



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS
BIOLOGÍA EXPERIMENTAL

TÍTULO DEL PROYECTO

REDUCCIÓN DEL CONTENIDO DE SULFATOS EN AGUAS RESIDUALES
USANDO UN SISTEMA DE LABORATORIO QUE SIMULA UN REACTOR
ANAEROBIO DE LECHO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE (RALLFA)

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

TANIA ESPINOSA GONZÁLEZ

**TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: Profa. Dra. en Ing. Ma. del Carmen Durán Domínguez de
Bazúa, Facultad de Química, Posgrado en Ciencias Biológicas**

**COMITÉ TUTORAL: Dra. Luisa Isaura Falcón Álvarez, Instituto de Ecología
Dr. Miroslav Macek, Facultad de Estudios Superiores Iztacala**

MÉXICO, D.F. Noviembre de 2014



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
BIOLOGÍA EXPERIMENTAL

TÍTULO DEL PROYECTO
REDUCCIÓN DEL CONTENIDO DE SULFATOS EN AGUAS RESIDUALES
USANDO UN SISTEMA DE LABORATORIO QUE SIMULA UN REACTOR
ANAEROBIO DE LECHO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE (RALLFA)

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:
TANIA ESPINOSA GONZÁLEZ

**TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: Profa. Dra. en Ing. Ma. del Carmen Durán Domínguez de
Bazúa, Facultad de Química, Posgrado en Ciencias Biológicas**
**COMITÉ TUTORAL: Dra. Luisa Isaura Falcón Álvarez, Instituto de Ecología
Dr. Miroslav Macek, Facultad de Estudios Superiores Iztacala**

MÉXICO, D.F. Noviembre de 2014



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

OFICIO FCIE/DEP/539/14

ASUNTO: Oficio de Jurado

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **23 de junio de 2014** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Biología Experimental** del (la) alumno (a) **ESPINOSA GONZÁLEZ TANIA** con número de cuenta **405067798** con la tesis titulada **“Reducción del contenido de sulfatos en aguas residuales usando un sistema de laboratorio que simula un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA)”**, realizada bajo la dirección del (la) **DRA. MARÍA DEL CARMEN DURÁN DOMÍNGUEZ**:

Presidente: DRA. IRMA AURORA ROSAS PÉREZ
Vocal: DRA. MARISA MAZARI HIRIART
Secretario: DR. MIROSLAV MACEK
Suplente: DRA. MARISELA BERNAL GONZÁLEZ
Suplente: DRA. LUISA ISAURA FALCÓN ÁLVAREZ

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

Atentamente
“POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU”
Cd. Universitaria, D.F., a 3 de octubre de 2014

M. del Coro Arizmendi Arriaga
Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga
Coordinadora del Programa



MCAA/MJFM/ASR/grf*

Agradecimientos:

Al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM

Al CONACyT por la beca otorgada para la realización de los estudios de posgrado

Al Programa de Apoyo a Proyectos para la Innovación y Mejoramiento de la Enseñanza, PAPIIME, de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM, DGAPA, ya que a través del Proyecto Clave PE100514 "DESARROLLO DE MATERIAL DIDÁCTICO PARA LAS ASIGNATURAS INGENIERÍA AMBIENTAL Y ESTANCIA ACADÉMICA DE LA CARRERA DE INGENIERÍA QUÍMICA CON BASE EN ESTUDIOS DE CASO" se adquirieron algunos de los materiales, vidriería y reactivos empleados

A la empresa minera cooperante, por haberme permitido el acceso a sus instalaciones pero, principalmente, por iniciar este trabajo conjunto, lo cual refleja su interés por desarrollar un sistema de operaciones con menos repercusiones para el entorno

A mi tutora la **Dra. en Ing. María del Carmen Durán Domínguez de Bazúa**, por compartir su pasión por el ambiente, pasión que acompaña con grandes conocimientos y entrega total

A la **Dra. Luisa Isaura Falcón** por compartir sus conocimientos y apoyarme siempre que le fue posible, enseñarme las maravillas de la biología molecular para entender nuestro entorno

Al **Dr. Miroslav Macek** por sus aportaciones y comentarios sinceros para el enriquecimiento de este trabajo, y compartir igualmente su conocimiento sobre los microorganismos y su relación con los ciclos biogeoquímicos

A mi familia

A mi padre y madre por su apoyo incondicional, por estar al tanto de mí pese a la lejanía, porque su cariño no sabe de distancias y el mío hacia ustedes tampoco, siempre he estado orgullosa de mis papás y aunque con sus defectillos, son lo más perfecto que conozco

A mis hermanos presentes y ausentes, cercanos y distantes, a los tres los adoro, de los tres aprendo y de sus arañitos aún más

A mis compañeros y amigos

A los compañeros y excompañeros de los Laboratorios 301, 302, 303, del Conjunto E de la Facultad de Química, que al correr de estos años me brindaron su amistad, sus consejos y su apoyo. Espero que aunque esta etapa concluya nuestra amistad permanezca, han sido muchos y a todos los tengo en gran aprecio, sin embargo me atrevo a enlistar a quienes me marcaron más profundamente Lupita Salinas, Leonel E. Amábilis, José Manuel Barrera, Víctor J. García, Benjamín Ramírez y Laura Alquicira

A mis amigas del alma, porque los años no pasan en el cariño que tengo por ustedes, bueno sí, cada día gana fuerza y confianza en ustedes: Yesica S. Tapia, Ivet G. Figueroa y Sandra Vergara

A Jorge Cruz, que no estuvo conmigo, por lo que, no le agradezco nada... no es cierto, estuvo lejos, pero siempre presente y su apoyo fue permanente al igual que su cariño

Índice

	Página
Resumen / <i>Abstract</i>	1
Capítulo 1. Introducción	5
1.1. Problemática	5
1.2. Objetivos	7
1.3. Metas	7
1.4. Alcances	8
Capítulo 2. Antecedentes	9
2.1. La minería	9
2.1.1. El impacto ambiental de la minería	9
2.1.2. Alternativas de atenuación a la contaminación	14
2.1.3. Beneficios de la reducción biológica de sulfatos	15
2.2. El reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente, RALLFA	17
2.3. Los microorganismos reductores de sulfato	18
2.3.1. Mecanismo desasimilatorio de reducción de sulfatos	23
2.3.2. La sulfatorreducción	26
2.4. La planta cooperante	29
Capítulo 3. Metodología	34
3.1. Diagrama de bloques	34
3.2. Fase de estudio en campo	34
3.3. Fase de estudio en laboratorio	36
3.3.1. Reactor	39
3.3.2. Inóculo	40
3.3.3. Medio de cultivo para enriquecer el agua de proceso de la mina	40
3.3.4. Comparación de la fuente de carbono con base en cultivos en tubos de ensayo	41

3.3.5.	Seguimiento del reactor	43
3.4.	Fase de estudio en gabinete	44
Capítulo 4.	Resultados y discusión	45
4.1.	Caracterización del agua de proceso de la mina	45
4.2.	Operación del RALLFA	46
4.3.	Pruebas en tubos de ensayo: ácido láctico	61
4.4.	Análisis estadístico de la operación del RALLFA en fase de arranque en comparación con la fase final	75
4.5.	Semana de seguimiento en la fase final	79
Capítulo 5.	Conclusiones y recomendaciones	85
5.1.	Conclusiones	85
5.2.	Recomendaciones	88
Anexo I.	Datos experimentales de las medias obtenidas durante todo el estudio del efluente del reactor, desde la fase de arranque hasta su alimentación con ácido láctico-fosfato monoácido de amonio	90
Anexo II.	Identificación de los MRS	94
Anexo III.	Datos experimentales crudos	95
Anexo IV.	Disposición controlada de los residuos producidos en esta investigación	123
	Referencias	125
	Índice de tablas	iii
	Índice de figuras	v
	Glosario	vii

Índice de tablas

	Página
Tabla 2.1. Fuentes de carbono para sulfato reductoras	27
Tabla 2.2. Volumen de la producción minera 1997	30
Tabla 2.3. Valores promedio de varias muestras tomadas de lotes de agua de proceso en el lapso de agosto de 2011 a agosto de 2012 provenientes de la mina cooperante	33
Tabla 3.1. Medio de BAARS	41
Tabla 3.2. Tratamientos enfrentados en cultivo	42
Tabla 4.1. Valores promedio de varias muestras tomadas de lotes de agua de proceso en el lapso de agosto de 2012 a mayo de 2014 provenientes de la mina cooperante	45
Tabla 4.2. Diferencia entre las medias en las etapas de la fase de arranque experimental en formación de S^{2-}	57
Tabla 4.3. Diferencia entre las medias en las etapas de la fase de arranque experimental en remoción de la materia orgánica medida como DQO	58
Tabla 4.4. Características de los tubos.	63
Tabla 4.5. Diferencia entre las medias en los cultivos con AL-HA en porcentaje de remoción de la materia orgánica medida como DQO	71
Tabla 4.6. Diferencia entre las medias en los cultivos con AL-FA en porcentaje de remoción de SO_4^{2-}	74
Tabla 4.7. Diferencia entre las medias en los cultivos con AL-HA en porcentaje de remoción de SO_4^{2-}	75
Tabla 4.8. Diferencia entre las medias en las etapas de la fase de arranque y fase final de operación en formación de S^{2-}	77
Tabla 4.9. Diferencia entre las medias en las etapas de la fase de arranque y fase final de operación en sólidos totales	79
Tabla 4.10. Investigaciones que emplearon MRS para remover sulfatos	83
Tabla I.1. Gráficos de las medias obtenidas durante todo el estudio del efluente del reactor, desde la fase de arranque hasta su alimentación con AL-FA	90
Tabla II.1. Datos obtenidos con la técnica elegida para este fin, que,	94

por las características del material de estudio, fue DGGE

Tabla III.1.	Datos estimados de tiempo de residencia hidráulica (TRH)	95
Tabla III.2.	Datos medidos de pH	97
Tabla III.3.	Datos estimados del índice alfa (α)	99
Tabla III.4.	Datos medidos de potencial de oxido-reducción (pOR)	101
Tabla III.5.	Datos estimados de sulfuros	102
Tabla III.6.	Datos estimados de la DQO	105
Tabla III.7.	Datos estimados de sulfatos	107
Tabla III.8.	Datos estimados de los sólidos totales	109
Tabla III.9.	Datos estimados de los sólidos suspendidos	111
Tabla III.10.	Datos estimados de los sólidos disueltos	113
Tabla III.11.	Datos estimados de tiempo de retención celular en el RALLFA	115
Tabla III.12.	Datos estimados de nitrógeno en el agua residual de proceso minero	115
Tabla III.13.	Datos estimados de fósforo total en el agua residual de proceso minero	115
Tabla III.14.	Datos estimados de DBO total en el agua residual de proceso minero	115
Tabla III.15.	Datos estimados de sulfatos de cultivos en tubos de 25mL	116
Tabla III.16.	Datos estimados de la DQO de cultivos en tubos de 25mL	119
Tabla III.17.	Datos estimados de sulfuros de cultivos en tubos de 25mL	122

Índice de figuras

	Página
Figura 2.1. Reducción desasimilatoria de sulfato	24
Figura 2.2. Ubicación de la planta cooperante con la investigación	30
Figura 2.3. Vista aérea de la planta cooperante	32
Figura 2.4. Proceso de obtención de concentrados ricos en metales en la mina cooperante	33
Figura 3.1. Diagrama de bloques de la metodología planteada	35
Figura 3.2. Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente, RALLFA, en estudio	39
Figura 4.1. RALLFA en el Laboratorio 303 del Conjunto E de la Facultad de Química.	46
Figura 4.2. Valores promedio de pH en la fase de arranque experimental	48
Figura 4.3. Valores promedio de alcalinidad alfa en la fase de arranque experimental	50
Figura 4.4. Valores promedio de formación de S^{2-} en la fase de arranque experimental	50
Figura 4.5. Valores promedio de SO_4^{2-} y su porcentaje de remoción en la fase de arranque experimental con diferentes proporciones de medio sintético o de Baars	52
Figura 4.6. Valores promedio de la materia orgánica medida como DQO y su porcentaje de remoción en la fase de arranque experimental	53
Figura 4.7. Valores promedio de sólidos en la fase de arranque experimental	54
Figura 4.8. Valores promedio de sólidos suspendidos en la fase de arranque experimental	55
Figura 4.9. Valores promedio de sólidos disueltos en la fase de arranque experimental	55
Figura 4.10. Diferencia entre las medianas en las etapas de la fase de arranque experimental en remoción de SO_4^{2-}	59
Figura 4.11. Diferencia entre las medianas en las etapas de la fase de arranque experimental en sólidos totales	60
Figura 4.12. Diferencia entre las medianas en las etapas de la fase de	60

	arranque experimental en sólidos suspendidos	
Figura 4.13.	Cámara de anaerobiosis	62
Figura 4.14.	Burbuja de gas	62
Figura 4.15.	Oscurecimiento	62
Figura 4.16.	Formación total de S^{2-} después de 10 días de incubación	64
Figura 4.17.	Diferencias entre las medianas de los S^{2-} formados con las distintas concentraciones de co-sustrato	66
Figura 4.18.	Porcentaje de remoción de la materia orgánica medida como DQO después de 10 días de incubación	68
Figura 4.19.	Diferencias entre las medianas del porcentaje de remoción de la materia orgánica medida como DQO con las distintas concentraciones de co-sustrato	70
Figura 4.20.	Porcentaje de remoción de SO_4^{2-} después de 10 días de incubación	72
Figura 4.21.	Diferencias entre las medianas del porcentaje de remoción de los SO_4^{2-} con las distintas concentraciones de co-sustrato	73
Figura 4.22.	Diferencias entre las medianas de los S^{2-} formados en el reactor en la fase de arranque y final de operación	77
Figura 4.23.	Diferencias entre las medianas del porcentaje de remoción de SO_4^{2-} en el reactor en la fase de arranque y final de operación	78
Figura 4.24.	Diferencias entre las medianas de los sólidos suspendidos en el reactor en la fase de arranque y final de operación	79
Figura 4.25.	pOR en semana de seguimiento	80
Figura 4.26.	pH en semana de seguimiento	80
Figura 4.27.	Índice alfa en semana de seguimiento	80
Figura 4.28.	S^{2-} formados en semana de seguimiento	80
Figura 4.29.	SO_4^{2-} en semana de seguimiento	81
Figura 4.30.	DQO en semana de seguimiento	82
Figura VI.1.	Diagrama del tratamiento del efluente obtenido, para su disposición	123

GLOSARIO

ADN	Ácido desoxirribunucleico
AL	Ácido láctico [H ₃ C-CH(OH)-COOH]
AL-FA	Ácido láctico [H ₃ C-CH(OH)-COOH] y fosfato monoácido de amonio [(NH ₄) ₂ HPO ₄]
AL-HA	Ácido láctico [H ₃ C-CH(OH)-COOH] y agua amoniaca [NH ₄ OH]
AMP	Adenosin monofosfato por sus siglas en inglés (<i>adenosine monophosphate</i>)
Andeva	Análisis de varianza
ANOVA	Análisis de varianza por sus siglas en inglés (<i>Analysis of variance</i>)
APS	Adenosina fosfosulfato por sus siglas en inglés (<i>adenosine phosphosulfate</i>)
ATP	Adenosín trifosfato por sus siglas en inglés (<i>adenosine triphosphate</i>)
DAM	Drenajes ácidos de mina
DGGE	Electroforesis en gel con gradiente desnaturizante por sus siglas en inglés (<i>Denaturing gradient gel electrophoresis</i>)
DQO	Demanda química de oxígeno
Efluente	Corriente que sale de un sistema
Ganga	f. <i>Ingen.</i> Materia que acompaña a los minerales y que se separa de ellos como inútil (RAE, 2014)
Jal	De Xalli,, arenas o partículas finas en náhuatl
Jales	Residuos sólidos generados en las operaciones primarias de separación y concentración de minerales (DOF, 2004)
Influente	Corriente que entra a un sistema
m.s.n.m.	Metros sobre el nivel del mar
MC	Medio de cultivo
Mena	f. <i>Ingen.</i> Mineral metalífero, principalmente el de hierro, tal

como se extrae del criadero y antes de limpiarlo (RAE, 2014)

MRS	Microorganismos reductores de sulfato
pOR(OPR)	Potencial de Oxidación-Reducción o redox (<i>oxidation-reduction potential</i>)
RALLFA	Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (<i>UASB reactor</i> , en inglés, <i>upflow anaerobic sludge blanket reactor</i>)
SFT	Sólidos fijos totales
SGM	Servicio Geológico Mexicano
ST	Sólidos totales
SVT	Sólidos volátiles totales
TRC	Tiempo de retención celular o biológica
TRH	Tiempo de residencia hidráulica
Xantato	Los xantatos son las sales y ésteres del ácido xántico, $ROC(=S)SH$ u O-ésteres del ácido ditiocarbónico, donde R es cualquier radical orgánico

Nota:

Esta tesis usa el punto decimal

RESUMEN

La reutilización del agua residual de la industria minera sin tratamiento previo dentro del propio proceso trae como consecuencia la disminución de la calidad y cantidad de los minerales de interés, debido principalmente a la alta concentración de sulfatos y la presencia de residuos de los compuestos orgánicos adicionados para el proceso de flotación. Para lograr la precipitación de los sulfatos disueltos transformándolos a sulfuros mediante organismos sulfato-reductores que usen como fuente de energía a los compuestos carbonosos residuales agregados en el proceso, en esta investigación se llevó a cabo un diseño experimental en un sistema de laboratorio que simula un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente, RALLFA, para evaluar la aclimatación de los microorganismos provenientes de lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales en la Ciudad de México (Iztapalapa, D.F., México) con los que se inoculó. El tiempo de residencia hidráulico con el que operó el reactor fue de 1.08 días, $2.7 \text{ L volumen reactor} / (2.5 \text{ L influente} \cdot \text{día})$. El programa de arranque consideró al inicio una mezcla del 70% de agua del proceso minero con 30% de un medio sintético (medio de Baars; medio de cultivo específico para organismos sulfato-reductores). La proporción 70:30 gradualmente fue incrementada con una fracción mayor del efluente de la mina cooperante. En esta fase se llegó hasta la proporción de 2% de medio sintético y 98% de agua del proceso minero, punto en que el reactor mantiene su estabilidad, determinada por la relación de la alcalinidad alfa (α). Sin embargo, la remoción de sulfatos, considerada como la variable dependiente, decayó notablemente. Con base en el análisis estadístico se determinó que el porcentaje de 10% de medio sintético y 90% de agua de la mina generaba un efluente anaerobio con características de remoción aceptables, tanto de la materia orgánica medida como DQO, de 422 a 101mg/L (40.71%), como de sulfatos de 1291 a 231mg/L (82.1%). Ahora bien, el empleo del medio sintético no sería una opción económicamente viable para desarrollarse a escala real por lo que, mediante el cultivo de microorganismos del lodo aclimatado del reactor en tubos de ensayo, se compararon otras alternativas de co-sustrato, empleando al ácido láctico (lactato) como donador de electrones. Las opciones

estudiadas fueron: (1) ácido láctico en agua, (2) ácido láctico y fosfato monoácido de amonio, (3) ácido láctico y agua amoniacal y (4) medio sintético de Baars, como control. La proporción en estas cuatro opciones era de 5 a 30% con base en el medio sintético de Baars tomando en cuenta su contenido de ácido láctico y variando esa cantidad de ácido láctico en las otras 3 mezclas, según el caso. Los resultados obtenidos indican que el porcentaje de remoción de SO_4^{2-} alcanzado fue de 43% (de 2141 a 1146mg/L) y la remoción de materia carbonosa medida como DQO fue de 24% (de 803 a 593mg/L), para el tratamiento en el que se empleó la mezcla de ácido láctico y fosfato monoácido de amonio, a la concentración de ácido láctico de 0.72g/L de agua de proceso minero que equivale, medida como DQO, a 314mg DQO/L. Esta cantidad de ácido láctico corresponde a la concentración empleada en el medio de Baars o sintético al 10% corroborando los datos experimentales del reactor anaerobio de laboratorio. Se recomienda, para aumentar la precipitación de los sulfatos en forma de sulfuros, continuar los experimentos cuidando que el influente al reactor no contenga sólidos en suspensión para garantizar un flujo y una composición relativamente constantes al reactor. Una vez estabilizada la operación del reactor, deberá procederse a estudiar los consorcios que proliferan en su interior identificando y cuantificando a los organismos sulfato-reductores mediante el empleo de técnicas de biología molecular.

ABSTRACT

The reuse of mining wastewater without a previous treatment after leaving the process decreases the quality and quantity of minerals of interest, mainly due to the high concentration of sulfates and the presence of residues of the organic compounds added during the flotation process. To reach the elimination of dissolved sulfates as sulfides in solid phase using sulfate-reducing organisms that employ the carbon compounds present as energy source, in this research an experimental design in a laboratory system that simulates an upflow anaerobic sludge blanket reactor was carried out to study the acclimatization of microorganisms used as inoculum coming from the sludge of a wastewater treatment plant located in Mexico City (Iztapalapa, DF, Mexico). The reactor operated at a hydraulic residence time of 1.08 days, 2.7 L reactor volume / (2.5 L feed · day). The starting-up program considered at the beginning, a mixture of 70% of mining wastewater with 30% of synthetic medium (Baars medium, specific for sulfate-reducing organisms) was considered. The ratio 70:30 was gradually increased with mining process water. In this program a ratio of 2% de synthetic medium and 98% of mine process water was achieved. At this point, the reactor maintained its stability, measured by the alpha alkalinity ratio (α), but the removal of sulfates, the dependent variable of the experimental design, greatly decreased. Based upon the statistical analysis, it was determined that 10% of synthetic medium and 90% of the mine water generated an effluent that had acceptable removal characteristics, both as COD from 422 to 101mg/ L (40.71%) and as sulfates from 1291 to 231mg/L (82.1%). Since the use of synthetic medium would not be an economically viable option at real scale, an experiment using test tubes cultures of acclimated microorganisms from the reactor with other co-substrates was carried out. These tests were all based on lactic acid as electron donor: (1) lactic acid in water, (2) lactic acid and diammonium hydrogen phosphate, (3) lactic acid and ammonia aqueous solution, and (4) synthetic or Baars medium, as control. The proportion of these four options was of 5

to 30% taking as basis of its contents of lactic acid, the Baars medium, and varying this amount of lactic acid in the other three mixtures accordingly. Results obtained indicate that the removal percentage of SO_4^{2-} was 43% (from 2141 to 1146mg/L) and the carbon compounds removal, as COD, was 24% (from 803 to 593mg/L), for the treatment where the mixture of lactic acid and diammonium hydrogen phosphate was employed. The concentration of lactic acid in this mixture was 0.72g per L of mine process water, that was equivalent to a COD of 314mg/L. This amount of lactic acid corresponds to the concentration employed in the Baars or synthetic medium at 10%, corroborating the experimental data from the anaerobic laboratory reactor. It is recommended, for increasing the precipitation of the sulfates in the form of sulfides, to continue the experiments considering that the influent entering to the reactor do not contain suspended solids to guarantee a constant composition and flow rate to the reactor. Once the operation of the reactor becomes constant, the microbial consortia proliferating inside should be studied identifying and quantifying the sulfate-reducing organisms using molecular biology techniques.

CAPÍTULO 1

Introducción

1.1. Problemática

La minería ha contribuido al desarrollo económico del país; sin embargo, también ha tenido un alto impacto en el ambiente, debido principalmente a la generación de gran cantidad de residuos, resultado de sus procesos, así como la utilización de enormes volúmenes de agua para llevarlos a cabo. Es por esto que algunas empresas mineras han instalado sistemas para recuperar el agua del proceso después de separar el material sólido sedimentable.

Se han observado problemas de eficiencia en la fase de concentración por flotación del mineral debido a la presencia de materiales en disolución en el agua reciclada. Estos materiales disueltos están formados por residuos de los compuestos orgánicos usados como agentes químicos para promover la flotación selectiva de los minerales de interés y por los sulfatos que se forman a partir de los sulfuros presentes en las menas que se oxidan durante su envío a la presa de jales¹ (Pacheco-Gutiérrez y Durán-Domínguez-de-Bazúa, 2007; Ríos-Vázquez, 2009).

¹ En México se usa la palabra jal para designar al material que sale de los procesos mineros suspendido con agua del proceso (ver Glosario). De hecho, existe una normativa específica que define los sitios donde se disponen como presas de jales (DOF, 2004)

En este proyecto se plantea la precipitación de esos materiales en disolución mediante un sistema anaerobio. En específico, se trata del uso de un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) que muestra alta eficacia y facilidad de manejo para remover la materia orgánica biodegradable presente en los efluentes industriales, así como municipales (Espinosa-Chávez, 2007). El objetivo último de este proyecto es que los microorganismos reductores de sulfato (MRS) reduzcan los sulfatos a sulfuros usando como fuente de carbono los compuestos orgánicos residuales presentes.

Ya que los sistemas biológicos son los que tienen costos de capital más bajos y, según la literatura, sus costos de operación están entre los tres más bajos de los nueve procesos evaluados en un estudio previo (Pacheco-Gutiérrez, 2006), se perfilan como la mejor opción a desarrollar. La única desventaja que tienen es la de requerir una fuente de carbono suficiente para que los MRS realicen sus funciones metabólicas adecuadamente.

Con esta investigación se pretende aportar información que contribuya a un manejo más eficiente de este tipo de sistemas, al reconocer los puntos en que la eficiencia del tratamiento sea adecuada, adicionando la menor cantidad de agentes químicos para su funcionamiento.

Por ello, el proyecto global, del que esta investigación forma parte, puede contribuir a resolver la problemática, no solamente de la empresa minera cooperante que proveyó el agua de proceso, sino de muchas empresas en México y el resto del mundo, si de él se derivan resultados técnico-

científicos que sienten las bases para su posterior escalamiento a planta piloto en las instalaciones de la empresa minera para la remoción de las impurezas disueltas en esa corriente de agua recirculada al proceso de flotación y se demuestre fehacientemente su bondad técnico-económica.

1.2. Objetivos

- Aclimatar a los microorganismos que realicen la precipitación de los contaminantes disueltos en el agua de proceso de empresas mineras, para su desarrollo en las condiciones más cercanas posibles a las del agua residual de estudio
- Evaluar la eficiencia de remoción de sustancias disueltas en el agua de proceso, empleando como parámetros la demanda química de oxígeno para los compuestos orgánicos y la medición de sulfatos y sulfuros para compuestos inorgánicos

1.3. Metas

- Aclimatación en el laboratorio de microorganismos reductores de sulfato al medio a tratar

- Establecimiento de los métodos de medición de los parámetros de seguimiento en el influente para evaluar el arranque y operación del reactor: pH, sulfatos, sulfuros y sólidos en todas sus formas (totales, suspendidos, disueltos), así como de la alcalinidad alfa (alcalinidad a dos diferentes valores de pH)
- Establecimiento de una fuente de carbono complementaria para los microorganismos en el caso de requerirla si el influente no suministra lo necesario

1.4. Alcances

- Se trabajará a escala de laboratorio
- Se aclimatarán los microorganismos que realicen la precipitación de los contaminantes disueltos en el agua de proceso de una empresa minera cooperante para su desarrollo en las condiciones más cercanas posibles a las del agua residual de estudio en función de la transformación de los sulfatos a sulfuros
- Se evaluarán solo los parámetros químicos seleccionados en las corrientes de entrada y salida del reactor al alcanzar la estabilidad medida como la etapa donde éstas tengan variaciones en sus valores de $\pm 10\%$

CAPÍTULO 2

Antecedentes

2.1. La minería

2.1.1. El impacto ambiental de la minería

La minería ha contribuido en gran medida al desarrollo económico del país. Sin embargo, genera productos de desecho, cuya gestión es un tema difícil (Sheoran y col., 2010), pues las descargas de las operaciones mineras van acompañadas de todos los sólidos que se desechan y de una cantidad apreciable de sustancias principalmente inorgánicas.

Aproximadamente el 95-98% del material procesado se desecha, junto con los restos de los aditivos usados en el proceso a las presas de jales (Ojeda-Berra, 2008; Pacheco-Gutiérrez y Durán-Domínguez-de-Bazúa, 2007).

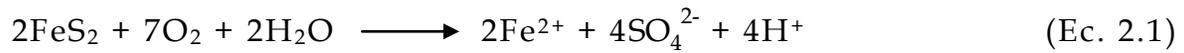
Al perderse parte del contenido de humedad en las descargas mineras por escorrentía, evaporación o infiltración, da como resultado la formación de una zona no saturada cercana a la superficie de estos depósitos, donde aumenta la velocidad de difusión del gas O₂ del aire hacia el depósito. En presencia de humedad, los minerales de sulfuros y el oxígeno reaccionan en un proceso de oxidación que da lugar a la

formación del Fe(II), SO_4^{2-} y acidez o drenaje ácido de mina (DAM). Aunado a esto, también existe la oxidación bacteriana de minerales de sulfuro (Burns y col., 2012; Lizárraga-Mendiola, 2008; Natarajan, 2008).

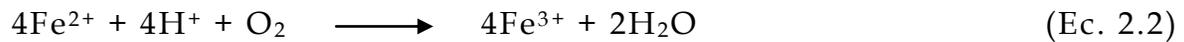
Las operaciones mineras productoras de ácido están confinadas esencialmente a la presencia de sulfuros, teniendo minerales ferrometálicos, tales como: cobre, plomo, zinc, uranio, oro, níquel y cobalto, así como de carbono. Algunos de los minerales de sulfuro con mayor propensión a producir ácido son pirita (FeS_2), calcopirita (CuFeS_2), pirrotita (FeS), arsenopirita (FeAsS), galena (PbS), blenda (ZnS), pentlandita ($\text{Fe, Ni}_9\text{S}_8$) y cobaltita (CoS), presentes en muchos de los yacimientos minerales ferrosos y no ferrosos (Natarajan, 2008).

Las bacterias en la naturaleza son relevantes en relación con la biogénesis de los depósitos de sulfuros minerales, así como la generación de efluentes ácidos debido a la oxidación bacteriana de sulfuros. Las bacterias como *Acidithiobacillus ferrooxidans* (Temple y Colmer 1951), reclasificadas por Kelly y Wood (2000), y *Acidithiobacillus thiooxidans* (Waksman y Joffe 1922), también reclasificadas por Kelly y Wood (2000), que estaban clasificadas en el género *Thiobacillus* hasta que, en el año 2000, fueron reclasificadas (DSMZ, 2014), las cuales logran la acidificación produciendo reacciones bioquímicas en condiciones naturales (Natarajan, 2008).

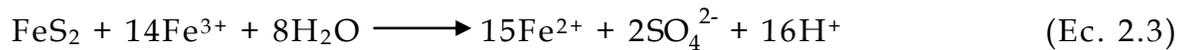
La oxidación de pirita (FeS_2) puede ser descrita con la reacción siguiente (Kaksonen y col., 2003; Kaksonen y Puhakka, 2007) (Ec. 2.1):



La oxidación de hierro ferroso a férrico consume protones, de acuerdo con la reacción presentada a continuación (Ec. 2.2):



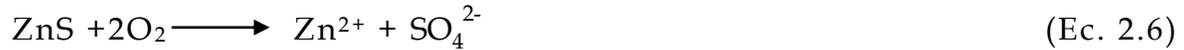
El hierro férrico puede actuar como un aceptor de electrones para continuar con la oxidación de la pirita (Ec. 2.3) o se puede producir la hidrólisis (Ec. 2.4). Ambos procesos liberan más protones:



La secuencia global de las reacciones productoras de acidez se muestra a continuación (Ec. 2.5):



Otros minerales de sulfuro se oxidan en una forma similar a la pirita. Sin embargo, esta oxidación de sulfuros no libera ácido, por ejemplo, la oxidación de la esfalerita (Ec. 2.6) (Kaksonen y Puhakka, 2007):



A este respecto, tanto minas cerradas y abandonadas como minas activas, son propensas a la generación de DAM mediada por microorganismos y, por ende, a la contaminación posterior de las capas freáticas y corrientes de agua superficial (Natarajan, 2008), con capacidad de liberar iones metálicos durante décadas y hasta cientos de años, debido a la oxidación de minerales de sulfuros que forman ácido sulfúrico (Sheoran y col., 2010).

