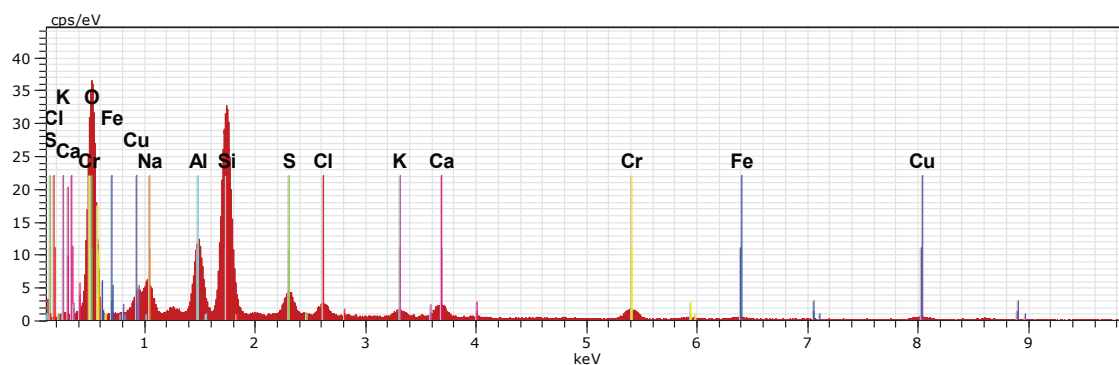
M1 Carlos 2 Fecha:11/5/2012 12:33:14 PM HV:15.0kV D. imp.:9.74kcps

El AN Series un. C norm. C Atom. C Error
 [wt.%) [wt.%) [at.%) [wt.%)

```
-----
Cu 29 K-series  79.00  70.17  43.67  2.6
O  8  K-series  19.77  17.56  43.40  2.5
Cr 24 K-series   7.89   7.01   5.33  0.3
S  16 K-series   1.80   1.59   1.97  0.1
Pb 82 M-series   1.57   1.39   0.27  0.1
C   6  K-series   1.43   1.27   4.19  0.4
Cl 17 K-series   0.79   0.70   0.79  0.1
P  15 K-series   0.34   0.31   0.39  0.0
-----
```

Total: 112.58 100.00 100.00

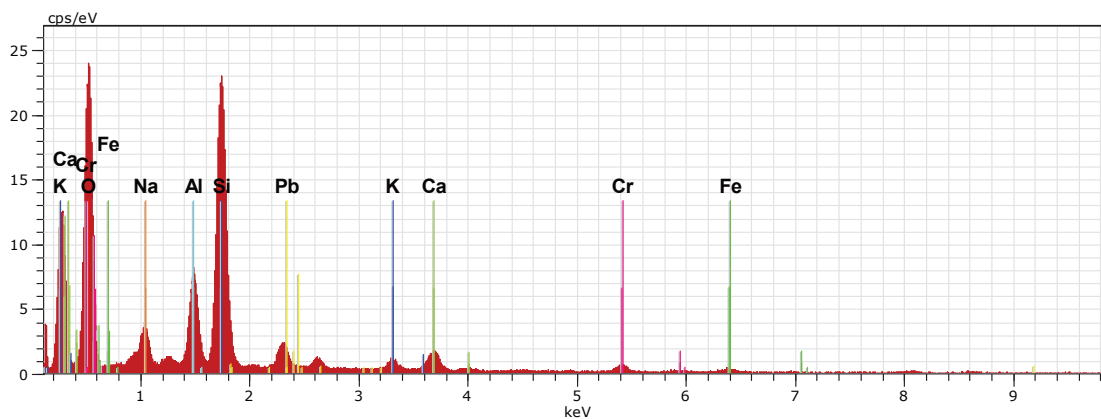
Figura A.VIII.2. Caracterización química por microscopía electrónica de la espuma catódica formada durante la remediación electrocinética en matriz andesítica



M2 Carlos 6 Fecha:11/5/2012 2:03:42 PM HV:15.0kV D. imp.:15.76kcps

| El | AN | Series | unn. [wt.%] | C norm. [wt.%] | C Atom. [at.%] | C Compound | Comp. [wt.%] | C norm. [wt.%] | Comp. [wt.%] | Error [wt.%] |
|--------|----|----------|-------------|----------------|----------------|------------|--------------|----------------|--------------|--------------|
| O | 8 | K-series | 20.14 | 30.71 | 47.46 | | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.9 |
| Si | 14 | K-series | 17.68 | 26.96 | 23.73 | SiO2 | 57.67 | 37.81 | 37.81 | 0.8 |
| Al | 13 | K-series | 5.74 | 8.75 | 8.02 | | 8.75 | 5.74 | 5.74 | 0.3 |
| Cu | 29 | K-series | 5.19 | 7.92 | 3.08 | | 7.92 | 5.19 | 5.19 | 0.3 |
| Cr | 24 | K-series | 4.38 | 6.68 | 3.17 | | 6.68 | 4.38 | 4.38 | 0.2 |
| Na | 11 | K-series | 3.46 | 5.27 | 5.67 | | 5.27 | 3.46 | 3.46 | 0.2 |
| Ca | 20 | K-series | 2.56 | 3.91 | 2.41 | | 3.91 | 2.56 | 2.56 | 0.1 |
| S | 16 | K-series | 2.44 | 3.71 | 2.86 | | 3.71 | 2.44 | 2.44 | 0.1 |
| Cl | 17 | K-series | 1.54 | 2.35 | 1.64 | | 2.35 | 1.54 | 1.54 | 0.1 |
| Fe | 26 | K-series | 1.43 | 2.19 | 0.97 | | 2.19 | 1.43 | 1.43 | 0.1 |
| K | 19 | K-series | 1.02 | 1.56 | 0.99 | | 1.56 | 1.02 | 1.02 | 0.1 |
| Total: | | | 65.57 | 100.00 | 100.00 | | | | | |

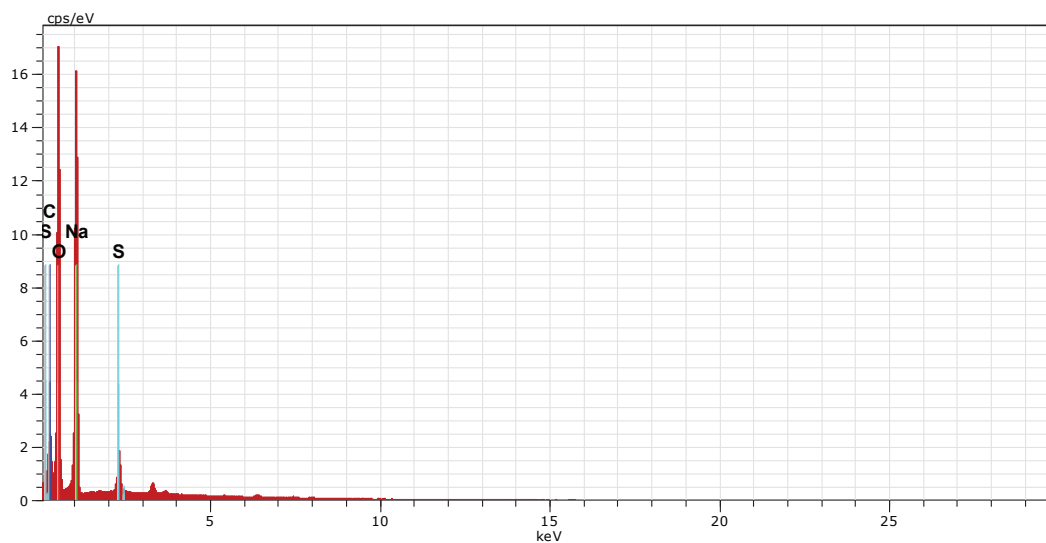
Figura A.VIII.3. Caracterización química por microscopía electrónica del precipitado anódico formado durante la remediación electrocinética en matriz andesítica



