



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO
EN INGENIERÍA**

FACULTAD DE QUÍMICA

**REMOCIÓN DE CADMIO Y ZINC DE AGUAS RESIDUALES DE
UNA INDUSTRIA MINERA MEDIANTE REACTORES
BIOLÓGICOS QUE SIMULAN UN HUMEDAL ARTIFICIAL**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRA EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL – RESIDUOS PELIGROSOS**

PRESENTA:

I.Q. VIANEY RUIZ LÓPEZ

TUTOR:

**PROFA. DRA. ING. MARÍA DEL CARMEN DURÁN DOMÍNGUEZ DE
BAZÚA**

2009



JURADO ASIGNADO

Presidente: M.I. José Luis Martínez Palacios (Instituto de Ingeniería, UNAM)
Secretario: M.I. Esperanza Ramírez Camperos (IMTA)
Vocal: Dra. Ma. del Carmen Durán Domínguez (Facultad de Química, UNAM)
1^{er} Suplente: Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez (IMTA)
2^{do} Suplente: Dr. José Antonio Barrera Godínez (Facultad de Química, UNAM)

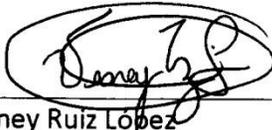
Lugar donde se realizó la tesis:

Laboratorio E-301, Programa de Ingeniería Química Ambiental y de Química Ambiental, Facultad de Química, UNAM



Tutor principal

Dra. Ing. María del Carmen Durán Domínguez de
Bazúa



Sustentante

I.Q. Vianey Ruiz López

AGRADECIMIENTOS

A mis Padres, por siempre estar a mi lado y apoyarme incondicionalmente a realizar todas las metas que me fijo y nunca dejarme caer aún cuando las cosas se tornan difíciles. Gracias por su paciencia y dedicación, por el amor que me han dado sin esperar nada a cambio y sus mensajes de aliento, sin ustedes este proyecto no se habría hecho realidad, siempre están en mi corazón.

A mis hermanos, mis dos mejores amigos, por los abrazos y palabras de aliento que siempre tienen para mí, han sido un gran ejemplo a seguir durante mi peregrinar en la vida y me han enseñado a luchar y no rendirme hasta lograr mis sueños.

A mi asesora, la Dra. Ma. del Carmen Durán Domínguez de Bazúa, por haberme dado la gran oportunidad de trabajar a su lado y por todos los sabios consejos y apoyo recibido durante estos dos años de maestría.

Al Mtro. José Luis Martínez Palacios y la Mtra. Esperanza Ramírez Camperos, miembros de mi Comité Tutoral, por el apoyo y sugerencias durante la realización de este proyecto de investigación. Así como también, a la Dra. Gabriela Moeller Chávez y el Dr. Antonio Barrera Godínez, por su revisión y valiosos comentarios.

A todos mis compañeros y amigos, Cuquis, Amalia, Erik, Nancy, Sandra, Juan Luis, Iván, Alberto, Leonardo y Benji, por todo su apoyo y cariño. Un agradecimiento especial a Cuquis por haberme ayudado y guiado durante la realización de este proyecto.

Al M. en C. Rolando García, la Dra. Marisela Bernal, M. en A.I. Landy Ramírez e Irene González y todo el personal del laboratorio.

Al Dr. Ciro Márquez Herrera, por su asesoría y apoyo en los análisis de metales. Asimismo al personal de la empresa minera cooperante por el apoyo logístico en las visitas a la mina y toma de muestras.

A la UNAM y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca de posgrado.

A mis profesores por sus enseñanzas.

A todos aquellos que en algún momento de mi vida me han brindado su cariño y amistad.

A mi Nina, por cuidarme siempre desde allá arriba y ser mi ángel guardián.

A todos ¡GRACIAS!

Índice	Pág.
RESUMEN	11
ABSTRACT	12
GLOSARIO	13
1. INTRODUCCIÓN	16
1.1. Planteamiento del problema	16
1.2. Objetivo	18
1.3. Hipótesis	18
1.4. Metas	18
2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS	20
2.1. La industria minera en México	20
2.2. Proceso de concentración de minerales en la empresa minera cooperante	22
2.3. Generación y problemática de los drenajes ácidos de minas	25
2.4. Control y tratamiento del drenaje ácido de mina	27
2.5. Aspectos generales sobre los sistemas de humedales artificiales	29
2.6. Mecanismos de remoción de metales en humedales artificiales	33
2.6.1. Procesos físicos de remoción	33
2.6.2. Procesos químicos de remoción	34
2.6.3. Procesos biológicos de remoción	37
2.7. Características generales de los metales Cadmio (Cd) y Zinc (Zn)	40
3. METODOLOGÍA	46
3.1. Construcción de las unidades experimentales	46
3.2. Experimentos de adaptación de los sistemas	47
3.2.1. Dosificación de solución nutritiva	47
3.2.2. Dosificación de una mezcla de lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%)	48
3.3. Tratamiento del agua de reproceso proveniente de la industria minera	49
3.4. Métodos analíticos	50
3.4.1. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)	51
3.4.2. Determinación del potencial de hidrógeno (pH), CE (conductividad eléctrica), SDT (sólidos disueltos totales) y salinidad	51
3.4.3. Medición del potencial de óxido-reducción (pOR)	52

3.4.4. Contenido de metales en las plantas	52
3.4.5. Contenido de metales en el influente y efluente.....	53
3.4.6. Determinación de sulfatos	54
3.4.7. Crecimiento vegetal	54
3.4.8. Balance de materia “grosso modo” para Cd y Zn	54
3.5. Diseño experimental	54
3.6. Análisis estadístico	54
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	57
4.1. Resultados obtenidos durante la fase de adaptación de los sistemas con la mezcla de lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%).....	57
4.1.1. Potencial de hidrógeno (pH)	58
4.1.2. Conductividad eléctrica (CE)	59
4.1.3. Sólidos suspendidos totales (SST) y salinidad	59
4.1.4. Potencial de óxido-reducción (pOR)	59
4.1.5. Concentración de sulfatos.....	60
4.1.6. Concentraciones de cadmio y zinc	60
4.2. Resultados obtenidos durante el tratamiento del agua de reproceso de la empresa minera	69
4.2.1. Potencial de hidrógeno (pH)	70
4.2.2. Conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT) y salinidad	72
4.2.3. Potencial de óxido-reducción (pOR)	74
4.2.4. Demanda química de oxígeno (DQO _{soluble})	74
4.2.6. Concentraciones de cadmio y zinc	79
4.3. Análisis del material biológico.....	88
4.5. Balance global de metales.....	90
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	93
5.1. Conclusiones.....	93
5.2. Recomendaciones para investigaciones futuras.....	94
AI.I. Determinación de la demanda química de oxígeno (Reflujo cerrado, método colorimétrico)	97
AI.II. Determinación del valor de pH y temperatura.....	98
AI.III. Técnica usada para determinar el potencial de óxido-reducción.....	98

AI.IV. Determinación de masa fresca, masa seca y porcentaje de humedad	99
AI.V. Determinación de metales en los materiales biológicos.....	99
AI.VI. Contenido de metales en el influente y efluente	100
AI.VII. Determinación de sulfatos.....	100
AI.VIII. Manejo, tratamiento y disposición de los residuos generados durante el desarrollo experimental	101
AII.I. Temperatura del laboratorio	104
AII.II. Crecimiento vegetal	105
AII.III. pH, CE, SDT, Salinidad y pOR.....	107
AII.IV. Concentración de sulfatos	111
AII. V. Concentración de metales totales	112
AII.VI. Concentración de metales solubles.....	117
AII.VII. Temperatura del laboratorio	122
AII.VIII. Crecimiento vegetal.....	123
AII.IX. pH, CE, SDT, Salinidad y pOR.....	125
AII.X. $DQO_{soluble}$	132
AII.XI. Concentración de sulfatos	134
AII. XII. Concentraciones de Cd y Zn solubles.....	135
AII. XIII. Concentraciones de Cd y Zn totales.....	137
AII. XIV. Masa fresca, masa seca y porcentaje de humedad de las hidrofitas	139
AII. XV. Concentración de metales en la parte aérea y parte radicular de las hidrofitas	140
AII. XVI. Pérdidas por evapotranspiración.....	140
AII. XVII. Variación entre mediciones de pOR con potenciómetro comercial y tarjeta de adquisición de datos	141
AIV.I Balance de $Cd_{soluble}$	161
AIV.II Balance de Cd_{total}	163
AIV.II Balance de $Zn_{soluble}$	166
AIV.II Balance de Zn_{total}	169
BIBLIOGRAFÍA.....	174

Índice de figuras

Figura 2.1 Diagrama de flujo del proceso que se lleva a cabo en la empresa minera cooperante (Pacheco-Gutiérrez, 2006).....	23
Figura 2.2 Presa de Jales Núm. 2 en las instalaciones de la empresa minera bajo estudio.....	24
Figura 2.3 Drenaje ácido de minas (Gamonal-Pajares, 2007).....	26
Figura 2.4 Humedal artificial de tipo superficial (Kadlec y Knight, 1996).....	29
Figura 2.5 Humedal artificial de tipo subsuperficial (Kadlec y Knight, 1996).....	30
Figura 2.6 Humedal artificial con plantas flotantes (IWA, 2000).....	30
Figura 2.7 Tipos de plantas utilizadas en un humedal artificial. De izquierda a derecha; emergentes, de raíces flotantes, sumergidas, y de libre flotación (Nyquist y Greger, 2003).....	32
Figura 3.1 Semillero de <i>Typha latifolia</i> ubicado en el Conjunto E, Facultad de Química, UNAM.....	46
Figura 3.2 Sistemas de humedales artificiales a utilizar durante la fase experimental.....	47
Figura 3.3 Celdas de humedad a escala piloto (González-Sandoval, 2008).....	49
Figura 3.4 Punto de muestreo (presa de jales en la empresa minera cooperante).....	50
Figura 3.5 Equipo de campo utilizado para la medición de pH, CE, SDT y salinidad.....	51
Figura 3.6 Sistema de adquisición de datos para la medición de los potenciales de óxido-reducción.....	52
Figura 3.7 Equipo de espectrofotometría inducida con plasma.....	53
Figura 4.1 Humedales experimentales. A la derecha se muestran al inicio de esta etapa experimental, a la izquierda al final de la misma.....	58
Figura 4.2 Concentraciones de $Cd_{soluble}$ medidas en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta.....	62
Figura 4.3 Remoción de $Cd_{soluble}$, en %, obtenida en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde: MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta.....	62
Figura 4.4 Concentraciones de Cd_{total} medidas en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde: MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta.....	63
Figura 4.5 Remoción de Cd_{total} , en %, obtenida en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde: MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta.....	64
Figura 4.6 Concentraciones de $Zn_{soluble}$ medidas en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde: MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta.....	65

Figura 4.7 % de Remoción de $Zn_{soluble}$ obtenidos en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta 66

Figura 4.8 Concentraciones de Zn_{total} medidas en los reactores con solución nutritiva (100%), donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta 67

Figura 4.9 Remoción de Zn_{total} , en %, obtenida en los reactores con solución nutritiva (100%), donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta 67

Figura 4.10 Concentraciones de Zn_{total} medidas en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta 68

Figura 4.11 %Remoción de Zn_{total} obtenidos en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta 68

Figura 4.12 Valores de CE medidos en los reactores con solución nutritiva al 100%, donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta 73

Figura 4.13 Valores de CE medidos en los reactores con agua de reproceso de la empresa minera., donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta 73

Figura 4.14 Medición de pOR en el transcurso de un día medidos en el fondo (30 cm) de los sistemas experimentales, donde SMP: promedio de los reactores con solución nutritiva con planta; SMSP: promedio de los reactores con solución nutritiva sin planta; ARP: promedio de los reactores con agua de reproceso con planta; ARSP: promedio de los reactores con agua de reproceso sin planta 75

Figura 4.15 Medición de pOR en el transcurso de un día medidos en la zona radicular (15 cm) de los sistemas experimentales, donde SMP: promedio de los reactores con solución nutritiva con planta; SMSP: promedio de los reactores con solución nutritiva sin planta; ARP: promedio de los reactores con agua de reproceso con planta; ARSP: promedio de los reactores con agua de reproceso sin planta 75

Figura 4.16 $DQO_{soluble}$ medida en los reactores con solución nutritiva al 100%, donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta 76

Figura 4.17 $DQO_{soluble}$ medida en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta 77

Figura 4.18 de Remoción de $DQO_{soluble}$, en %, obtenida en los reactores con solución nutritiva al 100%, donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta 77

Figura 4.19 Remoción de $DQO_{soluble}$, en %, obtenida en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta..... 78

Figura 4.20 Concentraciones de $Cd_{soluble}$ en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta 80

Índice de tablas

Tabla 3.1 Concentraciones de macro y micronutrientes contenidos en la solución nutritiva mineral utilizada durante esta investigación	48
Tabla 3.2 Sistema experimental (tratamiento de lixiviados)	49
Tabla 3.3 Sistema experimental (tratamiento del agua residual real).....	50
Tabla 3.4 Características del diseño experimental seleccionado.....	55
Tabla 3.5 Niveles de factor.....	55
Tabla 4.1 Principales características de la mezcla de lixiviados y solución nutritiva	57
Tabla 4.2 Principales características del agua de reproceso de la empresa minera cooperante	69
Tabla 4.3 Masa fresca, masa seca y % de humedad calculados en la parte aérea de las macrófitas	88
Tabla 4.4 Masa fresca, masa seca y % de humedad calculados en la zona radicular de las macrófitas	88
Tabla 4.5 Concentraciones de Cd y Zn acumuladas en la parte aérea de las macrófitas	89
Tabla 4.6 Concentraciones de Cd y Zn acumuladas en la zona radicular de las macrófitas	89
Tabla 4.7 Balance global de $Cd_{soluble}$	90
Tabla 4.8 Balance global de Cd_{total}	90
Tabla 4.9 Balance global de $Zn_{soluble}$	91
Tabla 4.10 Balance global de Zn_{total}	91

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue estudiar el efecto que tiene la adición de un agua residual proveniente de una mina productora de concentrados de minerales de sulfuros que contienen cadmio y zinc, entre otros, sobre la eficiencia de depuración de un humedal artificial a escala de laboratorio. Se diseñaron y construyeron ocho reactores de PVC de 15 cm de diámetro por 40 cm de alto, empacados con escoria volcánica con diámetro granular de 12-16 mm, utilizada como medio de soporte. Se adaptaron plantas acuáticas o hidrofitas (*Typha latifolia*) a las condiciones del laboratorio y se hizo el seguimiento analítico del proceso de remoción de los metales, con énfasis en el cadmio y el zinc, utilizando como parámetros la medición de la DQO_{soluble}, potencial de óxido-reducción (pOR), potencial de hidrógeno (pH) y concentración de metales y de sulfatos en el influente y efluente de los sistemas experimentales. Se cuantificaron también los metales en estudio presentes en la biomasa de las plantas. Se comprobó que los sistemas de humedales artificiales pueden ser utilizados de manera eficiente en la remoción de cadmio y zinc, siendo mejor la eficiencia en el caso del cadmio. Los porcentajes de remoción obtenidos fueron, para el Cd, del 94% en los sistemas con planta y en los sistemas sin planta del 40%, en promedio, con una tendencia a disminuir con el tiempo debido a la saturación del sistema. En el caso del Zn los porcentajes de remoción fueron de, aproximadamente, el 60% en sistemas con planta y 50% para los sistemas sin planta. Las concentraciones de metales en los efluentes de los reactores alcanzaron valores que se encuentran en su mayoría por debajo de los límites máximos permitidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 (0.1 mg/L promedio mensual para descargas destinadas a uso público urbano y protección de vida acuática y 0.2 mg/L promedio mensual para riego agrícola, lo anterior aplicable para Cd; en el caso del Zn, 10 mg/L promedio mensual para cualquier uso o disposición y 20 mg/L promedio diario también para cualquier uso o disposición) indicando la bondad de los sistemas, no solamente de humedales artificiales sino incluso de los reactores sin planta, especialmente para el zinc. Los valores registrados de pOR fueron positivos para las dos profundidades medidas (15 y 30 cm), siendo más altos los medidos a 15 cm que fue en donde se encontraba la zona radicular de la planta. Esto sugiere que las condiciones en los reactores son predominantemente oxidantes y la planta contribuye a la oxigenación de los mismos. Aún cuando las características del agua tratada fueron ácidas, el tipo de vegetación utilizada soportó las condiciones a las cuales fue expuesta, durante todo el periodo de experimentación. Esto permitiría, en una primera instancia, recomendar el uso de esta especie para el tratamiento del agua de reproceso antes de retornarla al proceso principal de la mina, siempre y cuando se realicen experimentos a una escala mayor en la propia mina que generen la información de ingeniería conceptual para ello. Estos experimentos demuestran que los sistemas biológicos, como los estudiados en esta investigación, sí pueden ser utilizados para el tratamiento de las aguas de reproceso de la mina en estudio. En esta investigación, los metales se acumularon en las plantas sobre todo en la parte aérea más que en la zona radicular. De acuerdo con la literatura, las especies de *Typha latifolia* se consideran como acumuladoras de metales debido a que la relación entre la concentración de metal en la parte aérea y la concentración en la zona radicular es mayor a 1. En esta investigación se logró comprobar esta afirmación.

Palabras clave: **Cadmio, zinc, remoción, aguas residuales, industria minera, reactores biológicos de laboratorio simulando humedales artificiales**

ABSTRACT

In this research, the effect of a processing aqueous mine effluent containing cadmium and zinc, with respect to removal efficiency in a lab scale artificial wetland, was studied. Eight PVC reactors were constructed (15 cm diameter, 40 cm height), and packed with volcanic slag with granulometric average size of 12-16 mm. Hydrophytes (*Typha latifolia*) were adapted to lab conditions and the analytic follow-up of the metals removal (cadmium and zinc), as well as COD_{soluble}, redox potential (pOR), sulfates concentration, and pH in both influents and effluents of the reactors was carried out. Cadmium and zinc were also quantified in the hydrophytes biomass. Conclusions derived were the following: Artificial wetlands used were efficient to remove cadmium. Removal percentages were around 94% and in the reactors without hydrophytes were 40%, with a tendency to decrease with time due to system saturation. These results seem to indicate that the plants have a higher cadmium retention capacity than microorganisms and support medium. For Zn removal efficiencies were around 60% for the reactor with plant and 50% for the controls without it. Hydrophytes seem to play a little effect on the removal rate due to the toxicity of this metal for plants. Metals concentrations in reactors effluents reached values below the normativity limits (NOM-001-SEMARNAT-1996, 0.1 for contact and 0.4 mg Cd/L for irrigation, and 10 for contact and 20 mg Zn/L for irrigation), indicating the goodness of the systems, not only the artificial wetlands but even the non plant reactors, especially for zinc. Differences between metals, COD, and sulfates removal percentage in the systems with and without plant were evident when mining processing effluents were fed. Values of pOR are positive for the two depths measured (15 and 30 cm), with the highest values for 15 cm where the rizosphere is located. These results indicate predominantly oxidant conditions, and hydrophytes seem to play a role for the oxygenation of the reactors. In spite of the acidic conditions, *Typha* endured the 20 weeks the experiments last. Thus, this species might be recommended for the treatment of reprocessing mine effluents, especially if pilot experiments in the mine could be carried out to obtain conceptual engineering data. These experiments demonstrated that biological systems such as those studied here, can be used for the treatment of this type of effluents of the cooperating mine. Metals bioaccumulation in the plants indicated that they are accumulated in the aerial part more than in the rizosphere. According to literature, *Typha latifolia* species are considered metals bioaccumulating plants since the ratio between aerial and root metal concentrations is higher than 1. The present research corroborated this affirmation.

Key Words: **Cadmium, zinc, removal, wastewaters, mining industry, lab biological reactors simulating artificial wetlands**

GLOSARIO

Chichicaxtle	Lentejilla de agua (<i>Lemna minor</i> L., <i>Lemna gibba</i> L.), del náhuatl <i>chíchic</i> , amargo y <i>achtli</i> , semilla o pepita
DAM	Drenaje ácido de minas. Término usado para designar los lixiviados formados por la oxidación de la pirita provenientes de presas de jales, minas o material expuesto por las actividades mineras
Detritus	Resultado de la descomposición de una masa sólida en partículas
INE	Instituto Nacional de Ecología
Intemperie	Del latín <i>intemperies</i> . Desigualdad del tiempo. A cielo descubierto, sin techo ni otra protección
<i>Intemperización o Intemperismo</i>	Palabras que no existen en el Diccionario de la RAE que fueron acuñadas para tipificar los procesos que ocurren sobre los materiales pétreos por efectos de los cambios climáticos (vientos, lluvia, diferencias de temperatura) y de los organismos (microorganismos, plantas, animales)
Jal, presa de jales	Palabra de origen náhuatl que significa arenas o partículas finas (<i>xalli</i>), nombre dado a los residuos de las minas (relaves o colas)
Lixiviado	Líquido proveniente de los residuos, el cual se forma por reacción química, arrastre o percolación y que contiene, disueltos o en suspensión, componentes que se encuentran en los mismos residuos
Monitor	Aparato que revela la presencia de las radiaciones y da una idea más o menos precisa de su intensidad. Suelen ser detectores muy sensibles y de poca precisión
<i>Monitoreo</i>	La palabra monitoreo no está registrada en el Diccionario. Las que se muestran a continuación tienen una escritura cercana: Monitorio, monitor
Normativa	Conjunto de normas aplicables a una determinada materia o actividad
<i>Normatividad</i>	La palabra normatividad no está en el Diccionario de la Real Academia de la Lengua Española. Vigésima segunda edición
Prospección	Exploración del subsuelo basada en el examen de los caracteres del terreno y encaminada a descubrir yacimientos minerales, petrolíferos, aguas subterráneas, etc.
TRH	Tiempo de residencia hidráulica

SMP	Sin metal, con planta
SMSP	Sin metal, sin planta
MP	Metal, planta
MSP	Metal, sin planta
ARP	Agua de reproceso, con planta
ARSP	Agua residual, sin planta

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Planteamiento del problema

La creciente presencia de metales en formas químicas biodisponibles en el ambiente y su efecto negativo sobre los seres vivos está generando la necesidad de encontrar tecnologías adecuadas para su estabilización. Uno de los muchos casos donde se da este fenómeno es el de los efluentes sólidos de los procesos de concentración, conocidos como jales, por la palabra náhuatl *xalli*, arenas o partículas finas, que se disponen en presas acompañadas de agua del proceso.

Esta agua de proceso, que transporta los jales, sufre cambios químicos al estar expuesta a las condiciones ambientales incluyendo la presencia del oxígeno del aire. Los jales que contienen sulfuros se oxidan a sulfatos y acidifican las condiciones el agua que se tiene en esos depósitos. A esta agua se le conoce como drenaje ácido de mina. Una característica problemática de esta acidez es que promueve la disolución de los metales del jal volviéndolos biodisponibles (*Lizárraga-Mendiola, 2008*).

En la mayor parte de las minas se tienen elevadas concentraciones de pirita, la cual al estar en contacto con el aire y el agua del ambiente contribuye a la formación de ácido sulfúrico y a elevadas concentraciones de metales, principalmente hierro, manganeso y aluminio. Cuando esta agua contaminada alcanza los cuerpos de agua aledaños, pueden ocurrir alteraciones o daños a los ecosistemas presentes, ocasionando la muerte de flora y fauna, además de la contaminación de los recursos hídricos, los cuales pueden tornarse dañinos para el consumo humano o los propósitos agrícolas e industriales concomitantes. También la infiltración del drenaje ácido de mina puede contaminar suelos y el agua subterránea (*Lizárraga-Mendiola, 2008*).

Algunos métodos de tratamiento y formas de control del drenaje ácido de minas que se han estudiado son: La separación de los desechos y su mezcla; el agregar materiales alcalinos, como por ejemplo, caliza, cal, ceniza, entre otros, para amortiguar las reacciones productoras de ácido; el utilizar cubrimientos con la finalidad de minimizar la infiltración de agua y aire; la introducción de ciertos reactivos químicos que reducen la presencia de bacterias sulfuro-oxidantes y el colectar el drenaje ácido y someterlo a algún método pasivo o activo entre los que se encuentran las lagunas anaerobias y los sistemas de *humedales artificiales* (*Gamonal-Pajares, 2007; Sánchez, 1995*).

En el caso particular de los sistemas de humedales artificiales, estos están siendo utilizados en la actualidad en muchos países para el tratamiento de aguas residuales con cierto contenido de metales debido a las ventajas que presentan con respecto a otros métodos de tratamiento, entre

las cuales se encuentran: el bajo costo de construcción y operación, su fácil mantenimiento, su buena eficiencia y confiabilidad en el tratamiento de aguas residuales, su tolerancia a cambios en cargas hidráulicas y biológicas y, los beneficios ecológicos que pueden generar (Lara-B, 1999).

En el caso del tratamiento de aguas residuales con contenidos de metales pesados, se ha observado que la cantidad de metal que puede ser removida por el humedal artificial depende de la interacción entre los procesos de sedimentación, adsorción, intercambio catiónico, actividad microbiana, formación de sulfatos metálicos, precipitación y co-precipitación y la remoción que se presenta por la planta. De esta manera, el proceso completo se vuelve un tanto complejo y difícil de estudiar. La medida en la que estas reacciones pueden ocurrir dependen de la composición del sustrato, el pH del sedimento, las características del agua residual a tratar y las especies de plantas que sean utilizadas (Sheoran, 2006).

Para algunos metales, la remoción por parte de la planta puede ser significativa. Denny (1980) y Greenway y Simpson (1997a,b), realizaron estudios con varias plantas emergentes, acuáticas y de raíces flotantes, concluyendo que todas juegan un papel importante en la remoción de metales pesados. Dependiendo del tipo de planta del que se trate, la remoción se puede llevar a cabo por medio de las raíces en el caso de plantas de tipo emergente y plantas de raíces flotantes y, en el caso de las plantas flotantes, por medio de las hojas y raíces.

Además, se ha demostrado que algunas macrófitas acuáticas como *Typha angustifolia*, *T. elephantiana*, *Desmostachya bipinnata* y *Saccharum bengalense*, entre otras, pueden tolerar altas concentraciones de metales en su biomasa sin presentar efectos negativos en su crecimiento.

Aunque los mecanismos de tolerancia y remoción del metal no están todavía bien comprendidos, los estudios realizados hasta el momento demuestran que el pH del sedimento, el contenido de materia orgánica, el genotipo de las plantas y la temperatura, juegan un papel importante y pueden tener efectos sobre la forma en que se remueve el metal. Es por ello que se requiere de mayor investigación para esclarecer con mayor detalle los mecanismos que se llevan a cabo en los sistemas de humedales artificiales (Sheoran, 2006).

Aprovechando los buenos resultados que se han obtenido al tratar aguas residuales con concentraciones de metales por medio de los sistemas de humedales artificiales y debido a la necesidad de encontrar una alternativa para remediar el problema de la contaminación que pueden generar los drenajes ácidos de minas, en esta investigación se propone el estudio de la remoción de dos metales (Cd y Zn, en específico) presentes en el agua decantada de una presa de jales (agua de reproceso) de una empresa minera ubicada en el municipio de Zacazonapan en el Estado de México, de tal manera que permita el realizar un tratamiento de la misma previo a su contacto con los cuerpos de agua aledaños evitando así que se genere un impacto ambiental en los mismos. Además, este tratamiento ayudaría a reducir posibles interreferencias que se pueden presentar en el proceso de flotación, ayudando a aumentar la eficiencia en la concentración de Pb, Cu y Zn, los cuales, son los metales de interés en la industria minera bajo estudio.

Así pues, de acuerdo con la explicación anterior, a continuación se plantean los objetivos y metas propuestos para llevar a cabo este trabajo experimental.

1.2. Objetivo

El objetivo de esta investigación es estudiar el efecto que tiene la adición de un agua residual de una industria minera conteniendo los metales cadmio y zinc con respecto de la eficiencia de depuración de un humedal artificial a escala de laboratorio.

1.3. Hipótesis

Los sistemas de humedales artificiales a nivel de laboratorio pueden ser empleados de manera eficiente para el tratamiento de aguas residuales que contienen metales pesados en disolución y, en particular, cadmio y zinc.

1.4. Metas

Las metas propuestas para cumplir con el objetivo deseado son las siguientes:

- ◆ Diseño y construcción de los humedales a escala de laboratorio.
- ◆ Adaptación de las plantas (*Typha latifolia*) a las condiciones de laboratorio una vez que se encuentran en los humedales experimentales.
- ◆ Seguimiento de la remoción de los metales, por medio de análisis fisicoquímicos, con énfasis en el cadmio y el zinc, utilizando como parámetros la medición de la DQO_{soluble}, el potencial de óxido-reducción (pOR), el potencial de hidrógeno (pH) a la entrada y salida, la concentración de metales y de sulfatos en el influente y efluente de los humedales experimentales.
- ◆ Cuantificación de los metales bajo estudio presentes en la materia vegetal.

CAPÍTULO II

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

2.1. La industria minera en México

La minería en México es una actividad económica que se ha venido desarrollando desde la época prehispánica en los estados de Taxco, Guerrero, en las Sierras de Querétaro, Oaxaca y Chiapas, así como en la Cuenca del Río Balsas. Durante el Siglo XVI, cobró auge constituyéndose en polo de desarrollo y dando lugar a la creación de ciudades como Chihuahua, Durango, Guanajuato, Saltillo, San Luis Potosí y Zacatecas. Al mismo tiempo, las formas de producción empleadas en la minería fueron causa de graves tensiones sociales, mismas que contribuyeron a desencadenar la Revolución de 1910 y al establecimiento en la Constitución de 1917 del precepto sobre el dominio original de la nación de los recursos del subsuelo en el que se basa la normativa para el aprovechamiento de los minerales y metales.

Puede considerarse además un factor de gran importancia en la apropiación del territorio, apertura de nuevas tierras al dominio del hombre y fundación de los principales centros urbanos del país durante la colonia, así como la creación de la red ferroviaria durante el porfiriato (*Coll-Hurtado y col., 2002*). Al finalizar la Segunda Guerra Mundial, perdió el carácter de columna vertebral de la economía nacional que desempeñó durante cuatro siglos debido a que las nuevas políticas económicas establecidas en el país favorecieron, en primer lugar, el crecimiento de la agricultura comercial y de la industria y del turismo años más tarde. Las siguientes décadas se caracterizaron por el declive de las actividades extractivas, la cada vez menor participación de la minería a pequeña y mediana escala en la actividad, con el advenimiento de las grandes empresas, ahora muchas de ellas transnacionales y la pérdida del papel preponderante en la balanza comercial y, desde luego, la casi nula participación en el producto interno bruto (PIB).

Los bajos precios internacionales de la plata y otros minerales obligaron al cierre de diversas minas en el país. Ha sido hasta los últimos años en que el repunte en los precios internacionales de metales como el cobre o el zinc (debido en parte a la gran demanda de la pujante economía china) ha dado un nuevo auge a la industria minera (*Lomelín-Guillén, 2007*).

En la actualidad, la actividad minera sigue constituyendo una fuente importante de divisas, a pesar de la caída internacional de los precios de los metales, tiene una participación importante en la economía del país, una notable contribución a la producción mundial, y es una fuente destacada de empleos para cerca de un millón de trabajadores. Aporta entre el 1.17% y 1.5% al producto interno bruto nacional y de manera estimada representa el 2.4% de la producción minera mundial. México ocupa el 9º lugar en la producción minera mundial y el 4º lugar en la producción minera de Latinoamérica (*INEGI, 2004*).

Entre las entidades que tienen un mayor volumen de producción se encuentran, Baja California Sur, Coahuila, Michoacán y Zacatecas; la producción de alrededor de 10 minerales metálicos y no metálicos representa cerca del 90% del valor de la producción nacional; a la vez, unos 18 minerales ocupan una posición relevante entre los que se producen en mayor volumen a nivel nacional (INE, 2005).

Desde el punto de vista técnico, la explotación minera se ha convertido en un trabajo de alta especialización, sumamente mecanizado y computarizado, por lo que sólo pueden competir en la explotación las empresas con capacidad para realizar grandes inversiones en exploración y en explotación. Por ello, la minería actual en México está controlada por unas cuantas grandes compañías y ha dejado de ser una actividad meramente extractiva, para convertirse en una industria integrada verticalmente y se habla indistintamente de los minerales extraídos como de los productos beneficiados a partir de ellos, es decir, la minería y la industria minero-metalúrgica conforman un todo coherente (Coll-Hurtado y col., 2002).

La concentración financiera que sufre la minería se aceleró después de la salida del capital estatal debido a la aplicación de las políticas neoliberales. Son pocas las empresas mineras mexicanas y se ha abierto la inversión en explotación minera a capitales extranjeros tales como el capital canadiense, japonés, chino y español (Anónimo, 2007; Costero, 2004; Hernández, V. 2007). El riesgo que se corre es el descuido de la conservación del ambiente y la seguridad laboral, ya que muchas empresas extranjeras realizan en México prácticas que en su país de origen se encuentran prohibidas o estrictamente reglamentadas, aprovechando la laxitud de la normativa mexicana (Gastélum, A. 2007; Poy-Solano, 2006).

Desde el punto de vista económico, la minería depende de una serie de factores totalmente ajenos a la naturaleza de los recursos no renovables, como son la demanda del mercado y los precios internacionales del producto. La demanda sufre cambios constantes por las modificaciones tecnológicas de la producción industrial, la incorporación de procesos de reciclaje de metales y por la aparición de nuevos materiales sintéticos que compiten con los minerales. Los precios internacionales, fijados generalmente por los países compradores y no por los productores, oscilan según sea la producción en diferentes partes del mundo o según sean las condiciones geopolíticas a nivel internacional (Coll-Hurtado y col., 2002).

La minería en México explota depósitos a cielo abierto o subterráneos, mas no aprovecha el mineral presente en la plataforma marina (200 millas continentales). En general, todas las etapas que conforman un proceso minero, con excepción de la prospección, que implica estudios preliminares, generan problemas ambientales de alto impacto. Para separar el mineral de todos aquellos materiales sin valor se utilizan básicamente dos métodos: la flotación y la hidrometalurgia (Pacheco-Gutiérrez, 2006). En todas las etapas se generan aguas residuales, residuos peligrosos y, en algunos casos, emisiones a la atmósfera. Debido al desarrollo y modernización en los procesos de extracción y procesamiento de los recursos minerales, así como a la generación de grandes cantidades de residuos provenientes de sus procesos, la industria minera en México ha generado una gran cantidad de desechos y sitios contaminados a lo largo de todo el país (INE, 2005),

constituyendo alrededor del 65% de los residuos industriales (*SEDESOL, 1993*). Se desconoce el número de sitios mineros, pero se estima que hay de 10,000 a 50,000 sitios abandonados o inactivos (*Carrillo y col., 2003*), los cuales pueden convertirse en focos importantes de contaminación ambiental. A continuación se describe el proceso mediante el cual son concentrados los minerales en la empresa minera cooperante para poder comprender cómo se lleva a cabo la generación de residuos, en el caso particular, la generación de drenajes ácidos de minas, que es el problema que se desea evitar en la investigación global de la que ésta forma parte.

2.2. Proceso de concentración de minerales en la empresa minera cooperante

La empresa minera cooperante se ubica en el municipio de Zacazonapan, Estado de México. Se encuentra en operación desde el año de 1994. Produce concentrados de sulfuros de zinc, plomo y cobre a partir de un yacimiento subterráneo de sulfuros masivos de origen volcánogénico. Los sulfuros más significativos son en orden ascendente por su abundancia, calcopirita (CuFeS_2), galena (PbS), esfarelita (ZnS) y pirita (FeS_2) (*Lizárraga-Mendiola, 2008*).

El proceso de concentración que se lleva a cabo en la mina es por flotación. En general, el método consta de cinco etapas las cuales son:

- 1) Trituración
- 2) Molienda
- 3) Flotación
- 4) Espesamiento
- 5) Filtración

El producto final es el concentrado del metal con un contenido de humedad del 8%, para posteriormente ser transportado a su sitio de entrega. En la Figura 2.1 se muestra un diagrama de flujo del proceso global (*Pacheco-Gutiérrez, 2006*).

Como primer paso del proceso, el mineral extraído de la mena se somete a un proceso de trituración para alcanzar un tamaño de partícula menor a 9.5 mm ($3/8''$), este proceso tiene una eficiencia del 95-97%. Posteriormente, se pasa a una etapa de molienda en donde se lleva a cabo la reducción de partícula de 9.5 mm ($3/8''$) a 53 μm (correspondiente al tamaño de corte de la malla 270). A la salida de cada uno de los molinos se cuenta con bombas centrífugas horizontales, las cuales envían la pulpa a 3 hidrociclones de 25 cm ($10''$) de diámetro para separar las partículas finas (75% a 270 mallas) de las gruesas. Los finos resultantes de la clasificación (20-35% sólidos) se envían por gravedad al circuito de flotación y los gruesos (86% sólidos) descargan sobre el cajón que alimenta al molino para formar de esta manera un circuito cerrado de molienda.

A continuación, los finos son acondicionados con oxígeno para deprimir la pirita y se adiciona “aerofina 3418” (diisobutil-ditiofosfinato) y un agente espumante “CC530 MIBC” (metil-isobutil-carbinol) y, posteriormente, son enviados al circuito de flotación de plomo.

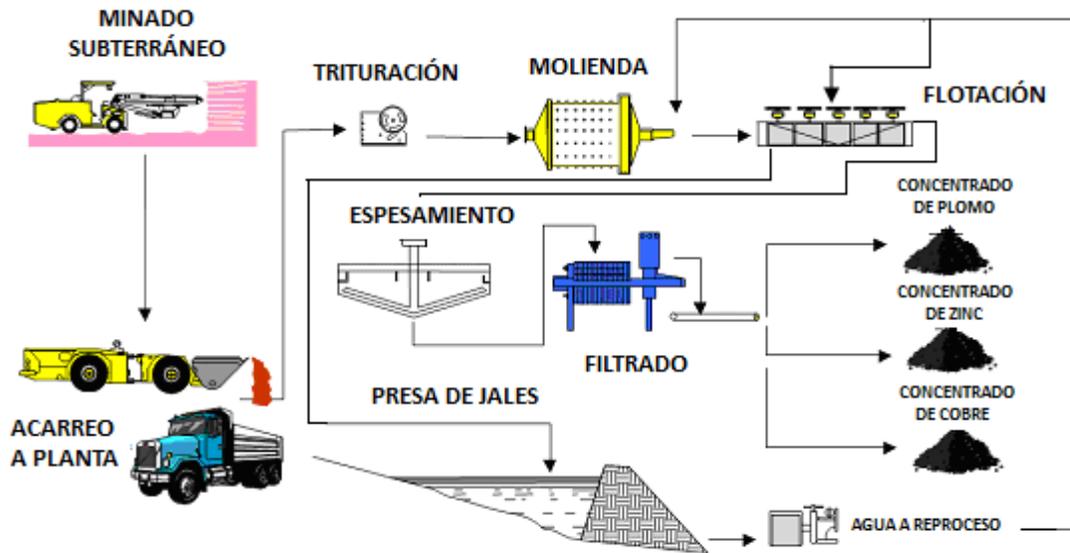


Figura 2.1 Diagrama de flujo del proceso que se lleva a cabo en la empresa minera cooperante (Pacheco-Gutiérrez, 2006)

Por lo general, en el proceso de flotación, son separadas primeramente la galena y la calcopirita en un circuito de plomo, después de la depresión de la esfarelita y pirita por medio del cianuro, sulfito de sodio, sulfito de zinc, ferrocianuros y cianuros en combinación con sulfato de zinc o dextrina. El mineral que se recupera en la espuma formada se analiza para conocer la relación de Pb:Cu. Si esta relación es de 4:1, se agrega dióxido de azufre líquido y dextrina en un tanque acondicionador, con la finalidad de separar la mezcla de Pb-Cu, llevándose a un circuito en donde las colas son el concentrado de plomo y la espuma el concentrado de cobre.

Las colas del banco agotativo de Pb-Cu son alimentadas al circuito de zinc, al cual se agregan 1300 g/ton de cal, elevando el pH para deprimir la pirita, sulfato de cobre y xantato isopropílico en los tanques acondicionadores para activar al zinc, obteniéndose de esta manera el concentrado de zinc y las colas (Pacheco-Gutiérrez, 2006).

Cada uno de los productos de flotación se lleva a un espesador en el cual se adiciona el agente floculante para ayudar a la sedimentación. La cantidad adicionada es de 2 g/ton. Posteriormente el producto pasa a un filtro para eliminar humedad hasta que se obtenga una concentración del 8%.

Finalmente, los concentrados son depositados en un patio techado para ser enviados a las diferentes fundidoras.

La producción mensual promedio de cada uno de los productos es de 2,000 ton de concentrado de plomo, 4,500 ton de concentrado de zinc y 150 ton de concentrado de cobre (*Pacheco-Gutiérrez, 2006*).

Por otra parte, son desechados mensualmente alrededor de 40,000 ton de residuos conocidos como colas o *jales* (del náhuatl *xalli*, partículas o arenas finas), los cuales, se bombean como una mezcla sólido-acuosa, pulpa o “*slurry*” (lodo o suspensión en inglés), a la presa de *jales*, construida sobre un enrocamiento de basalto y una cama de arcilla, la cual tiene una profundidad máxima de alrededor de 100 m (Figura 2.2) (*González-Sandoval, 2006*).



Figura 2.2 Presa de Jales Núm. 2 en las instalaciones de la empresa minera bajo estudio

Las colas o *jales* son decantados en la presa para, de esta manera recuperar el agua junto con los aditivos químicos residuales y ser bombeada nuevamente al proceso de flotación (*González-Sandoval, 2006*).

Para conservar y reutilizar el agua de proceso, así como para concentrar los *jales* se suele someterlos a un proceso de deshidratación hasta que alcanzan una consistencia tal que facilita su transporte hacia las instalaciones de depósito, lo que ocurre cuando el contenido de sólidos es del 40 al 50% y el de agua del 50 al 60%, respectivamente; lo cual constituye un lodo con propiedades de fluido. Los lodos son transportados a las presas o depósitos mediante ductos, ya sea por gravedad o con ayuda de bombeo. También puede removerse agua adicionalmente, para crear una descarga más densa. La forma en que se depositan los *jales* en las presas influye de manera importante en su comportamiento y en la constitución de capas con diferente grosor de partículas y de humedad (*González-Sandoval, 2006*).

A medida que las partículas de los *jales* se empaquetan bajo el efecto de la gravedad, se provoca el fenómeno de consolidación, el cual aporta tres beneficios principales: a) el aumento de sólidos que pueden ser almacenados en un volumen dado; b) el aumento del cuerpo del suelo por

eliminación de agua; y c) la disminución de la cantidad de filtraciones hacia el subsuelo. Cuando el proceso se completa, es muy común encontrar contenidos de 20% de agua unida a las partículas, aún en medios muy áridos con elevada evaporación. La permeabilidad de los jales depositados en una presa se utiliza como un indicador de consolidación y potencial de filtraciones. Como resultado del depósito segregado de partículas por influencia de la gravedad, la permeabilidad es mayor cerca del punto de depósito y disminuye progresivamente (*Lizárraga-Mendiola, 2008*).

Un grave peligro que se presenta como consecuencia de fuerzas dinámicas como las que ocurren durante un terremoto, es la posibilidad de licuefacción de los relaves por la vulnerabilidad que les ocasiona el que se trate de depósitos débiles de partículas en un estado libre y saturado. En tales condiciones y de ocurrir una fuga, los jales pueden fluir a distancias considerables, a gran velocidad y con consecuencias desastrosas. Dichas consecuencias se agravan cuando los metales contenidos en los mismos se encuentran en forma de sulfuros y existe un gran potencial de generación de ácidos en presencia de oxígeno y agua conocidos como “drenajes ácidos de minas (DAM)”. También requieren particular atención los jales que contienen otros elementos potencialmente tóxicos como el arsénico, los que presentan altas concentraciones del cianuro empleado en el beneficio de metales o los que pueden provocar la contaminación por sales utilizadas en los procesos salinos (*Lizárraga-Mendiola, 2008*).

Los jales de la empresa minera cooperante tienen la particularidad de tener concentraciones muy altas de pirita (alrededor del 50%) y presencia prácticamente nula de carbonatos, que son los principales minerales amortiguadores de la acidez provocada por la oxidación de la pirita, lo que aumenta su potencial generador de drenajes ácidos de minas (*González-Sandoval, 2006*).

2.3. Generación y problemática de los drenajes ácidos de minas

El drenaje ácido de mina se define como el agua contaminada que se origina de la explotación minera, ya sea superficial o profunda, que se caracteriza por presentar una alta acidez, altas concentraciones de sulfatos y niveles elevados de metales pesados en disolución, los más comunes son principalmente hierro, cobre, zinc, cadmio, aluminio, manganeso y plomo. Debido a la alta cantidad de hierro oxidado presente en esta agua, por lo general toma una coloración rojiza (Figura 2.3) (*Gamonal-Pajares, 2007*).

La generación del drenaje ácido de mina ocurre cuando los minerales que contienen azufre, principalmente la pirita (FeS_2), se ponen en contacto con la atmósfera, produciendo su oxidación y formando ácido sulfúrico y hierro disuelto. La reacción general que controla este proceso es:

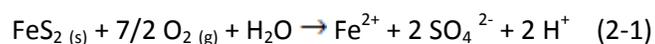
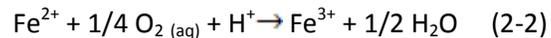


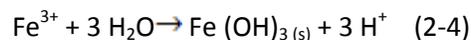
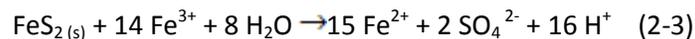


Figura 2.3 Drenaje ácido de minas (Gamonal-Pajares, 2007)

En presencia de oxígeno, el ión ferroso sufre la reacción:



El ión férrico que se produce puede oxidar nueva pirita (reacción 2-3) o precipitar como hidróxido férrico (reacción 2-4).



La precipitación del hidróxido férrico ocurre principalmente cuando el valor del pH del medio se mantiene por encima de 4.5 (Martín y col., 2008). Cuando el valor del pH es menor a 3.0, se considera que el ión férrico es el único agente oxidante de los sulfuros (Nordstrom, 1982).

Las reacciones anteriores generan acidez y liberan grandes cantidades de sulfatos, hierro y otros metales que contienen los sulfuros (As, Cd, Co, Cu, Pb, Zn, etc.), produciendo un lixiviado tóxico. Este lixiviado reacciona con las rocas del entorno produciendo la hidrólisis de otros minerales y haciendo que se disuelvan otros elementos como Al, Ca, Mg, Mn, Na, Si, etc.

La cinética de las reacciones anteriores es muy lenta, sobre todo de la reacción 2-2, que es la que controla la velocidad de todo el proceso, pero se acelera cuando son catalizadas por bacterias acidófilas. Mientras la acidez producida sea baja en relación a la capacidad neutralizante del medio, estas bacterias no pueden desarrollarse y la producción de lixiviados ácidos no es muy elevada. Sin embargo, si las condiciones que se alcanzan son ácidas, se produce un incremento de la población de bacterias que catalizan estos procesos, lo que ocasiona que cada vez se produzca mayor acidez y el proceso se retroalimenta, generando un lixiviado con valores de pH muy bajos y enormes concentraciones de metales y metaloides.

Las soluciones de drenajes ácidos de minas comúnmente tienen valores de pH y potencial de óxido reducción (pOR) a lo largo o cerca del límite entre las especies Fe^{2+} - $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en un diagrama Eh-pH

(de 0 a 1.3V). Las soluciones cercanas al valor de pH neutro (entre 5-6) son relativamente reductoras, mientras que las soluciones más ácidas son más oxidantes. A valores de pH menores de 3, pueden presentarse mayores cantidades de Fe^{3+} (Rose y Cravotta, 2004). La presencia de oxihidróxidos de hierro así como de aluminio, la formación de complejos con radicales oxhidrilos y sulfatos pueden afectar positivamente la calidad de los lixiviados o DAM al favorecer la inmovilización de cationes de metales y metaloides potencialmente tóxicos (Denimal y col., 2005; Ranville y col., 2004; Swedlund y col., 2003; Widerlund y col., 2005). Entre estos minerales se encuentran la melanterita ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), römerita ($\text{Fe(II),Fe(III)}_2(\text{SO}_4)_4 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$), la coquimbita ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), la copiapita ($\text{Fe(2+)Fe(3+)}_4(\text{SO}_4)_6(\text{OH})_2 \cdot 20\text{H}_2\text{O}$) y la jarosita (Younger, 2000).

El potencial de una mina para generar acidez y producir contaminantes depende de varios factores, los cuales pueden clasificarse en primarios, secundarios y terciarios. Los factores primarios incluyen la producción de acidez, como las reacciones de oxidación; los secundarios el control de los productos de la reacción de oxidación, como las reacciones con otros minerales que consumen ácido o las que producen neutralizaciones y por último los terciarios se refieren a factores físicos de la gestión de los residuos en las minas. Estos factores influyen en las reacciones de oxidación, la producción de acidez y la migración de los contaminantes (Gamonal-Pajares, 2007).

En las condiciones normales de operación de los depósitos o presas de jales mineros y como consecuencia de tormentas y derrames, puede ocurrir la contaminación de los cuerpos de abastecimiento de agua, con el posible deterioro de la calidad de la misma, sobre todo si los jales tienen un pH o un contenido de metales que pueden volver el agua temporal o permanentemente no apta para el consumo humano. Entre los efectos específicos de la acidificación de los cuerpos de agua se encuentran la interrupción del crecimiento y reproducción de fauna y flora acuática, daño a los ecosistemas (cadenas tróficas, comunidades, entre otros) y en algunos casos contaminación de las fuentes de agua potable como se mencionó con anterioridad. Por lo general, la afectación de los cuerpos de agua superficiales suele ser sólo local, pero en algunos casos puede alcanzar distancias alejadas varios kilómetros del lugar en el que ocurre la contaminación. La afectación depende del tipo y características de los jales mineros vertidos, de la frecuencia e importancia de las descargas, así como de los regímenes hidrológicos de las aguas receptoras. También puede producirse la contaminación de los mantos freáticos como consecuencia de las filtraciones en las presas, lo cual requiere ser vigilado mediante seguimiento químico y/o físico ("monitoreo"). Todo ello, implica la necesidad de contar con programas de manejo y protección del agua en las operaciones mineras.

2.4. Control y tratamiento del drenaje ácido de mina

La mejor forma de evitar la contaminación ambiental es el prevenir cualquier fuente posible de contaminación antes de que el problema se agrave y resulte más complicado y costoso su tratamiento. En el caso del drenaje ácido la mejor alternativa es evitar que el material que puede

generarlo entre en contacto con el aire y el agua, porque una vez que la reacción comienza es casi imposible detenerla y continuará por varias décadas.

El control de la generación de ácido se puede hacer a través de la remoción de uno o más de los componentes esenciales: azufre, aire, agua.

Entre las alternativas de prevención o control que se han estudiado se encuentran (*Gamonal Pajares, 2007; Sánchez, 1995*):

- ◆ El mezclar la roca generadora de ácido con otro tipo de roca, cuya composición sea neutralizadora.
- ◆ Adicionar aditivos base para amortiguar las reacciones productoras de ácido.
- ◆ Colocar algún tipo de cubrimiento sobre la roca generadora de ácido, con la finalidad de minimizar la infiltración de agua y aire.
- ◆ Inhibir el crecimiento de bacterias sulfuro-oxidantes (*Thiobacillus ferrooxidans*) añadiendo reactivos químicos.

Si no se ha podido prevenir la generación del drenaje ácido, será necesario utilizar algún método para su tratamiento, de esta manera se cuentan con métodos activos y pasivos. Los métodos de tipo activo tienen un costo elevado, por lo que no pueden ser utilizados por un periodo prolongado una vez finalizada la vida útil de la mina.

Como alternativa a los tratamientos activos, se han investigado diversos métodos de tratamiento pasivo, comprobándose que dan buenos rendimientos en la neutralización del pH y en la remoción de los metales pesados. Además, requieren poco mantenimiento y su costo puede ser asumido durante largos periodos de tiempo.

Entre los métodos de tratamiento pasivos que se proponen se encuentran:

- ◆ Lagunas anaerobias
- ◆ Sistemas reductores y productores de alcalinidad
- ◆ Utilización de cenizas volantes
- ◆ **Humedales artificiales**

De las alternativas mencionadas con anterioridad, los sistemas de humedales artificiales resultan atractivos en la rehabilitación de drenajes mineros debido a dos razones principales: la primera de ellas es el hecho de que algunos contaminantes generados por las actividades mineras, tales como los sulfuros y metales, pueden quedar inmovilizados cuando se encuentran en ambientes inundados como los que se presentan en los humedales (*Gambrell, 1994*) y, la segunda es que los contaminantes son retenidos en los humedales al momento de que el agua circula a través de ellos, actuando como un filtro (*Dunbabin y Bowmer, 1992*).

2.5. Aspectos generales sobre los sistemas de humedales artificiales

Un humedal artificial se puede definir como un área que se encuentra saturada por aguas superficiales o subterráneas con una frecuencia y duración tales, que sean suficientes para mantener estas condiciones de saturación. Tienen tres funciones básicas que los hacen tener un atractivo potencial para el tratamiento de aguas residuales:

- ◆ Fijar físicamente los contaminantes en la superficie del suelo y la materia orgánica.
- ◆ Utilizar y transformar los elementos por intermedio de los microorganismos.
- ◆ Lograr niveles de tratamiento consistentes con un bajo consumo de energía y bajo mantenimiento.

Los humedales artificiales pueden clasificarse dependiendo de su hidráulica, en humedales de flujo superficial (en inglés Surface Flow Wetlands o Free Water Surface Wetlands, SFW), flujo sub-superficial (Submerged Bed o Subsurface Flow, SsF) y con plantas flotando sobre la superficie del agua.

Los *humedales de flujo superficial (SFW)* tienen como característica principal que el agua se expone a la atmósfera, por lo que la alimentación se realiza por la superficie de un canal o estanque que contiene una capa de agua no muy profunda, generalmente de unos 30 cm, aunque puede llegar a ser más de 1 m (Figura 2.4). Consisten normalmente de uno o más canales de poca profundidad que tienen un recubrimiento de fondo para prevenir la percolación al agua freática susceptible a contaminación, y una capa sumergida de suelo para las raíces de la vegetación macrófita emergente seleccionada. Cada sistema cuenta con estructuras adecuadas de entrada y descarga para asegurar una distribución homogénea del agua residual. La vegetación emergente más utilizada en este tipo de humedales incluye a las espadañas o tule (*Typha spp.*), los juncos (*Scirpus spp.*) y los carrizos (*Phragmites spp.*). El sustrato que sirve de soporte para las plantas debe tener una baja conductividad y no permitir un flujo significativo a través de la zona radicular. La eliminación de contaminantes se produce por medio de reacciones que tienen lugar en el agua y en la zona superior del sustrato, por lo que su potencial eliminación se ve fuertemente restringida (EPA, 2000a).

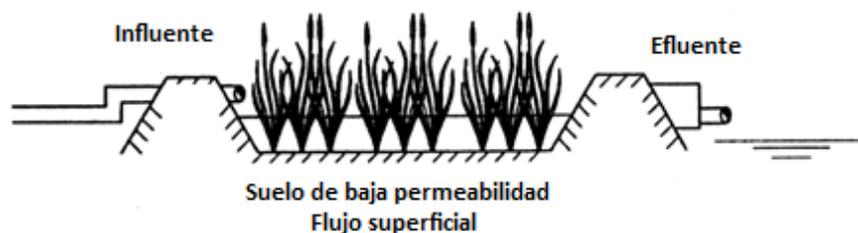


Figura 2.4 Humedal artificial de tipo superficial (Kadlec y Knight, 1996)

A diferencia de los humedales superficiales, en los sistemas de *flujo subsuperficial (SsF)* el agua se hace pasar por debajo de la superficie del sistema. La característica principal de este tipo de sistemas es que no hay, como tal, una columna de agua continua, sino que el influente circula a través de un medio inerte, que consiste en un lecho de arena y/o grava de grosor variable, que sostiene la vegetación la cual puede ser del tipo hidrófito o higrófito. Este lecho se diseña de modo que permita la circulación del agua residual tanto horizontal como verticalmente a través del sistema radicular de las macrófitas acuáticas (Figura 2.5).



Figura 2.5 Humedal artificial de tipo subsuperficial (Kadlec y Knight, 1996)

Las ventajas que se presentan al utilizar este tipo de sistemas son: a) menos área requerida, ya que las áreas superficiales para la absorción, filtración y los biofilmes son mucho más altos; y b) se reducen los insectos y los problemas del olor, puesto que las aguas residuales permanecen debajo de la superficie de grava (EPA, 2000b). La principal desventaja que presentan es la colmatación de los espacios libres del lecho a causa del gran crecimiento de las raíces y rizomas de las macrófitas, lo que puede llegar a establecer caminos preferenciales para el agua, con lo que se reduce el tiempo de residencia hidráulica y, por lo tanto, la capacidad de depuración del humedal (Manual de fitodepuración, 2007).

Finalmente, los *humedales con plantas flotando sobre la superficie del agua* consisten en canales o estanques de profundidad variable (0.4 a 1.5 m) alimentados con agua residual, más o menos pre-tratada, en los que se desarrollan las plantas que flotan de modo natural (Figura 2.6). Se utilizan plantas del tipo jacinto de agua (*Eichomia crassipes*) y lenteja de agua (*Lemna spp.*), conocida en la cuenca de México como *chichicaxtle*.

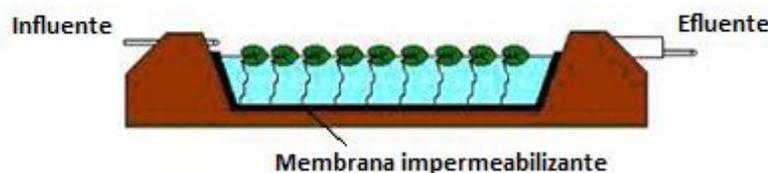


Figura 2.6 Humedal artificial con plantas flotantes (IWA, 2000)

Los procesos que tienen lugar en este tipo de sistemas para la depuración de contaminantes son a través de tres mecanismos primarios: a) sedimentación de sólidos, b) incorporación de nutrientes en plantas para su posterior cosechado y c) degradación de la materia orgánica por los microorganismos facultativos que se encuentran asociados a las raíces de las plantas y en el detritus depositado en el fondo del humedal. Su principal desventaja es la capacidad limitada que tienen de acumular biomasa, ya que los cuerpos de las plantas no llegan a alcanzar una altura significativa, permaneciendo normalmente próximos a la superficie del agua (*Manual de Fitodepuración, 2007*).

Los principales componentes con los que debe de contar un humedal artificial, sin importar su clasificación son: *el agua, sustrato y la vegetación*. Otros componentes importantes son las comunidades de microbios y los invertebrados acuáticos, los cuales se desarrollan de forma natural.

La *hidrología* es el factor de diseño más importante en un humedal construido ya que reúne todas las funciones del humedal y es a menudo el factor primario en el éxito o fracaso del mismo. Puede verse afectada por la densidad de la vegetación la cual provoca movimientos sinuosos del agua a través de las raíces, rizomas, tallos y hojas, además de bloquear la exposición al viento y al sol. El que un humedal se encuentre saturado de forma permanente permite la formación de una zona anaerobia en la cual pueden llevarse a cabo ciertos procesos biogeoquímicos que ayudan a la remoción de contaminantes.