El otro gran problema ambiental que genera esta industria es el alto consumo de agua. Pese a que el consumo de agua por la industria minera es de apenas el 3% respecto al consumo total de agua en el sector industrial, existen varios factores que exigen el “reciclaje” de agua, entre los que destacan que el volumen de agua utilizado puede representar una porción importante de las fuentes locales, y que el empleo de agua de un solo uso de fuentes alejadas, así como su producción, implicaría un incremento de costos alto para la industria (Pacheco-Gutiérrez y Durán-Domínguez-de-Bazúa, 2007).

Por tanto, algunas empresas mineras han instalado sistemas para recuperar el agua residual del proceso después de separar el material sólido sedimentable, bombeándola de regreso a éste, y con esto, además de disminuir los costos de obtención de agua de un solo uso, se disminuye el volumen de descarga de las operaciones mineras (González-Sandoval, 2006).

Al reciclaje del agua de proceso y su posterior mezcla con agua de un solo uso se le denomina reciclaje interno. Este implica una separación del concentrado sólido o de las colas o ganga, pudiendo simplificar la química del agua hasta cierto punto ya que el agua se recupera de manera rápida aunque los reactivos de flotación no tienen una descomposición significativa (Pacheco-Gutiérrez y Durán-Domínguez-de-Bazúa, 2007).

Esto se hace también reciclando parte del agua acumulada en la presa de jales. A esto se le denomina reciclaje externo, donde los sólidos son separados por un proceso de sedimentación natural aprovechando la gravedad. Ambas recirculaciones, afectan la composición de la corriente de alimentación del agua y determinan el volumen de agua de un solo uso utilizada. Considerando el factor económico, el recircular el agua de la presa de jales, es más atractivo (Pacheco-Gutiérrez y Durán-Domínguez-de-Bazúa, 2007).

El empleo del agua recirculada desde la presa de jales acarrea problemas de eficiencia en el proceso de concentración de los minerales. Esto se debe a la presencia de materiales orgánicos carbonosos en disolución en el agua retornada sin tratamiento, como: xantatos residuales y sus productos de oxidación (dixantógenos) que absorben en forma selectiva a la mayoría de los sulfatos y sulfuros residuales que causan depresión indeseada; la presencia de iones metálicos disueltos como Cu^{2+} , Fe^{2+} , Pb^{2+} , que causan una activación indeseada y, finalmente, iones alcalinos que activan la ganga no sulfurosa, ocasionando efectos negativos en la eficiencia del proceso de flotación de los minerales valiosos, por el grado y porcentaje de

especies disueltas (orgánicas e inorgánicas) que se acumulan durante la operación (Pacheco-Gutiérrez y Durán-Domínguez-de-Bazúa, 2007).

2.1.2. Alternativas de atenuación para la contaminación

Para disminuir el consumo de agua de un solo uso de esta industria, es necesario desarrollar un tren de tratamiento del agua de proceso y del agua presente en la presa de jales. Para ello, las soluciones convencionales están basadas en la neutralización química y la precipitación de hidróxidos metálicos (Gallegos-García y col., 2009; Kaksonen y Puhakka, 2007). Para ello existen actualmente diversas tecnologías. Algunas de ellas son: La ósmosis inversa, la electrodiálisis, la precipitación química con sales de Ba (Ojeda-Berra y col., 2010). Alternativamente, los efluentes se pueden dirigir a través de humedales naturales o construidos, dentro de los cuales las comunidades microbianas realizan la misma función (Ruiz-López y col., 2010).

Las opciones de tratamiento pasivos son generalmente más atractivas que los tratamientos activos, ya que son relativamente menos caras de instalar y requieren poco mantenimiento. Dado que muchos de los sitios son distantes a las zonas urbanas y sin acceso a la energía, el tratamiento activo no es una opción viable. Los sistemas de tratamiento bióticos pasivos dependen de procesos microbianos para generar alcalinidad, precipitar metales y disminuir los niveles de sulfatos e incluyen los humedales y biorreactores tanto aerobios como anaerobios (Burns y col., 2012; Sheoran y col., 2010).

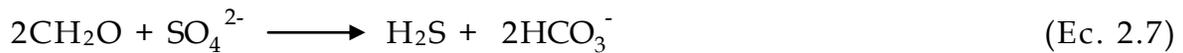
En la investigación de Pacheco-Gutiérrez (2006) se realizó un análisis de los posibles tratamientos del agua residual para una mina que concentra sulfuros de zinc, plomo y cobre por flotación, en la que se encontró que la tecnología más atractiva por su costo y eficiencia es la conversión biológica de sulfatos metálicos solubles a sulfuros insolubles, utilizando MRS dispuestos en biorreactores anaerobios, donde los metales con los sulfuros se vuelven insolubles y pueden ser recuperados y aunque representen cantidades pequeñas su efecto en el proceso es positivo, ya que una ineficiente eliminación de sulfatos crea problemas tecnológicos en los procesos de flotación selectiva. La única desventaja del uso de biorreactores es la de requerir una fuente de carbono suficiente para que los MRS anaerobios, realicen sus funciones metabólicas adecuadamente.

2.1.3. Beneficios de la reducción biológica de sulfatos

Los procesos de remediación ambiental basados en la producción de sulfuro de hidrógeno por MRS, constituyen una alternativa para la remoción de sulfatos y la precipitación de metales pesados. Ofrecen ventajas tales como la eliminación de metales pesados a pH bajo, lodos estables, bajos costos de operación y consumos de energía mínimo (Burns y col., 2012; Sheoran y col, 2010).

Este bioproceso anaerobio está basado en la utilización del sulfato como aceptor terminal de electrones para la oxidación de compuestos orgánicos y de hidrógeno (donadores de electrones), que resulta en la producción de sulfuro de hidrógeno (H₂S) (Gallegos-García y col., 2009; Gutiérrez y col., 2007).

La eliminación de metales por MRS se debe principalmente a la producción de H₂S como se muestra en las siguientes ecuaciones, donde CH₂O representa a la materia orgánica carbonosa, y M a los metales (Ecs. 2.7 y 2.8):



Por otra parte, la alcalinidad producida aumenta el pH de las aguas residuales, reacción que se explica en la ecuación siguiente (Ec. 2.9) (Gallegos-García y col., 2009):



Un problema de este tratamiento es que la reducción de los sulfatos es mucho más lenta en condiciones ácidas; pues se ha demostrado que las tasas de reducción de sulfato son aproximadamente 300 veces menores a un pH de 3.5 en comparación con las registradas a pH de 6. Es por eso que es necesario neutralizar el DAM antes de su introducción al sistema (Burns y col., 2012).

.2. El reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA)

Un gran avance en la aplicación de los sistemas de tratamiento de aguas residuales anaerobios vino con el desarrollo de nuevos tipos de reactores anaerobios con biomasa inmovilizada. Un ejemplo de este sistema es el reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA o *UASB reactor*, por sus siglas en inglés, *upflow anaerobic sludge blanket*). Otro, es el reactor de lecho fluidificado y un tercero es el filtro anaerobio. El sistema con la más amplia aplicación es, sin duda, el RALLFA (Oude-Elferink y col., 1994).

El RALLFA se basa en las buenas características de sedimentación del lodo granular para lograr la retención de la biomasa, sin ser necesario material de embalaje o soporte, pues estos microorganismos forman gránulos de entre 0.1 y 2.0 mm de diámetro con velocidades de sedimentación relativamente grandes, lo que impide que salgan del sistema, incluso con flujos hidráulicos elevados (Field y Sierra, 2005), lo que reduce los costos de puesta en marcha del RALLFA en comparación con otros sistemas.

El agua a tratar generalmente entra por la parte inferior y el flujo lleva al influente hacia arriba, a través de la cama o lecho de lodos, compuesta por los microorganismos que llevan a cabo las reacciones químicas de interés. Como resultado del proceso de degradación se producen diversos gases que, al desprenderse de la biomasa, ayudan a provocar una turbulencia en el líquido y, junto con el flujo ascendente,

mantienen un nivel de mezclado adecuado sin utilizar partes mecánicas (Field y Sierra, 2005). Sin embargo, la producción de biogás extensa, puede requerir instrumentación adicional que incrementa los costos de capital (Oude-Elferink y col., 1994). Si la fuente de carbono es el reactivo limitante, la formación de metano y otros gases se vería reducida.

En la parte superior del reactor hay un separador de tres fases (separador gas-líquido-sólido) que, comúnmente, es una salida de gas con un sedimentador. Debajo de él, se colocan deflectores de burbujas (baffles, por el anglicismo *baffle*) para asegurarse que todo el gas producido salga por esta parte. Al haber poco espacio entre el sedimentador, los deflectores y un vertedero en la parte superior, el diseño evita que los sólidos salgan del sistema, permite colectar los gases formados y que el agua tratada salga sin arrastrar la biomasa (Field y Sierra, 2005).

2.3. Los microorganismos reductores de sulfato

Los microorganismos reductores de sulfato (MRS) pueden ser una de las más antiguas formas de vida en la Tierra. Ellos se remontan miles de millones de años en el registro rocoso geológico del Arcaico Temprano (hace 3900 hasta 2.9 mil millones de años). Hoy en día, estos microorganismos se han generalizado en los ambientes acuáticos marinos y terrestres (Vasconcelos y McKenzie, 2000).

Son un grupo fisiológico de organismos anaerobios que combinan una bioquímica única, basada en la respiración del anión sulfato, con un amplio intervalo de impacto ambiental y económico. Estos pueden ser definidos como un grupo mezclado de características morfológicas diversas (cocos, bacilos, vibrios), así como características nutricionales diferentes. Los estrictamente anaerobios utilizan sulfatos (u otros compuestos oxidados de azufre) como aceptores de electrones para la desasimilación de compuestos orgánicos (Gibson, 1990; Rabus y col., 2006).

En ambientes naturales, estos microorganismos son importantes para los ciclos de azufre y de carbono, siendo responsables de más del 50% de la mineralización de la materia orgánica en los sedimentos marinos. El sulfuro (S^{2-}) que se produce durante la reducción de óxidos de azufre, sobre todo sulfatos en el medio marino, reacciona con los iones metálicos para formar los sulfuros metálicos, que son insolubles y, por lo tanto, menos tóxicos (Leloup y col., 2004).

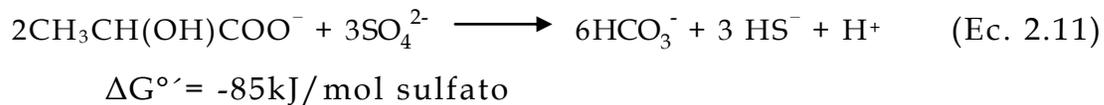
Se conocen muchos tipos morfológicos de MRS y, con excepción de *Archaeoglobus*, un género de Archaea, todos los reductores de sulfato conocidos pertenecen al dominio Bacteria (Madigan y col., 2009). La mayoría de los MRS se concentran en la clase *Deltaproteobacteria*, la formación de esta clase se basa en su similaridad por la secuencia de 16S rARN, son gram-negativos no formadores de esporas, con características morfológicas muy variadas. Dentro de la clase *Epsilonproteobacteria*, se encuentra un género de MRS, el *Desulfotomaculum*, gram-positivo y formador de esporas (Garrity y col., 2005; Vos y col., 2009).

Los MRS han sido clasificados como microorganismos anaerobios estrictos. Sin embargo, los géneros como *Desulfovibrio*, *Desulfobulbus*, *Desulfobacterium* y *Desulfococcus* permanecen viables por horas o aún por días cuando son expuestos a concentraciones de oxígeno que van desde 0.24 mM hasta 1.17 mM (Pérez-Ibarra, 2007). Su pH óptimo está en el intervalo de 7.3 a 7.6 y la mayoría son inhibidas a valores abajo de 6 y arriba de 9 (Vergara-Salgado, 2010).

Los MRS son organismos quimiolitótrofos en su mayoría. Se tiene registro de algunas especies de *Desulfosarcina*, *Desulfococcus*, *Desulfobacterium*, *Desulfotomaculum* y *Desulfovibrio* que tienen la capacidad de crecer autotróficamente con H₂ como donador de electrones, SO₄²⁻ como aceptor de electrones y CO₂ como única fuente de carbono. Unos pocos reductores de sulfato pueden usar hidrocarburos, incluso petróleo crudo, como donadores de electrones (Espinosa-Chávez, Garrity y col., 2005; 2007; Madigan y col., 2009; Ojeda-Berra y col., 2010). Sin embargo, el H₂, el lactato y piruvato son utilizados con frecuencia por los MRS, mientras que los otros tienen un uso más restringido (Madigan y col., 2009).

Como aceptores de electrones, muchos MRS pueden proliferar mediante la utilización de sulfito o tiosulfato como alternativa, que también se reduce a sulfuro. Menos especies han sido descritas que puedan utilizar azufre elemental o nitrato como aceptores de electrones, que se reducen a sulfuro o amoníaco, respectivamente (Garrity y col., 2005; Rabus y col., 2006).

La oxidación de compuestos orgánicos puede ser incompleta, lo que lleva al acetato, a menudo simultáneamente con CO₂, como un producto final o completa, que conduce completamente a CO₂. En el caso del lactato, un sustrato relativamente común, las dos posibilidades para su metabolismo se muestran a continuación (Ecs. 2.10 y 2.11):



En un afán por hacer una clasificación de los diversos MRS, estas han sido agrupadas con base en características nutricionales y morfológicas, así como el contenido de rARN (*rRNA*, en inglés) y la presencia de algunos pigmentos particulares, los citocromos.

Por sus capacidades metabólicas, los MRS han sido divididos en dos grandes categorías (Rabus y col., 2006; Visser, 1995):

- Grupo I. incluye a *Desulfovibrio*, *Desulfomonas*, *Desulfotomaculum* y *Desulfobulbus*, las cuales utilizan lactato, piruvato, etanol y otros ácidos grasos como donadores de electrones; son incapaces de catabolizar acetato, el cual es secretado como producto final. También pueden emplear como donadores de electrones, al malato,

los sulfonatos y ciertos alcoholes primarios. Generalmente son de agua dulce (Madigan y col, 2009; Rabus y col., 2006; Visser, 1995).

- Grupo II: formado entre otros por los géneros *Desulfobacter*, *Desulfococcus*, *Desulfosarcina* y *Desulfonema*, se especializan en la oxidación de ácidos grasos, particularmente acetato, reduciendo el sulfato hasta sulfuro, oxidan hasta CO_2 a ácidos grasos (Madigan y col, 2009; Rabus y col., 2006; Visser, 1995).

Por su temperatura óptima de crecimiento y algunas otras características físicas, existe otro sistema de clasificación de los MRS, que los divide en cuatro grupos distintos (Sheoran y col., 2010).

- Grupo I: La subdivisión δ -proteobacteria contiene MRS mesófilos Gram-negativas, incluyendo el género *Desulfovibrio*, *Desulfomicrobium*, *Desulfobulbus*, *Desulfobacter*, *Desulfobacterium*, *Desulfococcus*, *Desulfosarcina*, *Desulfomonile*, *Desulfonema*, *Desulfobotulus* y *Desulfoarculus*. Estas bacterias tienen temperaturas óptimas de proliferación que van de 20 a 40°C. Este grupo es diverso, con una variedad de formas y rasgos fisiológicos
- Grupo II: Los MRS Gram-positivo, son formadores de esporas y están representados principalmente por el género *Desulfotomaculum*. La mayoría de las especies requieren un intervalo de temperatura similar al Grupo I, aunque algunos soportan temperaturas más altas
- Grupo III: El grupo de MRS son bacterias termófila que consta de los géneros *Thermodesulfobacterium* y *Thermodesulfovibrio* Estas

bacterias tienen un desarrollo óptimo a 65-70°C y habitan en ambientes de alta temperatura

- Grupo IV: MRS Archaea termófilos prosperan a temperaturas superiores a 80°C, y se han encontrado sólo en las regiones marinas. Todos los MRS en este grupo pertenecen al género *Archaeoglobus*.

Hay registros de especies reductoras de sulfato psicrófilas, que no fueron incluidas en esta clasificación.

2.3.1. Mecanismo desasimilatorio de reducción de sulfatos

Para permitir la diferenciación clara de reducción del sulfato asimilatoria y desasimilatoria, se tiene que la reducción asimilatoria de sulfato genera azufre reducido para la biosíntesis (por ejemplo, de la cisteína) y es una capacidad bioquímica generalizada en procariontes y plantas. La reducción asimilatoria de sulfato no conduce a la excreción de sulfuro y la reducción desasimilatoria de sulfato (también conocido como respiración anaerobia de sulfato) genera ganancia de energía relativamente baja, en comparación con la respiración aerobia (proceso aerobio) (Rabus y col., 2006).

El cambio de energía libre (ΔG°) de la oxidación anaerobia completa de acetato o lactato con sulfato como aceptor de electrones es de -48 o de -128 kJ, respectivamente, mientras que la oxidación con O₂ proporciona -844 o -1323 kJ, respectivamente (Rabus y col., 2006).

Para la reducción de SO_4^{2-} a H_2S se requiere de ocho electrones y transcurre a través de una serie de etapas intermedias (Figura 2.1). El sulfato es muy estable desde el punto de vista químico y no se puede reducir si no se ha activado antes con *ATP*. El sulfato es activado por esterificación a un grupo adenil por la enzima *ATP-sulfurilasa* lo que conduce a la formación de adenosina fosfosulfato (*APS*) y pirofosfato. El pirofosfato es rápidamente hidrolizado por la adición de pirofosfatasa, lo cual permite que el producto final, el *APS* se acumule en cantidades considerables. Este último es reducido directamente a sulfito (SO_3^{2-}) por la enzima *APS-reductasa* con la liberación de *AMP*. Una vez formado el SO_3^{2-} , se forma sulfuro mediante la enzima sulfito-reductasa (Madigan y col., 2009; Stanier y col., 1992). La Figura 2.1 muestra esto.

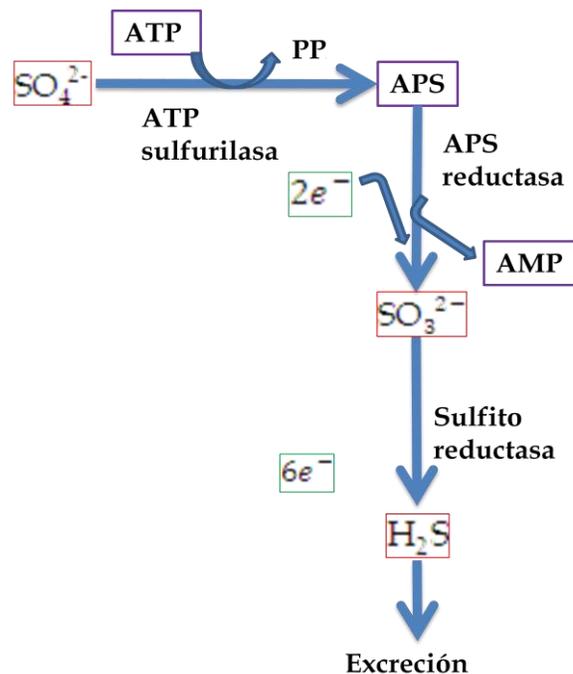


Figura 2.1. Reducción desasimilatoria de sulfato (Madigan y col., 2009)

La enzima sulfito reductasa está presente en todas las bacterias reductoras de sulfato. Los organismos presentan dos clases diferentes de sulfito reductasa cuya diferencia posee significado taxonómico.

Un tipo es la proteína verde denominada desulfoviridina, el otro es la proteína pardo rojiza desulforrubidina. Ambas enzimas contienen hierro no hemo y una clase poco común de un grupo prostético denominado sirohemo, un tetrapirrol-quelado en el que dos de los anillos pirrol están reducidos (Stanier y col., 1992).

Durante la reducción de los sulfatos, las reacciones del transporte de electrones conducen a la formación de la fuerza protón-motriz que impulsa la síntesis de *ATP* mediante la *ATP*asa.

Un importante transportador de electrones es el citocromo C_3 , un citocromo periplasmático de bajo potencial. El citocromo C_3 acepta electrones de una hidrogenasa localizada en el periplasma y los pone a disposición de la *APS*-reductasa y la sulfito reductasa, que son enzimas citoplasmáticas (Madigan y col., 2009).

El rendimiento del crecimiento de los MRS indica que se produce un *ATP* por cada SO_4^{2-} reducido a HS^- . Cuando el lactato o el piruvato es el donador de electrones, no solamente se produce *ATP* a través de la fuerza protón-motriz, sino que se produce *ATP* extra durante la oxidación de piruvato a acetato más CO_2 a través de acetyl-CoA y el acetyl-fosfato (Madigan y col., 2009).

2.3.2. La sulfatorreducción

El proceso de sulfato reducción puede representarse con la siguiente ecuación, donde la materia orgánica carbonosa es representada por CH_2O (Ec. 2.12) (Widdel, 1988):



La actividad de los MRS depende principalmente de la disponibilidad de sulfato, el cual es utilizado como aceptor final de electrones en la cadena respiratoria y la materia orgánica carbonosa es utilizada por los MRS como sustrato. La proporción de materia orgánica carbonosa y sulfato presentes en el agua residual, determinan la eficiencia de remoción debida a los MRS (Espinosa-Chávez, 2007; Visser y col., 1993).

En presencia de sulfato, sulfito o tiosulfato las bacterias sulfato-reductoras son capaces de usar diversas fuentes de carbono en el proceso de mineralización anaerobia (Tabla 2.1). Si la materia orgánica es oxidada vía sulfato reducción, ocho electrones son aceptados por la molécula de sulfato (Ecs. 2.13 y 2.14) (Espinosa-Chávez, 2007):

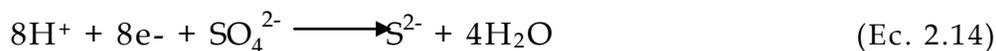


Tabla 2.1. Fuentes de carbono para sulfato-reductoras (Lens y col., 1998)

Reacción		ΔG° kJ/mol
Reacciones de sulfato-reducción		
$4\text{H}_2 + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	$\rightarrow \text{HS}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	-38.1
$\text{acetato}^- + \text{SO}_4^{2-}$	$\rightarrow \text{HS}^- + 2\text{HCO}_3^-$	-47.6
$\text{propionato}^- + \frac{3}{4}\text{SO}_4^{2-}$	$\rightarrow \frac{3}{4}\text{HS}^- + \text{acetato}^- + \text{HCO}_3^- + \frac{1}{4}\text{H}$	-36.7
$\text{propionato}^- + \text{SO}_4^{2-} + \frac{1}{4}\text{H}_2\text{O}$	$\rightarrow \frac{7}{4}\text{HS}^- + 3\text{HCO}_3^- + \frac{1}{2}\text{H}^+ + \frac{1}{4}\text{OH}$	NR
$\text{butirato}^- + \frac{1}{2}\text{SO}_4^{2-}$	$\rightarrow \frac{1}{2}\text{HS}^- + 2\text{acetato}^- + \frac{1}{2}\text{H}^+$	-27.8
$\text{butirato}^- + \frac{5}{2}\text{SO}_4^{2-} + \frac{3}{4}\text{H}_2\text{O}$	$\rightarrow \frac{5}{2}\text{HS}^- + 4\text{HCO}_3^- + \frac{3}{4}\text{H}^+ + \frac{1}{4}\text{OH}$	NR
$2\text{lactato}^- + \text{SO}_4^{2-}$	$\rightarrow \text{HS}^- + 2\text{acetato}^- + 2 + \text{H}^+$	-189.0
$2\text{lactato}^- + 3\text{SO}_4^{2-}$	$\rightarrow 3\text{HS}^- + 6\text{HCO}_3^- + \text{H}^+$	-255.3

Debido a que una molécula de oxígeno puede sólo aceptar cuatro electrones, la capacidad de aceptación de electrones de dos moles de O_2 equivale a un mol de sulfato; esto es, 0.66 g de O_2 por g de SO_4^{2-} . Esto significa que en las aguas residuales con una relación DQO/ SO_4^{2-} de 0.66 teóricamente hay suficiente sulfato disponible para consumir la materia orgánica carbonosa (medida como DQO) vía sulfato reducción (Espinosa-Chávez, 2007; González-Martínez, 2008, Lens y col., 1998; Visser, 1995).

Para favorecer el predominio de los MRS en un lodo anaerobio es importante considerar la relación estequiométrica DQO/ SO_4^{2-} , que es un parámetro de control importante en el tratamiento anaerobio. A una relación estequiométrica de 0.66 (g/g), teóricamente toda la materia orgánica carbonosa es oxidada vía sulfatorreducción, ya que se requieren 64 g de la DQO para reducir 96 g de SO_4^{2-} . En teoría, se podría operar en condiciones completamente sulfatorreductoras (Dar y

col., 2008), suponiendo que ocho electrones son transferidos por molécula de sulfato. En general, una baja y alta relación de masas DQO/SO₄²⁻ deben favorecer la sulfurogénesis y metanogénesis respectivamente (Dar y col., 2008).

Sheoran y col. (2010) identificaron más de 90 publicaciones que tratan de la utilización de sustratos orgánicos como mezclas para el tratamiento de DAM mediada por MRS. Estas publicaciones, a su vez, identificaron 36 sustratos orgánicos de los que se obtuvo que, en términos de energía y de biomasa producida, el lactato es un donador de electrones superior en comparación con otros, tales como etanol, propionato de etilo y acetato. En términos de moles de bicarbonato producidos por mol de sustrato consumido, los procesos que utilizan lactato son superiores a los procesos que utilizan etanol, ya que son mejores en la neutralización de la acidez en el efluente tratado (Sheoran y col., 2010).

Hay un número considerable de investigaciones enfocadas a determinar la forma del sulfato que provoca la inhibición de la metanogénesis y si el pH tiene un efecto en el umbral de concentración a través de la ionización. El sulfito, el tiosulfato y el tritionato son intermediarios en la reducción de los MRS a sulfuro (Anderson y col., 1988).

El nivel de toxicidad del sulfuro está cercanamente relacionado con la concentración del sulfuro de hidrógeno libre, mientras que la

presencia de hierro reduce la toxicidad, debido a la precipitación de sulfuros de hierro (Anderson y col., 1988).

El sulfuro producido por las bacterias sulfato-reductoras está distribuido entre H_2S , HS^- y S^{2-} en solución, y H_2S en el biogás. A pH de 7.5, alrededor del 20% del sulfuro total presente en solución existe como H_2S libre (Anderson y col., 1988).

2.4. La planta cooperante

El sitio minero se encuentra en operación desde 1994. En él se producen concentrados ricos en zinc, plomo y cobre a partir de un yacimiento vulcano-sedimentario de sulfuros masivos. Está localizado en la porción suroeste del Estado de México, a 67 km en línea recta de la ciudad de Toluca de Lerdo y a 4 km al sureste de San Juan Zacazonapan (Figura 2.2), entre las coordenadas $04^{\circ}14'41.3''$ - $04^{\circ}13'33.2''$ y $19^{\circ}01'44.4''$ - $19^{\circ}02'33.6''$, a una altitud de 1200 m.s.n.m.

El clima predominante es el cálido, subhúmedo con humedad moderada. La temperatura media anual es de 23°C , la máxima anual de 31°C y la mínima anual de 15°C . La precipitación es de 1,800 milímetros anuales, presentándose vientos en mayo y esporádicamente en agosto y septiembre (Anónimo, 2012).

La hidrografía de Zacazonapan se complementa con una serie de manantiales, bordos y represas distribuidos en el territorio municipal, cuyo

uso se destina para el abrevadero de ganado, uso doméstico y para irrigar pequeñas superficies (Anónimo, 2012).



Figura 2.2. Ubicación de la planta cooperante con la investigación (SGM, 2012)

La actividad desarrollada por la empresa cooperante con la investigación ha permitido el desarrollo económico del municipio y lo coloca como el principal productor de minerales en el ámbito estatal, de acuerdo con la Tabla 2.2 (Anónimo, 2012):

Tabla 2.2. Volumen de la producción minera 1997 (Toneladas) (Anónimo, 2012)

Municipio	Oro	Plata	Cobre	Plomo	Zinc
Temascaltepec	296	23 228	11	60	145
Zacazonapan	359	70 476	1 344	3 630	19 691
Zacualpan	39	14 475	19	471	944

En la empresa cooperante el mineral extraído se somete a un proceso de trituración y molienda hasta llegar al tamaño de 200 μm y, para la obtención de mineral, la tecnología que esta mina emplea (galena, PbS ; esfalerita o blenda, ZnS ; calcopirita, CuFeS_2 ; pirita, FeS_2 , principalmente) es la flotación (Ojeda-Berra, 2008).

El proceso de flotación inicia cuando entran en contacto en suspensión acuosa las partículas trituradas con los reactivos químicos que permiten separar, lavar y hacer flotar hacia la superficie a los minerales de interés. Esto se logra burbujeando aire, controlando el pH y adicionando agentes espumantes y colectores como xantatos, ácidos y sales, los cuales rodean a las partículas haciéndolas hidrofóbicas (Ojeda-Berra y col., 2010). Los minerales son recuperados en la superficie de las celdas de flotación y el remanente, más del 90% de mineral (rico en pirita, FeS_2), llamado también ganga o cola, se bombea como una mezcla sólido-líquido o *slurry*, por la palabra en inglés, a la presa de jales (Figura 2.3), palabra proveniente del náhuatl, *xalli*, que significa material muy fino o arenas muy finas.

Las presas (Figura 2.3) fueron construidas sobre rocas de basalto recubiertas con una capa de arcilla, con una profundidad máxima de alrededor de 100m. Sobre la presa de jales se decanta el agua, la cual se recupera junto con parte de los aditivos químicos y se bombea nuevamente a las celdas de flotación por lo que, en principio, no existe agua residual en esta fase del proceso.

Actualmente, la planta cuenta con dos presas de jales. La presa de jales 1 (Figura 2.3b), de aproximadamente 132 800 m^2 de área, con un contenido de alrededor de 5.5 millones de toneladas de jal, se encuentra al límite de su

capacidad, por lo que en 2008 entró en operación la presa de jales 2 (Figura 2.3a) (SGM, 2012).



Figura 2.3. Vista aérea de la planta cooperante; a) Presa de jales 2; b) Presa de jales 1 (SGM, 2012)

El agua de proceso traída de la mina (Fig. 2.4) tiene una composición variable (ya que las menas extraídas de los túneles de la mina no tienen una composición constante y, por tanto, la adición de reactivos químicos para promover la flotación selectiva es variable también).

La Tabla 2.3 presenta valores promedio de algunas características del agua de proceso en el lapso de agosto de 2011 a agosto de 2012 provenientes de la mina cooperante.

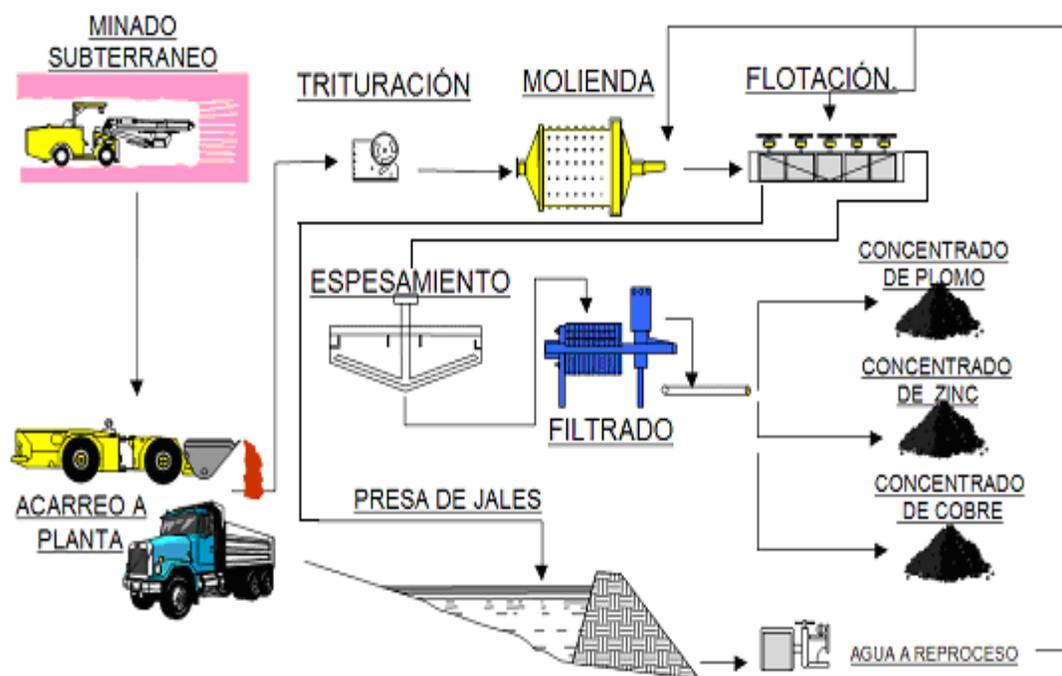


Figura 2.4. Proceso de obtención de concentrados ricos en metales en la mina cooperante (Pacheco-Gutiérrez, 2006)

Tabla 2.3. Valores promedio de varias muestras tomadas de lotes de agua de proceso en el lapso de agosto de 2011 a agosto de 2012 provenientes de la mina cooperante

Característica	Ago.-Nov. 2011*	Dic. 2011- Ago. 2012*
Valor de pH	3.5±0.2	3.7±2.3
Sulfatos totales, mg/L	1 908±2.0	7 751±1 906
Sulfuros, mg/L	2.6±0.2	2.6±2.0
Sólidos totales, mg/L	7.5±0.2	7.67±1.83
Sólidos suspendidos,mg/L	3.2±0.3	-
Sólidos disueltos, mg/L	4.3±0.2	-
DQO, mg/L	799±155	267±130
Relación DQO/Sulfatos (≥0.66)	0.42	0.03
Adición de lactato** para DQO/Sulfatos ≥0.66 (947 mg DQO/L), mL	1.53	16.15

*Hernández-Zamora (2013)

**Medio de cultivo con base en ácido láctico

CAPÍTULO 3

Metodología

3.1. Diagrama de bloques

En la Figura 3.1 se presenta el diagrama de bloques que describe la metodología seguida en esta investigación.