M2 Carlos 7 Fecha:11/5/2012 2:11:41 PM HV:15.0kV D. imp.:11.34kcps

| El | AN | Series | unn. [wt.%] | C norm. [wt.%] | C Atom. [at.%] | C Compound | Comp. [wt.%] | C norm. [wt.%] | Comp. [wt.%] | C Error [wt.%] |
|----|----|----------|-------------|----------------|----------------|------------|--------------|----------------|--------------|----------------|
| O | 8 | K-series | 21.76 | 35.25 | 52.70 | | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.9 |
| Si | 14 | K-series | 19.10 | 30.94 | 26.35 | SiO2 | 66.19 | 40.86 | 40.86 | 0.8 |
| Al | 13 | K-series | 5.50 | 8.91 | 7.90 | | 8.91 | 5.50 | 5.50 | 0.3 |
| Pb | 82 | M-series | 3.85 | 6.23 | 0.72 | | 6.23 | 3.85 | 3.85 | 0.2 |
| Ca | 20 | K-series | 3.16 | 5.11 | 3.05 | | 5.11 | 3.16 | 3.16 | 0.1 |

Figura A.VIII.4. Caracterización química por microscopía electrónica del precipitado catódico formado durante la remediación electrocinética en matriz andesítica



RM-7076 DEc 1

Fecha:6/21/2013 10:08:32 AM HV:30.0kV

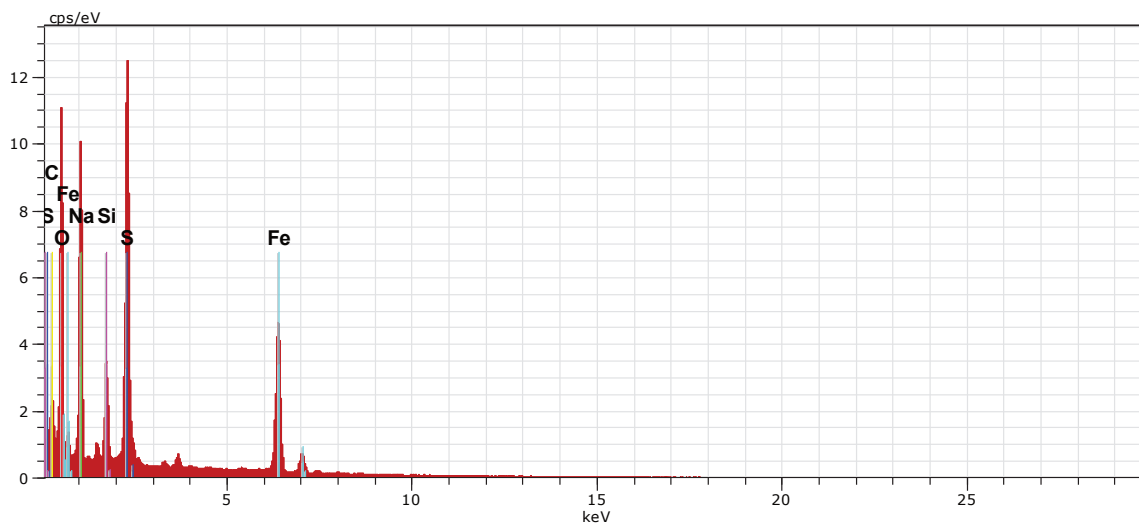
D. imp.:6.59kcps

El AN Series un. C norm. C Atom. C Error
 [wt.%) [wt.%) [at.%) [wt.%)

```
-----
O  8  K-series  67.67  54.26  54.31  7.3
Na 11 K-series  28.42  22.79  15.87  2.0
C   6  K-series  27.45  22.01  29.35  3.3
S  16 K-series   1.16   0.93   0.47  0.1
-----
```

Total: 124.71 100.00 100.00

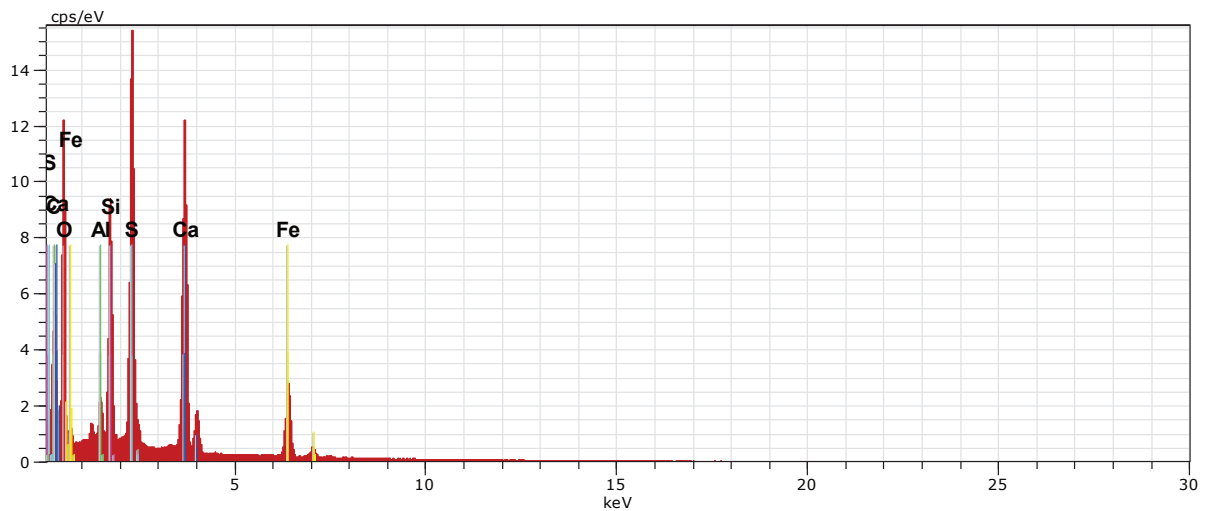
Figura A.VIII.5. Caracterización química por microscopía electrónica del depósito en electrodo formado durante la remediación electrocinética en relave minero



RM-7076 Pct 2 Fecha:6/21/2013 10:16:47 AM HV:30.0kV D. imp.:9.68kcps

| El | AN | Series | unn. | C norm. | C Atom. | C Compound | Comp. | C norm. | Comp. | C | Error |
|--------|----|----------|------|---------|---------|------------|-------|---------|--------|--------|--------|
| | | | | [wt.%] | [wt.%] | [at.%] | | [wt.%] | [wt.%] | [wt.%] | [wt.%] |
| C | 6 | K-series | | 33.26 | 52.08 | 72.30 | | 52.08 | | 33.26 | 4.2 |
| Na | 11 | K-series | | 11.55 | 18.09 | 13.12 | | 18.09 | | 11.55 | 0.8 |
| Fe | 26 | K-series | | 8.23 | 12.89 | 3.85 | | 12.89 | | 8.23 | 0.2 |
| S | 16 | K-series | | 6.90 | 10.81 | 5.62 | | 10.81 | | 6.90 | 0.3 |
| O | 8 | K-series | | 2.09 | 3.27 | 3.41 | | 0.00 | | 0.00 | 0.1 |
| Si | 14 | K-series | | 1.83 | 2.87 | 1.70 | SiO2 | 6.13 | | 3.92 | 0.1 |
| Total: | | | | 63.87 | 100.00 | 100.00 | | | | | |

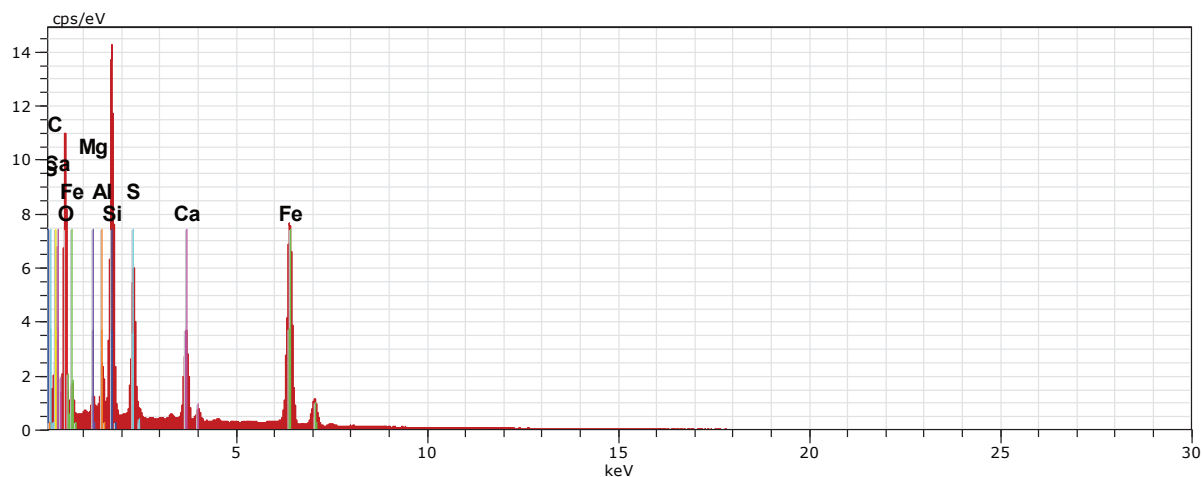
Figura A.VIII.6. Caracterización química por microscopía electrónica del precipitado catódico formado durante la remediación electrocinética en relave minero