Los *tipos de sustratos* que se suelen utilizar en la fabricación de humedales artificiales incluyen suelo, arena, grava, roca y materiales orgánicos como el “compost”. Algunos sedimentos y restos se pueden acumular en el humedal debido a la baja velocidad del agua y la alta productividad típica de estos sistemas. Los factores por los que el sustrato, sedimentos y los restos de vegetación se consideran importantes son los siguientes:

- ◆ Funcionan como soporte de muchos de los organismos vivientes en el humedal.
- ◆ Su permeabilidad puede afectar el movimiento del agua a través del humedal.
- ◆ Pueden ocurrir muchas transformaciones químicas y biológicas (sobre todo del tipo microbiano).
- ◆ Proporciona almacenamiento para muchos contaminantes.
- ◆ La acumulación de restos de vegetación aumenta la cantidad de materia orgánica en el humedal. La materia orgánica da lugar al intercambio de materia, fijación de microorganismos, y es una fuente de carbono, que es la fuente de energía para algunas de las reacciones biológicas más importantes que se llevan a cabo.

Las características físicas y químicas del suelo y otros sustratos pueden ser alteradas por inundaciones, ya que, el agua reemplaza los gases atmosféricos en los poros y el metabolismo microbiano consume el oxígeno disponible, esto produce la formación de un sustrato anóxico, lo cual será importante para la remoción de contaminantes como nitrógeno y metales.

La principal importancia del uso de *vegetación* en los humedales artificiales, radica en la transferencia de oxígeno a la zona radicular. Las funciones que desempeña la vegetación para el tratamiento del agua residual son las siguientes:

- ◆ Estabiliza el sustrato y limita la canalización del flujo.
- ◆ Da lugar a velocidades de agua bajas permitiendo que los materiales suspendidos se sedimenten
- ◆ Toma el carbono, nutrientes, y elementos traza incorporándolos a sus tejidos.
- ◆ Transfiere gases entre la atmósfera y los sedimentos.
- ◆ El escape de oxígeno desde las estructuras subsuperficiales de las plantas oxigena otros espacios dentro del sustrato.
- ◆ El tallo y los sistemas de la raíz dan lugar a sitios para la fijación de microorganismos.
- ◆ Cuando se muere y deteriora da lugar a restos de vegetación (*Lara-B, 1999*).

La selección de la vegetación dependerá de las condiciones climáticas de la localidad, la profundidad del agua, el diseño del humedal (ya sea que se trate de un humedal de tipo superficial, subsuperficial o de plantas flotantes) y las características del agua residual a tratar. De esta manera, se pueden utilizar plantas de tipo emergentes, sumergidas, flotantes y de raíces flotantes (Figura 2.7). Las plantas emergentes que son frecuentemente utilizadas en la construcción de humedales artificiales para tratamiento de aguas residuales son las espadañas o tule, carrizos, juncos, y juncos de laguna.

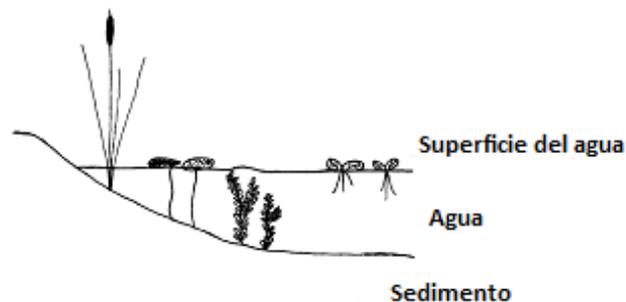


Figura 2.7 Tipos de plantas utilizadas en un humedal artificial. De izquierda a derecha; emergentes, de raíces flotantes, sumergidas, y de libre flotación (*Nyquist y Greger, 2003*)

Las funciones de un humedal artificial se encuentran reguladas por los microorganismos y su metabolismo. Estos incluyen bacterias, levaduras, hongos y protozoarios. La biomasa microbiana transforma un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas o insolubles, altera las condiciones de potencial redox del sustrato y de esta forma afecta la capacidad de proceso del humedal y recicla los nutrientes que se encuentran en él.

Las transformaciones microbianas pueden ser de tipo aerobio o anaerobio. Además se pueden presentar especies de tipo facultativo, o sea, con capacidad de funcionar bajo condiciones aerobias y anaerobias en respuesta a los cambios en las condiciones medioambientales. Es

importante tener cuidado con la presencia de sustancias tóxicas, como por ejemplo pesticidas y metales pesados, ya que pueden dañar la comunidad microbiana presente en el humedal (*Lara-B, 1999*). Por ello es que, para aguas de las minas, son importantes los metales y su efecto sobre las especies acuáticas y las comunidades microbianas.

2.6. Mecanismos de remoción de metales en humedales artificiales

El drenaje ácido de mina es problemático debido a la alta cantidad de metales disueltos y a la alta acidez en su composición. El tratamiento en humedales construidos está dirigido a la remoción de los metales pesados y al aumento del pH.

La aplicación de los humedales para remover los metales en drenaje ácido de minas es relativamente reciente, comenzando en los años 80. Sin embargo, en los últimos años se han venido realizando mayor cantidad de trabajos de investigación que han permitido el que sean apreciados debido a su alta capacidad de acumular los metales principalmente por adsorción, precipitación y complejación, aunque existen todavía una serie de preguntas en cuanto a los mecanismos exactos y a los factores que controlan el proceso.

Los mecanismos de remoción de metales en un humedal artificial ocurren en tres de sus principales componentes: a) Soporte y sedimento, b) Hidrología y c) Vegetación. El proceso global depende de la relación existente entre estos componentes, lo que hace que el mecanismo de remoción sea muy complejo. Además, la magnitud en la que estas reacciones ocurren depende de la composición del sustrato, pH del sedimento, la naturaleza del agua residual a tratar y el tipo de vegetación a utilizar en el humedal. Así pues, los procesos de remoción pueden clasificarse en tres tipos: Físicos, Químicos y Biológicos.

2.6.1. Procesos físicos de remoción

Sedimentación

La eficiencia de remoción de sólidos suspendidos es proporcional a la velocidad de sedimentado de los mismos y la longitud del humedal (*Johnston, 1993*). En el caso de que se tengan partículas más ligeras que el agua, el proceso de sedimentación requiere de la formación de flóculos, estos flóculos pueden adsorber otro tipo de sustancias suspendidas entre las que se incluyen metales pesados.

El proceso de floculación en los humedales se ve beneficiado por un pH alto en el sistema, una concentración alta de partículas suspendidas, altas concentraciones de algas y elevada fuerza iónica (*Sholkovitz, 1978; Hakanson y Jansson, 1983; Matagi y col., 1998*). Para que se lleve a cabo

el proceso de sedimentación es necesario que primero ocurran algunos procesos químicos como la precipitación y co-precipitación.

En algunas investigaciones se observó que los sólidos suspendidos y metales suspendidos pueden ser removidos en el humedal a través de sedimentación (ITRC, 2003). *Sinicrope y col. (1992)* y *Noller y col. (1994)* reportaron datos sobre la remoción de cadmio, plomo, plata y zinc mediante este proceso. Los valores de remoción reportados van de un 75-99.7% para Cd, 26% de Pb, 75.9% de Ag y 66.7% de Zn. *Hares y Ward (2004)* realizaron un estudio con una duración de 39 meses, en donde también observaron que se puede llevar a cabo la remoción de metales pesados mediante sedimentación y filtración en la biomasa de un humedal. Este tipo de procesos pueden resultar importantes en el tratamiento de los drenajes ácidos de minas.

2.6.2. Procesos químicos de remoción

◆ Absorción

El proceso de remoción química más importante en el sustrato de un humedal es el de absorción, el cual permite la inmovilización a corto o largo plazo de diferentes tipos de contaminantes. La absorción se refiere a la transferencia de iones del agua hacia el suelo de una fase disuelta a una fase sólida (*Sheoran y Sheoran, 2006*).

◆ Adsorción

En el sedimento, los metales pueden ser adsorbidos ya sea por intercambio catiónico o quimisorción. *Patrick y Verboo (1998)* mencionan que los metales pesados pueden ser adsorbidos en la arcilla o materia orgánica mediante atracción electrostática. El intercambio catiónico implica la unión física de los cationes (iones positivamente cargados) a la superficie de la arcilla o materia orgánica mediante atracción electrostática, una vez que los metales han sido adsorbidos, éstos permanecen como átomos metálicos, a diferencia de los contaminantes orgánicos, los cuales terminan por descomponerse. Su especiación puede cambiar con respecto al tiempo conforme las condiciones del sedimento cambian (*Berner, 1980; Kadlec y Keoleian, 1986; Drever, 1988; Tipping y Hurley, 1992; Groudev y col., 1999; Batty y col., 2002; Wiebner y col., 2005*).

Muchos de los constituyentes del agua residual y descargas de agua se encuentran presentes en forma de iones, entre los cuales se incluyen algunos metales traza como Cu, Pb, Zn, Ni y Cd. La capacidad del suelo para retener cationes, expresada como capacidad de intercambio catiónico, por lo general aumenta con el aumento del contenido de materia orgánica y arcilla en el suelo. El proceso de quimisorción representa una forma más fuerte y permanente de formar ligandos en comparación con el intercambio catiónico. Ambos procesos dependen de las condiciones físico-químicas del medio, las propiedades del metal en estudio y las concentraciones y propiedades de otros metales y ligandos solubles presentes (*Alloway, 1992; Alloway y Ayre, 1993; Thomas y col., 1996; Matagi y col., 1998*).

Más del 50% de los metales pueden ser fácilmente adsorbidos por la materia particulada del humedal para su posterior remoción del agua mediante sedimentación (Muller, 1998). En general, el plomo y el cobre suelen ser adsorbidos de una manera más fuerte a diferencia del zinc, níquel y cadmio, los cuales forman ligandos más débiles que pueden romperse fácilmente ocasionando con ello el que queden biodisponibles. La adsorción del metal depende de las variaciones del pH del agua a la salida del sistema (Machemer y Wildeman, 1992). De acuerdo con Wood (1990) los hidróxidos precipitados pueden actuar también como sitios activos de adsorción para los metales fitotóxicos presentes en el agua.

Las características del intercambio catiónico de los sustratos de los humedales se han atribuido a los grupos funcionales carboxilo (-COOH) en los ácidos de los tejidos finos celulares de las plantas. Debido a estas características de los metales, algunos materiales orgánicos como setas, abonos y aserrín son agregados al sustrato para mejorar los porcentajes de remoción del metal (Cano-Aguilera y col., 2005).

❖ Oxidación e hidrólisis de los metales

El aluminio, hierro y manganeso pueden formar compuestos insolubles mediante hidrólisis y/u oxidación. De esta manera, la remoción del hierro depende del pH, el potencial de óxido-reducción y la presencia de varios aniones, por lo que este metal puede ser removido manteniendo el pH del sistema a 3.5 mediante la manipulación de los tiempos de residencia (ITRC, 2003). Debido a que el Fe^{2+} es más soluble en agua con poco oxígeno disuelto y pH por arriba de 8, es necesario que se lleve a cabo primeramente su oxidación a Fe^{3+} a un pH menor de 4 o 5, en esta oxidación algunas bacterias actúan como catalizadores oxidando el hierro ferroso a férrico (Robbins and Norden, 1994). En el caso del aluminio, su remoción depende únicamente del pH del sistema (Hedin y col., 1994). Este metal puede precipitar como hidróxido de aluminio cuando el pH es de alrededor de 5. La remoción de manganeso es la más difícil de lograr debido a que su oxidación se lleva a cabo a valores de pH cercanos a 8. En este sentido, las bacterias juegan un rol importante debido a que aceleran su oxidación de Mn^{2+} a Mn^{4+} (Hedin y col., 1994; Stumm y Morgan, 1981).

Estudios realizados en humedales artificiales para el tratamiento de drenajes ácidos de minas han reportado remociones de aluminio del 33% mediante procesos de oxidación e hidrólisis (ITRC, 2003).

❖ Precipitación y co-precipitación

Los procesos de precipitación y co-precipitación son dos mecanismos importantes en la remoción de metales pesados los cuales se llevan a cabo en el sedimento de los humedales. La formación de precipitados de metales poco solubles es uno de los factores principales que limitan su biodisponibilidad en los ecosistemas acuáticos. La precipitación depende del producto de solubilidad K_{ps} del compuesto involucrado, el pH del humedal y la concentración de iones y aniones metálicos. Por lo tanto, el proceso de precipitación de los metales se llevará a cabo cuando los valores de la concentración de cationes y aniones excedan el valor del producto de solubilidad K_{ps} .

La co-precipitación es también un fenómeno de adsorción, en el cual los metales pesados son adsorbidos en algunos minerales secundarios. Por ejemplo, el cobre, níquel, zinc y manganeso, co-precipitan con los óxidos de hierro y cobalto; en cambio, el níquel y el zinc lo hacen en óxidos de manganeso (*Stumm y Morgan, 1981; Noller y col., 1994*). Además, en algunos estudios realizados se ha reportado que el arsénico y el zinc pueden ser retenidos en plaquetas de hierro que se encuentran en la superficie de las raíces de las plantas (*Otte y col., 1995*). Para que se lleve a cabo la co-precipitación de los cationes metálicos, como por ejemplo, zinc, cobre, níquel y cadmio, es necesario que en el ambiente predominen condiciones alcalinas. De esta manera, estos metales pueden asociarse con óxidos de hierro y manganeso como resultado de los fenómenos de co-precipitación y adsorción (*Stumm y Morgan, 1981; Drever, 1988*). Sin embargo, este proceso puede considerarse sin importancia en la remoción de metales a largo plazo, ya que los óxidos de hierro y manganeso son sensibles a cambios en los potenciales redox, provocando con ello su disolución en el medio.

Sinicrope y col. (1992) y *Noller y col. (1994)* mientras trabajaban con *Typha*, *Bulrushes* y *Melaleuca* en humedales, reportaron remociones de plomo de 98, 86 y 94%, respectivamente; la remoción de manganeso fue de alrededor de un 79% en humedales utilizados para tratamiento del drenaje ácido de minas, 40% en humedales naturales, mientras que en *Typha* y *Melaleuca* fueron de 98 y 75% respectivamente, y remociones de níquel mayores al 90%. Algunos otros investigadores han encontrado remociones de zinc del 33% únicamente (*ITRC, 2003*). *Murray-Gulde y col. (2005)* trabajando con sistemas de humedales artificiales reportaron remociones del 78% de cobre total y 83% de cobre soluble. *Hallberg y Johnson (2005)* también mencionan haber encontrado remociones satisfactorias de manganeso soluble de un humedal artificial a escala piloto utilizado para el tratamiento de drenajes ácidos de minas mediante la oxidación del Mn(II) y precipitación del Mn (IV) producido.

◆ Formación de carbonatos del metal

Los metales pueden formar carbonatos cuando las concentraciones de bicarbonato en el agua son altas. Aunque los carbonatos son menos estables que los sulfatos, pueden jugar un rol importante en la remoción del metal.

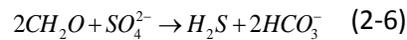
La precipitación mediante formación de carbonatos es sumamente efectiva para la remoción de plomo y níquel, teniendo lugar la siguiente reacción (*Lin, 1995*):



En donde M representa el metal. *Schiffer (1989)* reporta porcentajes de remoción de Mn y Ni en humedales de alrededor del 79 y 25%, respectivamente, en forma de carbonatos del metal.

Reducción de sulfatos

Cuando un humedal artificial cuenta con un sustrato adecuado se promueve la formación de bacterias sulfato-reductoras, las cuales crecen en condiciones anaerobias. Durante el proceso que se lleva a cabo en el humedal se forma ácido sulfhídrico, el cual reacciona con los metales formando sulfuros del metal insolubles (*Stumm y Morgan, 1981*). La reacción se lleva a cabo como sigue:



La precipitación de sulfuros del metal en un sustrato orgánico mejora la calidad del agua disminuyendo la acidez del mineral sin ocasionar un aumento de acidez por formación de protones, debido a que los protones que se liberan de H_2S son neutralizados por una misma cantidad de HCO_3^- formado durante la reducción del sulfato.

El tipo de sustrato que se encuentra en el humedal participa de manera importante en el tratamiento del drenaje ácido de minas debido a que influencia de forma positiva la reducción de sulfatos (*Groudev y col, 1999; Gibert y col., 2004*). Algunos metales como cobre, plomo, zinc, cadmio y arsénico, forman sulfuros altamente insolubles en contacto con concentraciones bajas de ácido sulfhídrico (*ITRC, 2003*).

Mungur y col. (1997) reportaron remociones de cobre del 81.7-91.8% en humedales artificiales construidos a escala de laboratorio para el tratamiento de DAM, mientras que las remociones de plomo fueron del 75.8 al 95.3% y para el zinc del 82.8-90.4%. De manera similar, *Schiffer (1989)* encontró niveles de remoción de plomo por medio de la precipitación de sulfuros de 83.3% en humedales naturales. *Hawkins y col. (1997)* reportaron una eficiencia de remoción de cobre, plomo y zinc de 33%, 79% y 85%, respectivamente. *Collins y col. (2004)* han encontrado valores de remoción de Al, Fe y Zn de alrededor del 93-99%. Cuando se genera sulfuro, el zinc y el cobre son completamente removidos. Los resultados anteriores permiten suponer que durante los primeros años de funcionamiento del humedal, el proceso de adsorción en el material orgánico es el principal mecanismo de remoción de los mismos, sin embargo, con el transcurso del tiempo la precipitación mediante sulfuros se vuelve dominante (*Machemer and Wildeman, 1992*).

2.6.3. Procesos biológicos de remoción

Acumulación por la planta

La remoción biológica es probablemente el proceso más importante para retener metales en los sistemas de humedales artificiales. De los componentes biológicos que conforman a un humedal, se piensa que, el que tiene una mayor participación en la remoción de metales son las plantas. Su

principal ruta de remoción es por medio de la raíz en el caso de plantas emergentes y de superficie flotante, mientras que en el caso de plantas completamente sumergidas o flotantes la remoción del metal puede ser por medio de las hojas y la raíz. Por lo tanto, las plantas completamente sumergidas extraen los metales contenidos en el agua y los sedimentos, mientras que las plantas de tipo emergentes únicamente lo hacen del agua (*Cowgill, 1974; Matagi y col., 1998; Sriyaraj y Shutes, 2001*).

Los porcentajes de remoción variarán dependiendo del crecimiento de la planta y la concentración del metal que puede ser depositado en el tejido de la misma (*Sriyaraj y Shutes, 2001*). De esta manera, el proceso de selección de la vegetación a utilizar es una importante etapa para alcanzar un tratamiento adecuado, ésta debe realizarse considerando su capacidad de resistir condiciones de alta acidez y altas concentraciones de metales. Además, se deben tomar en cuenta las condiciones locales tales como temperatura, humedad, temporadas de lluvia y sequía, entre otras, y su capacidad de proporcionar las funciones requeridas para la proliferación y crecimiento adecuado de las especies a utilizar.

Sharpe y Denny (1976) y *Welsh y Denny (1979)* reportaron que la mayor cantidad de metal que la planta remueve a través de sus tejidos se realiza mediante absorción en los sitios aniónicos de la pared celular. *Edroma (1974)* menciona que debido a que la mayor remoción de metal se lleva a cabo por el tejido de la planta, las especies que crecen en los humedales pueden tener concentraciones de metales en sus tejidos mayores a 200,000 veces comparadas con las plantas en los alrededores.

Edroma (1974) explica que las plantas que crecen en zonas aledañas a los lugares contaminados por metales pesados muestran un buen grado de tolerancia a los mismos. *Gregory y Bradshaw (1985)*, *McNeilly y Bradshaw (1986)* aseguran que esta tolerancia se encuentra determinada genéticamente y ocurre gracias a la selección natural.

Cheng y col. (2002) reportaron que los humedales construidos con buen crecimiento de *Cyperus alternifolius* y *Vallisneria spiralis* pueden resultar una buena opción para llevar a cabo la fitorremediación de sitios contaminados por cadmio, cobre, manganeso, zinc y plomo. Cerca de una tercera parte del metal adsorbido por estas especies se encontró en la raíz, mientras que el resto se removió en la capa superior del sedimento.

Algunas macrófitas como *Typha angustata*, *T. elephantina*, *Demostachya bipinnata*, *Saccharum bengalense*, entre otras, pueden tolerar altas concentraciones de metales en su masa corporal sin presentar efectos negativos en su crecimiento. *Dunbabin y Bowmer (1992)*, *Skousen y col. (1992)*, *Greenway (1997 a,b)*, *Groudev y col. (2001 a,b,c)* y *Ye y col. (2001)* encontraron que las macrófitas son más tolerantes a altas concentraciones de metales en comparación con otras especies de vegetación.

Aunque la manera en la que la planta absorbe el metal y los mecanismos de tolerancia al mismo son poco comprendidos, algunos estudios realizados muestran que el pH del sistema, la

composición química del agua y del sedimento, la materia orgánica (sustrato) y la temperatura pueden jugar un rol importante en los mismos (Sheoran, 2004).

Las especies del género Tifáceas toleran bajos pH y son capaces de acumular en sus tejidos altas concentraciones de metales pesados, por ello pueden ser utilizadas en el tratamiento de residuos de minería (Novotny y Olem, 1994).

Gallon y col. (2004) realizaron experimentos utilizando diferentes macrófitas entre ellas *Typha latifolia*, *Myriophyllum exalbescens*, *Potamogeton epihydrus*, *Sparganium angustifolium* y *Sparganium multipedunculatum*, y un influente sintético con aluminio, obteniendo remociones del metal de alrededor del 59 al 85%. Esto sugiere que la utilización de macrófitas en los humedales puede ayudar a aumentar el porcentaje de remoción del metal.

Goulet y col. (2005) estudiaron la bioacumulación de aluminio procedente de las fundidoras en diferentes especies de plantas acuáticas entre ellas *Typha latifolia*, *Lemna minor*, *Nuphar variegatum* y *Potamogeton epihydrus* encontrando porcentajes de remoción del metal del orden del 40 al 33% y observando que debido a que la especie *Typha latifolia* genera mayor cantidad de biomasa, se le puede considerar como responsable del 99% del aluminio removido en el humedal.

Mays y Edwards (2001) compararon la efectividad de dos tipos de humedales (uno de tipo artificial y el otro natural), que contenían especies de *Typha latifolia*, *Juncus effusus* y *Scirpus cypericus* para tratar los efluentes ácidos de actividades mineras, encontrando que los humedales artificiales aceptaron mayores cargas de contaminantes y tuvieron mayores eficiencias en la remoción de Mn, Zn, Cu, Ni, B y Cr.

La factibilidad de utilizar plantas acuáticas depende de la temperatura ambiental, pues ellas presentan actividad estacional que puede afectar su rendimiento en sistemas de tratamiento de aguas industriales que deben operar todo el año (Sen y col., 1990; Fritioff y col., 2005). Además, Mazer y col. (2001) aseguran que entre los factores que influyen en el establecimiento y desarrollo de macrófitas del género gramíneas están la luz, la velocidad del flujo y la carga hidráulica.

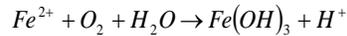
Gambrell (1994) concluye que los cambios en el pH del suelo en los humedales pueden afectar la retención y liberación de los metales pesados.

◆ **Metabolismo bacteriano**

Los microorganismos también pueden contribuir a la remoción y almacenamiento de una buena cantidad de metales pesados gracias a los procesos metabólicos que llevan a cabo (Ye y col., 2001).

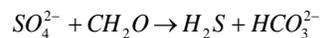
En un humedal construido pueden estar presentes zonas aerobias y anaerobias, de tal manera que, en las zonas aerobias se encuentran bacterias que llevan a cabo la oxidación del metal y causan la precipitación de los óxidos del metal, mientras que en las zonas anaerobias se encuentran presentes bacterias sulfato-reductoras las cuales, causan la precipitación de sulfatos.

Según *Kadlec y col. (1996)*, la oxidación del metal mediada por microbios, *Thiobacillus ferrooxidans*, seguida por la precipitación subsecuente del oxihidroxido del hierro, se considera el mecanismo más importante del retiro de metales en los humedales que tratan aguas residuales ricas en metales de mina. La reacción que se lleva a cabo es la siguiente:



La oxidación del metal tiene la desventaja de producir iones de hidrógeno, los cuales, aumentan la acidez en el sistema. Así pues, si no se presenta la suficiente alcalinidad para generar la capacidad tampón, la hidrólisis del ión férrico (Fe^{+3}) producirá una disminución del pH.

La reducción de sulfato por medio microbiano consume iones de sulfato y produce sulfuro de hidrógeno y alcalinidad en forma de ión de bicarbonato. La reacción se lleva a cabo de la siguiente manera, en donde CH_2O representa una molécula orgánica simple:



El H_2S se disuelve y ioniza para generar iones de sulfuro que reaccionan en cierto rango con los iones del metal para producir precipitaciones del sulfuro del metal. La precipitación de metales como sulfuros más que los óxidos tiene las siguientes ventajas:

- ◆ Neutralización de la acidez debido a la alcalinidad que se produce por la ayuda de la reducción del sulfato
- ◆ Los precipitados del sulfato son más densos que los precipitados del óxido, por ello el establecimiento es más rápido
- ◆ Los sulfuros se precipitan dentro de los sedimentos orgánicos y así son menos vulnerables a la interrupción por los cambios repentinos de flujo

Por lo tanto, la reducción del sulfato se considera como la mejor alternativa para el tratamiento del drenaje ácido de minas. Algunos autores indican que la reacción de importancia primaria para el retiro del metal es la reducción del sulfato, ya que no solamente se remueven los metales sino también se aumenta el pH y por lo tanto el drenaje ácido de la mina se trata de manera más efectiva.

Nelson y col. (2002) y *Adriano (2001)* en sus trabajos realizados en humedales, reportaron porcentajes de remoción de cromo entre un 40-84%, cobre 36-88% y selenio mayores al 95% todos ellos debido a la actividad bacteriana.

2.7. Características generales de los metales Cadmio (Cd) y Zinc (Zn)

La corteza terrestre contiene una gran cantidad de elementos químicos, entre los que se encuentran muchos metales que, desde tiempos remotos, han resultado de gran importancia para

el desarrollo y progreso de las civilizaciones, a tal punto que sería muy difícil imaginar nuestra vida cotidiana sin un extenso empleo de utensilios y herramientas elaborados con los mismos. De los elementos químicos que hoy en día conocemos, aproximadamente el 75% son metales.

Los metales pesados son un grupo de elementos caracterizados por poseer propiedades metálicas y una densidad superior a 5. Definir los principales metales tóxicos no es fácil. La Agencia para la Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés) ha definido al berilio (un metal traza ligero) y al mercurio (un metal traza pesado) como peligrosos, lo cual significa que una ligera exposición a los mismos puede causar daños a la salud humana. Otros nueve metales han sido definidos como posibles elementos peligrosos, esto significa que su peligrosidad es potencial y que deben mantenerse bajo control. Estos son el bario, el *cadmio*, el cobre, el plomo, el manganeso, el níquel, el *zinc*, el vanadio y el estaño. Todos ellos con excepción del manganeso son metales traza, y todos, excepto el bario, son metales pesados (*Duffus, 1983*).

El medio ambiente recibe aporte de metales de origen natural y artificial. Dentro de los procesos naturales se encuentran los fenómenos geológicos normales como la formación de menas, la meteorización y erosión de las rocas, la lixiviación y los fenómenos volcánicos en el fondo marino. Por otro lado, los aportes de origen artificial son consecuencia de la actividad humana, la mayoría procedentes de procesos desarrollados en la minería y en la industria. Los metales pesados son contaminantes ambientales únicos y a diferencia de los contaminantes orgánicos, que en la mayoría de los casos pueden ser destruidos, las especies de metales liberados en el ambiente tienden a persistir indefinidamente (*Volesky, 1994; Hursthouse, 2001; Tietzel y Parsek, 2003*).

Para ejercer su toxicidad sobre un ser vivo, los metales deben encontrarse biodisponibles para ser captados por éste. El concepto de biodisponibilidad se encuentra íntimamente relacionado con las condiciones fisicoquímicas del ambiente, que determinan la especiación y por lo tanto su concentración y acumulación (*Manson y Lawrence, 1999; Krishnamurti y Naidu, 2000; Kim y col., 2002*).

Los metales pesados poseen una gran capacidad para unirse con diversos tipos de moléculas orgánicas. Los procesos de bioacumulación se deben principalmente a la imposibilidad, por parte del organismo afectado, de mantener los niveles necesarios de excreción del contaminante, por lo que son retenidos en el interior del mismo. Sus efectos tóxicos específicos sobre un sistema biológico, sin embargo, dependen de reacciones con ligandos que son esenciales para la función normal de ese sistema. Así, los metales muestran gran afinidad por grupos sulfhidrilo y, en menor proporción, por radicales amino, fosfato, carboxilo, imidazol e hidroxilo, pertenecientes a enzimas y metales pesados. Éstos ocasionan un efecto genotóxico que puede ser catalogado en las siguientes categorías: a) mutaciones genéticas; b) aberraciones cromosómicas; c) alteraciones en la síntesis y reparación de ácidos nucleicos; y d) transformaciones celulares (*Valls y De Lorenzo, 2002; Tietzel y Parsek, 2003*).

El *cadmio* es un metal pesado no esencial y poco abundante en la corteza terrestre, sin embargo, en las últimas décadas ha aumentado considerablemente su acumulación debido a las actividades

industriales (las baterías de celulares, entre otros). En su composición química, el Cd tiene un número atómico de 48, una valencia de 2, su estado de oxidación es de +2, su electronegatividad es de 1.7, su radio covalente es de 1.48, mientras que el radio iónico es de 0.97 y el radio atómico es de 1.54; su masa atómica en g/mol es de 112.4 con una densidad de 8.65 g/mL. Su punto de ebullición es de 765°C, mientras que su punto de fusión es de 320.9°C. Es miembro del grupo IIb (Zn, Cd y Hg) en la tabla periódica, y presenta propiedades químicas intermedias entre las del zinc metálico en soluciones ácidas de sulfato. Es divalente en todos sus compuestos estables y su ión es incoloro (Rodríguez-Serrano y col., 2008; Holding, 2008).

Se considera uno de los mayores agentes tóxicos asociados a la contaminación ambiental e industrial ya que reúne cuatro de las características peligrosas de un tóxico: a) presenta efectos adversos para el hombre y el medio ambiente; b) es bioacumulable; c) es persistente en el medio ambiente y d) viaja grandes distancias con el viento y en los cursos de agua. Se obtiene como subproducto del tratamiento metalúrgico del Zn y el Pb, a partir del sulfuro de cadmio; durante el proceso se forma óxido de cadmio el cual es un compuesto tóxico. Además de contaminar el ambiente desde su fundición y refinación, también contamina por sus múltiples aplicaciones industriales (Alonso y col., 2004).

El Cd es un elemento que, en muy bajas cantidades, afecta mecanismos y funciones fundamentales de diferentes especies incluidos los humanos, siendo los órganos blanco más importantes el hígado y el riñón. En este último caso, se conoce su efecto adverso sobre la función renal caracterizado por proteinuria. A nivel celular la base de su acción tóxica radica en su interacción con fosfatidiletanolamina y fosfatidilserina. Otro aspecto de su toxicidad está vinculado a su interacción con los grupos -SH de macromoléculas y la generación de radicales libres (Bettina., 2000; Lafayette, 2004).

En cuanto a la exposición y la alteración de la función renal, la intoxicación por Cd ocurre en tres fases: 1) En la primera de ellas, el Cd que ingresa al organismo es acumulado en la corteza renal y se liga a la metalotioneína, si el ligamento formado no se satura, la eliminación de Cd urinario estará en relación directa con la cantidad acumulada en la corteza renal; 2) En exposiciones prolongadas, una segunda fase resulta en la saturación de los sitios de unión de cadmio-metalotioneína y, por lo tanto, el incremento del Cd urinario en esta se verá reflejado en la carga corporal; 3) La tercera y última fase se caracteriza por una disfunción renal, en donde la excreción de Cd estará directamente relacionada al daño renal (Ramírez, 2002).

Algunas personas expuestas al Cd han mostrado acumulación en riñón e hígado y alteraciones en el sistema inmune tanto a nivel celular como humoral (Hernández-Peñalver y col., 1999). Es considerado uno de los contaminantes más riesgosos por su potencial carcinogénico, teratogénico y su probada toxicidad sobre el sistema endócrino/reproductivo (Tchernitchin y col. 2008).

En cobayos hembra, el Cd inhibe la ovulación y produce esterilidad, en ratas causa cambios patológicos en útero, ovarios y placenta. En la mujer afecta la actividad miometrial en ausencia de embarazo, altera el ciclo menstrual, causa dismenorrea, esterilidad, abortos espontáneos,

mortinatos, daño placentario y aumenta el nivel de testosterona en suero (Arriazu-Navarro, 2007). Además puede causar hiperglicemia y anemia debido a su interferencia con el metabolismo del hierro en los animales y humanos (Majumder y col., 2003).

En suelos contaminados los niveles de Cd alcanzan valores de hasta 1 mg de Cd/g y el agua de ríos contaminados puede contener hasta 0.14 mg de Cd/L. En el caso de las plantas, el Cd interfiere en la entrada, transporte y utilización de elementos esenciales (Ca, Mg, P y K) y del agua, provocando desequilibrios nutricionales e hídricos en las mismas (Poschenrieder y col., 1989; Sandalio y col., 2001; Singh y Tewari, 2003). Además, reduce la adsorción de nitratos y el transporte de los mismos de la raíz al tallo e inhibe la actividad nitrato reductasa en tallos (Gouia y col., 2000). Las plantas expuestas a suelos contaminados con Cd presentan modificaciones en la apertura estomática, fotosíntesis y transpiración (Sandalio y col., 2001). Uno de los síntomas más extendidos de la toxicidad por Cd es la clorosis producida por una deficiencia de hierro (Benavides y col., 2005), fosfatos o por la reducción del transporte de Mn (Goldbol y Hutterman, 1985).

El zinc es un metal blanco brillante con lustre gris azulado, soluble en ácidos y álcalis e insoluble en agua. Constituye el 0.013% de la corteza terrestre. No se encuentra nativo, aunque en pequeña proporción se halla frecuentemente en la composición de diferentes rocas. En su composición química, el Zn tiene un número atómico de 30, una valencia de 2, su estado de oxidación es de +2, su electronegatividad es de 1.6, su radio covalente es de 1.31, mientras que el radio iónico es de 0.74 y el radio atómico es de 1.38; su masa atómica en g/mol es de 65.37 con una densidad de 7.14 g/mL. Su punto de ebullición es de 906°C, mientras que su punto de fusión es de 419.5°C. Al igual que el Cd, el Zn pertenece al grupo IIb de la tabla periódica. Los usos más importantes del zinc lo constituyen las aleaciones y el recubrimiento protector de otros metales, siendo su aplicación más importante el galvanizado (Rodríguez-Serrano y col., 2008; Holding, 2008).

El Zn es un elemento químico esencial para la salud humana. Interviene en el metabolismo de proteínas y ácidos nucleicos, estimula la actividad de aproximadamente 100 enzimas, colabora con el buen funcionamiento del sistema inmunológico, es necesario para la cicatrización de las heridas, interviene en las percepciones del gusto y el olfato y en la síntesis del ADN. Su deficiencia perjudica al sistema inmunológico, genera retardo en el crecimiento y puede producir pérdida de apetito, diarrea, lesiones oculares y de piel, pérdida de peso, tardanza en la cicatrización de las heridas y anomalías en el sentido del olfato. Su exceso se ha asociado con bajos niveles de cobre, alteraciones en la función del hierro y disminución de la función inmunológica y de los niveles del colesterol bueno.

Se encuentra de manera natural en el aire, agua y suelo, sin embargo, sus concentraciones están aumentando debido a la producción de este metal en las actividades humanas. La mayoría del Zn es adicionado durante actividades industriales, como por ejemplo la minería, la combustión de carbón y residuos y el procesado del acero.

Algunos daños que puede ocasionar al ambiente son el incremento de la acidez en los mantos acuíferos, se puede presentar una biomagnificación en la cadena alimenticia debido a su acumulación en peces, contaminación del suelo y aguas subterráneas, toxicidad en las plantas,

interrupción de la actividad de los suelos, con influencias negativas en la actividad de microorganismos y lombrices ocasionando con ello la descomposición de la materia orgánica de una forma más lenta (*Csuros y Csuros, 2002; García-Meza, 2003*).

La normativa mexicana establece en la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-002-SEMARNAT-1996 los límites máximos permisibles de Cd y Zn para descargas en aguas residuales en aguas y bienes nacionales y en los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

En el caso del cadmio la NOM-001 maneja un rango de concentración desde 0.05 hasta 0.4 mg/L dependiendo del uso o disposición final que tenga el agua. En el caso del Zn las concentraciones van de 10 a 20 mg/L.

Por otra parte, la NOM-002 maneja como límites máximos permisibles de Cd total 0.5 mg/L como promedio mensual, 0.75 mg/L como promedio diario y 1 mg/L tomado de forma instantánea. Para el Zn total las concentraciones son de 6 mg/L como promedio mensual, 9 mg/L como promedio diario y 12 mg/L de manera instantánea.

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3. METODOLOGÍA

La presente investigación se llevó a cabo en tres etapas experimentales, las cuales se describen detalladamente a continuación:



3.1. Construcción de las unidades experimentales

Se construyeron ocho reactores de PVC de 15 cm de diámetro por 40 cm de alto, empacados con escoria volcánica con diámetro granular de 12-16 mm (Figura 3.2).

La especie de vegetación emergente utilizada en esta experimentación fue *Typha latifolia* (espadaña o tule), proveniente de un semillero ubicado en la parte posterior del Laboratorio 301, Conjunto E, Facultad de Química de la UNAM. Esta especie se seleccionó por los buenos resultados que se han obtenido en cuanto a remoción de metales como Cd y Zn, además de resistir condiciones de acidez semejantes a las que se presentan en las aguas residuales de las minas (Novotny y Olem, 1994; Mays y Edwards, 2001; entre otros). En cada uno de los reactores se sembraron tres brotes de espadaña con características similares, para contar con unidades homogéneas. La Figura 3.1 muestra el semillero del cual se extrajeron las especies de plantas.



Figura 3.1 Semillero de *Typha latifolia* ubicado en el Conjunto E, Facultad de Química, UNAM



Figura 3.2 Sistemas de humedales artificiales a utilizar durante la fase experimental

3.2. Experimentos de adaptación de los sistemas

3.2.1. Dosificación de solución nutritiva

Una vez armados los reactores se llevó a cabo la adaptación de las plantas, con la finalidad de probar el crecimiento de las mismas cuando se encontraban en las condiciones de iluminación artificial, temperatura del laboratorio y alimentación con solución nutritiva. La solución nutritiva utilizada fue una mezcla de macro y micronutrientes con las concentraciones mostradas en la Tabla 3.1 (Bugbee, 2003; Gibeaut y col., 1997; Zheng y col., 2005).

La dosificación de la solución nutritiva se llevó a cabo de manera intermitente utilizando 2.5L de solución por cada reactor, con un tiempo de residencia hidráulico de 2 días.

La iluminación de los reactores se realizó empleando 14 lámparas de tubos fluorescentes (lámparas de luz de día) que dan 1128 lux.

Para corroborar que la temperatura del laboratorio se mantenía aproximadamente constante se midió diariamente a la misma hora (12:00 p.m.) utilizando un termómetro de “máxima y mínima”. Con esto se obtuvo la temperatura promedio, temperatura máxima promedio y temperatura mínima promedio las cuales fueron de $22\pm 2^{\circ}\text{C}$, $23\pm 2^{\circ}\text{C}$ y $20\pm 2^{\circ}\text{C}$, respectivamente (Ver Tablas All.I y All.VII). Esta etapa de adaptación se realizó durante 8 semanas.

Tabla 3.1 Concentraciones de macro y micronutrientes contenidos en la solución nutritiva mineral utilizada durante esta investigación

Nutriente/Concentración	mM	mg/L	mg metal de interés/L
NH ₄ H ₂ PO ₄	0.2	23.62	
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.4	98.79	
KNO ₃	3.0	303.60	
CuSO ₄ ·5H ₂ O	0.0002	0.050	0.069±0.019
H ₃ BO ₃	0.003	0.19	
ZnSO₄·7H₂O	0.0004	0.12	0.34±0.11
MnCl ₂ ·4H ₂ O	0.0005	0.10	
CaCl ₂	1.0	115.61	
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·H ₂ O	0.001	1.52	
FeSO ₄ ·7H ₂ O	0.02	5.61	0.031±0.004

3.2.2. Dosificación de una mezcla de lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%)

Una vez transcurridas las 8 semanas de dosificación de solución nutritiva, se comenzó con la dosificación de forma intermitente de una solución obtenida mediante la lixiviación de agua desionizada a través de un lecho de jales provenientes de la presa de una empresa minera ubicada en el municipio de Zacazonapan, Estado de México en sistemas conocidos como *celdas de humedad (30%)* (González-Sandoval, 2008) (Figura 3.3), *adicionada con solución nutritiva mineral (70%)*. Esto se hizo con la finalidad de adaptar los sistemas a concentraciones de metales más altas. Estas celdas de humedad tienen como objetivo simular los diferentes periodos de humedad e intemperismo a los cuales pueden estar expuestos los jales en la presa, para estudiar los diferentes procesos de oxidación que pudieran estar ocurriendo en el sitio y, de esta manera, conocer las concentraciones de metales presentes en las escorrentías o lixiviados generados. Esta fase experimental tuvo una duración de 6 semanas, durante las cuales se muestrearon tres veces por semana el influente y efluente para la medición de los siguientes parámetros: sulfatos, pH (potencial de hidrógeno), CE (conductividad eléctrica), SDT (sólidos disueltos totales), salinidad, pOR (potencial de óxido-reducción) y contenido de metales (solubles y totales).

La solución nutritiva fue preparada una vez por semana para su posterior dosificación a los reactores teniendo las mismas características que la utilizada durante el periodo de adaptación de las plantas. Se caracterizó una vez por semana, haciendo la medición de los mismos parámetros que se evaluaron en los influentes y efluentes. Durante estas primeras seis semanas de experimentación se midió el crecimiento en altura de las plantas en cm/día.

Los parámetros de experimentación fueron los siguientes:

- ◆ Volumen de agua dosificada (considerando el soporte y el volumen ocupado por las plantas)= 2.5L/ reactor
- ◆ TRH = Tiempo de residencia hidráulico = 3.5 días (*Guido- Zárate, 2006; Masi y col., 2000*)
- ◆ TRH ajustado con la porosidad del medio de empaque de los reactores (0.511) = 1.8 días≈2 días
- ◆ Temperatura promedio del laboratorio (22±2°C)
- ◆ Periodo de iluminación/oscuridad en horas: 16/8

La nomenclatura utilizada en este caso para la identificación de las unidades experimentales fue la siguiente:

Tabla 3.2 Sistema experimental (tratamiento de lixiviados)

Sistema	Con planta	Sin planta
Control/Solución nutritiva con metales	SMP1 y SMP2	SMSP1 y SMSP2
Con metales	MP1 y MP2	MSP1 y MSP2



Figura 3.3 Celdas de humedad a escala piloto (*González-Sandoval, 2008*)

3.3. Tratamiento del agua de reproceso proveniente de la industria minera

Durante esta etapa experimental se dosificaron de forma intermitente cuatro de los ocho reactores experimentales con el agua residual sobrenadante de una presa de jales (Figura 3.4), utilizando tres concentraciones (50%, 75% y 100%) [La diferencia fue cubierta con agua de la llave: 50, 25 y 0%]. Los cuatro reactores restantes se dosificaron únicamente con solución nutritiva que contiene metales.

El tiempo de experimentación en este caso fue de dos semanas para cada una de las concentraciones.

Las condiciones de experimentación y medición de los diferentes parámetros de respuesta se realizaron de manera similar a las utilizadas en la dosificación de los lixiviados provenientes de las celdas de humedad. En esta fase se midió la DQO, tanto del influente como del efluente, además de los parámetros mencionados con anterioridad (pH, CE, SDT, salinidad, sulfatos y contenido de metales). El potencial de óxido-reducción se midió de manera continua utilizando una tarjeta de adquisición de datos conectada a un software para su captura.

La nomenclatura utilizada para la identificación de las unidades experimentales fue la presentada en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3 Sistema experimental (tratamiento del agua residual real)

Sistema	Con planta	Sin planta
Agua residual al 50, 75 y 100%	ARP1 y ARP2	ARSP1 y ARSP2
Sistema sin metales	SMP1 y SMP2	SMSP1 y SMSP2



Figura 3.4 Punto de muestreo (presa de jales en la empresa minera cooperante)

Es importante mencionar que durante todo el periodo de experimentación, las pérdidas por evapotranspiración en los sistemas fueron compensadas con agua desionizada. Esto con la finalidad de mantener el nivel de agua 2 cm por debajo de la superficie del soporte, característico de los sistemas de humedales de tipo subsuperficial.

3.4. Métodos analíticos

Los parámetros medidos durante la fase experimental, como ya se mencionó, fueron los siguientes: DQO_{soluble}, potenciales de óxido-reducción (pOR), pH, sulfatos, CE (conductividad eléctrica), SDT (sólidos disueltos totales), salinidad, temperatura del laboratorio, contenido de

metales en el influente y efluente, contenido de metales en las plantas y crecimiento de las mismas en cm/d.

3.4.1. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

Los métodos para la determinación de la DQO son validados por la APHA-AWWA-WPCF y la Norma mexicana NMX-AA-030-SCFI-2001, Análisis de agua -Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas -Método de prueba.

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro que mide la cantidad de materia orgánica susceptible de ser oxidada por medios químicos que hay en una muestra líquida. Se utiliza para medir su grado de contaminación y se expresa en mg O₂/litro.

Es un método aplicable en aguas continentales (ríos, lagos, acuíferos, etc.), aguas residuales o cualquier agua que pueda contener una cantidad apreciable de materia orgánica.

Para su cuantificación se utilizó el método a refluo cerrado o método espectrofotométrico, el cual consiste en la preparación de una serie de soluciones de digestión y la preparación de una curva de calibración, que permitirán realizar la medición de absorbancia de una muestra mediante un espectrofotómetro y su posterior comparación con la curva de calibración para determinar la concentración de la misma en mgO₂/L. La técnica se encuentra descrita con mayor detalle en el Anexo AI.I. Los residuos producto de esta técnica fueron tratados de acuerdo con la metodología mencionada en el Anexo AI.VIII.

3.4.2. Determinación del potencial de hidrógeno (pH), CE (conductividad eléctrica), SDT (sólidos disueltos totales) y salinidad

Las mediciones de pH se realizaron de acuerdo con lo establecido en la normativa mexicana (NMX-AA-25-1984). La lectura se realizó de manera directa utilizando un equipo de campo marca Corning Checkmate II (EEUU) (Figura 3.6) (Ver Anexo AI.II). Con este mismo equipo se realizó la medición de la CE (conductividad eléctrica), SDT (sólidos disueltos totales) y salinidad.



Figura 3.5 Equipo de campo utilizado para la medición de pH, CE, SDT y salinidad

3.4.3. Medición del potencial de óxido-reducción (pOR)

Para la medición de este parámetro, como ya se mencionó, se utilizaron dos electrodos de referencia comerciales de Ag/AgCl-Pt marca Cole Palmer (EEUU) en cada una de las unidades experimentales. Esta variable se midió a dos diferentes profundidades en cada uno de los reactores (15 cm y 30 cm de profundidad). Los electrodos utilizados se probaron utilizando soluciones estándar de pH 4 y 7 saturados con quinhidrona (0.5 g de quinhidrona en 50 mL de solución estándar). Los potenciales redox de estas dos soluciones son de 259.3 y 83.95 mV, respectivamente (<http://www.gfsignet.com/products/pdf/5700orpspa.pdf>). Los valores medidos pueden presentar variaciones en un intervalo de unos milivoltios debido a la calidad de la quinhidrona, así como con respecto de la temperatura a la que se realiza la medición.

Una vez probados los electrodos se compararon los valores medidos con el sistema experimental (tarjeta de adquisición de datos y software) con los valores de los mismos electrodos usando un potenciómetro comercial. Esto se hizo con la finalidad de observar la desviación estándar que puede haber entre ambos sistemas. Estos datos se encuentran tabulados en el Anexo II.XVII. Los potenciales de óxido-reducción se midieron de manera continua, mediante una tarjeta de adquisición de datos diseñada por la empresa National Instruments NI-USB 6221, la cual permite la captura de los datos y su posterior alimentación a un procesador para su análisis (Figura 3.5).



Figura 3.6 Sistema de adquisición de datos para la medición de los potenciales de óxido-reducción

Los valores obtenidos con estos electrodos de referencia Ag/AgCl-Pt se obtienen de manera directa (Ver Anexo AI.III para mayor detalle).

3.4.4. Contenido de metales en las plantas

Una vez finalizado el experimento se extrajeron las plantas para determinar el contenido de metales presentes en la parte aérea y raíz. Primeramente se obtuvo la masa fresca, masa seca y porcentaje de humedad de las plantas. Con ello se realizó el cálculo del % de humedad de la especie vegetal empleando la fórmula siguiente:

$$\%H = \left(\frac{A - B}{C} \right) * 100$$

donde: A= Masa de la cápsula de porcelana más la muestra húmeda; B= Masa de la cápsula de porcelana más la muestra seca; C= Masa de la muestra húmeda. Para descripción de técnica ver Anexo AI.IV. Posteriormente, la muestra seca se colocó en la mufla para obtener las cenizas. Finalmente, se realizó una digestión de la muestra con HCl 1N para su caracterización mediante espectrofotometría inducida de plasma (Ver Anexo AI.V). Para evitar posibles interferencias por la presencia de material de soporte adherido a las raíces, se hizo un lavado exhaustivo de ellas de acuerdo con la metodología propuesta por *Panizza-de-León y colaboradores (2008)*.

3.4.5. Contenido de metales en el influente y efluente

La determinación del contenido de metales en el influente y efluente se realizó mediante espectrofotometría inducida con plasma, en un equipo Perkin-Elmer Optima 4300DV *Optical Emission Spectrometer* de acuerdo con las instrucciones del fabricante (Figura 3.7).



Figura 3.7 Equipo de espectrofotometría inducida con plasma

En este caso, se obtuvieron las concentraciones de metales totales y solubles presentes en el influente y efluente de los reactores. Para la cuantificación de metales totales fue necesario realizar una digestión de las muestras con base en el Método 3005A de la EPA (1992), antes de ser llevadas a analizar. El método consiste en tomar una alícuota de 50 mL y adicionar 20 mL de HNO_3 y 10mL de HCl. Enseguida, estas muestras se dejan concentrar hasta un volumen de 15 a 20mL y se aforan a 50 mL con agua desionizada para su posterior análisis (Anexo AI.VI).

Para la cuantificación de metales solubles, se tomó una alícuota de 50 mL de muestra, la cual se filtró utilizando microfiltros con tamaño de poro de 0.45 μm , para su posterior acidificación con HNO_3 concentrado hasta un pH de 2.

3.4.6. Determinación de sulfatos

La cuantificación de sulfatos se realizó por turbidimetría conforme a lo indicado en el Método EPA 9038 de cuantificación de sulfatos por turbidimetría, registrado en la norma NOM-141-SEMARNAT-2003 (Anexo AI.VII).

3.4.7. Crecimiento vegetal

Se midió diariamente el crecimiento aéreo de la planta y los valores fueron expresados como cm de incremento por día.

3.4.8. Balance de materia “grosso modo” para Cd y Zn

Con la información de los experimentos que se realizaron y, dado que las plantas no podían sacrificarse antes de terminar la fase experimental, se hizo un balance “grosso modo” de los dos metales en estudio que ingresaron durante todo el lapso de la fase experimental, lo que salía diariamente con el efluente líquido y lo que se acumuló en los reactores como una cantidad global (que incluiría lo contenido en la biomasa vegetal, en el soporte pétreo y en la biomasa microbiana).

3.5. Diseño experimental

Durante la presente investigación se realizó un experimento factorial cuyas características se encuentran descritas en la Tabla 3.4. De esta manera, con los factores mencionados anteriormente, se tuvo un total de cuatro tratamientos y dos repeticiones dando un total de 8 muestras (Tablas 3.5).

3.6. Análisis estadístico

Los resultados experimentales fueron analizados con el paquete de computación Statgraphics Plus 5.1 para corroborar la significancia de los valores obtenidos así como la correlación de los mismos con el tratamiento dado a cada reactor. El análisis estadístico se presenta de manera completa en el Anexo III.

Tabla 3.4 Características del diseño experimental seleccionado

Niveles de factor	Factor 1: Concentración del Metal	a) Sol. nutritiva b) Con metal
	Factor 2: Presencia de plantas	a) Con planta b) Sin planta
Variables de respuesta	<ul style="list-style-type: none"> ◆ % de Remoción de metales ◆ pOR ◆ % de Remoción de sulfatos ◆ % de Remoción de DQO soluble 	
Variables controlables consideradas	<ul style="list-style-type: none"> ◆ Volumen de alimentación ◆ TRH ◆ Periodo de iluminación/oscuridad ◆ Temperatura 	
Variables medibles no controlables	<ul style="list-style-type: none"> ◆ pH ◆ CE ◆ Crecimiento vegetal 	

Tabla 3.5 Niveles de factor

	Con planta	Sin planta
Control/Solución nutritiva con metales	2r	2r
Agua residual con metales	2r	2r

r = repetición

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta sección se presentan los resultados encontrados durante la realización de este proyecto de investigación. Primeramente se muestran los resultados obtenidos durante la dosificación de la mezcla de lixiviados al 30% con solución nutritiva al 70% para, posteriormente mostrar los resultados que se obtuvieron durante la fase experimental con el agua de reproceso de la empresa minera bajo estudio.

4.1. Resultados obtenidos durante la fase de adaptación de los sistemas con la mezcla de lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%)

En primer lugar se realizó la caracterización de la mezcla de lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%). Los resultados se muestran en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1 Principales características de la mezcla de lixiviados y solución nutritiva

Parámetro	Valor medido
pH	6.66
Temperatura (°C)	25
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1843.4
Potencial de óxido-reducción (pOR, mV)	188.54
Cd _{soluble} (mg/L)	0.2 a 0.5
Cd _{total} (mg/L)	0.15 a 0.45
Zn _{soluble} (mg/L)	30 a 55
Zn _{total} (mg/L)	25 a 60

Como se observa, la mezcla de lixiviados presenta concentraciones altas de Cd y Zn, las cuales sobrepasan los límites máximos permisibles por la normativa mexicana NOM-001-Semarnat-1996, en donde se especifican los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Dependiendo del uso del agua las concentraciones máximas permitidas de metales varían, así pues, en el caso de Cd los límites máximos permitidos van de 0.1 mg/L cuando se destina a uso público hasta 0.4 mg/L cuando se trata de uso en riego agrícola. En el caso del Zn los límites máximos permisibles van de 10 mg/L hasta 20 mg/L.

En el Anexo II (AII.I-AII.VI) se encuentran tabulados los resultados que se obtuvieron al realizar el seguimiento de esta fase experimental la cual tuvo una duración de 6 semanas. Durante este lapso los parámetros evaluados, tanto en el influente como en el efluente de cada reactor, fueron: el potencial de hidrógeno (pH), la conductividad eléctrica (CE), los sólidos disueltos totales (SDT), la

salinidad, los potenciales de óxido-reducción (pOR), la concentración de sulfatos y la concentración de metales (Cd y Zn, solubles y totales).

4.1.1. Potencial de hidrógeno (pH)

Los valores de pH de los reactores dosificados con solución nutritiva (SMSP1, SMSP2, SMP1 y SMP2) se mantuvieron cercanos a la neutralidad, tanto en el influente como en el efluente, observándose una ligera disminución en los efluentes de todos los sistemas experimentales con planta y sin planta (pH del influente: 7.5, pH del efluente: 6.5 a 7.0). En el caso de los reactores dosificados con la mezcla de lixiviados (MSP1, MSP2, MP1 y MP2) los valores de pH del influente también se encontraron cercanos a la neutralidad (pH promedio= 6.8), sin embargo, en el efluente de todos los sistemas tanto con planta como sin ella, se observó una disminución de este parámetro, llegándose a obtener valores de alrededor de 4.5 (AII.III). Éste es un valor crítico de acidez para las plantas ya que la literatura (*Lara-B, 1999*) menciona que este tipo de vegetación puede soportar rangos de pH de 4 a 10, sin embargo, en esta investigación los brotes de *Typha* lograron soportar este nivel de acidez, lo cual se comprobó mediante la medición diaria de cada uno de los brotes, observándose que las plantas con lixiviados siguieron creciendo de manera similar a las plantas con solución nutritiva (AII.II). Otra forma de comprobar que las plantas no se encontraban dañadas fue porque se siguieron observando pérdidas por evapotranspiración, las cuales fueron compensadas con agua desionizada para mantener el nivel de agua 2 cm por debajo de la superficie del soporte, con lo cual se tuvieron en todo momento sistemas de humedales de tipo subsuperficial (Figura 4.1).



Figura 4.1 Humedales experimentales. A la derecha se muestran al inicio de esta etapa experimental, a la izquierda al final de la misma.

4.1.2. Conductividad eléctrica (CE)

En cuanto a los valores medidos de conductividad eléctrica, se observó un ligero aumento, tanto en los efluentes de los reactores dosificados con solución nutritiva como en los efluentes de los reactores dosificados con la mezcla de lixiviados al 30%, en comparación con sus correspondientes influentes. Los valores medidos de conductividad eléctrica oscilaron entre 1100 a 2175 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo mayores en el caso de los reactores con lixiviados (MSP1, MSP2, MP1 y MP2), debido a la presencia de mayor cantidad de iones metálicos. Las variaciones de este parámetro en los reactores pueden deberse al desplazamiento de algunos iones mientras otros son removidos. En teoría, esto provoca que la conductividad promedio del sistema se mantenga constante (Sheoran, 2006).

4.1.3. Sólidos suspendidos totales (SST) y salinidad

Como era de esperarse, la cantidad de sólidos suspendidos totales y salinidad medida fue mayor en los reactores dosificados con la mezcla de lixiviados al 30% en comparación a los dosificados con solución nutritiva de metales al 100%. En el caso de los reactores dosificados con solución nutritiva (SMSP1, SMSP2, SMP1 y SMP2) ambos parámetros se mantuvieron aproximadamente constantes. Sin embargo, en el caso de los reactores dosificados con la mezcla de lixiviados al 30% (MSP1, MSP2, MP1 y MP2), estos parámetros aumentaron al momento de ser medidos en el influente y efluente de los reactores, tanto con planta como sin ella, lo cual es indicativo de un aumento en la cantidad de sales solubles en los sistemas.

Para los sólidos disueltos totales, los valores medidos en los influentes oscilaron entre 611 mg/L a 716 mg/L y en el efluente fueron de 550 a 800 mg/L para los reactores con solución nutritiva (SMSP1, SMSP2, SMP1 y SMP2). Los reactores con la mezcla de lixiviados (MSP1, MSP2, MP1 y MP2) registraron mediciones de sólidos disueltos totales en el influente de 930 a 1300 mg/L y de 900 a 1240 mg/L en el efluente (AII.III).

No se observaron cambios en la salinidad a lo largo de esta etapa experimental. En el caso de los reactores con solución nutritiva ésta fue de 0.6 y para los reactores con la mezcla de lixiviados y solución nutritiva fue de 1.0. La especie de *Typha latifolia* puede tolerar niveles de salinidad máximos de 30 ppt (Lara-B, 1999), por lo que las plantas no sufrieron daños debido a esto.

4.1.4. Potencial de óxido-reducción (pOR)

Todos los valores de pOR resultaron positivos por lo que predominaron las condiciones oxidantes en los sistemas. Estos valores oscilaron entre los 90 a 290 mV en el influente y 100 a 380 mV en el

efluente de los reactores con solución nutritiva (SMSP1, SMSP2, SMP1 y SMP2). Para los reactores con la mezcla de lixiviados (MSP1, MSP2, MP1 y MP2), el influente tuvo un pOR de 100 a 500 mV y el efluente fue de 140 a 500 mV (AII.III).