3.2. Fase de estudio en campo

Se realizaron muestreos del agua del cárcamo de bombeo del efluente de la fase de flotación.

Se determinaron los siguientes parámetros al agua procedente del proceso de flotación previamente clarificadas:

- Oxígeno disuelto por medio de la técnica de Winkler con la modificación de azida de sodio, para agua de origen minero (APHA, AWWA, WEF, 2012).
- pH, con un potenciómetro de campo.
- Potencial de Oxido-Reducción (pOR, *OPR por sus siglas en inglés*), con un potenciómetro de campo.

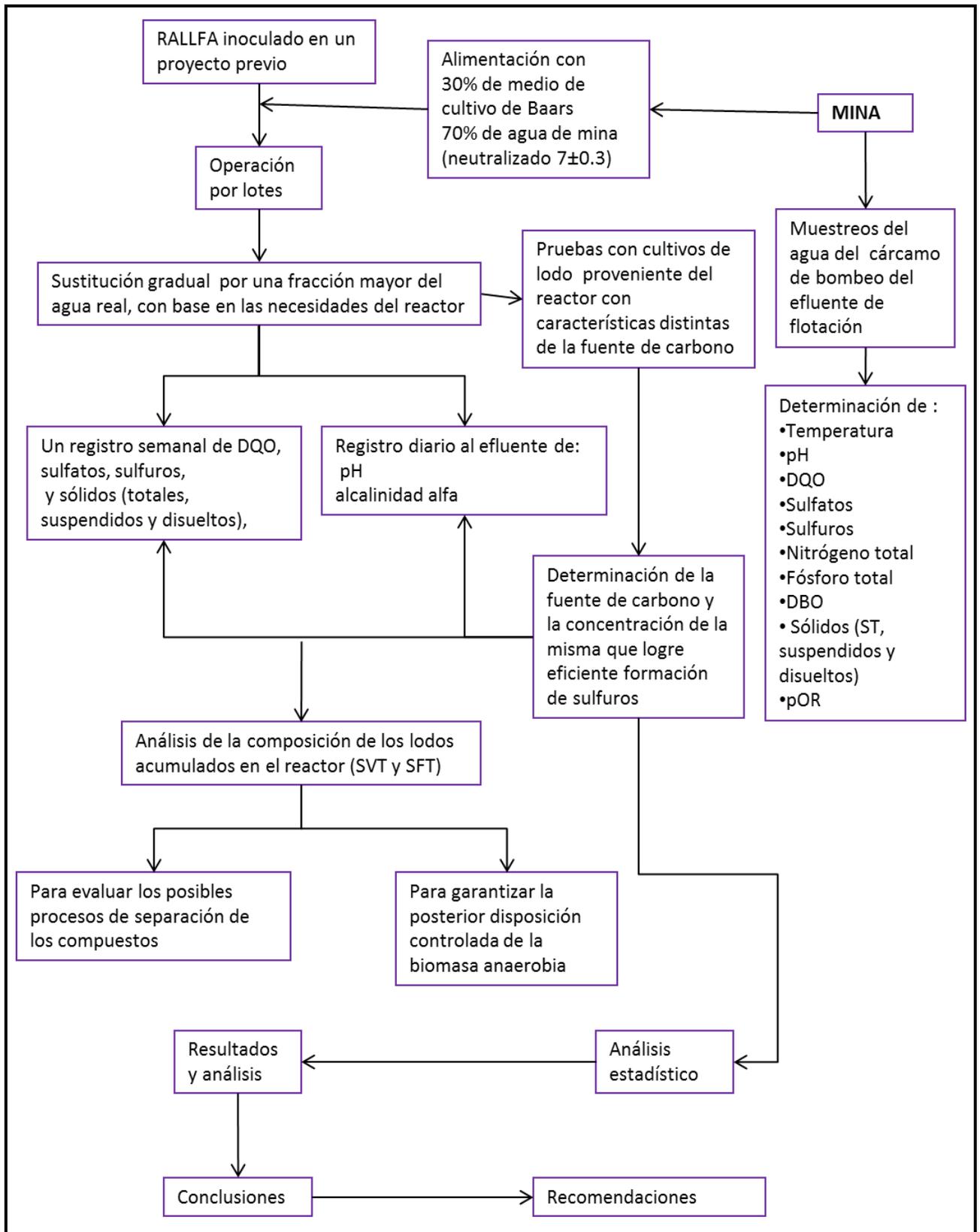


Figura 3.1. Diagrama de bloques de la metodología planteada

3.3. Fase de estudio en laboratorio

En el laboratorio se determinaron los siguientes parámetros al agua muestreada en el reactor y a los lotes que llegan de la mina cooperante:

- DQO (APHA, AWWA, WEF, 2012). Determinada mediante el micrométodo de reflujo cerrado, basado principalmente en la oxidación de la muestra con una solución de dicromato de potasio en condiciones ácidas, utilizando ácido sulfúrico y sulfato de plata como catalizador. La absorbancia se cuantifica en un espectrofotómetro UV/VIS a 600 nm. La concentración se determina por comparación de la lectura con una curva patrón.
- Sulfatos (APHA, AWWA, WEF, 2012; DOF, 1981). En el método turbidimétrico el ion sulfato precipita con cloruro de bario en un medio ácido (HCl), formando cristales de sulfato de bario de tamaño uniforme. La absorción espectral de la suspensión del sulfato de bario se mide con un espectrofotómetro. La concentración de ion sulfato se determina por comparación de la lectura con una curva patrón.
- Sulfuros (APHA, AWWA, WEF, 2012; DOF, 1982). Mediante el método iodométrico, efectuado a partir de una titulación basada en la reacción del iodo con el sulfuro en solución ácida, oxidándolo hasta azufre.
- Sólidos totales, suspendidos y disueltos y de ellos fijos y, por diferencia, volátiles (APHA, AWWA, WEF, 2012; DOF, 2001a).

El principio de este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sales disueltas así como la cantidad de materia orgánica contenidos en aguas naturales y residuales, mediante la evaporación y calcinación de lo obtenido en el filtro de fibra de vidrio al filtrar la muestra para la determinación de los sólidos suspendidos o no filtradas para los sólidos totales, y así por diferencia determinar los sólidos disueltos, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo de su contenido.

- Fósforo total (APHA, AWWA, WEF, 2012; Cervantes, 1984; DOF, 2001b) Este método se basa en la reacción del fósforo contenido en la muestra como ortofosfato con el ácido molíbdico para formar el ácido 12-molibdofosfórico que es a su vez reducido por el cloruro de estaño a azul de molibdeno, que contiene una mezcla de Mo (VI) y Mo (V), que absorbe a 690 nm. La intensidad del color azul formado depende de la concentración de fosfatos adicionados al heteropoliácido. La materia orgánica de la muestra es destruida por medio de una digestión con persulfato de amonio y ácido sulfúrico, rompiendo las ligaduras orgánicas del fósforo (C-P y/o C-O-P), e hidrolizando los polifosfatos a ortofosfatos.
- Nitrógeno (APHA, AWWA, WEF, 2012; DOF, 2001c) Se usó el método Kjeldahl, en que los compuestos nitrogenados de la muestra se descomponen con ácido sulfúrico concentrado en caliente, transformándose el nitrógeno de la mayoría de los grupos funcionales orgánicos en amonio. Cuando la descomposición se ha completado la disolución se enfría, se diluye y se alcaliniza con hidróxido de sodio concentrado. El amoniaco liberado se destila y se adsorbe en una disolución de

concentración conocida de ácido bórico. Los grupos amino y amido se convierten cuantitativamente a ión amonio. Sin embargo, los grupos nitro, azo o azoxi generan en las mismas condiciones, otros productos nitrogenados (N_2 u óxidos de nitrógeno).

- DBO (APHA, AWWA, WEF, 2012; Cervantes, 1984; DOF, 2001d) El método se basa en medir la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en aguas naturales y residuales y se determina por la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo de cinco días de incubación en oscuridad a 20°C.
- pH. Determinado a una muestra del efluente empleando el potenciómetro Thermo Orion 720A+.
- pOR (OPR). Determinado a una muestra del efluente empleando el potenciómetro Thermo Orion 720A+.
- Alcalinidad alfa (Pérez y Torres, 2008). Se toma un valor fijo de muestra y se titula con H_2SO_4 1N hasta un pH de 5.75 y posteriormente hasta 4.3, el volumen gastado a 5.75 y el total se dividen. Este parámetro se mide con el fin de determinar la eficiencia del tratamiento anaerobio, implicado en que se mantenga una adecuada capacidad amortiguadora (*buffer* en inglés) del sistema. La alcalinidad alfa es la relación que existe entre la alcalinidad debida a los carbonatos y a la alcalinidad total, se recomiendan valores superiores a 0.5 durante el arranque, y al alcanzarse condiciones estables, valores de 0.65 (Mehu, 2011; Pérez y Torres, 2008).

3.3.1. Reactor

En esta investigación se usó un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente a escala de laboratorio para el tratamiento del agua de la empresa minera cooperante. Fue arrancado y puesto en operación en un proyecto previo (Hernández-Zamora, 2013; Ojeda-Berra, 2008; Ríos-Vázquez, 2009). Su volumen de trabajo es de 2.7L. Para el acondicionamiento del reactor se consideró al inicio un periodo de operación por lotes con el fin de reducir el tiempo de residencia hidráulica (TRH), para alcanzar de esta manera condiciones de operación continua al mínimo tiempo de residencia posible (Figura 3.2). El tiempo de residencia hidráulico considerado es de 1.08 días (2.7 L volumen reactor/ (2.5 L influente * día), la temperatura del reactor se mantuvo estable a 30°C por medio de recirculación de agua, en un serpentín en el interior del mismo.

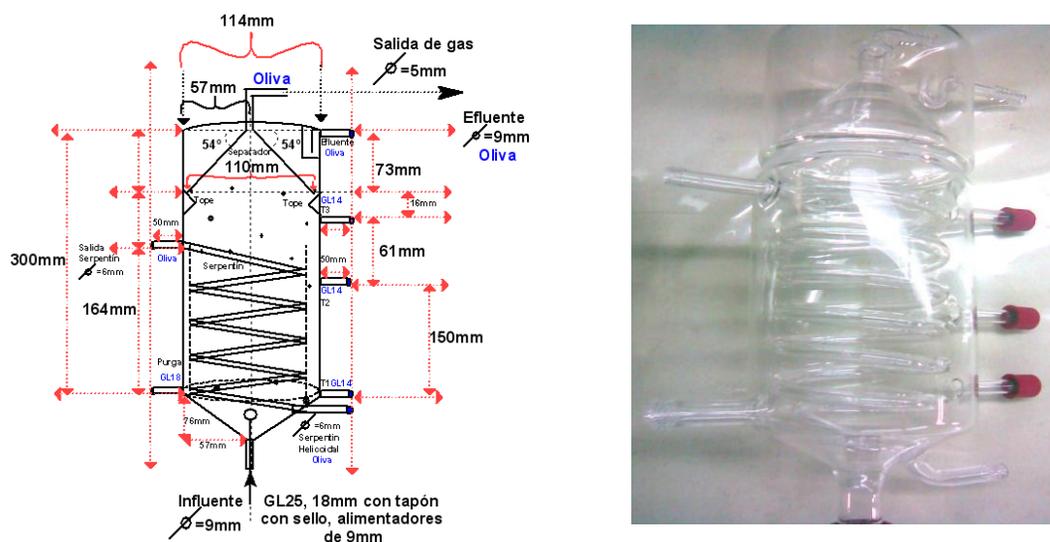


Figura 3.2. Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente, RALLFA, en estudio (Ojeda-Berra, 2008)

3.3.2. Inóculo

Las bacterias provinieron de lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales en la Ciudad de México (Iztapalapa, D.F., México). El volumen inicial de inóculo fue de 900 mL (un tercio del volumen de trabajo del reactor). Estos lodos eran originalmente lodos aerobios y, por ello, el primer objetivo de esta investigación fue el de adaptarlos o aclimatarlos a las condiciones anaerobias del reactor.

Se desarrolló un programa de arranque considerando al inicio la utilización de una mezcla del 70% de agua de proceso de la mina con 30% de un medio sintético (medio de Baars) y, gradualmente, se sustituyó por una fracción mayor del efluente real con el objetivo inicial de alcanzar, idealmente, el porcentaje de 100% de agua de proceso de la mina.

3.3.3. Medio de cultivo para enriquecer el agua de proceso de la mina

Para adaptar a los sistemas microbianos, se preparó un medio de cultivo (medio sintético), conocido como medio Baars, cuya composición se desglosa en la Tabla 3.1. La relación en gramos de C:N:P:S de este medio de cultivo es de 30:1:1:1.67. El agua de proceso de la mina presenta valores de pH muy ácidos (Tabla 2.3), por lo que la alimentación es neutralizada con NaOH 6 M, que es el reactivo que se agrega en el medio de Baars para lograr su neutralización. También ha sido empleado en otras investigaciones en que se ha trabajado con microorganismos reductores de sulfato (Cirik, 2013; Dar, 2008;

Espinosa-Chávez, 2007; Hernández-Zamora, 2013; Meier, 2011; Ojeda-Berra, 2008; Ríos-Vázquez, 2009; Visser y col., 1993).

Tabla 3.1. Medio de BAARS

Soluciones y reactivos	Cantidad
Solución mineral 1	50 mL
Fosfato monobásico de potasio	6 g/L
Solución mineral 2	50 mL
Fosfato dibásico de potasio	6 g/L
Sulfato de amonio	6 g/L
Cloruro de sodio	12 g/L
Sulfato de magnesio heptahidratado	2.6 g/L
Cloruro de calcio dihidratado	0.16 g/L
Resarzurina (al 0.1%)	1 mL
Solución de sulfato ferroso heptahidratado (al 2%)	0.5 mL
Sulfato ferroso heptahidratado	0.002 g/L
Cisteína	0.5 g/L
Ácido bromoetanol sulfónico	0.01583 g/L
Ácido láctico	8.5 mL/L

Al concluir la etapa anterior se determinó la necesidad o no de utilizar una fuente adicional de carbono de bajo costo para los microorganismos, tomando como base los resultados obtenidos en el reactor (Delfín-Alcalá y Durán-de-Bazúa, 2008).

3.3.4. Comparación de la fuente de carbono con base en cultivos en tubos de ensayo

Debido a que no fue posible eliminar la adición de la fuente de carbono, se estudió cuál era la cantidad mínima a adicionar para lograr un funcionamiento adecuado del reactor, entendiendo por adecuado un porcentaje de remoción de sulfatos y de la materia

orgánica medida como DQO favorables aunque no se alcancen los niveles óptimos. Para esta determinación se cultivó a los microorganismos obtenidos del lodo del reactor, bajo distintas condiciones, en tubos de ensayo de 25 mL, variando la forma de administración de la fuente de carbono que, en este caso, fue el ácido láctico, empleando el (1) Medio sintético de Baars, (2) ácido láctico en agua de proceso de la mina, (3) ácido láctico con fosfato monoácido de amonio y (4) ácido láctico con agua amoniacal.

A su vez, con cada uno de estos co-sustratos se varió la cantidad con relación a la adición de ácido láctico en los distintos porcentajes de medio sintético aplicados en la fase de arranque. Estas relaciones se muestran en la Tabla 3.2, donde se toman como base las cantidades empleadas para llevar la solución a 100 mL, cantidad a la que se llegó empleando agua del proceso minero.

Tabla 3.2. Tratamientos enfrentados en cultivo

%	mL (Medio de sintético, Tabla 3.1)	ácido láctico-(NH ₄) ₂ HPO ₄		g ácido láctico	ácido láctico-NH ₄ OH	
		g (NH ₄) ₂ HPO ₄	g de ácido láctico		g NH ₄ OH	g de ácido láctico
5.0	5.0	0.1	0.036	0.036	0.088	0.036
6.0	6.0	0.1	0.044	0.044	0.088	0.044
7.0	7.0	0.1	0.051	0.051	0.088	0.051
8.0	8.0	0.1	0.058	0.058	0.088	0.058
9.0	9.0	0.1	0.065	0.065	0.088	0.065
10.0	10.0	0.1	0.072	0.072	0.088	0.072
12.5	12.5	0.1	0.090	0.090	0.088	0.090
15.0	15.0	0.1	0.108	0.108	0.088	0.108
20.0	20.0	0.1	0.145	0.145	0.088	0.145
25.0	25.0	0.1	0.181	0.181	0.088	0.181
30.0	30.0	0.1	0.217	0.217	0.088	0.217

*Con base en las cantidades empleadas para una solución total de 100mL

Se midió a las soluciones con las distintas concentraciones de fuente de carbono, la DQO, el pH, los sulfatos (DOF, 1981) y los sulfuros (DOF, 1982), antes de la inoculación y diez días después de incubados a 30°C, excepto el pH que solamente se midió a la solución inicial para asegurar un pH adecuado para el desarrollo de los microorganismos.

3.3.5. Seguimiento del reactor

Asimismo, se definieron los parámetros de seguimiento de la operación del reactor y la periodicidad de los análisis, tanto al influente como al agua tratada en el reactor (efluente), enlistados a continuación:

- DQO
- pH y alcalinidad alfa (Jenkins y col., 1983)
- Sulfatos (DOF, 1981)
- Sulfuros (DOF, 1982)
- Potencial de Óxido-Reducción con un potenciómetro de campo.
- Temperatura. El termómetro se encuentra fijo en el reactor, para mantener un seguimiento de los cambios de temperatura.

Por otra parte, se analizó la cantidad de compuestos volátiles de los lodos acumulados en el reactor (SVT y SFT), considerando que los primeros, representan la biomasa. Asimismo, en un estudio posterior a éste, se verá la pertinencia de estudiar procesos de separación de los compuestos precipitados como sulfuros y la biomasa anaerobia para garantizar su posterior aprovechamiento (APHA, AWWA, WEF, 2012).

3.4. Fase de estudio en gabinete

El análisis estadístico se realizó con el programa Statgraphics Centurion XV.II. (2007). Para conocer la existencia de diferencias entre los datos registrados se empleó el análisis de varianza de una vía (Andeva), tomando en cuenta que los datos hayan cumplido los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza estimados mediante el método de Levene. Para el caso de los datos que no cumplieron con dichos supuestos se recurrió al análisis estadístico no-paramétrico. En el caso del diseño completamente al azar, la técnica apropiada se consideró que era la de Kruskal-Wallis (Marques-Dos-Santos, 2004), así mismo en el caso de los grupos de datos que presentaron diferencias estadísticamente significativas, con el fin de determinar cuáles medias (Andeva) o medianas (Kruskal-Wallis) eran significativamente diferentes de otras se les aplicó la prueba de rangos múltiples por el método de LSD de Fisher que detecta diferencias verdaderas entre las medias o el diagrama de cajas, el cual está basado en el uso de los cuartiles y la mediana (Statgraphics, 2007) y comparando estos visualmente se pueden apreciar diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos comparados.

CAPÍTULO 4

Resultados y discusión

4.1. Caracterización del agua de proceso de la mina

Al agua que la empresa cooperante facilitó para la alimentación del reactor se le caracterizó regularmente, al menos dos veces por mes. En la Tabla 4.1 se muestran los valores promedio obtenidos de su caracterización.

Tabla 4.1. Valores promedio de varias muestras tomadas de lotes de agua de proceso en el lapso de agosto de 2012 a mayo de 2014 provenientes de la mina cooperante (y que se envía a la presa de jales)

Agua de proceso de la mina cooperante				
Característica	Ago. 2012-Ene. 2013	Feb.-May. 2013	Jun.-Oct. 2013	Nov. 2013- May-2014
Valor de pH	3.22±1.04	2.74±1.07	3.27±1.08	3.15±1.07
Sulfatos totales, mg/L	1663±53.0	1323±202.00	1655±467.00	1743±90.00
Sulfuros, mg/L	7±2.30	4.4±1.40	89.4±63.00	40.2±3.60
Sólidos totales, mg/L	5.91±0.27	6.7±0.20	7.64±0.62	7.48±0.05
Sólidos disueltos, mg/L	5.83±0.24	6.53±0.10	7.43±0.73	0.89±0.44
Sólidos suspendidos, mg/L	0.08±0.03	0.24±0.20	0.21±0.18	6.59±0.38
Sólidos fijos totales, mg/L	5.40±0.03	5.81±0.20	6.64±0.71	6.385±0.12
Sólidos disueltos fijos, mg/L	5.35±0.04	5.69±0.10	6.47±0.72	0.85±1.20
Sólidos suspendidos fijos, mg/L	0.05±0.07	0.15±0.26	0.17±0.17	5.89±1.58
Sólidos volátiles totales, mg/L	0.51±0.24	0.96±0.10	0.99±0.43	1.09±0.06
Sólidos disueltos volátiles, mg/L	0.48±0.28	0.83±0.10	0.96±0.43	0.17±0.24
Sólidos suspendidos volátiles, mg/L	0.03±0.04	0.12±0.10	0.03±0.00	1.16±0.53
DQO, mg /L	316±38.00	172±81.00	471±127.00	495±5.00
Potencial Óxido-Reducción, mV			316.2±10	283±85.00
DBO, mg /L			0	0
Nitrógeno, mg /L			0	0
Fósforo, mg /L			0.46±0.15	0.20±0.014
Relación DQO/Sulfatos (≥0.66)	0.19	0.13	0.28	0.28
Adición de lactato para DQO/SO ₄ ²⁻ ≥0.66 (947 mg DQO/L), mg/L	2.60	2.33	2.07	2.18

En algunos casos la desviación estándar representa un porcentaje muy grande del promedio. Esto es debido a que, pese a que el agua se encuentra en conservación a 4°C, sufre cambios que afectan sus características con el paso del tiempo.

4.2. Operación del RALLFA

Como se mencionó en el capítulo anterior, para el tratamiento del agua de la empresa minera cooperante se usó un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente a escala de laboratorio, Figura 4.1, cuyo volumen de trabajo es de 2.7 L, arrancado y puesto en operación en un proyecto previo (Hernández-Zamora, 2013; Ojeda-Berra, 2008; Ríos-Vázquez, 2009).

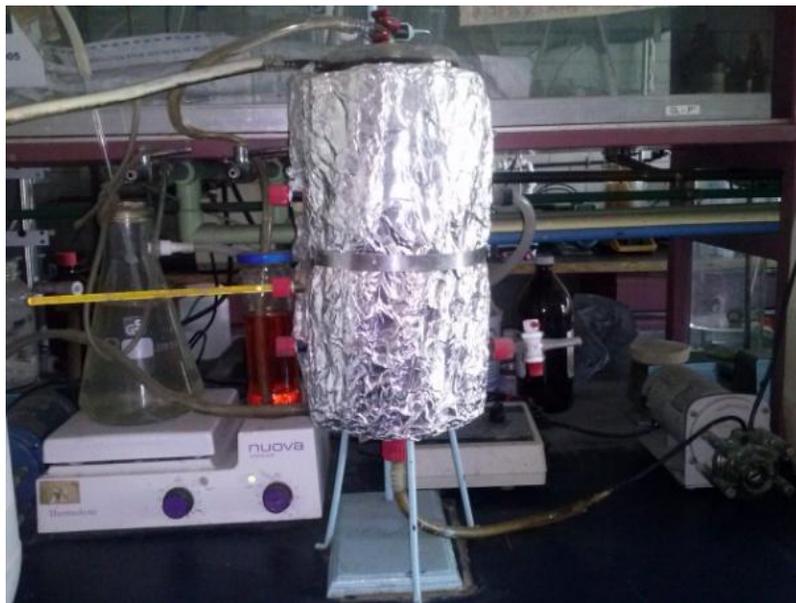


Figura 4.1. RALLFA en el Laboratorio 303 de Conjunto E de la Facultad de Química

Como se mencionó en la metodología, se manejó un tiempo de residencia hidráulico de 1.08 días (2.7 L volumen reactor/ (2.5 L influente · día)).

Se desarrolló un programa de arranque considerando al inicio la utilización de una mezcla del 70% de agua residual minera con 30% de un medio sintético, gradualmente se sustituyó el medio sintético por una fracción mayor del efluente real con el objetivo inicial de alcanzar el porcentaje de 100% y que los microorganismos se aclimataran a este medio; sin embargo, como se observará más adelante, el porcentaje mínimo de medio sintético agregado fue del 2%, ya que el reactor, pese a que lograba estabilidad en su funcionamiento, medida con el índice de alcalinidad alfa (α), ya no mostraba buenos rendimientos de remoción de SO_4^{2-} .

Durante esta fase se realizó el seguimiento de los parámetros en la entrada y salida del reactor, para verificar que éste alcanzara la estabilidad y bajar entonces controladamente el porcentaje del medio sintético. Los parámetros evaluados, fueron: pH, alcalinidad alfa, S^{2-} , SO_4^{2-} , DQO y sólidos.

A la entrada del reactor se neutralizó el pH del agua de alimentación, pues el agua de proceso minero tiene valores de pH cercano a 3 (Tabla 4.1), el cual no es propicio para el metabolismo bacteriano de interés, aunque hay estudios que reportan alta reducción de sulfatos a pH 4 y

4.5, (Bijmans y col., 2010; Koschorrek, 2008), además de ser el pH cercano a 7 el óptimo para el crecimiento de muchos MRS. Sin embargo, Burns y col. (2011) reportan que las tasas de reducción de sulfato son aproximadamente 300 veces menores a un pH de 3.5 en comparación con las registradas a un pH de 6. Asimismo, en esta investigación se optó por usar lactato como donador de electrones, por ser una buena fuente de electrones y carbono para muchos MRS, por dar alto rendimiento de biomasa, por promover alta producción de alcalinidad, además de que su oxidación incompleta produce acetato que también es fuente de carbono para algunos MRS (Kaksonen y Puhakka, 2007). Es por eso que se considera superior comparado con otros donadores de electrones, como el etanol, propionato o acetato (Sheoran y col., 2010). En la Figura 4.2 se ilustran los promedios de los valores de pH a la entrada y a la salida del reactor, en las etapas en que se empleó del 30 al 5% de medio sintético.

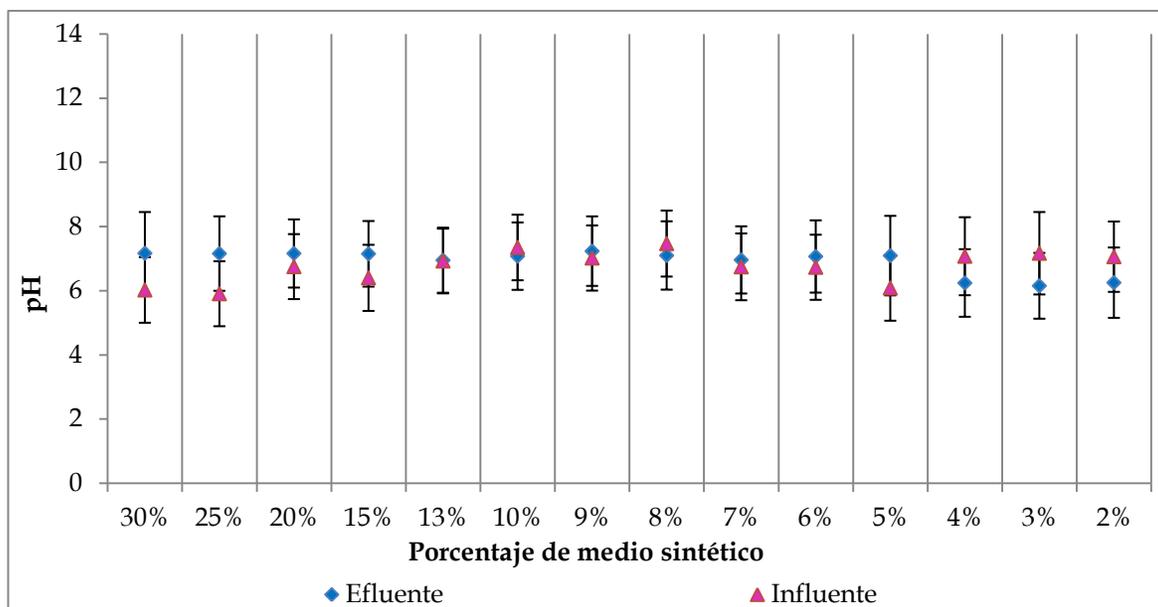


Figura 4.2. Valores promedio de pH en la fase de arranque experimental

El promedio de pH en el efluente no baja de 6.8, en tanto que a partir del 4% el pH va disminuyendo. A pesar de que el agua de alimentación es neutralizada, esto no implica que el efluente saldrá con valores cercanos a 7. El pH del efluente se encuentra cerca del pH neutro debido a la producción de HCO_3^- , formados por la oxidación del donador de electrones (Álvarez y col., 2006), por parte de los microorganismos.

Uno de los principales parámetros que refleja el estado del reactor es la alcalinidad alfa (de Hass y Adam, 1995; Guardia y col., 2014; Mehu, 2011; Pérez y Torres, 2008). Este índice corresponde a la relación entre la alcalinidad debida a los carbonatos y la alcalinidad total.

Según Pérez y Torres (2008), un índice superior a 0.65 indica estabilidad del reactor anaerobio. Por otro lado, Jenkins y colaboradores (1983) establecen que el valor que se deberá superar en la estabilidad es de 0.7.

En la Figura 4.3 se graficó el promedio de la alcalinidad alfa, calculada en los distintos porcentajes de adición de medio sintético al agua de proceso. Los porcentajes de medio sintético en los que se promedió un índice de alcalinidad alfa superior a 0.65 son al 7 y 6%.

Cabe destacar que estos valores son promedios, pues en todas las etapas se lograron valores de este índice superiores a 0.65, parámetro que indicaba estabilidad en el sistema y definía el momento idóneo para la posterior disminución del porcentaje del medio sintético.