RM-7076 Pac 3 Fecha:6/21/2013 10:34:16 AM HV:30.0kV D. imp.:12.73kcps

| El | AN | Series | un. | C norm. | C Atom. | C Compound | Comp. | C norm. | Comp. | C | Error |
|--------|----|----------|-----|---------|---------|------------|-------|---------|-------|--------|--------|
| | | | | [wt.%] | [wt.%] | [at.%] | | [wt.%] | | [wt.%] | [wt.%] |
| C | 6 | K-series | | 45.44 | 60.91 | 79.81 | | 60.91 | | 45.44 | 5.5 |
| Ca | 20 | K-series | | 9.01 | 12.08 | 4.74 | | 12.08 | | 9.01 | 0.3 |
| S | 16 | K-series | | 6.77 | 9.07 | 4.45 | | 9.07 | | 6.77 | 0.3 |
| O | 8 | K-series | | 4.44 | 5.95 | 5.86 | | 0.00 | | 0.00 | 0.2 |
| Fe | 26 | K-series | | 4.28 | 5.73 | 1.61 | | 5.73 | | 4.28 | 0.1 |
| Si | 14 | K-series | | 3.90 | 5.23 | 2.93 | SiO2 | 11.18 | | 8.34 | 0.2 |
| Al | 13 | K-series | | 0.77 | 1.03 | 0.60 | | 1.03 | | 0.77 | 0.1 |
| Total: | | | | 74.60 | 100.00 | 100.00 | | | | | |

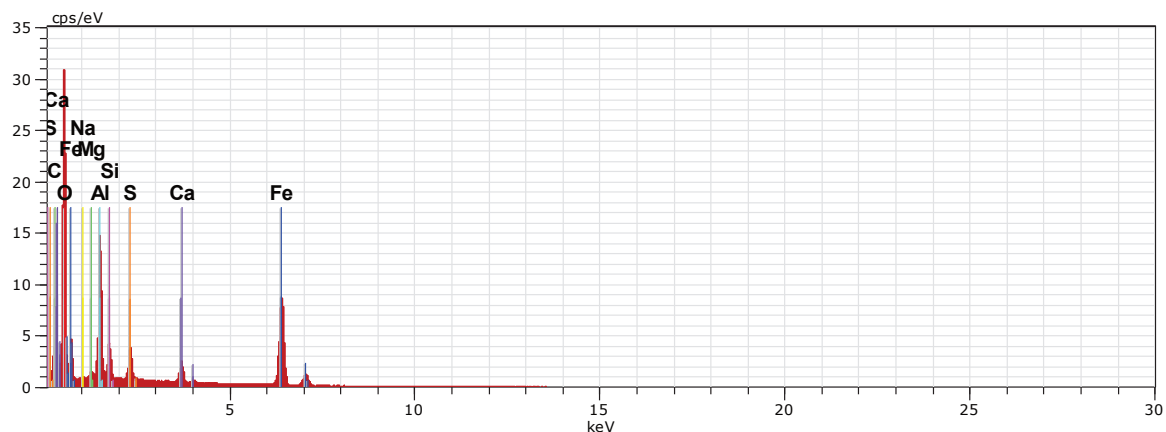
Figura A.VIII.7. Caracterización química por microscopía electrónica del precipitado anódico formado durante la remediación electrocinética en relave minero



RM-7076 DSp 4 Fecha:6/21/2013 10:39:43 AM HV:30.0kV D. imp.:10.92kcps

| El | AN | Series | unn. | C norm. | C Atom. | C Compound | Comp. | C norm. | Comp. | C | Error |
|--------|----|----------|------|---------|---------|------------|-------|---------|--------|--------|--------|
| | | | | [wt.%] | [wt.%] | [at.%] | | [wt.%] | [wt.%] | [wt.%] | [wt.%] |
| C | 6 | K-series | | 28.76 | 41.46 | 62.77 | | 41.46 | 28.76 | | 3.7 |
| Fe | 26 | K-series | | 14.04 | 20.24 | 6.59 | | 20.24 | 14.04 | | 0.4 |
| O | 8 | K-series | | 9.71 | 14.00 | 15.91 | | 0.00 | 0.00 | | 0.5 |
| Si | 14 | K-series | | 8.52 | 12.29 | 7.96 | SiO2 | 26.29 | 18.24 | | 0.4 |
| S | 16 | K-series | | 3.37 | 4.85 | 2.75 | | 4.85 | 3.37 | | 0.2 |
| Ca | 20 | K-series | | 2.80 | 4.03 | 1.83 | | 4.03 | 2.80 | | 0.1 |
| Al | 13 | K-series | | 1.39 | 2.01 | 1.35 | | 2.01 | 1.39 | | 0.1 |
| Mg | 12 | K-series | | 0.78 | 1.12 | 0.84 | | 1.12 | 0.78 | | 0.1 |
| Total: | | | | 69.36 | 100.00 | 100.00 | | | | | |

Figura A.VIII.8. Caracterización química por microscopía electrónica del depósito superficial formado durante la remediación electrocinética en relave minero



RM-7076 DAn 5 Fecha:6/21/2013 10:48:25 AM HV:30.0kV D. imp.:13.58kcps

| El | AN | Series | unn. | C norm. | C Atom. | C Compound | Comp. | C norm. | Comp. | C | Error |
|--------|----|----------|------|---------|---------|------------|-------|---------|--------|--------|--------|
| | | | | [wt.%] | [wt.%] | [at.%] | | [wt.%] | [wt.%] | [wt.%] | [wt.%] |
| ----- | | | | | | | | | | | |
| C | 6 | K-series | | 34.33 | 53.74 | 76.21 | | 53.74 | | 34.33 | 4.3 |
| Fe | 26 | K-series | | 12.75 | 19.96 | 6.09 | | 19.96 | | 12.75 | 0.3 |
| Al | 13 | K-series | | 7.83 | 12.25 | 7.74 | | 12.25 | | 7.83 | 0.4 |
| O | 8 | K-series | | 2.39 | 3.74 | 3.99 | | 0.00 | | 0.00 | 0.1 |
| Si | 14 | K-series | | 2.10 | 3.29 | 1.99 | SiO2 | 7.03 | | 4.49 | 0.1 |
| S | 16 | K-series | | 1.55 | 2.43 | 1.29 | | 2.43 | | 1.55 | 0.1 |
| Ca | 20 | K-series | | 1.33 | 2.08 | 0.88 | | 2.08 | | 1.33 | 0.1 |
| Na | 11 | K-series | | 0.83 | 1.31 | 0.97 | | 1.31 | | 0.83 | 0.1 |
| Mg | 12 | K-series | | 0.77 | 1.21 | 0.85 | | 1.21 | | 0.77 | 0.1 |
| ----- | | | | | | | | | | | |
| Total: | | | | 63.88 | 100.00 | 100.00 | | | | | |

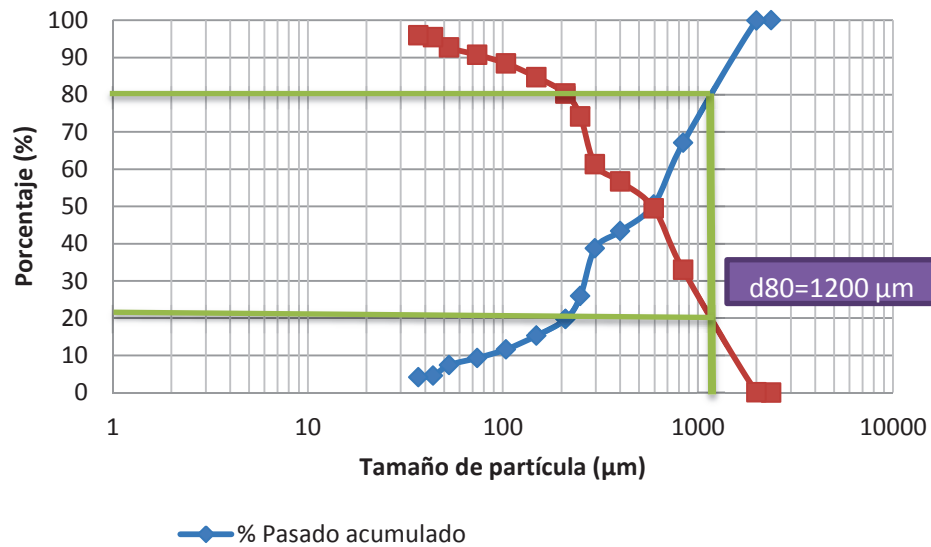
Figura A.VIII.9. Caracterización química por microscopía electrónica del depósito anódico formado durante la remediación electrocinética en relave minero