En este caso, debido a la presencia de metales en condiciones oxidantes, la tendencia fue inversamente proporcional al pH, de tal forma que entre mayor fue la acidez en los sistemas, mayor fue el valor observado de pOR (Manahan, 1999).

4.1.5. Concentración de sulfatos

La concentración de sulfatos medida en el influente de los reactores con la mezcla de lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%) fue de 770 a 1400 $\text{mgSO}_4^{-2}/\text{L}$, y en el caso de los reactores con solución nutritiva osciló entre 530 a 590 $\text{mgSO}_4^{-2}/\text{L}$, llegándose a obtener concentraciones en los efluentes de 400 a 600 $\text{mgSO}_4^{-2}/\text{L}$ (AII.IV). Los porcentajes de remoción fueron de un 5 hasta un 35% para los sistemas con solución nutritiva con metales (SMSP1, SMSP2, SMP1 y SMP2) y, para los sistemas con la mezcla de lixiviados al 30% (MSP1, MSP2, MP1 y MP2) del 10 al 50%. El que los porcentajes de remoción sean mayores en los reactores dosificados con la mezcla de lixiviados está relacionado con el hecho de que en estos sistemas las concentraciones son mayores y, por lo tanto, la concentración a remover será mayor en este caso.

4.1.6. Concentraciones de cadmio y zinc

Como se especificó en el capítulo de metodología, las concentraciones de Cd y Zn fueron medidas tanto en su parte soluble como total.

El comportamiento de los metales pesados en los sistemas de humedales artificiales, así como su posible remoción, dependen de la biodisponibilidad (especiación) del metal que se desea remover y de la concentración en la solución. La reactividad de los metales y, por consecuencia, su biodisponibilidad, es mayor cuando el pH del sistema es bajo. Esto es debido a la competencia existente entre los protones y los cationes metálicos por los ligandos orgánicos, lo que reduce su estabilidad (*Schnoor, 1996*). Por tal motivo, es necesario que se mantengan condiciones ácidas en los sistemas para poder tener la mayoría de estos metales de manera biodisponible para su remoción por medio de las plantas y microorganismos que forman parte del humedal artificial. De esta manera, las condiciones de acidez que se presentaron en los humedales, permitieron mantener a los metales en su fracción soluble o biodisponibles para la planta y microorganismos, así que, las concentraciones de mayor interés, son las que se encuentran en forma soluble.

En el caso del cadmio y el zinc, ambos son metales que presentan altas solubilidades a valores de pH bajos cuando se encuentran en forma de hidróxidos o sulfuros (por ejemplo, el ZnS presenta

una solubilidad de 0.001 mg/L a pH de 5 y el CdS tiene una solubilidad de 0.0008 mg/L a este mismo valor de pH en el medio) (EPA, 1985).

En la Figura 4.2 se muestran las concentraciones de $Cd_{soluble}$ medidas en el influente y efluente de los reactores dosificados con la mezcla de lixiviados (MSP1, MSP2, MP1 y MP2). No se muestran resultados para el cadmio en los reactores dosificados con la solución nutritiva ya que, como se presentó en la parte de metodología, ésta no contenía cadmio (corroborado con los análisis).

Las concentraciones para el influente variaron de 0.2 hasta 0.5 mg/L (AII.VI). Esta variación en la concentración del influente se debió a que las celdas de humedad de las cuales se extrajeron los lixiviados utilizados en esta etapa de adaptación se encontraban sometidas a diferentes periodos de riego y aireación, por lo cual, al momento de obtener el lixiviado sus concentraciones de metales variaron con respecto a estos parámetros. Algunos autores manejan como umbral de toxicidad para sales metálicas 2mg/L, y en el caso del Cd^{2+} 7.4 ppm (Stanley, 1974), por lo tanto, se puede suponer que las concentraciones presentes en el influente, no resultaron tóxicas para las plantas.

Las concentraciones de $Cd_{soluble}$ en los efluentes de los reactores fueron de <0.003 mg/L, que corresponde al límite de detección del equipo de plasma inducido, hasta 0.2 mg/L al finalizar las 6 semanas de experimentación, siendo mayores las concentraciones en los reactores sin planta (MSP1 y MSP2) en comparación con los reactores con planta (MP1 y MP2), esta diferencia fue de 0.036 mg/L en promedio. Es interesante observar que las concentraciones en los efluentes de los reactores durante esta fase experimental van en aumento conforme transcurre el tiempo, indicando una posible saturación del sistema. Además, cuando las plantas están en su etapa de crecimiento pueden adaptarse mejor a las condiciones del medio en el que se encuentran y esto les permite asimilar mayor cantidad de metales sin que resulten tóxicos para ellas. Otro factor que puede afectar la remoción del metal es el soporte y los microorganismos sobre él, ya que este sistema tiene un punto de saturación, a partir del cual no puede remover más metales (Manios y col. 2003).

Los porcentajes de remoción de $Cd_{soluble}$ para los reactores con planta fueron en promedio de 60%, y para el caso de los reactores sin planta de 50% (Figura 4.3). En el gráfico se observa que los porcentajes de remoción fueron más altos al inicio de la experimentación, y bajan conforme pasa el tiempo, esto se debe a que las plantas están en crecimiento y se adaptan con mayor facilidad, absorbiendo mayor cantidad de metal como ya se había mencionado con anterioridad.

Se realizó el análisis estadístico para comparar ambos tratamientos, encontrándose diferencias significativas entre los reactores con planta y sin planta ($F:27.26$; $pValue<0.05$ para un intervalo de confianza del 95%), así como también para los reactores dosificados con la mezcla de lixiviados al 30% y aquellos dosificados con solución nutritiva, encontrándose nuevamente diferencias significativas entre ambos tratamientos ($F:3915.96$; $pValue<0.05$ para un intervalo de confianza del 95%).

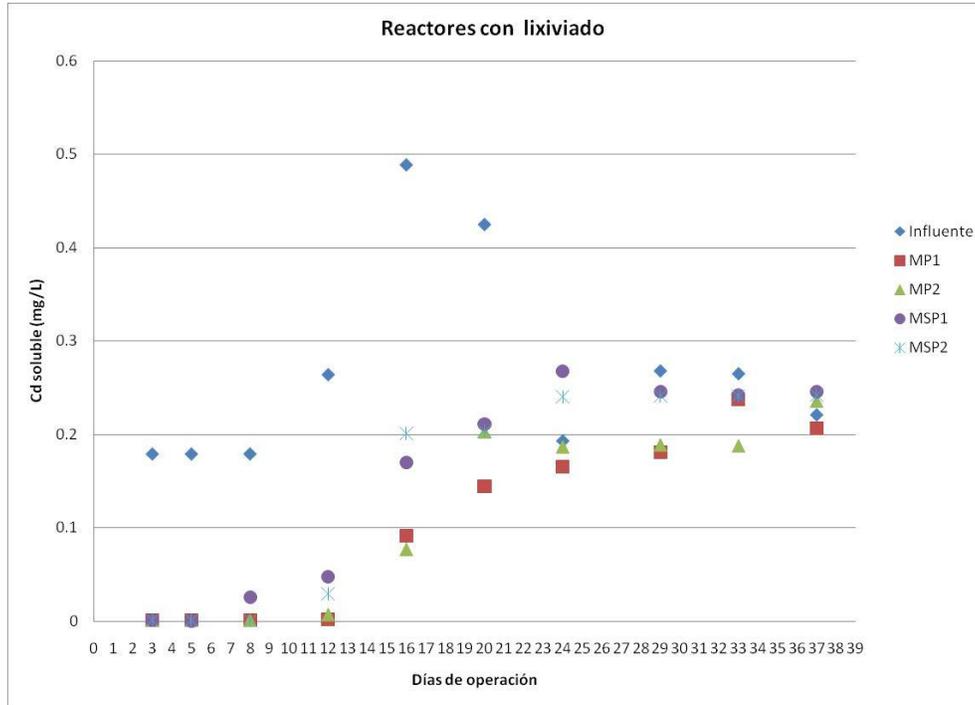


Figura 4.2 Concentraciones de $Cd_{soluble}$ medidas en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta

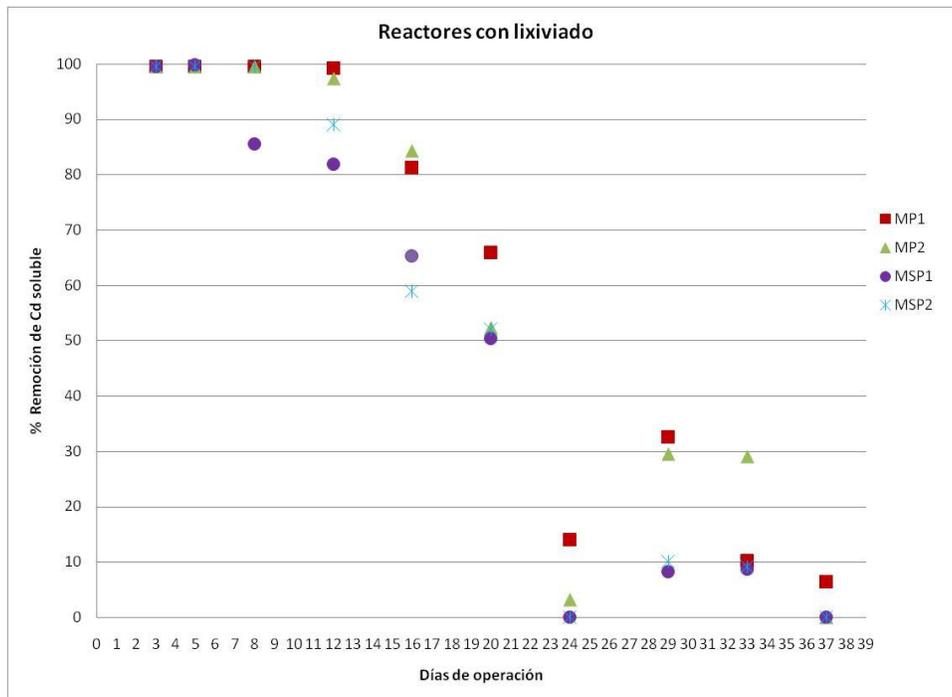


Figura 4.3 Remoción de $Cd_{soluble}$, en %, obtenida en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde: MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta

En cuanto a las concentraciones de Cd_{total} la tendencia en las concentraciones del efluente de cada uno de los reactores fue similar a la observada en el caso anterior. Se obtuvieron valores de concentración de <0.003 mg/L (límite de detección del equipo) a 0.20 mg/L, siendo menores las encontradas en los reactores con planta (Figura 4.4), con una diferencia entre ambos sistemas de 0.022 mg/L (AII.V). En algunos puntos las concentraciones de cadmio soluble resultaron ser mayores a las concentraciones de cadmio total. Esto puede deberse a algún tipo de error experimental ya sea por la preparación de las muestras o por interferencias en el equipo de plasma inducido; estas interferencias pueden ser de tipo espectral o físicas. Generalmente se revisan los espectros para utilizar longitudes de onda con las cuales se pueda evitar que esto suceda por lo que no puede asegurarse cuál fue la razón para estos datos.

A los 20 días de operación de los sistemas se presentó una concentración muy alta en el influente. Esto pudo deberse a algún cambio en la forma de lixiviar las celdas de humedad, lo cual trajo como consecuencia que también se presentaran variaciones en las remociones de los sistemas.

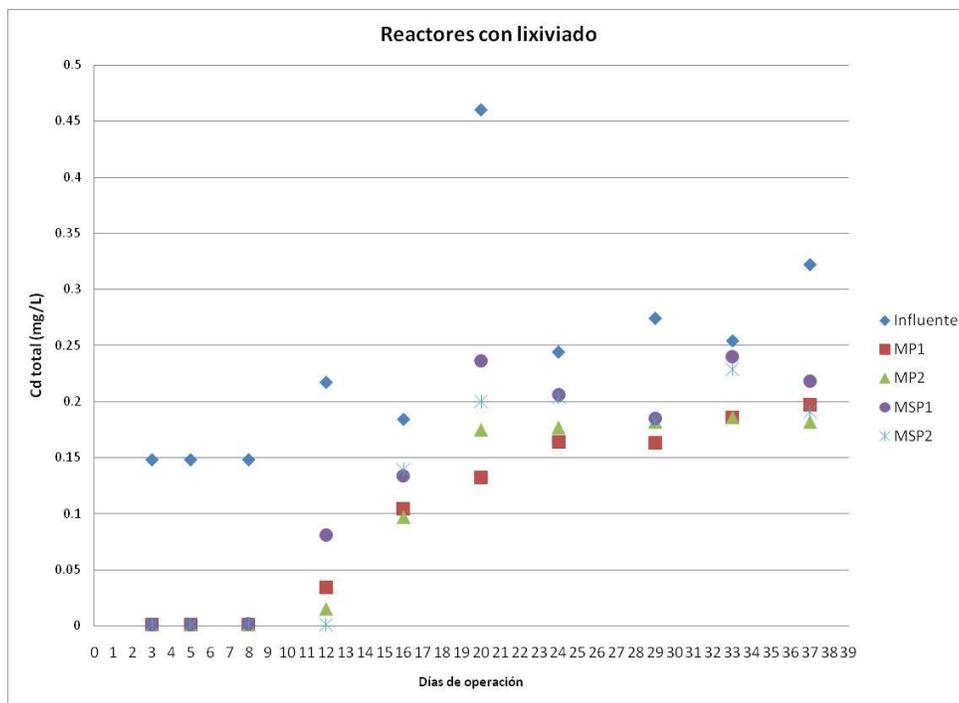


Figura 4.4 Concentraciones de Cd_{total} medidas en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde: MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta

Los porcentajes de remoción en este caso fueron del 64% en los reactores con planta y del 55% en los reactores sin planta, en promedio (Figura 4.5). El análisis estadístico realizado mostró diferencias significativas en cuanto a los reactores sin planta y los reactores con planta ($F: 8.21$; $pValue: 0.0061$ para un intervalo de confianza del 95%).

Durante esta etapa de experimentación las concentraciones de $Zn_{soluble}$ fueron de 30 a 55 mg/L en el influente y de 5 a 40 mg/L en los efluentes de los reactores con la mezcla de lixiviados (Figura 4.6). El umbral de toxicidad por Zn para algunas plantas se ha fijado como 80 mg/L (Manios y col., 2003). Por lo tanto, en este caso las concentraciones de Zn en el influente no resultaron tóxicas para las plantas.

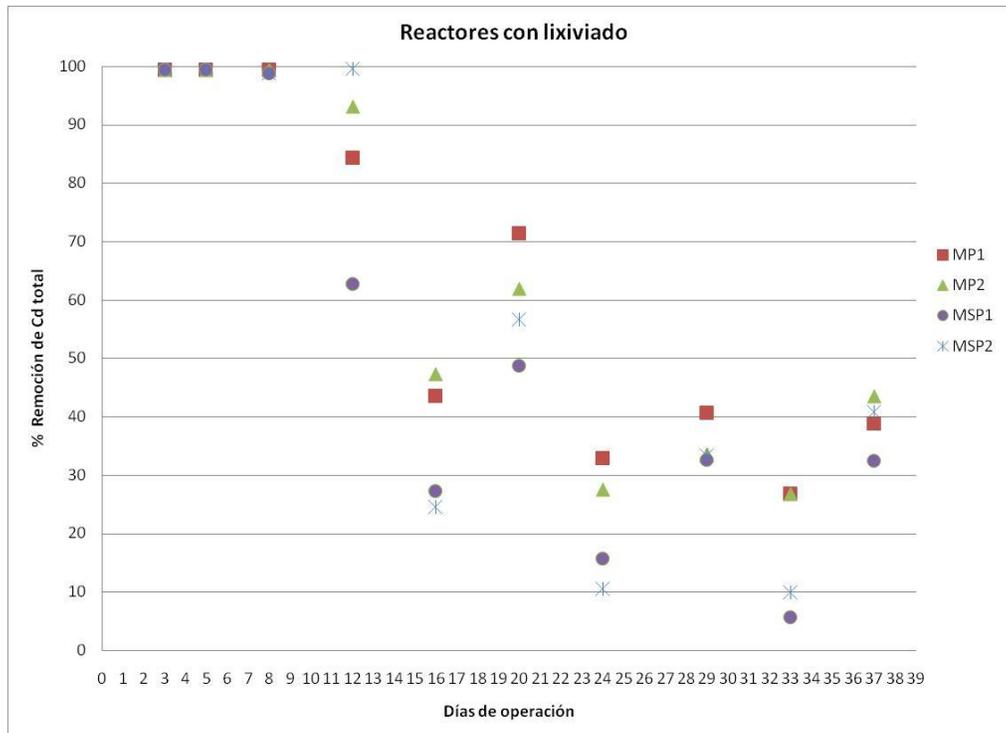


Figura 4.5 Remoción de Cd_{total} , en %, obtenida en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde: MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta

En los sistemas con plantas la concentración promedio del efluente fue de 21 mg/L y para los sistemas sin planta 25mg/L, presentándose una diferencia entre ambos sistemas de 4mg/L (AII.VI).

Al igual que en el caso del Cd, se observó que al inicio de esta etapa de adaptación se presentaron los porcentajes de remoción más altos, disminuyendo conforme avanzaba el tiempo de tratamiento. En otras investigaciones realizadas se ha comprobado que la concentración de Zn y su eficiencia de remoción se encuentran relacionadas con la concentración del influente (Noller y col., 1994).

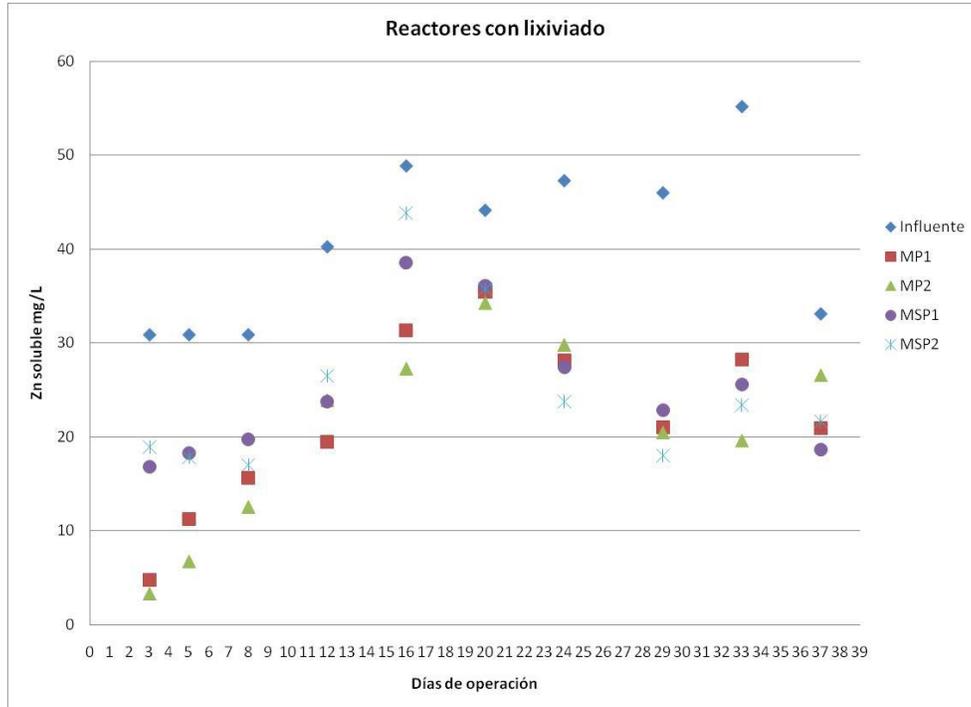


Figura 4.6 Concentraciones de $Zn_{soluble}$ medidas en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde: MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta

En promedio se lograron remociones del 50% en los sistemas con planta y del 40% en los sistemas sin planta, presentándose diferencias significativas entre ambos tratamientos ($F: 7.94; pValue: 0.0070$, para un intervalo de confianza del 95%) aunque en menor magnitud en comparación con las remociones obtenidas para el Cd (Figura 4.7).

Las concentraciones de Zn_{total} en los reactores dosificados con solución nutritiva fueron de 0.23 a 0.45 mg/L (con una concentración promedio de $0.34 \text{ mg/L} \pm 0.11$), disminuyendo hasta valores de $<0.0145 \text{ mg/L}$ (límite de detección del equipo) a 0.15 mg/L (Figura 4.8). Las concentraciones de Zn_{total} en los efluentes de los reactores con planta fueron menores en comparación con las concentraciones de los efluentes de los reactores sin planta con una diferencia entre ambos de 0.012 mg/L (AII.V). Durante los primeros días de tratamiento los porcentajes de remoción en los reactores con planta y sin planta fueron similares, sin embargo, al finalizar esta etapa experimental se observó un ligero aumento en las remociones obtenidas por medio de los sistemas con planta (Figura 4.9). Los porcentajes de remoción promedio fueron de 53% en los sistemas con planta y 41% en los sistemas sin planta.

En el caso de los reactores alimentados con la mezcla de lixiviados las concentraciones del influente fueron de 25 a 60 mg/L y del efluente oscilaron entre <0.0145 a 40 mg/L, siendo mayores en los reactores sin plantas (MPS1 y MPS2) (Figura 4.10), con una diferencia entre ambos sistemas de 4mg/L. Como consecuencia, los porcentajes de remoción en los sistemas con planta fueron

mayores a los obtenidos en los sistemas sin planta, alcanzándose remociones de un 53% en los primeros contra un 41% en los segundos (Figura 4.11). Realizando el análisis estadístico correspondiente a esta variable de respuesta y considerando como factores la presencia y ausencia de plantas, así como también la presencia de altas y bajas concentraciones de Zn_{total} producto de la dosificación de la mezcla de lixiviados y solución nutritiva al 100%, respectivamente, no se encontraron diferencias significativas en cuanto a los tratamientos con y sin planta ($F: 2.82; pValue: 0.0996$, para un intervalo de confianza del 95%).

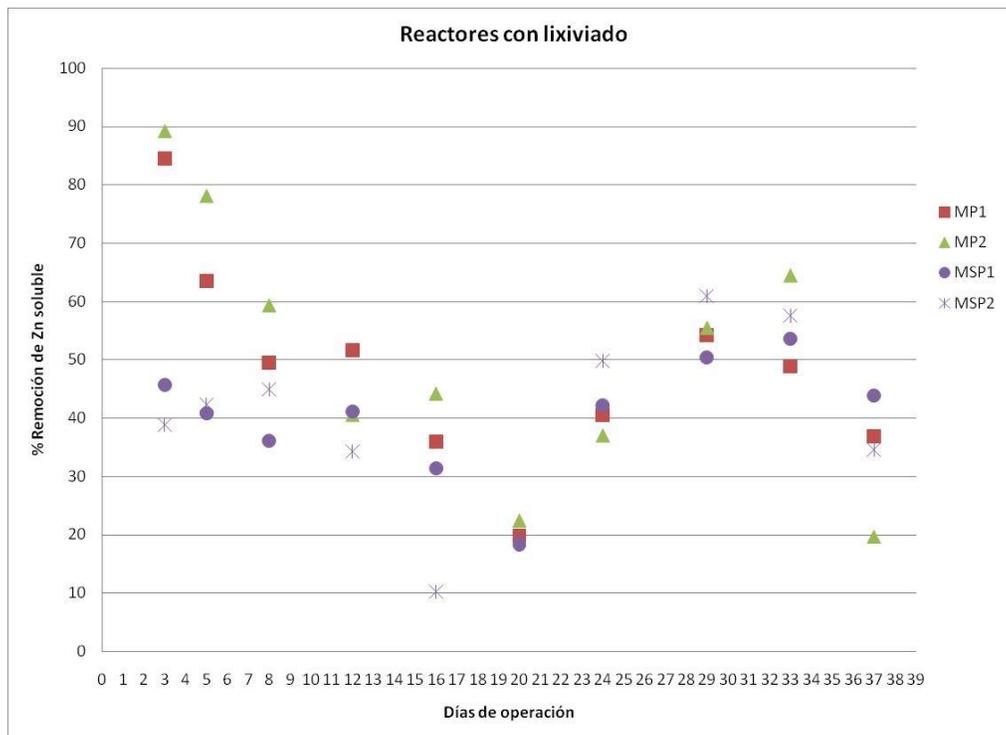


Figura 4.7 % de Remoción de $Zn_{soluble}$ obtenidos en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta

Sin embargo, existen diferencias significativas en cuanto a los reactores con la mezcla de lixiviados al 30% y los reactores con solución nutritiva al 100% ($F:30.82; pValue: 0.0000$ para un intervalo de confianza del 95%), como era de esperarse.

Al igual que para el cadmio se presentan variaciones en las concentraciones de zinc medidas en los influentes de los reactores dosificados con la mezcla de lixiviados y solución nutritiva. Esto se debe a la forma en la cual se lixivian las celdas de humedad como se mencionó con anterioridad. Además, en algunos puntos, las concentraciones del zinc soluble son mayores que las concentraciones de zinc total, debido a algún error analítico o del equipo de medición de metales utilizado durante esta investigación.

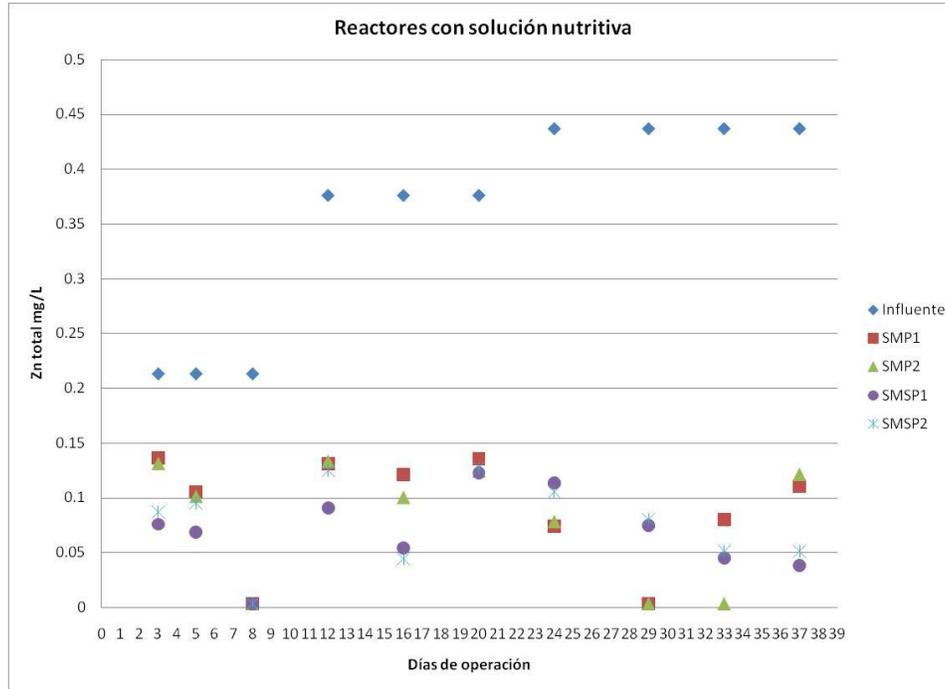


Figura 4.8 Concentraciones de Zn_{total} medidas en los reactores con solución nutritiva (100%), donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta

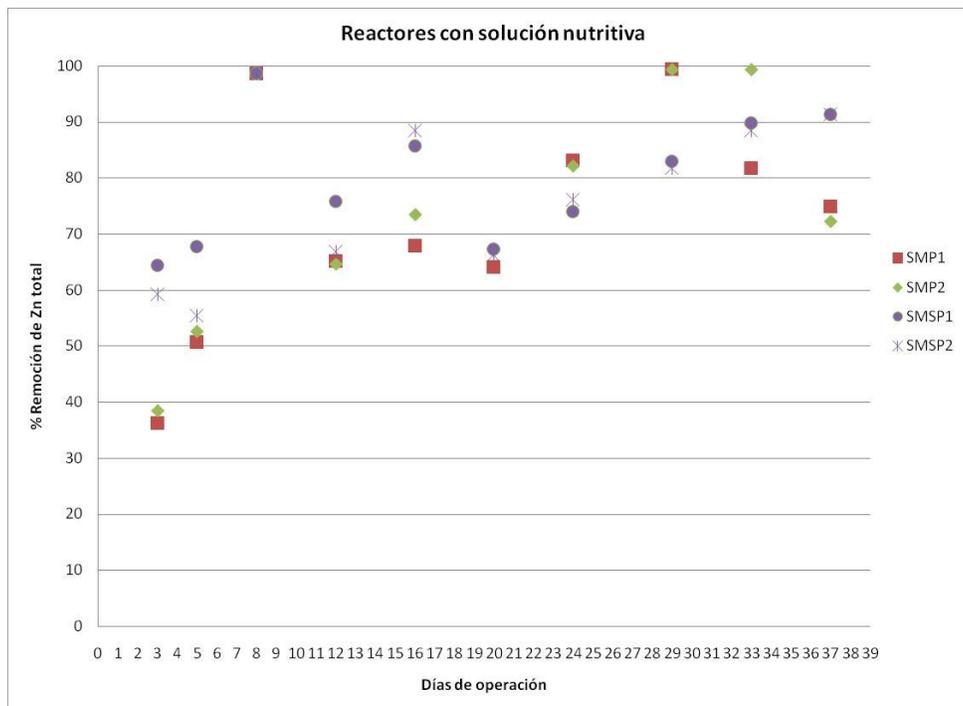


Figura 4.9 Remoción de Zn_{total} , en %, obtenida en los reactores con solución nutritiva (100%), donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta

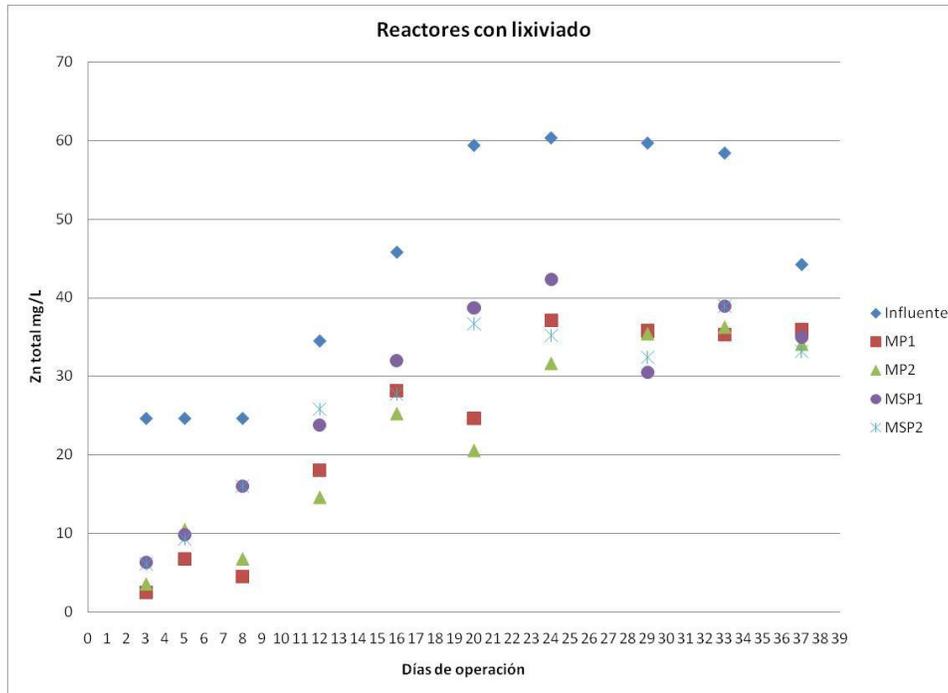


Figura 4.10 Concentraciones de Zn_{total} medidas en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde MP1 y MP2 corresponden a los reactores con planta y MSP1 y MSP2 corresponden a los reactores sin planta

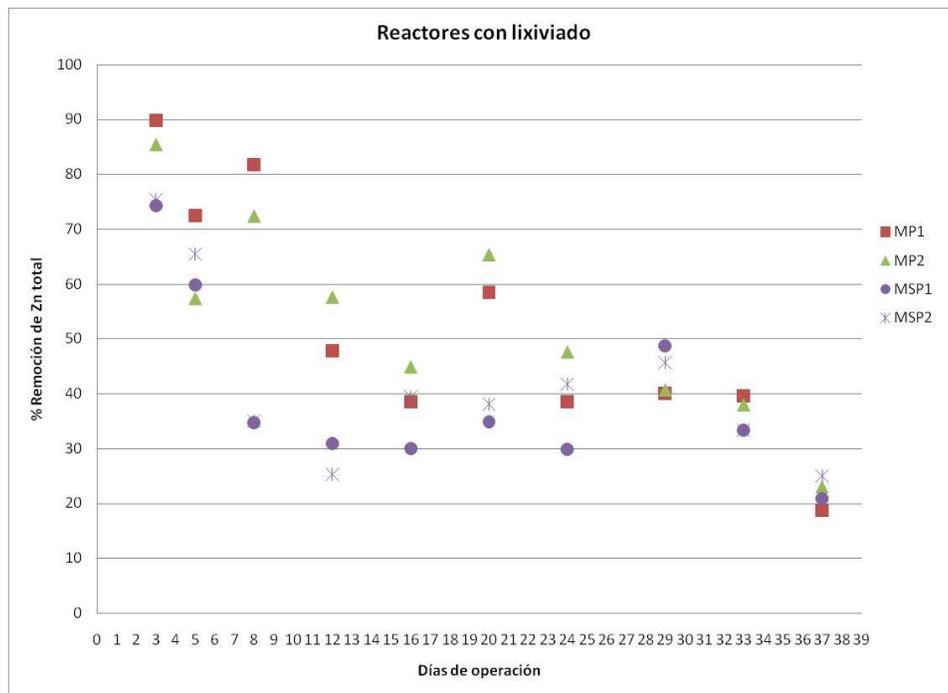


Figura 4.11 %Remoción de Zn_{total} obtenidos en los reactores con lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta

Gracias a los porcentajes de remoción que se obtuvieron para ambos metales durante esta fase de adaptación de los sistemas, se prosiguió con la siguiente etapa experimental que consistió en el tratamiento del agua de reproceso de la empresa minera cooperante ubicada en el municipio de Zacazonapan, Edo. de México. Los resultados se discuten a detalle en la siguiente sección.

4.2. Resultados obtenidos durante el tratamiento del agua de reproceso de la empresa minera

En la Tabla 4.2 se encuentran tabuladas las principales características que presenta el agua residual muestreada a la salida de la presa en el cárcamo de rebombeo que la conduce de la presa de jales a la planta de beneficio de la industria minera cooperante.

Tabla 4.2 Principales características del agua de reproceso de la empresa minera cooperante

Parámetro	Valor medido
pH	5.9
Temperatura (°C)	25.9
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	6150
Sulfatos (mg/L)	5730
DQO _{soluble} (mg/L)	197
Sólidos totales (mg/L)	16790
Sólidos disueltos totales (mg/L)	9460
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	7330
Otros metales	Variable
Cd _{soluble} (mg/L)	0.309
Cd _{total} (mg/L)	0.188
Zn _{soluble} (mg/L)	23.60
Zn _{total} (mg/L)	19.98

Los parámetros de mayor importancia son la baja acidez que presenta con un pH de 5.9, su alta concentración de sulfatos de 5730 mg/L y las altas concentraciones de metales que son característicos de aguas residuales y drenajes ácidos de minas. Nuevamente, en este caso las concentraciones de cadmio y zinc se encuentran en concentraciones por arriba de los límites máximos permitidos por la norma NOM-001-Semarnat-1996. Por ello es importante realizar un tratamiento en el agua de reproceso de la empresa minera cooperante con la finalidad de evitar posibles afectaciones al medio ambiente circundante, además de disminuir los problemas que se originan en el proceso de flotación utilizado para concentrar el cobre, plomo y zinc, debido a las altas concentraciones de metales que lleva el agua de reproceso (*Pacheco-Gutiérrez, 2006*).

En el Anexo II (AII.VIII a AII.XIII) se encuentran tabulados los resultados correspondientes a esta etapa de tratamiento, la cual tuvo una duración total de 6 semanas.

Como se explicó en el capítulo anterior, durante esta etapa se dosificó el agua de reproceso de la empresa minera cooperante comenzando con una concentración del 50% de agua de reproceso y 50% de solución nutritiva durante 2 semanas, posteriormente se aumentó la concentración al 75% de agua de reproceso y 25% de solución nutritiva durante otras 2 semanas, para finalmente realizar el tratamiento a una concentración de agua de reproceso del 100% durante las dos últimas semanas.

4.2.1. Potencial de hidrógeno (pH)

Para el caso de los reactores dosificados con solución nutritiva (SMSP1, SMSP2, SMP1 y SMP2) los valores de pH del influente oscilaron entre 7.5 y 7.8, mientras que en el efluente hubo una disminución de este parámetro alcanzándose valores mínimos de 5.5 y máximos de 7.3 (Figura 4.12). Para los reactores dosificados con agua de reproceso (ARSP1, ARSP2, ARP1 y ARP2) se observó que el pH se vuelve cada vez más ácido conforme aumenta la concentración. De esta manera, el pH del influente cuando se dosificó el agua de reproceso al 50% fue de 7.0, para el influente al 75% fue de 6.5 y para el 100% fue de 5.0. Se observan algunos picos de variación en el pH del influente debido a que el agua de reproceso se mantuvo en refrigeración y esto no evita que se sigan llevando a cabo algunas reacciones de oxidación, como las que ocurren en la presa de jales.

Los efluentes de los reactores presentaron valores mínimos de pH de 3.5 y máximos de 6.2 (Figura 4.13) (AII.IX). Los valores de pH más bajos se alcanzaron al final de esta etapa experimental, cuando se alimentó el agua de reproceso de la mina al 100%. Como se había mencionado con anterioridad, la especie de *Typha latifolia* resiste condiciones de acidez mínimas de 4.0. En este caso se sobrepasaron estos límites y por ello se observaron algunos daños en los brotes que se encontraban bajo estas condiciones (Figura 4.14). La manera en la que se pudo comprobar esto fue mediante el crecimiento de las plantas (AII.VIII), ya que al final de la experimentación los brotes de los reactores con agua de reproceso dejaron de crecer y algunos de ellos se secaron. Además de que los niveles de evapotranspiración disminuyeron.

Realizando el análisis estadístico para el pH medido en los diferentes tratamientos, no se encontraron diferencias significativas en cuanto a los sistemas con planta y sin ella ($F:0.00$, $pValue: 0.9827$, para un intervalo de confianza del 95%). Sin embargo, en el caso de los reactores con solución nutritiva y los reactores con agua de reproceso existen diferencias significativas en cuanto a los resultados medidos de este parámetro ($F: 2697.38$; $pValue: 0.000$, para un intervalo de confianza del 95%).

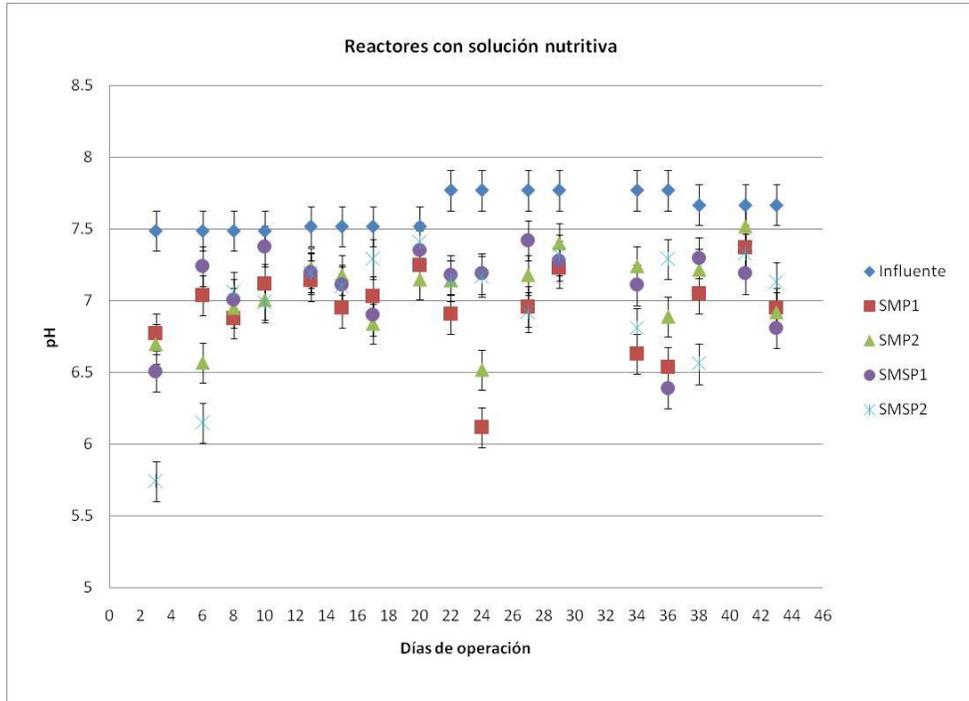


Figura 4.12 Valores de pH medidos en los reactores con solución nutritiva al 100%. Donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta

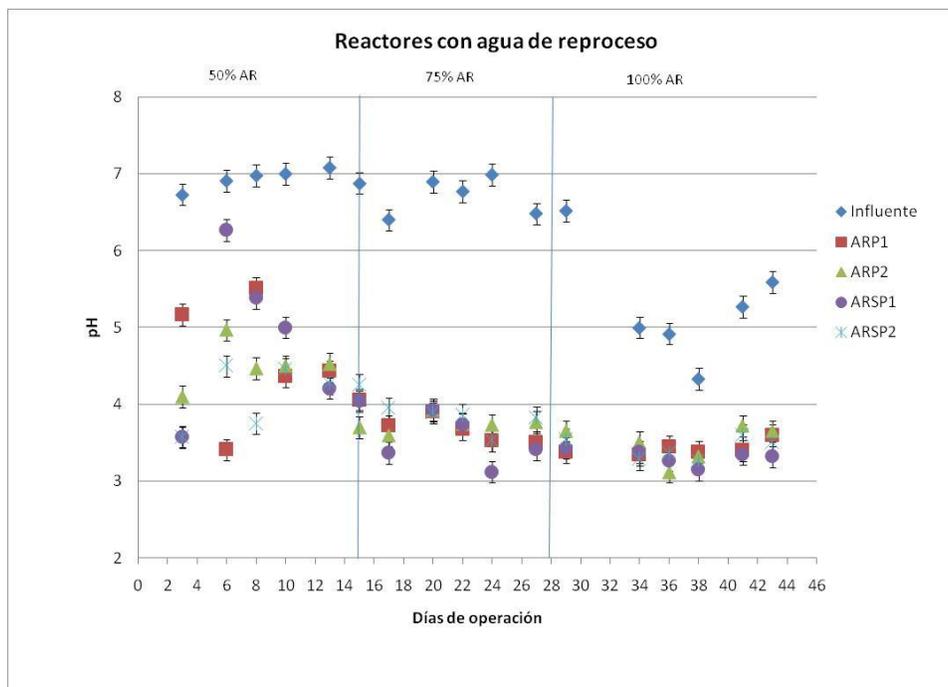


Figura 4.13 Valores de pH medidos en los reactores con agua de reprocesso de la empresa minera, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

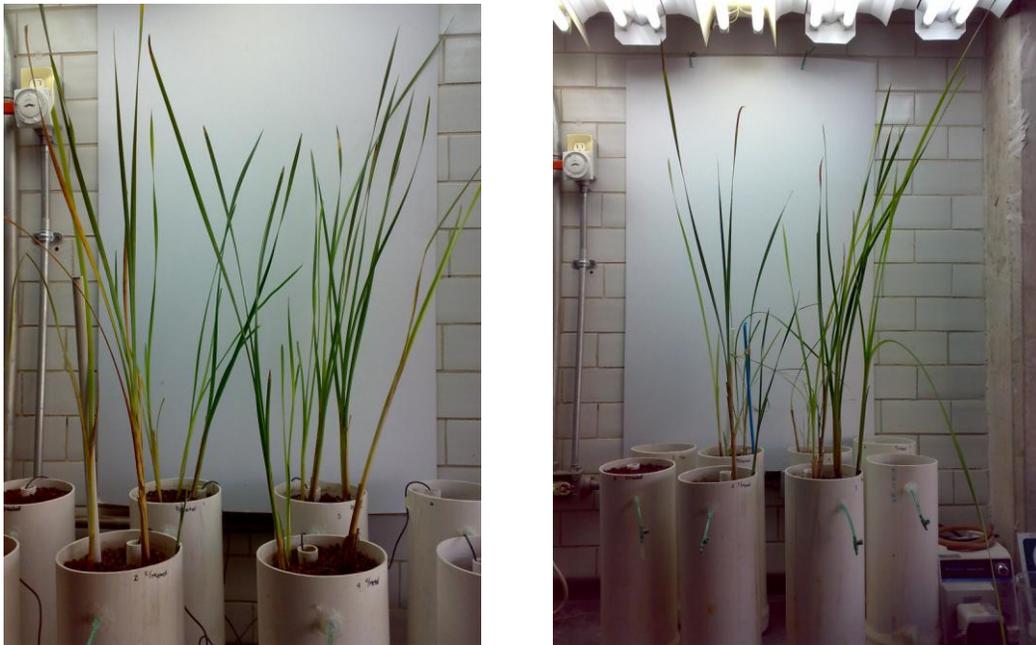


Figura 4.14 Humedales experimentales. A la derecha se muestran al inicio de esta etapa experimental, a la izquierda al final de la misma

4.2.2. Conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT) y salinidad

En el caso de las mediciones de CE en los reactores con solución nutritiva (SMSP1, SMSP2, SMP1 y SMP2), los valores para el influente fueron de alrededor de 1250 a 1350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ disminuyendo en el efluente hasta alcanzar valores cercanos a 1100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 4.15). En cambio, para los reactores dosificados con agua de reproceso (ARSP1, ARSP2, ARP1 y ARP2) se observó una tendencia a aumentar conforme aumentó la concentración hasta alcanzar valores en el influente cercanos a 6000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y en el efluente de 6500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, las variaciones entre ambas mediciones no fueron muy evidentes (Figura 4.16) (AII.IX). No se observaron diferencias significativas entre los reactores con planta y sin ella ($F: 1.18$, $p\text{Value}: 0.2804$, para un intervalo de confianza del 95%). Sin embargo, entre los reactores dosificados con solución nutritiva y aquellos dosificados con agua de reproceso existen diferencias significativas en este parámetro, siendo mayores los valores registrados en los reactores con agua de reproceso ($F: 110455.15$, $p\text{Value}: 0.0000$, para un intervalo de confianza del 95%).

Para los sistemas con solución nutritiva la concentración de sólidos disueltos totales fue de 600 a 800 mg/L, sin observarse diferencias entre el influente y el efluente de estos reactores. En el caso de los reactores con agua de reproceso la concentración de sólidos fue mayor oscilando entre 2000 a 3500 mg/L, sin presentarse diferencias notorias entre los influentes y efluentes de estos reactores (AII.IX). El comportamiento de la salinidad fue similar al anterior. El valor promedio

medido fue de 0.6 para los sistemas con solución nutritiva y para los sistemas con agua de reproceso este parámetro osciló entre 1.8 a 3.5 (All.IX).

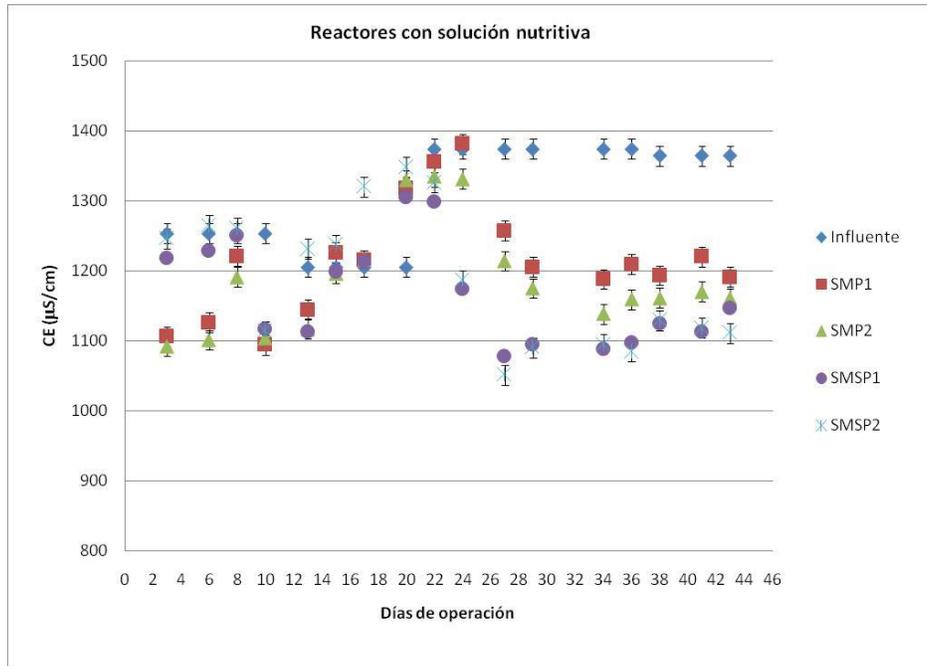


Figura 4.15 Valores de CE medidos en los reactores con solución nutritiva al 100%, donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta

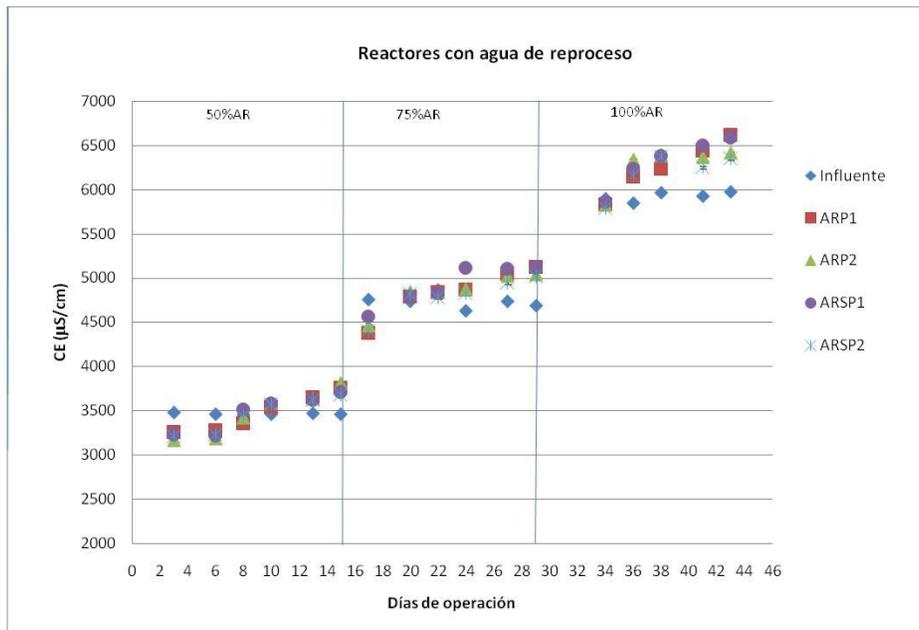


Figura 4.16 Valores de CE medidos en los reactores con agua de reproceso de la empresa minera., donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

4.2.3. Potencial de óxido-reducción (pOR)

Los valores de potencial redox pueden afectar la biodisponibilidad de los metales. En general, pueden identificarse tres zonas dependiendo de los valores de pOR que se presenten. Cuando los potenciales son altamente reductores ($pOR < -150\text{mV}$) el S se encuentra principalmente como sulfuros y puede formar sulfuros metálicos insolubles que precipitan (Engler y Patrick, 1975). En condiciones altamente oxidantes ($pOR > +200\text{mV}$), el S existe como SO_4^{2-} y el Fe y Mn pueden estar presentes en forma de óxidos hidratados insolubles. Estos compuestos pueden actuar como un importante mecanismo de captura para los metales (Whitfield, 1969). La mayor movilidad de los metales ocurre en zonas intermedias de pOR ($-150 > pOR > +200\text{ mV}$). De acuerdo con los resultados que se obtuvieron de las mediciones de pOR en esta investigación, los reactores se encuentran en condiciones altamente oxidantes lo cual permite suponer que el azufre se encuentra en forma de sulfatos generando la formación de óxidos hidratados insolubles de los metales.

En la Figura 4.17 se observa el comportamiento que tuvo la medición del potencial de óxido-reducción a lo largo de un día medido a 30 cm de profundidad de los reactores. Los valores registrados fueron más altos en los sistemas con agua de reproceso de la empresa minera (ARP y ARSP), oscilando entre 250 a 350 mV en el primer caso y de 130 a 180 mV en el segundo.

Los reactores sin planta presentaron un comportamiento casi constante durante el día, debido a que únicamente reciben oxigenación por el aire de la atmósfera, mientras que los reactores con planta presentaron una mayor variación, debido a que estas promueven la difusión de oxígeno a través de sus raíces, además, se observó que los valores registrados en los sistemas con plantas eran mayores a los que se presentaron en los reactores sin plantas, corroborando la afirmación anterior.

El comportamiento registrado a los 15 cm de profundidad fue similar al que se presentó a los 30 cm, sin embargo, en este caso los valores de pOR fueron mayores debido a que existió una mayor oxigenación, sobretodo en el caso de los sistemas con planta, esto puede atribuirse al hecho de que a esta profundidad se encontraba la zona radicular de la hidrofita utilizada. No se observó mucha diferencia entre los sistemas con planta y sin ella, debido a que los sistemas sin planta se encontraban destapados, permitiéndose el paso del aire atmosférico a través del sistema (Figura 4.18).

4.2.4. Demanda química de oxígeno ($\text{DQO}_{\text{soluble}}$)

Durante el seguimiento de la $\text{DQO}_{\text{soluble}}$ se observó que el agua de reproceso contenía una mayor cantidad de materia carbonosa en comparación con la solución nutritiva. En el caso de los reactores dosificados con solución nutritiva el valor de $\text{DQO}_{\text{soluble}}$ en el influente fue de 60 mg/L, obteniéndose concentraciones en el efluente de los reactores sin planta de alrededor de 20 a 40 mg/L y en los reactores con planta de 10 a 20 mg/L (Figura 4.19).

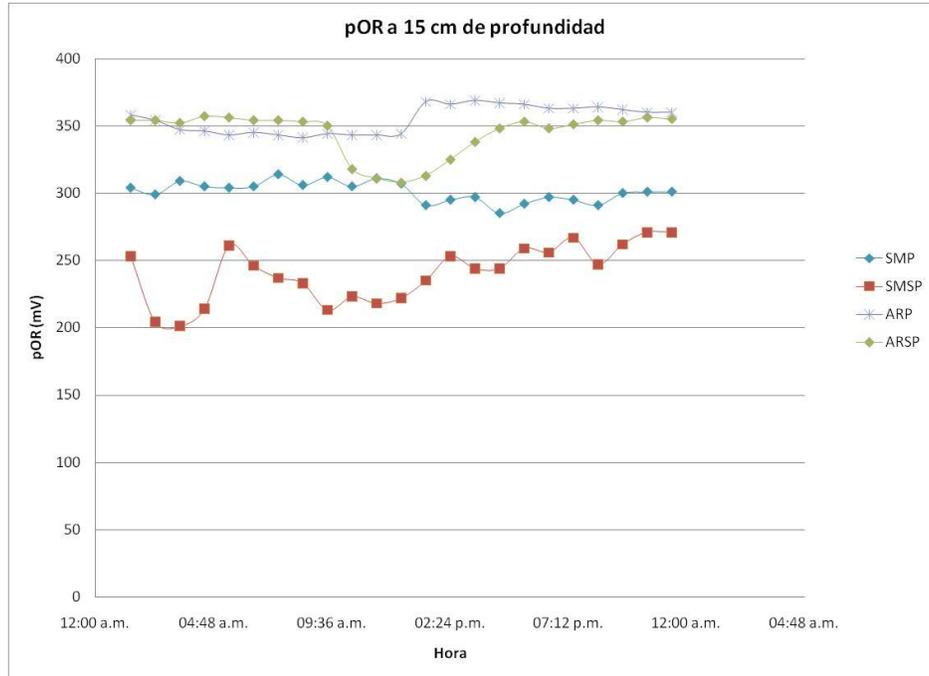


Figura 4.17 Medición de pOR en el transcurso de un día medidos en el fondo (15 cm) de los sistemas experimentales, donde SMP: promedio de los reactores con solución nutritiva con planta; SMSP: promedio de los reactores con solución nutritiva sin planta; ARP: promedio de los reactores con agua de reproceso con planta; ARSP: promedio de los reactores con agua de reproceso sin planta

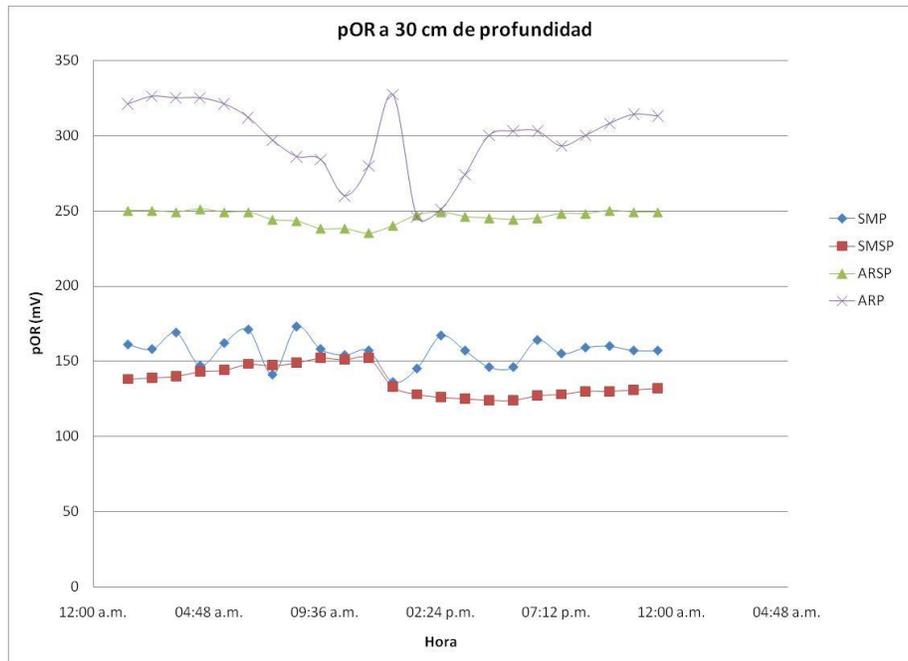


Figura 4.18 Medición de pOR en el transcurso de un día medidos en la zona radicular (30 cm) de los sistemas experimentales, donde SMP: promedio de los reactores con solución nutritiva con planta; SMSP: promedio de los reactores con solución nutritiva sin planta; ARP: promedio de los reactores con agua de reproceso con planta; ARSP: promedio de los reactores con agua de reproceso sin planta

Para los reactores con agua residual de la empresa minera, la $DQO_{soluble}$ fue en aumento conforme se aumentó la concentración del influente, al 50% de agua de reproceso el valor promedio fue de 250 mg/L, al 75% de 300 mg/L y finalmente al 100% se obtuvo un valor de 350 mg/L. En cuanto a las concentraciones registradas en los efluentes, al igual que en los reactores alimentados con solución nutritiva, los reactores con planta registraron valores menores con un valor promedio de 160 mg/L en comparación con los reactores sin planta los cuales tuvieron una $DQO_{soluble}$ en promedio de 230 mg/L (Figura 4.20) (AII.X).