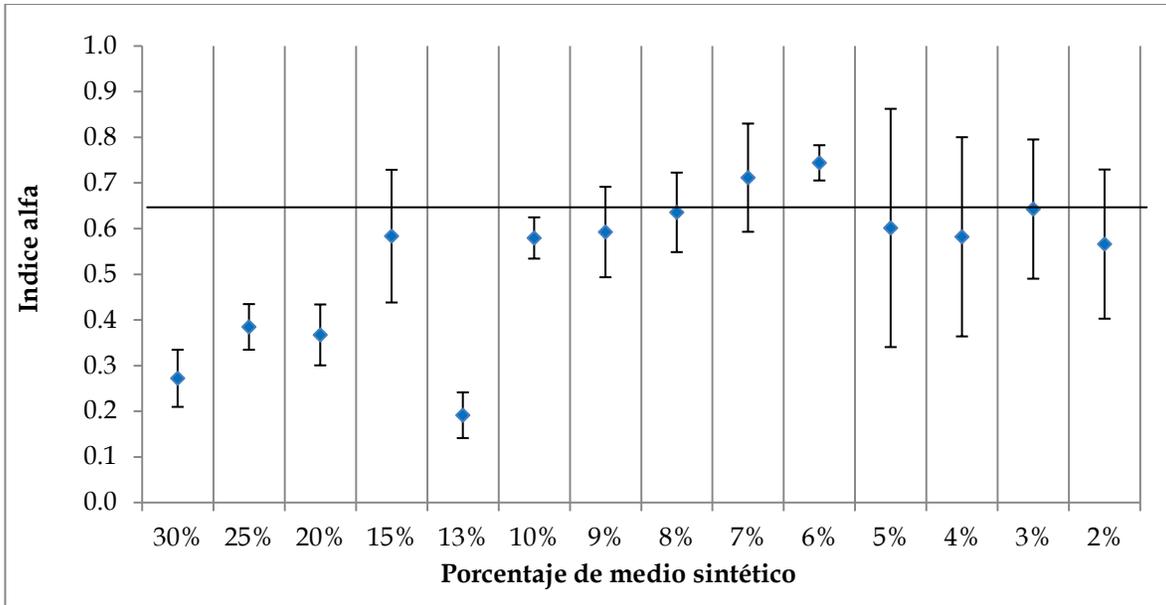


Figura 4.3. Valores promedio de alcalinidad alfa en la fase de arranque experimental

Los valores promedio de S^{2-} formados (Figura 4.4) durante la fase de arranque, presentan una clara tendencia de caída conforme se disminuye el porcentaje del medio sintético.

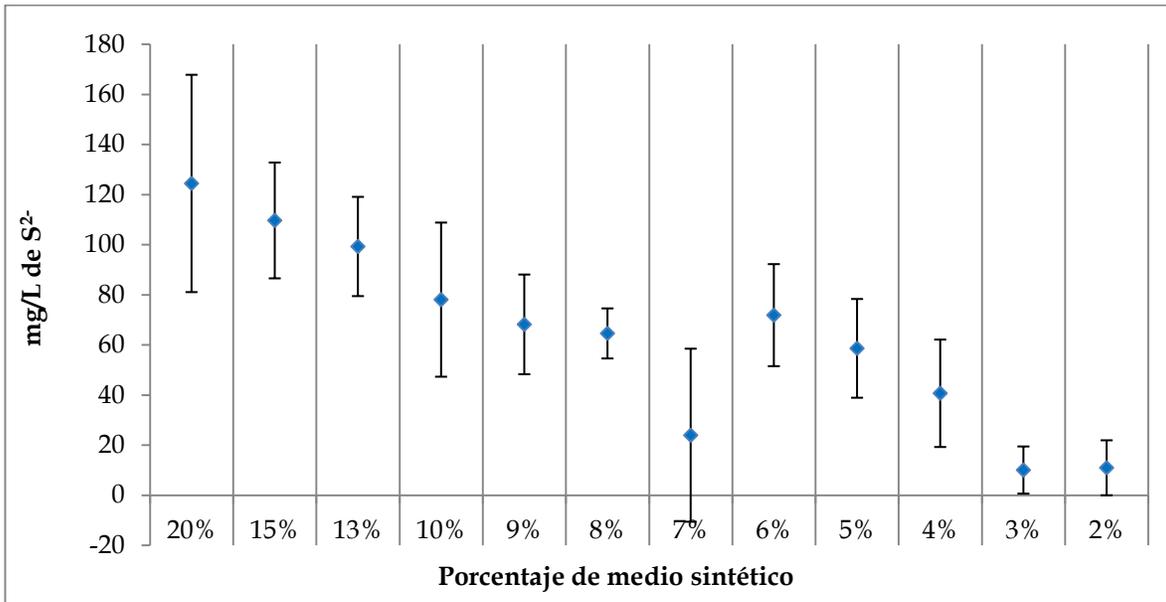


Figura 4.4. Valores promedio de formación de S^{2-} en la fase de arranque experimental

No parece haber relación con el comportamiento que se observa en la Figura 4.3, sobre alcalinidad alfa, por lo que se infiere que pudiera haber otros grupos bacterianos que contribuyen a la estabilización del sistema, aunque en el caso de los MRS, se refleja una clara relación entre la generación de sulfuros, producto de la reducción de sulfatos y la cantidad del medio sintético agregado, yendo desde un valor promedio al 20% cercano a 120 mg/L, hasta menos de 10 mg/L al 3 y 2%.

En cuanto a los valores de SO_4^{2-} y de la DQO, estos son elementos de primordial importancia en esta investigación y para la industria minera en general, pues son los principales factores de calidad del agua de proceso ya que al ser reutilizada por la misma industria, acarrearán efectos negativos para la obtención de los minerales de interés.

Es por esto que se requiere de tener las condiciones adecuadas para su reducción, con una metodología económica y poco dañina al ambiente que permita llevar los resultados a escala industrial.

En el caso de los SO_4^{2-} (Figura 4.5), se observa que las marcadas variaciones de su concentración en el influente afecta notablemente la capacidad de remoción de estos en el reactor. Estas variaciones son debidas a la composición de las menas procesadas en la mina. Esta variación, se refleja en los cambios en la concentración de SO_4^{2-} y, aunada a la reducción de fuente de carbono fácilmente biodegradable,

se considera que está disminuyendo la eficiencia en la reducción de SO_4^{2-} .

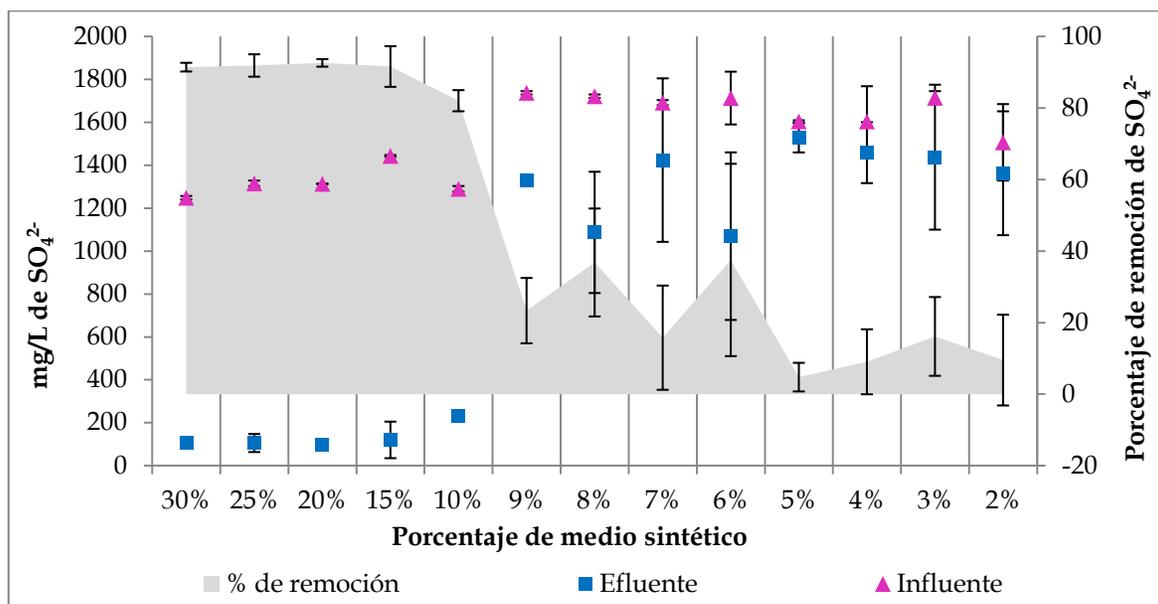


Figura 4.5. Valores promedio de SO_4^{2-} y su porcentaje de remoción en la fase de arranque experimental con diferentes proporciones de medio sintético o de Baars

A lo largo de la fase de arranque, ambos parámetros se comportan de manera inversa, pues en las primeras etapas, con la mayor adición de medio hay una muy buena remoción de SO_4^{2-} (Figura 4.5) pero deficiente remoción de la materia orgánica medida como DQO (Figura 4.6).

Esto se explica porque aunque el ácido láctico (lactato) se ha descrito como una buena fuente de carbono, éste se degrada solamente de manera parcial (acetato), por algunos MRS de modo que se registran valores altos a la salida.

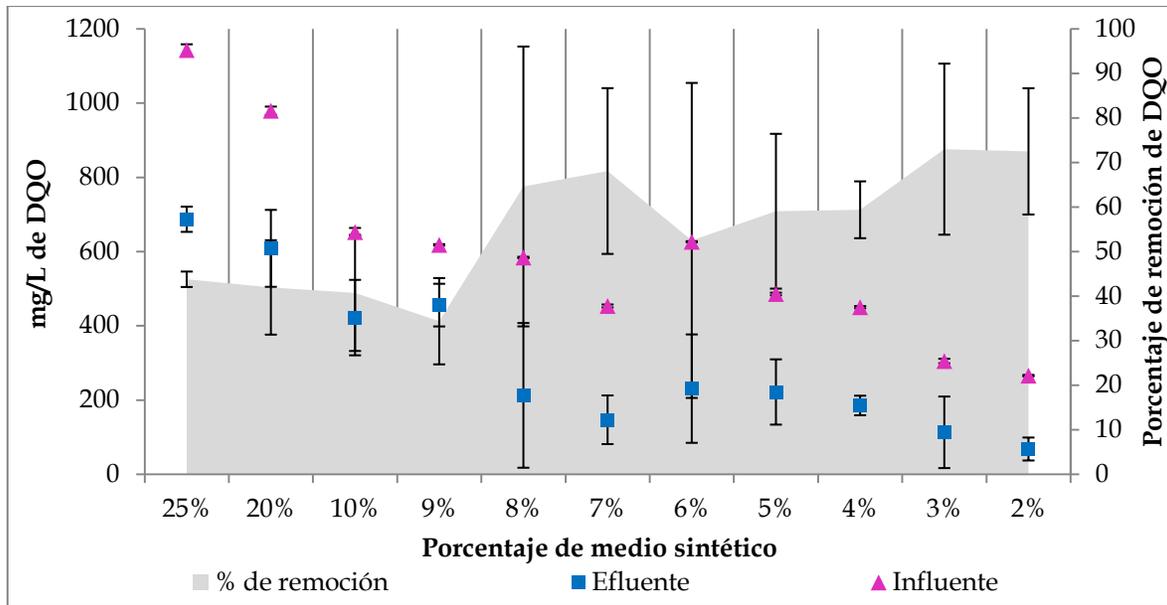


Figura 4.6. Valores promedio de la materia orgánica medida como DQO y su porcentaje de remoción en la fase de arranque experimental

Esto resulta en la liberación de acetato, que puede servir de fuente de carbono para algunas especies sulfato-reductoras, pero a la vez trae como consecuencia una concentración alta de materia orgánica medida como DQO en el efluente (Álvarez y col., 2006).

De esta fase experimental se sugiere que el porcentaje de medio sintético en el que se logró una buena remoción de SO_4^{2-} (82.1%) y de la materia orgánica medida como DQO (40.71%), es de 10%.

Otro parámetro evaluado fueron los sólidos totales (Figura 4.7), tanto disueltos (Figura 4.8) como suspendidos (Figura 4.9). A su vez, a cada uno de estos se les cuantificó el contenido de sólidos volátiles y fijos.

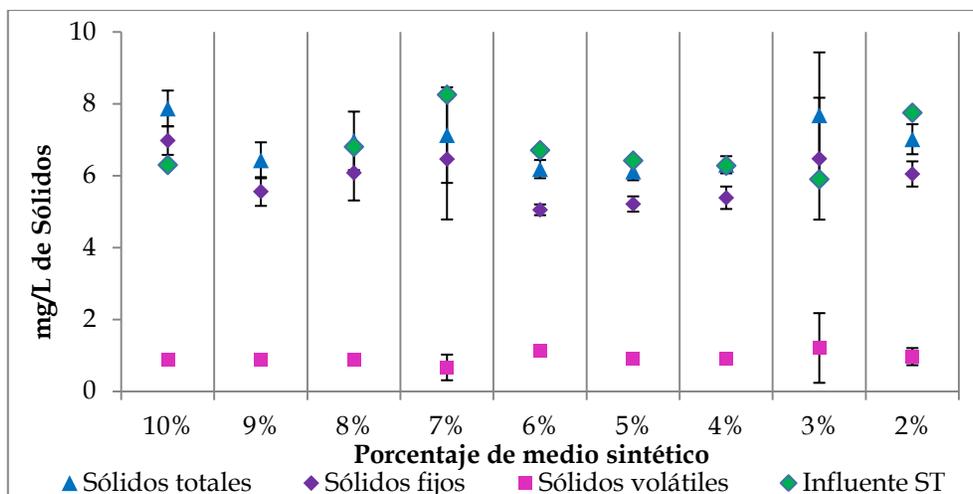


Figura 4.7. Valores promedio de sólidos en la fase de arranque experimental

Es mayor el contenido de los sólidos disueltos ($<2\mu\text{m}$) que el de los sólidos suspendidos ($>2\mu\text{m}$) debido a que el agua de proceso que es aportada por la planta cooperante con esta investigación pasa previamente por un proceso de sedimentación, de modo que se elimina gran porcentaje de los sólidos suspendidos. Al observar los datos de sólidos en el influente se ve que en el caso de los sólidos suspendidos en casi todas las diferentes relaciones hay un aumento de los mismos, aumento que se atribuye a la formación de los sulfuros metálicos y, en todos los casos, la fracción volátil, relacionada con los compuestos orgánicos, obtenida por diferencia después de su evaporación a $550\pm 50^\circ\text{C}$, presentan valores menores que la fracción fija, relacionada con los compuestos inorgánicos. Este resultado es lógico, pues este tipo de reactor está creado con objeto de que los microorganismos se encuentren sedimentados en el lecho y haya una pérdida mínima de ellos en el efluente. En este sentido se destaca el valor calculado del tiempo de retención biológica o celular, TRC, que se obtuvo fue de 16 ± 5 días.

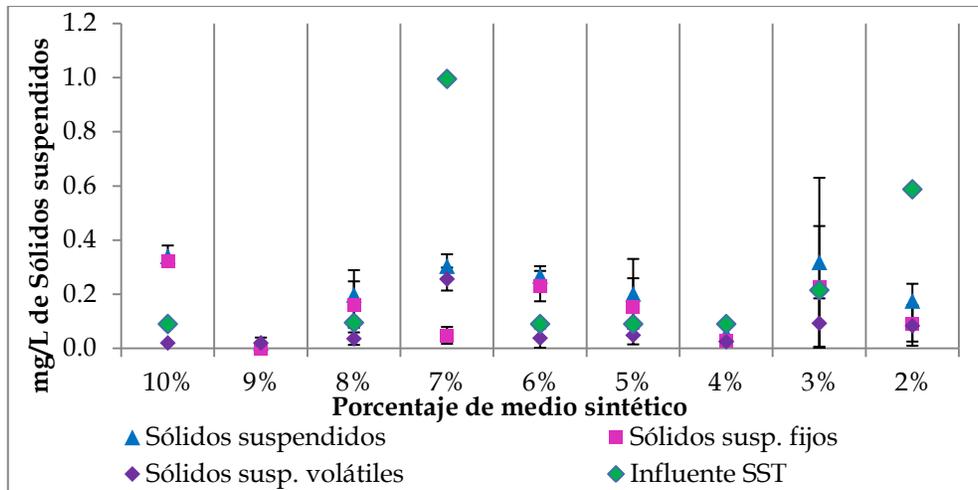


Figura 4.8. Valores promedio de sólidos suspendidos en la fase de arranque experimental

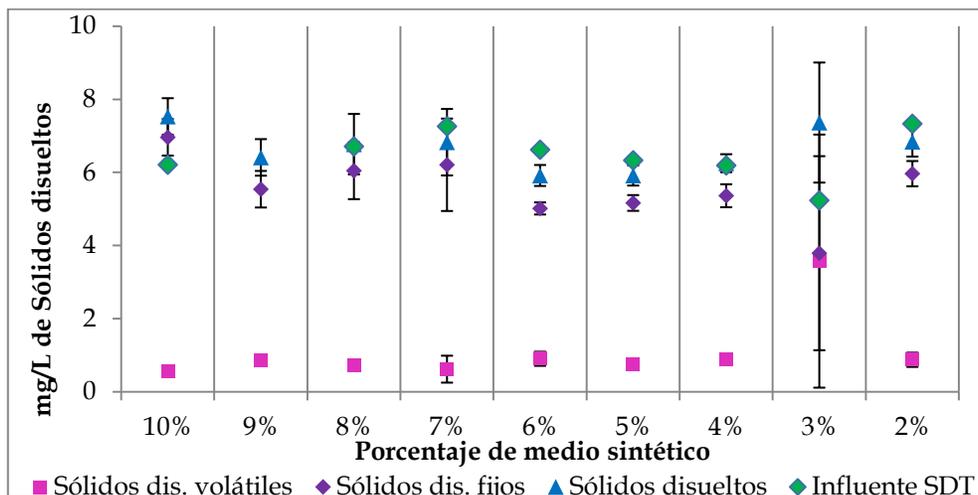


Figura 4.9. Valores promedio de sólidos disueltos en la fase de arranque experimental

Los resultados obtenidos en la fase de arranque fueron evaluados estadísticamente para verificar si existían diferencias significativas entre cada una de las etapas de la fase de arranque.

La evaluación estadística consistió, en primer lugar, en determinar si los datos se comportaban normalmente, evaluando la hipótesis nula de que las desviaciones estándar eran iguales. Para ello se empleó el método de Levene.

Los resultados de esta prueba fueron: S^{2-} ($W=1.114$; $P=0.364 \geq 0.05$), DQO ($W=0.885$; $P=0.553 \geq 0.05$), SO_4^{2-} ($W=2.250$; $P=0.020 < 0.05$), sólidos totales ($W=2.394$; $P=0.018 < 0.05$), sólidos disueltos ($W=1.603$; $P=0.152 \geq 0.05$), y sólidos suspendidos ($W=3.639$; $P=0.003 < 0.05$).

Se determinaron las diferencias estadísticamente significativas entre las medias o medianas de las etapas para el caso de S^{2-} ($F=16.65$; $P=0.000 < 0.05$), DQO ($F=3.71$; $P=0.001 < 0.05$), SO_4^{2-} ($H=54.241$; $P=2.475E-7 < 0.05$), sólidos totales ($H=36.800$; $P=0.000 < 0.05$) y sólidos suspendidos ($H=23.095$; $P=0.003 < 0.05$), por tener un valor-P menor a 0.05; y no se registraron diferencias entre las medias de las etapas en sólidos disueltos ($F=1.18$; $P=0.335 \geq 0.05$).

En cuanto a los miligramos por litro de S^{2-} formados (Tabla 4.2), al realizar la prueba de rangos múltiples por el método LSD, que detecta diferencias entre las medias, escalando intervalos entre ellas. Se forman siete grupos, de los cuales los que abarcan más tratamientos de la fase de arranque, incluyen los tratamientos con 5, 6, 8, 9 y 10% de medio sintético y el otro grupo incluye los tratamientos con 6, 9 10 y 12.5% de medio sintético. Recordando lo establecido con anterioridad sobre que al 10% de medio sintético se obtenían buenas remoción de

SO_4^{2-} , se destacan los registros con 10% de medio sintético, pues forma un grupo con las etapas 12.5 y 15% de medio sintético; es decir, no son significativamente diferentes. Por tanto, en generación de S^{2-} , es una buena opción.

Tabla 4.2. Diferencia entre las medias en las etapas de la fase de arranque experimental en formación de S^{2-}

	Casos	Media	Grupos homogéneos
3.0%	13	5.7	X
2.0%	16	7.3	X
7.0%	11	21.8	X X
4.0%	8	32.3	X X
5.0%	7	50.0	X X
8.0%	5	55.9	X X
9.0%	3	59.5	X X X
6.0%	5	63.2	X X X
10.0%	6	69.4	X X X
12.5%	2	90.6	X X X
15.0%	2	101.0	X X
20.0%	3	115.8	X

Al respecto del porcentaje de remoción de la materia orgánica medida como DQO (Tabla 4.3), se forman seis grupos, de los cuales los que abarcan los tratamientos de la fase de arranque en los que hay porcentajes de remoción superiores a 50% son dos e incluyen los tratamientos con 4, 5, 6, 7, 8 y 25% de medio sintético y el grupo con los tratamientos 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8%.

Es en el segundo grupo mencionado donde se enlistan las etapas de la fase de arranque en que están los mejores porcentajes de remoción de la materia orgánica medida como DQO, en este caso al 10%, la media de remoción de la materia orgánica medida como DQO es de las menores; sin embargo, aún es aceptable.

Tabla 4.3. Diferencia entre las medias en las etapas de la fase de arranque experimental en remoción de la materia orgánica medida como DQO

	Casos	Media	Grupos homogéneos
9%	3	34.4	X
10%	5	40.7	X X
20%	5	41.9	X X
25%	2	43.8	X X X
5%	7	59.0	X X X X
4%	5	59.4	X X X X
8%	5	64.6	X X X
6%	4	67.6	X X X
7%	6	68.1	X X X
2%	12	72.5	X
3%	11	73.0	X

En la Figura 4.10, se observa que los tratamientos a partir del 9% tienen una remoción de SO_4^{2-} muy baja en comparación con las etapas con más del 10% de medio sintético. En el caso del 10% de medio sintético no hay diferencia significativa con la etapa que corrió con 12.5% de medio.

Tal vez habría que correr, a futuro, en una siguiente etapa un experimento donde se tuvieran los xantatos como única fuente de carbono para ver su efecto sobre las remociones de DQO y la reducción de los sulfatos a sulfuros.

Debido a que no fue posible eliminar la adición de la fuente de carbono extra al agua de proceso minero de alimentación, con base en el análisis estadístico, se determinó el porcentaje mínimo de medio sintético necesario para lograr una buena remoción de SO_4^{2-} y materia orgánica medida como DQO del agua de proceso minero introducida al reactor.

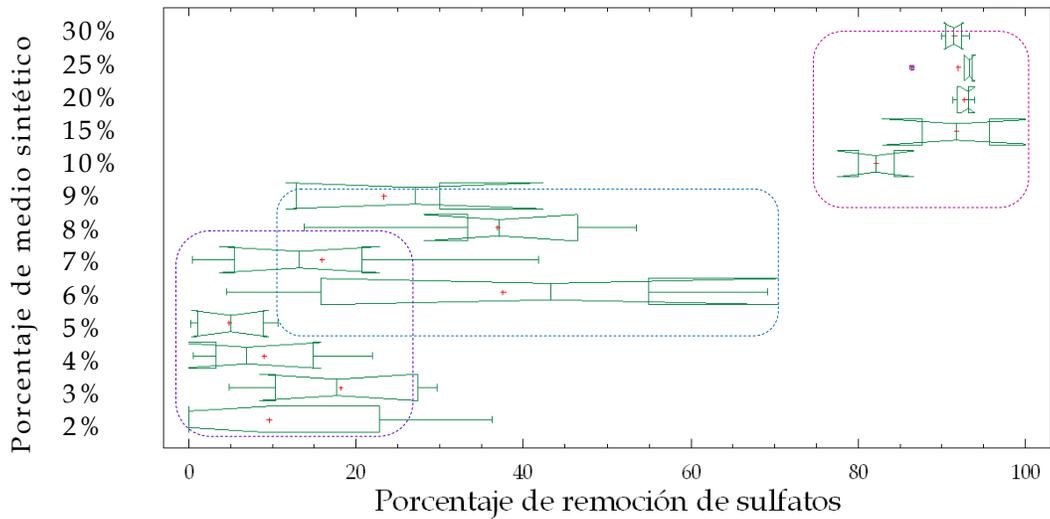


Figura 4.10. Diferencia entre las medianas en las etapas de la fase de arranque en remoción de SO_4^{2-}

En el caso de los SO_4^{2-} el porcentaje de adición mínimo fue 10% de medio sintético con un porcentaje promedio de remoción superior a 82.1% con una concentración de entrada promedio de 1291 y una de salida de 231mg/L y de la materia orgánica medida como DQO del 40.71% con valores promedio que fueron de 422 a 101 mg/L. No se valoró con base en la DQO, pues los porcentajes de remoción más altos de la materia orgánica medida como DQO se asocian con un deficiente porcentaje de remoción de SO_4^{2-} .

En cuanto a los sólidos totales (Figura 4.11), los porcentajes de medio sintético más altos, es decir los tratamientos con 20 y 15% de medio sintético presentaban una muy baja presencia de sólidos totales, la cual aumentó notablemente en los tratamientos a 12.5 y 10% de medio sintético, mientras que se mantiene entre 6 y 7 mg/L en el resto de los tratamientos.

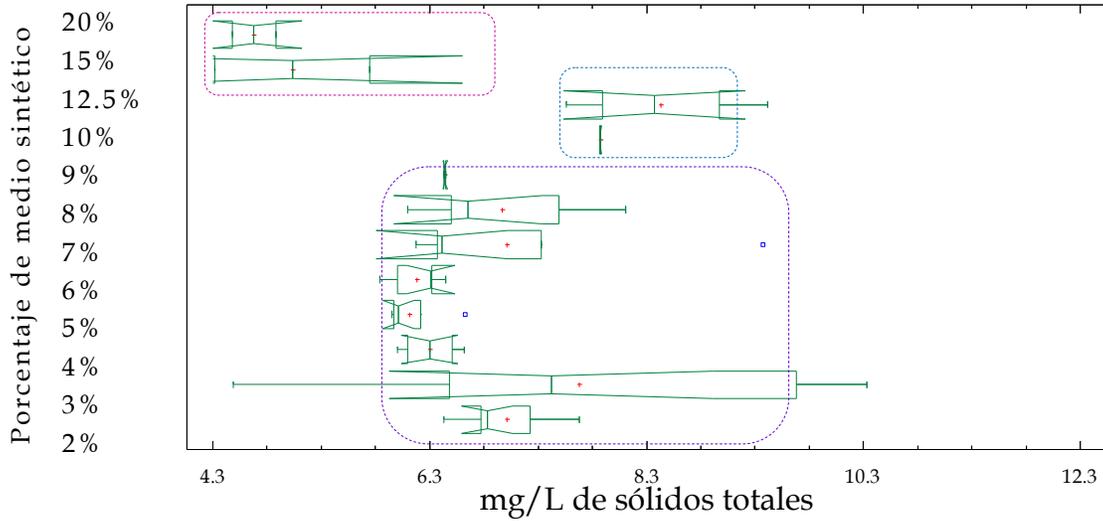


Figura 4.11. Diferencia entre las medianas en las etapas de la fase de arranque experimental en sólidos totales

Por otro lado, los sólidos suspendidos (Figura 4.12) se comportan de igual manera que los totales.

Hay que destacar que los sólidos suspendidos fueron medidos a partir de la etapa con 10% de medio sintético.

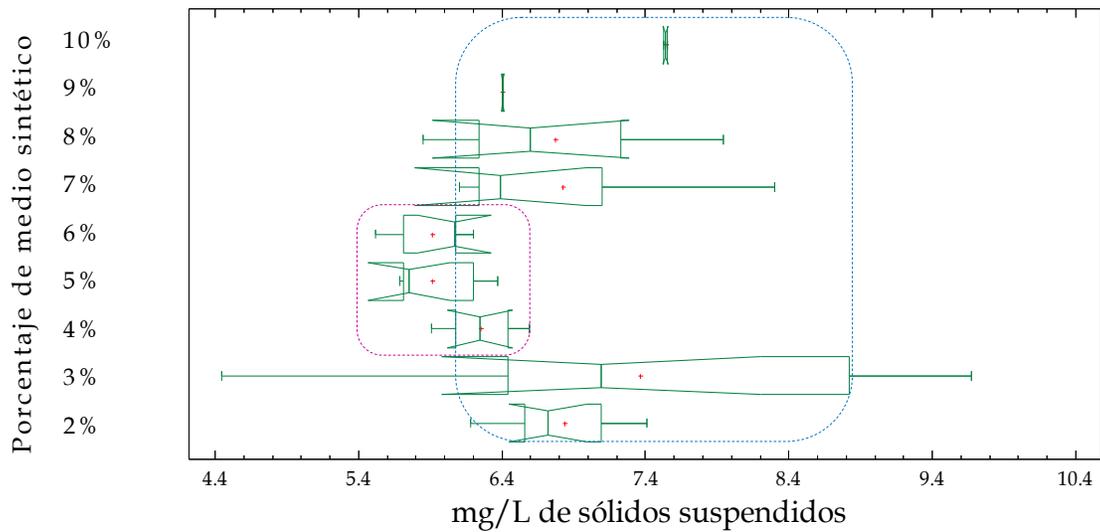


Figura 4.12. Diferencia entre las medianas en las etapas de la fase de arranque experimental en sólidos suspendidos

4.3. Pruebas en tubos de ensayo: ácido láctico

Con el fin de apoyar los resultados de la fase de arranque, se estudió cuál era la cantidad mínima de fuente de carbono extra a adicionar para lograr un funcionamiento adecuado del reactor, entendiendo por adecuado un porcentaje de remoción SO_4^{2-} significativo, así como de materia orgánica medida como DQO. Para esta determinación se cultivaron los microorganismos aclimatados obtenidos del lodo del reactor bajo distintas condiciones, variando la forma de administración de la fuente de carbono, que en este caso es el ácido láctico. Se emplearon como co-sustratos el medio de Baars (medio sintético o MC), ácido láctico en agua de proceso de la mina (AL), ácido láctico con fosfato monoácido de amonio (AL-FA) y ácido láctico con agua amoniacal (AL-HA).

Se emplearon un total de cuatro repeticiones para MC, siete de AL y AL-FA, así como tres en el caso de AL-HA, por no haber sido contemplado en un principio. A las soluciones con las distintas concentraciones de fuente de carbono se les midió el pH, S^{2-} , SO_4^{2-} y DQO, antes de la inoculación y diez días después de la incubación a 30°C, excepto para el pH que solamente se midió a la solución inicial para asegurar un pH adecuado para el desarrollo de los microorganismos.

Los cultivos se realizaron en la cámara de anaerobiosis que se presenta en la Figura 4.13 para mantener a las bacterias bajo condiciones libres de oxígeno.

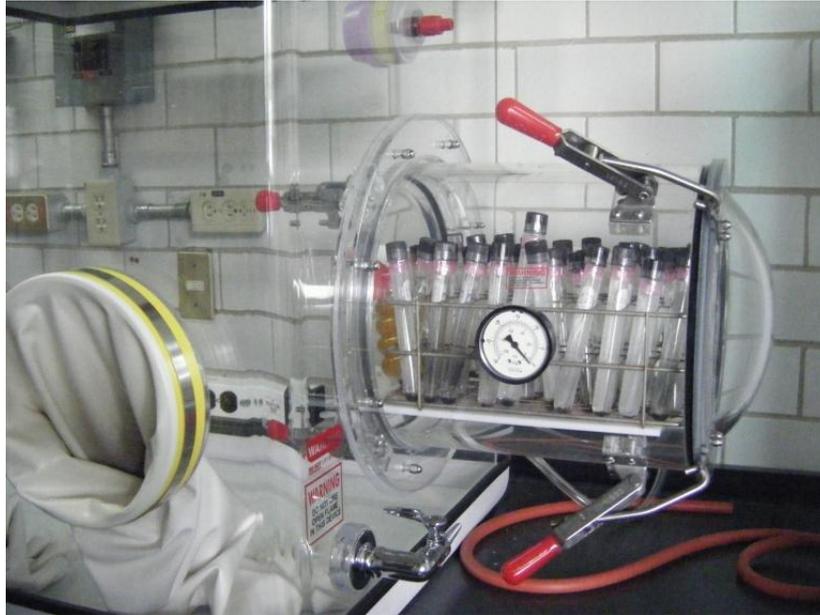


Figura 4.13. Cámara de anaerobiosis

Se observó la formación de la burbuja de gas en la campana de Durham en la Figura 4.14 y oscurecimiento en la Figura 4.15, que indican la formación del gas sulfuro de hidrógeno y la formación de sulfuros de hierro, respectivamente.



Figura 4.14. Burbuja de gas



Figura 4.15. Oscurecimiento

En la Tabla 4.4 se amplían las características visuales que presentaron los tubos después de los diez días de incubación, De ella se observa

que es el tratamiento con AL-FA el que presentó mayor número de cultivos positivos o con las características buscadas.