ANEXO X

FICHAS TÉCNICAS

| FICHA TÉCNICA #1 | | | |
|-------------------------------|--------------------------------------------------------|----------------------------|------------------|
| NÚMERO DE ENSAYO | 1 | | |
| TÍTULO DE ENSAYO | Caracterización física de suelos | | |
| TIPO DE ENSAYO | Análisis Granulométrico Determinación de densidad | | |
| TIPO DE MUESTRA | Matriz andesítica | | |
| NÚMERO DE MUESTRA | MA1 | | |
| OBJETIVO | Determinar el tamaño de partícula, la densidad y el pH | | |
| RESULTADO DE LA PRUEBA | | | |
| Peso retenido (g) | %Retenido | %Retenido Acumulado | %Pas acum |
| 0 | 0 | 0 | 100 |
| 0,2 | 0,08 | 0,08 | 99,92 |
| 82,2 | 32,88 | 32,96 | 67,04 |
| 41,3 | 16,52 | 49,48 | 50,52 |
| 18 | 7,2 | 56,68 | 43,32 |
| 11,6 | 4,64 | 61,32 | 38,68 |
| 32 | 12,8 | 74,12 | 25,88 |
| 15,4 | 6,16 | 80,28 | 19,72 |
| 11,1 | 4,44 | 84,72 | 15,28 |
| 9,2 | 3,68 | 88,4 | 11,6 |
| 5,8 | 2,32 | 90,72 | 9,28 |
| 4,8 | 1,92 | 92,64 | 7,36 |
| 7 | 2,8 | 95,44 | 4,56 |
| 1,2 | 0,48 | 95,92 | 4,08 |
| 10,2 | 4,08 | 100 | 0 |
| 250 | 100 | | |

Análisis Granulométrico. Determinación de d80



Densidad

REAL

| | | |
|------------------|---------|-----------------|
| Picnómetro | 24,0874 | g |
| Pic+ muestra | 25,0815 | g |
| Pic+muestra+agua | 49,5624 | g |
| Pic+agua | 48,8396 | g |
| Densidad real | 3,6642 | g/cm^3 |

APARENTE

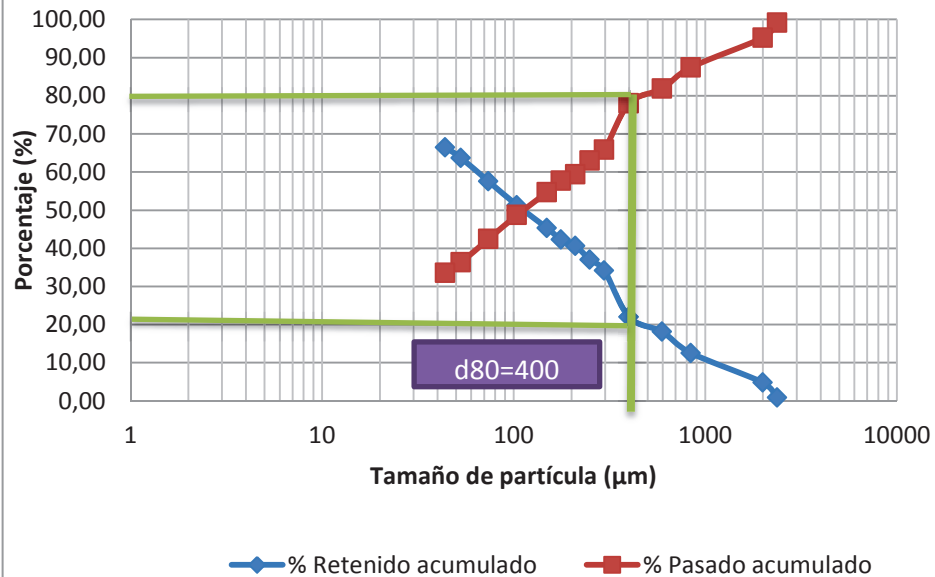
| | | |
|-------------------|-------|-----------------|
| Volumen | 250 | mL |
| Masa probeta | 105,4 | g |
| Masa probeta+m | 454,3 | g |
| Muestra | 348,9 | g |
| Densidad aparente | 1,40 | g/cm^3 |

POROSIDAD

| | |
|------|-------|
| P(%) | 38,09 |
|------|-------|

| FICHA TÉCNICA #2 | | | | |
|-------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|------------------|----------------------------|------------------|
| NÚMERO DE ENSAYO | 2 | | | |
| TÍTULO DE ENSAYO | Caracterización física de suelos | | | |
| TIPO DE ENSAYO | Análisis Granulométrico Determinación de densidad Determinación de pH | | | |
| TIPO DE MUESTRA | Suelo agrícola | | | |
| NÚMERO DE MUESTRA | SA1 | | | |
| OBJETIVO | Determinar el tamaño de partícula, la densidad y el pH | | | |
| RESULTADO DE LA PRUEBA | | | | |
| Malla # | Peso retenido (g) | %Retenido | %Retenido Acumulado | %Pas acum |
| 8 | 3 | 0,87 | 0,87 | 99,13 |
| 10 | 13,4 | 3,89 | 4,77 | 95,23 |
| 20 | 26,8 | 7,79 | 12,55 | 87,45 |
| 30 | 19,2 | 5,58 | 18,13 | 81,87 |
| 40 | 13,2 | 3,84 | 21,97 | 78,03 |
| 50 | 42 | 12,21 | 34,18 | 65,82 |
| 60 | 9,8 | 2,85 | 37,02 | 62,98 |
| 70 | 12,3 | 3,57 | 40,60 | 59,40 |
| 80 | 5,7 | 1,66 | 42,26 | 57,74 |
| 100 | 10,6 | 3,08 | 45,34 | 54,66 |
| 150 | 20,5 | 5,96 | 51,29 | 48,71 |
| 200 | 21,4 | 6,22 | 57,51 | 42,49 |
| 270 | 21,3 | 6,19 | 63,70 | 36,30 |
| 325 | 9,4 | 2,73 | 66,43 | 33,57 |
| -325 | 115,5 | 33,57 | 100,00 | 0,00 |
| | 344,1 | 100 | | |

Análisis Granulométrico. Determinación de d80



Densidad

REAL

| | | |
|------------------|---------|-------------------|
| Picnómetro | 15,5746 | g |
| Pic+ muestra | 16,5689 | g |
| Pic+muestra+agua | 42,0411 | g |
| Pic+agua | 41,6089 | g |
| Densidad real | 1,7689 | g/cm ³ |

APARENTE

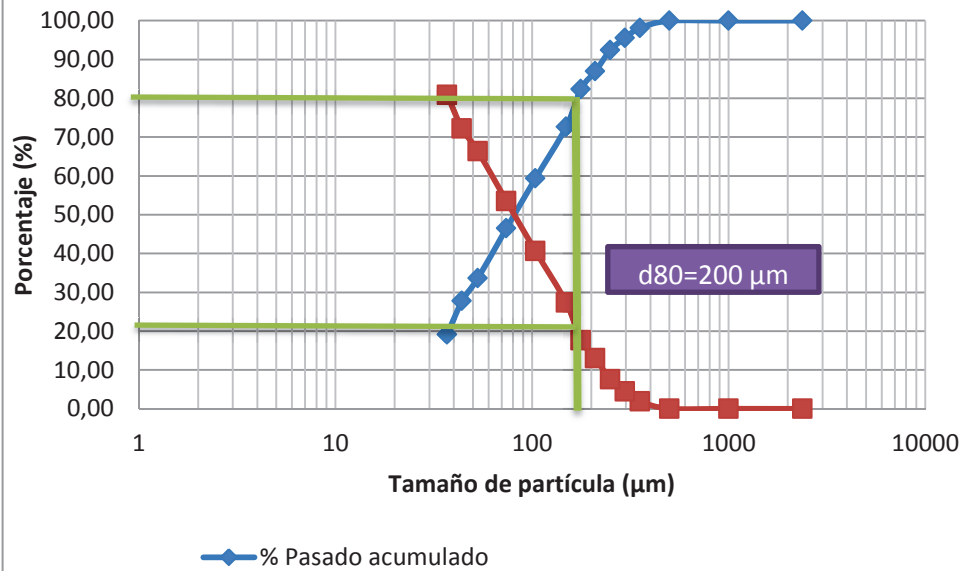
| | | |
|-------------------|-------|-------------------|
| Volumen | 250 | mL |
| Masa probeta | 105,4 | g |
| Masa probeta+m | 310,2 | g |
| Muestra | 204,8 | g |
| Densidad aparente | 0,82 | g/cm ³ |