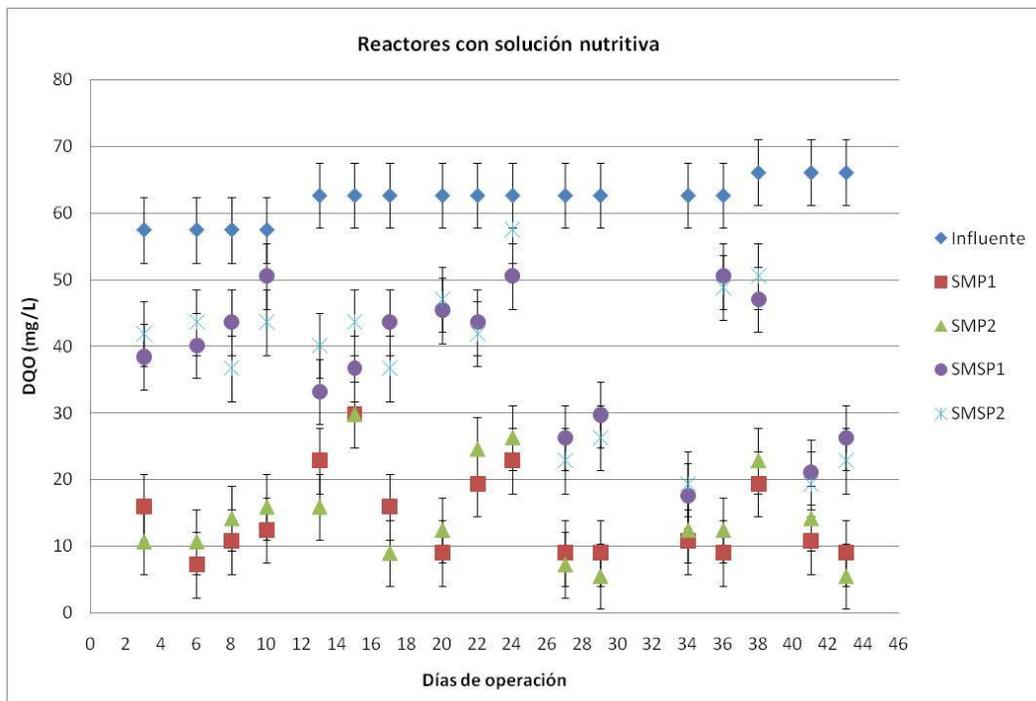


Figura 4.19 $DQO_{soluble}$ medida en los reactores con solución nutritiva al 100%, donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta

De esta manera, el porcentaje de remoción promedio en los reactores con solución nutritiva fue del 80% en los reactores con planta y de alrededor del 40% en los reactores sin planta, y para los reactores con agua de reproceso de 50% para los reactores con planta y 30% para los reactores sin planta encontrándose diferencias significativas tanto para los tratamientos con y sin planta ($F: 664.72, pValue: 0.000$, para un intervalo de confianza del 95%) así como también para los tratamientos con solución nutritiva y agua de reproceso ($F: 391.96, pValue: 0.000$, para un intervalo de confianza del 95%) (Figuras 4.21 y 4.22).

La reducción de $DQO_{soluble}$ es producto de la alta mineralización de la materia orgánica, gracias a la presencia de oxígeno fotosintético en la zona radicular y a los microorganismos que proliferan en todos los reactores que reciben esta agua de reproceso.

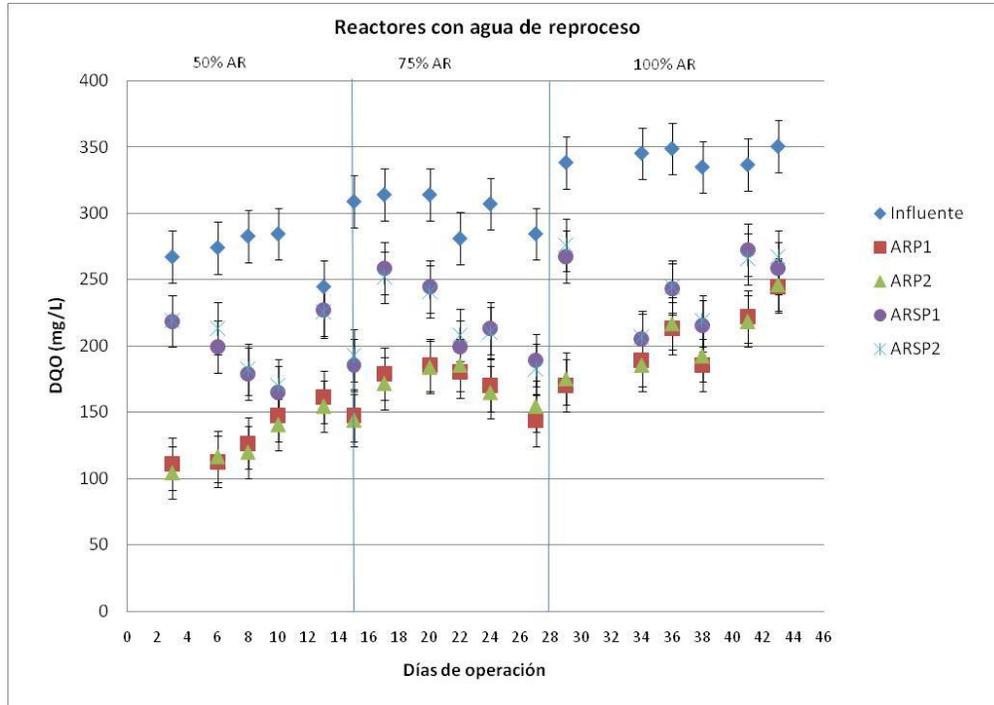


Figura 4.20 DQO_{soluble} medida en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

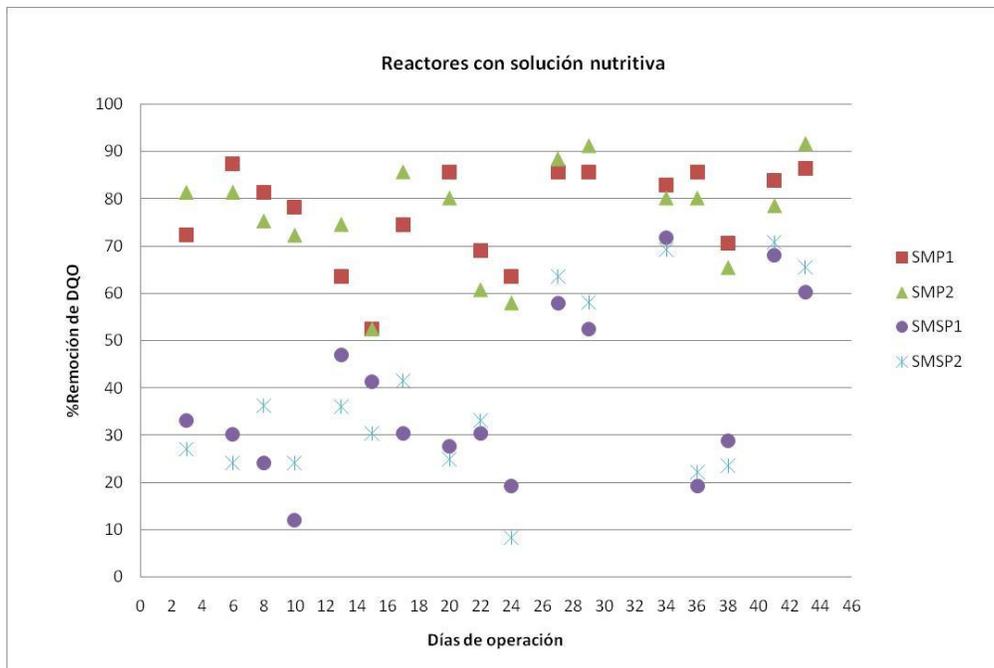


Figura 4.21 de Remoción de DQO_{soluble}, en %, obtenida en los reactores con solución nutritiva al 100%, donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta

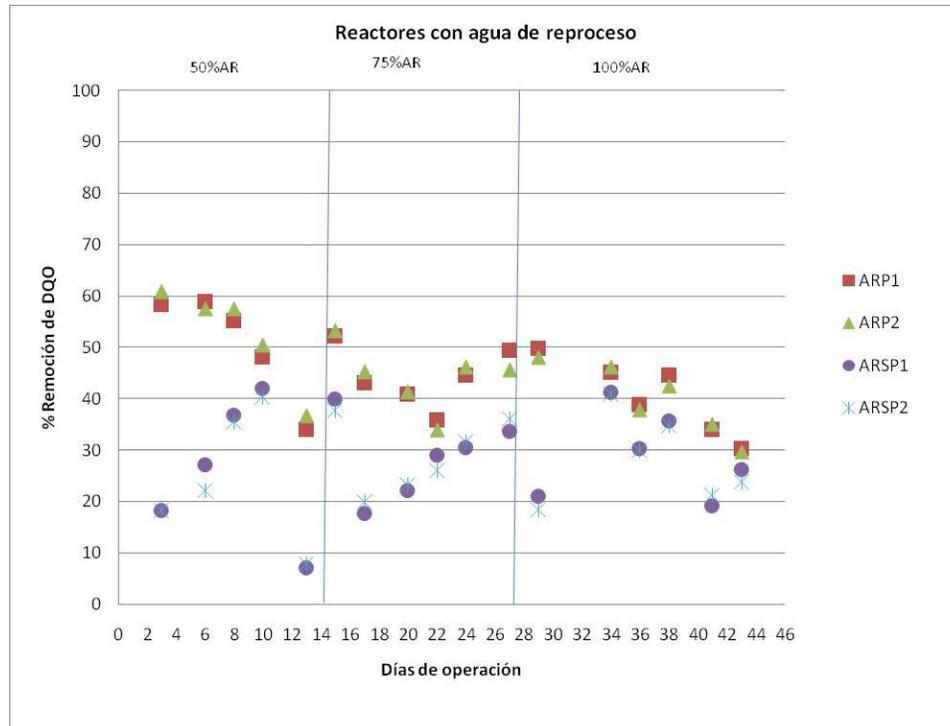


Figura 4.22 Remoción de DQO_{soluble}, en %, obtenida en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

4.2.5. Concentración de sulfatos

Las concentraciones de sulfatos son un indicador de las posibles reacciones químicas que ocurren en los reactores, tanto en los dosificados con solución nutritiva de metales, como cuando recibieron agua de reproceso de la empresa minera. Las concentraciones en el primer caso fueron significativamente menores comparadas con las concentraciones cuando se dosificó agua de reproceso.

En el primer caso el valor promedio medido fue de 470 mg SO₄⁻²/L, mientras que en el segundo caso la concentración varió de 1500 mg SO₄⁻²/L para el agua de reproceso al 50% hasta alcanzar un valor de 4300 mg SO₄⁻²/L para el agua de reproceso dosificada al 100%. Debido a que las concentraciones en el influente de los reactores con agua de reproceso son mayores, se puede observar con mayor claridad el comportamiento seguido durante la remoción de este parámetro conforme transcurrió el tiempo de tratamiento. Las concentraciones medidas en los efluentes de los reactores con solución nutritiva (SMSP1, SMSP2, SMP1 y SMP2) fueron de 330 a 400 mg SO₄⁻²/L, mientras que en los reactores con agua de reproceso (ARSP1, ARSP2, ARP1 y ARP2) fueron de 500 a 2500 mg SO₄⁻²/L (AII.XI). Es importante determinar si existe remoción de sulfatos en los sistemas ya que los sulfuros pasan de estar en forma insoluble a una forma soluble debido a las condiciones de intemperismo a las cuales se encuentran expuestas las jales. Por ello, es

conveniente que, de estar en una forma soluble, se transformen nuevamente a una insoluble para evitar que un exceso de sulfatos pueda generar drenajes ácidos de mina que ocasionen daños a la flora y fauna aledañas a estas aguas contaminadas. La disminución que se está llevando a cabo en los sistemas de humedales tanto con planta como sin ella, permiten sugerir el uso de los sistemas de humedales artificiales para remover estos sulfatos y evitar la contaminación por los mismos.

Se encontraron diferencias significativas en cuanto a los porcentajes de remoción de sulfatos para los reactores con planta y sin ella ($F:44.85$; $pValue: 0.000$, para un intervalo de confianza del 95%), así como también entre los tratamientos dosificados con solución nutritiva al 100% y aquéllos con agua de reproceso ($F: 621.56$; $pValue: 0.000$, para un intervalo de confianza del 95%). Los porcentajes de remoción fueron del 18% para los sistemas con planta y solución nutritiva (SMP1 y SMP2), mientras que para los sistemas sin planta y solución nutritiva (SMSP1 y SMSP2) la remoción promedio fue de 15%. Para el caso de los tratamientos con agua de reproceso, los porcentajes de remoción de sulfatos alcanzados fueron de 43% en los sistemas con plantas (ARP1 y ARP2) y 34% en los sistemas sin plantas. La literatura menciona que la reducción de sulfatos es uno de los mecanismos importantes en la remoción de metales tóxicos, particularmente de Zn, Cu y Cd, formando sulfuros altamente insolubles, según la reacción: $Zn^{2+} + H_2S \rightarrow ZnS + 2H^+$, siempre y cuando las condiciones del sistema lo permitan (Johnson y Hallberg, 2005).

4.2.6. Concentraciones de cadmio y zinc

Las concentraciones de $Cd_{soluble}$ en el influente y efluente de los reactores dosificados con agua de reproceso se muestran en la Figura 4.23. Como se mencionó anteriormente, los sistemas con solución nutritiva no presentaron Cd, ya que no se adicionó a ellos. En esa figura se observa que, en promedio, la concentración de $Cd_{soluble}$ fue de 0.22 mg/L cuando la concentración de dosificación de agua de reproceso fue del 50% y aumentó conforme se incrementaba la concentración del agua de reproceso, alcanzando un máximo de 0.4 mg/L durante la fase experimental con el 100%. En cuanto a las concentraciones de los efluentes, éstas fueron de 0.1 mg/L hasta 0.35 mg/L en el caso de los reactores sin planta (ARSP1 y ARSP2) y, en los reactores con planta (ARP1 y ARP2), las concentraciones fueron en promedio de 0.03 mg/L (AII.XII). La diferencia entre ambos sistemas fue de 0.13 mg/L.

Los porcentajes de remoción fueron significativamente mayores en el caso de los reactores con planta con un valor promedio del 90% comparados con los reactores sin planta en donde se obtuvo una remoción promedio del 40% ($F: 376.88$; $pValue:0.0000$, para un intervalo de confianza del 95%). Esto podría indicar que *Typha latifolia* es acumuladora de Cd, confirmando lo mencionado en la literatura (Novotny y Olem, 1994). En las Figuras 4.23 y 4.24 se puede observar que al inicio de esta etapa experimental se presentaron las menores concentraciones de $Cd_{soluble}$ aumentando conforme se incrementó el porcentaje de agua de reproceso. En los reactores sin planta, ocurre nuevamente una saturación de los sistemas como se había mencionado con

anterioridad. Por el contrario, en los reactores con planta se observó que las concentraciones en los efluentes se mantuvieron constantes durante todo el tiempo de experimentación, concluyendo con ello que el sistema de plantas en conjunto ayudan a remover y estabilizar las condiciones presentes en los sistemas experimentales.

En el caso del Cd_{total} las concentraciones en el influente de los reactores dosificados con agua residual fueron de 0.15 hasta 0.30 mg/L conforme aumentó la concentración de agua de reproceso a tratar. Nuevamente, las concentraciones de los efluentes en los reactores sin planta fueron mayores a las concentraciones de los efluentes de los reactores con planta, con valores de 0.15 mg/L y 0.05 mg/L en promedio respectivamente (Figura 4.25) (AII.XIII). La diferencia entre ambos sistemas fue de 0.17 mg/L.

En este caso también se encontraron diferencias significativas en cuanto a los porcentajes de remoción en los sistemas con planta y sin planta ($F:287.59$, $pValue: 0.0000$, para un intervalo de confianza del 95%), obteniéndose un valor promedio de 80% para los sistemas con planta y del 40% para los sistemas sin planta (Figura 4.26). Nuevamente hay algunos puntos en los que las concentraciones de los metales solubles son mayores a las concentraciones de metales totales, probablemente debido a errores analíticos, como se refirió anteriormente (tipo de digestión que se realizó a la muestra o interferencias en el equipo de plasma inducido).

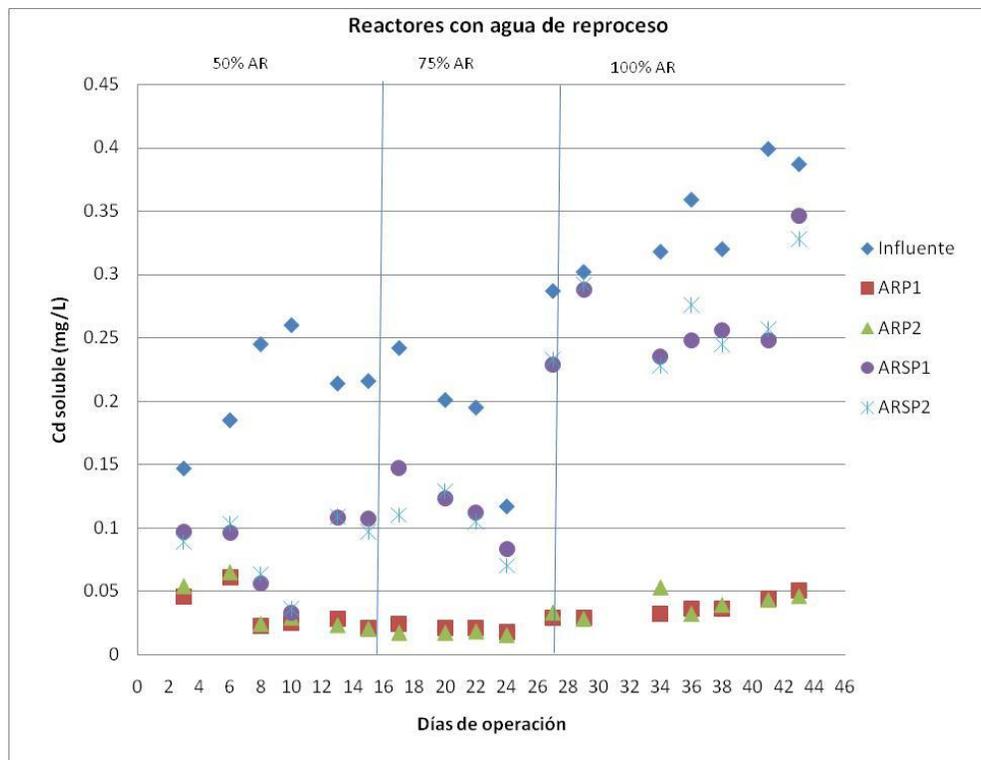


Figura 4.23 Concentraciones de $Cd_{soluble}$ en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

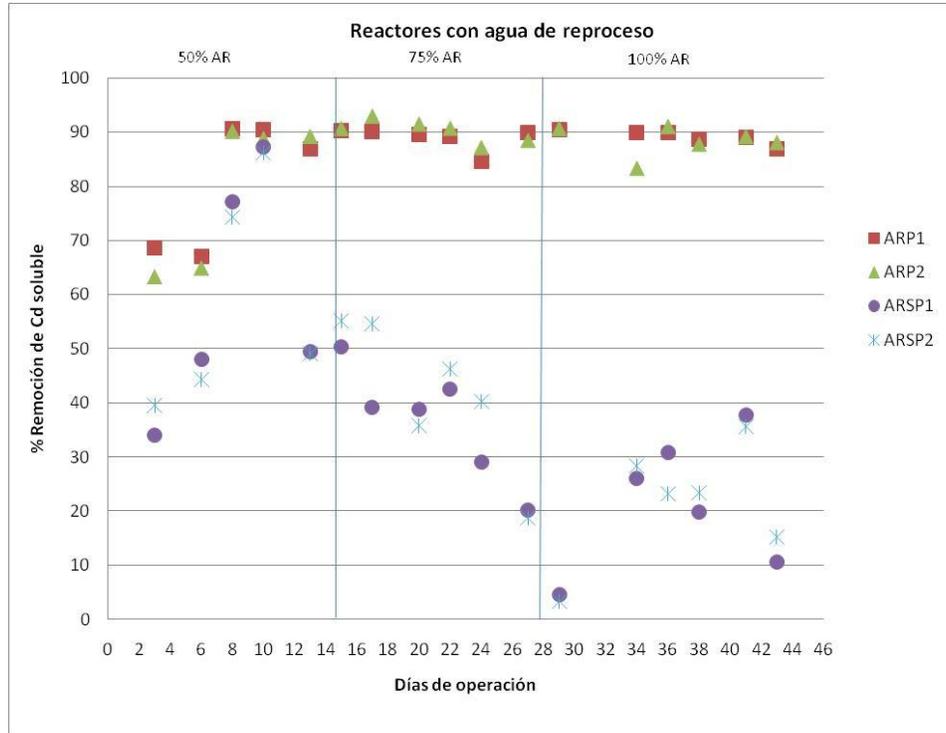


Figura 4.24 Remoción de $Cd_{soluble}$, en %, en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

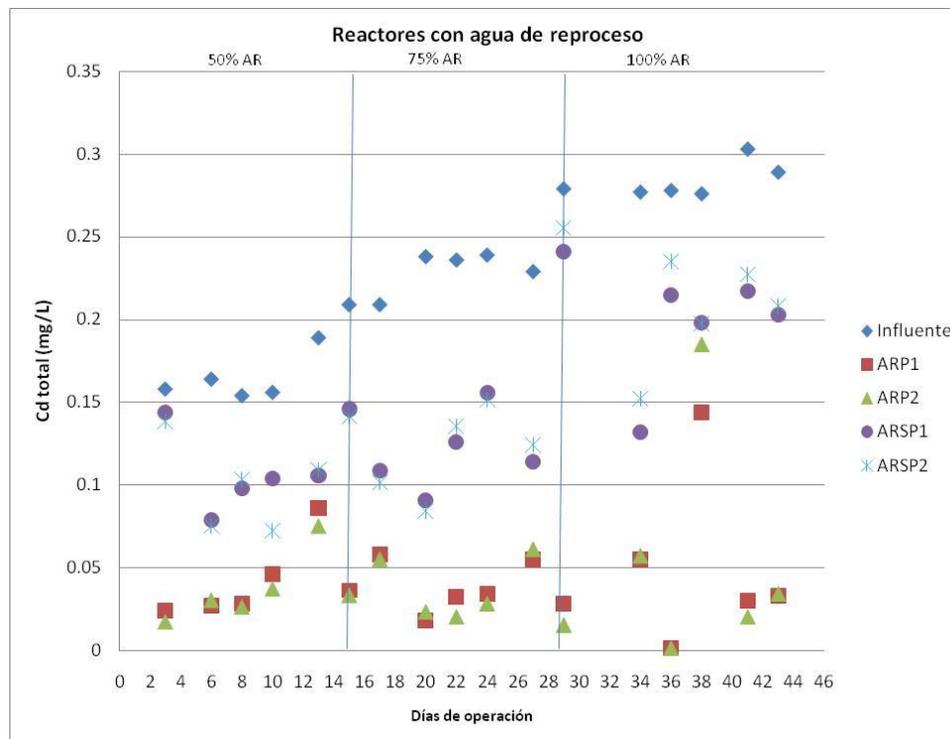


Figura 4.25 Concentraciones de Cd_{total} en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

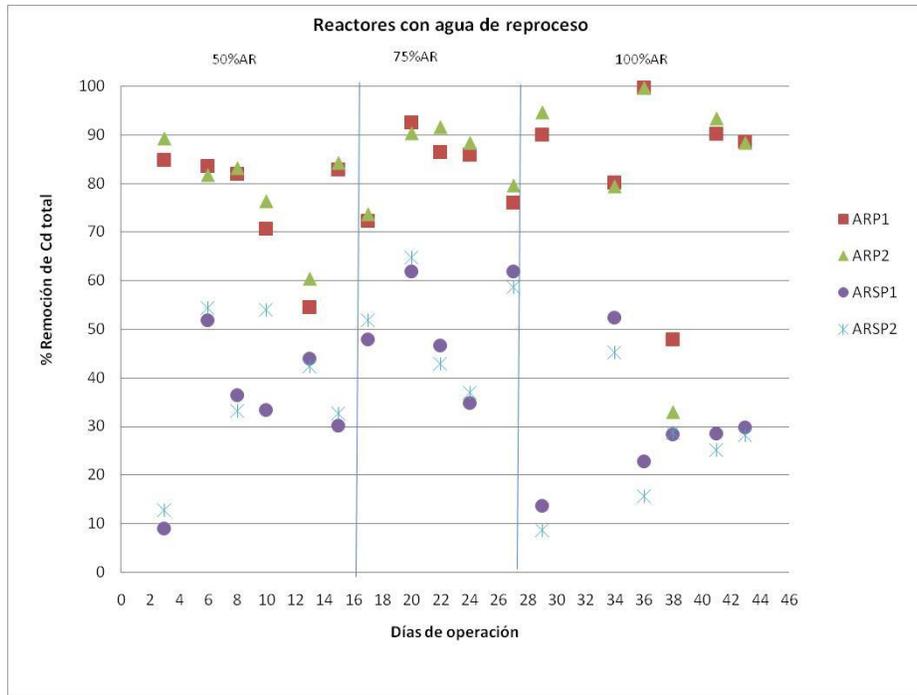


Figura 4.26 Remoción de Cd_{total} , en %, en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

Para el caso del $Zn_{soluble}$, los reactores con solución nutritiva (SMSP1, SMSP2, SMP1 y SMP2) presentaron concentraciones muy bajas de este metal en el influente (de 0.2 a 1.2 mg/L), debido a que únicamente se incluye como uno de los micronutrientes necesarios para el crecimiento y desarrollo de las especies vegetales. Las concentraciones en los efluentes comienzan siendo muy bajas y con el incremento en agua de reproceso, van en aumento reduciéndose la eficiencia del sistema para su remoción (Figura 4.27). Las concentraciones que se reportaron van de 0.1 mg/L hasta un máximo de 1 mg/L (AII.XII), siendo ligeramente mayores en los reactores sin planta en comparación con los reactores con planta, con una diferencia de concentración entre ambos de 0.14 mg/L. Las variaciones en las concentraciones del influente se pueden deber a errores analíticos en la preparación de la solución nutritiva.

Para los sistemas con agua residual (ARSP1, ARSP2, ARP1 y ARP2), las concentraciones comienzan siendo de alrededor de 13 mg/L cuando la concentración dosificada es del 50%, aumenta a 15 mg/L al 75% y finaliza en 35 mg/L al 100%. Al igual que el Cd, las concentraciones en los efluentes de los reactores con planta son menores que en los reactores sin plantas, alrededor de 5 mg/L en el primer caso y 10 mg/L en el segundo. Además, se observa que en los reactores sin planta hay un ligero aumento en la concentración de los efluentes al finalizar las 6 semanas de tratamiento, lo cual permite especular que existe una saturación del sistema por lo que no se remueve mayor cantidad del metal. Sin embargo, en los reactores con planta las concentraciones de los efluentes se mantienen aproximadamente constantes durante todo el tiempo de tratamiento (Figura 4.28). La diferencia de concentración entre ambos sistemas fue de 7.25 mg/L.

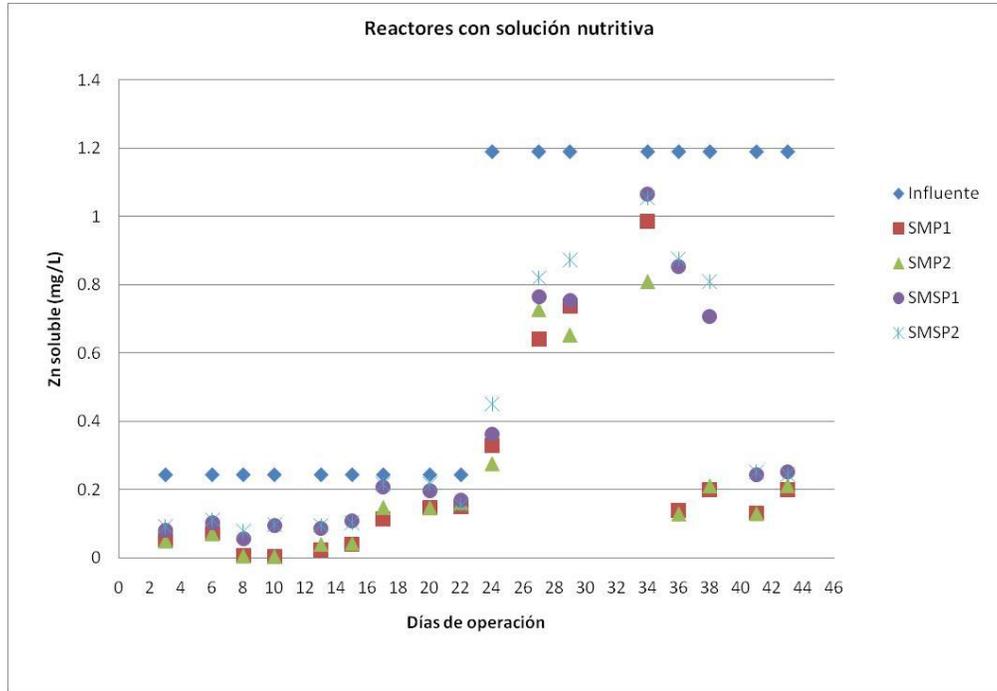


Figura 4.27 Concentraciones de $Zn_{soluble}$ en los reactores con solución nutritiva, donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta

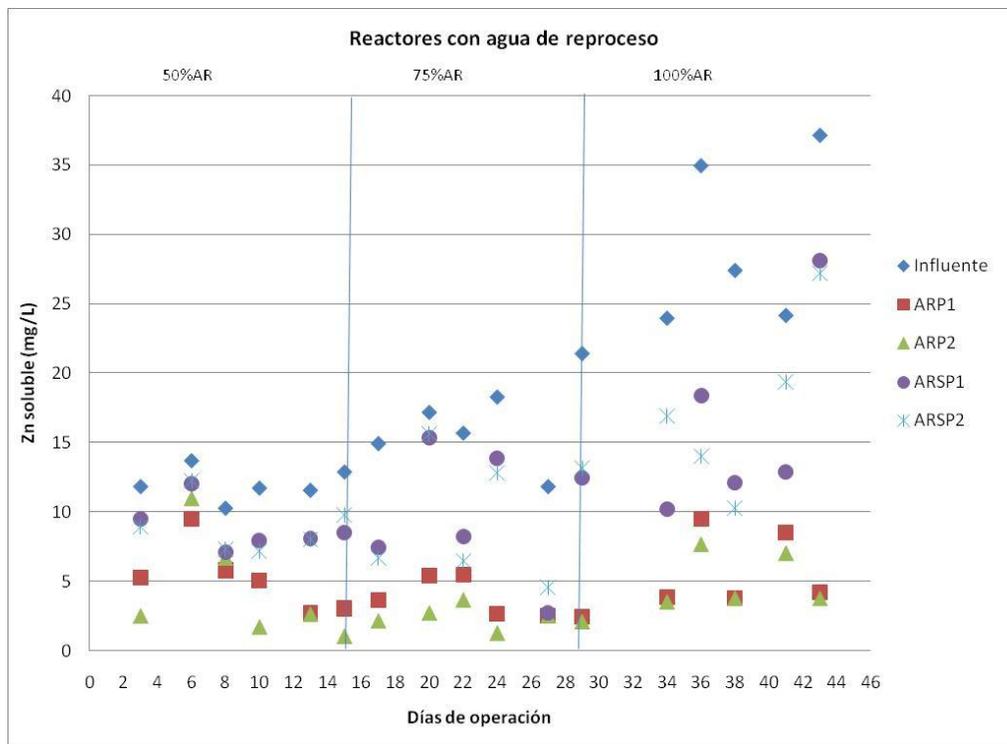


Figura 4.28 Concentraciones de $Zn_{soluble}$ en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

Se observaron porcentajes de remoción en los sistemas con solución nutritiva de alrededor del 70% para los reactores con planta y del 50% para los reactores sin planta, mientras que en los sistemas con agua residual los porcentajes de remoción alcanzados fueron del 80% para los reactores con planta y de un 40% en los reactores sin planta (Figuras 4.29 y 4.30). El análisis estadístico mostró diferencias significativas en cuanto a los sistemas con planta y sin ella ($F: 277.08$; $pValue: 0.000$, para un intervalo de confianza del 95%). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas para los sistemas con solución nutritiva y agua de reproceso ($F: 208.496$, $pValue: 0.1615$, para un intervalo de confianza del 95%), por lo que el porcentaje de remoción no depende de la concentración del metal que se encuentra presente en los sistemas.

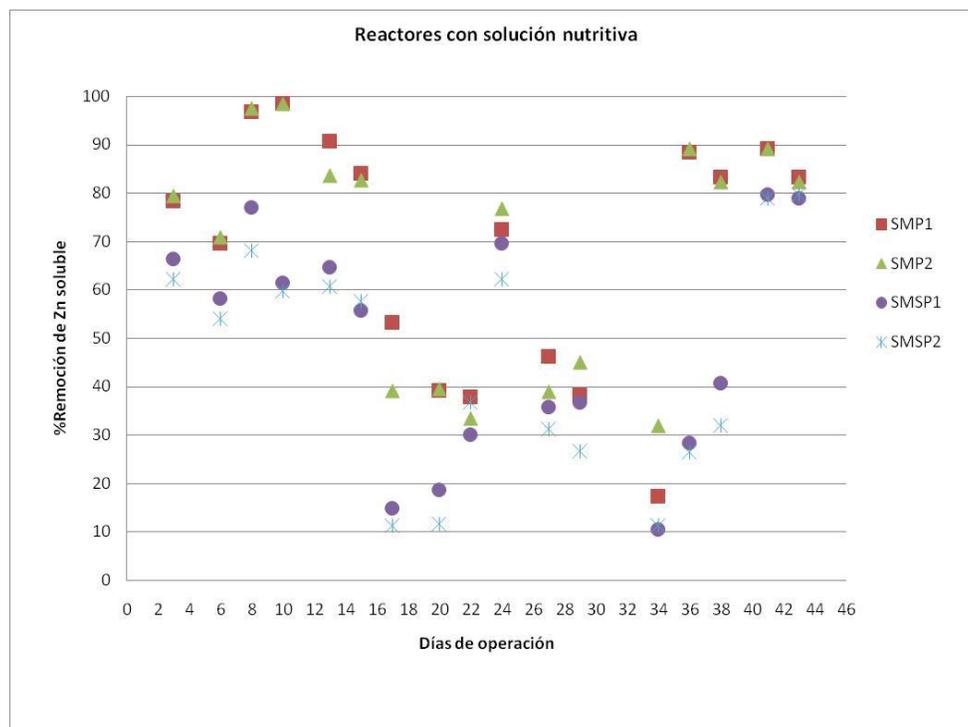


Figura 4.29 Remoción de $Zn_{soluble}$, en %, en los reactores con solución nutritiva, donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta

Para el Zn_{total} nuevamente las concentraciones del influente en los reactores con agua de reproceso son significativamente mayores a las medidas en los reactores con solución nutritiva. Los valores van de 20 a 35 mg/L y 0.3 a 0.4 mg/L, respectivamente. Para ambos sistemas, las concentraciones en los efluentes de los reactores con planta son menores a las encontradas en los reactores sin planta. Para los sistemas con solución nutritiva sin planta (SMSP1 y SMSP2) las concentraciones del efluente fueron de 0.2 a 0.35 mg/L, mientras que en los sistemas con planta y solución nutritiva (SMP1 y SMP2) fueron de 0.03 a 0.2 mg/L, con una diferencia entre ambos sistemas de 0.12 mg/L. En el caso de los reactores con planta y agua de reproceso (ARP1 y ARP2) oscilaron de 5 a 15 mg/L, mientras que en los reactores sin planta y agua de reproceso (ARSP1 y ARSP2) fueron de 10 hasta 25 mg/L (Figuras 4.31 y 4.32). La diferencia entre ambos sistemas fue de 10 mg/L (AII.XIII).

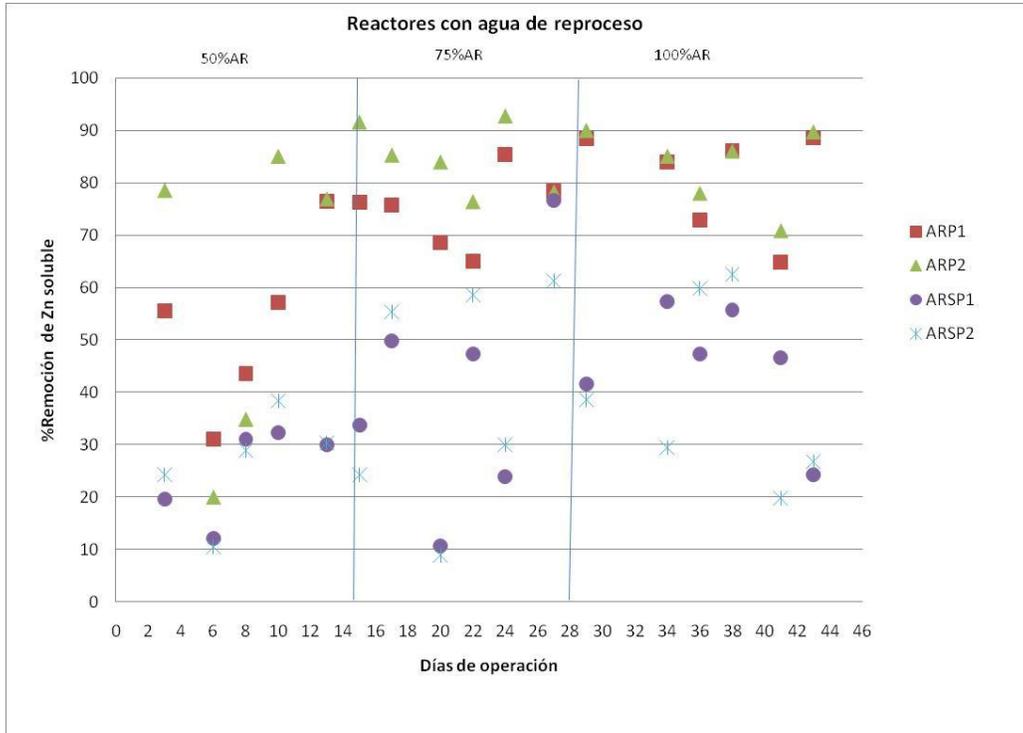


Figura 4.30 Remoción de $Zn_{soluble}$, en %, en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

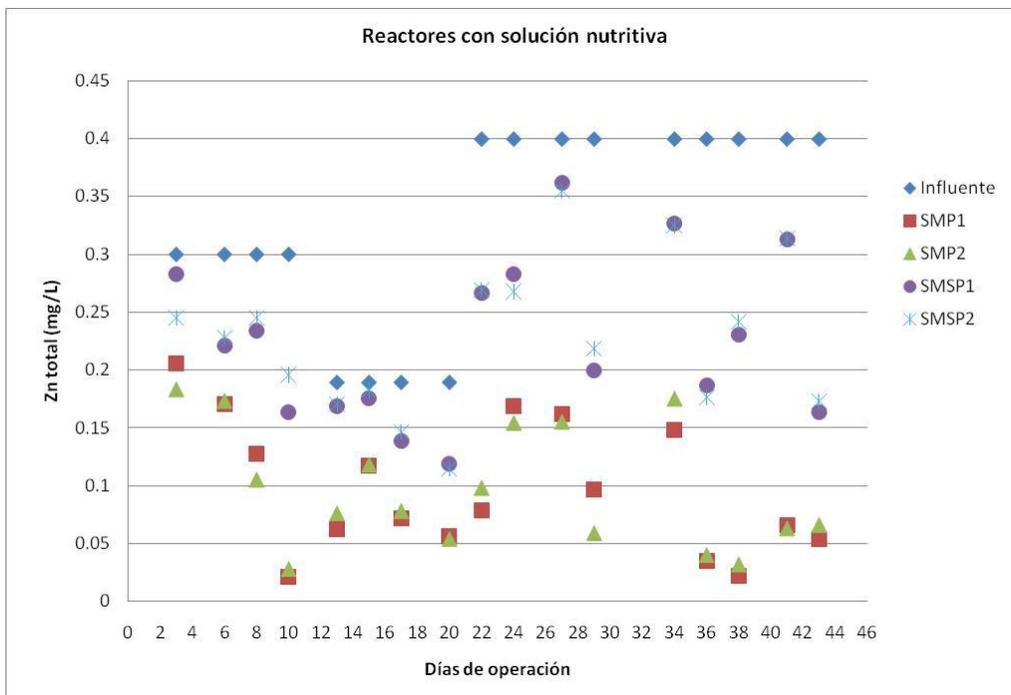


Figura 4.31 Concentraciones de Zn_{total} en los reactores con solución nutritiva, donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta

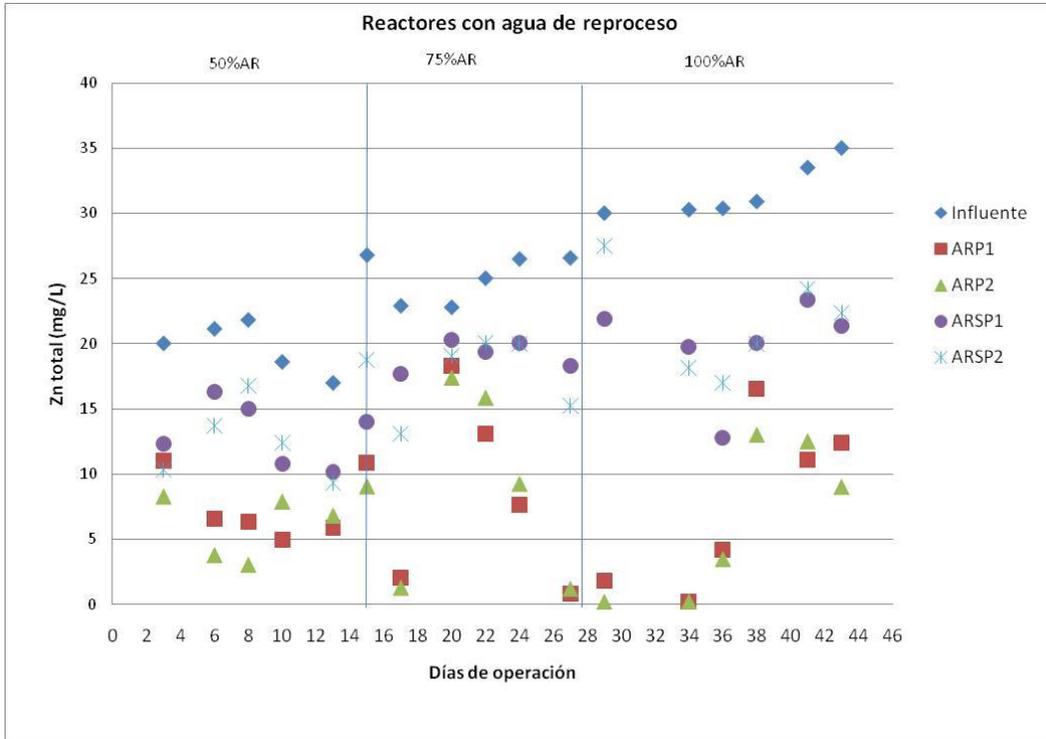


Figura 4.32 Concentraciones de Zn_{total} en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

Los porcentajes de remoción en los sistemas con solución nutritiva fueron en promedio del 70% en los sistemas con planta (SMP1 y SMP2) y en los sistemas sin planta del 30% (SMSP1 y SMPS2). En los sistemas con agua de reproceso se alcanzaron remociones promedio de 70% para los reactores con planta (ARP1 y ARP2) y 30% en los reactores sin planta (ARSP1 y ARSP2) (Figuras 4.33 y 4.34). Se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos con planta y sin planta ($F: 632.07$; $pValue: 0.000$, para un intervalo de confianza del 95%) así como también entre los tratamientos con solución nutritiva y agua de reproceso ($F: 4.53$, $pValue: 0.036$, para un intervalo de confianza del 95%).

En general se obtuvieron mejores porcentajes de remoción de metales en los sistemas con plantas en comparación con los sistemas sin planta, ya que la vegetación de tipo emergente contribuye en los procesos de tratamiento de los humedales en formas variadas, tales como el hecho de que favorecen la sedimentación de sólidos suspendidos, pueden funcionar como soporte para los microorganismos, permiten la difusión de oxígeno de la parte aérea a la zona radicular ayudando a la aeración de los sistemas, generan un ambiente propicio en su rizosfera para el crecimiento y desarrollo de microorganismos y promueven la generación de una serie de reacciones químicas y bioquímicas que permiten la retención de los metales por el sedimento (Brix, 1994, 1997; Kadlec y col., 2000).

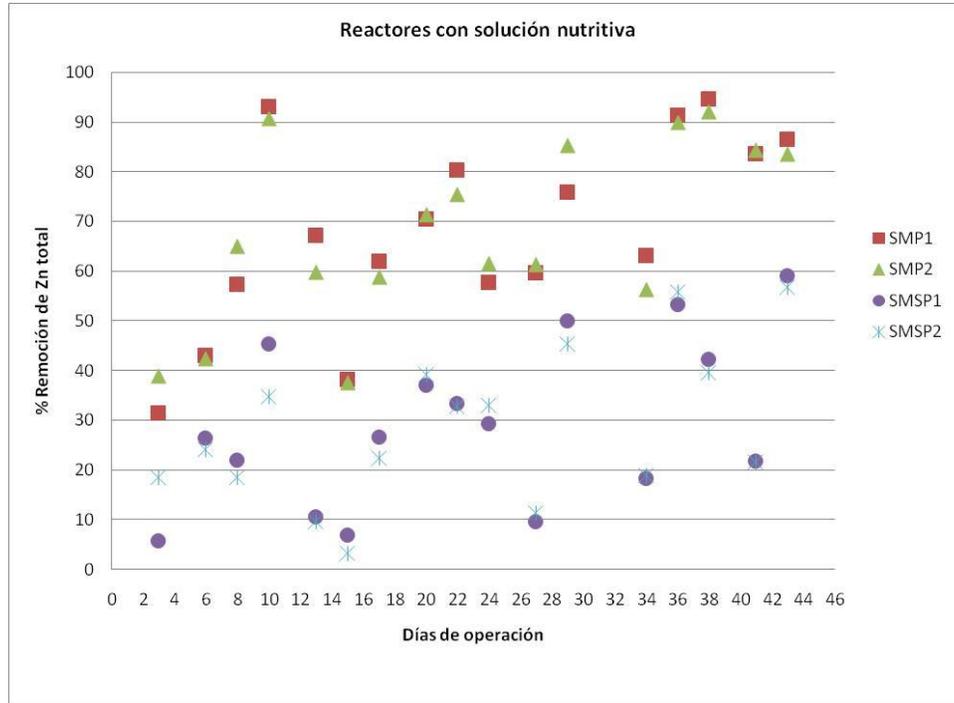


Figura 4.33 Remoción de Zn_{total} , en %, en los reactores con solución nutritiva, donde SMP1 y SMP2 corresponden a los reactores con planta y SMSP1 y SMSP2 corresponden a los reactores sin planta

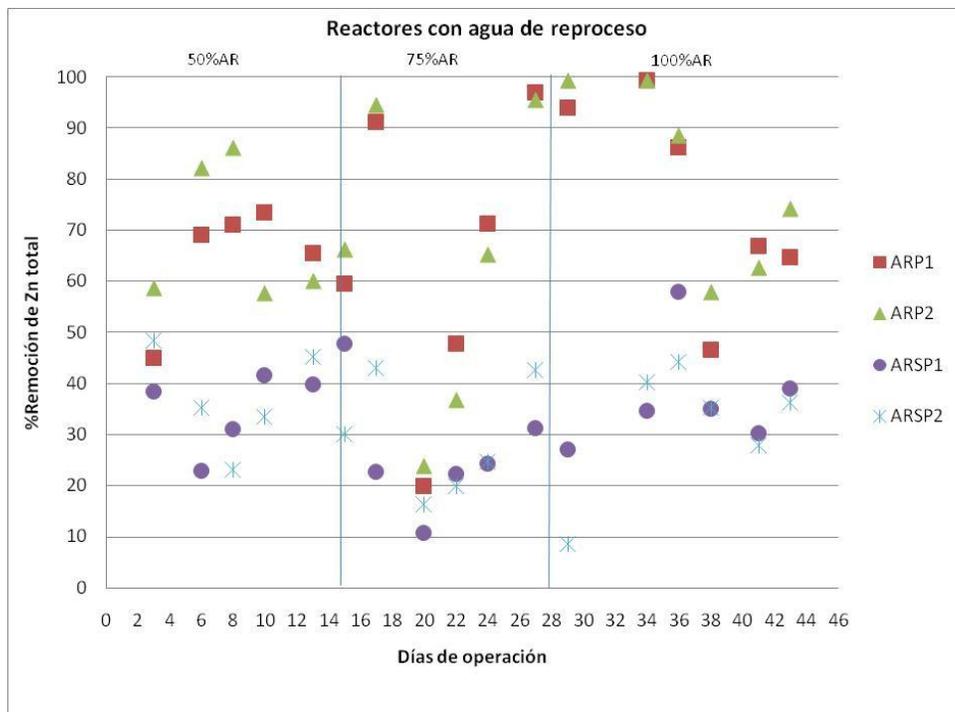


Figura 4.34 Remoción de Zn_{total} , en %, en los reactores con agua de reproceso, donde ARP1 y ARP2 corresponden a los reactores con planta y ARSP1 y ARSP2 corresponden a los reactores sin planta

Algunos estudios sugieren que las macrofitas no contribuyen significativamente en la remoción de contaminantes en los humedales artificiales (*Dombeck y col., 1998; Mitsch y Wise, 1998; Maehllum y Stalnacke, 1999*). Sin embargo, durante esta investigación se encontraron diferencias significativas en la remoción de Cd y Zn entre los sistemas con planta y sin planta, lo que sugiere que, en este caso particular, sí existe una contribución por parte de la vegetación en la remoción de ambos metales. Esto se comprobó por medio del análisis del contenido de metales en el material biológico, el cual se describe detalladamente en la siguiente sección.

4.3. Análisis del material biológico

Al finalizar las 20 semanas de experimentación se extrajeron las plantas de los reactores para determinar las concentraciones de Cd y Zn absorbidos por las mismas. Para ello se dividieron en parte aérea y zona radicular. Como, se mencionó en el capítulo de metodología, una vez seccionadas se lavaron perfectamente (*Panizza-de-León y col., 2008*) y se pesaron con la finalidad de conocer su masa fresca. Posteriormente, se secaron en estufa a una temperatura de 70-80°C para ser pesadas y obtener la masa seca.

En las Tablas 4.3 y 4.4 se encuentran tabulados los cálculos del % de humedad, tanto para la parte aérea como para la zona radicular de las especies vegetales.

Tabla 4.3 Masa fresca, masa seca y % de humedad calculados en la parte aérea de las macrofitas

Muestra	Masa Fresca (g)	Masa Seca (g)	% Humedad
SMP1	5.10	0.56	89.24
SMP2	2.90	0.39	86.52
MP1 y ARP1	3.26	0.3	89.56
MP2 y ARP2	4.84	0.62	86.99

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; MP1 y MP2: reactores con planta y lixiviados; ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera

Para determinar la concentración de los metales, las muestras secas se llevaron a la mufla a una temperatura de 450 a 500°C durante 2 horas para la obtención de sus cenizas. Finalmente, se realizó una digestión ácida y se cuantificaron ambos metales mediante espectrofotometría inducida con plasma.

Tabla 4.4 Masa fresca, masa seca y % de humedad calculados en la zona radicular de las macrofitas

Muestra	Masa fresca (g)	Masa seca (g)	%Humedad
SMP1	41.03	4.12	89.95
SMP2	5.01	0.56	88.81
MP1 y ARP1	78.76	20.67	73.76
MP2 y ARP2	157.37	18.26	88.4

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; MP1 y MP2: reactores con planta y lixiviados; ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera

Los resultados se muestran en las Tablas 4.5 y 4.6. Se realizó además un análisis del contenido de metales en la biomasa de las plantas antes de comenzar la experimentación con la cual se comprobó que estos metales no se encontraban presentes en las mismas.

Las concentraciones de metales acumuladas en la parte aérea de la especie vegetal fueron mayores en comparación con las encontradas en la zona radicular. De acuerdo con la literatura, las especies de vegetación emergente absorben el metal por medio de las raíces y, posteriormente, por un proceso de traslocación es transportado a la parte aérea acumulándose en esta zona (*Baker y Walker, 1990*).

Para que una especie se considere acumuladora de metales, la relación entre la concentración de metal en su parte aérea y la concentración de metal en su zona radicular debe ser mayor a 1. Los cocientes dieron 1.39 en los sistemas con solución nutritiva y 8.54 en los sistemas con agua residual para el Zn, mientras que para el Cd el cociente fue de 2.44. Por lo tanto, la especie de vegetación *Typha latifolia* puede considerarse como una especie acumuladora de Cd y Zn, en las condiciones de estudio, lo cual ha sido demostrado en diversos trabajos de investigación (*McNaughton y col., 1974; Taylor y Crowder, 1984*).

Tabla 4.5 Concentraciones de Cd y Zn acumuladas en la parte aérea de las macrófitas

Muestra	Zn (mg/g b.s.)	% Zn	Cd (mg/g b.s.)	%Cd
SMP1	0.1229	0.012	0	0
SMP2	0.2604	0.026	0	0
ARP1	0.7583	0.076	0.0058	0.00058
ARP2	0.3484	0.035	0.0027	0.00027

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; MP1 y MP2: reactores con planta y lixiviados; ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera

Tabla 4.6 Concentraciones de Cd y Zn acumuladas en la zona radicular de las macrófitas

Muestra	Zn (mg/g b.s.)	% Zn	Cd (mg/g b.s.)	%Cd
SMP1	0.0456	0.005	0	0
SMP2	0.2307	0.023	0	0
ARP1	0.0597	0.006	0.00096	9.55E-05
ARP2	0.07	0.007	0.00251	0.00025

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; MP1 y MP2: reactores con planta y lixiviados; ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera

4.5. Balance global de metales

Se realizó un balance global de metales para conocer las cantidades acumuladas en los sistemas experimentales a lo largo de las 20 semanas de pruebas. En el Anexo IV se especifican los cálculos realizados.

Los resultados generales se presentan en las Tablas 4.7 a 4.10 para cada uno de los metales y los diferentes reactores con los que se realizó la fase experimental.

Tabla 4.7 Balance global de Cd_{soluble}

Reactor	Entrada (mg)	Salida (mg)	Acumulación (mg)	Porcentaje de acumulación
SMP1	0.1525	0.13725	0.01525	10
SMP2	0.1525	0.13725	0.01525	10
SMSP1	0.1525	0.13725	0.01525	10
SMSP2	0.1525	0.13725	0.01525	10
MP1 y ARP1	17.63975	3.55275	14.087	79.86
MP2 y ARP2	17.63975	3.7035	13.93625	79.00
MSP1 y ARSP1	17.63975	9.6084	8.03135	45.53
MSP2 y ARSP2	17.63975	9.38475	8.255	46.79

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con solución nutritiva con planta; SMSP1 y SMSP2: reactores con solución nutritiva sin planta; MP1, MP2, ARP1 y ARP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso con planta; MSP1, MSP2, ARSP1 y ARSP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso sin planta

Tabla 4.8 Balance global de Cd_{total}

Reactor	Entrada (mg)	Salida (mg)	Acumulación (mg)	Porcentaje de acumulación
SMP1	0.1525	0.13725	0.01525	10
SMP2	0.1525	0.13725	0.01525	10
SMSP1	0.1525	0.13725	0.01525	10
SMSP2	0.1525	0.13725	0.01525	10
MP1 y ARP1	15.88	3.8655	12.0145	75.66
MP2 y ARP2	15.88	3.9015	11.9785	75.43
MSP1 y ARSP1	15.88	8.43075	7.44925	46.90
MSP2 y ARSP2	15.88	8.2305	7.6495	48.17

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con solución nutritiva con planta; SMSP1 y SMSP2: reactores con solución nutritiva sin planta; MP1, MP2, ARP1 y ARP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso con planta; MSP1, MSP2, ARSP1 y ARSP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso sin planta

Estos datos parecen indicar que, en las 20 semanas de duración de la experimentación total, la acumulación en los reactores (adsorbidos y absorbidos en el material inerte, en la biomasa microbiana y en el material vegetal) es mayor en los reactores con planta en comparación con los

reactores sin planta. Esto nuevamente comprueba la importancia no solamente de la macrofitas en la remoción del metal, sino también la posible participación de los microorganismos que se encuentran en la zona radicular y el material precipitado retenido por el soporte.

Tabla 4.9 Balance global de Zn_{soluble}

Reactor	Entrada (mg)	Salida (mg)	Acumulación (mg)	Porcentaje de acumulación
SMP1	29.5475	11.62575	17.92175	60.65
SMP2	29.5475	10.34775	19.19975	64.98
SMSP1	29.5475	15.44625	14.10125	47.72
SMSP2	29.5475	16.40475	13.14275	44.48
MP1 y ARP1	1817.485	674.0235	1143.4615	62.91
MP2 y ARP2	1817.485	609.92775	1207.55725	66.44
MSP1 y ARSP1	1817.485	985.46625	832.01875	45.78
MSP2 y ARSP2	1817.485	994.149	823.336	45.30

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con solución nutritiva con planta; SMSP1 y SMSP2: reactores con solución nutritiva sin planta; MP1, MP2, ARP1 y ARP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso con planta; MSP1, MSP2, ARSP1 y ARSP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso sin planta

Tabla 4.10 Balance global de Zn_{total}

Reactor	Entrada (mg)	Salida (mg)	Acumulación (mg)	Porcentaje de acumulación
SMP1	20.36	5.76675	14.59325	71.68
SMP2	20.36	5.5215	14.8385	72.88
SMSP1	20.36	10.18575	10.17425	49.97
SMSP2	20.36	10.44	9.92	48.72
MP1 y ARP1	2187.6625	814.725	1372.9375	62.75
MP2 y ARP2	2187.6625	765.82125	1421.84125	64.99
MSP1 y ARSP1	2187.6625	1276.7925	910.87	41.63
MSP2 y ARSP2	2187.6625	1257.6735	929.989	42.51

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con solución nutritiva con planta; SMSP1 y SMSP2: reactores con solución nutritiva sin planta; MP1, MP2, ARP1 y ARP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso con planta; MSP1, MSP2, ARSP1 y ARSP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso sin planta

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

De acuerdo con el objetivo planteado en esta investigación, se tienen las siguientes conclusiones:

- ❖ Los sistemas de humedales artificiales pueden ser utilizados de manera eficiente en la remoción de cadmio con porcentajes de remoción de alrededor del 90% en los sistemas con planta y en los sistemas sin planta del 40% en promedio (con una tendencia a disminuir con el tiempo debido a la saturación del sistema). Esto parece indicar que la planta tiene una mayor capacidad de retención del cadmio que los microorganismos y el propio medio de soporte.
- ❖ En el caso del Zn los porcentajes de remoción fueron de aproximadamente el 70% en sistemas con planta y 30% para los sistemas sin planta, ya que la planta tiene muy poco efecto por la toxicidad de este metal a los vegetales (*García-Meza y col., 2004*).
- ❖ Las concentraciones de metales en los efluentes de los reactores alcanzaron valores que se encuentran en su mayoría por debajo de los límites máximos permitidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 (0.1 para uso público urbano y 0.4 mg/L para riego, en el caso de Cd y de 10 a 20 mg/L para riego para el Zn), indicando la bondad de los sistemas, no solamente de los humedales artificiales, sino incluso de los reactores sin planta, especialmente para el zinc, donde la planta no tiene un rol trascendente.
- ❖ Se obtuvieron buenos porcentajes de remoción de metales, de DQO y de sulfatos, siendo mejores las remociones en los sistemas con planta en comparación con los sistemas sin planta.
- ❖ Los valores registrados de pOR son positivos para las dos profundidades medidas (15 cm, zona radicular y 30 cm, fondo de los reactores), siendo más altos los medidos a 15 cm con valores de 350 a 360 mV en los reactores con agua residual y, de 250 a 300 mV en los reactores con solución nutritiva, que es en donde se tiene el efecto de las aerénquimas de la planta que transportan el oxígeno molecular del aire y el generado fotosintéticamente. A los 30 cm de profundidad los valores de pOR para los reactores con agua residual fueron de 250 a 330 mV y para los reactores con solución nutritiva de 130 a 180 mV. Esto es un indicador de que el medio es predominantemente oxidante y la planta pudiera contribuir a la oxigenación del mismo.