Tabla 4.4. Características de los tubos

%	Medio sintético				ácido láctico								ácido láctico con (NH ₄) ₂ HPO ₄						ácido láctico con NH ₄ OH				
5	○	○	○	○	○	○	○	○	○	/	○	×	◻	/	◻	◻	/	/	○	○	○		
6	/	○	○	○	/	○	○	○	○	○	○	◻	◻	◻	×	○	○	○	○	×	○		
7	○	/	○	○	○	○	○	○	/	×	/	◻	◻	◻	◻	○	×	○	/	○	/		
8	○	○	○	◻	○	◻	○	/	◻	◻	◻	◻	◻	×	◻	×	×	○	○	◻	◻		
9	◻	×	×	◻	○	○	○	/	◻	◻	/	◻	◻	◻	◻	◻	○	○	◻	◻	×		
10	◻	◻	/	◻	/	○	/	◻	◻	/	○	◻	×	◻	◻	/	/	×	×	○	◻		
12.5	◻	◻	◻	◻	◻	/	×	×	○	○	×	○	◻	◻	◻	×	/	×	◻	/	◻		
15	◻	◻	◻	◻	×	×	◻	◻	×	◻	◻	◻	○	◻	◻	○	×	×	◻	○	◻		
20			◻	◻					◻	/	◻							◻	◻	◻	/	◻	◻
25			◻	◻					◻	◻	◻							◻	◻	◻	◻	◻	◻
30			◻	◻					◻	◻	◻							◻	◻	◻	◻	◻	◻

○= con burbuja, ◻= con burbuja y ennegrecido, ×= ennegrecido y /=sin burbuja ni ennegrecimiento

En la Figura 4.16 se grafica el promedio de la formación de S²⁻, valor obtenido de la diferencia del valor de los S²⁻ medidos al inicio de la incubación y a los diez días, con las cuatro formas en que se agregó la fuente de carbono.

De modo general, la formación de S²⁻ va en aumento entre mayor es la concentración de ácido láctico. La formación de S²⁻ es mayor en el caso de los cultivos alimentados con AL-FA. Estos resultados se relacionan con la presencia de nutrientes esenciales para el metabolismo de los microorganismos, el fósforo y el nitrógeno, en tanto que hay menor formación en los cultivos con MC pues hay menor entrada de sulfatos

que en el resto de cultivos en los que se usa mayor cantidad el efluente real.

En los cultivos con la cantidad más grande de ácido láctico (2.55 mL/L) la formación de S^{2-} llega hasta 160 mg/L, mientras que los cultivos en los que la formación de S^{2-} fue menor, es en los que se adicionó AL-HA, con una producción de S^{2-} menor a 60 mg/L.

En este caso la ausencia de fósforo funciona como limitante en el metabolismo y deja al cultivo sensible al cambio de pH hacia la alcalinidad, pues hay tendencia a formar amoniaco que podría ser tóxico para los microorganismos.

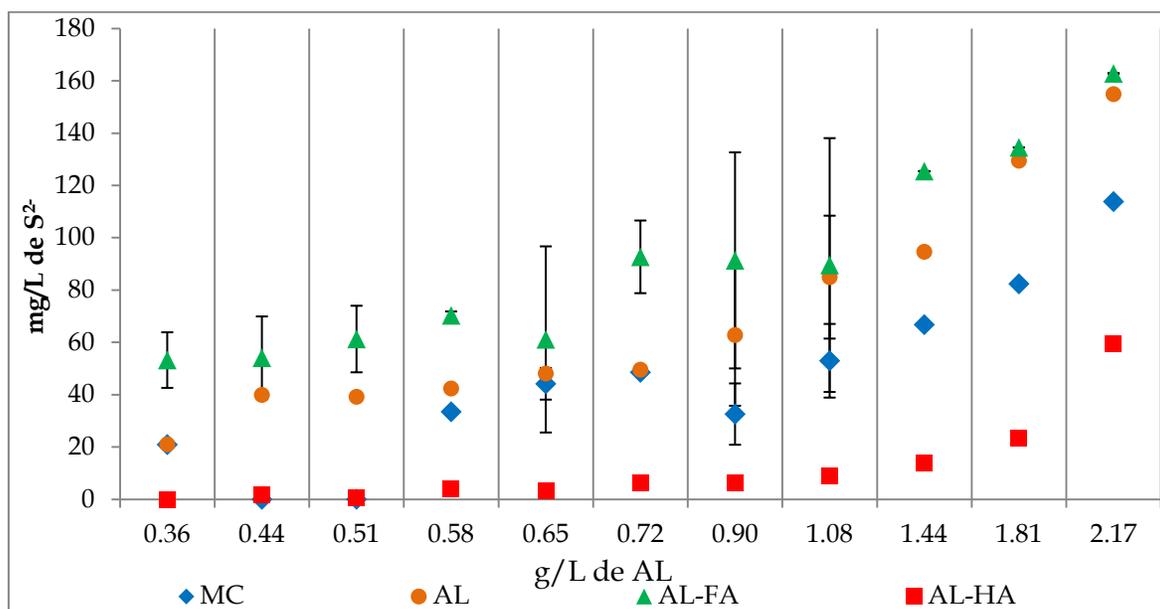


Figura 4.16. Formación total de S^{2-} después de 10 días de incubación

Los resultados de los cultivos fueron evaluados estadísticamente para determinar diferencias entre las diversas cantidades de ácido láctico empleadas con cada co-sustrato.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas con un 95% de confianza en los distintos co-sustratos: MC ($W=1.187E32$, $P=0.0<0.05$), ($H=40.525$, $P=0.000<0.05$); AL ($W=3.604$, $P=0.001<0.05$), ($H=68.172$, $P=9.980E-11<0.05$); AL-FA ($W=2.653$, $P=0.009\geq 0.05$), ($H=53.991$, $P=4.870E-8<0.05$); el caso de AL-HA, no fue calculado pues solamente se tuvo un dato por concentración de ácido láctico.

Es importante mencionar que el registro más alto de formación de S^2 no llegó a los 30 mg/L, por lo que tampoco se consideró un dato decisivo.

En los diagramas de cajas de las pruebas con MC (Figura 4.17a), los cultivos que fueron alimentados con un mayor porcentaje son en los que más se ha formado S^2 , llegando hasta una concentración superior a 110 mg/L para el porcentaje de 30% de MC y del 9 al 15% no son significativamente diferentes.

Los S^2 formados en los cultivos con AL (Figura 4.17b), en este caso, de las concentraciones de 0.09 a 2.17 g/L de ácido láctico, los resultados no son significativamente distintos.

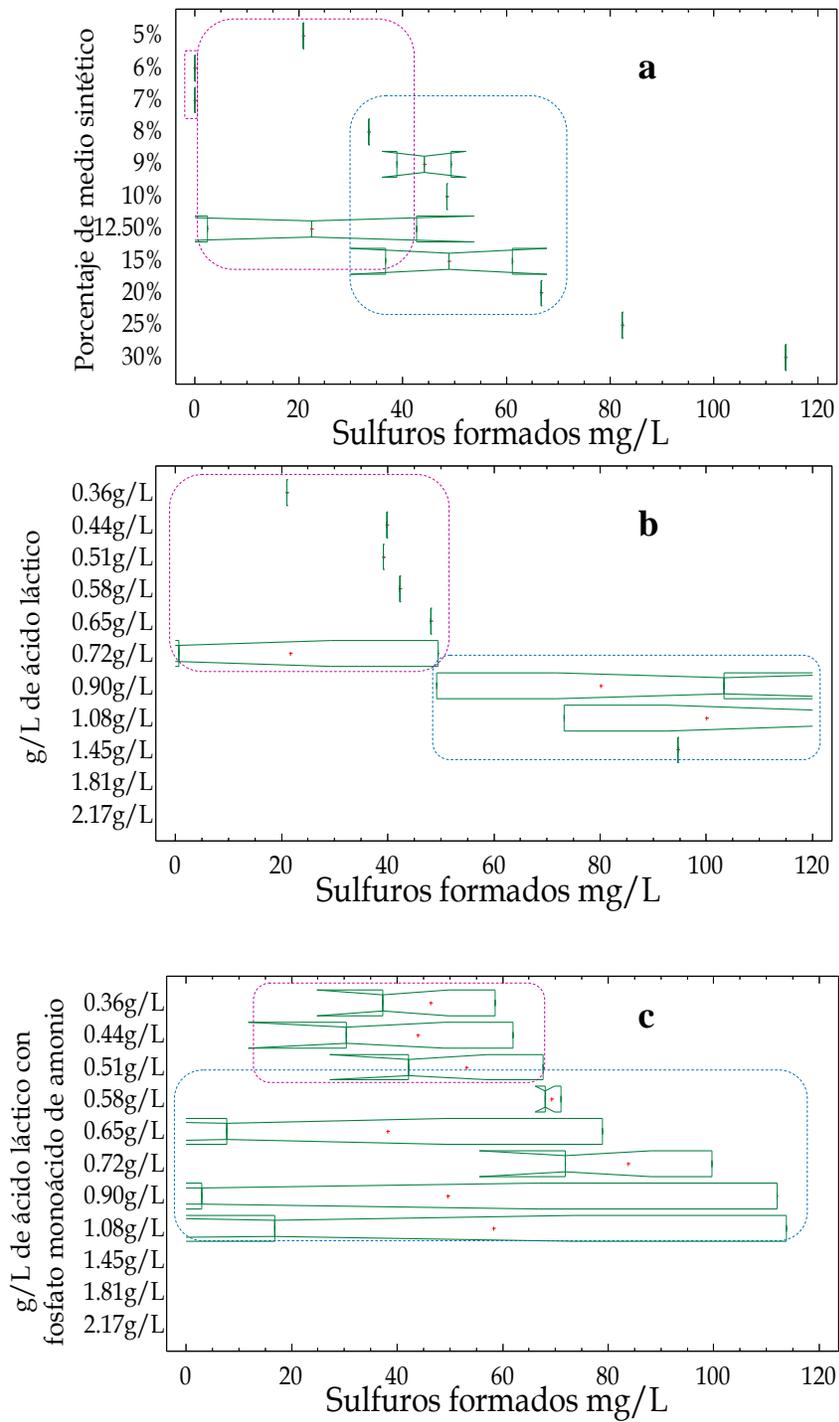


Figura 4.17. Diferencias entre las medianas de los S^{2-} formados con las distintas concentraciones de co-sustrato: a) en los cultivos con MC, b) en los cultivos con AL, c) en los cultivos con AL-FA

Para los cultivos a los que se adicionó AL-FA (Figura 4.17c), la mayor concentración de S^{2-} formado fue superior a 160 mg/L y de 0.36 g a 1.08 g/L no son significativamente diferentes. Por tanto, en cuanto a producción de S^{2-} , la adición de AL-FA se considera favorecedora.

Los promedios del porcentaje de remoción de la materia orgánica medida como DQO se muestran en la Figura 4.18, con las cuatro formas en que se agregó la fuente de carbono.

Los cuadrados corresponden al AL-HA, que son los que presentan el mayor porcentaje de remoción de la materia orgánica medida como DQO, en la que se llega hasta el 90% de remoción en la concentración de ácido láctico más baja (0.36 g/L).

Le siguen los cultivos a los que se adicionó AL-FA, en el que se llega hasta el 70% de remoción en la concentración más baja (0.36 g/L) de ácido láctico.

Para los cultivos a los que se agregó sólo el AL, la remoción de la materia orgánica medida como DQO es muy deficiente. De manera general, entre mayor concentración de ácido láctico se tenía, la remoción de la materia orgánica medida como DQO decrecía.

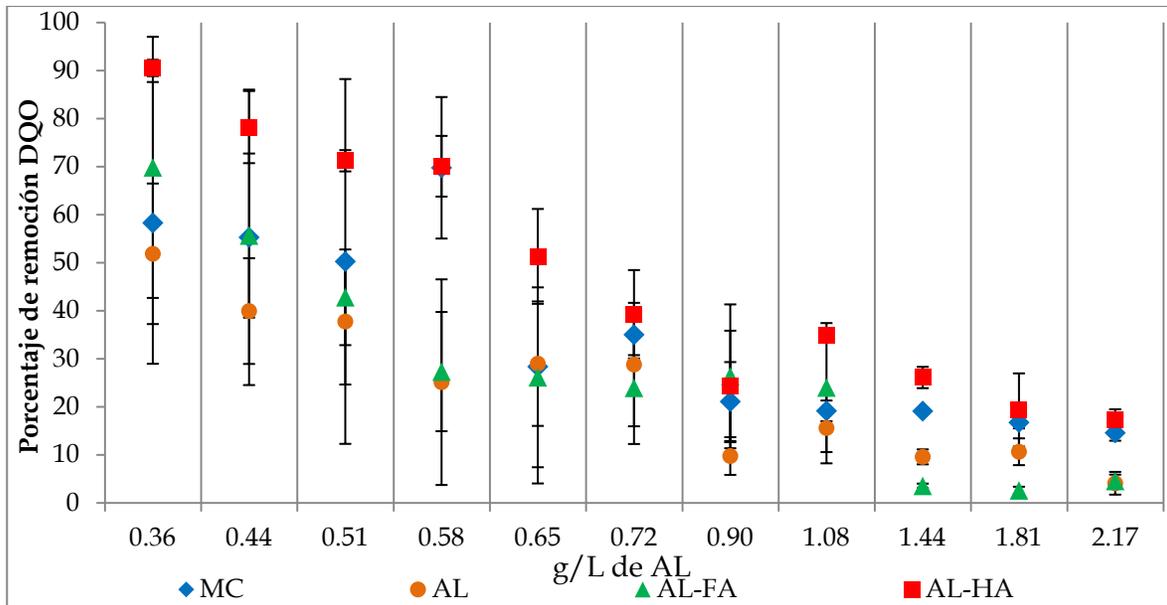


Figura 4.18. Porcentaje de remoción de la materia orgánica medida como DQO después de 10 días de incubación

En el caso de la DQO, se encontraron diferencias estadísticamente significativas con un 95% de confianza con todos los co-sustratos: medio sintético ($W=9.071$, $P=5.760E-7 < 0.05$), ($H=27.204$, $P=0.002 < 0.05$); ácido láctico ($W=3.922$, $P=0.000 < 0.05$), ($H=53.885$, $P=5.098E-8 < 0.05$); ácido láctico con fosfato monoácido de amonio ($W=3.809$, $P=0.000 < 0.05$), ($H=57.507$, $P=1.070E-8 < 0.05$) y ácido láctico con agua amoniacal ($W=0.701$, $P=0.714 \geq 0.05$), ($F=45.87$, $P=0.000 < 0.05$).

Por parte de los cultivos con MC (Figura 4.19a), los porcentajes de remoción más altos son los de las pruebas con menos porcentaje de medio sintético, con medianas cercanas y superiores al 50% de remoción y va disminuyendo el porcentaje de remoción en cuanto más alto el porcentaje de medio que se emplea.

Sin embargo, el porcentaje de 10% de MC por coincidir las muestras con los que presentan mayor remoción de la materia orgánica medida como DQO, se les considera sin diferencia significativa de estos.

En los cultivos adicionados con AL (Figura 4.19b), los porcentajes de remoción más altos son los de las pruebas con menos concentración de ácido láctico.

Se forman tres grupos de datos de 0.36 a 0.51g/L de ácido láctico, con medianas superiores a 30%; de 0.58 a 0.72g/L con medianas que van de 20% al 30% y de 0.90 a 2.17g/L, con medianas inferiores al 20% de remoción de la materia orgánica medida como DQO.

Debe recordarse que son los cultivos con AL los que tienen el menor porcentaje de remoción de la materia orgánica medida como DQO.

Los cultivos con AL-FA (Figura 4.19c) muestran los porcentajes de remoción más altos con las pruebas con menos concentración de ácido láctico.

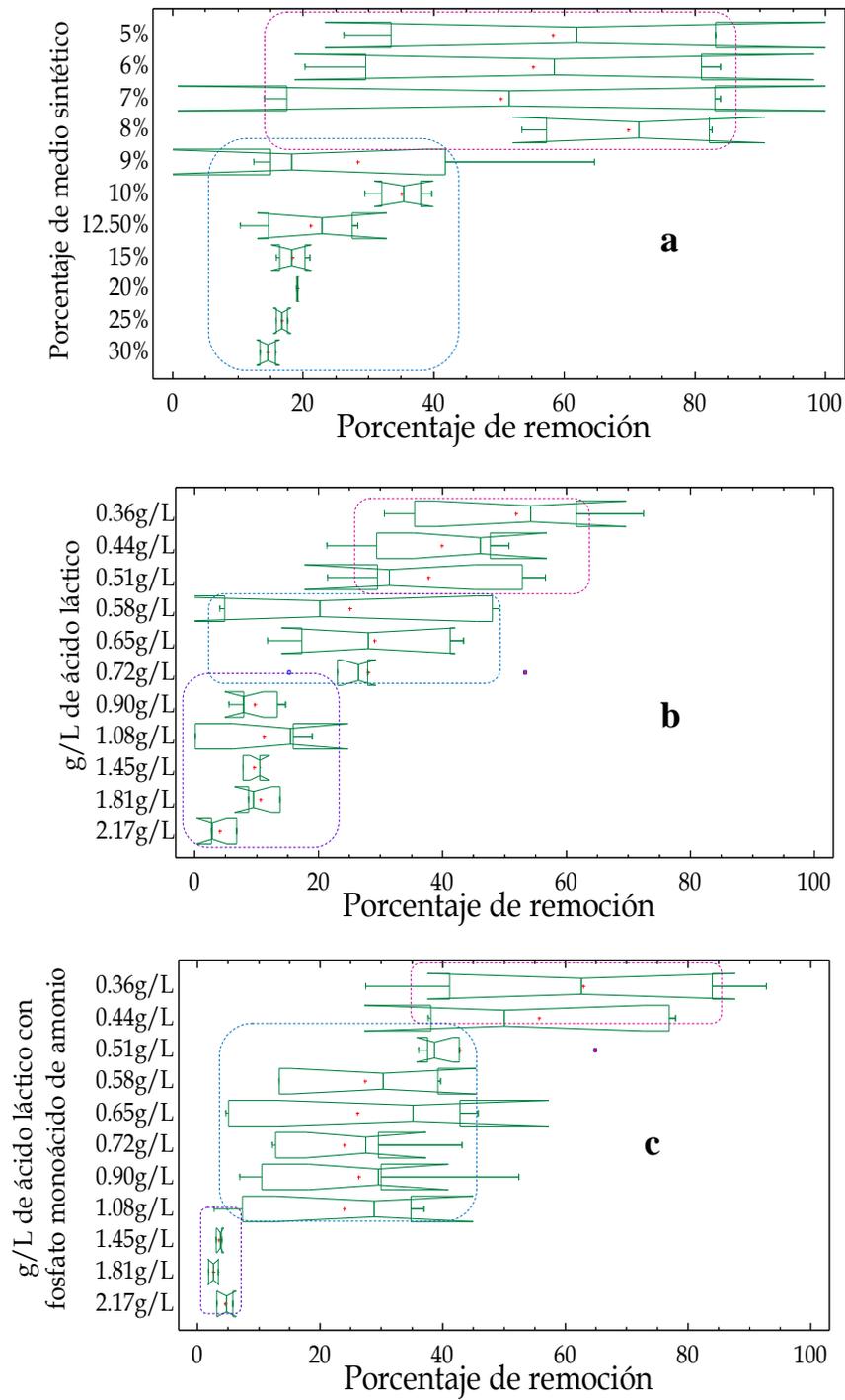


Figura 4.19. Diferencias entre las medianas del porcentaje de remoción de la materia orgánica medida como DQO con las distintas concentraciones de co-sustrato: a) de los cultivos con MC, b) de los cultivos con AL y c) de los cultivos con AL-FA

Se forman tres grupos de datos de 0.44 a 0.53g/L de ácido láctico, con medianas superiores a 50%; de 0.61 a 1.31g/L con medianas que van de 25% al 40% y de 1.74 a 2.61g/L, con medianas inferiores al 10% de remoción de la materia orgánica medida como DQO.

En el caso de los cultivos con AL-HA (Tabla 4.5), se forman seis grupos. Las medias en los cultivos de AL-HA van de 17 al 90% de remoción de la materia orgánica medida como DQO y son precisamente los cultivos con AL-HA los que mejor remoción de la materia orgánica medida como DQO registran; sin embargo, su producción de sulfuros es muy baja. Por tanto, se mantiene como mejor opción el empleo de AL-FA.

Tabla 4.5. Diferencia entre las medias en los cultivos con AL-HA en porcentaje de remoción de la materia orgánica medida como DQO

	Casos	Media	Grupos homogéneos
2.17 g/L	3	17.3	X
1.81 g/L	3	19.3	X
0.90 g/L	3	24.2	X X
1.45 g/L	3	26.1	X X
1.08 g/L	3	34.8	X X
0.72 g/L	3	39.3	X
0.65 g/L	3	51.3	X
0.58 g/L	3	70.1	X
0.51 g/L	3	71.2	X
0.44 g/L	3	78.2	X
0.36 g/L	3	90.5	X

En cuanto al promedio del porcentaje de remoción de SO_4^{2-} (Figura 4.20), en este caso el comportamiento de los datos es inversamente proporcional a la remoción de la materia orgánica medida como DQO. La remoción de SO_4^{2-} es mayor en relación con la mayor concentración

de ácido láctico. Al igual que con la formación de S^{2-} , el AL-FA es el que presenta mayor remoción de SO_4^{2-} , con un porcentaje de remoción cercano al 70% en la más alta concentración de ácido láctico, mientras que AL-HA es el que presenta la menor remoción de SO_4^{2-} , con un porcentaje de remoción cercano al 35% en la más alta concentración de ácido láctico.

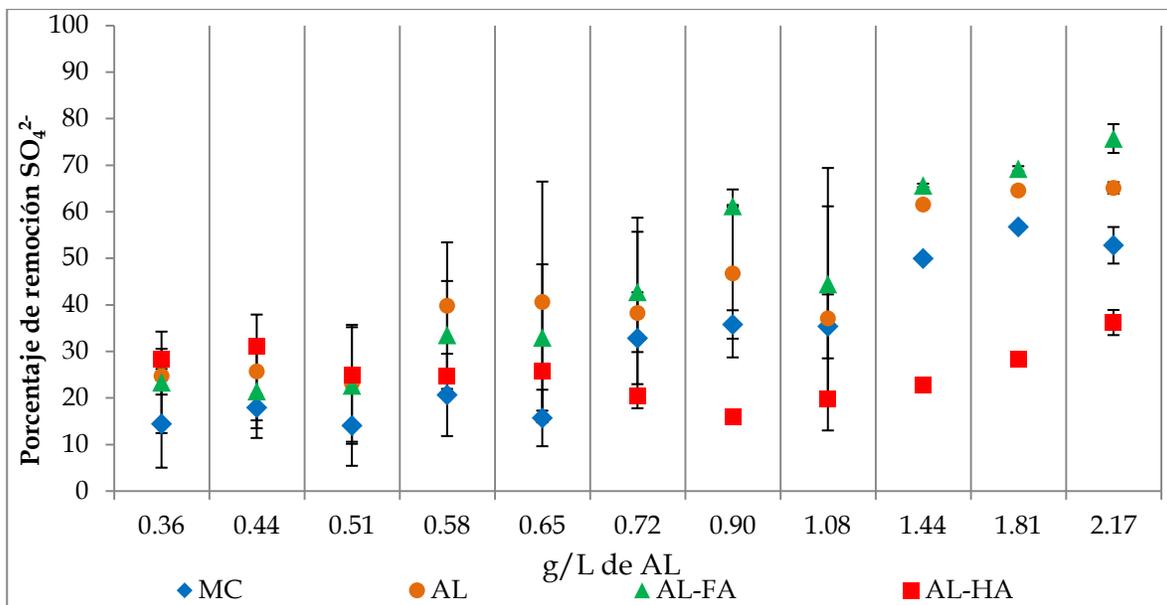


Figura 4.20. Porcentaje de remoción de SO_4^{2-} después de 10 días de incubación

En el caso de los SO_4^{2-} , se encontraron diferencias estadísticamente significativas con un 95% de confianza en el caso de todas las formas de administración de la fuente de carbono: MC ($W=2.218$, $P=0.0419<0.05$), (H=37.324, $P=0.000<0.05$); AL ($W=2.758$, $P=0.007<0.05$), (H=48.396, $P=5.254E-7<0.05$); AL-FA ($W=0.708$, $P=0.714\geq 0.05$), (F=10.74, $P=0.000<0.05$) y AL-HA ($W=0.833$, $P=0.603\geq 0.05$), (F=53.65, $P=0.000<0.05$). En los cultivos con MC (Figura

4.21a), los porcentajes de remoción más altos son los de las pruebas con mayor porcentaje de medio sintético, con medianas cercanas y superiores al 50% de remoción, y va disminuyendo el porcentaje de remoción. Cuanto más bajo es el porcentaje de medio que se emplea, del 20 al 30% de medio sintético, los porcentajes de remoción son superiores a 50% y de 10 al 15%, el porcentaje de remoción es cercano al 30%, del 9% hacia abajo la remoción es inferior al 20%. Por coincidir las muescas entre el 10 al 15% se considera que no hay diferencias significativas entre estos.

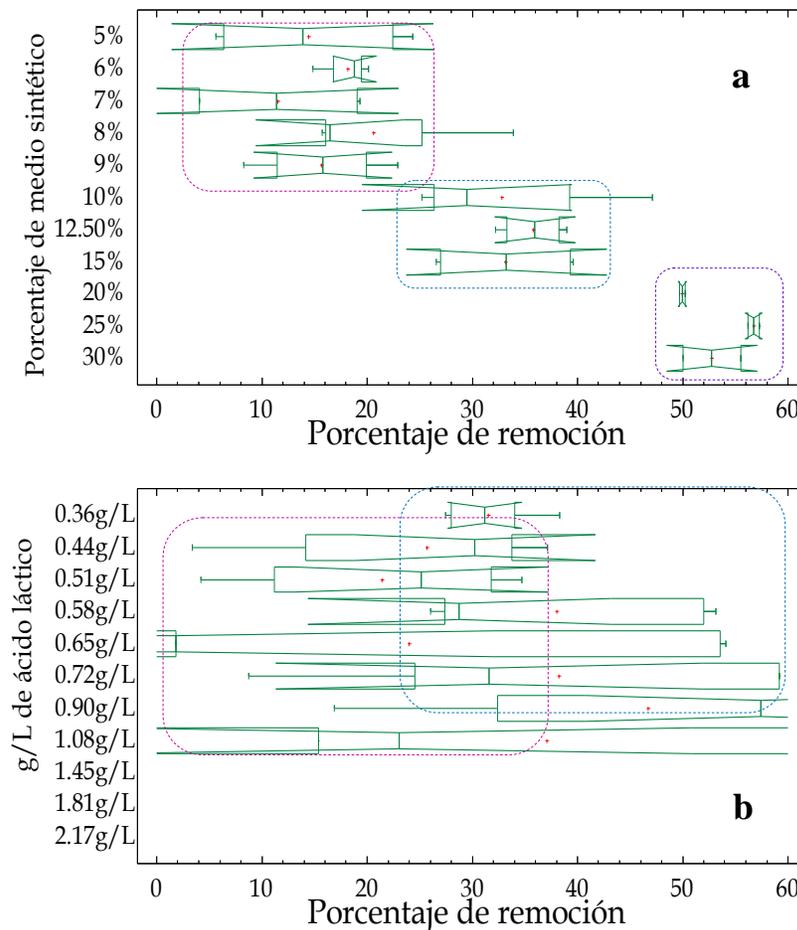


Figura 4.21. Diferencias entre las medianas del porcentaje de remoción de los SO_4^{2-} con las distintas concentraciones de co-sustrato: a) de los cultivos con MC y b) de los cultivos con AL

En cuanto a los cultivos con AL (4.21b), no hay diferencias entre las concentraciones más bajas (0.36 g/L) de ácido láctico y las medianas (1.08 g/L), sólo la diferencia es notable con los más altos, de 1.45 a 2.17 g/L de AL

En el caso de AL-FA (Tabla 4.6) los cultivos se conglomeran en cinco grupos, destacando el cuarto grupo con un porcentaje de remoción de 40 a 55% que comprende las concentraciones 0.72 y 0.90 mL/L, ya que la concentración de ácido láctico no es muy alta y la remoción es aceptable.

Tabla 4.6. Diferencia entre las medias en los cultivos con AL-FA en porcentaje de remoción de SO_4^{2-}

	Casos	Media	Grupos homogéneos
0.36 g/L	7	16.8	x
0.44 g/L	7	20.7	x x
0.51 g/L	7	22.0	x x x
0.58 g/L	7	32.2	x x x x
0.65 g/L	7	33.0	x x x x
1.08 g/L	7	36.7	x x
0.72 g/L	7	42.7	x x
0.90 g/L	7	54.8	x x
1.45 g/L	7	59.4	x
1.81 g/L	7	63.2	x
2.17 g/L	7	69.6	x

En el caso de AL-HA (Tabla 4.7) los grupos no forman ninguna asociación y el porcentaje de remoción más alto alcanzado es de 36%. Una vez más, los porcentajes de remoción más altos se registraron en los cultivos en los que se empleó AL-FA y son incluso mayores que los obtenidos con MC.

Tabla 4.7. Diferencia entre las medias en los cultivos con AL-HA en porcentaje de remoción de SO_4^{2-}

	Casos	Media	Grupos homogéneos
0.90 g/L	3	15.9	x
1.08 g/L	3	19.9	x
0.72 g/L	3	20.5	x x
1.45 g/L	3	22.7	x x
0.58 g/L	3	24.7	x x
0.51 g/L	3	24.9	x
0.65 g/L	3	25.7	x
1.81 g/L	3	28.3	x
0.36 g/L	3	28.4	x
0.44 g/L	3	31.0	x
2.17 g/L	3	36.2	x

4.4. Análisis estadístico de la operación del RALLFA en fase de arranque en comparación con la fase final

Dado que el empleo de AL-FA mostró mayor eficacia en la remoción de SO_4^{2-} y, por ende, en la formación de S^{2-} y el empleo del símil de 10% de medio sintético (0.72 g de ácido láctico con 1g de fosfato monoácido de amonio por cada litro de agua de proceso minero), no presenta diferencias significativas con los cultivos en los que se empleó mayor concentración de ácido láctico, en la fase final de este trabajo se implementaron estos resultados para la alimentación del reactor, empleando la mínima cantidad de fuente de carbono adicional para tener una adecuada remoción de los productos indeseables (sulfatos y compuestos orgánicos agregados para promover la flotación selectiva de los minerales de interés en la planta minera).

En el ANEXO I se presentan las gráficas que corresponden a la comparación de la fase de arranque con los datos obtenidos en el seguimiento del reactor al ser alimentado con 0.72 g de ácido láctico y

1 g de fosfato monoácido de amonio, por cada litro de agua de proceso minero. Sin embargo, se consideró de importancia la discusión del análisis estadístico de estas comparaciones, para verificar las etapas de la fase de arranque con las que se encuentra similitud de operación en la alimentación con AL-FA.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas con un 95% de confianza entre las etapas de alimentación del reactor, incluyendo las de fase de arranque y alimentación con AL-FA (0.85ML/L) en: S^{2-} (W= 2.443, P=0.001<0.05), (H= 73.529, P =6.963E-11<0.05); DQO (W=1.789, P=0.067<0.05), (F=6.92, P=0.000<0.05); SO_4^{2-} (W=2.100, P=0.023<0.05), (H=67.147, P=2.679E-9<0.05); sólidos totales (W=1.811, P=0.063<0.05), (F=7.04, P=0.000<0.05) y sólidos suspendidos (W=2.344, P=0.024<0.05), (H=45.548, P=7.304E-7<0.05), excepto los sólidos disueltos (W=1.096, P=0.378≥0.05), (F=0.77, P=0.648≥0.05).

En cuanto a los S^{2-} (Figura 4.22), la producción de estos en la fase en que el reactor es alimentado con 0.72 g de ácido láctico y 1 g de fosfato monoácido de amonio por litro de agua de proceso minero, no es significativamente diferente de las etapas de las fase de arranque del 20 al 5% de medio sintético, pero coincide totalmente con las etapas de 6, 9 y 10%.

Considerando la DQO (Tabla 4.8), la etapa en que el reactor es alimentado con 0.72 g de ácido láctico y 1 g de fosfato monoácido de amonio por litro de agua de proceso minero, se introduce en el grupo formado por las etapas en que el reactor fue alimentado con 7, 9, 10,

20, 25% de medio sintético, teniendo además, la más deficiente remoción de la materia orgánica medida como DQO (34%).