POROSIDAD

| | |
|------|-------|
| P(%) | 46,31 |
|------|-------|

| FICHA TÉCNICA #3 | | | | | |
|-------------------------------|----------------|-----------------------------------------------------------------------------|-------------------|----------------------------|------------------|
| NÚMERO DE ENSAYO | | 3 | | | |
| TÍTULO DE ENSAYO | | Caracterización física de suelos | | | |
| TIPO DE ENSAYO | | Análisis Granulométrico Determinación de densidad Determinación de pH | | | |
| TIPO DE MUESTRA | | Relave minero | | | |
| NÚMERO DE MUESTRA | | Rv1 | | | |
| OBJETIVO | | Determinar el tamaño de partícula, la densidad y el pH | | | |
| RESULTADO DE LA PRUEBA | | | | | |
| Abertura (µm) | Malla # | Peso retenido (g) | % Retenido | %Retenido Acumulado | %Pas acum |
| 2380 | 8 | 0 | 0,00 | 0,00 | 100,00 |
| 1000 | 18 | 0,1 | 0,03 | 0,03 | 99,97 |
| 500 | 35 | 0,1 | 0,03 | 0,06 | 99,94 |
| 354 | 45 | 6,2 | 1,83 | 1,88 | 98,12 |
| 297 | 50 | 8,8 | 2,59 | 4,47 | 95,53 |
| 250 | 60 | 10,6 | 3,12 | 7,59 | 92,41 |
| 210 | 70 | 18,5 | 5,45 | 13,04 | 86,96 |
| 177 | 80 | 15,7 | 4,62 | 17,66 | 82,34 |
| 149 | 100 | 33,1 | 9,74 | 27,41 | 72,59 |
| 104 | 150 | 45 | 13,25 | 40,65 | 59,35 |
| 74 | 200 | 43,7 | 12,86 | 53,52 | 46,48 |
| 53 | 270 | 43,6 | 12,83 | 66,35 | 33,65 |
| 44 | 325 | 20 | 5,89 | 72,24 | 27,76 |
| 37 | 400 | 29,3 | 8,63 | 80,87 | 19,13 |
| -37 | -400 | 65 | 19,13 | 100,00 | 0,00 |
| Sumatoria | | 339,7 | 100 | | |

Análisis Granulométrico. Determinación de d80



Densidad

REAL

| | | |
|------------------|---------|------------------------|
| Picnómetro | 24,1559 | g |
| Pic+ muestra | 25,1604 | g |
| Pic+muestra+agua | 49,6154 | g |
| Pic+agua | 48,8396 | g |
| Densidad real | 4,3922 | g/cm^3 |

APARENTE

| | | |
|-------------------|-------|------------------------|
| Volumen | 170 | mL |
| Masa probeta | 105,4 | g |
| Masa probeta+m | 380,3 | g |
| Muestra | 274,9 | g |
| Densidad aparente | 1,61 | g/cm^3 |

POROSIDAD

| | |
|------|-------------|
| P(%) | 36,81646122 |
|------|-------------|

| FICHA TÉCNICA #4 | | | | |
|-------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| NÚMERO DE ENSAYO | 4 | | | |
| TÍTULO DE ENSAYO | Monitoreo de concentración de metales pesados en matriz andesítica sin tratamiento | | | |
| TIPO DE ENSAYO | Filtración Cuantificación de metales en filtrados a diferentes distancias de la celda | | | |
| TIPO DE MUESTRA | Matriz andesítica | | | |
| NÚMERO DE MUESTRA | MA2 | | | |
| OBJETIVO | Determinar la migración iónica de cobre, cromo, plomo y zinc. | | | |
| RESULTADO DE LA PRUEBA | | | | |
| | | | | |
| | Zn(mg/L) | Cu(mg/L) | Cr(mg/L) | Pb(mg/L) |
| Día 1 | 761 | 676 | 1170 | 1,6 |
| Día 3 | 750 | 657 | 1180 | 1,9 |
| Día 6 | 771 | 649 | 1050 | 3,3 |
| Día 7 | 537 | 679 | 1140 | 4,4 |
| | | | | |
| Promedio | 704,75 | 665,25 | 1135 | 2,8 |
| Desviación | 112,16 | 14,57 | 59,16 | 1,30 |

| FICHA TÉCNICA #5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------|----------|----------|----------|----------|---|-----|-----|-----|-----|---|-----|-----|-----|-----|---|-----|-----|-----|-----|---|-----|-----|-----|-----|---|-----|-----|-----|-----|---|-----|-----|-----|-----|---|-----|-----|-----|-----|---|-----|-----|-----|-----|---|----|------|------|-----|
| NÚMERO DE ENSAYO | 5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TÍTULO DE ENSAYO | Remediación electrocinética de matriz andesítica bajo la modalidad "sin pozos" | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TIPO DE ENSAYO | Remediación electrocinética Cuantificación de metales en filtrados a diferentes distancias de la celda | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TIPO DE MUESTRA | Matriz andesítica | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| NÚMERO DE MUESTRA | MA3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| OBJETIVO | Determinar la migración iónica de cobre, cromo, plomo y zinc. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| RESULTADO DE LA PRUEBA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <table border="1"> <thead> <tr> <th>Zona de la celda</th> <th>Zn(mg/L)</th> <th>Cu(mg/L)</th> <th>Cr(mg/L)</th> <th>Pb(mg/L)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1</td> <td>607</td> <td>255</td> <td>730</td> <td>3,8</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>645</td> <td>123</td> <td>420</td> <td>2,4</td> </tr> <tr> <td>3</td> <td>583</td> <td>139</td> <td>690</td> <td>2,7</td> </tr> <tr> <td>4</td> <td>625</td> <td>124</td> <td>650</td> <td>2,5</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>629</td> <td>133</td> <td>690</td> <td>3,2</td> </tr> <tr> <td>6</td> <td>621</td> <td>139</td> <td>700</td> <td>4,1</td> </tr> <tr> <td>7</td> <td>640</td> <td>138</td> <td>680</td> <td>3,5</td> </tr> <tr> <td>7</td> <td>750</td> <td>215</td> <td>760</td> <td>5,7</td> </tr> <tr> <td>8</td> <td>98</td> <td>2,22</td> <td>1,96</td> <td>0,2</td> </tr> </tbody> </table> | Zona de la celda | Zn(mg/L) | Cu(mg/L) | Cr(mg/L) | Pb(mg/L) | 1 | 607 | 255 | 730 | 3,8 | 2 | 645 | 123 | 420 | 2,4 | 3 | 583 | 139 | 690 | 2,7 | 4 | 625 | 124 | 650 | 2,5 | 5 | 629 | 133 | 690 | 3,2 | 6 | 621 | 139 | 700 | 4,1 | 7 | 640 | 138 | 680 | 3,5 | 7 | 750 | 215 | 760 | 5,7 | 8 | 98 | 2,22 | 1,96 | 0,2 |
| Zona de la celda | Zn(mg/L) | Cu(mg/L) | Cr(mg/L) | Pb(mg/L) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 607 | 255 | 730 | 3,8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 | 645 | 123 | 420 | 2,4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 | 583 | 139 | 690 | 2,7 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 | 625 | 124 | 650 | 2,5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 | 629 | 133 | 690 | 3,2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 | 621 | 139 | 700 | 4,1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7 | 640 | 138 | 680 | 3,5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7 | 750 | 215 | 760 | 5,7 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8 | 98 | 2,22 | 1,96 | 0,2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| FICHA TÉCNICA #6 | | | | | |
|-------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| NÚMERO DE ENSAYO | 5 | | | | |
| TÍTULO DE ENSAYO | Remediación electrocinética de matriz andesítica bajo la modalidad "con pozos" | | | | |
| TIPO DE ENSAYO | Remediación electrocinética Cuantificación de metales en filtrados a diferentes distancias de la celda | | | | |
| TIPO DE MUESTRA | Matriz andesítica | | | | |
| NÚMERO DE MUESTRA | MA3 | | | | |
| OBJETIVO | Cuantificar la migración iónica de cobre, cromo, plomo y zinc. | | | | |
| RESULTADO DE LA PRUEBA | | | | | |
| | Zona de la celda | Zn (mg/L) | Cu (mg/L) | Cr (mg/L) | Pb (mg/L) |
| | PA | 626 | 136 | 480 | 7,8 |
| | F2 | 693 | 141 | 525 | 10,6 |
| | F3 | 587 | 122 | 489 | 9,4 |
| | F4 | 703 | 165 | 711 | 10,2 |
| | F5 | 792 | 220 | 894 | 8,2 |
| | F6 | 809 | 262 | 983 | 6,7 |
| | PC | 38 | 283 | 7 | 0,1 |