- ✦ Aún cuando las características de los sistemas fueron predominantemente ácidas, la especie vegetal utilizada soportó las condiciones a las cuales fue expuesta, durante todo el periodo de experimentación. Esto permitiría, en una primera instancia, recomendar el uso de esta especie para el tratamiento del agua de reproceso antes de retornarla al sistema productivo para ahorrar agua, siempre que se realicen experimentos a una escala mayor, en la propia mina, que den información para la ingeniería conceptual de un sistema de tratamiento basado en humedales artificiales.
- ✦ Estos experimentos demuestran que los sistemas biológicos, como los estudiados en esta investigación, sí pueden ser utilizados para el tratamiento de las aguas de reproceso de la mina en estudio.
- ✦ La bioacumulación de metales en las plantas indicaron que se acumulan sobre todo en la parte aérea más que en la zona radicular. De acuerdo con la bibliografía (*McNaughton y col., 1974; Taylor y Crowder, 1984*), las especies de *Typha latifolia* se consideran como acumuladoras de metales debido a que la relación entre la concentración de metal en la parte aérea y la concentración en la zona radicular es mayor a 1. En la presente investigación se logró comprobar esta afirmación.
- ✦ Los balances globales de metales permitieron corroborar el hecho de que los sistemas con plantas ayudan a remover en mayor porcentaje el cadmio y, en segundo término, el zinc, ayudados en parte por los microorganismos que se encuentran en la zona radicular y por la retención de los metales precipitados en el soporte.

5.2. Recomendaciones para investigaciones futuras

Con base en estas investigaciones, se recomienda lo siguiente:

- ✦ Realizar estudios con diferentes tipos de soporte para encontrar el que pueda ayudar a remover una mayor proporción de los metales presentes en el agua residual a tratar, especialmente aquéllos que son tóxicos para los vegetales, como el Zn.
- ✦ Realizar estudios con otro tipo de especies de vegetación como por ejemplo *Alternanthera philoxeroides*, *Echinochloa crus-galli*, *Z. latifolia*, *M. vaginalis*, *Polygonum hydropiper* y *I. globosa* para, de esta manera, encontrar la que mejor se adapte a las condiciones del agua residual a tratar e identificar cuál de ellas es la que puede concentrar en mayor cantidad el Cd y Zn y que puedan proliferar en el microclima de la zona minera.
- ✦ Investigar posibles opciones de tratamiento para la vegetación producida, una vez que se haya realizado el tratamiento y ésta contenga el metal absorbido. Algunas opciones que se

mencionan son su secado al sol y posterior utilización como combustible para separar los metales como cenizas, recuperando su energía calorífica. Otra forma es la de extraer el metal por medio de digestión, ya que en caso de que el metal sea valioso (Au, Ag), estos pueden obtenerse en forma casi pura, teniendo una remuneración económica.

- ◆ Realizar estudios más delimitados que permitan determinar la importancia de cada componente del sistema en la remoción de los metales, por ejemplo, la manera en la que participa el soporte, los microorganismos y las plantas, para poder especular sobre los mecanismos de reacción que se llevan a cabo en cada una de estas partes.
- ◆ En futuras investigaciones será necesario llevar el sistema a una operación con flujo continuo, variando los tiempos de residencia hidráulica para tratar de mejorar los porcentajes de remoción del metal y, posteriormente, llevarlo a escala de planta piloto en las instalaciones de la mina para su prueba de manera real.

ANEXO I

TÉCNICAS ANALÍTICAS

AI.I Determinación de la demanda química de oxígeno (Reflujo cerrado, método colorimétrico)

1.- Preparación de soluciones:

- a) *Preparación de la solución de digestión:* Añadir a 500 mL de agua destilada, 10.216 g de $K_2Cr_2O_7$, de calidad para reactivos estándar primaria, previamente secado a $103^\circ C$ durante 2 horas, 167 mL de H_2SO_4 concentrado y 33.3 g de Hg_2SO_4 . Disolver y enfriar a temperatura ambiente y diluir hasta 1000 mL.
- b) *Reactivo de ácido sulfúrico:* Añadir Ag_2SO_4 , de calidad para reactivos o técnica, en cristales o en polvo, a H_2SO_4 concentrado en la proporción de 5.5 g de Ag_2SO_4 /kg de H_2SO_4 . Dejar reposar de 1 a 2 días para disolver el Ag_2SO_4 .
- c) *Hidrogenoftalato de potasio:* Triturar ligeramente y dejar secar el hidrogenoftalato de potasio ($C_8H_5KO_4$) a peso constante a $120^\circ C$. Disolver 425 mg en agua destilada y diluir hasta 1000 mL. El hidrogenoftalato de potasio tiene una DQO teórica de 1.176 mg O_2 /mg y esta solución tiene una DQO teórica de 500 $\mu g O_2$ /mL. Es estable hasta 3 meses cuando se congela en ausencia de crecimiento biológico visible.

2.- Preparación de la curva de calibración: Se deben preparar al menos cinco patrones de la solución de hidrogenoftalato de potasio con DQO equivalentes que oscilen entre 20 y 900 $\mu g O_2$ /mL. Completar el volumen con agua destilada; utilizar los mismos volúmenes de reactivos, los mismos tubos y el mismo procedimiento de digestión que el utilizado para cada una de las muestras.

3.- Método de reflujo cerrado / método espectrofotométrico:

- ◆ Precalentar el horno para digerir la muestra a $165^\circ C$.
- ◆ Tomar cuidadosamente 2 mL de muestra homogeneizada dentro de los tubos de reacción. Cerrar inmediatamente para evitar que se escapen los vapores, asegurarse de que están herméticamente cerrados. Suavemente invertir los tubos varias veces destapando después de cada inversión para liberar la presión.
- ◆ Colocar en los tubos de reacción 1 mL de solución de digestión. En este paso se debe trabajar con guantes aislantes y bajo campana de extracción ya que esta disolución es fuertemente ácida y el tubo se calienta durante este proceso.
- ◆ Añadir cuidadosamente 3 mL de reactivo de ácido sulfúrico.
- ◆ Colocar 2 mL de agua en un tubo para la determinación del blanco de reactivos.
- ◆ Colocar todos los tubos en el horno previamente calentado a $165^\circ C$ y someter a reflujo durante 2 horas.
- ◆ Dejar enfriar a temperatura ambiente para permitir que se forme un precipitado en la solución.
- ◆ Centrifugar a 360 rpm en caso de que algunos sólidos no sedimenten.

- Medir la absorbancia en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 620 nm y determinar la concentración de la muestra (mg O₂/L) de acuerdo a la curva de calibración.

AI.II. Determinación del valor de pH y temperatura

1. Antes de tomar la muestra, enjuagar perfectamente la probeta con agua destilada.
2. Insertar el sensor de pH en el medidor.
3. Enjuagar el sensor con agua destilada y secar con un trapo suave para retirar el exceso.
4. La forma de operar el potenciómetro es la siguiente: se presiona el botón MODE, READ, CAL para encender el medidor y calibrar el sensor de pH, con la solución estándar de pH conocido.
5. Una vez encendido el potenciómetro, se sumerge el sensor en la solución estándar de pH 4.
6. Esperar hasta que el valor marcado en la pantalla se estabilice marcando el valor de 4, esto indica que el potenciómetro ha quedado calibrado y se puede continuar con la medición de las muestras.
7. Enjuagar el sensor con agua destilada y secar perfectamente.
8. Sumergir el sensor en la muestra homogénea de agua a medir.
9. Presionar el botón READ para llevar a cabo la medición con el potenciómetro y esperar hasta que el valor que aparece en la pantalla se estabilice.
10. Tomar la lectura correspondiente al valor de pH de la muestra medida.

AI.III. Técnica usada para determinar el potencial de óxido-reducción

1. Instalar el tubo de PVC en cada uno de los reactores asegurándose de que el tubo no modifique las condiciones de operación en los reactores.
2. Instalar los electrodos comerciales de Ag/AgCl-Pt dentro del tubo de PVC que será utilizado como soporte.
3. Conectar los electrodos a la tarjeta de adquisición de datos (la cual tiene una capacidad para conectar hasta 16 electrodos).
4. Acoplar la tarjeta de adquisición de datos a la computadora para el registro de valores del potencial utilizando un paquete de computación que permite su lectura. Los valores del pOR son reportados en hojas de cálculo para su manipulación y análisis.
5. Una vez instalado el equipo necesario para la captura de valores del pOR, se calibra el sistema experimental. Para ello, se toman lecturas del pOR utilizando los electrodos adaptados al sistema experimental y utilizando también un potenciómetro comercial, esperando obtener datos similares. Los electrodos se calibran con soluciones estándar de pH 4 y 7 saturados con quinhidrona (0.5 g de quinhidrona en 50 mL de solución estándar).

La variación en los valores de potencial es debida a la calidad de la quinhidrona, así como a la temperatura a la que se realiza la medición.

6. Para empezar el registro de valores de pOR es necesario que al correr el paquete de computación, el primer valor registrado del pOR, en voltios, en los reactores sea aproximadamente el mismo. Para evitar variaciones inesperadas en los valores de pOR es necesario calibrar los electrodos una vez por semana.

AI.IV. Determinación de masa fresca, masa seca y porcentaje de humedad

1. Lavar las plantas con detergente libre de fósforo a una concentración del 0.1-0.3% durante cinco minutos.
2. Enjuagar con abundante agua destilada.
3. Posteriormente lavar las plantas con una solución 0.1N de ácido clorhídrico.
4. Enjuagar con agua desionizada.
5. Escurrir en papel secante.
6. Pesar las plantas en una balanza para determinar la masa fresca.
7. Colocar las plantas en cápsulas de porcelana y pesar. (Es importante que las capsulas se encuentren a peso constante)
8. Desechar en estufa a 70-80°C durante 24 horas.
9. Sacar de la estufa y llevar a desecador para que se enfríen las cápsulas. Una vez frías las muestras, pesar y con ello determinar la masa seca.
10. Determinar el % de humedad utilizando la siguiente fórmula:

$$\%H = \left(\frac{A - B}{C} \right) \times 100$$

Donde: A= Peso de la cápsula de porcelana más la muestra húmeda; B= Peso de la cápsula de porcelana más la muestra seca; C= Peso de la muestra húmeda

AI.V. Determinación de metales en los materiales biológicos

El método a utilizar para la detección de metales en los materiales biológicos será espectrofotometría inducida con plasma, en un equipo Perkin-Elmer Optima 4300DV *Optical Emission Spectrometer*, operado de acuerdo a las instrucciones del fabricante. Las muestras deben someterse a un proceso de digestión antes de su caracterización en el equipo. El proceso de digestión se describe a continuación:

1. Colocar en una capsula de porcelana una cantidad conocida de muestra seca (aproximadamente 0.5 g) y llevar a la mufla hasta alcanzar una temperatura de 450 a 500°C durante 2h.
2. Una vez transcurridas las 2h, sacar las muestras de la mufla y dejar enfriar en el desecador. Pesar las cenizas.
3. Colocar en un matraz de 50 mL las cenizas y adicionar 2 mL de ácido clorhídrico concentrado.
4. Cubrir el matraz con un vidrio de reloj y calentar en una parrilla hasta que se evapore el ácido clorhídrico.
5. Posteriormente, adicionar 25 mL de ácido clorhídrico 1 N y filtrar la muestra.
6. Aforar a 50 mL y llevar la muestra a analizar mediante espectrofotometría inducida con plasma.

AI.VI. Contenido de metales en el influente y efluente

Para determinar el contenido de metales en el influente y efluente se utiliza el método de espectrofotometría inducida con plasma, llevado a cabo mediante un equipo Perkin-Elmer Optima 4300DV *Optical Emission Spectrometer*, operado de acuerdo a las instrucciones del fabricante.

Antes de analizar las muestras, se realizó una digestión de las mismas mediante el Método 3005A, Digestión ácida de aguas para metales totales recuperables o disueltos para análisis por absorción atómica de flama o espectroscopía ICP, la técnica se describe a continuación:

1. Tomar una alícuota de 50 mL (previamente mezclado para homogeneizar) y vaciar en un vaso de precipitados (previamente enjuagado con ácido nítrico 1:1 para evitar contaminación).
2. Adicionar 20 mL de ácido nítrico concentrado y 10 mL de ácido clorhídrico concentrado.
3. Cubrir con vidrio de reloj, calentar a una temperatura aproximada de 90°C y dejar concentrar hasta un volumen de 15 a 20 mL.
4. Enfriar y aforar la muestra a 50 mL con agua desionizada.

AI.VII. Determinación de sulfatos

Para la medición de sulfatos en el influente y efluente se utilizó el método por turbidimetría que se describe a continuación:

1.- Preparación de reactivo acondicionador:

- ◆ En un vaso de precipitados de 600 mL, disolver 75 g de cloruro de sodio en 300 mL de agua desionizada (ASTM tipo II), agregar 100 mL de etanol al 95% o isopropanol, 50 mL de glicerina y finalmente, adicionar lentamente 30 mL de ácido clorhídrico concentrado.

2.- Curva de calibración:

- ◆ Disolver 147.9 mg de sulfato de sodio anhidro previamente secado por 2 hrs a 110°C en un litro de agua.
- ◆ Con esta solución, preparar por dilución soluciones con concentraciones de 0 a 40 mg/L de sulfato a intervalos de 5 mg/L (por encima de 50 mg/L la exactitud disminuye y la suspensión pierde estabilidad) y proceder conforme al inciso 3 y graficar la curva de calibración.

3.- Formación y medición de la turbidez de sulfato de bario:

- ◆ Tomar 10 mL de muestra y colocar en un matraz Erlenmeyer de 50 mL.
- ◆ Adicionar 1 mL de solución acondicionadora y mezclar en equipo de agitación.
- ◆ Mientras se agita, agregar 0.50 g de cloruro de bario.
- ◆ Agitar exactamente 1 minuto a velocidad constante.
- ◆ Inmediatamente después de agitar, vaciar la solución en una celda de absorbancia.
- ◆ Medir la turbidez a intervalos de 30 s durante 4 minutos.
- ◆ Registrar la lectura máxima obtenida en los 4 minutos e interpolar con la curva de calibración.
- ◆ Leer blancos cada cambio de muestra y correr una curva de calibración por serie de muestras leídas.

AI.VIII. Manejo, tratamiento y disposición de los residuos generados durante el desarrollo experimental

Los residuos generados durante la determinación de la demanda química de oxígeno de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-1993 son considerados como peligrosos por su contenido de plata, mercurio y cromo. El método seguido para su tratamiento se desarrolló en los laboratorios del PIQAYQA (Ramírez-Burgos y col., 2006). Los pasos a seguir son:

1. Colocar 1 L de residuo en un vaso de precipitado de plástico de 4L.
2. Agregar 20 mL de ácido clorhídrico 2N bajo la campana.
3. Agitar durante 1 minuto por medio de un agitador de vidrio (bajo la campana).
4. Centrifugar el residuo a 3500 rpm, -10°C, durante 5 minutos.
5. La fase líquida se coloca en un vaso de precipitado de plástico de 4 L.
6. La fase sólida es colocada en un envase de plástico exclusivo para esto.

7. A la fase líquida obtenida en el paso 6 se le agregan 20 g de sulfato ferroso amoniacal (FAS) grado industrial y se agita durante algunos minutos por medio de un agitador de vidrio bajo la campana.
8. Agregar hidróxido de sodio y agitar constantemente mediante un agitador de vidrio, hasta un pH= 9.5 (bajo la campana).

Nota: Para poder realizar el paso anterior adecuadamente se deben hacer las siguientes actividades

- a) Agregar un volumen aproximado de 600 mL de hidróxido de sodio 8N, lentamente (bajo la campana) debido a que la reacción es muy exotérmica.
 - b) Dejar enfriar durante 45 minutos aproximadamente en la campana o el tiempo necesario para que alcance una temperatura de 25°C.
 - c) Una vez frío se lleva al potenciómetro, se mide el pH y se agrega (en caso de que el pH sea menor a 9.5) el hidróxido de sodio necesario para llegar a pH=9.5.
9. Una vez que el residuo tiene un pH=9.5 se centrifuga a 3500rpm, -10°C, durante 8 minutos.
 10. El residuo líquido se coloca en un vaso de precipitados de plástico de 4L y se le agrega ácido sulfúrico hasta un pH=7 (el volumen aproximado que se requiere es de 3 mL)
 11. Una vez neutralizado el residuo líquido puede verterse por el drenaje sin ningún problema.
 12. El residuo sólido se coloca en una charola de metal y se pone a calentamiento a 75°C durante 24 horas para que el residuo se seque.
 13. Una vez seco el residuo, se coloca en un recipiente exclusivo y se envía a recuperación de metales.

Durante la realización del procedimiento anterior, es necesario utilizar guantes de látex, algodón y lentes para protección.

ANEXO II

TABLAS DE CARACTERIZACIONES

RESULTADOS QUE SE OBTUVIERON DURANTE LA DOSIFICACIÓN DE LIXIVIADOS 30% Y SOLUCIÓN NUTRITIVA 70%

III.I. Temperatura del laboratorio

TEMPERATURA (°C)				
Fecha	Mínima	Máxima	12:00 p.m.	
08/09/2008	22	26	23	
09/09/2008	22.5	24	23	
10/09/2008	22	24	23	
11/09/2008	23	24	23	
12/09/2008	23	25	25	
Promedio	22.5	24.6	23.4	
15/09/2008	23	26	23.5	
17/09/2008	22	24	22	
18/09/2008	22	24	23	
19/09/2008	21	23	22	
Promedio	22	24.3	22.6	
22/09/2008	21	23	23	
23/09/2008	22	23	23	
24/09/2008	21	23	21	
25/09/2008	21	23	22	
26/09/2008	22	23	21	
Promedio	21.4	23	22	
29/09/2008	21	23	22	
30/09/2008	20	23	20	
01/10/2008	20	22	20	
02/10/2008	20	23	21	
03/10/2008	20	22	22	
Promedio	20.2	22.6	21	
06/10/2008	20	23	21	
07/10/2008	21	23	22	
08/10/2008	21	23	22	
09/10/2008	21	22	22	
10/10/2008	21	23	23	
Promedio	20.8	22.8	22	
13/10/2008	21	23	23	
14/10/2008	21	23	22	
15/10/2008	21	23	22	
16/10/2008	21	23	22	
17/10/2008	21	23	21	
Promedio	21	23	22	

III.II. Crecimiento vegetal

CRECIMIENTO EN cm/d

Reactor Fecha/Brote	SMP1			SMP2			
	1	2	3	1	2	3	4
08/09/2008	2.5	74.8	64.3	70.2	7	52	36
09/09/2008	3.1	80	64.3	72.3	8.5	52.1	36.7
Crec/día	0.6	5.2	0	2.1	1.5	0.1	0.7
10/09/2008	4.8	80.5	64.3	75	10.5	52.1	39.6
11/09/2008	6.3	80.5	64.3	76.2	12.8	52.2	41
Crec/día	1.5	0	0	1.2	2.3	0.1	1.4
12/09/2008	9.2	80.5	64.5	77.8	14.6	51.7	44.3
15/09/2008	16.2	80.5	65.3	80.4	25.5	51.7	49.5
Crec/día	7	0	0.8	2.6	10.9	0	5.2
17/09/2008	20.1	80.5	66	81.2	31.5	52	51.9
18/09/2008	22	80.5	66.5	81.5	33.9	52	52
Crec/día	1.9	0	0.5	0.3	2.4	0	0.1
19/09/2008	24	80.5	66.6	82	36	52	53.5
22/09/2008	30.4	80.5	67	83.5	38.8	52.5	55.5
Crec/día	6.4	0	0.4	1.5	2.8	0.5	2
23/09/2008	32.3	80.5	66.5	86.2	39.6	52.5	56.2
24/09/2008	34.6	80.5	67.2	87	43.3	52.5	61
Crec/día	2.3	0	0.7	0.8	3.7	0	4.8
25/09/2008	35.7	80.5	67.5	87.3	44.4	56.7	61.4
26/09/2008	38.2	80.5	68.4	87.6	46.3	58.7	62
Crec/día	2.5	0	0.9	0.3	1.9	2	0.6
29/09/2008	48.9	80.5	72.4	87.8	47.2	60.1	65.4
30/09/2008	52	80.5	76.3	89.7	50.7	62.8	67.9
Crec/día	3.1	0	3.9	1.9	3.5	2.7	2.5
01/10/2008	54.3	80.5	77.5	89.7	52.3	65.4	68.5
02/10/2008	56.3	80.5	77.6	91.2	54.6	69.4	69.3
Crec/día	2	0	0.1	1.5	2.3	4	0.8
03/10/2008	58.3	80.5	77.6	93.6	56.7	72.5	70.4
06/10/2008	65.6	80.5	77.8	97	59.8	77.4	72.3
Crec/día	7.3	0	0.2	3.4	3.1	4.9	1.9
07/10/2008	66	83.6	77.9	98.1	60	78.4	72.7
08/10/2008	66.3	86.5	81	101.3	63.5	79.6	72.8
Crec/día	0.3	2.9	3.1	3.2	3.5	1.2	0.1
09/10/2008	67.2	86.5	82.8	66.7	64.2	81	73
10/10/2008	67.4	87.4	85.4	67	66.7	84.8	73
Crec/día	0.2	0.9	2.6	0.3	2.5	3.8	0
13/10/2008	71.5	89.3	87	68.5	70.2	89.5	73.5

Reactor	SMP1			SMP2			
	Fecha/Brote	1	2	3	1	2	3
14/10/2008	71.5	91.5	87.6	69.2	70.9	93.1	73.8
Crec/día	0	2.2	0.6	0.7	0.7	3.6	0.3
15/10/2008	72.3	91.5	88	72	72.6	94.5	65
16/10/2008	75.7	91.8	88.5	72.5	73.8	96.3	65.8
Crec/día	3.4	0.3	0.5	0.5	1.2	1.8	0.8
17/10/2008	76	92.5	89	72.7	74	98.4	67

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva

CRECIMIENTO EN cm/d

Reactor	MP1		MP2	
	Fecha/Brote	1	2	1
08/09/2008	81.5	84	41.5	79.8
09/09/2008	83	84.3	41.9	81.3
Crec/día	1.5	0.3	0.4	1.5
10/09/2008	85.3	84.3	42.2	84.4
11/09/2008	90	84.3	44.5	86.8
Crec/día	4.7	0	2.3	2.4
12/09/2008	93.2	84.4	47.2	89.5
15/09/2008	94.4	84.4	51.1	94.4
Crec/día	1.2	0	3.9	4.9
17/09/2008	95.7	85	54	97.1
18/09/2008	96.5	102.3	55	98.4
Crec/día	0.8	17.3	1	1.3
19/09/2008	105.8	84.9	55	99.6
22/09/2008	107.3	98.5	58.5	101.4
Crec/día	1.5	13.6	3.5	1.8
23/09/2008	99.6	98.6	59.5	72.5
24/09/2008	101	99.3	60.2	73.8
Crec/día	1.4	0.7	0.7	1.3
25/09/2008	101.7	99.6	61.5	74.1
26/09/2008	102.6	101.6	63.7	75.6
Crec/día	0.9	2	2.2	1.5
29/09/2008	103	65.2	71.5	77.9
30/09/2008	103.5	66.8	73.2	80.8
Crec/día	0.5	1.6	1.7	2.9
01/10/2008	104	68.7	73.8	82.3
02/10/2008	104.6	70.1	74.5	83.6
Crec/día	0.6	1.4	0.7	1.3
03/10/2008	105.1	71.6	74.6	84.2

Reactor Fecha/Brote	MP1		MP2	
	1	2	1	2
06/10/2008	106.8	76.5	75.5	85.6
Crec/día	1.7	4.9	0.9	1.4
07/10/2008	107	77.6	75.9	85.8
08/10/2008	107.2	79.4	76.5	86
Crec/día	0.2	1.8	0.6	0.2
09/10/2008	107.5	81	77.8	86.6
10/10/2008	108.5	82.4	79.6	87.2
Crec/día	1	1.4	1.8	0.6
13/10/2008	111	83.3	85.6	90
14/10/2008	111.5	84.3	86.3	90.1
Crec/día	0.5	1	0.7	0.1
15/10/2008	111.5	84.3	86.7	91
16/10/2008	111.5	84.3	88.7	91.5
Crec/día	0	0	2	0.5
17/10/2008	112	84.3	90.1	92.5

Donde: MP1 Y MP2: reactores con planta y lixiviado

III.III. pH, CE, SDT, Salinidad y pOR

REACTOR SMP1								
Fecha		pH	T(°C)	CE(μS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)	pOR(mV)
10/09/2008	Influente	7.53	22	1167	21.9	679	0.6	95.4
	Efluente	6.92	16	1125	17.9	655	0.6	118.5
12/09/2008	Efluente	6.94	17.6	1149	19.2	668	0.6	228
15/09/2008	Influente	7.67	22	1054	21.6	611	0.5	292
	Efluente	6.81	18.2	1176	19.5	683	0.6	192
19/09/2008	Efluente	7.77	14.5	1173	21.5	679	0.6	61.6
23/09/2008	Influente	7.5	22.2	1236	21.5	716	0.6	93.4
	Efluente	7.62	20.6	1194	23	691	0.6	101.2
27/09/2008	Efluente	6.98	22.7	1300	23	754	0.6	135
01/10/2008	Efluente	7	22.9	1293	23.5	749	0.6	123.9
06/10/2008	Influente	7.52	20.1	1184	21	688	0.6	208.7
	Efluente	6.44	23	1309	23.1	759	0.7	162.3
10/10/2008	Efluente	6.97	22.5	1394	22.5	808	0.7	121.9
14/10/2008	Efluente	6.97	21.6	1224	20.3	713	0.6	131.4

SMP1: reactor con planta y solución nutritiva

REACTOR SMP2								
Fecha		pH	T(°C)	CE(μS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)	pOR(mV)
10/09/2008	Influente	7.53	22	1167	21.9	679	0.6	95.4
	Efluente	6.95	15.9	1081	18.9	628	0.5	130
12/09/2008	Efluente	6.85	17.8	1120	19.3	650	0.6	244
15/09/2008	Influente	7.67	22	1054	21.6	611	0.5	292
	Efluente	6.93	17.6	1139	20	661	0.6	187
19/09/2008	Efluente	6.74	22.3	1240	21.5	719	0.6	293.4
23/09/2008	Influente	7.5	22.2	1236	21.5	716	0.6	93.4
	Efluente	7.18	18.5	1207	21.6	699	0.6	381.1
27/09/2008	Efluente	7.18	18.5	1207	21.6	699	0.6	381.1
01/10/2008	Efluente	6.83	23	1233	23.7	714	0.6	134.2
06/10/2008	Influente	7.52	20.1	1184	21	688	0.6	208.7
	Efluente	6.85	23	1231	23.2	714	0.6	136.7
10/10/2008	Efluente	7.14	22.4	1261	21.8	732	0.6	186.8
14/10/2008	Efluente	7.13	21	1180	21	683	0.6	128.1

SMP2: reactor con planta y solución nutritiva

REACTOR SMSP1								
Fecha		pH	T(°C)	CE(μS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)	pOR(mV)
10/09/2008	Influente	7.53	22	1167	21.9	679	0.6	95.4
	Efluente	6.6	16.5	1095	17.5	637	0.5	126
12/09/2008	Efluente	6.82	17.6	1162	19.6	674	0.6	181
15/09/2008	Influente	7.67	22	1054	21.6	611	0.5	292
	Efluente	6.86	18	1164	19.9	676	0.6	186
19/09/2008	Efluente	7.17	22.4	1135	21.5	657	0.6	117
23/09/2008	Influente	7.5	22.2	1236	21.5	716	0.6	93.4
	Efluente	6.78	19.9	1116	23	647	0.6	142
27/09/2008	Efluente	6.91	17.3	1165	21.6	676	0.6	400
01/10/2008	Efluente	6.7	22.9	1217	23.3	705	0.6	146
06/10/2008	Influente	7.52	20.1	1184	21	688	0.6	208.7
	Efluente	6.77	23.1	1211	23	702	0.6	142
10/10/2008	Efluente	6.96	22.5	1193	22	691	0.6	135
14/10/2008	Efluente	6.99	20.5	1143	20	664	0.6	112

SMSP1: reactor sin planta y solución nutritiva

REACTOR SMSP2								
Fecha		pH	T(°C)	CE(μS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)	pOR(mV)
10/09/2008	Influente	7.53	22	1167	21.9	679	0.6	95.4
	Efluente	7	16	977	18.3	567	0.5	118.2
12/09/2008	Efluente	7.37	18.6	1086	20	629	0.5	207

REACTOR SMSP2								
Fecha		pH	T(°C)	CE(μS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)	pOR(mV)
15/09/2008	Influente	7.67	22	1054	21.6	611	0.5	292
	Efluente	6.84	19	1125	20.6	652	0.6	170
19/09/2008	Efluente	7.65	22.4	1126	21.5	652	0.6	96.5
23/09/2008	Influente	7.5	22.2	1236	21.5	716	0.6	93.4
	Efluente	7.28	16.4	1092	21.5	632	0.5	142.5
27/09/2008	Efluente	7.43	14.8	1179	21.5	683	0.6	413.7
01/10/2008	Efluente	7.16	23.1	1221	23.2	709	0.6	130.4
06/10/2008	Influente	7.52	20.1	1184	21	688	0.6	208.7
	Efluente	6.54	23	1230	23	713	0.6	153.9
10/10/2008	Efluente	7.1	22.6	1224	22	709	0.6	127.6
14/10/2008	Efluente	7.23	20.5	1173	20.1	681	0.6	134.4

SMSP2: reactor sin planta y solución nutritiva

REACTOR MP1								
Fecha		pH	T(°C)	CE(μS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)	pOR(mV)
10/09/2008	Influente	6.86	21.8	1797	21.7	1043	0.9	100.7
	Efluente	6.26	17	1567	17.8	900	0.8	144.4
12/09/2008	Efluente	6.54	18	1719	19.2	996	0.9	178
15/09/2008	Influente	6.55	21.4	1613	21.4	934	0.8	270
	Efluente	6.32	18.4	1774	20	1028	0.9	208
19/09/2008	Influente	6.31	19.3	2175	21.5	1261	1.1	220.3
	Efluente	3.52	20	1941	21.6	1125	1	332.2
23/09/2008	Influente	6.53	16.67	2035	21.6	1176	1	541.8
	Efluente	5.82	17.5	2175	21.6	1259	1.1	425.5
27/09/2008	Influente	6.62	22.9	1886	23	1095	1	151.4
	Efluente	6.24	23.2	2235	23.2	1298	1.1	176
01/10/2008	Efluente	6.16	23.1	2140	23.3	1245	1.1	177
06/10/2008	Influente	6.78	20.6	1717	20.7	999	0.9	106.4
	Efluente	4.25	23.1	2150	23	1246	1.1	254.9
10/10/2008	Efluente	5.79	22.5	2100	21.7	1217	1.1	184.5
	Influente	6.67	22.4	1731	22	1005	0.9	142
14/10/2008	Efluente	6.21	20.5	1979	20	1147	1	195.8

MP1: reactor con planta y lixiviado

REACTOR MP2								
Fecha		pH	T(°C)	CE(μS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)	pOR(mV)
10/09/2008	Influente	6.86	21.8	1797	21.7	1043	0.9	100.7
	Efluente	6.31	16	1506	17.8	877	0.8	150.9
12/09/2008	Efluente	6.26	18.5	1678	19.5	976	0.8	259

REACTOR MP2								
Fecha		pH	T(°C)	CE(μS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)	pOR(mV)
15/09/2008	Influente	6.55	21.4	1613	21.4	934	0.8	270
	Efluente	6.24	18.7	1740	20.2	1009	0.9	221
19/09/2008	Influente	6.31	19.3	2175	21.5	1261	1.1	220.3
	Efluente	3.52	22.3	1819	21.6	1057	0.9	302.1
23/09/2008	Influente	6.53	16.67	2035	21.6	1176	1	541.8
	Efluente	3.93	22.2	2075	21.5	1204	1.1	267.9
27/09/2008	Influente	6.62	22.9	1886	23	1095	1	151.4
	Efluente	5.55	22.4	2095	21.4	1210	1.1	198.3
01/10/2008	Efluente	5.76	22.8	2075	23.5	1202	1.1	180.1
06/10/2008	Influente	6.78	20.6	1717	20.7	999	0.9	106.4
	Efluente	5.79	22.9	2055	23	1192	1	194.5
10/10/2008	Influente	6.67	22.4	1731	22	1005	0.9	142
	Efluente	4.74	22.7	2060	21.9	1192	1	234.8
14/10/2008	Efluente	6.4	21.2	2080	20.3	1207	1.1	186.2

MP2: reactor con planta y lixiviado

REACTOR MSP1								
Fecha		pH	T(°C)	CE(μS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)	pOR(mV)
10/09/2008	Influente	6.86	21.8	1797	21.7	1043	0.9	100.7
	Efluente	6.3	17	1452	19.1	843	0.7	168.4
12/09/2008	Efluente	6.34	16.9	1609	19.4	934	0.8	263
15/09/2008	Influente	6.55	21.4	1613	21.4	934	0.8	270
	Efluente	6.13	19	1692	20.5	982	0.9	225
19/09/2008	Influente	6.31	19.3	2175	21.5	1261	1.1	220.3
	Efluente	4.21	21.1	1751	21.5	1015	0.9	314
23/09/2008	Influente	6.53	16.67	2035	21.6	1176	1	541.8
	Efluente	3.66	17.2	2145	21.4	1240	1.1	427
27/09/2008	Influente	6.62	22.9	1886	23	1095	1	151.4
	Efluente	3.9	17	2095	21.5	1215	1.1	396
01/10/2008	Efluente	5.92	23	2015	24	1172	1	187.4
06/10/2008	Influente	6.78	20.6	1717	20.7	999	0.9	106.4
	Efluente	5.19	23.2	1992	23.2	1155	1	208.1
10/10/2008	Influente	6.67	22.4	1731	22	1005	0.9	142
	Efluente	4.34	22.4	2105	21.6	1217	1.1	237.9
14/10/2008	Efluente	3.67	21	1981	20.2	1151	1	282.8

MSP1: reactor sin planta y lixiviado

REACTOR MSP2								
Fecha		pH	T(°C)	CE(μS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)	pOR(mV)
10/09/2008	Influente	6.86	21.8	1797	21.7	1043	0.9	100.7
	Efluente	5.14	17.4	1795	18.6	1044	0.9	214.8

REACTOR MSP2								
Fecha		pH	T(°C)	CE(μS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)	pOR(mV)
12/09/2008	Efluente	6.39	17.4	1588	19.5	922	0.8	260
15/09/2008	Influyente	6.55	21.4	1613	21.4	934	0.8	270
	Efluente	6.41	18.6	1718	20.3	998	0.9	210
19/09/2008	Influyente	6.31	19.3	2175	21.5	1261	1.1	220.3
	Efluente	4.59	21.5	1755	21.6	1018	0.9	273.4
23/09/2008	Influyente	6.53	16.67	2035	21.6	1176	1	541.8
	Efluente	4.34	16.6	2060	21.5	1195	1	499.7
27/09/2008	Influyente	6.62	22.9	1886	23	1095	1	151.4
	Efluente	6.63	22.8	2050	23.1	1189	1	152.9
01/10/2008	Efluente	6.06	23.2	2010	23.3	1164	1	177.7
06/10/2008	Influyente	6.78	20.6	1717	20.7	999	0.9	106.4
	Efluente	5.82	23	1988	23.2	1153	1	184.2
10/10/2008	Influyente	6.67	22.4	1731	22	1005	0.9	142
	Efluente	5.85	22.5	2065	21.8	1196	1.1	188.5
14/10/2008	Efluente	6.29	20.8	1865	20.3	1083	0.9	195.2

MSP2: reactor sin planta y lixiviado

III.IV. Concentración de sulfatos

SULFATOS (mgSO ₄ ⁻² /L)									
Fecha		SMP1	%Rem.	SMP2	%Rem.	SMSP1	%Rem.	SMSP2	%Rem.
10/09/2008	Influyente	622.56		622.56		622.56		622.56	
	Efluente	557.07	10.52	535.24	14.03	469.75	24.55	469.75	24.55
12/09/2008	Efluente	491.58	21.04	426.09	31.56	578.9	7.01	513.41	17.53
15/09/2008	Efluente	404.26	35.06	535.24	14.03	578.9	7.01	557.07	10.52
19/09/2008	Efluente	600.73	3.51	578.9	7.01	404.26	35.06	447.92	28.05
23/09/2008	Efluente	550.32	11.60	540.03	13.26	529.74	14.91	540.03	13.26
27/09/2008	Influyente	591.48		591.48		591.48		591.48	
	Efluente	498.88	15.66	509.17	13.92	529.74	10.44	540.03	8.70
01/10/2008	Efluente	560.61	5.22	519.45	12.18	570.9	3.48	550.32	6.96
06/10/2008	Efluente	550.32	6.96	529.74	10.44	560.61	5.22	550.32	6.96
10/10/2008	Efluente	550.32	6.96	509.17	13.92	560.61	5.22	560.61	5.22
14/10/2008	Efluente	560.61	5.22	529.74	10.44	570.9	3.48	509.17	13.92

SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; SMSP1 Y SMSP2: reactores sin planta y solución nutritiva

SULFATOS (mgSO ₄ ⁻² /L)									
Fecha		MP1	%Rem.	MP2	%Rem.	MSP1	%Rem.	MSP2	%Rem.
10/09/2008	Influyente	797.2		797.2		797.2		797.2	
	Efluente	513.41	35.60	557.07	30.12	557.07	30.12	600.73	24.65
12/09/2008	Efluente	688.05	13.69	731.71	8.22	731.71	8.22	731.71	8.22
15/09/2008	Efluente	600.73	24.65	622.56	21.91	753.54	5.48	753.54	5.48

SULFATOS (mgSO ₄ ⁻² /L)									
Fecha		MP1	%Rem.	MP2	%Rem.	MSP1	%Rem.	MSP2	%Rem.
19/09/2008	Influente	1037.33		1037.33		1037.33		1037.33	
	Efluente	731.71	29.46	709.88	31.57	578.9	44.19	622.56	39.98
23/09/2008	Influente	1452.1		1452.1		1452.1		1452.1	
	Efluente	735.53	49.35	714.95	50.76	859	40.84	776.69	46.51
27/09/2008	Influente	900.16		900.16		900.16		900.16	
	Efluente	859	4.57	838.42	6.86	756.11	16.00	807.55	10.29
01/10/2008	Influente	941.31		941.31		941.31		941.31	
	Efluente	900.16	4.37	848.71	9.84	848.71	9.84	920.74	2.19
06/10/2008	Efluente	889.87	5.46	879.58	6.56	838.42	10.93	828.13	12.02
10/10/2008	Efluente	817.84	13.12	828.13	12.02	838.42	10.93	879.58	6.56
14/10/2008	Efluente	848.71	9.84	869.29	7.65	797.26	15.30	786.98	16.40

MP1 y MP2: reactores con planta y lixiviado; MSP1 y MSP2: reactores sin planta y lixiviado

III. V. Concentración de metales totales

SMP1									
Fecha		Ca	Cd	Fe	Li	Mg	Mo	Zn	B
10/09/2008	Influente	458.599	<LD	0.368	0.051	270.925	0.825	0.213	1.057
	Efluente	58.84	<LD	0.013	0.077	370.939	0.713	0.136	0.669
12/09/2008	Efluente	48.98	<LD	0.001	0.06	306.116	0.794	0.105	0.727
15/09/2008	Efluente	46.789	<LD	<LD	0.005	281.156	0.523	<LD	0.576
19/09/2008	Influente	446.511	<LD	0.035	0.054	267.624	0.899	0.376	0.92
	Efluente	47.78	<LD	<LD	0.005	293.136	0.523	0.131	0.057
23/09/2008	Efluente	52.05	<LD	0.044	0.005	315.439	0.518	0.121	0.113
27/09/2008	Influente	560.38	<LD	<LD	0.004	365.955	0.505	0.376	0.003
	Efluente	54.24	<LD	<LD	0.005	367.212	0.591	0.135	0.027
01/10/2008	Influente	500.5	<LD	0.026	0.004	274.414	0.493	0.437	0.014
	Efluente	52.7	<LD	0.151	0.005	371.342	0.588	0.074	<LD
06/10/2008	Efluente	50.29	<LD	<LD	0.005	354.956	0.559	<LD	<LD
10/10/2008	Efluente	56.52	<LD	<LD	0.005	369.194	0.465	0.08	0.076
14/10/2008	Efluente	45.94	<LD	<LD	0.005	325.361	0.493	0.11	0.017

SMP1: reactor con planta y solución nutritiva

SMP2									
Fecha		Ca	Cd	Fe	Li	Mg	Mo	Zn	B
10/09/2008	Influente	458.599	<LD	0.368	0.051	270.925	0.825	0.213	1.057
	Efluente	38.883	<LD	<LD	0.068	322.746	0.716	0.131	0.639
12/09/2008	Efluente	52.05	<LD	0.136	0.059	291.041	0.779	0.101	0.784
15/09/2008	Efluente	46.264	<LD	<LD	0.004	292.385	0.513	<LD	0.552
19/09/2008	Influente	446.511	<LD	0.035	0.054	267.624	0.899	0.376	0.92
	Efluente	43.5	<LD	<LD	0.005	267.914	0.459	0.133	0.048
23/09/2008	Efluente	44.43	<LD	<LD	0.005	270.439	0.508	0.1	0.11
27/09/2008	Influente	560.38	<LD	<LD	0.004	365.955	0.505	0.376	0.003
	Efluente	56.41	<LD	<LD	0.005	381.193	0.602	0.124	<LD
01/10/2008	Influente	500.5	<LD	0.026	0.004	274.414	0.493	0.437	0.014

		SMP2							
Fecha		Ca	Cd	Fe	Li	Mg	Mo	Zn	B
	Efluente	51.23	<LD	0.139	0.005	364.012	0.541	0.078	<LD
06/10/2008	Efluente	50.63	<LD	<LD	0.005	367.346	0.534	<LD	<LD
10/10/2008	Efluente	57.32	<LD	<LD	0.005	379.56	0.453	<LD	<LD
14/10/2008	Efluente	46.89	<LD	<LD	0.005	284.962	0.441	0.121	0.014

SMP2: reactor con planta y solución nutritiva

		SMSP1							
Fecha		Ca	Cd	Fe	Li	Mg	Mo	Zn	B
10/09/2008	Influente	458.599	<LD	0.368	0.051	270.925	0.825	0.213	1.057
	Efluente	54.818	<LD	0.018	0.077	248.766	0.517	0.076	1.054
12/09/2008	Efluente	53.886	<LD	0.009	0.072	271.001	0.878	0.069	0.971
15/09/2008	Efluente	44.324	<LD	<LD	0.004	231.475	0.567	<LD	0.552
19/09/2008	Influente	446.511	<LD	0.035	0.054	267.624	0.899	0.376	0.92
	Efluente	43.79	<LD	<LD	0.005	274.559	0.451	0.091	0.17
23/09/2008	Efluente	42.87	<LD	<LD	0.005	263.958	0.489	0.054	<LD
27/09/2008	Influente	560.38	<LD	<LD	0.004	365.955	0.505	0.376	0.003
	Efluente	45.56	<LD	<LD	0.004	314.705	0.427	0.123	<LD
01/10/2008	Influente	500.5	<LD	0.026	0.004	274.414	0.493	0.437	0.014
	Efluente	48.7	<LD	<LD	0.005	355.693	0.506	0.114	0.03
06/10/2008	Efluente	50.81	<LD	<LD	0.005	360.082	0.432	0.075	0.111
10/10/2008	Efluente	51.45	<LD	<LD	0.005	333.299	0.533	0.045	<LD
14/10/2008	Efluente	45.05	<LD	<LD	0.004	278.903	0.425	0.038	<LD

SMSP1: reactor sin planta y solución nutritiva

		SMSP2							
Fecha		Ca	Cd	Fe	Li	Mg	Mo	Zn	B
10/09/2008	Influente	458.599	<LD	0.368	0.051	270.925	0.825	0.213	1.057
	Efluente	70.277	<LD	0.01	0.067	280.339	0.553	0.087	1.12
12/09/2008	Efluente	25.634	<LD	0.004	0.061	290.634	0.845	0.095	0.747
15/09/2008	Efluente	41.167	<LD	<LD	0.004	232.173	0.57	<LD	0.552
19/09/2008	Influente	446.511	<LD	0.035	0.054	267.624	0.899	0.376	0.92
	Efluente	68.421	<LD	0.018	0.003	269.709	0.452	0.125	0.07
23/09/2008	Efluente	46.75	<LD	<LD	0.005	280.542	0.542	0.044	0.022
27/09/2008	Influente	560.38	<LD	<LD	0.004	365.955	0.505	0.376	0.003
	Efluente	46.57	<LD	<LD	0.004	319.93	0.449	0.127	<LD
01/10/2008	Influente	500.5	<LD	0.026	0.004	274.414	0.493	0.437	0.014
	Efluente	50.23	<LD	<LD	0.004	375.466	0.547	0.105	<LD
06/10/2008	Efluente	46.78	<LD	<LD	0.005	341.279	0.484	0.08	0.081
10/10/2008	Efluente	54.89	<LD	<LD	0.005	349.212	0.56	0.051	0.005
14/10/2008	Efluente	51.59	<LD	<LD	0.005	277.969	0.405	0.051	<LD

SMSP2: reactor sin planta y solución nutritiva

MP1							
Fecha		Ca	Cd	Cu	Fe	Li	Mg
10/09/2008	Influyente	1267.867	0.148	0.322	2.781	0.035	628.965
	Efluente	970.56	<LD	0.003	0.467	0.068	561.993
12/09/2008	Efluente	928.583	<LD	<LD	<LD	0.005	748.094
15/09/2008	Efluente	642.4	<LD	<LD	<LD	0.004	720.783
19/09/2008	Influyente	1258.82	0.217	0.419	2.198	0.038	600.33
	Efluente	410.137	0.034	<LD	<LD	0.004	668.37
23/09/2008	Influyente	1750.7	0.184	0.051	1.9	0.003	918.65
	Efluente	740.971	0.104	<LD	<LD	0.004	1069.438
27/09/2008	Influyente	1750.533	0.46	0.409	7.43	0.003	967.68
	Efluente	680.858	0.132	<LD	0.054	0.004	1061.858
01/10/2008	Influyente	1600.1	0.244	<LD	1.624	0.003	948.405
	Efluente	720.036	0.164	<LD	<LD	0.004	982.086
06/10/2008	Efluente	690.346	0.163	<LD	<LD	0.005	1066.031
10/10/2008	Influyente	1240.537	0.254	<LD	0.792	0.003	680.62
	Efluente	530.265	0.186	<LD	<LD	0.004	924.733
14/10/2008	Influyente	1350.252	0.322	0.14	4.598	0.003	671.109
	Efluente	540.061	0.197	<LD	<LD	0.003	859.314
Fecha		Mn	Mo	Pb	Zn	Al	B
10/09/2008	Influyente	54.022	0.56	0.497	24.622	2.55	0.649
	Efluente	12.497	0.513	<LD	2.494	<LD	0.656
12/09/2008	Efluente	15.767	0.293	<LD	6.764	<LD	0.009
15/09/2008	Efluente	22.397	0.305	<LD	4.497	<LD	<LD
19/09/2008	Influyente	46.774	0.599	0.72	34.479	0.86	0.565
	Efluente	20.402	0.258	<LD	17.99	<LD	0.158
23/09/2008	Influyente	61.21	0.291	0.463	45.78	<LD	0.339
	Efluente	59.633	0.232	<LD	28.15	<LD	0.219
27/09/2008	Influyente	55.941	0.263	0.733	59.37	0.115	0.374
	Efluente	56.592	0.219	<LD	24.63	<LD	0.458
01/10/2008	Influyente	53.933	0.29	0.392	60.32	<LD	0.493
	Efluente	49.868	0.263	<LD	37.09	<LD	0.388
06/10/2008	Efluente	55.618	0.255	<LD	35.76	<LD	0.383
10/10/2008	Influyente	33.229	0.194	<LD	58.4	<LD	0.374
	Efluente	52.327	0.23	<LD	35.24	<LD	0.412
14/10/2008	Influyente	28.802	0.213	0.972	44.21	0.011	0.35
	Efluente	45.693	0.235	<LD	35.94	<LD	0.401

MP1: reactor con planta y lixiviado

MP2							
Fecha		Ca	Cd	Cu	Fe	Li	Mg
10/09/2008	Influyente	1267.867	0.148	0.322	2.781	0.035	628.965
	Efluente	958.993	<LD	<LD	0.35	0.058	558.996
12/09/2008	Efluente	930.221	<LD	<LD	0.024	0.005	762.078
15/09/2008	Efluente	640.9	<LD	<LD	<LD	0.004	700.496
19/09/2008	Influyente	1258.82	0.217	0.419	2.198	0.038	600.33

		MP2					
Fecha		Ca	Cd	Cu	Fe	Li	Mg
	Efluente	400.404	0.015	<LD	<LD	0.004	654.398
23/09/2008	Influente	1750.7	0.184	0.051	1.9	0.003	918.65
	Efluente	748.362	0.097	<LD	<LD	0.004	954.666
27/09/2008	Influente	1750.533	0.46	0.409	7.43	0.003	967.68
	Efluente	590.651	0.175	<LD	<LD	0.004	1034.713
01/10/2008	Influente	1600.1	0.244	<LD	1.624	0.003	948.405
	Efluente	747.299	0.177	<LD	<LD	0.004	980.99
06/10/2008	Efluente	600.174	0.182	<LD	<LD	0.004	1044.217
10/10/2008	Influente	1240.537	0.254	<LD	0.792	0.003	680.62
	Efluente	520.341	0.186	<LD	<LD	0.004	937.858
14/10/2008	Influente	1350.252	0.322	0.14	4.598	0.003	671.109
	Efluente	570.203	0.182	<LD	<LD	0.004	883.63
Fecha		Mn	Mo	Pb	Zn	Al	B
10/09/2008	Influente	54.022	0.56	0.497	24.622	2.55	0.649
	Efluente	18.31	0.542	<LD	3.577	<LD	0.688
12/09/2008	Efluente	22.435	0.266	<LD	10.49	<LD	0.008
15/09/2008	Efluente	23.237	0.317	<LD	6.79	<LD	<LD
19/09/2008	Influente	46.774	0.599	0.72	34.479	0.86	0.565
	Efluente	18.235	0.289	<LD	14.6	<LD	0.191
23/09/2008	Influente	61.21	0.291	0.463	45.78	<LD	0.339
	Efluente	58.039	0.221	<LD	25.22	<LD	0.294
27/09/2008	Influente	55.941	0.263	0.733	59.37	0.115	0.374
	Efluente	59.739	0.203	<LD	20.55	0.0313	0.475
01/10/2008	Influente	53.933	0.29	0.392	60.32	<LD	0.493
	Efluente	52.183	0.2	<LD	31.59	<LD	0.382
06/10/2008	Efluente	59.394	0.257	<LD	35.37	<LD	0.37
10/10/2008	Influente	33.229	0.194	<LD	58.4	<LD	0.374
	Efluente	49.277	0.243	<LD	36.2	<LD	0.383
14/10/2008	Influente	28.802	0.213	0.972	44.21	0.011	0.35
	Efluente	40.216	0.252	<LD	34.03	<LD	0.433

MP2: reactor con planta y lixiviado

		MSP1					
Fecha		Ca	Cd	Cu	Fe	Li	Mg
10/09/2008	Influente	1267.867	0.148	0.322	2.781	0.035	628.965
	Efluente	942.673	<LD	<LD	0.063	0.059	540.514
12/09/2008	Efluente	1150.258	<LD	0.145	0.057	0.072	665.979
15/09/2008	Efluente	1296.52	0.002	0.037	<LD	0.05	657.035
19/09/2008	Influente	1258.82	0.217	0.419	2.198	0.038	600.33
	Efluente	938.051	0.081	<LD	0.071	0.004	745.023
23/09/2008	Influente	1750.7	0.184	0.051	1.9	0.003	918.65
	Efluente	957.502	0.184	<LD	<LD	0.004	1003.05
27/09/2008	Influente	1750.533	0.46	0.409	7.43	0.003	967.68
	Efluente	1155.276	0.134	<LD	<LD	0.003	794.474

MSP1							
Fecha		Ca	Cd	Cu	Fe	Li	Mg
01/10/2008	Influente	1600.1	0.244	<LD	1.624	0.003	948.405
	Efluente	1265.691	0.236	<LD	<LD	0.004	1059.891
06/10/2008	Efluente	1361.514	0.206	<LD	<LD	0.004	1036.619
10/10/2008	Influente	1240.537	0.254	<LD	0.792	0.003	680.62
	Efluente	961.72	0.185	<LD	<LD	0.004	934.215
14/10/2008	Influente	1350.252	0.322	0.14	4.598	0.003	671.109
	Efluente	1042.757	0.218	<LD	<LD	0.003	782.534
Fecha		Mn	Mo	Pb	Zn	Al	B
10/09/2008	Influente	54.022	0.56	0.497	24.622	2.55	0.649
	Efluente	24.904	0.176	<LD	6.317	0.32	0.619
12/09/2008	Efluente	40.072	0.121	<LD	9.884	<LD	1.051
15/09/2008	Efluente	46.752	0.529	<LD	16.064	<LD	0.642
19/09/2008	Influente	46.774	0.599	0.72	34.479	0.86	0.565
	Efluente	34.61	0.212	<LD	23.83	0.049	0.439
23/09/2008	Influente	61.21	0.291	0.463	45.78	<LD	0.339
	Efluente	70.537	0.167	<LD	32.03	<LD	0.451
27/09/2008	Influente	55.941	0.263	0.733	59.37	0.115	0.374
	Efluente	30.479	0.063	<LD	38.66	<LD	0.415
01/10/2008	Influente	53.933	0.29	0.392	60.32	<LD	0.493
	Efluente	56.738	0.191	<LD	42.33	<LD	0.389
06/10/2008	Efluente	53.988	0.103	<LD	30.55	0.181	0.375
10/10/2008	Influente	33.229	0.194	<LD	58.4	<LD	0.374
	Efluente	53.132	0.19	<LD	38.89	0.152	0.388
14/10/2008	Influente	28.802	0.213	0.972	44.21	0.011	0.35
	Efluente	40.73	0.162	<LD	34.97	<LD	0.357

MSP1: reactor sin planta y lixiviado

MSP2							
Fecha		Ca	Cd	Cu	Fe	Li	Mg
10/09/2008	Influente	1267.867	0.148	0.322	2.781	0.035	628.965
	Efluente	950.687	<LD	<LD	1.327	0.079	578.949
12/09/2008	Efluente	1104.151	<LD	0.121	<LD	0.067	686.47
15/09/2008	Efluente	1300.911	0.002	0.079	0.026	0.058	678.97
19/09/2008	Influente	1258.82	0.217	0.419	2.198	0.038	600.33
	Efluente	945.7	<LD	<LD	0.079	0.004	730.15
23/09/2008	Influente	1750.7	0.184	0.051	1.9	0.003	918.65
	Efluente	956.947	0.139	<LD	<LD	0.004	1003.528
27/09/2008	Influente	1750.533	0.46	0.409	7.43	0.003	967.68
	Efluente	1158.07	0.2	<LD	<LD	0.003	1007.397
01/10/2008	Influente	1600.1	0.244	<LD	1.624	0.003	948.405
	Efluente	1254.903	0.204	<LD	0.25	0.003	980.434
06/10/2008	Efluente	1351.173	0.183	<LD	<LD	0.004	956.032
10/10/2008	Influente	1240.537	0.254	<LD	0.792	0.003	680.62
	Efluente	965.221	0.229	<LD	<LD	0.004	942.256

MSP2							
Fecha		Ca	Cd	Cu	Fe	Li	Mg
14/10/2008	Influyente	1350.252	0.322	0.14	4.598	0.003	671.109
	Efluente	1034.973	0.191	<LD	<LD	0.003	736.173
Fecha		Mn	Mo	Pb	Zn	Al	B
10/09/2008	Influyente	54.022	0.56	0.497	24.622	2.55	0.649
	Efluente	36.118	0.101	<LD	6.061	0.395	0.601
12/09/2008	Efluente	30.965	0.126	<LD	9.221	<LD	1.075
15/09/2008	Efluente	40.019	0.512	<LD	15.994	0.037	0.697
19/09/2008	Influyente	46.774	0.599	0.72	34.479	0.86	0.565
	Efluente	35.201	0.215	<LD	25.77	0.05	0.456
23/09/2008	Influyente	61.21	0.291	0.463	45.78	<LD	0.339
	Efluente	65.326	0.075	<LD	27.75	<LD	0.439
27/09/2008	Influyente	55.941	0.263	0.733	59.37	0.115	0.374
	Efluente	31.612	0.095	<LD	36.72	<LD	0.445
01/10/2008	Influyente	53.933	0.29	0.392	60.32	<LD	0.493
	Efluente	57.989	0.144	<LD	35.16	0.021	0.364
06/10/2008	Efluente	57.3	0.144	<LD	32.43	0.1	0.337
10/10/2008	Influyente	33.229	0.194	<LD	58.4	<LD	0.374
	Efluente	54.096	0.155	<LD	38.91	<LD	0.344
14/10/2008	Influyente	28.802	0.213	0.972	44.21	0.011	0.35
	Efluente	36.135	0.127	<LD	33.16	<LD	0.35

MSP2: reactor sin planta y lixiviado

AII.VI. Concentración de metales solubles

SMP1									
Fecha		Ca	Cd	Li	Mg	Sr	Zn	Si	B
10/09/2008	Influyente	391.496	<LD	0.039	250.145	0.245	0.013	23.352	0.489
	Efluente	3711.315	<LD	0.053	295.78	0.396	0.104	24.692	0.601
12/09/2008	Efluente	321.056	<LD	0.051	291.582	0.387	0.242	25.312	0.573
15/09/2008	Efluente	331.861	<LD	0.049	287.405	0.375	0.15	25.819	0.562
19/09/2008	Influyente	590.553	<LD	0.06	353.457	0.359	0.063	33.567	0.792
	Efluente	381.629	<LD	0.055	254.71	0.324	0.133	28.822	0.462
23/09/2008	Influyente	499.551	<LD	0.048	398.217	0.322	<LD	27.702	0.541
	Efluente	453.034	<LD	0.055	245.284	0.381	0.138	28.882	0.626
27/09/2008	Efluente	458.72	<LD	0.006	317.829	0.024	0.099	7.227	0.514
01/10/2008	Efluente	456.33	<LD	0.004	417.47	0.022	0.071	5.686	0.555
06/10/2008	Efluente	457.46	<LD	0.006	427.037	0.023	0.08	6.445	0.581
10/10/2008	Efluente	464.29	<LD	0.006	429.515	0.024	0.1	5.75	0.549
14/10/2008	Efluente	457.61	<LD	0.006	320.703	0.022	0.078	6.659	0.428