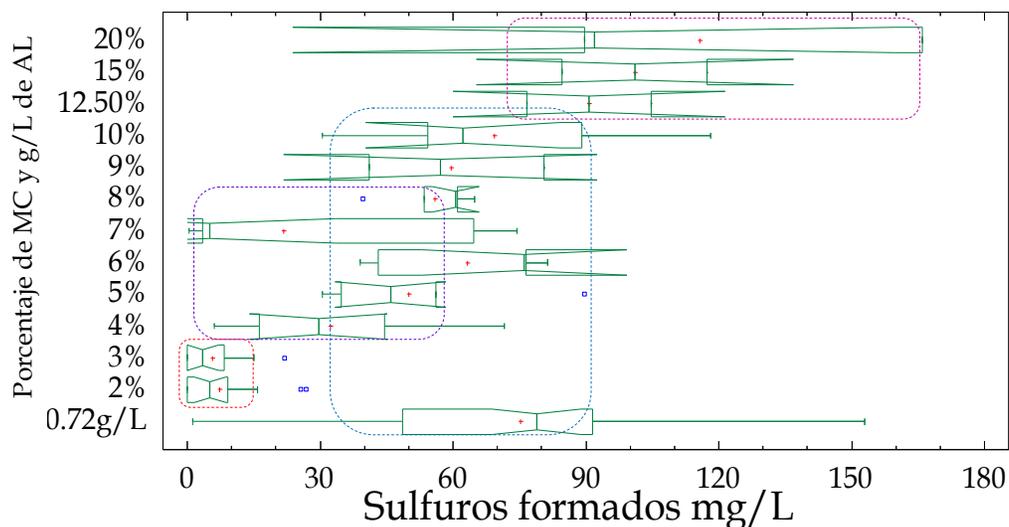


Figura 4.22. Diferencias entre las medianas de los S^{2-} formados en el reactor en la fase de arranque y final de operación

Tabla 4.8. Diferencia entre las medias en las etapas de la fase de arranque y fase final de operación en formación de S^{2-}

	Casos	Media	Grupos homogéneos			
0.72g/L	38	34.0	x			
9%	3	34.3	x	x		
10%	5	40.7	x	x	x	
20%	5	41.9	x	x	x	x
25%	2	43.8	x	x	x	x
5%	7	59.0		x	x	x
4%	5	59.4		x	x	x
8%	5	64.6			x	x
6%	4	67.6				x
7%	6	68.1				x
2%	12	72.5				x
3%	11	73.0				x

Por parte de la remoción de SO_4^{2-} (Figura 4.23), la remoción en la etapa en que el reactor es alimentado con 0.72 g de ácido láctico y 1 g de

fosfato monoácido de amonio por litro de agua, no presenta diferencias significativas con los datos de las etapas en que fue alimentado con 6, 8 y 9% de medio sintético.

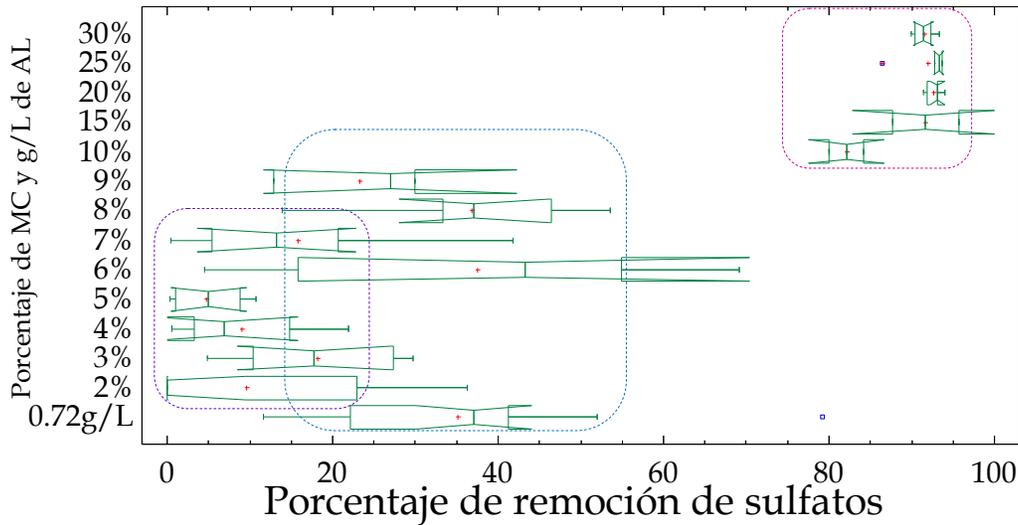


Figura 4.23. Diferencias entre las medianas del porcentaje de remoción de SO_4^{2-} en el reactor en la fase de arranque y final de operación

En cuanto a sólidos totales (Tabla 4.9) y sólidos suspendidos (Figura 4.24), los registros de sólidos en la etapa en que el reactor es alimentado con 0.72 g de ácido láctico y 1 g de fosfato monoácido de amonio por litro de agua de proceso minero, coinciden con los registros en la etapa en que el reactor fue alimentado con 10% de medio sintético.

Tabla 4.9. Diferencia entre las medias en las etapas de la fase de arranque y fase final de operación en sólidos totales

	Casos	Media	Grupos homogéneos
20.0%	2	4.7	x
15.0%	2	5.0	x
5.0%	7	6.1	x x
6.0%	5	6.2	x x x
4.0%	6	6.3	x x x
9.0%	2	6.4	x x x x
8.0%	5	7.0	x x x x
7.0%	6	7.0	x x x x
2.0%	9	7.0	x x x x
3.0%	11	7.7	x x x x
10.0%	2	7.9	x x x x
12.5%	4	8.4	x x x
0.72g/L	21	8.6	x

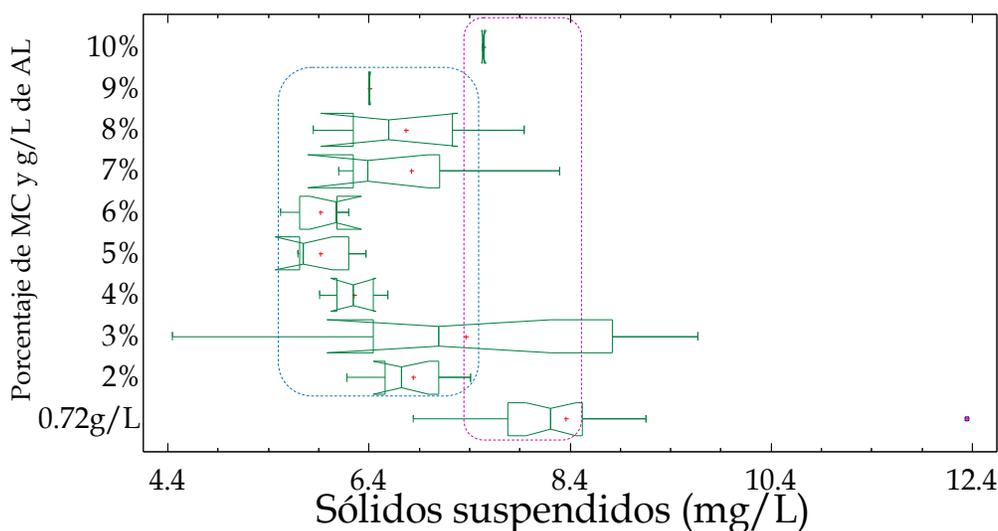


Figura 4.24. Diferencias entre las medianas de los sólidos suspendidos en el reactor en las etapas de la fase de arranque y fase final de operación

4.5 Semana de seguimiento en la fase final

Por último, después de 150 días con alimentación del reactor con 0.72 g de ácido láctico y 1 g de fosfato monoácido de amonio por litro de

agua de proceso minero, se realizó un seguimiento diario del reactor por una semana, donde se evaluó el comportamiento del potencial de oxidación-reducción, pOR (Figura 4.25), del que se observó que el efluente presenta un pOR negativo, de entre -200 y -300 mV.

Los valores de pH (Figura 4.26) de entrada y de salida abarcan del pH 6 a poco más de siete en la salida del reactor; el índice alfa (Figura 4.27) todos los días excepto uno presentó valores por encima de 0.65, excepto el día cinco, que también fue en el que se registró el valor de pH más bajo; sin embargo, esto no afectó la formación de S^{2-} (Figura 4.28), que registró valores cercanos y superiores a los 100 mg/L de S^{2-} en los siete días de seguimiento.

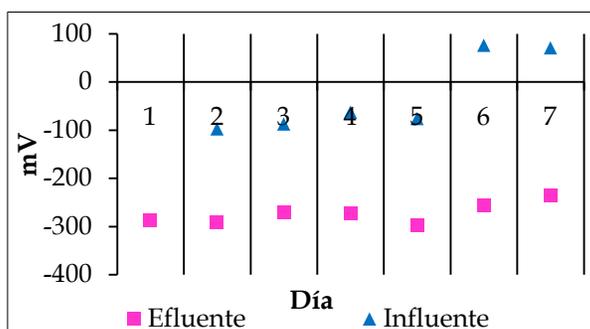


Figura 4.25. pOR en semana de seguimiento

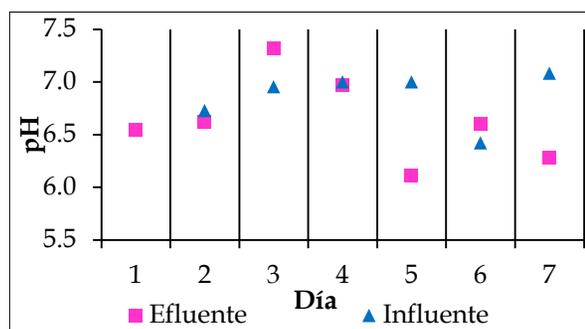


Figura 4.26. Valores de pH en semana de seguimiento

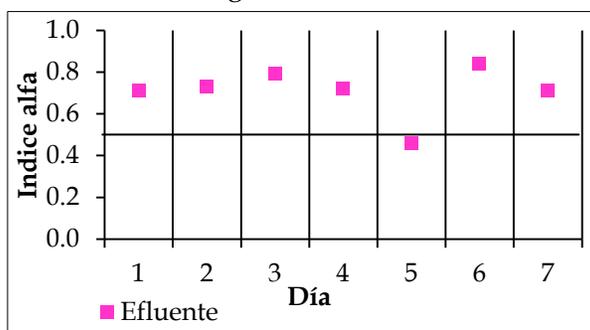


Figura 4.27. Índice alfa en semana de seguimiento

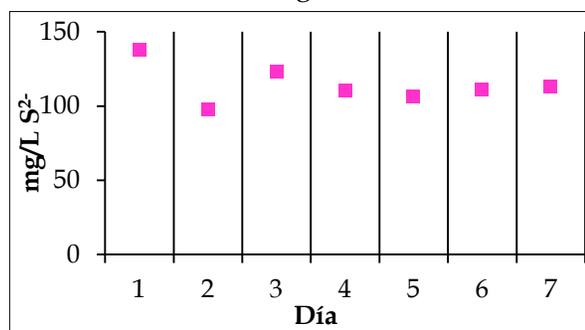


Figura 4.28. S^{2-} formados en semana de seguimiento

Se presentan en las Figuras 4.29 y 30 las concentraciones medidas a la entrada y a la salida del reactor de SO_4^{2-} y de la DQO, durante la última semana de seguimiento, así como el porcentaje de remoción.

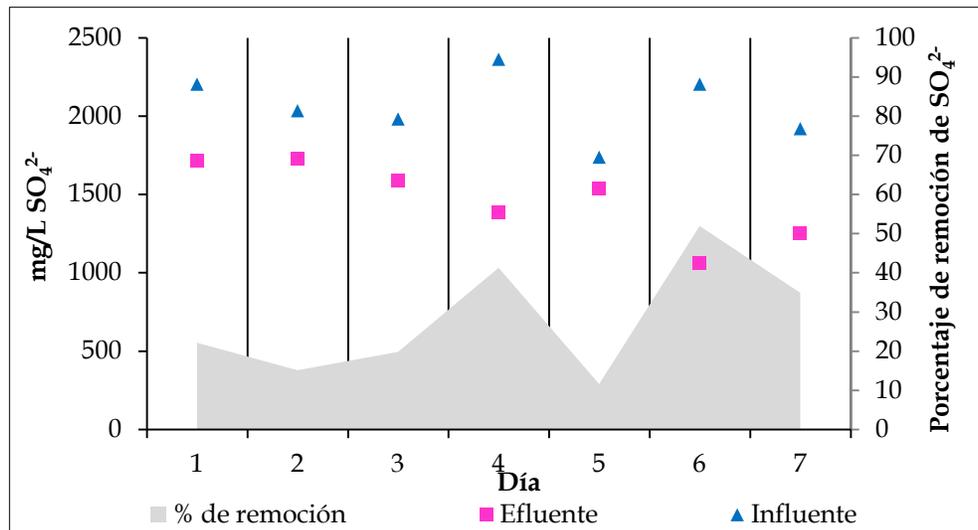


Figura 4.29. SO_4^{2-} en semana de seguimiento

En ambos casos, existen marcadas fluctuaciones en el porcentaje de remoción, con valores mucho menores en el caso de la remoción de sulfatos, yendo del 10 al 50%, sin embargo habrá que tomarse en cuenta que la concentración de los SO_4^{2-} en el influente también presenta variaciones, aún cuando estos pertenecen al mismo lote, fenómenos de mezcla y presencia de sedimentos cambian el estado del agua de alimentación del reactor, complejándola o bien induciendo a taponamientos en la manguera de alimentación.

Se registraron mayores porcentajes de remoción en el caso de la materia orgánica medida como DQO, con valores de 15 a casi el 70% de remoción. Se consideran los cambios en el influente atribuibles a las mismas causas que en el caso de SO_4^{2-} . Por tanto, se aconseja incluir un sistema de sedimentación y separación a la entrada del reactor para minimizar estas variaciones. Por otro lado, la alimentación del reactor deberá mantenerse con estas características por haberse mostrado estadísticamente como la mejor opción.

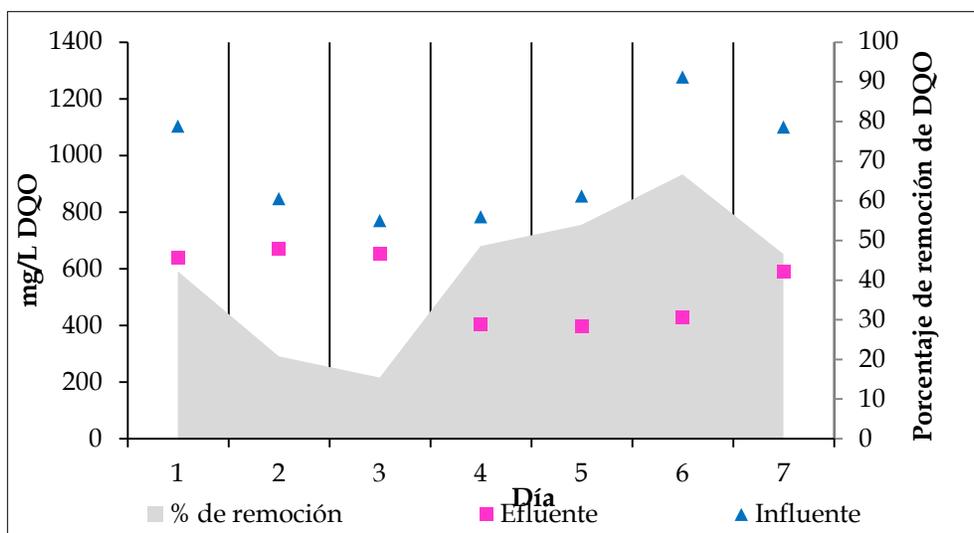


Figura 4.30. DQO en semana de seguimiento

En este estudio se utiliza agua de proceso real, con concentraciones muy altas de sulfatos y muy bajas de materia orgánica. Es por esto la importancia de lograr una buena remoción de los sulfatos, agregando el mínimo de fuente de carbono adicional, para que los resultados sean adaptables a una escala real. Se tienen antecedentes de estudios en los que se logra un porcentaje de remoción superior a lo obtenido en esta investigación (Alvarez y col., 2006; Behum y col, 2011; Celis y col., 2009;

Gallegos-García y col., 2009). Cabe mencionar que, con una excepción, se trataron medios sintéticos. Ejemplos de estos estudios se presentan en la Tabla 4.10.

Tabla 4.10. Investigaciones que emplearon MRS para remover sulfatos

Investigador	Remoción de SO_4^{2-}	Remoción de la materia orgánica (DQO, %)	Agua	Reactor	Fuente de carbono (mg/L)
Celis y col., 2009	28	60	Medio sintético (1666 mg/L de SO_4^{2-})	Reactor de lecho fluidificado descendente	Etanol (1000 mg/L de la DQO) DQO/ SO_4^{2-} =0.6
Alvarez y col., 2006	69	95	Medio sintético (3074 mg/L de SO_4^{2-})	Reactor de lecho empacado	Lactato 2172 mg/L de la DQO DQO/ SO_4^{2-} =0.70
Behum y col, 2011	30.4	-	DAM (2981 mg/L de SO_4^{2-})	"Bio-reactor anaerobio"	Carbohidratos disponibles en composta modificada (sin información de concentración de compuestos carbonoso)
Gallegos-García y col., 2009	41	54	Agua residual sintética (3000 mg/L de SO_4^{2-})	Reactor de lecho fluidificado descendente	Etanol (2500 mg/L de la DQO) DQO/ SO_4^{2-} =0.8
Investigación actual	28 (max: 52)	42 (max: 67)	Agua de proceso minero adicionada con ácido láctico (2063 mg/L de SO_4^{2-})	Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente	Lactato + DQO del APM (683 mg/L de la DQO) DQO/ SO_4^{2-} =0.33

El único trabajo que emplea agua residual real es el de Behum y col. (2011) y presenta una remoción de sulfatos muy similar a la de este estudio, incluso menor. Sin embargo, ellos trabajan en un biorreactor manejando grandes volúmenes de drenaje ácido de mina y la fuente de

carbono se obtiene al mezclar el DAM con agua residual doméstica. El resto de los estudios trabajan con agua residual sintética y, por tanto, no hay interferencias de compuestos desconocidos o productos derivados de los conocidos.

Finalmente, debe mencionarse que, con base en el análisis estadístico, se determinó que el porcentaje de 10% de medio sintético y 90% de agua de la mina generaba un efluente anaerobio con características de remoción aceptables, tanto de la materia orgánica medida como DQO, de 422 a 101mg/L (40.71%), como de sulfatos de 1291 a 231mg/L (82.1%).

CAPÍTULO 5

Conclusiones y recomendaciones

5.1. Conclusiones

Considerando los objetivos de este estudio: Aclimatar a los microorganismos que realicen la precipitación de los contaminantes disueltos en el agua de proceso de empresas mineras, transformando los sulfatos a sulfuros, para que su desarrollo se lleve en las condiciones más cercanas posibles a las del agua residual de estudio, evaluar la eficiencia de remoción de sustancias disueltas en el agua de proceso empleando como parámetros la demanda química de oxígeno para los compuestos orgánicos y la medición de compuestos inorgánicos (sulfatos y sulfuros), puede concluirse lo siguiente:

Se han adaptado bacterias sulfatorreductoras al medio a tratar y establecido teórica y experimentalmente las características de la alimentación que ofrecerán a estas bacterias las condiciones para estabilizar eficientemente el agua de proceso de la mina

Se removió en el reactor a escala de laboratorio el 42% de la materia orgánica medida como DQO y el 28% de los sulfatos se transformaron a sulfuros, obteniendo una concentración a la salida del reactor de 150 mg de sulfuros/L

El reactor ha mantenido un adecuado acondicionamiento, con base en los valores de la alcalinidad α , que ha estado por arriba de 0.65, indicando que en el reactor las alcalinidades total y "bicarbonática" mantienen una buena relación

El porcentaje más bajo de medio sintético agregado al reactor, fue del 2%, punto en que el reactor mantiene su estabilidad y el pH del efluente no presente grandes variaciones; sin embargo, como era esperado, la remoción de sulfatos decayó notablemente, pues los microorganismos sulfato-reductores no podían consumir la fuente de carbono necesaria para llevar a cabo sus mecanismos metabólicos y muy probablemente su población se vio disminuida por lo mismo.

De las pruebas biológicas con el consorcio anaerobio a escala de tubos de ensayo de 25 mL, al comparar los distintos co-sustratos (ácido láctico, ácido láctico con fosfato monoácido de amonio, ácido láctico con agua de amoníaco y medio sintético) y comparar adiciones de 0.36, 0.44, 0.51, 0.58, 0.65, 0.72, 0.90, 1.08, 1.45, 1.81 y 2.17 g/L de ácido láctico disuelto por cada 1 L de agua de proceso minero, la mejor remoción de sulfatos se obtuvo con el co-sustrato: ácido láctico con fosfato monoácido de amonio y la adición que resultó estadísticamente mejor aplicable fue en la que se empleó 0.72 g/L (SO_4^{2-} =43%; DQO=24%)

Con el resto de los co-sustratos a la adición de 0.72 g ácido láctico/L:

- en tubos de ensayo se obtuvieron eficiencias de remoción de SO_4^{2-} =20%; DQO=39%
- en los cultivos con medio sintético al 10% en tubos de ensayo se obtuvieron eficiencias de remoción de SO_4^{2-} =33%; DQO=35%

- en los cultivos con agua de amoníaco en tubos de ensayo se obtuvieron eficiencias de remoción de (SO_4^{2-} =38%; DQO=29%)

Con base en el análisis estadístico se determinó que el porcentaje de 10% de medio sintético y 90% de agua de la mina generaba un efluente anaerobio con características de remoción aceptables, tanto de la materia orgánica medida como DQO, de 422 a 101mg/L (40.71%), como de sulfatos de 1291 a 231mg/L (82.1%)

En el reactor, al substituir el medio sintético por la mezcla de ácido láctico y fosfato monoácido de amonio, aún se presentan algunas fluctuaciones, debidas principalmente al taponamiento de la manguera de alimentación por la precipitación de hidróxido de calcio (ya que en la mina adicionan sales de calcio al final del proceso de flotación), lo que hace que el promedio calculado de remoción de la materia orgánica medida como DQO y sulfatos en esta última semana sea de la DQO=42±18% y sulfatos= 28±15%

En el seguimiento final del funcionamiento del reactor se obtuvo un valor máximo de remoción de 67% de la materia orgánica medida como DQO y de 52% de sulfatos cuando se adicionó ácido láctico con fosfato monoácido de amonio al efluente de proceso de la mina (relación DQO: SO_4^{2-} : 0.33)

Considerando las metas de esta investigación: Aclimatación en el laboratorio de bacterias sulfato-reductoras al medio a tratar, establecimiento de las metodologías de los parámetros de medición para el seguimiento del arranque y operación del reactor: pH, sulfatos, sulfuros y sólidos en todas sus formas (totales, suspendidos, disueltos), así como de la alcalinidad alfa (alcalinidad a dos diferentes valores de pH), establecimiento de una fuente de carbono complementaria para los microorganismos en el caso de requerirla si el influente no suministra lo necesario,

se adaptaron los microorganismos al medio a tratar y se establecieron las características de la alimentación que ofrecerán a las bacterias las condiciones para tratar eficientemente el agua de proceso minero. También se establecieron las metodologías para determinar los parámetros de seguimiento para el arranque y operación del reactor que serán útiles si el personal de la mina decide construir una planta piloto y operarla para hacer un seguimiento correcto de su desempeño.

5.2. Recomendaciones

De acuerdo con los resultados de esta investigación se recomienda:

Mantener el seguimiento del funcionamiento del reactor, ya que los resultados obtenidos hasta el momento son alentadores.

Implementar un sistema de sedimentación y separación al agua de influente, para reducir los problemas por taponamiento en la manguera de alimentación del reactor.

Verificar la pertinencia de estudiar procesos de separación de los compuestos precipitados como sulfuros y la biomasa anaerobia para garantizar su posterior aprovechamiento (APHA, AWWA, WEF, 2012)

Realizar la identificación mediante técnicas moleculares de los microorganismos que se encuentran en el reactor, especialmente los sulfato-reductores y las que eliminan el exceso de compuestos carbonosos adicionados como co-sustratos para promover la sulfatorreducción. Este objetivo se había planteado en un principio en esta investigación; sin embargo, se presentaron interferencias que

dieron como resultado un ADN sin la calidad adecuada para su identificación. La técnica elegida, fue *DGGE* (*Denaturing gradient gel electrophoresis*, en inglés). Se empleó el marcador molecular de 16S rDNA (en el ANEXO II se muestran imágenes de los geles obtenidos); sin embargo, los resultados no fueron los deseados. Se propone el empleo de un “*primer*” específico para la identificación de microorganismos con capacidad sulfato reductora, que son los del tipo *dsrAB*, el gen que codifica para la enzima sulfito reductasa.

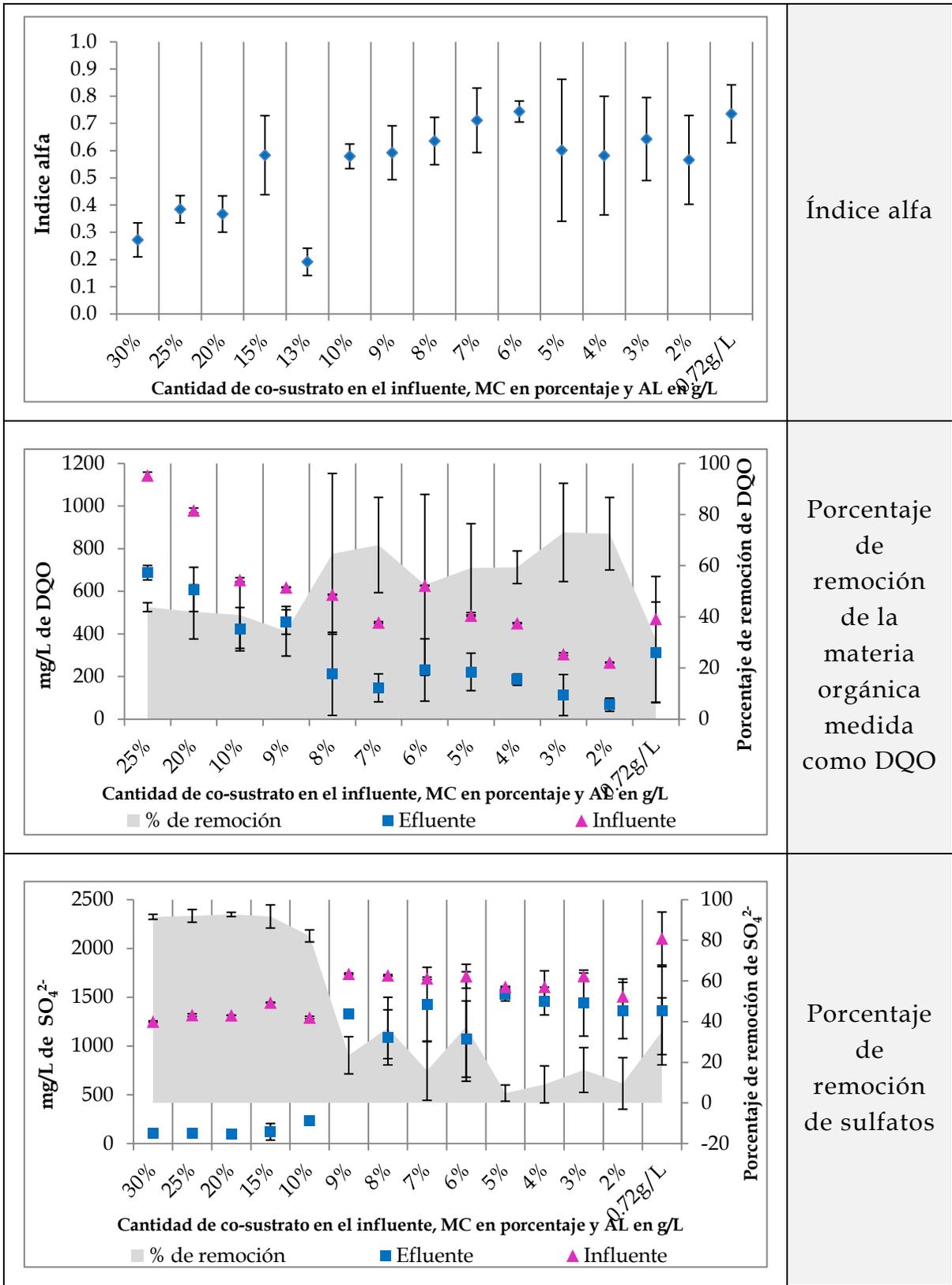
Una vez identificados los organismos responsables de la reducción de los sulfatos y de la remoción de los compuestos carbonosos y que el reactor opere adecuadamente, evaluar el efluente obtenido para verificar que tenga las características de demanda química de oxígeno para los compuestos orgánicos y de sulfatos y sulfuros para compuestos inorgánicos que permitan su reutilización en el proceso minero de manera efectiva y que se mejore la eficiencia de flotación selectiva de los minerales de plomo, cobre y zinc.