| FICHA TÉCNICA #7 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------------|------|------|-----|-----|--------------|------|------|------|----|---------------|-------|------|------|-----|------------------------|-------|------|------|------|---|-------|-----|----|-----|---|------|----|------|-----|
| NÚMERO DE ENSAYO | 6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TÍTULO DE ENSAYO | Remediación electrocinética de suelo agrícola con sulfato de sodio como agente humectante | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TIPO DE ENSAYO | Remediación electrocinética Cuantificación de metales en muestras de suelo mediante test TCLP | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TIPO DE MUESTRA | Suelo Agrícola | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| NÚMERO DE MUESTRA | SA2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| OBJETIVO | Determinar la migración iónica de cobre, cromo, plomo y zinc. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| RESULTADO DE LA PRUEBA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1"> <thead> <tr> <th>Zona</th> <th>Cu (mg/L)</th> <th>Cr (mg/L)</th> <th>Zn (mg/L)</th> <th>Pb(mg/L)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1</td> <td>2,16</td> <td>4,35</td> <td>47</td> <td>3,6</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>3,03</td> <td>2,75</td> <td>40,5</td> <td>3</td> </tr> <tr> <td>3</td> <td>5,43</td> <td>1,96</td> <td>39,5</td> <td>3</td> </tr> <tr> <td>4</td> <td>11,27</td> <td>3,88</td> <td>47,5</td> <td>3,4</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>17,87</td> <td>5,8</td> <td>27</td> <td>3,6</td> </tr> <tr> <td>6</td> <td>6,95</td> <td>30</td> <td>11,5</td> <td>4,6</td> </tr> </tbody> </table> | | Zona | Cu (mg/L) | Cr (mg/L) | Zn (mg/L) | Pb(mg/L) | 1 | 2,16 | 4,35 | 47 | 3,6 | 2 | 3,03 | 2,75 | 40,5 | 3 | 3 | 5,43 | 1,96 | 39,5 | 3 | 4 | 11,27 | 3,88 | 47,5 | 3,4 | 5 | 17,87 | 5,8 | 27 | 3,6 | 6 | 6,95 | 30 | 11,5 | 4,6 |
| Zona | Cu (mg/L) | Cr (mg/L) | Zn (mg/L) | Pb(mg/L) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 2,16 | 4,35 | 47 | 3,6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 | 3,03 | 2,75 | 40,5 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 | 5,43 | 1,96 | 39,5 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 | 11,27 | 3,88 | 47,5 | 3,4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 | 17,87 | 5,8 | 27 | 3,6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 | 6,95 | 30 | 11,5 | 4,6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Cu(mg/L)</th> <th>Cr(mg/L)</th> <th>Pb(mg/L)</th> <th>Zn(mg/L)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Condiciones iniciales</td> <td>7,52</td> <td>2,25</td> <td>4,3</td> <td>14</td> </tr> <tr> <td>Pozo anódico</td> <td>64,5</td> <td>50,5</td> <td>25</td> <td>35</td> </tr> <tr> <td>Pozo catódico</td> <td>16,11</td> <td>6</td> <td>3,9</td> <td>3,9</td> </tr> <tr> <td>Concentración promedio</td> <td>7,78</td> <td>8,12</td> <td>35,5</td> <td>3,53</td> </tr> </tbody> </table> | | | Cu(mg/L) | Cr(mg/L) | Pb(mg/L) | Zn(mg/L) | Condiciones iniciales | 7,52 | 2,25 | 4,3 | 14 | Pozo anódico | 64,5 | 50,5 | 25 | 35 | Pozo catódico | 16,11 | 6 | 3,9 | 3,9 | Concentración promedio | 7,78 | 8,12 | 35,5 | 3,53 | | | | | | | | | | |
| | Cu(mg/L) | Cr(mg/L) | Pb(mg/L) | Zn(mg/L) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Condiciones iniciales | 7,52 | 2,25 | 4,3 | 14 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pozo anódico | 64,5 | 50,5 | 25 | 35 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pozo catódico | 16,11 | 6 | 3,9 | 3,9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentración promedio | 7,78 | 8,12 | 35,5 | 3,53 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| FICHA TÉCNICA #8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------------|------|------|-----|----|--------------|-------|------|-----|----|---------------|------|------|-----|------|------------------------|------|------|------|-------|---|-------|------|-----|-----|---|------|------|-----|------|
| NÚMERO DE ENSAYO | 7 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TÍTULO DE ENSAYO | Remediación electrocinética de suelo agrícola con ácido acético como agente humectante | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TIPO DE ENSAYO | Remediación electrocinética Cuantificación de metales en muestras de suelo mediante test TCLP | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TIPO DE MUESTRA | Suelo Agrícola | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| NÚMERO DE MUESTRA | SA3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| OBJETIVO | Determinar la migración iónica de cobre, cromo, plomo y zinc. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| RESULTADO DE LA PRUEBA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1"> <thead> <tr> <th>Zona</th> <th>Cu (mg/L)</th> <th>Cr (mg/L)</th> <th>Pb (mg/L)</th> <th>Zn(mg/L)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1</td> <td>8,34</td> <td>4,22</td> <td>7,4</td> <td>83</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>5,43</td> <td>1,55</td> <td>2,7</td> <td>25</td> </tr> <tr> <td>3</td> <td>6,48</td> <td>2,27</td> <td>3,1</td> <td>17</td> </tr> <tr> <td>4</td> <td>7,76</td> <td>2,25</td> <td>3,8</td> <td>18</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>10,91</td> <td>2,83</td> <td>6,4</td> <td>5,4</td> </tr> <tr> <td>6</td> <td>5,77</td> <td>2,15</td> <td>6,1</td> <td>2,77</td> </tr> </tbody> </table> | | Zona | Cu (mg/L) | Cr (mg/L) | Pb (mg/L) | Zn(mg/L) | 1 | 8,34 | 4,22 | 7,4 | 83 | 2 | 5,43 | 1,55 | 2,7 | 25 | 3 | 6,48 | 2,27 | 3,1 | 17 | 4 | 7,76 | 2,25 | 3,8 | 18 | 5 | 10,91 | 2,83 | 6,4 | 5,4 | 6 | 5,77 | 2,15 | 6,1 | 2,77 |
| Zona | Cu (mg/L) | Cr (mg/L) | Pb (mg/L) | Zn(mg/L) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 8,34 | 4,22 | 7,4 | 83 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 | 5,43 | 1,55 | 2,7 | 25 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 | 6,48 | 2,27 | 3,1 | 17 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 | 7,76 | 2,25 | 3,8 | 18 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 | 10,91 | 2,83 | 6,4 | 5,4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 | 5,77 | 2,15 | 6,1 | 2,77 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Cu(mg/L)</th> <th>Cr(mg/L)</th> <th>Pb(mg/L)</th> <th>Zn(mg/L)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Condiciones iniciales</td> <td>6,18</td> <td>4</td> <td>3,5</td> <td>12</td> </tr> <tr> <td>Pozo anódico</td> <td>15,83</td> <td>22,4</td> <td>4,6</td> <td>52</td> </tr> <tr> <td>Pozo catódico</td> <td>0,09</td> <td>0,39</td> <td>0,1</td> <td>0,04</td> </tr> <tr> <td>Concentración promedio</td> <td>2,54</td> <td>7,45</td> <td>4,92</td> <td>25,20</td> </tr> </tbody> </table> | | | Cu(mg/L) | Cr(mg/L) | Pb(mg/L) | Zn(mg/L) | Condiciones iniciales | 6,18 | 4 | 3,5 | 12 | Pozo anódico | 15,83 | 22,4 | 4,6 | 52 | Pozo catódico | 0,09 | 0,39 | 0,1 | 0,04 | Concentración promedio | 2,54 | 7,45 | 4,92 | 25,20 | | | | | | | | | | |
| | Cu(mg/L) | Cr(mg/L) | Pb(mg/L) | Zn(mg/L) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Condiciones iniciales | 6,18 | 4 | 3,5 | 12 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pozo anódico | 15,83 | 22,4 | 4,6 | 52 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pozo catódico | 0,09 | 0,39 | 0,1 | 0,04 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Concentración promedio | 2,54 | 7,45 | 4,92 | 25,20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| FICHA TÉCNICA #9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------------|-------|------|-----|----|--------------|-------|------|-----|----|---------------|-------|------|-----|------|------------------------|-------|------|-----|-------|---|-------|------|-----|----|---|-------|-----|---|----|
| NÚMERO DE ENSAYO | 8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TÍTULO DE ENSAYO | Remediación electrocinética de suelo agrícola con sulfato ferroso como agente humectante | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TIPO DE ENSAYO | Remediación electrocinética Cuantificación de metales en muestras de suelo mediante test TCLP | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TIPO DE MUESTRA | Suelo Agrícola | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| NÚMERO DE MUESTRA | SA4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| OBJETIVO | Determinar la migración iónica de cobre, cromo, plomo y zinc. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| RESULTADO DE LA PRUEBA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1"> <thead> <tr> <th>Zona</th> <th>Cu (mg/L)</th> <th>Cr (mg/L)</th> <th>Pb (mg/L)</th> <th>Zn(mg/L)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1</td> <td>3,89</td> <td>0,18</td> <td>1,1</td> <td>62</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>14,02</td> <td>2,03</td> <td>2,6</td> <td>55</td> </tr> <tr> <td>3</td> <td>11,51</td> <td>1,2</td> <td>0,9</td> <td>47</td> </tr> <tr> <td>4</td> <td>14,95</td> <td>2,28</td> <td>2,2</td> <td>47</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>19,32</td> <td>2,07</td> <td>3,6</td> <td>38</td> </tr> <tr> <td>6</td> <td>12,64</td> <td>8,8</td> <td>4</td> <td>22</td> </tr> </tbody> </table> | | Zona | Cu (mg/L) | Cr (mg/L) | Pb (mg/L) | Zn(mg/L) | 1 | 3,89 | 0,18 | 1,1 | 62 | 2 | 14,02 | 2,03 | 2,6 | 55 | 3 | 11,51 | 1,2 | 0,9 | 47 | 4 | 14,95 | 2,28 | 2,2 | 47 | 5 | 19,32 | 2,07 | 3,6 | 38 | 6 | 12,64 | 8,8 | 4 | 22 |
| Zona | Cu (mg/L) | Cr (mg/L) | Pb (mg/L) | Zn(mg/L) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 3,89 | 0,18 | 1,1 | 62 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 | 14,02 | 2,03 | 2,6 | 55 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 | 11,51 | 1,2 | 0,9 | 47 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 | 14,95 | 2,28 | 2,2 | 47 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 | 19,32 | 2,07 | 3,6 | 38 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 | 12,64 | 8,8 | 4 | 22 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Cu(mg/L)</th> <th>Cr(mg/L)</th> <th>Pb(mg/L)</th> <th>Zn(mg/L)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Condiciones iniciales</td> <td>17,37</td> <td>3,65</td> <td>4,4</td> <td>74</td> </tr> <tr> <td>Pozo anódico</td> <td>29,22</td> <td>33,4</td> <td>5,6</td> <td>30</td> </tr> <tr> <td>Pozo catódico</td> <td>2,43</td> <td>1,15</td> <td>0,3</td> <td>1,65</td> </tr> <tr> <td>Promedio concentración</td> <td>12,72</td> <td>2,76</td> <td>2,4</td> <td>45,17</td> </tr> </tbody> </table> | | | Cu(mg/L) | Cr(mg/L) | Pb(mg/L) | Zn(mg/L) | Condiciones iniciales | 17,37 | 3,65 | 4,4 | 74 | Pozo anódico | 29,22 | 33,4 | 5,6 | 30 | Pozo catódico | 2,43 | 1,15 | 0,3 | 1,65 | Promedio concentración | 12,72 | 2,76 | 2,4 | 45,17 | | | | | | | | | | |
| | Cu(mg/L) | Cr(mg/L) | Pb(mg/L) | Zn(mg/L) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Condiciones iniciales | 17,37 | 3,65 | 4,4 | 74 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pozo anódico | 29,22 | 33,4 | 5,6 | 30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pozo catódico | 2,43 | 1,15 | 0,3 | 1,65 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Promedio concentración | 12,72 | 2,76 | 2,4 | 45,17 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| FICHA TÉCNICA #10 | | | | | | |
|-------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------|----------------|------------------|-------------------|----------------|
| NÚMERO DE ENSAYO | 9 | | | | | |
| TÍTULO DE ENSAYO | Remediación electrocinética de relave minero con sulfato ferroso como agente humectante | | | | | |
| TIPO DE ENSAYO | Remediación electrocinética Cuantificación de metales en muestras de suelo mediante test TCLP | | | | | |
| TIPO DE MUESTRA | Relave minero | | | | | |
| NÚMERO DE MUESTRA | Rv2 | | | | | |
| OBJETIVO | Determinar la migración iónica de cobre y zinc. | | | | | |
| RESULTADO DE LA PRUEBA | | | | | | |
| | Cu (mg/L) | Cu (mg/Kg) | Cu (mg) | Zn (mg/L) | Zn (mg/Kg) | Zn (mg) |
| Día 1 | 0,03 | 600 | 360 | 0,01 | 200 | 120 |
| Día 2 | 0,38 | 7 600 | 4 560 | 0,15 | 3 000 | 1 800 |
| Z1 | 0,23 | 4 600 | 230 | 2,43 | 48 600 | 2430 |
| Z1 | 0,06 | 1 200 | 60 | 0,47 | 9 400 | 470 |
| Z2 | 0,02 | 400 | 40 | 0,45 | 9 000 | 900 |
| Z3 | 0,02 | 400 | 40 | 0,4 | 8 000 | 800 |
| Z4 | 0,02 | 400 | 40 | 0,22 | 4 400 | 440 |
| Z5 | 0,01 | 200 | 20 | 0,03 | 600 | 60 |
| Z6 | 0,16 | 3 200 | 320 | 0,56 | 11 200 | 1 120 |
| | Total | | 750 | Total | | 6 220 |