SMP1: reactor con planta y solución nutritiva

SMP2									
Fecha		Ca	Cd	Li	Mg	Sr	Zn	Si	B
10/09/2008	Influyente	391.496	<LD	0.039	250.145	0.245	0.013	23.352	0.489
	Efluente	385.126	<LD	0.052	287.211	0.389	0.091	25.729	0.565
12/09/2008	Efluente	305.679	<LD	0.049	281.466	0.385	0.111	25.264	0.543
15/09/2008	Efluente	381.718	<LD	0.044	266.049	0.353	0.077	24.166	0.517
19/09/2008	Influyente	590.553	<LD	0.06	353.457	0.359	0.063	33.567	0.792
	Efluente	377.817	<LD	0.043	256.968	0.322	0.15	23.05	0.492
23/09/2008	Influyente	499.551	<LD	0.048	398.217	0.322	<LD	27.702	0.541
	Efluente	451.344	<LD	0.053	294.539	0.365	0.07	27.413	0.589
27/09/2008	Efluente	453.77	<LD	0.005	385.269	0.022	0.013	4.019	0.515
01/10/2008	Efluente	455.35	<LD	0.005	412.363	0.022	0.066	4.604	0.522
06/10/2008	Efluente	457.92	<LD	0.005	425.199	0.023	0.106	6.838	0.594
10/10/2008	Efluente	459.21	<LD	0.005	398.372	0.023	0.072	6.26	0.582
14/10/2008	Efluente	446.47	<LD	0.005	306.312	0.018	0.026	5.428	0.419

SMP2: reactor con planta y solución nutritiva

SMSP1									
Fecha		Ca	Cd	Li	Mg	Sr	Zn	Si	B
10/09/2008	Influyente	391.496	<LD	0.039	250.145	0.245	0.013	23.352	0.489
	Efluente	353.606	<LD	0.053	226.436	0.386	0.064	23.434	0.575
12/09/2008	Efluente	374.484	<LD	0.073	292.173	0.449	0.067	24.107	0.537
15/09/2008	Efluente	479.712	<LD	0.058	327.182	0.452	0.181	28.68	0.655
19/09/2008	Influyente	590.553	<LD	0.06	353.457	0.359	0.063	33.567	0.792
	Efluente	423.979	<LD	0.048	284.716	0.379	0.113	26.011	0.562
23/09/2008	Influyente	499.551	<LD	0.048	398.217	0.322	<LD	27.702	0.541
	Efluente	441.52	<LD	0.05	291.415	0.368	0.086	27.762	0.588
27/09/2008	Efluente	448.7	<LD	0.005	354.48	0.021	0.066	1.461	0.464
01/10/2008	Efluente	451.45	<LD	0.005	390.102	0.021	0.029	2.919	0.493
06/10/2008	Efluente	453.98	<LD	0.005	403.446	0.022	0.061	4.379	<LD
10/10/2008	Efluente	453.73	<LD	0.005	362.878	0.021	0.032	3.364	0.507
14/10/2008	Efluente	455.01	<LD	0.006	353.466	0.02	0.061	0.334	0.575

SMSP1: reactor sin planta y solución nutritiva

SMPSP2									
Fecha		Ca	Cd	Li	Mg	Sr	Zn	Si	B
10/09/2008	Influyente	391.496	<LD	0.039	250.145	0.245	0.013	23.352	0.489
	Efluente	323.773	<LD	0.054	262.895	0.392	0.044	23.691	0.543
12/09/2008	Efluente	383.508	<LD	0.05	279.486	0.412	0.062	24.487	0.532
15/09/2008	Efluente	421.31	<LD	0.059	339.399	0.487	0.195	31.58	0.718
19/09/2008	Influyente	590.553	<LD	0.06	353.457	0.359	0.063	33.567	0.792
	Efluente	434.736	<LD	0.05	287.194	0.394	0.145	27.017	0.559
23/09/2008	Influyente	499.551	<LD	0.048	398.217	0.322	<LD	27.702	0.541
	Efluente	421.1	<LD	0.063	279.112	0.395	0.095	22.863	0.555
27/09/2008	Efluente	451.77	<LD	0.005	372.64	0.022	0.046	2.986	0.501
01/10/2008	Efluente	443.13	<LD	0.004	336.647	0.018	0.038	5.72	0.368
06/10/2008	Efluente	455.84	<LD	0.005	420.149	0.022	0.052	2.66	<LD

SMSP2									
Fecha		Ca	Cd	Li	Mg	Sr	Zn	Si	B
10/10/2008	Efluente	457.81	<LD	0.005	379.28	0.022	0.036	4.78	0.564
14/10/2008	Efluente	446.39	<LD	0.004	307.149	0.018	0.035	0.224	0.46

SMSP2: reactor sin planta y solución nutritiva

MP1										
Fecha		Ca	Cd	Li	Mg	Mn	Mo	Zn	Si	B
10/09/2008	Influente	1624.36	0.179	0.042	794.127	68.776	0.702	30.881	23.373	0.514
	Efluente	1223.086	<LD	0.059	503.043	22.106	0.75	4.767	20.363	0.491
12/09/2008	Efluente	1170.753	<LD	0.045	644.686	43.631	0.398	11.261	15.217	0.492
15/09/2008	Efluente	1684.774	<LD	0.052	637.635	53.653	0.522	15.581	20.872	0.463
19/09/2008	Influente	1449.533	0.264	0.04	700.362	52.656	0.596	40.257	21.258	0.461
	Efluente	1336.454	0.002	0.046	691.679	45.684	0.558	19.44	24.094	0.468
23/09/2008	Influente	1720.745	0.489	0.036	1050.055	114.961	0.564	48.868	18.991	0.421
	Efluente	1336.643	0.092	0.043	816.307	79.595	0.495	31.328	23.647	0.366
27/09/2008	Influente	1490.3	0.425	0.035	903.675	72.484	0.576	44.153	16.317	0.41
	Efluente	720.215	0.145	0.004	1133.846	64.494	0.214	35.41	24.5	0.319
01/10/2008	Influente	1350.315	0.193	0.003	965.258	48.548	0.278	47.3	20.53	0.275
	Efluente	560.693	0.166	0.004	1059.268	61.422	0.215	28.1	24.17	0.308
06/10/2008	Influente	1420.6	0.268	0.003	965.258	48.548	0.278	46.01	20.53	0.275
	Efluente	710.439	0.181	0.004	1138.529	64.879	0.255	21.04	26.53	0.358
10/10/2008	Influente	1430.269	0.265	0.003	803.704	38.879	0.246	55.2	18.1	0.301
	Efluente	750.371	0.238	0.005	972.671	51.561	0.206	28.21	27.17	0.391
14/10/2008	Influente	1460.197	0.221	0.003	758.051	30.499	0.215	33.1	20.66	0.301
	Efluente	560.506	0.207	0.004	917.981	43.199	0.226	20.91	22.51	0.303

MP1: reactor con planta y lixiviado

MP2										
Fecha		Ca	Cd	Li	Mg	Mn	Mo	Zn	Si	B
10/09/2008	Influente	1624.36	0.179	0.042	794.127	68.776	0.702	30.881	23.373	0.514
	Efluente	919.343	<LD	0.054	561.048	16.928	0.739	3.347	22.966	0.494
12/09/2008	Efluente	1119.519	<LD	0.046	629.208	33.859	0.374	6.782	21.506	0.438
15/09/2008	Efluente	1179.669	<LD	0.045	642.972	49.581	0.51	12.577	20.962	0.432
19/09/2008	Influente	1449.533	0.264	0.04	700.362	52.656	0.596	40.257	21.258	0.461
	Efluente	1572.416	0.007	0.049	676.833	48.923	0.561	23.944	22.041	0.489
23/09/2008	Influente	1720.745	0.489	0.036	1050.055	114.961	0.564	48.868	18.991	0.421
	Efluente	1364.545	0.077	0.037	818.19	68.71	0.493	27.29	19.763	0.364
27/09/2008	Influente	1490.3	0.425	0.035	903.675	72.484	0.576	44.153	16.317	0.41
	Efluente	710.318	0.203	0.004	1127.019	67.81	0.222	34.27	25.5	0.357
01/10/2008	Influente	1350.315	0.193	0.003	965.258	48.548	0.278	47.3	20.53	0.275
	Efluente	520.566	0.187	0.004	1054.443	54.784	0.184	29.81	22.6	0.31
06/10/2008	Influente	1420.6	0.268	0.003	965.258	48.548	0.278	46.01	20.53	0.275
	Efluente	620.141	0.189	0.004	1096.723	59.456	0.235	20.5	24.67	0.355
10/10/2008	Influente	1430.269	0.265	0.003	803.704	38.879	0.246	55.2	18.1	0.301
	Efluente	747.439	0.188	0.004	958.862	44.435	0.207	19.64	22.4	0.317
14/10/2008	Influente	1460.197	0.221	0.003	758.051	30.499	0.215	33.1	20.66	0.301

MP2										
Fecha		Ca	Cd	Li	Mg	Mn	Mo	Zn	Si	B
	Efluente	580.342	0.236	0.005	934.464	49.747	0.229	26.6	25.44	0.393

MP2: reactor con planta y lixiviado

MSP1										
Fecha		Ca	Cd	Li	Mg	Mn	Mo	Zn	Si	B
10/09/2008	Influente	1624.36	0.179	0.042	794.127	68.776	0.702	30.881	23.373	0.514
	Efluente	1388.28	<LD	0.054	564.271	25.378	0.374	16.782	21.846	0.449
12/09/2008	Efluente	945.138	0.0004	0.057	726.857	48.707	0.565	18.284	16.023	0.453
15/09/2008	Efluente	1450.471	0.026	0.052	744.751	52.975	0.593	19.727	25.094	0.653
19/09/2008	Influente	1449.533	0.264	0.04	700.362	52.656	0.596	40.257	21.258	0.461
	Efluente	1225.871	0.048	0.047	636.372	45.952	0.485	23.724	20.537	0.409
23/09/2008	Influente	1720.745	0.489	0.036	1050.055	114.961	0.564	48.868	18.991	0.421
	Efluente	1375.364	0.17	0.035	822.637	76.977	0.438	38.537	18.771	0.366
27/09/2008	Influente	1490.3	0.425	0.035	903.675	72.484	0.576	44.153	16.317	0.41
	Efluente	504.298	0.211	0.003	934.99	52.004	0.076	36.11	19.08	0.239
01/10/2008	Influente	1350.315	0.193	0.003	965.258	48.548	0.278	47.3	20.53	0.275
	Efluente	690.135	0.268	0.004	1105.053	64.785	0.177	27.37	24.54	0.335
06/10/2008	Influente	1420.6	0.268	0.003	965.258	48.548	0.278	46.01	20.53	0.275
	Efluente	856.452	0.246	0.004	1037.333	59.352	0.179	22.85	23.44	0.301
10/10/2008	Influente	1430.269	0.265	0.003	803.704	38.879	0.246	55.2	18.1	0.301
	Efluente	910.153	0.242	0.005	1107.441	65.662	0.153	25.6	27.11	0.356
14/10/2008	Influente	1460.197	0.221	0.003	758.051	30.499	0.215	33.1	20.66	0.301
	Efluente	710.003	0.246	0.004	851.209	49.314	0.128	18.6	24.52	0.275

MSP1: reactor sin planta y lixiviado

MSP2										
Fecha		Ca	Cd	Li	Mg	Mn	Mo	Zn	Si	B
10/09/2008	Influente	1624.36	0.179	0.042	794.127	68.776	0.702	30.881	23.373	0.514
	Efluente	1428.071	<LD	0.059	536.062	27.559	0.329	18.909	19.133	0.488
12/09/2008	Efluente	958.463	<LD	0.056	642.893	44.334	0.514	17.81	21.07	0.496
15/09/2008	Efluente	1480.521	<LD	0.062	726.835	47.019	0.565	17.02	27.15	0.669
19/09/2008	Influente	1449.533	0.264	0.04	700.362	52.656	0.596	40.257	21.258	0.461
	Efluente	1260.67	0.029	0.058	632.998	46.278	0.46	26.487	18.161	0.446
23/09/2008	Influente	1720.745	0.489	0.036	1050.055	114.961	0.564	48.868	18.991	0.421
	Efluente	1349.185	0.201	0.049	861.365	80.059	0.504	43.861	17.099	0.351
27/09/2008	Influente	1490.3	0.425	0.035	903.675	72.484	0.576	44.153	16.317	0.41
	Efluente	593.578	0.204	0.004	929.25	56.953	0.072	35.71	21.52	0.299
01/10/2008	Influente	1350.315	0.193	0.003	965.258	48.548	0.278	47.3	20.53	0.275
	Efluente	690.795	0.24	0.003	1110.655	63.039	0.178	23.76	24.74	0.355
06/10/2008	Influente	1420.6	0.268	0.003	965.258	48.548	0.278	46.01	20.53	0.275
	Efluente	840.992	0.241	0.005	1070.645	60.627	0.217	18.01	23.87	0.318
10/10/2008	Influente	1430.269	0.265	0.003	803.704	38.879	0.246	55.2	18.1	0.301
	Efluente	916.942	0.241	0.004	970.25	65.773	0.143	23.45	27.51	0.335
14/10/2008	Influente	1460.197	0.221	0.003	758.051	30.499	0.215	21.67	20.66	0.301
	Efluente	752.032	0.242	0.003	858.959	40.257	0.174	21.67	22.35	0.297

MSP1: reactor sin planta y lixiviado

Los límites de detección del equipo para cada uno de los metales son los siguientes: LD Al 0.0083 mg/L; LD B 0.0101 mg/L; LD Ca 0.167 mg/L; LD Cd 0.0034 mg/L; LD Cu 0.0069 mg/L; LD Fe 0.001 mg/L; LD Li 0.0128 mg/L; LD Mg 0.0124 mg/L; LD Mn 0.0045 mg/L; LD Mn 0.0045 mg/L; LD Mo 0.0065 mg/L; LD Pb 0.0171 mg/L; LD Zn 0.0145 mg/L.

**RESULTADOS OBTENIDOS DEL TRATAMIENTO DEL AGUA DE REPROCESO
PROVENIENTE DE LA INDUSTRIA MINERA**

AII.VII. Temperatura del laboratorio

TEMPERATURA (°C)				
Fecha	Mínima	Máxima	12:00 p.m.	
05/11/2008	17	23	21	
06/11/2008	20	22	21	
07/11/2008	20	22	21	
Promedio	19	22.3	21	
10/11/2008	20	23	22	
11/11/2008	20	23	22	
12/11/2008	21	23	23	
13/11/2008	21	23	21	
14/11/2008	20	23	21	
Promedio	20.4	23	21.8	
17/11/2008	19	21	20	
18/11/2008	17	20.5	18.5	
19/11/2008	17	20	19	
20/11/2008	16	20	18	
21/11/2008	18	20	18	
Promedio	17.4	20.3	18.7	
24/11/2008	17	20	18	
25/11/2008	18	20	19	
26/11/2008	17	20	18	
27/11/2008	18	21	20	
28/11/2008	19	21	19	
Promedio	17.8	20.4	18.8	
01/12/2008	19	22	20	
02/12/2008	19	22	20	
03/12/2008	19	21	20	
04/12/2008	19	21	20	
05/12/2008	18	21	20	
Promedio	18.8	21.4	20	
08/12/2008	19	22	21	
09/12/2008	19	22	21	
10/12/2008	19	21	21	
11/12/2008	18	22	20	
12/12/2008	18	21	20	
Promedio	18.6	21.6	20.6	
15/12/2008	18	21	20	
16/12/2008	18	21	20	
17/12/2008	18	21	20	
Promedio	18	21	20	

AII.VIII. Crecimiento vegetal

CRECIMIENTO EN cm/d

Reactor Fecha/Brote	SMP1				SMP2		
	1	2	3	4	1	2	3
05/11/2008	50	103	74		81.8	51.8	65.8
06/11/2008	50.5	103.8	74		82	53.5	66.8
Crec/día	0.5	0.8	0		0.2	1.7	1
07/11/2008	53.5	103.8	74		82.6	56.8	66.8
10/11/2008	57.3	103.8	74.3		74.5	61.5	66.8
Crec/día	3.8	0	0.3		-8.1	4.7	0
11/11/2008	58.5	103.8	74.3	7	75.4	64	66.8
12/11/2008	59.4	102.3	74.3	10	76.8	64.3	66.8
Crec/día	0.9	-1.5	0	3	1.4	0.3	0
13/11/2008	60.5	102.3	74.3	12.2	77	66.4	66.8
14/11/2008	63.5	102.8	74.3	15.9	78	66.8	68
Crec/día	3	0.5	0	3.7	1	0.4	1.2
17/11/2008	65.6	102.8	74.5	18	78	68.2	66.8
18/11/2008	70.2	102.9	76	28.5	79.3	72.1	66.8
Crec/día	4.6	0.1	1.5	10.5	1.3	3.9	0
19/11/2008	70.4	103	76	29.2	79.5	72.2	66.8
20/11/2008	71.9	103.5	76.2	34.4	80	72.8	66.8
Crec/día	1.5	0.5	0.2	5.2	0.5	0.6	0
21/11/2008	72.4	81.5	76.3	37.2	80	73	67
24/11/2008	73.9	81.5	76.6	38.4	80	73.8	67
Crec/día	1.5	0	0.3	1.2	0	0.8	0
25/11/2008	74.8	81.5	76.5	47	80.6	74.5	67
26/11/2008	75.2	81.5	76.5	50.8	80.6	74.5	67.2
Crec/día	0.4	0	0	3.8	0	0	0.2
27/11/2008	75.2	81.5	78.4	55	81.3	75.2	67
28/11/2008	75.8	81.5	79	59.5	81.3	75.5	67
Crec/día	0.6	0	0.6	4.5	0	0.3	0
01/12/2008	75.8	81.5	79.5	60.2	81.3	75.5	67
02/12/2008	76.5	81.5	82.8	75	81.3	75.5	67
Crec/día	0.7	0	3.3	14.8	0	0	0
03/12/2008	76.8	81.5	84.3	78	81.3	75.8	67
04/12/2008	76.8	81.6	86.3	80.8	81.3	76	67
Crec/día	0	0.1	2	2.8	0	0.2	0
05/12/2008	77.7	81.7	88.5	83.2	81.7	76.5	67.2
08/12/2008	77.7	94.3	81	88.5	81.7	76.5	67.2
Crec/día	0	12.6	-7.5	5.3	0	0	0

Reactor Fecha/Brote	SMP1				SMP2		
	1	2	3	4	1	2	3
09/12/2008	77.7	95.7	81	89.2	81.4	76.5	67.2
10/12/2008	77.2	97.8	81	91.3	81.5	76.8	67.2
Crec/día	0.5	2.1	0	2.1	0.1	0.3	0
11/12/2008	77.3	99.1	81	91.5	82	76.8	67.3
12/12/2008	77.8	100.5	81	94.5	82	76.8	67.5
Crec/día	0.5	1.4	0	3	0	0	0.2
15/12/2008	77.8	103.8	81	94.5	82	76.8	67.8
16/12/2008	79	105.2	81	104	83	76.8	69
Crec/día	1.2	1.4	0	9.5	1	0	1.2
17/12/2008	79.3	107	81.5	105	83.3	77	69.5

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva

CRECIMIENTO EN cm/d

Reactor Fecha/Brote	ARP1				ARP2		
	1	2	3	4	1	2	3
05/11/2008	63	32.7	6.4	79.5	59	85.2	9.5
06/11/2008	63.3	36	8	79.7	60.3	85.4	10.8
Crec/día	0.3	3.3	1.6	0.2	1.3	0.2	1.3
07/11/2008	63.5	37.7	9	79.7	60.3	85.4	12.8
10/11/2008	63.5	45	10.8	79.1	86	20	17.6
Crec/día	0	7.3	1.8	-0.6	25.7	-65.4	4.8
11/11/2008	63.5	49	11.1	79.5	86.5	20.9	20.3
12/11/2008	63.5	50.7	11.8	79.5	86.5	22.8	21.9
Crec/día	0	1.7	0.7	0	0	1.9	1.6
13/11/2008	63.4	52	12	57	86.5	24.9	22.1
14/11/2008	63.4	53.5	12.1	57	86.5	26.9	22.5
Crec/día	0	1.5	0.1	0	0	2	0.4
17/11/2008	63.4	53.5	12.1	57	86.5	27.4	22.5
18/11/2008	63.4	53.5	12.1	57	86.5	30.2	22.5
Crec/día	0	0	0	0	0	2.8	0
19/11/2008	63.4	53.5	12.1	57	86.5	31	22.5
20/11/2008	63.4	53.8	12.1	58.5	86.5	33	22.5
Crec/día	0	0.3	0	1.5	0	2	0
21/11/2008	9.4	54.5	12.5	59.5	86.5	33.6	22.5
24/11/2008	10.9	54.8	13.3	59.5	86.5	36	22.5
Crec/día	1.5	0.3	0.8	0	0	2.4	0
25/11/2008	11.7	54.8	13.3	59.8	86.8	36.4	22.5
26/11/2008	12.5	54.9	13.5	59.8	87.1	36.7	22.5
Crec/día	0.8	0.1	0.2	0	0.3	0.3	0

Reactor Fecha/Brote	ARP1				ARP2		
	1	2	3	4	1	2	3
27/11/2008	14	58.4	13.8	59.9	87.1	37	22.5
28/11/2008	14.8	58.8	14	59.9	87.5	37.4	22.5
Crec/día	0.8	0.4	0.2	0	0.4	0.4	0
01/12/2008	15.1	58.9	14	61	87.5	37.8	22.5
02/12/2008	17.7	58.9	16	61.8	87.5	38.5	22.5
Crec/día	2.6	0	2	0.8	0	0.7	0
03/12/2008	18.4	59	16	62	86.3	39	22.5
04/12/2008	18.5	59	16.3	62.8	85.7	39.7	22.5
Crec/día	0.1	0	0.3	0.8	-0.6	0.7	0
05/12/2008	19	59	16.7	63.5	86	40.6	22.5
08/12/2008	19.4	59.2	17.5	66.5	86	42.5	22.5
Crec/día	0.4	0.2	0.8	3	0	1.9	0
09/12/2008	19.4	59.2	17.8	68.3	86.4	43	22.5
10/12/2008	19.4	59.3	17.8	68.9	86.4	43.5	22.5
Crec/día	0	0.1	0	0.6	0	0.5	0
11/12/2008	20.3	59.3	17.8	68.9	86.4	44	22.5
12/12/2008	20.3	59.3	17.8	68.9	86.7	44.5	22.5
Crec/día	0	0	0	0	0.3	0.5	0
15/12/2008	20.3	59.3	17.8	68.9	86.7	46.2	22.5
16/12/2008	20.3	59.3	19.5	68.9	87.3	46.8	22.5
Crec/día	0	0	1.7	0	0.6	0.6	0
17/12/2008	20.3	59.3	19.6	68.9	87.3	47.8	22.5

ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera

III.IX. pH, CE, SDT, Salinidad y pOR

REACTOR SMP1							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
07/11/2008	Influente	7.49	21.9	1253	22.1	726	0.6
	Efluente	6.77	23.7	1106	23.1	643	0.6
10/11/2008	Efluente	7.04	23.7	1126	23.1	653	0.6
12/11/2008	Efluente	6.88	25	1221	23.4	708	0.6
14/11/2008	Efluente	7.12	22	1094	22.8	634	0.5
17/11/2008	Influente	7.52	22	1205	22.5	701	0.6
	Efluente	7.14	21.8	1144	20.9	663	0.6
19/11/2008	Efluente	6.95	18	1226	19.1	711	0.6
21/11/2008	Efluente	7.03	18.7	1215	18.7	1215	0.6
24/11/2008	Efluente	7.25	20.5	1318	20.1	763	0.7

REACTOR SMP1							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
26/11/2008	Influente	7.77	20.4	1374	20.2	796	0.7
	Efluente	6.91	19	1355	19.2	785	0.7
28/11/2008	Efluente	6.12	20.6	1381	20.1	799	0.7
01/12/2008	Efluente	6.96	20.9	1257	21.3	729	0.6
03/12/2008	Influente	7.77	20.4	1374	20.2	796	0.7
	Efluente	7.23	21.1	1205	21.1	698	0.6
08/12/2008	Efluente	6.63	21.3	1188	19.7	689	0.6
10/12/2008	Efluente	6.54	22.3	1209	21.7	701	0.6
12/12/2008	Influente	7.67	22.2	1364	21	639	0.5
	Efluente	7.05	20.1	1193	19.7	691	0.6
15/12/2008	Efluente	7.37	21.5	1220	20.3	706	0.6
17/12/2008	Efluente	6.95	21.1	1191	20.2	691	0.6

SMP1: reactor con planta y solución nutritiva

REACTOR SMP2							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
07/11/2008	Influente	7.49	21.9	1253	22.1	726	0.6
	Efluente	6.7	24.4	1092	23.4	629	0.5
10/11/2008	Efluente	6.57	24.4	1101	23.4	639	0.5
12/11/2008	Efluente	6.95	25	1191	23.2	690	0.6
14/11/2008	Efluente	7.01	22	1104	22.5	640	0.5
17/11/2008	Influente	7.52	22	1205	22.5	701	0.6
	Efluente	7.23	21.6	1117	20.9	648	0.6
19/11/2008	Efluente	7.18	18.9	1196	19.1	694	0.6
21/11/2008	Efluente	6.84	18.7	1215	18.6	704	0.6
24/11/2008	Efluente	7.15	20.6	1329	19.7	770	0.6
26/11/2008	Influente	7.77	20.4	1374	20.2	796	0.7
	Efluente	7.14	19	1334	19.1	773	0.7
28/11/2008	Efluente	6.52	21.4	1331	20.3	772	0.7
01/12/2008	Efluente	7.18	20.8	1214	21.3	704	0.6
03/12/2008	Efluente	7.4	21.3	1175	21.3	681	0.6
08/12/2008	Efluente	7.24	21.4	1138	20.7	659	0.6
10/12/2008	Efluente	6.89	22.6	1159	211.8	673	0.6
12/12/2008	Influente	7.67	22.2	1364	21	639	0.5
	Efluente	7.22	20.2	1161	19.6	672	0.6
15/12/2008	Efluente	7.52	21.2	1170	20.7	680	0.6
17/12/2008	Efluente	6.92	21.3	1160	20.4	672	0.6

SMP2: reactor con planta y solución nutritiva

REACTOR SMSP1							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
07/11/2008	Influente	7.49	21.9	1253	22.1	726	0.6
	Efluente	6.51	24.2	1218	22.9	703	0.6
10/11/2008	Efluente	7.24	24.2	1228	22.9	713	0.6
12/11/2008	Efluente	7.01	25	1250	22.8	725	0.6
14/11/2008	Efluente	7.38	22.4	1117	22.8	647	0.6
17/11/2008	Influente	7.52	22	1205	22.5	701	0.6
	Efluente	7.2	22	1113	20.2	644	0.5
19/11/2008	Efluente	7.11	18.9	1198	19.1	694	0.6
21/11/2008	Efluente	6.9	18.6	1213	18.4	703	0.6
24/11/2008	Efluente	7.35	20.4	1305	19.9	756	0.6
26/11/2008	Influente	7.77	20.4	1374	20.2	796	0.7
	Efluente	7.18	19	1298	19.2	752	0.6
28/11/2008	Efluente	7.19	21	1173	20.3	680	0.6
01/12/2008	Efluente	7.42	21	1077	20.7	623	0.5
03/12/2008	Efluente	7.28	21.2	1094	21.2	634	0.5
08/12/2008	Efluente	7.11	21.5	1088	19.8	632	0.5
10/12/2008	Efluente	6.39	22.4	1097	21.6	635	0.5
12/12/2008	Efluente	7.3	20.1	1124	19.7	652	0.6
15/12/2008	Influente	7.67	22.2	1364	21	639	0.5
	Efluente	7.19	21.8	1113	20.8	647	0.6
17/12/2008	Efluente	6.81	21.2	1146	20.4	664	0.6

SMSP1: reactor sin planta y solución nutritiva

REACTOR SMSP2							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
07/11/2008	Influente	7.49	21.9	1253	22.1	726	0.6
	Efluente	5.74	24.5	1246	23.1	713	0.6
10/11/2008	Efluente	6.15	24.5	1265	23.1	733	0.6
12/11/2008	Efluente	7.06	25	1261	23.4	730	0.6
14/11/2008	Efluente	6.99	22.1	1114	22.3	639	0.6
17/11/2008	Influente	7.52	22	1205	22.5	701	0.6
	Efluente	7.19	21.9	1231	20.7	714	0.6
19/11/2008	Efluente	7.1	19	1237	19.1	718	0.6
21/11/2008	Efluente	7.29	18.7	1320	18.5	765	0.7
24/11/2008	Efluente	7.41	20.5	1348	19.9	781	0.7
26/11/2008	Influente	7.77	20.4	1374	20.2	796	0.7
	Efluente	7.14	18.9	1326	18.9	768	0.7
28/11/2008	Efluente	7.17	20.9	1186	20.4	687	0.6

REACTOR SMSP2							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
01/12/2008	Efluente	6.92	20.8	1051	21.4	610	0.5
03/12/2008	Efluente	7.32	21	1090	20.7	630	0.5
08/12/2008	Efluente	6.81	21.5	1095	20.4	634	0.5
10/12/2008	Efluente	7.29	21.9	1084	21.8	629	0.5
12/12/2008	Influente	7.67	22.2	1364	21	639	0.5
	Efluente	6.56	20	1129	19.6	655	0.6
15/12/2008	Efluente	7.33	21.2	1118	21	650	0.6
17/12/2008	Efluente	7.13	21.3	1111	20.4	647	0.6

SMSP2: reactor sin planta y solución nutritiva

REACTOR ARP1							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
07/11/2008	Influente	6.73	20	3480	21.9	2020	1.8
	Efluente	5.17	24.4	3260	23.2	1895	1.7
10/11/2008	Influente	6.91	20	3460	20	2010	1.8
	Efluente	3.41	24.4	3280	23.2	1906	1.7
12/11/2008	Influente	6.98	23.9	3450	22.6	2000	1.8
	Efluente	5.51	25	3355	23.3	1946	1.8
14/11/2008	Influente	7	25	3465	21.7	2020	1.8
	Efluente	4.36	21.9	3540	22.8	2050	1.9
17/11/2008	Influente	7.08	20.4	3470	21.8	2010	1.8
	Efluente	4.43	21.8	3650	20.6	2120	1.9
19/11/2008	Influente	6.88	21.4	3460	18.7	2025	1.8
	Efluente	4.06	19.2	3760	19.2	2180	2
21/11/2008	Influente	6.4	16.1	4755	18.6	2760	2.5
	Efluente	3.72	18.6	4370	18.5	2540	2.3
24/11/2008	Influente	6.9	21.1	4740	19.9	2750	2.5
	Efluente	3.91	20.6	4785	19.7	2780	2.6
26/11/2008	Influente	6.77	20.4	4865	19.9	2820	2.6
	Efluente	3.68	19	4835	19.2	2800	2.6
28/11/2008	Influente	6.99	18	4630	18.3	2700	2.5
	Efluente	3.53	21	4870	20.1	2820	2.6
01/12/2008	Influente	6.48	21.4	4740	20	2750	2.5
	Efluente	3.51	20.9	5040	21.4	2920	2.7
03/12/2008	Influente	6.52	20	4690	20.1	2735	2.5
	Efluente	3.38	20.5	5120	21	2970	2.7
08/12/2008	Influente	5	17.9	5895	19.2	3445	3.2
	Efluente	3.34	21.2	5825	19.6	3380	3.1

REACTOR ARP1							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
10/12/2008	Influente	4.92	21.2	5850	19.7	3410	3.2
	Efluente	3.45	22.2	6140	21.4	3560	3.3
12/12/2008	Influente	4.33	20.4	5960	19.8	3475	3.3
	Efluente	3.38	19.6	6225	19.7	3620	3.4
15/12/2008	Influente	5.27	16.5	5925	15.2	3440	3.2
	Efluente	3.4	21.6	6440	20.7	3740	3.5
17/12/2008	Influente	5.59	19.2	5975	16.6	3470	3.2
	Efluente	3.6	21.1	6615	20.4	3830	3.6

ARP1: reactor con planta y agua de reproceso de la empresa minera

REACTOR ARP2							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
07/11/2008	Influente	6.73	20	3480	21.9	2020	1.8
	Efluente	4.1	24.3	3170	23.3	1841	1.7
10/11/2008	Influente	6.91	20	3460	20	2010	1.8
	Efluente	4.97	24.3	3190	23.3	1851	1.7
12/11/2008	Influente	6.98	23.9	3450	22.6	2000	1.8
	Efluente	4.47	25	3420	22.7	1983	1.8
14/11/2008	Influente	7	25	3465	21.7	2020	1.8
	Efluente	4.5	22	3590	22.5	2080	1.9
17/11/2008	Influente	7.08	20.4	3470	21.8	2010	1.8
	Efluente	4.53	22.1	3640	20.8	2110	1.9
19/11/2008	Influente	6.88	21.4	3460	18.7	2025	1.8
	Efluente	3.7	18.6	3820	19.1	2210	2
21/11/2008	Influente	6.4	16.1	4755	18.6	2760	2.5
	Efluente	3.6	18.6	4460	18.4	2580	2.4
24/11/2008	Influente	6.9	21.1	4740	19.9	2750	2.5
	Efluente	3.93	20.5	4845	19.9	2810	2.6
26/11/2008	Influente	6.77	20.4	4865	19.9	2820	2.6
	Efluente	3.75	19.1	4840	19.2	2800	2.6
28/11/2008	Influente	6.99	18	4630	18.3	2700	2.5
	Efluente	3.73	21.6	4875	20.3	2820	2.6
01/12/2008	Influente	6.48	21.4	4740	20	2750	2.5
	Efluente	3.77	20.9	5025	21.4	2910	2.7
03/12/2008	Influente	6.52	20	4690	20.1	2735	2.5
	Efluente	3.65	21.1	5040	21	2915	2.7
08/12/2008	Influente	5	17.9	5895	19.2	3445	3.2
	Efluente	3.51	21.1	5830	19.5	3390	3.2

REACTOR ARP2							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
10/12/2008	Influente	4.92	21.2	5850	19.7	3410	3.2
	Efluente	3.12	22.4	6340	21.8	3670	3.4
12/12/2008	Influente	4.33	20.4	5960	19.8	3475	3.3
	Efluente	3.32	19.5	6385	19.4	3705	3.5
15/12/2008	Influente	5.27	16.5	5925	15.2	3440	3.2
	Efluente	3.72	21.6	6365	20.9	3700	3.5
17/12/2008	Influente	5.59	19.2	5975	16.6	3470	3.2
	Efluente	3.65	21.2	6415	20.4	3720	3.5

ARP2: reactor con planta y agua de reproceso de la empresa minera

REACTOR ARSP1							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
07/11/2008	Influente	6.73	20	3480	21.9	2020	1.8
	Efluente	3.57	24.2	3230	23.1	1854	1.7
10/11/2008	Influente	6.91	20	3460	20	2010	1.8
	Efluente	6.27	24.2	3215	23.1	1864	1.7
12/11/2008	Influente	6.98	23.9	3450	22.6	2000	1.8
	Efluente	5.38	25	3515	23.1	2040	1.8
14/11/2008	Influente	7	25	3465	21.7	2020	1.8
	Efluente	5	21.7	3580	22.5	2080	1.9
17/11/2008	Influente	7.08	20.4	3470	21.8	2010	1.8
	Efluente	4.21	21.7	3620	21.2	2100	1.9
19/11/2008	Influente	6.88	21.4	3460	18.7	2025	1.8
	Efluente	4.04	19	3710	19.1	2150	2
21/11/2008	Influente	6.4	16.1	4755	18.6	2760	2.5
	Efluente	3.37	18.6	4560	18.6	2640	2.4
24/11/2008	Influente	6.9	21.1	4740	19.9	2750	2.5
	Efluente	3.93	20.4	4785	20	2780	2.6
26/11/2008	Influente	6.77	20.4	4865	19.9	2820	2.6
	Efluente	3.74	19	4825	19.2	2790	2.6
28/11/2008	Influente	6.99	18	4630	18.3	2700	2.5
	Efluente	3.12	21.5	5110	20.4	2970	2.7
01/12/2008	Influente	6.48	21.4	4740	20	2750	2.5
	Efluente	3.41	21.3	5105	21.6	2960	2.7
03/12/2008	Influente	6.52	20	4690	20.1	2735	2.5
	Efluente	3.43	19.9	5115	20.8	2960	2.7
08/12/2008	Influente	5	17.9	5895	19.2	3445	3.2
	Efluente	3.38	21.4	5855	20.6	3400	3.2

REACTOR ARSP1							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
10/12/2008	Influente	4.92	21.2	5850	19.7	3410	3.2
	Efluente	3.27	22.1	6225	21.1	3620	3.4
12/12/2008	Influente	4.33	20.4	5960	19.8	3475	3.3
	Efluente	3.15	19.2	6380	19.3	3700	3.5
15/12/2008	Influente	5.27	16.5	5925	15.2	3440	3.2
	Efluente	3.35	21.8	6495	20.7	3770	3.5
17/12/2008	Influente	5.59	19.2	5975	16.6	3470	3.2
	Efluente	3.32	21.1	6585	20.2	3820	3.6

ARSP1: reactor sin planta y agua reproceso de la empresa minera

REACTOR ARSP2							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
07/11/2008	Influente	6.73	20	3480	21.9	2020	1.8
	Efluente	3.58	24.2	3210	23.3	1863	1.7
10/11/2008	Influente	6.91	20	3460	20	2010	1.8
	Efluente	4.5	24.2	3230	23.3	1871	1.7
12/11/2008	Influente	6.98	23.9	3450	22.6	2000	1.8
	Efluente	3.75	25	3430	23	1986	1.8
14/11/2008	Influente	7	25	3465	21.7	2020	1.8
	Efluente	4.46	21.9	3570	22.7	2075	1.9
17/11/2008	Influente	7.08	20.4	3470	21.8	2010	1.8
	Efluente	4.27	21.9	3615	20.1	2100	1.9
19/11/2008	Influente	6.88	21.4	3460	18.7	2025	1.8
	Efluente	4.25	18.7	3680	19	2130	1.9
21/11/2008	Influente	6.4	16.1	4755	18.6	2760	2.5
	Efluente	3.95	18.8	4400	18.4	2550	2.3
24/11/2008	Influente	6.9	21.1	4740	19.9	2750	2.5
	Efluente	3.89	20.5	4815	20.1	2790	2.6
26/11/2008	Influente	6.77	20.4	4865	19.9	2820	2.6
	Efluente	3.86	18.9	4775	19.2	2770	2.5
28/11/2008	Influente	6.99	18	4630	18.3	2700	2.5
	Efluente	3.53	21.5	4830	20.2	2800	2.6
01/12/2008	Influente	6.48	21.4	4740	20	2750	2.5
	Efluente	3.83	21.3	4940	21.2	2860	2.6
03/12/2008	Influente	6.52	20	4690	20.1	2735	2.5
	Efluente	3.54	20.8	5015	20	2900	2.7
08/12/2008	Influente	5	17.9	5895	19.2	3445	3.2
	Efluente	3.29	21.2	5790	19.8	3370	3.1

REACTOR ARSP2							
Fecha		pH	T(°C)	CE(mS/cm)	T(°C)	SDT (mg/L)	Salinidad (ppt)
10/12/2008	Influente	4.92	21.2	5850	19.7	3410	3.2
	Efluente	3.37	22.3	6155	21.6	3570	3.3
12/12/2008	Influente	4.33	20.4	5960	19.8	3475	3.3
	Efluente	3.26	18.8	6370	19.5	3690	3.5
15/12/2008	Influente	5.27	16.5	5925	15.2	3440	3.2
	Efluente	3.6	21.6	6250	20.8	3620	3.4
17/12/2008	Influente	5.59	19.2	5975	16.6	3470	3.2
	Efluente	3.51	20.8	6350	20.5	3695	3.5

ARSP2: reactor sin planta y agua de reproceso de la empresa minera

AIIX. DQO_{soluble}

DQO _{soluble} (mg/L)									
Fecha		SMP1	%Rem.	SMP2	%Rem.	SMSP1	%Rem.	SMSP2	%Rem.
07/11/2008	Influente	57.5		57.5		57.5		57.5	
	Efluente	15.91	72.33	10.71	81.37	38.44	33.15	41.91	27.11
10/11/2008	Efluente	7.24	87.41	10.71	81.37	40.17	30.14	43.64	24.10
12/11/2008	Efluente	10.71	81.37	14.18	75.34	43.64	24.10	36.71	36.16
14/11/2008	Efluente	12.44	78.34	15.91	72.33	50.57	12.05	43.64	24.10
17/11/2008	Influente	62.7		62.7		62.7		62.7	
	Efluente	22.84	63.57	15.91	74.63	33.24	46.99	40.17	35.93
19/11/2008	Efluente	29.77	52.52	29.77	52.52	36.71	41.45	43.64	30.40
21/11/2008	Efluente	15.91	74.63	8.97	85.69	43.64	30.40	36.71	41.45
24/11/2008	Efluente	8.98	85.68	12.44	80.16	45.37	27.64	47.1	24.88
26/11/2008	Efluente	19.37	69.11	24.57	60.81	43.64	30.40	41.91	33.16
28/11/2008	Efluente	22.84	63.57	26.31	58.04	50.57	19.35	57.5	8.29
	Influente	62.7		62.7		62.7		62.7	
01/12/2008	Efluente	8.98	85.68	7.24	88.45	26.31	58.04	22.84	63.57
03/12/2008	Efluente	8.98	85.68	5.51	91.21	29.77	52.52	26.31	58.04
08/12/2008	Efluente	10.71	82.92	12.44	80.16	17.64	71.84	19.37	69.11
	Influente	62.7		62.7		62.7		62.7	
10/12/2008	Efluente	8.98	85.68	12.44	80.16	50.57	19.35	48.84	22.11
12/12/2008	Influente	66.17		66.17		66.17		66.17	
	Efluente	19.37	70.73	22.84	65.48	47.1	28.82	50.57	23.58
15/12/2008	Efluente	10.71	83.81	14.18	78.57	21.11	68.10	19.37	70.73
17/12/2008	Efluente	8.98	86.43	5.51	91.67	26.31	60.24	22.84	65.48

SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; SMSP1 Y SMSP2: reactores sin planta y solución nutritiva

Fecha		DQO _{soluble} (mg/L)							
		ARP1	%Rem.	ARP2	%Rem.	ARSP1	%Rem.	ARSP2	%Rem.
07/11/2008	Influyente	267.21		267.21		267.21		267.21	
	Efluente	111.23	58.37	104.3	60.97	218.68	18.16	218.68	18.16
10/11/2008	Influyente	274.14		274.14		274.14		274.14	
	Efluente	112.96	58.79	116.43	57.53	199.62	27.18	213.48	22.13
12/11/2008	Influyente	282.81		282.81		282.81		282.81	
	Efluente	126.83	55.15	119.89	57.61	178.82	36.77	182.29	35.54
14/11/2008	Influyente	284.54		284.54		284.54		284.54	
	Efluente	147.62	48.12	140.69	50.56	164.96	42.03	170.15	40.20
17/11/2008	Influyente	244.68		244.68		244.68		244.68	
	Efluente	161.49	34.00	154.56	36.83	227.35	7.08	225.61	7.79
19/11/2008	Influyente	308.8		308.8		308.8		308.8	
	Efluente	147.62	52.20	144.16	53.32	185.75	39.85	192.68	37.60
21/11/2008	Influyente	314		314		314		314	
	Efluente	178.82	43.05	171.89	45.26	258.54	17.66	251.61	19.87
24/11/2008	Efluente	185.75	40.84	184.02	41.39	244.68	22.08	241.21	23.18
26/11/2008	Influyente	281.07		281.07		281.07		281.07	
	Efluente	180.55	35.76	185.75	33.91	199.62	28.98	208.28	25.90
28/11/2008	Influyente	307.07		307.07		307.07		307.07	
	Efluente	170.15	44.59	164.96	46.28	213.48	30.48	210.02	31.61
01/12/2008	Influyente	284.54		284.54		284.54		284.54	
	Efluente	144.16	49.34	154.56	45.68	189.22	33.50	182.29	35.94
03/12/2008	Influyente	338.27		338.27		338.27		338.27	
	Efluente	170.15	49.70	175.35	48.16	267.21	21.01	275.87	18.45
08/12/2008	Influyente	345.2		345.2		348.66		348.66	
	Efluente	189.22	45.19	185.75	46.19	204.82	41.26	206.55	40.76
10/12/2008	Influyente	348.66		348.66		348.66		348.66	
	Efluente	213.48	38.77	216.95	37.78	242.94	30.32	244.68	29.82
12/12/2008	Influyente	334.8		334.8		334.8		334.8	
	Efluente	185.75	44.52	192.68	42.45	215.22	35.72	218.68	34.68
15/12/2008	Influyente	336.58		336.58		336.58		336.58	
	Efluente	222.15	34.00	218.68	35.03	272.41	19.07	265.48	21.12
17/12/2008	Influyente	350.4		350.4		350.4		350.4	
	Efluente	244.68	30.17	246.41	29.68	258.54	26.22	267.21	23.74

ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera; ARSP1 y ARSP2: reactores sin planta y agua de reproceso de la empresa minera

III.XI. Concentración de sulfatos

SULFATOS (mg SO ₄ ⁻² /L)									
Fecha		SMP1	%Rem.	SMP2	%Rem.	SMSP1	%Rem.	SMSP2	%Rem.
07/11/2008	Influyente	450.74		450.74		450.74		450.74	
	Efluente	384.38	14.72	406.5	9.82	362.26	19.63	373.32	17.18
10/11/2008	Efluente	340.14	24.54	362.26	19.63	384.38	14.72	362.26	19.63
12/11/2008	Influyente	450.74		450.74		450.74		450.74	
	Efluente	395.44	12.27	384.38	14.72	362.26	19.63	373.32	17.18
14/11/2008	Efluente	362.26	19.63	340.14	24.54	351.2	22.08	340.14	24.54
17/11/2008	Influyente	472.86		472.86		472.86		472.86	
	Efluente	329.08	30.41	373.32	21.05	395.44	16.37	351.2	25.73
19/11/2008	Efluente	373.32	21.05	351.2	25.73	362.26	23.39	351.2	25.73
21/11/2008	Efluente	428.62	9.36	406.5	14.03	395.44	16.37	417.56	11.69
24/11/2008	Efluente	395.44	16.37	373.32	21.05	428.62	9.36	417.56	11.69
26/11/2008	Efluente	384.38	18.71	406.5	14.03	417.56	11.69	362.26	23.39
28/11/2008	Efluente	450.76	4.67	428.62	9.36	395.44	16.37	395.44	16.37
01/12/2008	Efluente	417.56	11.69	373.32	21.05	454.98	3.78	417.56	11.69
03/12/2008	Efluente	384.38	18.71	373.32	21.05	395.44	16.37	384.38	18.71
08/12/2008	Efluente	384.38	18.71	383.38	18.92	452.86	4.23	450.74	4.68
10/12/2008	Efluente	373.32	21.05	373.32	21.05	450.74	4.68	456.86	3.38
12/12/2008	Influyente	428.62		428.62		428.62		428.62	
	Efluente	340.14	20.64	362.26	15.48	351.2	18.06	351.2	18.06
15/12/2008	Efluente	373.32	12.90	362.26	15.48	428.26	0.08	417.56	2.58
17/12/2008	Efluente	362.26	15.48	340.14	28.07	398.62	7.00	389.68	9.08

SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; SMSP1 Y SMSP2: reactores sin planta y solución nutritiva

SULFATOS (mg SO ₄ ⁻² /L)									
Fecha		ARP1	%Rem.	ARP2	%Rem.	ARSP1	%Rem.	ARSP2	%Rem.
07/11/2008	Influyente	1390.84		1390.84		1390.84		1390.84	
	Efluente	594.52	57.25	528.16	62.03	760.42	45.33	804.66	42.15
10/11/2008	Influyente	1534.02		1534.02		1534.02		1534.02	
	Efluente	638.76	58.36	771.48	49.71	815.72	46.82	727.24	52.59
12/11/2008	Influyente	1578.86		1578.86		1578.86		1578.86	
	Efluente	826.78	47.63	815.72	48.33	893.14	43.43	871.02	44.83
14/11/2008	Influyente	1744.76		1744.76		1744.76		1744.76	
	Efluente	1567.8	10.14	1512.5	13.31	1014.8	41.84	1125.4	35.50
17/11/2008	Influyente	1689.46		1689.46		1689.46		1689.46	
	Efluente	1103.28	34.70	1025.86	39.28	1047.98	37.97	1114.32	34.04

SULFATOS (mg SO ₄ ²⁻ /L)									
19/11/2008	Influente	2507.9		2507.9		2507.9		2507.9	
Fecha		ARP1	%Rem.	ARP2	%Rem.	ARSP1	%Rem.	ARSP2	%Rem.
	Efluente	1224.94	51.16	1136.46	54.68	1036.92	58.65	1169.64	53.36
21/11/2008	Influente	2872.88		2872.88		2872.88		2872.88	
	Efluente	1457.2	49.28	1390.84	51.59	1656.28	42.35	1700.52	40.81
24/11/2008	Influente	2895		2895		2895		2895	
	Efluente	1490.38	48.52	1943.84	32.86	2729.1	5.73	2751.22	4.97
26/11/2008	Influente	3337.4		3337.4		3337.4		3337.4	
	Efluente	2353.06	29.49	2375.18	28.83	2629.56	21.21	2574.26	22.87
28/11/2008	Influente	3459.06		3459.06		3459.06		3459.06	
	Efluente	1744.76	49.56	1689.46	51.16	2076.56	39.97	2021.26	41.57
01/12/2008	Influente	3558.6		3558.6		3558.6		3558.6	
	Efluente	2176.1	38.85	2242.46	36.98	2574.26	27.66	2552.14	28.28
03/12/2008	Influente	3989.94		3989.94		3989.94		3989.94	
	Efluente	2651.68	33.54	2574.26	35.48	2817.58	29.38	2795.46	29.94
08/12/2008	Influente	4056.3		4056.3		4056.3		4056.3	
	Efluente	2861.82	29.45	2795.46	31.08	3005.6	25.90	3038.78	25.08
10/12/2008	Influente	4122.66		4122.66		4122.66		4122.66	
	Efluente	2353.06	42.92	2330.94	43.46	2972.42	27.90	2895	29.78
12/12/2008	Influente	4189.02		4189.02		4189.02		4189.02	
	Efluente	1567.8	62.57	1600.98	61.78	2828.64	32.47	2673.8	36.17
15/12/2008	Influente	4211.14		4211.14		4211.14		4211.14	
	Efluente	2574.26	38.87	2607.44	38.08	3027.72	28.10	3160.44	24.95
17/12/2008	Influente	4266.44		4266.44		4266.44		4266.44	
	Efluente	2530.02	40.70	2485.78	41.74	3027.72	29.03	3083.02	27.74

ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera; ARSP1 y ARSP2: reactores sin planta y agua de reproceso de la empresa minera

III. XII. Concentraciones de Cd y Zn solubles

Cd soluble					
Fecha		ARP1	ARP2	ARSP1	ARSP2
07/11/2008	Influente	0.147	0.147	0.147	0.147
	Efluente	0.046	0.054	0.097	0.089
10/11/2008	Influente	0.185	0.185	0.185	0.185
	Efluente	0.061	0.065	0.096	0.103
12/11/2008	Influente	0.245	0.245	0.245	0.245
	Efluente	0.023	0.024	0.056	0.063
14/11/2008	Influente	0.26	0.26	0.26	0.26

Cd soluble					
	Efluente	0.025	0.029	0.033	0.036
17/11/2008	Influente	0.214	0.214	0.214	0.214
Fecha		ARP1	ARP2	ARSP1	ARSP2
	Efluente	0.028	0.023	0.108	0.109
19/11/2008	Influente	0.216	0.216	0.216	0.216
	Efluente	0.021	0.02	0.107	0.097
21/11/2008	Influente	0.242	0.242	0.242	0.242
	Efluente	0.024	0.017	0.147	0.11
24/11/2008	Influente	0.201	0.201	0.201	0.201
	Efluente	0.021	0.017	0.123	0.129
26/11/2008	Influente	0.195	0.195	0.195	0.195
	Efluente	0.021	0.018	0.112	0.105
28/11/2008	Influente	0.117	0.117	0.117	0.117
	Efluente	0.018	0.015	0.083	0.07
01/12/2008	Influente	0.287	0.287	0.287	0.287
	Efluente	0.029	0.033	0.229	0.233
03/12/2008	Influente	0.302	0.302	0.302	0.302
	Efluente	0.029	0.028	0.288	0.292
08/12/2008	Influente	0.318	0.318	0.318	0.318
	Efluente	0.032	0.053	0.235	0.228
10/12/2008	Influente	0.359	0.359	0.359	0.359
	Efluente	0.036	0.032	0.248	0.276
12/12/2008	Influente	0.319	0.319	0.319	0.319
	Efluente	0.036	0.039	0.256	0.245
15/12/2008	Influente	0.399	0.399	0.399	0.399
	Efluente	0.044	0.043	0.248	0.257
17/12/2008	Influente	0.387	0.387	0.387	0.387
	Efluente	0.051	0.046	0.346	0.328

Donde: ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso; ARSP1 y ARSP2: reactores sin planta y agua de reproceso de la empresa minera

Zn soluble									
Fecha		SMP1	SMP2	SMSP1	SMSP2	ARP1	ARP2	ARSP1	ARSP2
07/11/2008	Influente	0.243	0.243	0.243	0.243	11.86	11.86	11.86	11.86
	Efluente	0.053	0.05	0.082	0.092	5.27	2.54	9.53	8.98
10/11/2008	Influente	0.243	0.243	0.243	0.243	13.72	13.72	13.72	13.72
	Efluente	0.074	0.071	0.102	0.112	9.46	10.98	12.05	12.29
12/11/2008	Influente	0.243	0.243	0.243	0.243	10.3	10.3	10.3	10.3
	Efluente	0.008	0.006	0.056	0.078	5.81	6.71	7.1	7.32
14/11/2008	Influente	0.243	0.243	0.243	0.243	11.75	11.75	11.75	11.75
	Efluente	0.004	0.004	0.094	0.098	5.04	1.75	7.94	7.24
17/11/2008	Influente	0.243	0.243	0.243	0.243	11.59	11.59	11.59	11.59
	Efluente	0.023	0.04	0.086	0.096	2.73	2.67	8.11	8.07
19/11/2008	Influente	0.243	0.243	0.243	0.243	12.91	12.91	12.91	12.91

		Zn soluble							
	Efluente	0.039	0.042	0.108	0.103	3.07	1.08	8.54	9.791
21/11/2008	Influente	0.243	0.243	0.243	0.243	14.96	14.96	14.96	14.96
Fecha		SMP1	SMP2	SMSP1	SMSP2	ARP1	ARP2	ARSP1	ARSP2
	Efluente	0.114	0.148	0.207	0.216	3.64	2.19	7.49	6.69
24/11/2008	Influente	0.243	0.243	0.243	0.243	17.21	17.21	17.21	17.21
	Efluente	0.148	0.147	0.198	0.215	5.41	2.75	15.37	15.69
26/11/2008	Influente	0.243	0.243	0.243	0.243	15.71	15.71	15.71	15.71
	Efluente	0.151	0.162	0.17	0.154	5.49	3.7	8.28	6.52
28/11/2008	Influente	1.189	1.189	1.189	1.189	18.32	18.32	18.32	18.32
	Efluente	0.329	0.276	0.362	0.45	2.68	1.32	13.92	12.84
01/12/2008	Influente	1.189	1.189	1.189	1.189	11.85	11.85	11.85	11.85
	Efluente	0.641	0.727	0.765	0.82	2.567	2.572	2.757	4.6
03/12/2008	Influente	1.189	1.189	1.189	1.189	21.45	21.45	21.45	21.45
	Efluente	0.736	0.653	0.754	0.873	2.479	2.135	12.499	13.181
08/12/2008	Influente	1.189	1.189	1.189	1.189	23.999	23.999	23.999	23.999
	Efluente	0.985	0.809	1.066	1.056	3.854	3.567	10.231	16.939
10/12/2008	Influente	1.189	1.189	1.189	1.189	35	35	35	35
	Efluente	0.139	0.129	0.853	0.876	9.486	7.686	18.386	14.064
12/12/2008	Influente	1.189	1.189	1.189	1.189	27.444	27.444	27.444	27.444
	Efluente	0.199	0.211	0.707	0.809	3.795	3.818	12.133	10.288
15/12/2008	Influente	1.189	1.189	1.189	1.189	24.197	24.197	24.197	24.197
	Efluente	0.13	0.13	0.243	0.252	8.494	7.046	12.924	19.43
17/12/2008	Influente	1.189	1.189	1.189	1.189	37.193	37.193	37.193	37.193
	Efluente	0.199	0.212	0.252	0.243	4.244	3.805	28.141	27.224

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; SMSP1 y SMSP2: reactores sin planta y solución nutritiva; ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso; ARSP1 y ARSP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera

AII. XIII. Concentraciones de Cd y Zn totales

		Cd total			
Fecha		ARP1	ARP2	ARSP1	ARSP2
07/11/2008	Influente	0.158	0.158	0.158	0.158
	Efluente	0.024	0.017	0.144	0.138
10/11/2008	Influente	0.164	0.164	0.164	0.164
	Efluente	0.027	0.03	0.079	0.075
12/11/2008	Influente	0.154	0.154	0.154	0.154
	Efluente	0.028	0.026	0.098	0.103
14/11/2008	Influente	0.156	0.156	0.156	0.156
	Efluente	0.046	0.037	0.104	0.072
17/11/2008	Influente	0.189	0.189	0.189	0.189
	Efluente	0.086	0.075	0.106	0.109
19/11/2008	Influente	0.209	0.209	0.209	0.209

Cd total					
	Efluente	0.036	0.033	0.146	0.141
21/11/2008	Influente	0.209	0.209	0.209	0.209
Fecha		ARP1	ARP2	ARSP1	ARSP2
	Efluente	0.058	0.055	0.109	0.101
24/11/2008	Influente	0.238	0.238	0.238	0.238
	Efluente	0.018	0.023	0.091	0.084
26/11/2008	Influente	0.236	0.236	0.236	0.236
	Efluente	0.032	0.02	0.126	0.135
28/11/2008	Influente	0.239	0.239	0.239	0.239
	Efluente	0.034	0.028	0.156	0.151
01/12/2008	Influente	0.229	0.299	0.299	0.299
	Efluente	0.055	0.061	0.114	0.124
03/12/2008	Influente	0.279	0.279	0.279	0.279
	Efluente	0.028	0.015	0.241	0.255
08/12/2008	Influente	0.277	0.277	0.277	0.277
	Efluente	0.055	0.057	0.132	0.152
10/12/2008	Influente	0.278	0.278	0.278	0.278
	Efluente	0.001	0.001	0.215	0.235
12/12/2008	Influente	0.276	0.276	0.276	0.276
	Efluente	0.144	0.185	0.198	0.197
15/12/2008	Influente	0.303	0.303	0.303	0.303
	Efluente	0.03	0.02	0.217	0.227
17/12/2008	Influente	0.289	0.289	0.289	0.289
	Efluente	0.033	0.034	0.203	0.208

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; SMSP1 y SMSP2: reactores sin planta y solución nutritiva; ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso; ARSP1 y ARSP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera.