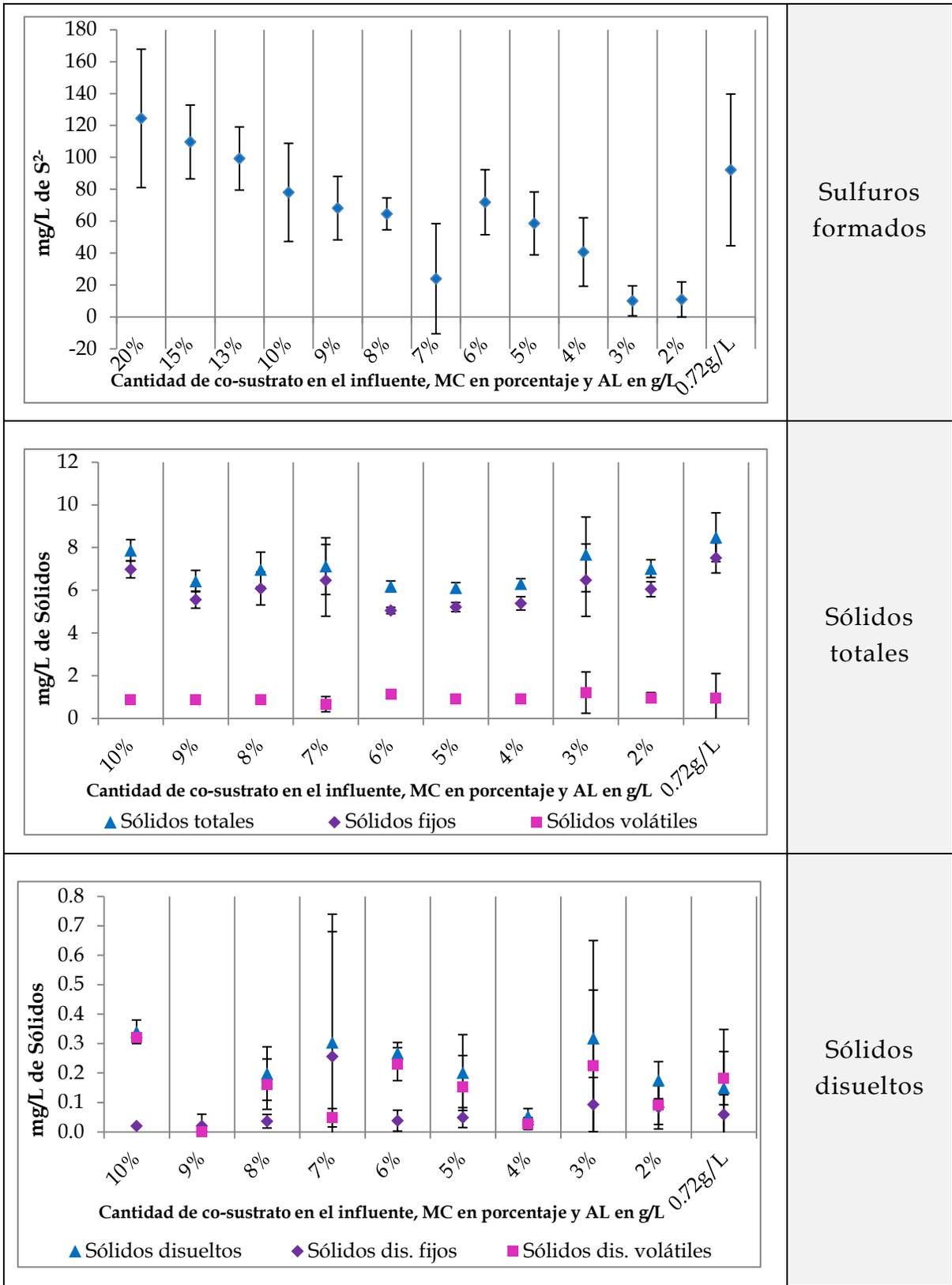
ANEXO I

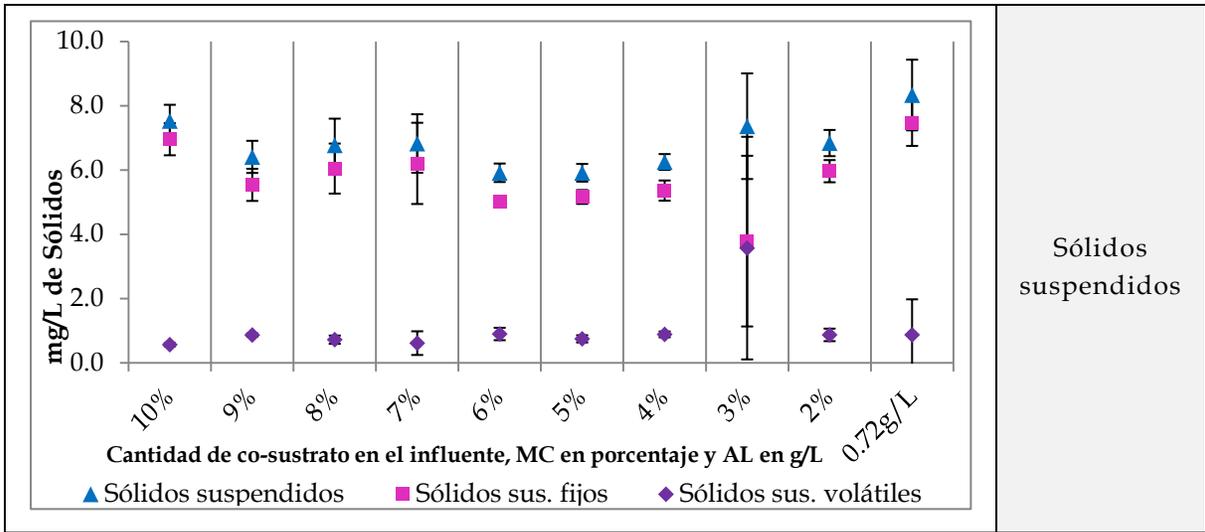
Datos experimentales de las medias obtenidas durante todo el estudio del efluente del reactor, desde la fase de arranque hasta su alimentación con ácido láctico-fosfato monoácido de amonio

Tabla I.1. Gráficos de las medias obtenidas durante todo el estudio del efluente del reactor, desde la fase de arranque hasta su alimentación con AL-FA

Gráfico	Parámetro																																																
<p style="text-align: center; font-size: small;">Cantidad de co-sustrato en el influente, MC en porcentaje y AL en g/L</p> <table border="1" style="margin: 10px auto; border-collapse: collapse; width: 80%;"> <caption>Datos para el gráfico de mV</caption> <thead> <tr> <th>Cantidad de co-sustrato</th> <th>mV (aprox.)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>7%</td> <td>-350</td> </tr> <tr> <td>2%</td> <td>100</td> </tr> <tr> <td>0.72g/L</td> <td>-350</td> </tr> </tbody> </table>	Cantidad de co-sustrato	mV (aprox.)	7%	-350	2%	100	0.72g/L	-350	pOR																																								
Cantidad de co-sustrato	mV (aprox.)																																																
7%	-350																																																
2%	100																																																
0.72g/L	-350																																																
<p style="text-align: center; font-size: small;">Cantidad de co-sustrato en el influente, MC en porcentaje y AL en g/L</p> <p style="text-align: center; font-size: x-small;">◆ Efluente ▲ Influyente</p> <table border="1" style="margin: 10px auto; border-collapse: collapse; width: 80%;"> <caption>Datos para el gráfico de pH</caption> <thead> <tr> <th>Cantidad de co-sustrato</th> <th>pH Influyente (▲)</th> <th>pH Efluente (◆)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>30%</td><td>6.0</td><td>7.0</td></tr> <tr><td>25%</td><td>6.0</td><td>7.0</td></tr> <tr><td>20%</td><td>6.5</td><td>7.0</td></tr> <tr><td>15%</td><td>6.5</td><td>7.0</td></tr> <tr><td>13%</td><td>6.8</td><td>6.8</td></tr> <tr><td>10%</td><td>7.0</td><td>7.0</td></tr> <tr><td>9%</td><td>6.8</td><td>7.0</td></tr> <tr><td>8%</td><td>7.0</td><td>7.0</td></tr> <tr><td>7%</td><td>6.8</td><td>6.8</td></tr> <tr><td>6%</td><td>6.8</td><td>7.0</td></tr> <tr><td>5%</td><td>6.0</td><td>7.0</td></tr> <tr><td>4%</td><td>7.0</td><td>6.5</td></tr> <tr><td>3%</td><td>7.0</td><td>6.5</td></tr> <tr><td>2%</td><td>7.0</td><td>6.5</td></tr> <tr><td>0.72g/L</td><td>6.8</td><td>6.8</td></tr> </tbody> </table>	Cantidad de co-sustrato	pH Influyente (▲)	pH Efluente (◆)	30%	6.0	7.0	25%	6.0	7.0	20%	6.5	7.0	15%	6.5	7.0	13%	6.8	6.8	10%	7.0	7.0	9%	6.8	7.0	8%	7.0	7.0	7%	6.8	6.8	6%	6.8	7.0	5%	6.0	7.0	4%	7.0	6.5	3%	7.0	6.5	2%	7.0	6.5	0.72g/L	6.8	6.8	pH
Cantidad de co-sustrato	pH Influyente (▲)	pH Efluente (◆)																																															
30%	6.0	7.0																																															
25%	6.0	7.0																																															
20%	6.5	7.0																																															
15%	6.5	7.0																																															
13%	6.8	6.8																																															
10%	7.0	7.0																																															
9%	6.8	7.0																																															
8%	7.0	7.0																																															
7%	6.8	6.8																																															
6%	6.8	7.0																																															
5%	6.0	7.0																																															
4%	7.0	6.5																																															
3%	7.0	6.5																																															
2%	7.0	6.5																																															
0.72g/L	6.8	6.8																																															







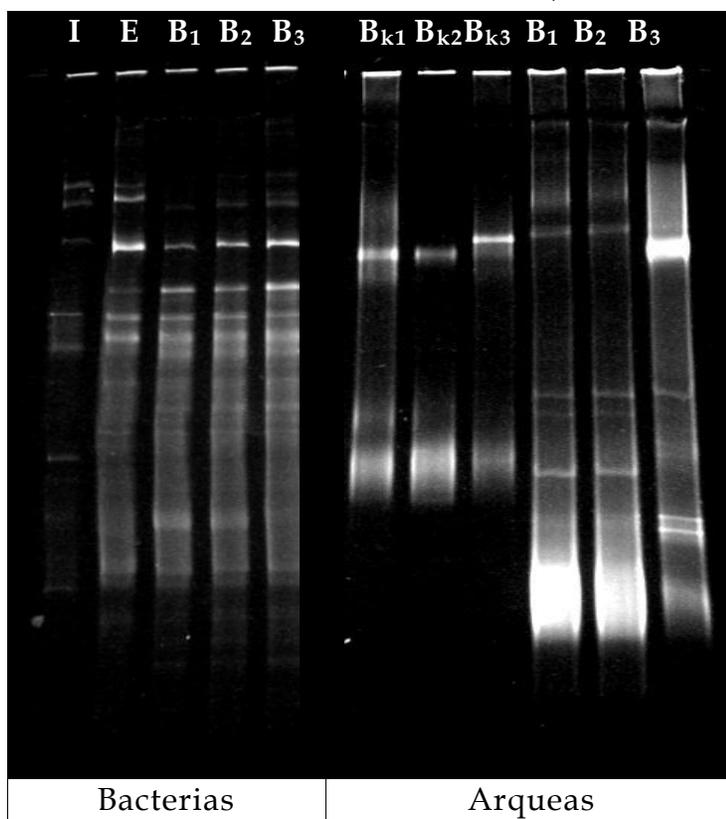
Sólidos suspendidos

ANEXO II

Identificación de los MRS

La identificación de los microorganismos en estudio fue efectuada mediante técnicas de biología molecular independientes de cultivo. Se probó la eficacia de dos métodos distintos de purificación de ADN, y se empleó el 16S rRNA como marcador molecular, con el fin de obtener una visión completa de los organismos en el consorcio. Del bandeo obtenido se puede presumir que en el interior del reactor hay un total de 7 especies de arqueas y 15 de bacterias, pero estas no pudieron ser identificadas porque el ADN obtenido en el gel fotografiado no pudo ser reamplificado.

- Tabla II.1. Datos obtenidos con la técnica elegida para este fin, que, por las características del material de estudio, fue DGGE



*I=Influyente, E=Efluente, B₁₋₃=Bio-reactor, B_{k1-3}=Bio-reactor (Extracción de ADN con un "kit" comercial)

ANEXO III

Datos experimentales crudos

A continuación se presentan las tablas de datos crudos registrados a lo largo de esta investigación, sin sacar promedios, todos representados en mg/L.

Tabla III.1. Datos estimados de tiempo de residencia hidráulica (TRH)

Fecha	% MC	TRH	Fecha	% MC	TRH
10-ago-12	30.0%	1.63	21-feb-13	2.0%	1.08
13-ago-12	30.0%	2.31	25-feb-13	2.0%	1.08
15-ago-12	30.0%	1.15	26-feb-13	2.0%	1.08
17-ago-12	30.0%	1.54	27-feb-13	2.0%	1.08
20-ago-12	25.0%	1.25	01-mar-13	2.0%	1.35
21-ago-12	25.0%	1.74	05-mar-13	2.0%	1.86
22-ago-12	25.0%	1.54	07-mar-13	2.0%	1.69
23-ago-12	25.0%	1.50	08-mar-13	2.0%	2.08
24-ago-12	25.0%	1.75	14-mar-13	2.0%	1.67
27-ago-12	25.0%	1.08	21-mar-13	2.0%	1.89
28-ago-12	25.0%	3.86	03-abr-13	2.0%	1.11
29-ago-12	20.0%	1.35	16-abr-13	4.0%	3.30
30-ago-12	20.0%	1.45	19-abr-13	4.0%	1.62
31-ago-12	20.0%	2.33	23-abr-13	3.0%	2.16
03-sep-12	20.0%	1.08	24-abr-13	3.0%	2.70
04-sep-12	20.0%	1.08	02-may-13	2.0%	1.08
05-sep-12	15.0%	1.43	06-may-13	2.0%	1.08
07-sep-12	15.0%	1.08	09-may-13	2.0%	1.08
10-sep-12	12.5.0%	1.08	10-may-13	2.0%	1.08
11-sep-12	12.5.0%	2.16	14-may-13	2.0%	1.08
12-sep-12	12.5.0%	1.27	17-may-13	7.0%	1.08
14-sep-12	12.5.0%	1.35	20-may-13	7.0%	1.08
17-sep-12	10.0%	1.09	21-may-13	7.0%	1.08
18-sep-12	10.0%	1.08	22-may-13	7.0%	1.08
19-sep-12	10.0%	1.08	23-may-13	7.0%	1.08
20-sep-12	10.0%	1.08	24-may-13	7.0%	1.08
21-sep-12	10.0%	1.54	27-may-13	7.0%	1.08
24-sep-12	10.0%	1.88	28-may-13	7.0%	1.08
25-sep-12	10.0%	1.08	29-may-13	7.0%	1.08
26-sep-12	10.0%	1.08	30-may-13	7.0%	1.08
27-sep-12	10.0%	1.08	31-may-13	0.72 g/L	1.08
28-sep-12	9.0%	2.00	03-jun-13	0.72 g/L	3.24
01-oct-12	9.0%	1.08	04-jun-13	0.72 g/L	0.90
02-oct-12	9.0%	1.19	06-jun-13	0.72 g/L	1.35
03-oct-12	8.0%	1.34	07-jun-13	0.72 g/L	3.38
04-oct-12	8.0%	1.29	10-jun-13	0.72 g/L	6.75
05-oct-12	8.0%	1.08	11-jun-13	0.72 g/L	2.70
08-oct-12	8.0%	2.03	12-jun-13	0.72 g/L	2.70

09-oct-12	8.0%	1.38	13-jun-13	0.72 g/L	2.70
11-oct-12	7.0%	1.08	14-jun-13	0.72 g/L	2.70
12-oct-12	7.0%	1.59	17-jun-13	0.72 g/L	8.10
15-oct-12	7.0%	1.11	18-jun-13	0.72 g/L	2.70
16-oct-12	6.0%	1.08	19-jun-13	0.72 g/L	1.80
17-oct-12	6.0%	1.08	20-jun-13	0.72 g/L	1.35
18-oct-12	6.0%	1.35	21-jun-13	0.72 g/L	0.77
19-oct-12	6.0%	1.08	24-jun-13	0.72 g/L	1.62
22-oct-12	6.0%	1.19	25-jun-13	0.72 g/L	1.08
23-oct-12	6.0%	1.08	26-jun-13	0.72 g/L	1.08
24-oct-12	5.0%	2.25	27-jun-13	0.72 g/L	1.35
25-oct-12	5.0%	2.70	28-jun-13	0.72 g/L	1.08
26-oct-12	5.0%	1.08	01-jul-13	0.72 g/L	1.93
29-oct-12	5.0%	1.08	02-jul-13	0.72 g/L	1.35
30-oct-12	5.0%	1.27	03-jul-13	0.72 g/L	1.35
31-oct-12	5.0%	1.08	05-jul-13	0.72 g/L	2.70
05-nov-12	5.0%	1.35	08-jul-13	0.72 g/L	1.01
06-nov-12	5.0%	1.08	09-jul-13	0.72 g/L	1.08
07-nov-12	5.0%	1.08	10-jul-13	0.72 g/L	0.68
08-nov-12	5.0%	1.08	11-jul-13	0.72 g/L	1.35
09-nov-12	5.0%	1.08	12-jul-13	0.72 g/L	0.00
10-nov-12	5.0%	1.08	15-jul-13	0.72 g/L	0.74
11-nov-12	5.0%	1.08	17-jul-13	0.72 g/L	1.80
12-nov-12	5.0%	1.08	18-jul-13	0.72 g/L	5.40
13-nov-12	5.0%	1.08	19-jul-13	0.72 g/L	0.77
14-nov-12	5.0%	1.08	22-jul-13	0.72 g/L	1.35
15-nov-12	5.0%	1.08	23-jul-13	0.72 g/L	0.60
16-nov-12	5.0%	1.08	24-jul-13	0.72 g/L	0.60
20-nov-12	4.0%	1.08	25-jul-13	0.72 g/L	1.08
21-nov-12	4.0%	1.08	26-jul-13	0.72 g/L	1.80
22-nov-12	4.0%	1.23	29-jul-13	0.72 g/L	0.00
23-nov-12	4.0%	2.05	30-jul-13	0.72 g/L	1.35
26-nov-12	4.0%	1.08	31-jul-13	0.72 g/L	0.77
27-nov-12	4.0%	1.08	01-ago-13	0.72 g/L	1.35
29-nov-12	4.0%	1.08	02-ago-13	0.72 g/L	0.90
30-nov-12	4.0%	0.00	05-ago-13	0.72 g/L	2.31
03-dic-12	4.0%	1.08	06-ago-13	0.72 g/L	1.35
05-dic-12	4.0%	0.00	07-ago-13	0.72 g/L	0.54
06-dic-12	4.0%	1.08	08-ago-13	0.72 g/L	0.54
10-dic-12	4.0%	1.08	09-ago-13	0.72 g/L	0.54
11-dic-12	4.0%	1.08	13-ago-13	0.72 g/L	0.00
13-dic-12	4.0%	1.08	19-ago-13	0.72 g/L	4.05
18-dic-12	4.0%	1.08	21-ago-13	0.72 g/L	1.02
21-dic-12	3.0%	1.08	23-ago-13	0.72 g/L	1.08
27-dic-12	3.0%	2.31	27-ago-13	0.72 g/L	1.14
04-ene-13	3.0%	1.13	30-ago-13	0.72 g/L	1.62
07-ene-13	3.0%	8.10	02-sep-13	0.72 g/L	0.85
08-ene-13	3.0%	0.45	06-sep-13	0.72 g/L	1.08

09-ene-13	3.0%	1.06	09-sep-13	0.72 g/L	1.62
14-ene-13	3.0%	1.80	18-sep-13	0.72 g/L	2.43
15-ene-13	3.0%	1.08	24-sep-13	0.72 g/L	1.35
16-ene-13	3.0%	1.08	01-oct-13	0.72 g/L	2.70
17-ene-13	3.0%	1.08	03-oct-13	0.72 g/L	0.59
18-ene-13	3.0%	1.35	25-mar-14	0.72 g/L	1.35
21-ene-13	3.0%	1.08			

Tabla III.2. Datos medidos de pH

Fecha	% MC	pH Salida	pH Entrada	Fecha	% MC	pH Salida	pH Entrada
10-ago-12	30.0%	7.0	7.1	18-ene-13	3.0%	7.3	7.1
13-ago-12	30.0%	7.2	6.3	21-ene-13	3.0%	3.7	7.0
14-ago-12	30.0%	7.3	6.0	21-feb-13	2.0%	6.2	7.0
15-ago-12	30.0%	7.0	6.7	07-mar-13	2.0%	7.3	7.1
16-ago-12	30.0%	7.4	7.0	08-mar-13	2.0%	6.4	7.2
17-ago-12	30.0%	7.1	7.0	21-mar-13	2.0%	6.1	7.1
20-ago-12	25.0%	7.3	5.6	03-abr-13	2.0%	6.4	7.0
21-ago-12	25.0%	7.0	7.8	05-abr-13	2.0%	5.6	6.8
22-ago-12	25.0%	7.2	6.8	16-abr-13	4.0%	6.4	6.8
23-ago-12	25.0%	7.2	6.7	19-abr-13	4.0%	4.3	7.1
24-ago-12	25.0%	7.1	6.6	23-abr-13	3.0%	6.3	7.3
27-ago-12	25.0%	7.2	7.3	24-abr-13	3.0%	6.5	6.9
28-ago-12	25.0%	7.1	7.3	25-abr-13	2.0%	6.2	6.9
29-ago-12	20.0%	7.2	6.7	02-may-13	2.0%	6.5	7.4
30-ago-12	20.0%	7.1	7.2	06-may-13	2.0%	6.5	7.2
31-ago-12	20.0%	7.1	7.2	09-may-13	2.0%	6.6	7.0
03-sep-12	20.0%	7.3	6.2	14-may-13	2.0%	6.7	6.5
04-sep-12	20.0%	7.1	6.6	16-may-13	2.0%	7.5	6.7
05-sep-12	15.0%	7.3	6.8	17-may-13	7.0%	6.3	6.3
07-sep-12	15.0%	7.0	7.2	20-may-13	7.0%	6.5	7.1
10-sep-12	12.5.0%	7.0	6.0	21-may-13	7.0%	6.8	7.0
11-sep-12	12.5.0%	7.0	6.9	22-may-13	7.0%	7.0	7.1
12-sep-12	12.5.0%	6.9	6.0	23-may-13	7.0%	7.0	6.4
14-sep-12	12.5.0%	6.9	6.9	24-may-13	7.0%	6.9	6.4
17-sep-12	10.0%	7.0	5.4	27-may-13	7.0%	7.1	6.6
18-sep-12	10.0%	7.1	5.1	28-may-13	7.0%	7.3	6.4
19-sep-12	10.0%	7.3	6.8	29-may-13	7.0%	7.0	6.7
20-sep-12	10.0%	6.8	6.4	30-may-13	7.0%	7.0	6.5
21-sep-12	10.0%	7.0	7.4	31-may-13	0.72 g/L	7.5	6.7
24-sep-12	10.0%	7.1	6.6	03-jun-13	0.72 g/L	7.0	6.1
25-sep-12	10.0%	7.0	6.9	04-jun-13	0.72 g/L	7.6	6.3
26-sep-12	10.0%	7.1	6.5	06-jun-13	0.72 g/L	7.7	6.6
27-sep-12	10.0%	7.3	6.8	07-jun-13	0.72 g/L	8.0	6.8
28-sep-12	9.0%	7.3	7.9	11-jun-13	0.72 g/L	7.4	6.0
01-oct-12	9.0%	7.1	6.5	12-jun-13	0.72 g/L	7.3	6.2
02-oct-12	9.0%	7.3	6.8	13-jun-13	0.72 g/L	6.4	6.2
03-oct-12	8.0%	7.2	7.1	14-jun-13	0.72 g/L	6.7	7.4

04-oct-12	8.0%	6.8	7.3	17-jun-13	0.72 g/L	7.9	6.6
05-oct-12	8.0%	7.3	7.0	18-jun-13	0.72 g/L	7.6	6.4
08-oct-12	8.0%	7.0	7.0	19-jun-13	0.72 g/L	7.6	6.4
09-oct-12	8.0%	7.2	6.3	20-jun-13	0.72 g/L	7.6	6.4
10-oct-12	7.0%	7.2	7.0	21-jun-13	0.72 g/L	7.4	6.2
11-oct-12	7.0%	7.2	7.0	24-jun-13	0.72 g/L	7.2	6.6
12-oct-12	7.0%	7.1	7.1	25-jun-13	0.72 g/L	7.6	6.7
15-oct-12	7.0%	7.1	6.9	26-jun-13	0.72 g/L	7.4	6.2
16-oct-12	6.0%	7.0	5.3	27-jun-13	0.72 g/L	7.5	6.5
17-oct-12	6.0%	7.2	7.2	28-jun-13	0.72 g/L	7.3	7.0
18-oct-12	6.0%	7.0	7.1	01-jul-13	0.72 g/L	7.1	7.0
19-oct-12	6.0%	7.2	7.2	02-jul-13	0.72 g/L	7.3	6.6
22-oct-12	6.0%	7.0	6.9	03-jul-13	0.72 g/L	7.5	6.6
23-oct-12	6.0%	7.0	6.9	05-jul-13	0.72 g/L	6.8	6.9
24-oct-12	5.0%	7.1	8.1	08-jul-13	0.72 g/L	7.1	6.9
25-oct-12	5.0%	7.2	8.2	09-jul-13	0.72 g/L	6.9	6.8
26-oct-12	5.0%	6.7	7.4	10-jul-13	0.72 g/L	6.7	6.1
29-oct-12	5.0%	7.0	4.9	11-jul-13	0.72 g/L	6.6	6.8
30-oct-12	5.0%	7.0	6.7	12-jul-13	0.72 g/L	6.9	6.0
31-oct-12	5.0%	7.2	5.9	15-jul-13	0.72 g/L	6.8	6.8
05-nov-12	5.0%	7.2	4.5	17-jul-13	0.72 g/L	6.2	4.9
06-nov-12	5.0%	7.0	6.4	18-jul-13	0.72 g/L	6.1	6.8
07-nov-12	5.0%	7.1	4.9	19-jul-13	0.72 g/L	6.8	6.8
08-nov-12	5.0%	7.2	4.8	22-jul-13	0.72 g/L	7.1	6.1
09-nov-12	5.0%	7.1	5.8	23-jul-13	0.72 g/L	6.8	5.8
12-nov-12	5.0%	7.0	4.2	24-jul-13	0.72 g/L	7.2	5.4
13-nov-12	5.0%	7.2	6.2	25-jul-13	0.72 g/L	6.6	5.1
14-nov-12	5.0%	7.2	7.6	26-jul-13	0.72 g/L	6.3	6.8
15-nov-12	5.0%	7.1	6.5	29-jul-13	0.72 g/L	6.8	5.8
16-nov-12	5.0%	7.2	7.3	30-jul-13	0.72 g/L	7.0	5.7
20-nov-12	4.0%	7.1	6.3	31-jul-13	0.72 g/L	6.9	5.8
21-nov-12	4.0%	7.0	7.1	01-ago-13	0.72 g/L	6.7	6.6
22-nov-12	4.0%	7.0	6.6	02-ago-13	0.72 g/L	6.8	6.7
23-nov-12	4.0%	7.0	8.1	05-ago-13	0.72 g/L	7.0	6.3
26-nov-12	4.0%	6.1	7.0	06-ago-13	0.72 g/L	6.8	5.7
27-nov-12	4.0%	7.2	6.9	08-ago-13	0.72 g/L	7.0	6.6
29-nov-12	4.0%	5.9	7.1	09-ago-13	0.72 g/L	6.5	7.0
30-nov-12	4.0%	6.0	7.1	13-ago-13	0.72 g/L	7.0	6.9
03-dic-12	4.0%	5.7	7.3	19-ago-13	0.72 g/L	6.8	7.0
05-dic-12	4.0%	3.6	7.0	21-ago-13	0.72 g/L	7.0	7.0
06-dic-12	4.0%	6.8	7.2	23-ago-13	0.72 g/L	7.0	7.5
10-dic-12	4.0%	6.2	7.3	27-ago-13	0.72 g/L	6.8	7.2
11-dic-12	4.0%	7.7	7.0	30-ago-13	0.72 g/L	7.2	6.9
13-dic-12	4.0%	6.6	7.3	02-sep-13	0.72 g/L	6.8	7.3
18-dic-12	4.0%	7.2	7.2	06-sep-13	0.72 g/L	6.6	7.3
21-dic-12	3.0%	6.6	7.4	09-sep-13	0.72 g/L	6.8	5.7
27-dic-12	3.0%	7.3	7.3	18-sep-13	0.72 g/L	6.8	7.4
04-ene-13	3.0%	6.7	7.2	24-sep-13	0.72 g/L	6.2	7.2

07-ene-13	3.0%	3.0	7.3	01-oct-13	0.72 g/L	7.3	7.1
08-ene-13	3.0%	6.1	7.4	17-oct-13	0.72 g/L	6.7	7.0
09-ene-13	3.0%	6.7	7.3	23-oct-13	0.72 g/L	6.9	7.0
14-ene-13	3.0%	7.3	7.0	26-oct-13	0.72 g/L	6.8	7.2
15-ene-13	3.0%	7.0	7.3	30-oct-13	0.72 g/L	6.8	7.8
16-ene-13	3.0%	7.0	7.1	25-mar-14	0.72 g/L	5.8	7.1
17-ene-13	3.0%	7.1	6.8	26-mar-14	0.72 g/L	6.3	7.0

Tabla III.3. Datos estimados del índice alfa (α)

Fecha	% MC	α	Fecha	% MC	α
10-ago-12	30.0%	0.13	14-may-13	2.0%	0.68
13-ago-12	30.0%	0.15	16-may-13	2.0%	0.43
17-ago-12	30.0%	0.68	17-may-13	7.0%	0.50
20-ago-12	25.0%	0.25	20-may-13	7.0%	0.86
24-ago-12	25.0%	0.26	21-may-13	7.0%	0.75
27-ago-12	25.0%	0.65	22-may-13	7.0%	0.84
31-ago-12	20.0%	0.11	23-may-13	7.0%	0.62
03-sep-12	20.0%	0.65	24-may-13	7.0%	0.65
05-sep-12	15.0%	0.50	27-may-13	7.0%	0.56
07-sep-12	15.0%	0.66	28-may-13	7.0%	0.89
10-sep-12	13.0%	0.14	29-may-13	7.0%	0.72
11-sep-12	13.0%	0.10	30-may-13	7.0%	0.83
12-sep-12	13.0%	0.13	31-may-13	0.72 g/L	0.80
14-sep-12	13.0%	0.62	03-jun-13	0.72 g/L	0.89
21-sep-12	10.0%	0.59	04-jun-13	0.72 g/L	0.79
24-sep-12	10.0%	0.46	06-jun-13	0.72 g/L	0.80
26-sep-12	10.0%	0.74	07-jun-13	0.72 g/L	0.96
28-sep-12	9.0%	0.66	11-jun-13	0.72 g/L	0.84
01-oct-12	9.0%	0.52	12-jun-13	0.72 g/L	0.94
03-oct-12	8.0%	0.66	13-jun-13	0.72 g/L	0.77
04-oct-12	8.0%	0.70	14-jun-13	0.72 g/L	0.89
05-oct-12	8.0%	0.72	17-jun-13	0.72 g/L	0.78
08-oct-12	8.0%	0.59	18-jun-13	0.72 g/L	0.78
09-oct-12	8.0%	0.51	19-jun-13	0.72 g/L	0.77
11-oct-12	7.0%	0.67	20-jun-13	0.72 g/L	0.83
12-oct-12	7.0%	0.69	21-jun-13	0.72 g/L	0.76
15-oct-12	7.0%	0.67	24-jun-13	0.72 g/L	0.74
16-oct-12	6.0%	0.73	25-jun-13	0.72 g/L	0.72
17-oct-12	6.0%	0.71	27-jun-13	0.72 g/L	0.80
18-oct-12	6.0%	0.75	28-jun-13	0.72 g/L	0.82
19-oct-12	6.0%	0.70	01-jul-13	0.72 g/L	0.79
22-oct-12	6.0%	0.77	02-jul-13	0.72 g/L	0.69
23-oct-12	6.0%	0.79	03-jul-13	0.72 g/L	0.75
24-oct-12	5.0%	0.81	05-jul-13	0.72 g/L	0.73
25-oct-12	5.0%	0.82	08-jul-13	0.72 g/L	0.75
26-oct-12	5.0%	0.76	09-jul-13	0.72 g/L	0.62
30-oct-12	5.0%	0.67	10-jul-13	0.72 g/L	0.55

31-oct-12	5.0%	0.13	11-jul-13	0.72 g/L	0.46
06-nov-12	5.0%	0.26	12-jul-13	0.72 g/L	0.69
09-nov-12	5.0%	0.17	15-jul-13	0.72 g/L	0.56
15-nov-12	5.0%	0.65	18-jul-13	0.72 g/L	0.44
16-nov-12	5.0%	0.70	19-jul-13	0.72 g/L	0.52
20-nov-12	4.0%	0.71	22-jul-13	0.72 g/L	0.51
21-nov-12	4.0%	0.79	23-jul-13	0.72 g/L	0.72
22-nov-12	4.0%	0.35	24-jul-13	0.72 g/L	0.71
23-nov-12	4.0%	0.81	31-jul-13	0.72 g/L	0.72
26-nov-12	4.0%	0.47	01-ago-13	0.72 g/L	0.71
27-nov-12	4.0%	0.69	02-ago-13	0.72 g/L	0.74
29-nov-12	4.0%	0.43	05-ago-13	0.72 g/L	0.71
06-dic-12	4.0%	0.25	06-ago-13	0.72 g/L	0.68
11-dic-12	4.0%	0.80	07-ago-13	0.72 g/L	0.66
13-dic-12	4.0%	0.79	08-ago-13	0.72 g/L	0.70
21-dic-12	3.0%	0.69	09-ago-13	0.72 g/L	0.65
27-dic-12	3.0%	0.77	13-ago-13	0.72 g/L	0.76
04-ene-13	3.0%	0.70	19-ago-13	0.72 g/L	0.72
08-ene-13	3.0%	0.43	21-ago-13	0.72 g/L	0.71
09-ene-13	3.0%	0.63	23-ago-13	0.72 g/L	0.73
14-ene-13	3.0%	0.68	27-ago-13	0.72 g/L	0.72
15-ene-13	3.0%	0.73	30-ago-13	0.72 g/L	0.78
16-ene-13	3.0%	0.72	02-sep-13	0.72 g/L	0.79
17-ene-13	3.0%	0.70	06-sep-13	0.72 g/L	0.83
18-ene-13	3.0%	0.75	09-sep-13	0.72 g/L	0.84
22-ene-13	3.0%	0.68	18-sep-13	0.72 g/L	0.80
23-ene-13	3.0%	0.20	24-sep-13	0.72 g/L	0.72
24-ene-13	2.0%	0.50	01-oct-13	0.72 g/L	0.80
30-ene-13	2.0%	0.52	08-oct-13	0.72 g/L	0.76
31-ene-13	2.0%	0.43	13-mar-14	0.72 g/L	0.76
12-feb-13	2.0%	0.64	14-mar-14	0.72 g/L	0.57
14-feb-13	2.0%	0.41	19-mar-14	0.72 g/L	0.57
20-feb-13	2.0%	0.55	20-mar-14	0.72 g/L	0.73
21-feb-13	2.0%	0.63	21-mar-04	0.72 g/L	0.79
07-mar-13	2.0%	0.79	22-mar-14	0.72 g/L	0.72
21-mar-13	2.0%	0.70	23-mar-14	0.72 g/L	0.46
23-abr-13	3.0%	0.60	24-mar-14	0.72 g/L	0.84
24-abr-13	3.0%	0.72	25-mar-14	0.72 g/L	0.31
25-abr-13	2.0%	0.50	26-mar-14	0.72 g/L	0.71
10-may-13	2.0%	0.27			