| FICHA TÉCNICA #11 | | | | | | |
|-------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------|--------------|-----------------------------------------|------------------|--------------|-----------------------------------------|
| NÚMERO DE ENSAYO | 9 | | | | | |
| TÍTULO DE ENSAYO | Remediación electrocinética de relave minero con sulfato ferroso como agente humectante | | | | | |
| TIPO DE ENSAYO | Monitoreo de pH | | | | | |
| TIPO DE MUESTRA | Relave minero | | | | | |
| NÚMERO DE MUESTRA | Rv2 | | | | | |
| OBJETIVO | Determinar el cambio de pH en los pozos debido al tratamiento | | | | | |
| RESULTADO DE LA PRUEBA | | | | | | |
| Tiempo (h) | pH pozo anódico | amperaje (A) | Densidad de carga (mA/cm ²) | pH pozo catódico | amperaje (A) | Densidad de carga (mA/cm ²) |
| 0 | 7,43 | 0,05 | 0,625 | 7,8 | 0,05 | 0,625 |
| 0,5 | 7,06 | 0,05 | 0,625 | 7,54 | 0,05 | 0,625 |
| 0,58 | 5,54 | 0,05 | 0,625 | 6,51 | 0,05 | 0,625 |
| 0,67 | 5,69 | 0,05 | 0,625 | 6,57 | 0,05 | 0,625 |
| 0,75 | 5,45 | 0,05 | 0,625 | 6,5 | 0,05 | 0,625 |
| 0,83 | 5,3 | 0,05 | 0,625 | 6,62 | 0,05 | 0,625 |
| 0,92 | 5,34 | 0,05 | 0,625 | 6,6 | 0,05 | 0,625 |
| 1 | 5,38 | 0,04 | 0,5 | 6,75 | 0,04 | 0,5 |
| 1,17 | 5,66 | 0,04 | 0,5 | 6,86 | 0,04 | 0,5 |
| 1,33 | 5,57 | 0,04 | 0,5 | 6,9 | 0,04 | 0,5 |
| 1,5 | 5,48 | 0,04 | 0,5 | 7,76 | 0,04 | 0,5 |
| 1,67 | 5,13 | 0,04 | 0,5 | 8,61 | 0,04 | 0,5 |
| 1,83 | 5,02 | 0,04 | 0,5 | 9,24 | 0,04 | 0,5 |
| 2 | 5,17 | 0,04 | 0,5 | 9,53 | 0,04 | 0,5 |
| 2,17 | 5,14 | 0,04 | 0,5 | 9,72 | 0,04 | 0,5 |
| 2,33 | 5,08 | 0,04 | 0,5 | 9,7 | 0,04 | 0,5 |
| 2,5 | 5,04 | 0,04 | 0,5 | 9,83 | 0,04 | 0,5 |
| 2,67 | 4,97 | 0,04 | 0,5 | 9,95 | 0,04 | 0,5 |
| 2,83 | 4,95 | 0,04 | 0,5 | 10,43 | 0,04 | 0,5 |
| 3 | 4,95 | 0,03 | 0,375 | 11,04 | 0,03 | 0,375 |
| 3,5 | 5,12 | 0,03 | 0,375 | 11,91 | 0,03 | 0,375 |
| 4 | 4,85 | 0,03 | 0,375 | 12,71 | 0,03 | 0,375 |