Zn total									
Fecha		SMP1	SMP2	SMSP1	SMSP2	ARP1	ARP2	ARSP1	ARSP2
07/11/2008	Influente	0.3	0.3	0.3	0.3	20	20	20	20
	Efluente	0.206	0.183	0.283	0.245	11.014	8.264	12.32	10.324
10/11/2008	Influente	0.3	0.3	0.3	0.3	21.119	21.119	21.119	21.119
	Efluente	0.171	0.173	0.221	0.228	6.53	3.764	16.307	13.68
12/11/2008	Influente	0.3	0.3	0.3	0.3	21.804	21.804	21.804	21.804
	Efluente	0.128	0.105	0.234	0.245	6.315	3.02	15.03	16.78
14/11/2008	Influente	0.3	0.3	0.3	0.3	18.582	18.582	18.582	18.582
	Efluente	0.021	0.028	0.164	0.196	4.934	7.87	10.856	12.394
17/11/2008	Influente	0.189	0.189	0.189	0.189	16.97	16.97	16.97	16.97
	Efluente	0.062	0.076	0.169	0.171	5.867	6.79	10.211	9.318
19/11/2008	Influente	0.189	0.189	0.189	0.189	26.774	26.774	26.774	26.774
	Efluente	0.117	0.118	0.176	0.183	10.854	9.044	14.024	18.76
21/11/2008	Influente	0.189	0.189	0.189	0.189	22.884	22.884	22.884	22.884
	Efluente	0.072	0.078	0.139	0.147	2.021	1.257	17.724	13.076

		Zn total							
24/11/2008	Influente	0.189	0.189	0.189	0.189	22.775	22.775	22.775	22.775
	Efluente	0.056	0.054	0.119	0.115	18.276	17.374	20.33	19.08
Fecha		SMP1	SMP2	SMSP1	SMSP2	ARP1	ARP2	ARSP1	ARSP2
26/11/2008	Influente	0.4	0.4	0.4	0.4	25	25	25	25
	Efluente	0.079	0.098	0.267	0.269	13.094	15.836	19.435	20.029
28/11/2008	Influente	0.4	0.4	0.4	0.4	26.483	26.483	26.483	26.483
	Efluente	0.169	0.154	0.283	0.268	7.614	9.224	20.054	19.974
01/12/2008	Influente	0.4	0.4	0.4	0.4	26.563	26.563	26.563	26.563
	Efluente	0.162	0.155	0.362	0.355	0.821	1.167	18.306	15.24
03/12/2008	Influente	0.4	0.4	0.4	0.4	30	30	30	30
	Efluente	0.097	0.059	0.2	0.219	1.832	0.183	21.915	27.484
08/12/2008	Influente	0.4	0.4	0.4	0.4	30.264	30.264	30.264	30.264
	Efluente	0.148	0.175	0.327	0.325	0.194	0.196	19.819	18.145
10/12/2008	Influente	0.4	0.4	0.4	0.4	30.364	30.364	30.364	30.364
	Efluente	0.035	0.04	0.187	0.177	4.214	3.456	12.794	16.964
12/12/2008	Influente	0.4	0.4	0.4	0.4	30.894	30.894	30.894	30.894
	Efluente	0.022	0.032	0.231	0.242	16.517	13.004	20.074	20.004
15/12/2008	Influente	0.4	0.4	0.4	0.4	33.494	33.494	33.494	33.494
	Efluente	0.066	0.063	0.313	0.314	11.084	12.495	23.384	24.164
17/12/2008	Influente	0.4	0.4	0.4	0.4	35	35	35	35
	Efluente	0.054	0.066	0.164	0.173	12.364	9.004	21.357	22.374

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; SMSP1 y SMSP2: reactores sin planta y solución nutritiva; ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso; ARSP1 y ARSP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera

ANÁLISIS DEL MATERIAL VEGETAL

AII. XIV. Masa fresca, masa seca y porcentaje de humedad de las hidrofitas

Parte aérea:

Muestra	Masa Fresca (g)	Masa Seca (g)	% Humedad
SMP1	5.1	0.56	89.24
SMP2	2.9	0.39	86.52
MP1 y ARP1	3.26	0.3	89.56
MP2 y ARP2	4.84	0.62	86.99

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; MP1 y MP2: reactores con planta y lixiviados; ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera

Zona radicular:

Muestra	Masa fresca (g)	Masa seca (g)	%Humedad
SMP1	41.03	4.12	89.95
SMP2	5.01	0.56	88.81
MP1 y ARP1	78.76	20.67	73.76
MP2 y ARP2	157.37	18.26	88.4

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; MP1 y MP2: reactores con planta y lixiviados; ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera

III. XV. Concentración de metales en la parte aérea y parte radicular de las hidrofitas

Parte aérea:

Muestra	Zn (mg/g b.s.)	% Zn	Cd (mg/g b.s.)	%Cd
SMP1	0.1229	0.012	0	0
SMP2	0.2604	0.026	0	0
ARP1	0.7583	0.076	0.0058	0.00058
ARP2	0.3484	0.035	0.0027	0.00027

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; MP1 y MP2: reactores con planta y lixiviados; ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera

Zona radicular:

Muestra	Zn (mg/g b.s.)	% Zn	Cd (mg/g b.s.)	%Cd
SMP1	0.0456	0.005	0	0
SMP2	0.2307	0.023	0	0
ARP1	0.0597	0.006	0.00096	9.55E-05
ARP2	0.07	0.007	0.00251	0.00025

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; ARP1 y ARP2: reactores con planta y agua de reproceso de la empresa minera

III. XVI. Pérdidas por evapotranspiración

Fecha	REACTOR	SMP2	SMP1	SMSP1	SMSP2	MP2 Y ARP2	MP1 Y ARP1	MSP1 Y ARSP1	MSP2 Y ARSP2
10/09/08	Influente	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500
	Efluente	2400	2350	2060	2250	2400	2230	2500	2420
	Pérdida por evap.	100	150	440	250	100	270	0	80
12/09/08	Influente	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500
	Efluente	2150	2150	2350	2250	2300	2300	2300	2300
	Pérdida por evap.	350	350	150	250	200	200	200	200
15/09/08	Influente	2500	2500	2500	2500	2000	2000	2000	2000
	Efluente	2300	2000	2400	2100	1750	1700	1650	1550
	Pérdida por evap.	200	500	100	400	250	300	350	450
19/09/08	Influente	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500
	Efluente	2275	2175	2325	2375	2275	2175	2425	2175
	Pérdida por evap.	225	325	175	125	225	325	75	325
24/09/08	Influente	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500
	Efluente	2150	2150	2350	2300	2150	2150	2250	2250
	Pérdida por evap.	350	350	150	200	350	350	250	250
PROMEDIO PÉRDIDAS POR EVAPOTRANSPIRACIÓN (mL)		245	335	203	245	225	289	175	261

PROMEDIO GENERAL

247.25 mL

AII. XVII. Variación entre mediciones de pOR con potenciómetro comercial y tarjeta de adquisición de datos

No. Electrodo	Medición con potenciómetro comercial (mV)	Medición con tarjeta de adquisición de datos (mV)	Desv. Est.
1	220.1	216	2.89
2	210.6	209	1.13
3	227.6	226	1.13
4	219.3	212	5.16
5	219.9	213	4.88
6	220.1	219	0.78
7	221.5	220	1.06
8	222.8	215	5.52

ANEXO III

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para el análisis de los resultados obtenidos se empleó un paquete Statgraphics Plus 5.1. El análisis seleccionado fue de tipo multifactorial considerando tres factores cualitativos: la presencia de planta (con dos niveles, con y sin planta), metal (también considerando dos niveles de este factor, con metal y sin metal) y por último el tiempo de avance de la experimentación. Las variables de respuesta consideradas fueron: pH, CE, pOR, % de remoción de sulfatos, % de remoción de cadmio (soluble y total) y % de remoción de Zn (soluble y total). El análisis se realizó para un intervalo de confianza del 95%.

A continuación se muestran las tablas del análisis de variancia (ANDEVA) y los gráficos de medias para cada una de las variables de respuesta consideradas.

Para la etapa de adaptación de los sistemas en donde se dosificó una mezcla de lixiviados (30%) y solución nutritiva (70%), únicamente se muestran las tablas y gráficos del análisis realizado a la variable % remoción de Cd (soluble y total) y % remoción de Zn (soluble y total), por ser las variables de mayor interés.

% de Remoción de Cd_{soluble}:

```

Analysis of Variance for Remoción de Cd - Type III Sums of
-----
Source                Sum of Squares          Df      Mean Square
-----
MAIN EFFECTS
A:Presencia de pla      427.998                1        427.998
B:Metal                 61479.6                1        61479.6
C:Tiempo                31203.0                9         3467.0

INTERACTIONS
AB                      427.998                1        427.998
AC                      261.113                9         29.0125
BC                      31203.0                9         3467.0

RESIDUAL                769.288                49        15.6998
-----
TOTAL (CORRECTED)      125772.0                79
-----
All F-ratios are based on the residual mean square error.

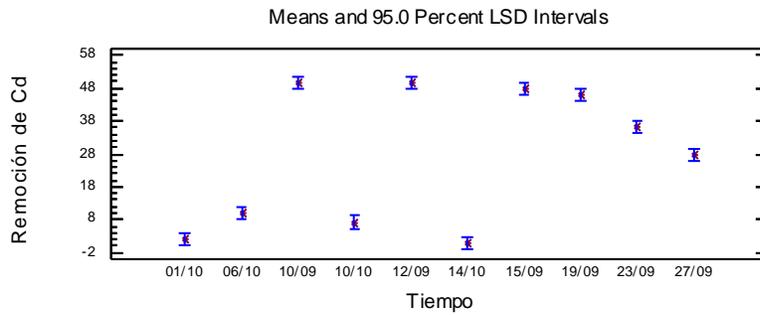
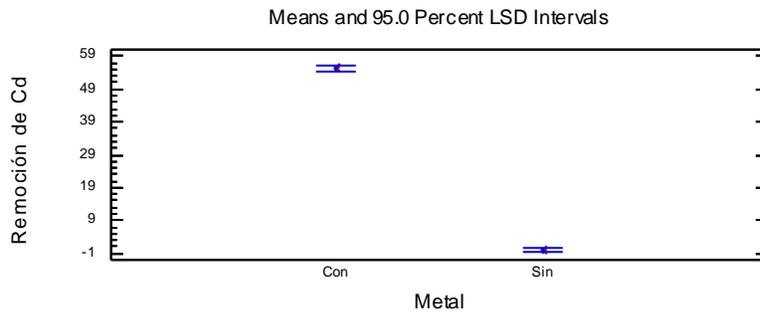
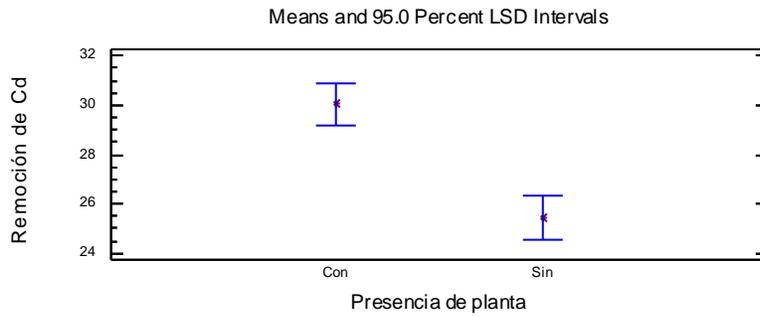
```

The StatAdvisor

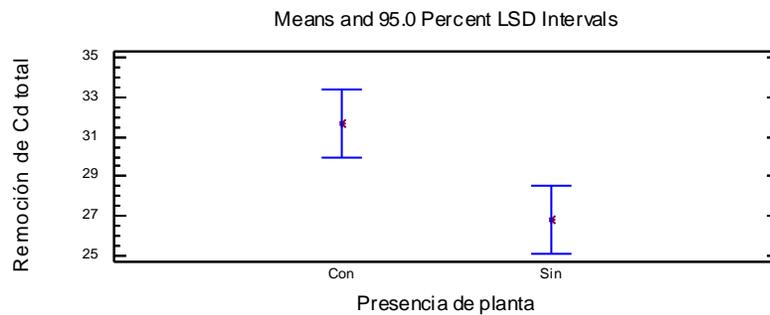
```

-----
The ANOVA table decomposes the variability of Remoción de Cd into
contributions due to various factors. Since Type III sums of squares
(the default) have been chosen, the contribution of each factor is
measured having removed the effects of all other factors. The
P-values test the statistical significance of each of the factors.
Since 5 P-values are less than 0.05, these factors have a statistically
significant effect on Remoción de Cd at the 0.05 confidence level.

```



% de Remoción de Cd_{total}:



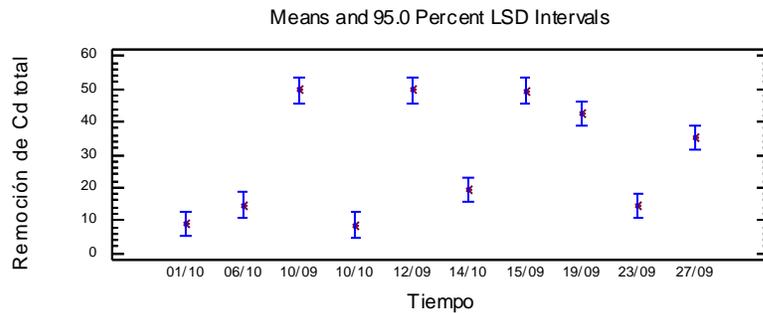
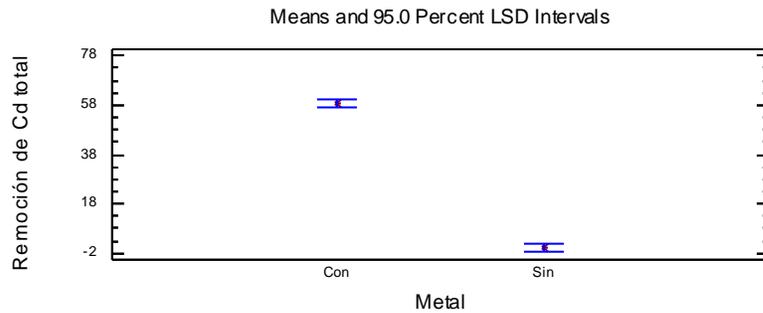
Analysis of Variance for Remoción de Cd total - Type III S

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square
MAIN EFFECTS			
A:Presencia de pla	480.445	1	480.445
B:Metal	68388.3	1	68388.3
C:Tiempo	22611.2	9	2512.36
INTERACTIONS			
AB	480.445	1	480.445
AC	751.377	9	83.4864
BC	22611.2	9	2512.36
RESIDUAL	2867.54	49	58.5212
TOTAL (CORRECTED)	118191.0	79	

All F-ratios are based on the residual mean square error.

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variability of Remoción de Cd total into contributions due to various factors. Since Type III squares (the default) have been chosen, the contribution of each factor is measured having removed the effects of all other factors. The P-values test the statistical significance of each of the factors. Since 5 P-values are less than 0.05, these factors have a statistically significant effect on Remoción de Cd total at the 0.05 confidence level.



% de Remoción de Zn_{soluble}:

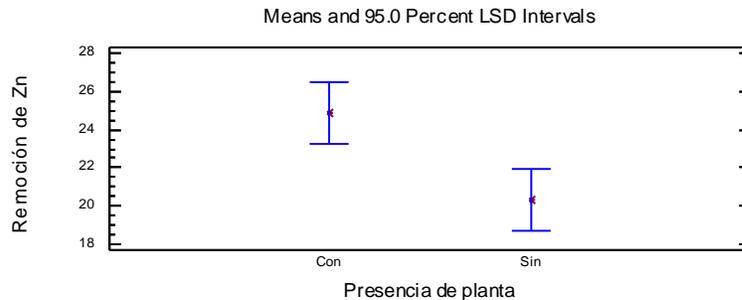
Analysis of Variance for Remoción de Zn - Type III Sums of Squares

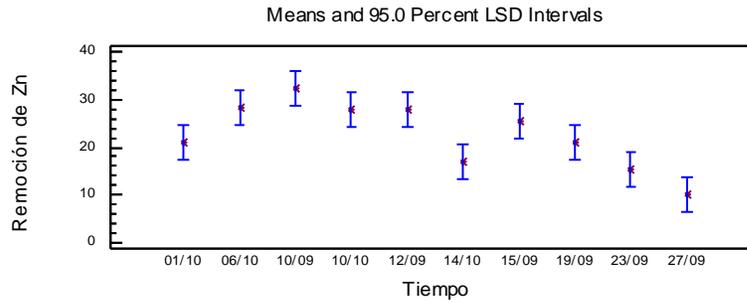
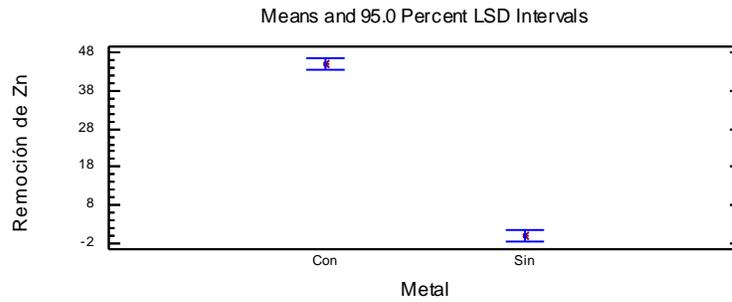
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square
MAIN EFFECTS			
A: Presencia de planta	418.475	1	418.475
B: Metal	40874.8	1	40874.8
C: Tiempo	3555.57	9	395.063
INTERACTIONS			
AB	418.475	1	418.475
AC	1346.7	9	149.634
BC	3555.57	9	395.063
RESIDUAL	2583.42	49	52.7228
TOTAL (CORRECTED)	52753.0	79	

All F-ratios are based on the residual mean square error.

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variability of Remoción de Zn into contributions due to various factors. Since Type III sums of squares (the default) have been chosen, the contribution of each factor is measured having removed the effects of all other factors. P-values test the statistical significance of each of the factors. Since 6 P-values are less than 0.05, these factors have a statistically significant effect on Remoción de Zn at the 0.05 confidence level.





% de Remoción de Zn_{total}:

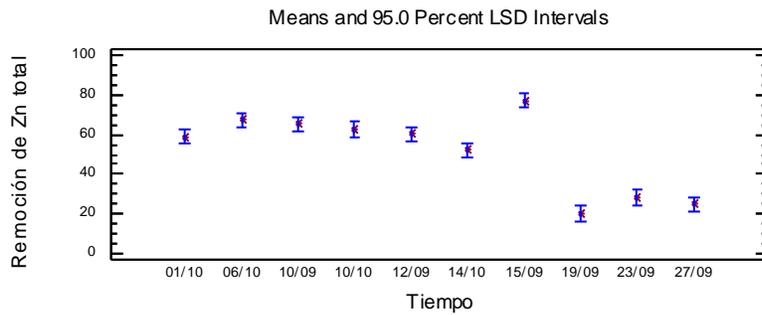
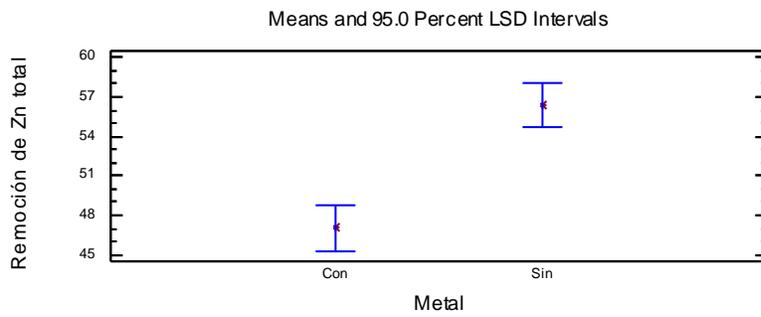
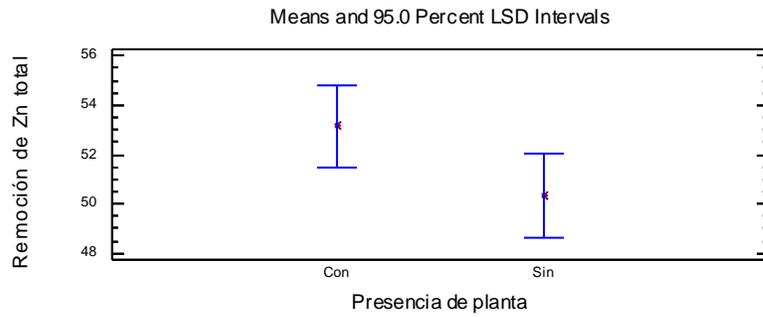
Analysis of Variance for Remoción de Zn total - Type III S

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square
MAIN EFFECTS			
A:Presencia de pla	161.681	1	161.681
B:Metal	1768.23	1	1768.23
C:Tiempo	29017.1	9	3224.12
INTERACTIONS			
AB	1611.64	1	1611.64
AC	2243.01	9	249.223
BC	33524.5	9	3724.95
RESIDUAL	2811.71	49	57.3819
TOTAL (CORRECTED)	71137.9	79	

All F-ratios are based on the residual mean square error.

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variability of Remoción de Zn total into contributions due to various factors. Since Type III sum of squares (the default) have been chosen, the contribution of each factor is measured having removed the effects of all other factors. The P-values test the statistical significance of each of the factors. Since 5 P-values are less than 0.05, these factors have a statistically significant effect on Remoción de Zn total at the 0.05 confidence level.



A continuación se muestran las tablas y gráficos del análisis estadístico realizado a los resultados obtenidos durante el tratamiento del agua de reproceso de la empresa minera cooperante.

pH:

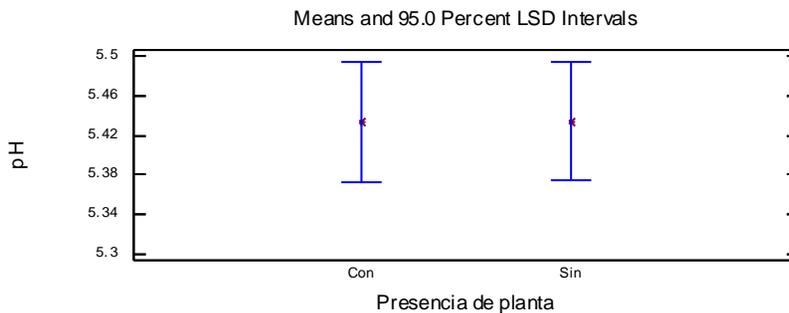
Analysis of Variance for pH - Type III Sums of Squares

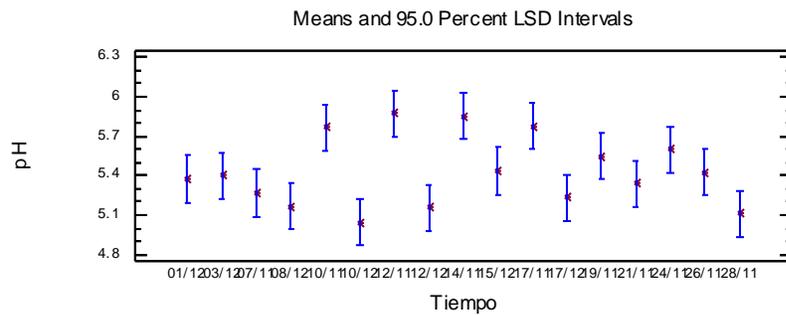
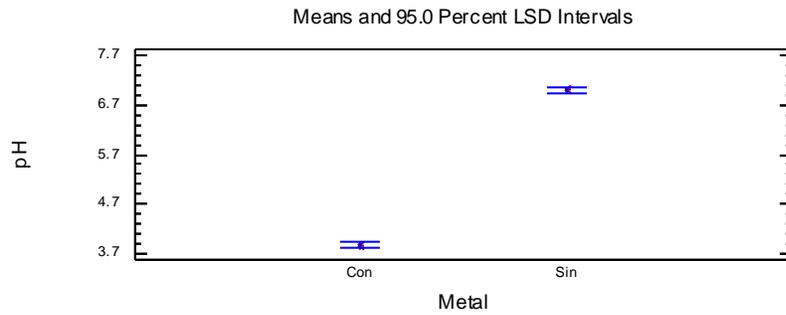
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square
MAIN EFFECTS			
A: Presencia de planta	0.0000595588	1	0.0000595588
B: Metal	338.405	1	338.405
C: Tiempo	9.03932	16	0.564958
INTERACTIONS			
AB	0.0684007	1	0.0684007
AC	2.52828	16	0.158017
BC	10.7137	16	0.669605
RESIDUAL	10.5384	84	0.125457
TOTAL (CORRECTED)	371.293	135	

All F-ratios are based on the residual mean square error.

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variability of pH into components due to various factors. Since Type III sums of squares (total) have been chosen, the contribution of each factor is measured with the effects of all other factors removed. The P-values test the statistical significance of each of the factors. Since 3 are less than 0.05, these factors have a statistically significant effect on pH at the 95.0% confidence level.





CE (Conductividad eléctrica):

```

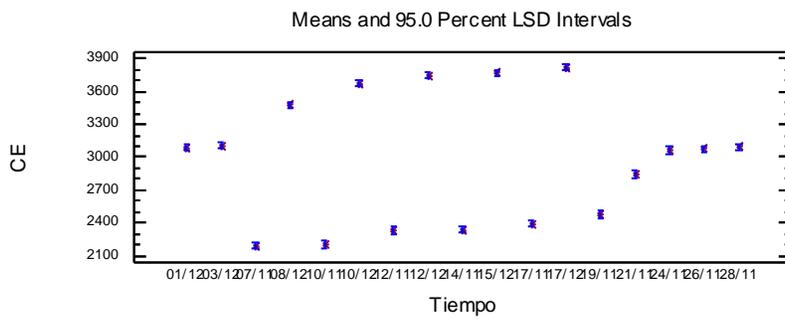
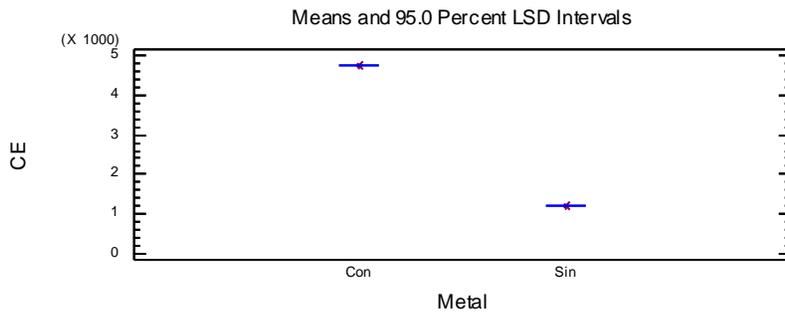
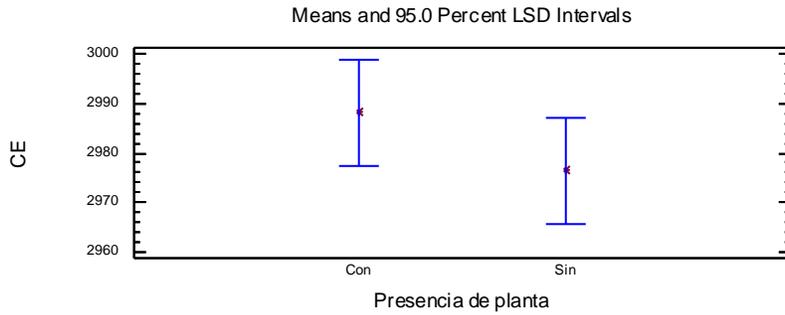
Analysis of Variance for CE - Type III Sums of Squares
-----
Source                Sum of Squares          Df      Mean Square
-----
MAIN EFFECTS
A:Presencia de pla          4670.65                1        4670.65
B:Metal                    4.37029E8              1        4.37029E8
C:Tiempo                   4.30591E7             16        2.69119E6

INTERACTIONS
AB                          4103.01                1        4103.01
AC                          84678.7               16        5292.42
BC                          4.48567E7             16        2.80355E6

RESIDUAL                  332356.0              84        3956.62
-----
TOTAL (CORRECTED)        5.25371E8             135
-----
All F-ratios are based on the residual mean square error.
    
```

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variability of CE into components due to various factors. Since Type III sums of squares (total) have been chosen, the contribution of each factor is measured with the effects of all other factors removed. The P-values test the statistical significance of each of the factors. Since 3 are less than 0.05, these factors have a statistically significant effect on CE at the 95.0% confidence level.



% de Remoción de DQO_{soluble}:

```

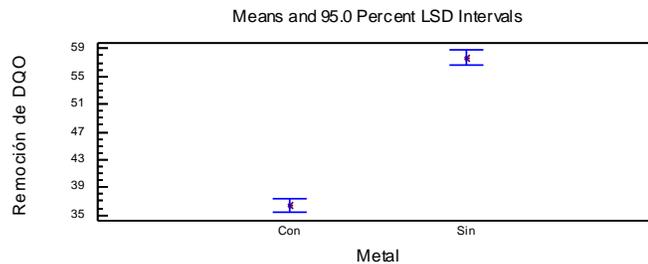
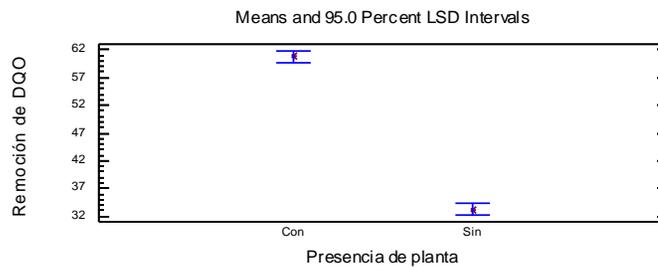
Analysis of Variance for Remoción de DQO - Type III Sums of
-----
Source                Sum of Squares      Df      Mean Square
-----
MAIN EFFECTS
A:Presencia de pla      26042.7            1        26042.7
B:Metal                 15356.3            1        15356.3
C:Tiempo                5039.32           16         314.958

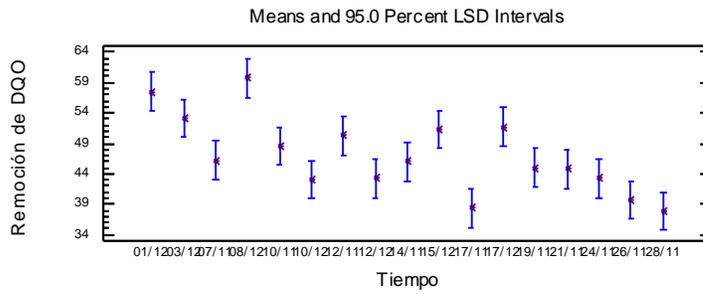
INTERACTIONS
AB                      3678.58            1         3678.58
AC                      3822.27           16         238.892
BC                      8112.25           16         507.016

RESIDUAL                3290.98            84         39.1784
-----
TOTAL (CORRECTED)      65342.5           135
-----
All F-ratios are based on the residual mean square error.
    
```

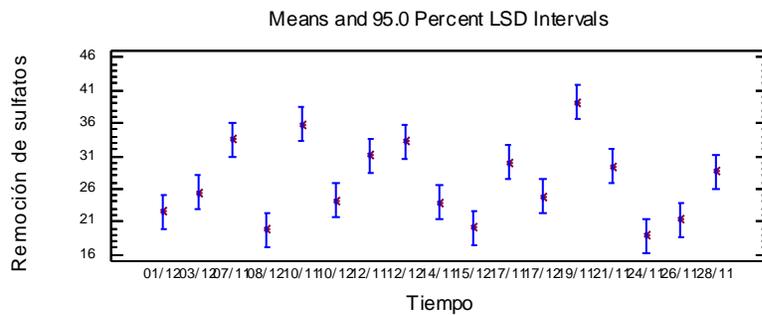
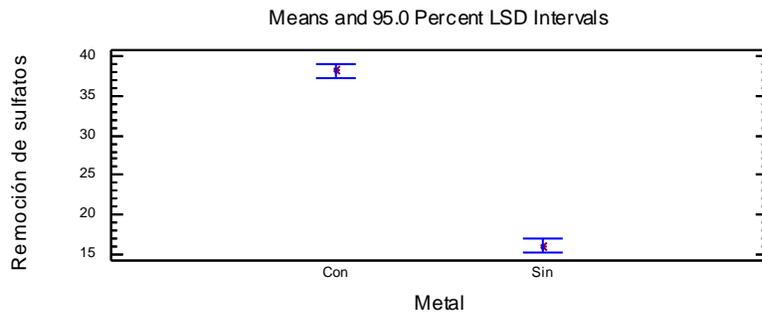
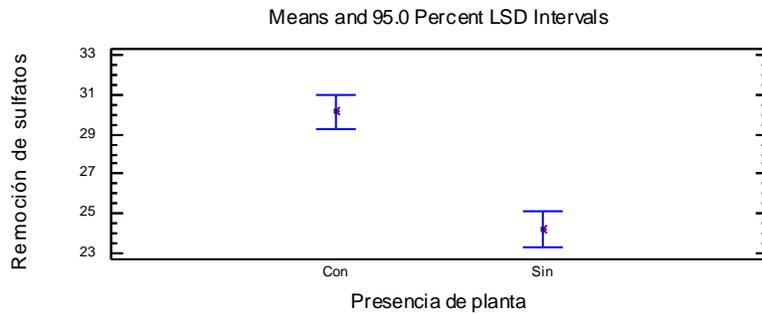
The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variability of Remoción de DQO into contributions due to various factors. Since Type III sums of squares (the default) have been chosen, the contribution of each factor is measured having removed the effects of all other factors. P-values test the statistical significance of each of the factors. Since 6 P-values are less than 0.05, these factors have a statistically significant effect on Remoción de DQO at the 0.05 confidence level.





% Remoción de sulfatos:



Analysis of Variance for Remoción de sulfatos - Type III S

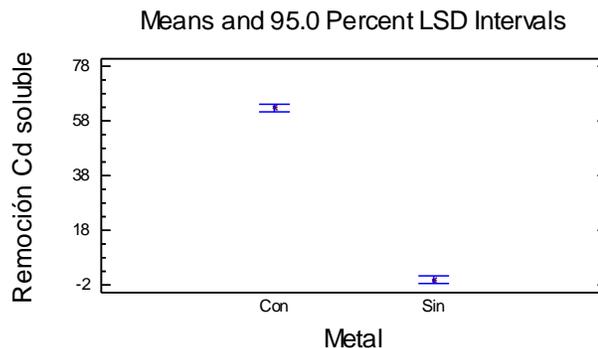
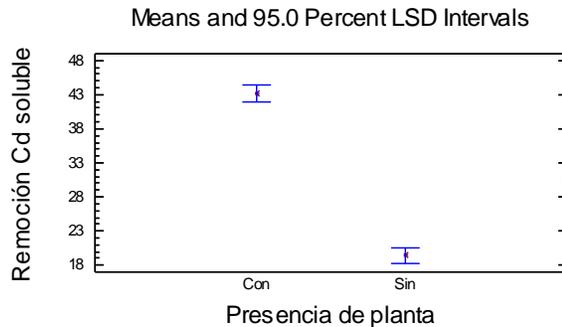
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square
MAIN EFFECTS			
A:Presencia de pla	12111.13	1	12111.13
B:Metal	16779.9	1	16779.9
C:Tiempo	4660.37	16	291.273
INTERACTIONS			
AB	198.127	1	198.127
AC	2210.13	16	138.133
BC	3450.91	16	215.682
RESIDUAL	2267.69	84	26.9963
TOTAL (CORRECTED)	30778.2	135	

All F-ratios are based on the residual mean square error.

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variability of Remoción de sulfatos into contributions due to various factors. Since Type III squares (the default) have been chosen, the contribution of each factor is measured having removed the effects of all other factors. The P-values test the statistical significance of each of the factors. Since 6 P-values are less than 0.05, these factors have a statistically significant effect on Remoción de sulfatos at the 0.05 confidence level.

% de Remoción de Cd_{soluble}:



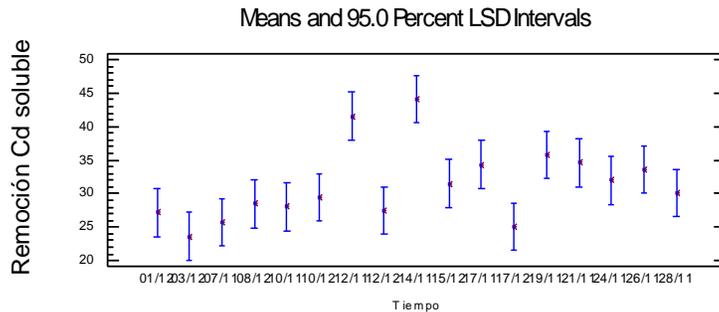
Analysis of Variance for Remoción Cd soluble - Type III Sum of Squares

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square
MAIN EFFECTS			
A: Presencia de pla	19325.3	1	19325.3
B: Metal	133437.0	1	133437.0
C: Tiempo	3988.5	16	249.281
INTERACTIONS			
AB	19325.3	1	19325.3
AC	3969.6	16	248.1
BC	3988.5	16	249.281
RESIDUAL	4307.25	84	51.2767
TOTAL (CORRECTED)	188342.0	135	

All F-ratios are based on the residual mean square error.

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variability of Remoción Cd soluble into contributions due to various factors. Since Type III sum of squares (the default) have been chosen, the contribution of each factor is measured having removed the effects of all other factors. The P-values test the statistical significance of each of the factors. Since 6 P-values are less than 0.05, these factors have a statistically significant effect on Remoción Cd soluble at the 0.05 confidence level.



% de Remoción de Cd_{total}:

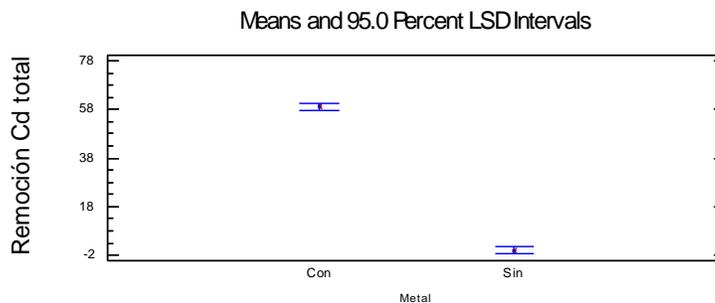
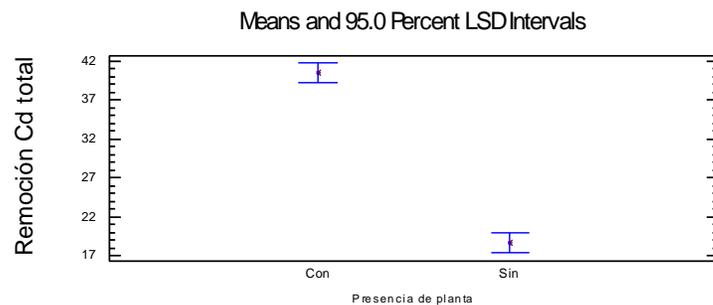
Analysis of Variance for Remoción Cd total - Type III Sums of Squares

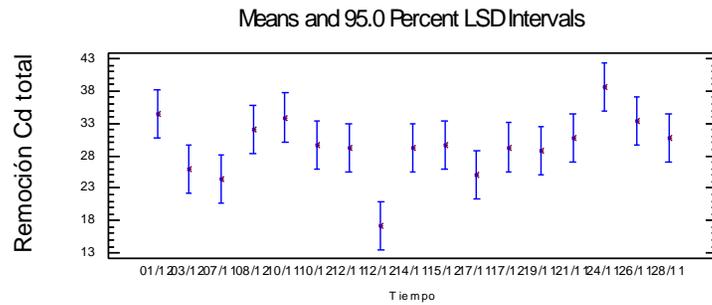
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square
MAIN EFFECTS			
A:Presencia de pla	16262.5	1	16262.5
B:Metal	118838.0	1	118838.0
C:Tiempo	2905.34	16	181.584
INTERACTIONS			
AB	16262.5	1	16262.5
AC	4221.96	16	263.872
BC	2905.34	16	181.584
RESIDUAL	4749.92	84	56.5467
TOTAL (CORRECTED)	166145.0	135	

All F-ratios are based on the residual mean square error.

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variability of Remoción Cd total into contributions due to various factors. Since Type III sums of squares (the default) have been chosen, the contribution of each factor is measured having removed the effects of all other factors. The P-values test the statistical significance of each of the factors. Since 6 P-values are less than 0.05, these factors have a statistically significant effect on Remoción Cd total at the 0.05 confidence level.





%Remoción de Zn_{soluble}:

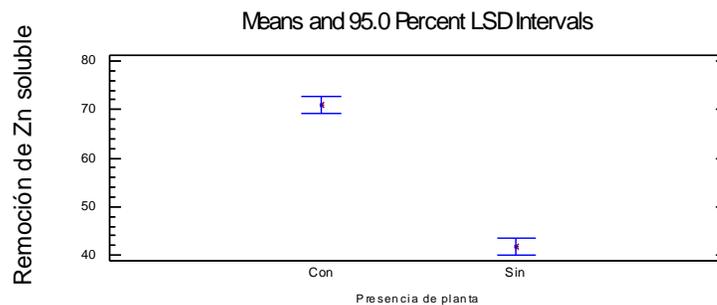
Analysis of Variance for Remoción de Zn soluble - Type III

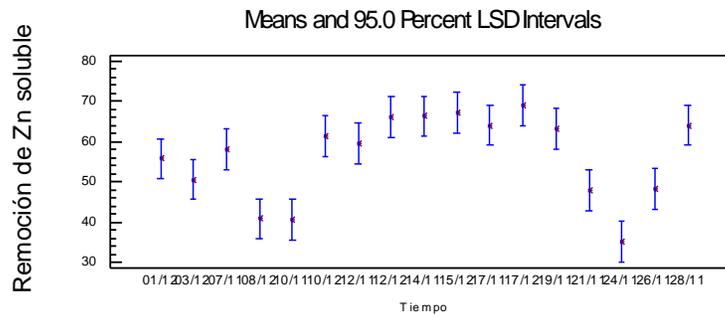
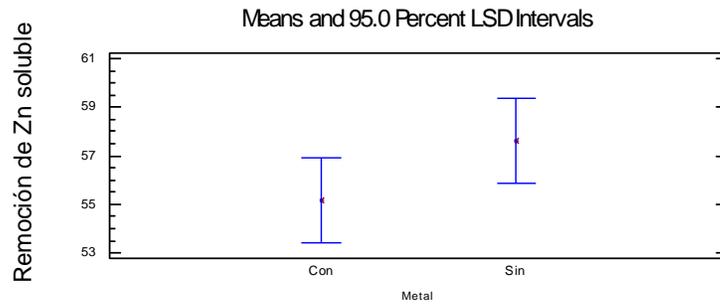
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square
MAIN EFFECTS			
A: Presencia de pla	28949.5	1	28949.5
B: Metal	208.496	1	208.496
C: Tiempo	14329.5	16	895.593
INTERACTIONS			
AB	2012.73	1	2012.73
AC	3912.81	16	244.55
BC	30177.1	16	1886.07
RESIDUAL	8776.25	84	104.479
TOTAL (CORRECTED)	88366.4	135	

All F-ratios are based on the residual mean square error.

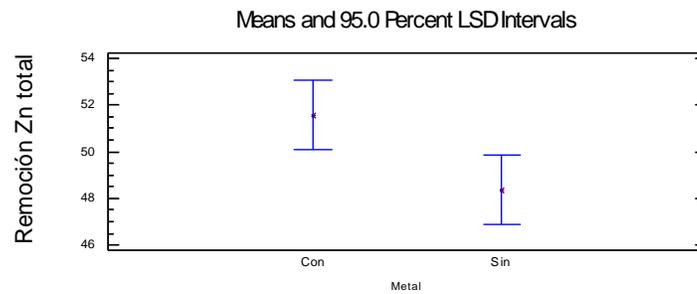
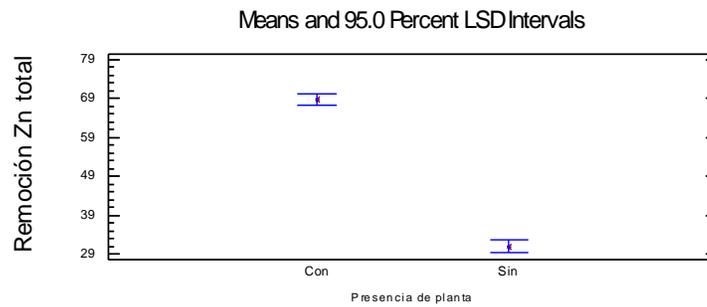
The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variability of Remoción de Zn soluble into contributions due to various factors. Since the sums of squares (the default) have been chosen, the contribution of each factor is measured having removed the effects of all other factors. The P-values test the statistical significance of the factors. Since 5 P-values are less than 0.05, these factors have a statistically significant effect on Remoción de Zn soluble at the 95.0% confidence level.





% Remoción de Zn_{total}:



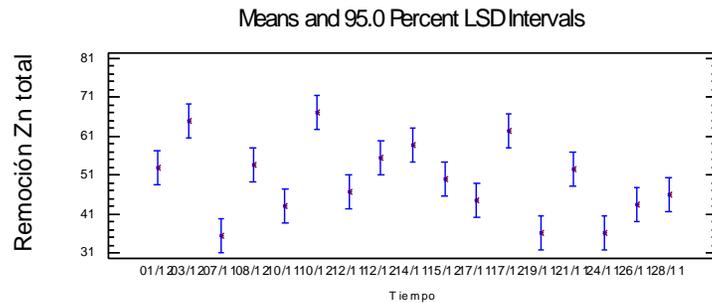
Analysis of Variance for Remoción Zn total - Type III Sums

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square
MAIN EFFECTS			
A:Presencia de pla	48698.2	1	48698.2
B:Metal	348.772	1	348.772
C:Tiempo	12349.6	16	771.853
INTERACTIONS			
AB	48.9678	1	48.9678
AC	3582.87	16	223.929
BC	15310.3	16	956.894
RESIDUAL	6471.83	84	77.0456
TOTAL (CORRECTED)	86810.6	135	

All F-ratios are based on the residual mean square error.

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variability of Remoción Zn total into contributions due to various factors. Since Type III sums of squares (the default) have been chosen, the contribution of each factor is measured having removed the effects of all other factors. The P-values test the statistical significance of each of the factors. Since 5 P-values are less than 0.05, these factors have a statistically significant effect on Remoción Zn total at the 0.05 confidence level.



ANEXO IV

BALANCES DE METALES

Se realizó un balance de materia global para cada uno de los metales $Cd_{soluble}$, $Zn_{soluble}$, Cd_{total} y Zn_{total} . El balance se consideró como:

$$\text{Entradas} = \text{Salidas} + \text{Acumulación}$$

$$C_i * V_i = C_e * V_e + \text{Acumulación}$$

Donde: C_i = Concentración del influente para cada uno de los reactores
 V_i = Volumen inicial de agua en el reactor
 C_e = Concentración del efluente
 V_e = Volumen final de agua en el reactor

De aquí, las variables conocidas son: las concentraciones de metales en el influente (C_i), el volumen del influente que fue de 2.5L durante todas las fases de experimentación, las concentraciones en los efluentes para todos los metales y el volumen del efluente (se considera en promedio de 2.25L, este se calculó considerando el promedio de las pérdidas por evapotranspiración de 247.25 mL). Por lo tanto la variable de interés será la cantidad de metales acumulada en los reactores.

Los cálculos realizados se encuentran tabulados a continuación.

AIV.I Balance de $Cd_{soluble}$

BALANCE GLOBAL DE $Cd_{soluble}$									
Fecha		SMP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
10/09/2008 al	Influente	0.001	0.0025	0.001	0.0025	0.001	0.0025	0.001	0.0025
14/10/2008	Efluente	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.001	0.00225
07/11/2008 al	Influente	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075
17/12/2008	Efluente	0.003	0.00675	0.003	0.00675	0.003	0.00675	0.003	0.00675
TOTAL (mg)	Influente		0.1525		0.1525		0.1525		0.1525
	Efluente		0.13725		0.13725		0.13725		0.13725

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; SMSP1 Y SMSP2: reactores sin planta y solución nutritiva

BALANCE GLOBAL DE $Cd_{soluble}$									
Fecha		MP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
10/09/2008	Influente	0.179	0.4475	0.179	0.4475	0.179	0.4475	0.179	0.4475
	Efluente	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.001	0.00225
12/09/2008	Influente	0.179	0.4475	0.179	0.4475	0.179	0.4475	0.179	0.4475
	Efluente	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.0004	0.0009	0.001	0.00225
15/09/2008	Influente	0.179	0.4475	0.179	0.4475	0.179	0.4475	0.179	0.4475
	Efluente	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.026	0.0585	0.001	0.00225
19/09/2008	Influente	0.264	0.66	0.264	0.66	0.264	0.66	0.264	0.66
	Efluente	0.002	0.0045	0.007	0.01575	0.048	0.108	0.029	0.06525

BALANCE GLOBAL DE Cdsoluble									
Fecha		MP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
23/09/2008	Influente	0.489	1.2225	0.489	1.2225	0.489	1.2225	0.489	1.2225
	Efluente	0.092	0.207	0.077	0.17325	0.17	0.3825	0.201	0.45225
27/09/2008	Influente	0.425	1.0625	0.425	1.0625	0.425	1.0625	0.425	1.0625
	Efluente	0.145	0.32625	0.203	0.45675	0.211	0.47475	0.204	0.459
01/10/2008	Influente	0.193	0.4825	0.193	0.4825	0.193	0.4825	0.193	0.4825
	Efluente	0.166	0.3735	0.187	0.42075	0.268	0.603	0.24	0.54
06/10/2008	Influente	0.268	0.67	0.268	0.67	0.268	0.67	0.268	0.67
	Efluente	0.181	0.40725	0.189	0.42525	0.246	0.5535	0.241	0.54225
10/10/2008	Influente	0.265	0.6625	0.265	0.6625	0.265	0.6625	0.265	0.6625
	Efluente	0.238	0.5355	0.188	0.423	0.242	0.5445	0.241	0.54225
14/10/2008	Influente	0.221	0.5525	0.221	0.5525	0.221	0.5525	0.221	0.5525
	Efluente	0.207	0.46575	0.236	0.531	0.246	0.5535	0.242	0.5445
07/11/2008	Influente	0.147	0.3675	0.147	0.3675	0.147	0.3675	0.147	0.3675
	Efluente	0.046	0.1035	0.054	0.1215	0.097	0.21825	0.089	0.20025
10/11/2008	Influente	0.185	0.4625	0.185	0.4625	0.185	0.4625	0.185	0.4625
	Efluente	0.061	0.13725	0.065	0.14625	0.096	0.216	0.103	0.23175
12/11/2008	Influente	0.245	0.6125	0.245	0.6125	0.245	0.6125	0.245	0.6125
	Efluente	0.023	0.05175	0.024	0.054	0.056	0.126	0.063	0.14175
14/11/2008	Influente	0.26	0.65	0.26	0.65	0.26	0.65	0.26	0.65
	Efluente	0.025	0.05625	0.029	0.06525	0.033	0.07425	0.036	0.081
17/11/2008	Influente	0.214	0.535	0.214	0.535	0.214	0.535	0.214	0.535
	Efluente	0.028	0.063	0.023	0.05175	0.108	0.243	0.109	0.24525
19/11/2008	Influente	0.216	0.54	0.216	0.54	0.216	0.54	0.216	0.54
	Efluente	0.021	0.04725	0.02	0.045	0.107	0.24075	0.097	0.21825
21/11/2008	Influente	0.242	0.605	0.242	0.605	0.242	0.605	0.242	0.605
	Efluente	0.024	0.054	0.017	0.03825	0.147	0.33075	0.11	0.2475
24/11/2008	Influente	0.201	0.5025	0.201	0.5025	0.201	0.5025	0.201	0.5025
	Efluente	0.021	0.04725	0.017	0.03825	0.123	0.27675	0.129	0.29025
26/11/2008	Influente	0.195	0.4875	0.195	0.4875	0.195	0.4875	0.195	0.4875
	Efluente	0.021	0.04725	0.018	0.0405	0.112	0.252	0.105	0.23625
28/11/2008	Influente	0.117	0.2925	0.117	0.2925	0.117	0.2925	0.117	0.2925
	Efluente	0.018	0.0405	0.015	0.03375	0.083	0.18675	0.07	0.1575
01/12/2008	Influente	0.287	0.7175	0.287	0.7175	0.287	0.7175	0.287	0.7175
	Efluente	0.029	0.06525	0.033	0.07425	0.229	0.51525	0.233	0.52425
03/12/2008	Influente	0.302	0.755	0.302	0.755	0.302	0.755	0.302	0.755
	Efluente	0.029	0.06525	0.028	0.063	0.288	0.648	0.292	0.657
08/12/2008	Influente	0.318	0.795	0.318	0.795	0.318	0.795	0.318	0.795
	Efluente	0.032	0.072	0.053	0.11925	0.235	0.52875	0.228	0.513

BALANCE GLOBAL DE Cdsoluble									
Fecha		MP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
10/12/2008	Influyente	0.359	0.8975	0.359	0.8975	0.359	0.8975	0.359	0.8975
	Efluente	0.036	0.081	0.032	0.072	0.248	0.558	0.276	0.621
12/12/2008	Influyente	0.3199	0.79975	0.3199	0.79975	0.3199	0.79975	0.3199	0.79975
	Efluente	0.036	0.081	0.039	0.08775	0.256	0.576	0.245	0.55125
15/12/2008	Influyente	0.399	0.9975	0.399	0.9975	0.399	0.9975	0.399	0.9975
	Efluente	0.044	0.099	0.043	0.09675	0.248	0.558	0.257	0.57825
17/12/2008	Influyente	0.387	0.9675	0.387	0.9675	0.387	0.9675	0.387	0.9675
	Efluente	0.051	0.11475	0.046	0.1035	0.346	0.7785	0.328	0.738
TOTAL (mg)	Influyente		17.63975		17.63975		17.63975		17.63975
	Efluente		3.55275		3.7035		9.6084		9.38475

Donde: MP1 y MP2: reactores con metal y con planta; MSP1 y MSP2: reactores con metal y sin planta Nota: los reactores MP1 y MP2 también fueron utilizados con el nombre de ARP1 y ARP2; los reactores MSP1 y MSP2 también fueron nombrados ARSP1 y ARSP2

Reactor	Entrada (mg)	Salida (mg)	Acumulación (mg)
SMP1	0.1525	0.13725	0.01525
SMP2	0.1525	0.13725	0.01525
SMSP1	0.1525	0.13725	0.01525
SMSP2	0.1525	0.13725	0.01525
MP1 y ARP1	17.63975	3.55275	14.087
MP2 y ARP2	17.63975	3.7035	13.93625
MSP1 y ARSP1	17.63975	9.6084	8.03135
MSP2 y ARSP2	17.63975	9.38475	8.255

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con solución nutritiva con planta; SMSP1 y SMSP2: reactores con solución nutritiva sin planta; MP1, MP2, ARP1 y ARP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso con planta; MSP1, MSP2, ARSP1 y ARSP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso sin planta

AIV.II Balance de Cd_{total}

BALANCE GLOBAL DE Cd _{total}									
Fecha		SMP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
10/09/2008 al	Influyente	0.001	0.0025	0.001	0.0025	0.001	0.0025	0.001	0.0025
14/10/2008	Efluente	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.001	0.00225
07/11/2008 al	Influyente	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075
17/12/2008	Efluente	0.003	0.00675	0.003	0.00675	0.003	0.00675	0.003	0.00675
Total (mg)	Influyente		0.1525		0.1525		0.1525		0.1525
	Efluente		0.13725		0.13725		0.13725		0.13725

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; SMSP1 Y SMSP2: reactores sin planta y solución nutritiva

BALANCE GLOBAL DE Cd _{total}									
Fecha		MP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
10/09/2008	Influente	0.148	0.37	0.148	0.37	0.148	0.37	0.148	0.37
	Efluente	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.001	0.00225
12/09/2008	Influente	0.148	0.37	0.148	0.37	0.148	0.37	0.148	0.37
	Efluente	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.001	0.00225
15/09/2008	Influente	0.148	0.37	0.148	0.37	0.148	0.37	0.148	0.37
	Efluente	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.002	0.0045	0.002	0.0045
19/09/2008	Influente	0.217	0.5425	0.217	0.5425	0.217	0.5425	0.217	0.5425
	Efluente	0.034	0.0765	0.015	0.03375	0.081	0.18225	0.001	0.00225
23/09/2008	Influente	0.184	0.46	0.184	0.46	0.184	0.46	0.184	0.46
	Efluente	0.104	0.234	0.097	0.21825	0.184	0.414	0.139	0.31275
27/09/2008	Influente	0.46	1.15	0.46	1.15	0.46	1.15	0.46	1.15
	Efluente	0.132	0.297	0.175	0.39375	0.037	0.08325	0.2	0.45
01/10/2008	Influente	0.244	0.61	0.244	0.61	0.244	0.61	0.244	0.61
	Efluente	0.164	0.369	0.177	0.39825	0.257	0.57825	0.204	0.459
06/10/2008	Influente	0.274	0.685	0.274	0.685	0.274	0.685	0.274	0.685
	Efluente	0.163	0.36675	0.182	0.4095	0.247	0.55575	0.183	0.41175
10/10/2008	Influente	0.254	0.635	0.254	0.635	0.254	0.635	0.254	0.635
	Efluente	0.186	0.4185	0.186	0.4185	0.24	0.54	0.229	0.51525
14/10/2008	Influente	0.322	0.805	0.322	0.805	0.322	0.805	0.322	0.805
	Efluente	0.197	0.44325	0.182	0.4095	0.218	0.4905	0.191	0.42975
07/11/2008	Influente	0.158	0.395	0.158	0.395	0.158	0.395	0.158	0.395
	Efluente	0.024	0.054	0.017	0.03825	0.144	0.324	0.138	0.3105
10/11/2008	Influente	0.164	0.41	0.164	0.41	0.164	0.41	0.164	0.41
	Efluente	0.027	0.06075	0.03	0.0675	0.079	0.17775	0.075	0.16875
12/11/2008	Influente	0.154	0.385	0.154	0.385	0.154	0.385	0.154	0.385
	Efluente	0.028	0.063	0.026	0.0585	0.098	0.2205	0.103	0.23175
14/11/2008	Influente	0.156	0.39	0.156	0.39	0.156	0.39	0.156	0.39
	Efluente	0.046	0.1035	0.037	0.08325	0.104	0.234	0.072	0.162
17/11/2008	Influente	0.189	0.4725	0.189	0.4725	0.189	0.4725	0.189	0.4725
	Efluente	0.086	0.1935	0.075	0.16875	0.106	0.2385	0.109	0.24525
19/11/2008	Influente	0.209	0.5225	0.209	0.5225	0.209	0.5225	0.209	0.5225
	Efluente	0.036	0.081	0.033	0.07425	0.146	0.3285	0.141	0.31725
21/11/2008	Influente	0.209	0.5225	0.209	0.5225	0.209	0.5225	0.209	0.5225
	Efluente	0.058	0.1305	0.055	0.12375	0.109	0.24525	0.101	0.22725
24/11/2008	Influente	0.238	0.595	0.238	0.595	0.238	0.595	0.238	0.595
	Efluente	0.018	0.0405	0.023	0.05175	0.091	0.20475	0.084	0.189
26/11/2008	Influente	0.236	0.59	0.236	0.59	0.236	0.59	0.236	0.59
	Efluente	0.032	0.072	0.02	0.045	0.126	0.2835	0.135	0.30375

BALANCE GLOBAL DE Cd _{total}									
Fecha		MP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
28/11/2008	Influente	0.239	0.5975	0.239	0.5975	0.239	0.5975	0.239	0.5975
	Efluente	0.034	0.0765	0.028	0.063	0.156	0.351	0.151	0.33975
01/12/2008	Influente	0.299	0.7475	0.299	0.7475	0.299	0.7475	0.299	0.7475
	Efluente	0.055	0.12375	0.061	0.13725	0.114	0.2565	0.124	0.279
03/12/2008	Influente	0.279	0.6975	0.279	0.6975	0.279	0.6975	0.279	0.6975
	Efluente	0.028	0.063	0.015	0.03375	0.241	0.54225	0.255	0.57375
08/12/2008	Influente	0.277	0.6925	0.277	0.6925	0.277	0.6925	0.277	0.6925
	Efluente	0.055	0.12375	0.057	0.12825	0.132	0.297	0.152	0.342
10/12/2008	Influente	0.278	0.695	0.278	0.695	0.278	0.695	0.278	0.695
	Efluente	0.001	0.00225	0.001	0.00225	0.215	0.48375	0.235	0.52875
12/12/2008	Influente	0.276	0.69	0.276	0.69	0.276	0.69	0.276	0.69
	Efluente	0.144	0.324	0.185	0.41625	0.198	0.4455	0.197	0.44325
15/12/2008	Influente	0.303	0.7575	0.303	0.7575	0.303	0.7575	0.303	0.7575
	Efluente	0.03	0.0675	0.02	0.045	0.217	0.48825	0.227	0.51075
17/12/2008	Influente	0.289	0.7225	0.289	0.7225	0.289	0.7225	0.289	0.7225
	Efluente	0.033	0.07425	0.034	0.0765	0.203	0.45675	0.208	0.468
Total (mg)	Influente		15.88		15.88		15.88		15.88
	Efluente		3.8655		3.9015		8.43075		8.2305

Donde: MP1 y MP2: reactores con metal y con planta; MSP1 y MSP2: reactores con metal y sin planta. Nota: los reactores MP1 y MP2 también fueron utilizados con el nombre de ARP1 y ARP2; los reactores MSP1 y MSP2 también fueron nombrados ARSP1 y ARSP2

Reactor	Entrada (mg)	Salida (mg)	Acumulación (mg)
SMP1	0.1525	0.13725	0.01525
SMP2	0.1525	0.13725	0.01525
SMSP1	0.1525	0.13725	0.01525
SMSP2	0.1525	0.13725	0.01525
MP1 y ARP1	15.88	3.8655	12.0145
MP2 y ARP2	15.88	3.9015	11.9785
MSP1 y ARSP1	15.88	8.43075	7.44925
MSP2 y ARSP2	15.88	8.2305	7.6495

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con solución nutritiva con planta; SMSP1 y SMSP2: reactores con solución nutritiva sin planta; MP1, MP2, ARP1 y ARP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso con planta; MSP1, MSP2, ARSP1 y ARSP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso sin planta

AIV.II Balance de Zn_{soluble}

BALANCE GLOBAL DE Zn _{soluble}									
Fecha		SMP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
10/09/2008	Influente	0.013	0.0325	0.013	0.0325	0.013	0.0325	0.013	0.0325
	Efluente	0.104	0.234	0.091	0.20475	0.064	0.144	0.044	0.099
12/09/2008	Influente	0.013	0.0325	0.013	0.0325	0.013	0.0325	0.013	0.0325
	Efluente	0.242	0.5445	0.111	0.24975	0.067	0.15075	0.062	0.1395
15/09/2008	Influente	0.013	0.0325	0.013	0.0325	0.013	0.0325	0.013	0.0325
	Efluente	0.15	0.3375	0.077	0.17325	0.181	0.40725	0.195	0.43875
19/09/2008	Influente	0.063	0.1575	0.063	0.1575	0.063	0.1575	0.063	0.1575
	Efluente	0.133	0.29925	0.15	0.3375	0.113	0.25425	0.145	0.32625
23/09/2008	Influente	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075
	Efluente	0.138	0.3105	0.07	0.1575	0.086	0.1935	0.095	0.21375
27/09/2008	Influente	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075
	Efluente	0.099	0.22275	0.013	0.02925	0.066	0.1485	0.046	0.1035
01/10/2008	Influente	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075
	Efluente	0.071	0.15975	0.066	0.1485	0.029	0.06525	0.038	0.0855
06/10/2008	Influente	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075
	Efluente	0.08	0.18	0.106	0.2385	0.061	0.13725	0.052	0.117
10/10/2008	Influente	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075
	Efluente	0.1	0.225	0.072	0.162	0.032	0.072	0.036	0.081
14/10/2008	Influente	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075	0.003	0.0075
	Efluente	0.078	0.1755	0.026	0.0585	0.061	0.13725	0.035	0.07875
07/11/2008	Influente	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075
	Efluente	0.053	0.11925	0.05	0.1125	0.082	0.1845	0.092	0.207
10/11/2008	Influente	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075
	Efluente	0.074	0.1665	0.071	0.15975	0.102	0.2295	0.112	0.252
12/11/2008	Influente	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075
	Efluente	0.008	0.018	0.006	0.0135	0.056	0.126	0.078	0.1755
14/11/2008	Influente	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075
	Efluente	0.004	0.009	0.004	0.009	0.094	0.2115	0.098	0.2205
17/11/2008	Influente	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075
	Efluente	0.023	0.05175	0.04	0.09	0.086	0.1935	0.096	0.216
19/11/2008	Influente	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075
	Efluente	0.039	0.08775	0.042	0.0945	0.108	0.243	0.103	0.23175
21/11/2008	Influente	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075
	Efluente	0.114	0.2565	0.148	0.333	0.207	0.46575	0.216	0.486
24/11/2008	Influente	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075

BALANCE GLOBAL DE Zn _{soluble}									
Fecha		SMP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
	Efluente	0.148	0.333	0.147	0.33075	0.198	0.4455	0.215	0.48375
26/11/2008	Influente	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075	0.243	0.6075
	Efluente	0.151	0.33975	0.162	0.3645	0.17	0.3825	0.154	0.3465
28/11/2008	Influente	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725
	Efluente	0.329	0.74025	0.276	0.621	0.362	0.8145	0.45	1.0125
01/12/2008	Influente	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725
	Efluente	0.641	1.44225	0.727	1.63575	0.765	1.72125	0.82	1.845
03/12/2008	Influente	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725
	Efluente	0.736	1.656	0.653	1.46925	0.754	1.6965	0.873	1.96425
08/12/2008	Influente	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725
	Efluente	0.985	2.21625	0.809	1.82025	1.066	2.3985	1.056	2.376
10/12/2008	Influente	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725
	Efluente	0.139	0.31275	0.129	0.29025	0.853	1.91925	0.876	1.971
12/12/2008	Influente	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725
	Efluente	0.199	0.44775	0.211	0.47475	0.707	1.59075	0.809	1.82025
15/12/2008	Influente	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725
	Efluente	0.13	0.2925	0.13	0.2925	0.243	0.54675	0.252	0.567
17/12/2008	Influente	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725	1.189	2.9725
	Efluente	0.199	0.44775	0.212	0.477	0.252	0.567	0.243	0.54675
TOTAL (mg)	Influente		29.5475		29.5475		29.5475		29.5475
	Efluente		11.62575		10.34775		15.44625		16.40475

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; SMSP1 Y SMSP2: reactores sin planta y solución nutritiva

BALANCE GLOBAL DE Zn _{soluble}									
Fecha		MP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
10/09/2008	Influente	30.881	77.2025	30.881	77.2025	30.881	77.2025	30.881	77.2025
	Efluente	4.767	10.72575	3.347	7.53075	16.782	37.7595	18.909	42.54525
12/09/2008	Influente	30.881	77.2025	30.881	77.2025	30.881	77.2025	30.881	77.2025
	Efluente	11.261	25.33725	6.782	15.2595	18.284	41.139	17.81	40.0725
15/09/2008	Influente	30.881	77.2025	30.881	77.2025	30.881	77.2025	30.881	77.2025
	Efluente	15.581	35.05725	12.577	28.29825	19.727	44.38575	13.02	29.295
19/09/2008	Influente	40.257	100.6425	40.257	100.6425	40.257	100.6425	40.257	100.6425
	Efluente	19.44	43.74	23.944	53.874	23.724	53.379	26.487	59.59575
23/09/2008	Influente	48.868	122.17	48.868	122.17	48.868	122.17	48.868	122.17
	Efluente	31.328	70.488	27.29	61.4025	33.537	75.45825	43.861	98.68725
27/09/2008	Influente	44.153	110.3825	44.153	110.3825	44.153	110.3825	44.153	110.3825
	Efluente	35.41	79.6725	34.27	77.1075	36.11	81.2475	35.71	80.3475
01/10/2008	Influente	47.3	118.25	47.3	118.25	47.3	118.25	47.3	118.25

BALANCE GLOBAL DE Zn _{soluble}									
Fecha		MP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
	Efluente	28.1	63.225	29.81	67.0725	27.37	61.5825	23.76	53.46
06/10/2008	Influente	46.01	115.025	46.01	115.025	46.01	115.025	46.01	115.025
	Efluente	21.04	47.34	20.5	46.125	22.85	51.4125	16.01	36.0225
10/10/2008	Influente	55.2	138	55.2	138	55.2	138	55.2	138
	Efluente	28.21	63.4725	19.64	44.19	25.6	57.6	23.45	52.7625
14/10/2008	Influente	33.1	82.75	33.1	82.75	33.1	82.75	33.1	82.75
	Efluente	20.91	47.0475	26.6	59.85	18.6	41.85	21.67	48.7575
07/11/2008	Influente	11.86	29.65	11.86	29.65	11.86	29.65	11.86	29.65
	Efluente	5.27	11.8575	2.54	5.715	9.53	21.4425	8.98	20.205
10/11/2008	Influente	13.72	34.3	13.72	34.3	13.72	34.3	13.72	34.3
	Efluente	9.46	21.285	10.98	24.705	12.05	27.1125	12.29	27.6525
12/11/2008	Influente	10.3	25.75	10.3	25.75	10.3	25.75	10.3	25.75
	Efluente	5.81	13.0725	6.71	15.0975	7.1	15.975	7.32	16.47
14/11/2008	Influente	11.75	29.375	11.75	29.375	11.75	29.375	11.75	29.375
	Efluente	5.04	11.34	1.75	3.9375	7.94	17.865	7.24	16.29
17/11/2008	Influente	11.59	28.975	11.59	28.975	11.59	28.975	11.59	28.975
	Efluente	2.73	6.1425	2.67	6.0075	8.11	18.2475	8.07	18.1575
19/11/2008	Influente	12.91	32.275	12.91	32.275	12.91	32.275	12.91	32.275
	Efluente	3.07	6.9075	1.08	2.43	8.54	19.215	9.791	22.02975
21/11/2008	Influente	14.96	37.4	14.96	37.4	14.96	37.4	14.96	37.4
	Efluente	3.64	8.19	2.19	4.9275	7.49	16.8525	6.69	15.0525
24/11/2008	Influente	17.21	43.025	17.21	43.025	17.21	43.025	17.21	43.025
	Efluente	5.41	12.1725	2.75	6.1875	15.37	34.5825	15.69	35.3025
26/11/2008	Influente	15.71	39.275	15.71	39.275	15.71	39.275	15.71	39.275
	Efluente	5.49	12.3525	3.7	8.325	8.28	18.63	6.52	14.67
28/11/2008	Influente	18.32	45.8	18.32	45.8	18.32	45.8	18.32	45.8
	Efluente	2.68	6.03	1.32	2.97	13.92	31.32	12.84	28.89
01/12/2008	Influente	11.85	29.625	11.85	29.625	11.85	29.625	11.85	29.625
	Efluente	2.567	5.77575	2.572	5.787	2.757	6.20325	4.6	10.35
03/12/2008	Influente	21.45	53.625	21.45	53.625	21.45	53.625	21.45	53.625
	Efluente	2.479	5.57775	2.135	4.80375	12.499	28.12275	13.181	29.65725
08/12/2008	Influente	23.999	59.9975	23.999	59.9975	23.999	59.9975	23.999	59.9975
	Efluente	3.854	8.6715	3.567	8.02575	10.231	23.01975	16.939	38.11275
10/12/2008	Influente	35	87.5	35	87.5	35	87.5	35	87.5
	Efluente	9.486	21.3435	7.686	17.2935	18.386	41.3685	14.064	31.644
12/12/2008	Influente	27.444	68.61	27.444	68.61	27.444	68.61	27.444	68.61
	Efluente	3.795	8.53875	3.818	8.5905	12.133	27.29925	10.288	23.148
15/12/2008	Influente	24.197	60.4925	24.197	60.4925	24.197	60.4925	24.197	60.4925

BALANCE GLOBAL DE Zn _{soluble}									
	Efluente	8.494	19.1115	7.046	15.8535	12.924	29.079	19.43	43.7175
17/12/2008	Influente	37.193	92.9825	37.193	92.9825	37.193	92.9825	37.193	92.9825
	Efluente	4.244	9.549	3.805	8.56125	28.141	63.31725	27.224	61.254
TOTAL (mg)	Influente		1817.485		1817.485		1817.485		1817.485
	Efluente		674.0235		609.92775		985.46625		994.149

Donde: MP1 y MP2: reactores con metal y con planta; MSP1 y MSP2: reactores con metal y sin planta Nota: los reactores MP1 y MP2 también fueron utilizados con el nombre de ARP1 y ARP2; los reactores MSP1 y MSP2 también fueron nombrados ARSP1 y ARSP2

Reactor	Entrada (mg)	Salida (mg)	Acumulación (mg)
SMP1	29.5475	11.62575	17.92175
SMP2	29.5475	10.34775	19.19975
SMSP1	29.5475	15.44625	14.10125
SMSP2	29.5475	16.40475	13.14275
MP1 y ARP1	1817.485	674.0235	1143.4615
MP2 y ARP2	1817.485	609.92775	1207.55725
MSP1 y ARSP1	1817.485	985.46625	832.01875
MSP2 y ARSP2	1817.485	994.149	823.336

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con solución nutritiva con planta; SMSP1 y SMSP2: reactores con solución nutritiva sin planta; MP1, MP2, ARP1 y ARP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso con planta; MSP1, MSP2, ARSP1 y ARSP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso sin planta

AIV.II Balance de Zn_{total}

BALANCE GLOBAL DE Zn _{total}									
Fecha		SMP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
10/09/2008	Influente	0.213	0.5325	0.213	0.5325	0.213	0.5325	0.213	0.5325
	Efluente	0.136	0.306	0.131	0.29475	0.076	0.171	0.087	0.19575
12/09/2008	Influente	0.213	0.5325	0.213	0.5325	0.213	0.5325	0.213	0.5325
	Efluente	0.105	0.23625	0.101	0.22725	0.069	0.15525	0.095	0.21375
15/09/2008	Influente	0.213	0.5325	0.213	0.5325	0.213	0.5325	0.213	0.5325
	Efluente	0.003	0.00675	0.003	0.00675	0.003	0.00675	0.003	0.00675
19/09/2008	Influente	0.076	0.19	0.076	0.19	0.076	0.19	0.076	0.19
	Efluente	0.131	0.29475	0.133	0.29925	0.091	0.20475	0.125	0.28125
23/09/2008	Influente	0.076	0.19	0.076	0.19	0.076	0.19	0.076	0.19
	Efluente	0.121	0.27225	0.1	0.225	0.054	0.1215	0.044	0.099
27/09/2008	Influente	0.049	0.1225	0.049	0.1225	0.049	0.1225	0.049	0.1225
	Efluente	0.135	0.30375	0.124	0.279	0.123	0.27675	0.127	0.28575
01/10/2008	Influente	0.437	1.0925	0.437	1.0925	0.437	1.0925	0.437	1.0925

BALANCE GLOBAL DE Zn <small>total</small>									
Fecha		SMP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
	Efluente	0.074	0.1665	0.078	0.1755	0.114	0.2565	0.105	0.23625
06/10/2008	Influente	0.437	1.0925	0.437	1.0925	0.437	1.0925	0.437	1.0925
	Efluente	0.003	0.00675	0.003	0.00675	0.075	0.16875	0.08	0.18
10/10/2008	Influente	0.437	1.0925	0.437	1.0925	0.437	1.0925	0.437	1.0925
	Efluente	0.08	0.18	0.003	0.00675	0.045	0.10125	0.051	0.11475
14/10/2008	Influente	0.437	1.0925	0.437	1.0925	0.437	1.0925	0.437	1.0925
	Efluente	0.11	0.2475	0.121	0.27225	0.038	0.0855	0.051	0.11475
07/11/2008	Influente	0.3	0.75	0.3	0.75	0.3	0.75	0.3	0.75
	Efluente	0.206	0.4635	0.183	0.41175	0.283	0.63675	0.245	0.55125
10/11/2008	Influente	0.3	0.75	0.3	0.75	0.3	0.75	0.3	0.75
	Efluente	0.171	0.38475	0.173	0.38925	0.221	0.49725	0.228	0.513
12/11/2008	Influente	0.3	0.75	0.3	0.75	0.3	0.75	0.3	0.75
	Efluente	0.128	0.288	0.105	0.23625	0.234	0.5265	0.245	0.55125
14/11/2008	Influente	0.3	0.75	0.3	0.75	0.3	0.75	0.3	0.75
	Efluente	0.021	0.04725	0.028	0.063	0.164	0.369	0.196	0.441
17/11/2008	Influente	0.189	0.4725	0.189	0.4725	0.189	0.4725	0.189	0.4725
	Efluente	0.062	0.1395	0.076	0.171	0.169	0.38025	0.171	0.38475
19/11/2008	Influente	0.189	0.4725	0.189	0.4725	0.189	0.4725	0.189	0.4725
	Efluente	0.117	0.26325	0.118	0.2655	0.176	0.396	0.183	0.41175
21/11/2008	Influente	0.189	0.4725	0.189	0.4725	0.189	0.4725	0.189	0.4725
	Efluente	0.072	0.162	0.078	0.1755	0.139	0.31275	0.147	0.33075
24/11/2008	Influente	0.189	0.4725	0.189	0.4725	0.189	0.4725	0.189	0.4725
	Efluente	0.056	0.126	0.054	0.1215	0.119	0.26775	0.115	0.25875
26/11/2008	Influente	0.4	1	0.4	1	0.4	1	0.4	1
	Efluente	0.079	0.17775	0.098	0.2205	0.267	0.60075	0.269	0.60525
28/11/2008	Influente	0.4	1	0.4	1	0.4	1	0.4	1
	Efluente	0.169	0.38025	0.154	0.3465	0.283	0.63675	0.268	0.603
01/12/2008	Influente	0.4	1	0.4	1	0.4	1	0.4	1
	Efluente	0.162	0.3645	0.155	0.34875	0.362	0.8145	0.355	0.79875
03/12/2008	Influente	0.4	1	0.4	1	0.4	1	0.4	1
	Efluente	0.097	0.21825	0.059	0.13275	0.2	0.45	0.219	0.49275
08/12/2008	Influente	0.4	1	0.4	1	0.4	1	0.4	1
	Efluente	0.148	0.333	0.175	0.39375	0.327	0.73575	0.325	0.73125
10/12/2008	Influente	0.4	1	0.4	1	0.4	1	0.4	1
	Efluente	0.035	0.07875	0.04	0.09	0.187	0.42075	0.177	0.39825
12/12/2008	Influente	0.4	1	0.4	1	0.4	1	0.4	1
	Efluente	0.022	0.0495	0.032	0.072	0.231	0.51975	0.242	0.5445
15/12/2008	Influente	0.4	1	0.4	1	0.4	1	0.4	1

BALANCE GLOBAL DE Zn ^{total}									
Fecha		SMP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	SMSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
	Efluente	0.066	0.1485	0.063	0.14175	0.313	0.70425	0.314	0.7065
17/12/2008	Influente	0.4	1	0.4	1	0.4	1	0.4	1
	Efluente	0.054	0.1215	0.066	0.1485	0.164	0.369	0.173	0.38925
TOTAL (mg)	Influente		20.36		20.36		20.36		20.36
	Efluente		5.76675		5.5215		10.18575		10.44

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con planta y solución nutritiva; SMSP1 Y SMSP2: reactores sin planta y solución nutritiva

BALANCE GLOBAL DE Zn ^{total}									
Fecha		MP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
10/09/2008	Influente	24.622	61.555	24.622	61.555	24.622	61.555	24.622	61.555
	Efluente	2.494	5.6115	3.577	8.04825	6.317	14.21325	6.061	13.63725
12/09/2008	Influente	24.622	61.555	24.622	61.555	24.622	61.555	24.622	61.555
	Efluente	6.764	15.219	10.49	23.6025	9.884	22.239	9.221	20.74725
15/09/2008	Influente	24.622	61.555	24.622	61.555	24.622	61.555	24.622	61.555
	Efluente	4.497	10.11825	6.79	15.2775	16.064	36.144	15.994	35.9865
19/09/2008	Influente	34.479	86.1975	34.479	86.1975	34.479	86.1975	34.479	86.1975
	Efluente	17.99	40.4775	14.6	32.85	23.83	53.6175	25.77	57.9825
23/09/2008	Influente	45.78	114.45	45.78	114.45	45.78	114.45	45.78	114.45
	Efluente	28.15	63.3375	25.22	56.745	32.03	72.0675	27.75	62.4375
27/09/2008	Influente	59.37	148.425	59.37	148.425	59.37	148.425	59.37	148.425
	Efluente	24.63	55.4175	20.55	46.2375	38.66	86.985	36.72	82.62
01/10/2008	Influente	60.32	150.8	60.32	150.8	60.32	150.8	60.32	150.8
	Efluente	37.09	83.4525	31.59	71.0775	42.33	95.2425	35.16	79.11
06/10/2008	Influente	59.67	149.175	59.67	149.175	59.67	149.175	59.67	149.175
	Efluente	35.76	80.46	35.37	79.5825	30.55	68.7375	32.43	72.9675
10/10/2008	Influente	58.4	146	58.4	146	58.4	146	58.4	146
	Efluente	35.24	79.29	36.2	81.45	38.89	87.5025	38.91	87.5475
14/10/2008	Influente	44.21	110.525	44.21	110.525	44.21	110.525	44.21	110.525
	Efluente	35.94	80.865	34.03	76.5675	34.97	78.6825	33.16	74.61
07/11/2008	Influente	20	50	20	50	20	50	20	50
	Efluente	11.014	24.7815	8.264	18.594	12.32	27.72	10.324	23.229
10/11/2008	Influente	21.119	52.7975	21.119	52.7975	21.119	52.7975	21.119	52.7975
	Efluente	6.53	14.6925	3.764	8.469	16.307	36.69075	13.68	30.78
12/11/2008	Influente	21.804	54.51	21.804	54.51	21.804	54.51	21.804	54.51
	Efluente	6.315	14.20875	3.02	6.795	15.03	33.8175	16.78	37.755
14/11/2008	Influente	18.582	46.455	18.582	46.455	18.582	46.455	18.582	46.455
	Efluente	4.934	11.1015	7.87	17.7075	10.856	24.426	12.394	27.8865

BALANCE GLOBAL DE Zn _{total}									
Fecha		MP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MP2 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP1 (mg/L)	Conc*V (mg)	MSP2 (mg/L)	Conc*V (mg)
17/11/2008	Influente	16.97	42.425	16.97	42.425	16.97	42.425	16.97	42.425
	Efluente	5.867	13.20075	6.79	15.2775	10.211	22.97475	9.318	20.9655
19/11/2008	Influente	26.774	66.935	26.774	66.935	26.774	66.935	26.774	66.935
	Efluente	10.854	24.4215	9.044	20.349	14.024	31.554	18.76	42.21
21/11/2008	Influente	22.884	57.21	22.884	57.21	22.884	57.21	22.884	57.21
	Efluente	2.021	4.54725	1.257	2.82825	17.724	39.879	13.076	29.421
24/11/2008	Influente	22.775	56.9375	22.775	56.9375	22.775	56.9375	22.775	56.9375
	Efluente	18.276	41.121	17.374	39.0915	20.33	45.7425	19.08	42.93
26/11/2008	Influente	25	62.5	25	62.5	25	62.5	25	62.5
	Efluente	13.094	29.4615	15.836	35.631	19.435	43.72875	20.029	45.06525
28/11/2008	Influente	26.483	66.2075	26.483	66.2075	26.483	66.2075	26.483	66.2075
	Efluente	7.614	17.1315	9.224	20.754	20.054	45.1215	19.974	44.9415
01/12/2008	Influente	26.563	66.4075	26.563	66.4075	26.563	66.4075	26.563	66.4075
	Efluente	0.821	1.84725	1.167	2.62575	18.306	41.1885	15.24	34.29
03/12/2008	Influente	30	75	30	75	30	75	30	75
	Efluente	1.832	4.122	0.183	0.41175	21.915	49.30875	27.484	61.839
08/12/2008	Influente	30.264	75.66	30.264	75.66	30.264	75.66	30.264	75.66
	Efluente	0.194	0.4365	0.196	0.441	19.819	44.59275	18.145	40.82625
10/12/2008	Influente	30.364	75.91	30.364	75.91	30.364	75.91	30.364	75.91
	Efluente	4.214	9.4815	3.456	7.776	12.794	28.7865	16.964	38.169
12/12/2008	Influente	30.894	77.235	30.894	77.235	30.894	77.235	30.894	77.235
	Efluente	16.517	37.16325	13.004	29.259	20.074	45.1665	20.004	45.009
15/12/2008	Influente	33.494	83.735	33.494	83.735	33.494	83.735	33.494	83.735
	Efluente	11.084	24.939	12.495	28.11375	23.384	52.614	24.164	54.369
17/12/2008	Influente	35	87.5	35	87.5	35	87.5	35	87.5
	Efluente	12.364	27.819	9.004	20.259	21.357	48.05325	22.374	50.3415
TOTAL (mg)	Influente		2187.6625		2187.6625		2187.6625		2187.6625
	Efluente		814.725		765.82125		1276.79625		1257.6735

Donde: MP1 y MP2: reactores con metal y con planta; MSP1 y MSP2: reactores con metal y sin planta Nota: los reactores MP1 y MP2 también fueron utilizados con el nombre de ARP1 y ARP2; los reactores MSP1 y MSP2 también fueron nombrados ARSP1 y ARSP2

Reactor	Entrada (mg)	Salida (mg)	Acumulación (mg)
SMP1	20.36	5.76675	14.59325
SMP2	20.36	5.5215	14.8385
SMSP1	20.36	10.18575	10.17425
SMSP2	20.36	10.44	9.92
MP1 y ARP1	2187.6625	814.725	1372.9375
MP2 y ARP2	2187.6625	765.82125	1421.84125
MSP1 y ARSP1	2187.6625	1276.7925	910.87
MSP2 y ARSP2	2187.6625	1257.6735	929.989

Donde: SMP1 y SMP2: reactores con solución nutritiva con planta; SMSP1 y SMSP2: reactores con solución nutritiva sin planta; MP1, MP2, ARP1 y ARP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso con planta; MSP1, MSP2, ARSP1 y ARSP2: reactores con lixiviados y agua de reproceso sin planta

BIBLIOGRAFÍA

- Adriano, D.C. 2001. *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry*. Bioavailability and Risk of Metals. Second Ed. Springer, New York, 867 pp.
- Allen, S.E. 1989. *Analysis of vegetation and other organic materials*. In: S.E. Allen (Ed.) Chemical Analysis of Ecological Materials, Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne. pp. 46-61
- Alloway, B.J. 1992. *Heavy metal dynamics in sediment and estuarine water*. In: Haison, R.M. (Ed.). Understanding Our Environment. Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Alloway, B.J., Ayre, D.C. 1993. *Chemical Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic and Professional, London.
- Alonso, J., García, M.A., Pérez, M., Melgar, M.J. 2004. *Acumulación de metales pesados en macromicetos comestibles y factores que influyen en su captación*. Revista de Toxicología. 21(1): 11-15.
- Anónimo. 2007. Datos proporcionados por la empresa cooperante
- APHA-AWWA-WPCF. 1992. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. 17ª Ed. Ediciones Díaz Santos, S.A. Madrid. España.
- Arriazu-Navarro, R. 2007. *El cadmio ¿carcinogénico prostático o no?*. Departamento de Histología y Anatomía Patológica. Universidad de San Pablo. Madrid, España. 9 pp.
- Aubert, H., Pinta, M. 1997. *Trace elements in Soils*. Elsevier Scientific Publishing. Amsterdam.
- Baker AJM, Walker PL. 1990. *Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants*. In: Shaw AJ, ed. Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects, Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 155-157.
- Barko, J.W., Gunnison, D., Carpenter, S.R. 1991. *Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics*. Aquat. Bot. 41:41-65.
- Batty, L.C., Baker, A.J., Wheeler, B.D. 2002. *Aluminium and Phosphate Uptake by *Pragmites australis*: the Role of Fe, Mn and Al Root Plaques*. Annals of Botany. 89: 443-449.
- Benavides, M.P., Gallego, S.M., Tomaro, M. 2005. *Cadmium toxicity in plants*. Brazilian Journal of Plant Physiology. 17:21-34.
- Berner, R.A. 1980. *Early Diagenesis: A Theoretical Approach*. Princeton University Press, Princeton, 241 pp.

- Bettina, L. 2000. *Estudios sobre los efectos etiológicos del cadmio*. Universidad Nacional de Luján, Prov. de Buenos Aires. Revista de Toxicología. [En línea]. 14pp.
- Brix, H. 1994. *Functions of macrophytes in constructed wetlands*. Wat. Sci. Tech. 29:71-78.
- Bugbee, B. 2003. *Nutrient Management in Recirculating Hydroponic Culture*. Presented at the South Pacific Soil-less Culture Conference. Palmerston North, New Zealand.
- Cano-Aguilera, I., Haque, N., Morrison, G.M., Aguilera-Alvarado, A.F., Gutiérrez, M., Gardea-Torresdey, J.L., de la Rosa, G. 2005. Use of hydride generation-atomic absorption spectrometry to determine the effects of hard ions, iron salts, and humic substances on arsenic sorption to sorghum biomass. Microchemical Journal. 81:57-60.
- Carrillo-Chávez, A.O., Morton-Bermea, O., González-Partida, E.H., Rivas-Solórzano, H., Oesler, G., García-Meza, V., Hernández, E., Morales, P., Cienfuegos, E. 2003. *Environmental geochemistry of the Guanajuato Mining District, México*. Ore Geology Reviews. 23: 277-297.
- Cheng, S., Grosse, W., Karrenbrock, F., Thoennesen, M. 2002. *Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals*. Ecological Engineering. 18(3): 317-325.
- Coll-Hurtado, A., Sánchez-Salazar, M.A., Morales, J. 2002. *La minería en México, geografía, historia, economía y medio ambiente*. Temas selectos de Geografía de México. Textos monográficos: Economía. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. México. 126 pp.
- Costero, C. 2004. *Relaciones actuales México-Canadá en el sector minero*. Revista Mexicana De Estudios Canadienses, nueva época. 1(7). Dirección: http://revista.amec.com.mx/num_7_2004/Costero_Cecilia.htm
- Cowgill, V.M. 1974. *The hydrogeochemical of Linsley Pond, North Branford*. Part 2. The chemical composition of the aquatic macrophytes. Archiv fur Hydrologie. 45(1): 1-119.
- Csuros, M., Csuros, C. 2002. *Environmental Sampling and Analysis for Metals*. Lewis Publishers Ed. Boca Raton, Florida. EEUU. 372 pp.
- Denimal, S., Bertrand, C., Mudry, J., Paquette, Y., Hochart, M., Steinmann, M. 2005. *Evolution of the aqueous geochemistry of mine pit lakes – Blanzky-Montceau-les-Mines coal basin (Massif Central, France): Origin of sulfate contents; effects of stratification on water quality*. Applied Geochemistry. 20: 825–839.
- Denny, P. 1980. *Solute movement in submerged angiosperms*. Biological Rev. 55: 65-92.
- DGN. 2001. Norma Mexicana. NMX-AA-030-SCFI-2001. *Análisis de Agua- Determinación de la demanda química de oxígeno en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas- Método de Prueba*. Dirección General de Normas, Secretaría de Economía, Poder Ejecutivo Federal. México, D.F. México.

- DOF. 2004. Norma Oficial Mexicana NOM-141-SEMARNAT-2003, que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción y operación y postoperación de presas de jales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. México.
- DOF. 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. México.
- DOF. 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. México.
- Drever, J.L. 1988. The Geochemistry of Natural Waters. Prentice-Hall. Englewood Cliffs NJ. 347 pp.
- Duffus, J. H. 1983. Toxicología ambiental. Ed. Omega. Barcelona, España. 172 pp.
- Dunbabin, J.S., Browmer, K.H. 1992. Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. The Science of the Total Environment. 111: 151-68.
- Edroma, E.L.. 1974. Copper pollution in Rwenzori National Park, Uganda. Journal of Applied Ecology. 2: 1043-1056.
- Engler, R.M., Patrick WH Jr. 1975. Stability of sulfides of manganese, iron, zinc, copper and mercury in flooded and nonflooded soil. Soil Soc. 119:217-221.
- EPA. 2000a. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Humedales de flujo libre superficial. Agencia de Protección al Ambiente. Washington, D.C. EEUU.
- EPA. 2000b. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Humedales de flujo subsuperficial. Agencia de Protección al Ambiente. Washington, D.C. EEUU.
- EPA. 1992. Method 3005A. Acid Digestion Of Waters for Total Recoverable or Dissolved Metals for Analysis by FLAA or ICP Spectroscopy. Revision 1. EEUU
- EPA, 1985. United States Environmental Protection Agency Handbook: Remedial action at waste disposal sites.
- Fernandes, J.C., Henriques, F.S. 1990. Metal levels in soils and cattail (Typha latifolia L.) plants in a pyrites mine area at Lousal, Portugal. International Journal of Environmental Studies. 36:205-210.
- Fritioff, M. A., Kautsky, L., Greger, M. 2005. Influence of temperature and salinity on heavy metal uptake by submersed plants. Environmental Pollution. 133: 265-274.

- Gallon, C., Munger, C., Prémont S., Campbell, C. 2004. Hydroponic study of aluminium accumulation by aquatic plants: Effects of fluoride and pH. Water, Air and Soil Pollution. 153: 135-155.
- Gambrell, R.P. 1994. Trace and toxic metals in wetlands-a review. J. Environ. Qual. 23: 883-891.
- Gamonal-Pajares-Pajares, P. 2007. Tratamiento de drenaje de ácidos de minas en humedales construidos. Ecoamérica, Mayo 2007. Consultado en: www.ecoamerica.cl
- García-Meza, J.V., Ramos, E., Carrillo-Chávez, A., Durán-de-Bazúa, C. 2004. Mineralogical and chemical characterization of historical mine tailings from the Valenciana mine, Guanajuato, Mexico: Environmental implications. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 72(1): 170-177.
- García-Meza, J.V. 2003. Caracterización fisicoquímica del desecho minero (jal) La Valenciana, Guanajuato, previa y posterior a bioensayos diagnósticos enfocados a la generación de propuestas para su remediación. Tesis de Doctorado en Ciencias. Programa de Maestría y Doctorado en Ciencias Químicas. UNAM. Octubre 3. México D.F. México.
- Gastélum, A. 2007. Contamina el agua la industria minera. Cananea registra alto índice de enfermedades crónico-degenerativas debido a la presencia de metales pesados en el agua potable. Primera Plana.com.mx. 23 de julio. Hermosillo, Sonora, México. Dirección: <http://www.primera-plana.com.mx/?c=128&a=3629>
- Gibeaut, D.M., Hulett, J., Cramer, G.R., Seeman, J.R. 1997. Maximal biomass of Arabidopsis thaliana using a simple, low maintenance hydroponic method and favorable environmental conditions. Plant Physiology. 115: 317-319.
- Gibert, O., Pablo, J.D., Cortina, J.L., Ayora, C. 2004. Chemical characterization of natural organic substrates for biological mitigation of acid mine drainage. Water Research. 38(19): 4186-4196.
- Goldbol, D.L., Hutterman, A. 1985. Effect of zinc, cadmium and mercury on root elongation on Picea abies (Karst.) seedlings and the significance of these metals to forest die-back. Environmental Pollution. 38: 375-381.
- González-Sandoval, M.R. 2006. Generación de lixiviados ácidos de jales ricos en pirita. Tesis de Maestría en Ingeniería (Campo del conocimiento: Ingeniería Ambiental, Campo disciplinario: Residuos Peligrosos). Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería. UNAM. México, D.F., México.
- González-Sandoval, M.R. 2008. Procesos de oxidación de sulfuros en una presa de jales. En proceso: Tesis de Doctorado en Ingeniería Química – Procesos. UNAM, Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería, México, D.F. México.

- Gouia, H., Ghorbal, M.H., Meyer, C. 2000. Effects of cadmium on activity of nitrate reductase and other enzymes of nitrate assimilation pathway in bean. Plant Physiology and Biochemistry. 38: 629-638.
- Goulet, R.R., Lalonde, J.D., Munger, C., Dupuis, S., Dumont-Frenett, G., Prémont, S., Campbell, P.G.C. 2005. Phytoremediation of effluents from aluminium smelters: A study of Al retention in mesocosms containing aquatic plant. Water Research. 39: 2291-2300.
- Greenway, M., Simpson, J.S. 1997a. Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. Water Science and Technology. 35(5): 135-142.
- Greenway, M., Simpson J.S. 1997b. Suitability of aquatic macrophytes for constructed wetlands receiving sewage effluent in Queens Land, Australia. En BNR3 Conf on AAWQ & AWWA. Nov-Dec, p 1-9. Brisbane, Australia.
- Gregory, R.P.G., Bradshaw, A.D.1965. Heavy metal tolerance in population of Agrostis tenuis Sibth and other grasses. New Phytologist. 64: 131-143.
- Groudev, S.N., Bratcova, S.G., Komnitsas, K. 1999. Treatment of waters polluted with radioactive elements and heavy metals by means of a laboratory passive system. Minerals Engineering. 12(3): 261-270.
- Groudev, S.N., Georgiev, P.S., Angelov, A.T., Spasova, I.I., Mitrov, T. 2001b. Treatment of metal-contaminated waters by a pilot-scale constructed wetland. In: Presented in International Symposium Universitaria Ropet 2001. Petrosani, Romania. October, 2001. Available from: <http://www.labmet.ntua.gr/enviman/publications.htm>
- Groudev, S.N., Komnitsas, K., Spasova, I.I., Paspaliaris, I. 2001c. Treatment of acid mine drainage by a natural wetland. In: Presented in Wetlands & Remediation Conference. Burlington, USA. October, 2001. Consultado en: <http://www.labmet.ntua.gr/enviman/publications.htm>
- Groudev, S.N., Nicolova, M.V., Spasova, I.I., Komnitsas, K., Paspaliaris, I. 2000a. Treatment of acid mine drainage from an uranium deposit by means of natural wetland. In: Presented in ISEB 2001 Phytoremediation Conference. Leipzig, Germany. May, 2001. Available from: <http://www.labmet.ntua.gr/enviman/publications.htm>
- Guido-Zárate, A. 2006. Estudio de los potenciales de óxido-reducción en reactores biológicos que simulan un humedal artificial. Tesis de Maestría en Ingeniería (Campo del conocimiento: Ingeniería Ambiental, Campo disciplinario: Agua). Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería. UNAM. México D.F., México.
- Hakanson, L., Jansson, M. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag. Berlin. 316 pp.

- Hallberg, K.B., Jonson, D.B. 2005. Biological manganese removal from acid mine drainage in constructed wetlands and prototype bioreactors. Science of the Total Environment. 338(1-2): 115-124.
- Hares, R.J., Ward, N.I. 2004. Sediment accumulation in newly constructed vegetative treatment facilities along a new major road. Science of the Total Environment. 334-335: 473-479.
- Hawkins, W.B., Rodgers Jr., J.H., Gillespie Jr., W.B., Dunn, A.W., Dorn, P.B., Cano, M.L. 1997. Design and Construction of Wetlands for Aqueous Transfers and Transformations of Selected Metals. Ecotoxicology and Environmental Safety. 36(3): 238-248.
- Hedin, R.S., Nairn, R.W., Kleinmann, R.L.P. 1994. The passive treatment of coal mine drainage. US Bureau of Mines Information Circular 9389. 35 pp.
- Hernández, V. 2007. Invertirá industria minera 14 mil mdd en cinco años. El Siglo de Torreón. 21 de Sep de 2007. Dirección: <http://www.elsiglodetorreon.com.mx/noticia/298977.invertira-industria-minera-14-mil-mdd-en-cinc.html>
- Hernández-Peñalver, M.T., García-Melián, M., Caña-Pérez, R., Sardiño-Peña, O. 1999. Fracciones biodisponibles de arsénico, plomo, cadmio y mercurio en sedimentos de corrientes superficiales seleccionadas. Revista Cubana High Epidemiol. 37(3): 132-137.
- Holding, B.V. 2008. Propiedades químicas del cadmio. Consultado en: <http://www.lenntech.com/espanol/tabla-periodica/Cd.htm>. Noviembre 2008.
- Hursthouse, A. 2001. The relevance of speciation in the remediation of soils and sediments contaminated by metallic elements- an overview and examples from Central Scotland, UK. Journal of Environmental Monitoring. 3:49-60.
- INE. 2005. Fuentes de contaminación en México. Instituto Nacional de Ecología. Dirección: <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/372/fuentes.html>
- ITRC. 2003. Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands. The Interstate Technology and Regulatory Council Wetlands Team, 128 pp.
- IWA. 2000. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design, and operation. Scientific and Technical Report No.8, Londres, Reino Unido.
- Johnston, C.A. 1993. Mechanisms of water wetland water quality interaction. In: Moshiri, G.A. (Ed.), Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, Boca Raton, 293-300 pp.
- Jonson D., Hallberg K. 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. Sci. Total Environ. 338:3-14.

- Kadlec, R.H. 2000. *The inadequacy of first-order treatment wetland models*. Ecol. Eng. 15:105-119.
- Kadlec, R.L., Keoleian, G.A. 1986. Metal Ion Exchange on Peat. In: Fuchsman, C.H. (Ed.), *Peat and Water*. Elsevier Applied Science, 61-93 pp.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L. 1996. *Treatment Wetlands*, C.R.C. Lewis Publishers. Nueva York, EEUU.
- Kim, S., Ma, H., Allen, H.E., Cha, D.K. 2002. *Influence of dissolved organic matter on the toxicity of copper to Ceriodaphnia dubia: effect of complexation kinetics*. Environmental Toxicology and Chemistry. 18(11): 2433-2437.
- Kloke, A., Sauerbeck, D.R., Vetter, H. 1984. *The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chain*. In: J.O. Nriagu (Ed.) Changing Metal Cycles and Human Health. SpringerVerlag, Berlin. p113.
- Krishnamurti, G., Naidu, R. 2000. *Speciation and phytoavailability of cadmium in selected surface soils of South Australia*. Journal of Soil Research. 38: 991-1004.
- Lafayette, W. 2004. *Estudios sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Adwanter, en la Provincia de Valdivia*. Veterinary Pathology Building. Valdivia, Chile. 11 pp.
- Lara-B., J.A. 1999. *Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales*. Citado en: <http://www.geocities.com/jalarab>
- Lin, L.Y. 1995. *Wastewater treatment for inorganics*. Enciclopedia of Environmental Biology. Vol.3. Academic Press. 479-484 pp.
- Lizárraga-Mendiola, L.G. 2007. *Estudio de la geología ambiental en un sitio minero al SW del Estado de México, México*. Tesis de Doctorado en Ciencias de la Tierra. Programa de Maestría y Doctorado en Ciencias de la Tierra. UNAM. México, D.F.
- Lomelín-Guillén, J. *Peñoles, una exitosa empresa minera mexicana*. Conferencia, Agosto 30, 2007. Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. México
- Low, K.S., Lee, C.K. and Tan, S.H. 1984. *Selected aquatic vascular plants as biological indicators for heavy metal pollution*. Pertanika. 7:33-47.
- Machemer, S.D., Wildeman, T.R. 1992. *Adsorption compared with sulfide precipitation as metal removal processes from acid mine drainage in a constructed wetland*. Journal of Contaminant Hydrology. 9(1-2): 111-131.
- Maehlum, T., Stalnacke, P. 1999. *Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: Effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations*. Wat. Sci. Tech. 40:273-281.

- Majumder, S., Ghoshal, K., Summers, D., Bai, S., Datta, J., Jacob, S.T. 2003. Chromium (IV) Down-regulates heavy metal induced metallothionein gene transcription by modifying transactivation potential of the key transcription factor, metal responsive transcription factor 1. J. Biol. Chem. 278(28): 26216-26226.
- Manahan, S.E. 1999. Environmental chemistry. Lewis Pubs. 7a Ed. Boca Raton, FL, EEUU. Pp. 99-119.
- Manios, T., Stentiford, E., Millner, P. 2003. The effect of heavy metals accumulation on the chlorophyll concentration of Typha latifolia plants, growing in a substrate containing sewage sludge compost and watered with metaliferous water. Ecol. Eng. 19, 249-264.
- Manson, R., Lawrence, A. 1999. Concentration, distribution and bioavailability of mercury and methylmercury in sediments of Baltimore Harbor and Chesapeake Bay, Maryland, EEUU. Environmental Toxicology and Chemistry. 18: 2438-2447.
- Manual de Fitodepuración. 2007. Proyecto Life "Nuevos filtros con macrófitas en flotación para la región mediterránea". Madrid, España. Disponible en World Wide Web (Consultado el 21 de septiembre de 2007): <http://www.macrophytes.info/documentacion.html#manual>.
- Martín, F., García, I., Díaz, M., Sierra, M., Simon, M., Dorronsoro, C. 2008. Soil alteration by continued oxidation of pyrite tailings. Applied Geochemistry. 23: 1152-1165.
- Mashauri, D.A., Mulugu, D.M.M., Abdul Hussein, B.S. 2000. Constructed wetland at the University of Dar Es Salaam. Water Research. 24(4): 1135-1144.
- Masi, F., Bendoricchio, G., Conte, G., Garuti, G., Innocenti, A., Franco, D., Pietrelli L., Pineschi, G., Pucci, B., Romagnoli, F. 2000. Constructed wetlands for wastewater treatment in Italy: State of the art and obtained results. En 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control Florida, EEUU. , 979-985 pp.
- Matagi, S.V., Swai, D., Mugabe, R. 1998. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. African Journal for Tropical Hydrology and Fisheries. 8: 23-35.
- Mayer, R.A., McIntosh, A.W. and Anderson, V.L. 1977. Uptake of cadmium and lead by rooted aquatic macrophyte (Elodea Canadensis). Ecology. 58:1176-1180.
- Mays, P.A., Edwards, G.S. 2001. Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. Ecol Eng. 16(4): 487-500.
- Mazer, G., Booth, D., Ewing, K. 2001. Limitations to vegetation establishment and growth in biofiltration swales. Ecol Eng. 17 (4): 429-443.
- McNaughton S.J., Folsom, T.C., Lee, T., Park, F., Price, C., Roeder, D., Schmitz, J., Stockwell, C. 1974. Heavy metal tolerance in Typha latifolia without the evolution of tolerant races. Ecology. 55:1163-1165.

McNeilly, T., Bradshaw, A.D. 1968. Evolutionary process in populations and copper tolerant *Agrostis tennuis* Sibth. *Evolution Lancaster*. 22: 108-118.

Mitsch, W., Wise, K. 1998. Fate of metals and predictive model validation of constructed wetland treating acid mine drainage. *Wat. Res.* 32:6

Mortimer, D.C. 1985. Freshwater aquatic macrophytes as heavy metal monitors- the Ottawa River experience. *Environ. Monitor. Assessment*. 5:311-323.

Muller, G. 1988. Chemical decontamination of dredged materials, combustion residues, soil and other materials contaminated with heavy metals. In: Wolf, K., Van, W.J., Brink, D.E., Colon, F.J. (Eds.), *Proceedings of the II International TNO/BMFT conference on contaminated soil*. Vol. 2. Kluwer Dordrecht. 1439-1442 pp.

Mungur, A.S., Shutes, R.B.E., Revitt, D.M., House, M.A. 1997. An assessment of metal removal by a laboratory scale wetland. *Water Science and Technology*. 35(5): 125-133.

Murray-Gulde, C.L., Berr, J., John, H.R. 2005. Evaluation of a constructed wetland treatment system specifically designed to decrease bioavailable copper in a wastestream. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 61(1): 60-73.

Nelson, E.A., Specht, W.L., Bowers, J.A., Gladden, J.B. 2002. Constructed wetlands for removal of heavy metals from NPDES outfall effluent. In: *Proceedings of the 2002 National Conference on Environmental Science and Technology*. Greensboro, North Carolina. EEUU.

NMX-AA-25-1984. Protección al ambiente – Contaminación del suelo – Residuos sólidos municipales - Determinación del pH método potenciométrico. NORMA MEXICANA. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. México, D.F. México.

Noller, B.N., Woods, P.H., Ross, B.J. 1994. Case studies of wetland filtration of mine waste water in constructed and naturally occurring systems in northern Australia. *Water Science and Technology* 29: 257-266.

NOM-052-SEMARNAT-2005. Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. NORMA OFICIAL MEXICANA. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F., México.

Nordstrom, D.K. 1982. Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. En: Kitrick, J.A., Fanning, D.S., Hossner, L.R. (Eds.), *Acid Sulfate Weathering*, Vol. 10. Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI, pp. 37-56. En Martín, F., García, I., Díaz, M., Sierra, M., Simon, M., Dorransoro, C. 2008. Soil alteration by continued oxidation of pyrite tailings. *Applied Geochemistry*. 23: 1152-1165.

Novotny, V., Olem, H. 1994. Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution. Van Nostrand Reinhold, New York. 1054 pp.

- Nyquist, J., Greger, M. 2003. MiMi – Wetland plants for treatment of Acid Mine Drainage. Departement of Botany, Stockholm University. Stockholm, Suecia.
- Otte, M.L., Kearns, C.C., Doyle, M.O. 1995. Accumulation of arsenic and zinc in the rizhosphere of wetland plants. Bulletin of Environment Contamination and Toxicology. 55: 154-161.
- Pacheco-Gutiérrez, L.A. 2006. Propuesta de reaprovechamiento integral del agua de proceso de una empresa minera empleando sistemas biológicos anaerobios. Tesis de Maestría en Ingeniería Química (Procesos). Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. México.
- Panizza-de-León, A., Aldama-Ojeda, A., Chacalo-Hilu, A., Vaca-Mier, M., Grabinsky-Steider, J., Márquez-Herrera, C., Durán-de-Bazúa, C. 2008. Evaluación del compost elaborado a partir de lodos con alto contenido de sulfato de aluminio. Rev. Latinoam. Recs. Nats. 4(3): 342-348.
- Patrick Jr., W.H., Verboo, M. 1998. Distribution of soluble heavy metals between ionic and complexed forms in saturated sediment as affected by pH and redox conditions. Water Science and Technology. 37(6-7): 165-172.
- Poschenrieder, C., Gunsé, B., Barceló, J. 1989. Influence of cadmium on water relations, stomatal resistance, and abscisic acid content in expanding bean leaves. Plant Physiology. 90: 1365-1371.
- Poy-Solano, L. 2006. Procesos hidrometalúrgicos, fuente de contaminación de mantos freáticos. Entrevista a Icela Barceló-Quintal especialista en fisicoquímica, UAM-Azacapatzalco. La Jornada en Internet. 18 de abril, 2006. México, D.F. Consultado en: <http://www.jornada.unam.mx/2006/04/18/a03n1cie.php>
- Qureshi, J.A., Thurman, D.A., Hardwick, K., Collin, H.A. 1985. Uptake and accumulation of zinc, lead, copper and zinc and lead tolerant Anthoxanthum odoratum L. New Phytologist. 100: 429-434.
- Ramírez, A. 2002. Toxicología del Cadmio. Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos. Anales de la Facultad de Medicina. Universidad Nacional de San Marcos. Vol. 63(1). 51-64 pp.
- Ramírez-Burgos, L.I., Durán-Domínguez-de-Bazúa, M.C., García-Fernández. J.A., Montoy-Hernández, R., Oaxaca-Grande, M.A. 2006. Estabilización de residuos peligrosos derivados de la medición de contaminantes como demanda química de oxígeno y estudio comparativo del método oficial como un micrométodo para minimizar sus residuos. Serie Química Ambiental de las Sustancias y los Residuos Peligrosos. Vol.1. Pub. PIQAYQA-FQ-UNAM. México, D.F. México.
- Ranville, M., Rough, D., Flegal, A., R. 2004. Metal attenuation at the abandoned Spenceville copper mine. Applied Geochemistry. 19: 803–815.

- Robbins, E.L., Norden, A.W., 1994. Microbial oxidation of iron and manganese in wetlands and creeks of Maryland, Virginia, Delaware and Washington. In: Chiang, S.H. (Ed.), Proceedings of the XI Annual International Pittsburgh Coal Conference, 2, 1154-1159 pp.
- Rodríguez-Serrano, M., Martínez-de la Casa, N., Romero-Puertas, M.C., Del Río, L.A., Sandalio, L.M. 2008. Toxicidad del cadmio en plantas. Ecosistemas. 17(3): 139-146.
- Rose, A. W., Cravotta III, C. A. 2004. Geochemistry of Coal Mine Drainage. En Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania. Cap. 1. Pennsylvania Department of Environmental Protection. Consultado en: <https://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/districts/CMDP/chap01.html>.
- Sánchez, L.E. 1995. "Aspectos Geológicos de Protección Ambiental", Volumen I, UNESCO.
- Sandalio, L.M., Dalurzo, H.C., Gomez, M., Romero-Puertas, M.C., del Río, L.A. 2001. Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. Journal of Experimental Botany. 52: 2115-2126.
- Schiffer, D.M. 1989. Water quality variability in a Central Florida wetland receiving highway runoff. In: Davis, F.E. (Ed.) Water: Laws and Management. American Water Research Association. Bethesda, MD. 7A-1-7A-11 pp.
- Schnoor, J. 1996. Modeling Trace Metals, in J. Schnoor and A. Zehnder (eds) Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutants in Water, Air and Soil, Wiley, Air and Soil, Wiley, New York, pp. 381-451.
- SEDESOL. 1993. Informe de la situación general en materia de equilibrio ecológico y protección al ambiente 1991-1992. Secretaría de Desarrollo Social, en Mejía, J., Carrizales, L., Rodríguez, V.M., Jiménez-Capdeville, M.E., Díaz-Barriga, F. 1999. Un método para la evaluación de riesgos para la salud en zonas mineras. Salud Pública de México. Vol. 41, Suplemento 2, P. S132. México DF. México.
- Sen, N.S., Kapoor, V.K., Gopalkrishna, G. 1990. Seasonal growth of Eichhornia crasipes (Mart.) and its possible impact on the primary productivity and fishery structure in a tropical reservoir. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 18 (3): 307-323.
- Sharpe, V., Denny, P. 1976. Electron microscope studies on the absorption and localization of lead in the leaf tissue of potamogeton pectinatus L. Journal of Experimental Botany. 27: 1135-1162.
- Sheoran, A.S. 2006. Performance of three aquatic plant species in bench-scale acid mine drainage wetland test cells. Mine Water and the Environment. 25: 23-36.
- Sheoran, A.S. 2004. Treatment of Acid Mine Drainage by Constructed Wetland: An Ecological Engineering Approach. Ph.D. Thesis. Jai Narain Vyas University. Jodhpur (India).

- Sheoran, A.S., Sheoran, V. 2006. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. Mineral Engineering. 19: 105-116.
- Sholkovitz, E.R. 1978. The flocculation of dissolved Fe, Mn, Al, Cu, Ni, Co and Cd during estuarine mixing. Earth Planet Science Letters. 41: 77-86.
- Singh, P.K., Tewari, R.K. 2003. Cadmium toxicity induced changes in plant water relations and oxidative metabolism of Brassica juncea L. plants. Journal of Environmental Biology. 24:107-112.
- Sinicrope, T.L., Langis, R., Gersberg, R.M., Busanardo, M.J., Zedler, J.B. 1992. Metal removal by wetland mesocosms subjected to different hydroperiods. Ecological Engineering. 1(4): 309-322.
- Skousen, J., Sexstone, A., Garbutt, K., Sencindiver, J. 1992. Wetlands for treating acid mine drainage. Green Lands. 22(4): 31-39.
- Sorrel, B.K., Allaway, W. 1997. Spatial variation of copper and lead concentrations of Eichhornia crassipes plants in a wetland receiving urban runoff. Aquat. Bot. 59:33-44.
- Sriyaraj, L.R. 1992. An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. Environment International. 26(5-6): 433-439.
- Stanley, R.A. 1974. The toxicity of heavy metals and salts to euroasian watermilfoil (Myriophyllum spicatum L.). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2:331-341.
- Stumm, W., Morgan, J. 1981. Aquatic Chemistry. Second Ed. John Wiley & Sons. New York. 780 pp.
- Swedlund, P.J., Webster, J. G., Miskelly, G. M. 2003. The effect of SO₄ on the ferrihydrite adsorption of Co, Pb and Cd: Ternary complexes and site heterogeneity. Applied Geochemistry. 18: 1671-1689.
- Taylor, G.J., Crowder, A.A. 1984. Copper and nickel tolerance in Typha latifolia clones from contaminated and uncontaminated environments. Canadian Journal of Botany. 62:1304-1308.
- Tchernitchin, A.N., Olivares, F., Aranda, C., Bustamante, R.A., Gaete, L., Ferrada, K., Villagra, R., Vera, J., Iturbe, R.J., Kim, Y.A., Hernández, N.B., Bizyak, T.Y., Novsak, S. 2008. Efectos de exposición aguda al cadmio en la acción de estrógenos en útero de rata impúber. Revista Chilena de Pediatría. 79(4): 373-380.
- Thomas, A., Debusk, R.B., Laughlin, J., Schwartz, L.N. 1996. Retention and compartmentalization of lead and cadmium in wetland microcosms. Water Research. 30 (11): 2707-2716.
- Tietzel, G., Parsek, M. 2003. Heavy metal resistance of biofilm and planktonic Pseudomonas eaeruginosa. Appl. Environ. Microbiol. 69: 2313-2320.
- Tipping, E., Hurley, M.A. 1992. A unifying model of cation binding by humic substances. Geochimica et Cosmochimica Acta. 56: 3627-3641.

- Valls, M., De Lorenzo, V. 2002. Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for the remediation of heavy metal pollution. FEMS Microbiology Reviews. 26: 327-338.
- Volesky, B. 1994. Advances in biosorption of metals: Selection of biomass types. Microbiology Reviews. 14: 291-302.
- Welsh, R.P.H., Denny, P. 1979. The translocation of lead and copper in two submerged aquatic angiosperm species. Journal of Experimental Botany. 30: 339-345.
- Whitfield M. 1996. Eh as an operational parameter in estuarine studies. Limnol Oceanogr. 14:547-558.
- Widerlund, A., Shcherbakova, E., Carlsson, E., Holmström, H., Öhlander, B. 2005. Laboratory study of calcite–gypsum sludge–water interactions in a flooded tailings impoundment at the Kristineberg Zn–Cu mine, northern Sweden. Applied Geochemistry. 20: 973-987.
- Wiebner, A., Kappelmeyer, U., Kuschik, P., Kastner, M. 2005. Influence of the redox condition dynamic on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. Water Research. 29: 248-256.
- Wood, B. 1990. Constructed wetlands for waste water treatment-engineering and design considerations. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.). Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Vol. 11. Pergaman Press, 481-484 pp.
- Ye, Z.H., Whiting, S.N., Qian, J.H., Lytle, C.M., Lin, Z.Q., Terry, N. 2001. Wetlands and aquatic processes, trace elements removal from coal ash leachate by 10 year old constructed wetland. Journal of Environmental Quality. 30: 1710-1719.
- Younger, P.L. 2000. Holistic remedial strategies for short- and long-term water pollution from abandoned mines. Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy (Section A: Mining Technology). 109: A210-A218.
- Zheng, J.S., Yang, J.L., Feng He, Y., Hui Yu, X., Zhang L., Feng You, J., Shen, R.F., Matsumoto, H. 2005. Immobilization of Aluminium with Phosphorus in Roots is Associated with High Aluminium Resistance in Buckwheat. Plant Physiology. 138: 297-303.