| | | | | | | |
|-------|------|-------|--------|-------|-------|--------|
| 4,5 | 6,46 | 0,03 | 0,375 | 9,96 | 0,03 | 0,375 |
| 5 | 6,57 | 0,03 | 0,375 | 11,42 | 0,03 | 0,375 |
| 5,5 | 6,19 | 0,03 | 0,375 | 12,26 | 0,03 | 0,375 |
| 6 | 6,11 | 0,03 | 0,375 | 12,11 | 0,03 | 0,375 |
| 6,5 | 5,91 | 0,03 | 0,375 | 11,59 | 0,03 | 0,375 |
| 7 | 7,05 | 0,03 | 0,375 | 11,51 | 0,03 | 0,375 |
| 7,5 | 6,43 | 0,03 | 0,375 | 12 | 0,03 | 0,375 |
| 8 | 6,82 | 0,03 | 0,375 | 12,4 | 0,03 | 0,375 |
| 23 | 3,24 | 0,02 | 0,25 | 12,89 | 0,02 | 0,25 |
| 24 | 4,56 | 0,02 | 0,25 | 12,42 | 0,02 | 0,25 |
| 24,5 | 3,64 | 0,03 | 0,375 | 5,04 | 0,03 | 0,375 |
| 25 | 3,22 | 0,03 | 0,375 | 4,96 | 0,03 | 0,375 |
| 25,5 | 3,2 | 0,03 | 0,375 | 8,07 | 0,03 | 0,375 |
| 26 | 3,31 | 0,03 | 0,375 | 9,8 | 0,03 | 0,375 |
| 28 | 2,92 | 0,03 | 0,375 | 11,37 | 0,03 | 0,375 |
| 28,5 | 4,5 | 0,03 | 0,375 | 10,51 | 0,03 | 0,375 |
| 29 | 4,02 | 0,03 | 0,375 | 12,1 | 0,03 | 0,375 |
| 29,5 | 3,45 | 0,03 | 0,375 | 12,14 | 0,03 | 0,375 |
| 30 | 3,07 | 0,03 | 0,375 | 12,8 | 0,03 | 0,375 |
| 32 | 2,9 | 0,03 | 0,375 | 12,97 | 0,03 | 0,375 |
| 47 | 2,39 | 0,02 | 0,25 | 13,5 | 0,02 | 0,25 |
| 48 | 4,14 | 0,03 | 0,375 | 11,83 | 0,03 | 0,375 |
| 48,5 | 3,29 | 0,03 | 0,375 | 12,93 | 0,03 | 0,375 |
| 49 | 2,98 | 0,03 | 0,375 | 12,69 | 0,03 | 0,375 |
| 49,5 | 2,91 | 0,03 | 0,375 | 12,77 | 0,03 | 0,375 |
| 50 | 2,86 | 0,03 | 0,375 | 12,83 | 0,03 | 0,375 |
| 52 | 2,85 | 0,03 | 0,375 | 11,86 | 0,03 | 0,375 |
| 53 | 2,8 | 0,03 | 0,375 | 11,99 | 0,03 | 0,375 |
| 54 | 2,87 | 0,03 | 0,375 | 12 | 0,03 | 0,375 |
| 56 | 2,62 | 0,03 | 0,375 | 12,09 | 0,03 | 0,375 |
| 71 | 2,52 | 0,025 | 0,3125 | 13,02 | 0,025 | 0,3125 |
| 71,5 | 4,13 | 0,025 | 0,3125 | 11,98 | 0,025 | 0,3125 |
| 71,75 | 3,75 | 0,025 | 0,3125 | 12,07 | 0,025 | 0,3125 |
| 72 | 3,33 | 0,03 | 0,375 | 12,63 | 0,03 | 0,375 |
| 72,25 | 3,29 | 0,03 | 0,375 | 12,95 | 0,03 | 0,375 |

| | | | | | | |
|-------|------|-------|--------|-------|-------|--------|
| 72,5 | 3,2 | 0,03 | 0,375 | 13,04 | 0,03 | 0,375 |
| 72,75 | 3,1 | 0,03 | 0,375 | 4,79 | 0,03 | 0,375 |
| 73 | 2,99 | 0,03 | 0,375 | 4,9 | 0,03 | 0,375 |
| 73,25 | 3,01 | 0,03 | 0,375 | 4,94 | 0,03 | 0,375 |
| 73,5 | 3,09 | 0,03 | 0,375 | 5,27 | 0,03 | 0,375 |
| 73,75 | 2,91 | 0,03 | 0,375 | 5,4 | 0,03 | 0,375 |
| 75 | 2,91 | 0,03 | 0,375 | 5,34 | 0,03 | 0,375 |
| 77 | 2,74 | 0,03 | 0,375 | 5,56 | 0,03 | 0,375 |
| 77,5 | 2,79 | 0,03 | 0,375 | 5,85 | 0,03 | 0,375 |
| 78 | 2,59 | 0,025 | 0,3125 | 6,17 | 0,025 | 0,3125 |
| 78,5 | 2,74 | 0,025 | 0,3125 | 6,23 | 0,025 | 0,3125 |
| 79 | 2,45 | 0,025 | 0,3125 | 6,5 | 0,025 | 0,3125 |
| 81 | 2,55 | 0,025 | 0,3125 | 12,67 | 0,025 | 0,3125 |
| 81,5 | 4,69 | 0,03 | 0,375 | 9,2 | 0,03 | 0,375 |
| 82 | 3,62 | 0,03 | 0,375 | 9,28 | 0,03 | 0,375 |
| 95 | 2,54 | 0,02 | 0,25 | 10,46 | 0,02 | 0,25 |
| 95,5 | 4,29 | 0,02 | 0,25 | 8,26 | 0,02 | 0,25 |
| 96 | 3,63 | 0,02 | 0,25 | 8,69 | 0,02 | 0,25 |
| 97 | 3,26 | 0,02 | 0,25 | 9,56 | 0,02 | 0,25 |
| 97,5 | 2,86 | 0,02 | 0,25 | 9,74 | 0,02 | 0,25 |
| 97,75 | 2,56 | 0,02 | 0,25 | 9,67 | 0,02 | 0,25 |
| 98 | 2,57 | 0,02 | 0,25 | 9,65 | 0,02 | 0,25 |
| 100 | 2,44 | 0,02 | 0,25 | 9,42 | 0,02 | 0,25 |
| 101 | 4,02 | 0,02 | 0,25 | 9,38 | 0,02 | 0,25 |
| 102 | 3,01 | 0,02 | 0,25 | 9,92 | 0,02 | 0,25 |
| 104 | 3,07 | 0,02 | 0,25 | 11,78 | 0,02 | 0,25 |