Tabla III.4. Datos medidos de potencial de oxido-reducción (pOR)

Fecha	% MC	pOR		
		Efluente	APM	Influente
24-ene-13	2.0%	102.6		
25-ene-13	2.0%	102.0	362.5	104.8
15-feb-13	2.0%	101.8		
25-abr-13	2.0%	102.3	435.9	120.6
14-may-13	2.0%	103.0		
21-may-13	7.0%	-345.6		
30-may-13	7.0%	-341.8	466.2	-184.0
04-jun-13	0.72 g/L	-376.0		71.0
07-jun-13	0.72 g/L	-232.7		
11-jun-13	0.72 g/L	-262.8	319.0	80.5
14-jun-13	0.72 g/L	-148.2		
17-jun-13	0.72 g/L	-319.0	324.0	100.6
19-jun-13	0.72 g/L	-389.5		
21-jun-13	0.72 g/L	-367.8	323.3	100.4
25-jun-13	0.72 g/L	-367.2		
28-jun-13	0.72 g/L	-366.4	315.0	103.6
01-jul-13	0.72 g/L	-375.8		
09-ago-13	0.72 g/L	-322.0	309.1	133.3
13-ago-13	0.72 g/L	-349.0		109.9
21-ago-13	0.72 g/L	-324.0	331.0	
27-ago-13	0.72 g/L	-302.0		-67.0
30-ago-13	0.72 g/L	-423.0	297.0	-61.0
02-sep-13	0.72 g/L	-361.0	309.0	
24-sep-13	0.72 g/L	-295.0	318.4	41.0
14-mar-14	0.72 g/L	-214.0	283.3	173.7
19-mar-14	0.72 g/L	-288.0	162.5	-98.0
20-mar-14	0.72 g/L	-291.0	177.2	-88.0
21-mar-04	0.72 g/L	-271.0	336.5	-63.0
22-mar-14	0.72 g/L	-274.0	181.3	23.0
23-mar-14	0.72 g/L	-153.0	353.3	-76.0
24-mar-14	0.72 g/L	-297.0	351.8	76.0
25-mar-14	0.72 g/L	-256.0	346.1	71.0
26-mar-14	0.72 g/L	-235.0	350.6	87.0

Tabla III.5. Datos estimados de sulfuros

Fecha	% MC	Sulfuro			
		Efluente	APM	Influente	mg formados
31-ago-12	20.0%	100.53		8.64	91.89
03-sep-12	20.0%	174.54		8.36	166.18
04-sep-12	20.0%	98.31	8.39	8.27	90.04
05-sep-12	15.0%	126.04		8.68	117.36
07-sep-12	15.0%	93.34		8.64	84.70
10-sep-12	12.5.0%	113.30		8.70	104.60
12-sep-12	12.5.0%	85.28	8.34	8.47	76.81
17-sep-12	10.0%	97.80		8.21	89.59
20-sep-12	10.0%	78.32		8.67	69.65
21-sep-12	10.0%	63.32		8.59	54.73
25-sep-12	10.0%	126.86		8.64	118.22
26-sep-12	10.0%	39.09		8.62	30.47
27-sep-12	10.0%	63.01		8.73	54.28
28-sep-12	9.0%	49.64		8.71	40.93
01-oct-12	9.0%	89.21	8.64	8.64	80.57
02-oct-12	9.0%	65.73		8.59	57.14
03-oct-12	8.0%	69.66		8.75	60.91
04-oct-12	8.0%	48.33		8.69	39.64
05-oct-12	8.0%	69.25	8.20	8.63	60.62
08-oct-12	8.0%	62.09		8.64	53.44
09-oct-12	8.0%	73.61		8.67	64.94
11-oct-12	7.0%	73.41		8.69	64.72
12-oct-12	7.0%	75.92		8.64	67.28
15-oct-12	7.0%	83.12	7.94	8.53	74.59
16-oct-12	6.0%	46.00		8.59	37.41
17-oct-12	6.0%	51.84		8.62	43.22
18-oct-12	6.0%	47.64		8.57	39.07
19-oct-12	6.0%	85.20		8.64	76.56
22-oct-12	6.0%	90.00		8.63	81.37
23-oct-12	6.0%	84.72		8.70	76.02
24-oct-12	5.0%	49.44		8.57	40.87
25-oct-12	5.0%	43.48	7.96	8.58	34.90
26-oct-12	5.0%	64.80		8.56	56.24
29-oct-12	5.0%	64.15		8.53	55.62
30-oct-12	5.0%	60.45		8.68	51.77
31-oct-12	5.0%	54.56		8.82	45.74
08-nov-12	5.0%	40.16		8.27	31.89
09-nov-12	5.0%	54.16		8.64	45.52
15-nov-12	5.0%	98.40	7.90	8.60	89.80
16-nov-12	5.0%	39.20		8.59	30.61
20-nov-12	4.0%	80.20		8.61	71.59
21-nov-12	4.0%	28.84		8.62	20.22
22-nov-12	4.0%	49.20		8.58	40.62
23-nov-12	4.0%	14.64	8.23	8.58	6.06
26-nov-12	4.0%	24.40		8.62	15.78

27-nov-12	4.0%	25.20		8.60	16.60
29-nov-12	4.0%	70.80		8.57	62.23
06-dic-12	4.0%	47.60		8.63	38.97
21-dic-12	3.0%	30.60	3.00	7.60	23.00
27-dic-12	3.0%	15.92		7.59	8.33
08-ene-13	3.0%	17.90		7.58	10.32
09-ene-13	3.0%	22.70		7.60	15.10
14-ene-13	3.0%	6.70		5.21	1.49
15-ene-13	3.0%	5.30		4.45	0.85
16-ene-13	3.0%	5.50		4.23	1.27
17-ene-13	3.0%	4.10		3.12	0.98
18-ene-13	3.0%	4.50	2.40	3.06	1.44
22-ene-13	3.0%	0.10		0.00	0.10
23-ene-13	3.0%	14.18		7.54	6.64
24-ene-13	2.0%	11.10		7.60	3.50
25-ene-13	2.0%	15.90		7.54	8.36
28-ene-13	2.0%	17.50		7.55	9.95
29-ene-13	2.0%	0.94		0.00	0.94
30-ene-13	2.0%	14.30		7.63	6.67
12-feb-13	2.0%	13.94		7.58	6.36
14-feb-13	2.0%	7.84	8.21	2.16	5.68
20-feb-13	2.0%	27.71	4.20	12.04	15.67
21-feb-13	2.0%	27.82		6.23	21.59
25-feb-13	2.0%	10.50	4.19	6.72	3.78
27-feb-13	2.0%	48.58		6.73	41.85
01-mar-13	2.0%	12.58		6.74	5.84
07-mar-13	2.0%	11.40	4.07	6.71	4.69
08-mar-13	2.0%	33.60		6.72	26.88
14-mar-13	2.0%	1.64		0.00	1.64
21-mar-13	2.0%	3.30	4.17	1.40	1.90
16-abr-13	4.0%	55.37		6.75	48.62
23-abr-13	3.0%	2.42		0.00	2.42
24-abr-13	3.0%	0.65		0.00	0.65
25-abr-13	2.0%	1.47	3.17	0.65	0.82
02-may-13	2.0%	4.12	4.17	1.06	3.06
09-may-13	2.0%	0.00		0.00	0.00
14-may-13	2.0%	0.00	4.00	0.00	0.00
16-may-13	2.0%	0.00		0.00	0.00
17-may-13	7.0%	0.00		0.00	0.00
21-may-13	7.0%	7.80	4.14	1.06	6.74
24-may-13	7.0%	5.62		1.04	4.58
27-may-13	7.0%	3.74		1.06	2.67
28-may-13	7.0%	1.39		0.00	1.39
29-may-13	7.0%	6.78	4.10	1.06	5.72
30-may-13	7.0%	4.60		1.06	3.54
31-may-13	0.72 g/L	5.90		1.06	4.84
10-jun-13	0.72 g/L	4.42		3.70	0.72
22-jul-13	0.72 g/L	126.06	136.10	10.80	115.26

23-jul-13	0.72 g/L	100.60		10.90	89.70
24-jul-13	0.72 g/L	102.40		10.70	91.70
25-jul-13	0.72 g/L	95.92	94.90	10.80	85.12
26-jul-13	0.72 g/L	99.00		10.60	88.40
29-jul-13	0.72 g/L	89.28	97.84	10.50	78.78
02-ago-13	0.72 g/L	99.16		10.70	88.46
05-ago-13	0.72 g/L	105.40	87.70	56.88	48.52
06-ago-13	0.72 g/L	97.96		55.70	42.26
07-ago-13	0.72 g/L	107.24		58.20	49.04
08-ago-13	0.72 g/L	95.16	74.60	57.40	37.76
09-ago-13	0.72 g/L	103.60		53.68	49.92
19-ago-13	0.72 g/L	175.80		35.60	140.20
21-ago-13	0.72 g/L	126.80	58.20	35.60	91.20
23-ago-13	0.72 g/L	102.64		41.60	61.04
27-ago-13	0.72 g/L	129.24	7.50	21.20	108.04
30-ago-13	0.72 g/L	83.68		12.20	71.48
02-sep-13	0.72 g/L	91.08		13.32	77.76
06-sep-13	0.72 g/L	92.16	6.60	32.20	59.96
09-sep-13	0.72 g/L	114.52		18.20	96.32
18-sep-13	0.72 g/L	70.24	5.68	28.20	42.04
24-sep-13	0.72 g/L	89.28		31.56	57.72
01-oct-13	0.72 g/L	118.32	4.00	65.64	52.68
14-mar-14	0.72 g/L	71.45	38.34	42.00	29.45
19-mar-14	0.72 g/L	157.55		42.73	114.82
20-mar-14	0.72 g/L	117.82	40.18	41.40	76.42
21-mar-04	0.72 g/L	164.18		45.60	118.58
22-mar-14	0.72 g/L	75.64	42.17	39.50	36.14
23-mar-14	0.72 g/L	37.09		29.40	7.69
24-mar-14	0.72 g/L	152.36	39.38	53.60	98.76
25-mar-14	0.72 g/L	40.55		28.40	12.15
26-mar-14	0.72 g/L	75.64	44.17	37.50	38.14

Tabla III.6. Datos estimados de la DQO

Fecha	% MC	DQO			
		Efluente	APM	Influente	% Remoción
21-ago-12	25.0%	711	358	1154	38.4
28-ago-12	25.0%	663		1132	41.4
29-ago-12	20.0%	606		986	38.5
30-ago-12	20.0%	668		982	32.0
31-ago-12	20.0%	430		974	55.9
03-sep-12	20.0%	661		992	33.3
04-sep-12	20.0%	678	351	963	29.6
19-sep-12	10.0%	528		651	18.9
21-sep-12	10.0%	306		649	52.8
24-sep-12	10.0%	326		653	50.0
26-sep-12	10.0%	505		670	24.7
27-sep-12	10.0%	445		639	30.4
28-sep-12	9.0%	391	350	618	36.7
01-oct-12	9.0%	501		616	18.6
02-oct-12	9.0%	475		620	23.4
03-oct-12	8.0%	525	344	584	10.2
04-oct-12	8.0%	66		583	88.6
05-oct-12	8.0%	280		587	52.4
08-oct-12	8.0%	118		582	79.7
09-oct-12	8.0%	73		584	87.5
11-oct-12	7.0%	80	316	551	85.5
12-oct-12	7.0%	138		550	74.9
15-oct-12	7.0%	170		548	69.0
16-oct-12	6.0%	71		517	86.2
17-oct-12	6.0%	446		519	14.1
18-oct-12	6.0%	193	312	515	62.5
19-oct-12	6.0%	145		516	71.9
23-oct-12	6.0%	128		517	75.2
24-oct-12	5.0%	205		484	57.6
25-oct-12	5.0%	127		481	73.7
26-oct-12	5.0%	200		487	58.9
29-oct-12	5.0%	252		485	48.1
30-oct-12	5.0%	225		489	54.0
31-oct-12	5.0%	235		481	51.1
09-nov-12	5.0%	345		490	29.6
15-nov-12	5.0%	335	290	484	30.8
16-nov-12	5.0%	70		490	85.8
20-nov-12	4.0%	166		450	63.0
21-nov-12	4.0%	165		446	63.1
22-nov-12	4.0%	195		445	56.3
23-nov-12	4.0%	173		456	62.1
26-nov-12	4.0%	227		453	49.9
21-dic-12	3.0%	247	254	273	9.5
27-dic-12	3.0%	35		242	85.7
08-ene-13	3.0%	4		271	98.5
09-ene-13	3.0%	161		275	41.6
14-ene-13	3.0%	114		276	58.7

15-ene-13	3.0%	54		270	80.0
16-ene-13	3.0%	64		268	76.1
17-ene-13	3.0%	237		637	62.8
18-ene-13	3.0%	101	267	269	62.6
21-ene-13	3.0%	279		332	16.0
23-ene-13	3.0%	6		274	97.9
24-ene-13	2.0%	74		242	69.4
25-ene-13	2.0%	17		245	92.9
29-ene-13	2.0%	74		247	70.0
30-ene-13	2.0%	49		240	79.6
31-ene-13	2.0%	74		236	68.6
12-feb-13	2.0%	74		249	70.3
14-feb-13	2.0%	41	40	240	83.1
20-feb-13	2.0%	42	185	346	87.8
05-mar-13	2.0%	79	213	232	66.0
07-mar-13	2.0%	157	37	242	35.0
14-mar-13	2.0%	72	193	392	81.6
21-mar-13	2.0%	77	223	242	68.0
24-abr-13	3.0%	53	239	273	80.5
25-abr-13	2.0%	83	258	242	65.7
09-may-13	2.0%	57	145	349	83.6
14-may-13	2.0%	48	213	240	79.9
23-may-13	7.0%	66	228	242	72.6
28-may-13	7.0%	189	226	347	45.6
30-may-13	7.0%	237	36	482	50.8
04-jun-13	0.72 g/L	312	304	432	27.8
06-jun-13	0.72 g/L	137		635	78.4
11-jun-13	0.72 g/L	296	515	496	40.3
13-jun-13	0.72 g/L	113		676	83.3
18-jun-13	0.72 g/L	183	502	873	79.1
20-jun-13	0.72 g/L	344		812	57.6
21-jun-13	0.72 g/L	149	441	733	79.7
25-jun-13	0.72 g/L	499		763	34.5
27-jun-13	0.72 g/L	548	546	749	26.9
03-jul-13	0.72 g/L	583		733	20.5
09-jul-13	0.72 g/L	566	577	976	42.0
11-jul-13	0.72 g/L	733		728	-0.7
18-jul-13	0.72 g/L	649	557	803	19.1
23-jul-13	0.72 g/L	576		776	25.8
25-jul-13	0.72 g/L	709	583	788	9.9
29-jul-13	0.72 g/L	699		778	10.1
09-ago-13	0.72 g/L	662	548	988	33.0
13-ago-13	0.72 g/L	944		994	5.0
19-ago-13	0.72 g/L	793	563	816	2.9
21-ago-13	0.72 g/L	794		839	5.4
23-ago-13	0.72 g/L	704	549	733	3.9
25-mar-14	0.72 g/L	588		1100	46.5
26-mar-14	0.72 g/L	638	493	1103	42.2

Tabla III.7. Datos estimados de sulfatos

Fecha	% MC	Sulfatos			
		Efluente	APM	Influyente	% Remoción
10-ago-12	30.0%	120.4	1774.00	1260.5	90.45
13-ago-12	30.0%	96.3		1258.3	92.35
14-ago-12	30.0%	108.4		1262.4	91.41
15-ago-12	30.0%	120.4	1762.50	1257.3	90.42
16-ago-12	30.0%	108.4		1264.2	91.43
17-ago-12	30.0%	84.3		1263.2	93.33
21-ago-12	25.0%	84.3	1760.40	1327.6	93.65
22-ago-12	25.0%	84.3		1325.3	93.64
23-ago-12	25.0%	84.3		1330.5	93.66
24-ago-12	25.0%	180.7	1742.00	1330.7	86.42
28-ago-12	25.0%	96.3		1325.4	92.73
29-ago-12	20.0%	108.4		1394.7	92.23
30-ago-12	20.0%	96.3	1707.86	1400.4	93.12
31-ago-12	20.0%	84.3		1392.4	93.95
03-sep-12	20.0%	72.2		1391.6	94.81
04-sep-12	20.0%	120.4	1705.30	1396.3	91.38
05-sep-12	15.0%	60.2		1461.7	95.88
07-sep-12	15.0%	180.7		1460.0	87.62
17-sep-12	10.0%	277.0		1530.4	81.90
21-sep-12	10.0%	185.3		1526.4	87.86
27-sep-12	10.0%	231.1	1673.00	1528.8	84.89
28-sep-12	9.0%	1323.0		2036.5	35.04
02-oct-12	9.0%	1331.9		2001.5	33.46
03-oct-12	8.0%	1334.6	1647.96	1648.0	19.01
04-oct-12	8.0%	883.1		1652.2	46.55
05-oct-12	8.0%	1036.3		1650.4	37.21
08-oct-12	8.0%	1419.5	1659.23	1646.3	13.78
09-oct-12	8.0%	765.4		1465.9	47.79
11-oct-12	7.0%	1557.7		1569.0	0.72
12-oct-12	7.0%	913.2	1563.20	1567.3	41.74
15-oct-12	7.0%	1329.1		1572.0	15.45
16-oct-12	6.0%	1244.3		1582.6	21.38
17-oct-12	6.0%	1134.8	1580.00	1580.0	28.17
18-oct-12	6.0%	713.4		1584.3	54.97
19-oct-12	6.0%	1509.8		1582.0	4.57
22-oct-12	6.0%	487.6	1578.00	1583.9	69.21
23-oct-12	6.0%	1331.9		1581.4	15.78
24-oct-12	5.0%	1412.6		1595.0	11.43
25-oct-12	5.0%	1590.5	1586.40	1592.9	0.15
26-oct-12	5.0%	1515.2		1596.9	5.11
29-oct-12	5.0%	1453.7		1594.9	8.86
30-oct-12	5.0%	1597.3	1596.40	1599.1	0.11
31-oct-12	5.0%	1501.6		1590.8	5.61
08-nov-12	5.0%	1624.7		1695.9	4.20
09-nov-12	5.0%	1483.8	1588.40	1599.0	7.21
15-nov-12	5.0%	1538.5		1597.0	3.66
16-nov-12	5.0%	1565.9		1592.0	1.64

20-nov-12	4.0%	1586.4	1599.60	1609.0	1.41
21-nov-12	4.0%	1511.1		1616.0	6.49
22-nov-12	4.0%	1483.8		1618.6	8.33
26-nov-12	4.0%	1256.7		1607.4	21.82
21-dic-12	3.0%	1817.4	1803.95	1992.8	8.80
27-dic-12	3.0%	1289.5		2063.3	37.50
08-ene-13	3.0%	1823.9		1992.2	8.45
14-ene-13	3.0%	1364.9	1763.50	1792.5	23.85
15-ene-13	3.0%	1315.7		1732.8	24.07
18-ene-13	3.0%	1260.0		1798.7	29.95
22-ene-13	3.0%	1592.8		1792.9	11.16
23-ene-13	3.0%	1927.2	1823.10	1992.9	3.30
24-ene-13	2.0%	1705.9		1802.9	5.38
25-ene-13	2.0%	1356.7		1502.6	9.71
28-ene-13	2.0%	1255.1	1504.10	1562.6	19.68
29-ene-13	2.0%	1151.8		1292.9	10.91
30-ene-13	2.0%	1740.3		1805.3	3.60
31-ene-13	2.0%	956.7	1503.80	1534.6	37.66
12-feb-13	2.0%	1753.4	1506.79	1817.5	3.52
14-feb-13	2.0%	1351.8		1509.4	10.44
20-feb-13	2.0%	1158.4		1338.7	13.47
21-feb-13	2.0%	1519.0	1342.79	1740.4	12.72
01-mar-13	2.0%	1415.7		1536.5	7.86
07-mar-13	2.0%	1069.8		1188.3	9.97
14-mar-13	2.0%	1471.5	1378.03	1502.1	2.04
21-mar-13	2.0%	1042.0		1412.6	26.24
23-abr-13	3.0%	1053.6		1410.4	25.30
24-abr-13	3.0%	938.5	1389.09	1135.6	17.36
25-abr-13	2.0%	1053.6		1502.6	29.88
16-may-13	2.0%	1014.2		1223.3	17.09
17-may-13	7.0%	1217.3		1234.6	1.40
21-may-13	7.0%	1480.9		2308.2	35.84
24-may-13	7.0%	2050.6	1002.42	2308.2	11.16
03-jun-13	0.72 g/L	1308.2		1371.8	4.64
11-jun-13	0.72 g/L	1326.4	1442.00	1450.6	8.56
21-jun-13	0.72 g/L	1541.5	1896.60	1895.8	18.69
24-jun-13	0.72 g/L	394.0		558.1	29.41
26-jun-13	0.72 g/L	994.0		1765.7	43.71
28-jun-13	0.72 g/L	899.6		1692.1	46.83
28-jun-13	0.72 g/L	994.0	1690.50	1692.1	41.26
01-jul-13	0.72 g/L	903.4		1163.8	22.37
03-jul-13	0.72 g/L	944.9		1088.3	13.18
09-sep-13	0.72 g/L	1964.4		2233.8	12.06
18-sep-13	0.72 g/L	1361.0		2132.5	36.18
24-sep-13	0.72 g/L	1289.8	1369.27	1433.9	10.05
14-mar-14	0.72 g/L	2415.3	1631.03	2722.5	11.28
19-mar-14	0.72 g/L	1716.0		2203.4	22.12
20-mar-14	0.72 g/L	1726.7		2034.0	15.11
21-mar-04	0.72 g/L	1589.0	1830.14	1980.9	19.79
22-mar-14	0.72 g/L	1387.7		2362.3	41.26

23-mar-14	0.72 g/L	1536.0		1737.3	11.59
24-mar-14	0.72 g/L	1059.3	1800.84	2203.4	51.92
25-mar-14	0.72 g/L	1250.0		1919.5	34.88
26-mar-14	0.72 g/L	1716.1	1710.00	1779.7	3.57

Tabla III.8. Datos estimados de los sólidos totales

Fecha	% MC	Sólidos totales			Sólidos totales volátiles			Sólidos totales fijos		
		Efluente	APM	Influente	Efluente	APM	Influente	Efluente	APM	Influente
19-sep-12	10.0%	7.89			0.90			6.99		
24-sep-12	10.0%	7.90	5.91	6.30	0.91	0.65	0.67	6.99	5.26	5.63
27-sep-12	10.0%	7.87			0.89			6.98		
28-sep-12	9.0%	6.45			0.89			5.56		
02-oct-12	9.0%	6.43			0.87			5.56		
03-oct-12	8.0%	6.10	5.89	6.72	0.86	0.51	1.26	5.24	5.38	5.46
04-oct-12	8.0%	7.49			0.87			6.62		
05-oct-12	8.0%	8.11			0.98			7.13		
08-oct-12	8.0%	6.50			0.82			5.68		
09-oct-12	8.0%	6.65	6.03	6.89	0.91	0.66	0.31	5.74	5.37	6.58
11-oct-12	7.0%	6.37			0.74			5.63		
12-oct-12	7.0%	6.41			0.91			5.50		
15-oct-12	7.0%	6.17			0.98			5.19		
16-oct-12	6.0%	6.19	6.02	6.59	0.66	0.48	0.19	5.53	5.54	6.40
17-oct-12	6.0%	6.45			1.16			5.29		
18-oct-12	6.0%	6.32			1.24			5.08		
19-oct-12	6.0%	6.31			1.27			5.04		
22-oct-12	6.0%	6.00	6.35	6.83	1.07	0.37	0.28	4.93	5.98	6.55
23-oct-12	6.0%	5.84			0.92			4.92		
24-oct-12	5.0%	5.95			1.01			4.94		
25-oct-12	5.0%	5.97			0.90			5.07		
26-oct-12	5.0%	6.04			0.82			5.22		
29-oct-12	5.0%	6.13	6.02	6.49	0.99	0.10	0.12	5.14	5.92	6.37
30-oct-12	5.0%	6.01			0.92			5.09		
31-oct-12	5.0%	6.63			1.05			5.58		
08-nov-12	5.0%	6.51			0.85			5.66		
09-nov-12	5.0%	5.95	6.01	6.35	1.01	0.63	0.50	4.94	5.38	5.85
15-nov-12	5.0%	6.00			0.78			5.22		
16-nov-12	5.0%	6.22			0.85			5.37		
20-nov-12	4.0%	6.51			0.85			5.66		
21-nov-12	4.0%	6.62	6.10	6.28	0.82	0.98	0.39	5.80	5.12	5.89
22-nov-12	4.0%	6.36			1.01			5.35		
23-nov-12	4.0%	6.24			0.87			5.37		
26-nov-12	4.0%	6.00			1.07			4.93		
27-nov-12	4.0%	6.10			0.89			5.21		
21-dic-12	3.0%	7.42	5.72	2.96	1.54	0.40	0.40	5.88	5.32	2.56
27-dic-12	3.0%	6.21			1.06			5.15		
08-ene-13	3.0%	10.33			2.50			0.83		
09-ene-13	3.0%	9.73			1.85			5.88		
14-ene-13	3.0%	9.68	5.76	5.90	1.94	0.49	0.39	0.74	5.27	5.51

15-ene-13	3.0%	7.17			1.31			5.86		
16-ene-13	3.0%	6.48			0.82			5.66		
17-ene-13	3.0%	4.49			1.99			0.50		
18-ene-13	3.0%	8.35	5.67	7.25	2.25	0.50	0.83	0.10	5.17	6.42
21-ene-13	3.0%	0.27			0.17			0.10		
23-ene-13	3.0%	6.80			1.14			5.66		
24-ene-13	2.0%	6.83			0.92			5.91		
25-ene-13	2.0%	7.61	6.11	7.10	1.50	0.33	0.12	6.11	5.78	6.98
29-ene-13	2.0%	6.82	5.28	7.30	0.96	0.60	0.09	5.86	4.68	7.21
30-ene-13	2.0%	6.77			1.01			5.76		
31-ene-13	2.0%	6.65			0.71			5.94		
12-feb-13	2.0%	7.23	6.97		0.98	1.00		6.25	5.97	
14-feb-13	2.0%	7.35	6.95		1.03	0.98		6.32	5.97	
14-feb-13	2.0%	8.06			1.15			36.91		
20-feb-13	2.0%	7.68	6.77	46.64	1.48	0.96	1.08	6.20	5.81	45.56
07-mar-13	2.0%	7.20	6.45	7.53	1.13	0.92	0.98	6.07	5.53	6.55
14-mar-13	2.0%	6.96			0.67			6.29		
21-mar-13	2.0%	6.43	6.39		0.80	1.00		5.63	5.39	
24-abr-13	3.0%	7.84		7.50	1.39		1.03	6.45		6.47
25-abr-13	2.0%	7.53	6.95	9.08	0.71	1.00	1.25	6.82	5.95	7.83
22-may-13	7.0%	7.33	6.42	8.66	0.62	1.02	0.01	6.71	5.40	8.65
30-may-13	7.0%	9.37	6.82	7.85	0.08	0.80	2.67	9.29	6.02	5.18
04-jun-13	0.72 g/L	7.03	6.58	8.25	0.08	1.16	0.30	6.95	5.42	7.95
07-jun-13	0.72 g/L	8.04	7.61		0.32	0.98		7.72	6.63	
11-jun-13	0.72 g/L	12.66	7.58	11.45	5.06	0.59	0.11	7.60	6.99	11.34
13-jun-13	0.72 g/L	7.92	7.41	13.69	1.07	0.45	0.10	7.85	6.96	13.59
18-jun-13	0.72 g/L	8.07	8.52	9.39	0.04	0.69	0.05	8.03	7.83	9.34
20-jun-13	0.72 g/L	8.07	8.57	9.74	0.05	0.96	0.09	8.02	7.61	9.65
25-jun-13	0.72 g/L	8.44	6.87	8.54	0.06	0.75	0.11	8.38	6.12	8.43
27-jun-13	0.72 g/L	8.92	8.07	10.27	0.05	0.84	0.12	8.87	7.23	10.15
02-jul-13	0.72 g/L	9.22	8.00	9.44	1.01	1.57	0.06	9.21	6.43	9.38
09-jul-13	0.72 g/L	7.75	8.49	11.76	0.02	0.95	0.26	7.73	7.54	11.50
18-jul-13	0.72 g/L	8.49	8.42	12.00	1.34	1.09	1.92	7.15	7.33	10.08
25-jul-13	0.72 g/L	8.16	7.44	13.70	0.04	0.93	0.02	8.12	6.51	13.68
09-ago-13	0.72 g/L	8.83	7.36	13.25	1.62	0.89	2.60	7.21	6.47	10.65
19-ago-13	0.72 g/L	8.93		8.80	1.55		1.62	7.38		7.18
21-ago-13	0.72 g/L	8.71	7.12		1.69	0.99		7.02	6.13	
23-ago-13	0.72 g/L	8.03		8.57	0.96		1.10	7.07		7.47
27-ago-13	0.72 g/L	8.36		9.25	1.33		1.89	7.03		7.36
30-ago-13	0.72 g/L	7.39	7.30	8.13	0.64	0.96	0.84	6.75	6.34	7.29
02-sep-13	0.72 g/L	9.03		8.94	1.13		0.08	7.90		8.86
06-sep-13	0.72 g/L	7.48		8.74	0.98		1.23	6.50		7.51
09-sep-13	0.72 g/L	8.26	6.85	8.86	1.10	0.98	1.31	7.16	5.87	7.55
01-oct-13	0.72 g/L	7.88		18.01	0.81		2.07	7.07		15.94
03-oct-13	0.72 g/L	8.10		9.58	0.81		1.42	7.29		8.16
14-mar-14	0.72 g/L	10.25	7.52	15.43	1.55	1.07	2.62	8.70	6.47	12.81
19-mar-14	0.72 g/L	10.32	7.51	13.70	0.87	1.04	1.34	5.21	6.34	11.50
24-mar-14	0.72 g/L	10.27	7.41	14.70	0.97	1.15	2.09	5.38	6.34	13.10

Tabla III.9. Datos estimados de los sólidos suspendidos

Fecha	% MC	Sólidos suspendidos			Sólidos suspendidos volátiles			Sólidos suspendidos fijos		
		Efluente	APM	Influente	Efluente	APM	Influente	Efluente	APM	Influente
19-sep-12	10.0%	0.25			0.23			0.02		
24-sep-12	10.0%	0.30	0.09	0.09	0.28	0.05	0.07	0.02	0.04	0.02
27-sep-12	10.0%	0.34			0.32			0.02		
28-sep-12	9.0%	0.06			0.02			0.04		
02-oct-12	9.0%	0.02			0.00			0.02		
03-oct-12	8.0%	0.25	0.11	0.10	0.21	0.01	0.10	0.04	0.10	0.00
04-oct-12	8.0%	0.26			0.25			0.01		
05-oct-12	8.0%	0.17			0.13			0.04		
08-oct-12	8.0%	0.26			0.19			0.07		
09-oct-12	8.0%	0.05	0.06	0.09	0.03	0.03	0.02	0.02	0.03	0.07
11-oct-12	7.0%	0.13			0.08			0.05		
12-oct-12	7.0%	0.02			0.01			0.01		
15-oct-12	7.0%	0.07			0.06			0.01		
16-oct-12	6.0%	0.21	0.08	0.08	0.16	0.03	0.01	0.05	0.05	0.07
17-oct-12	6.0%	0.25			0.24			0.01		
18-oct-12	6.0%	0.24			0.21			0.03		
19-oct-12	6.0%	0.24			0.17			0.07		
22-oct-12	6.0%	0.29	0.06	0.10	0.21	0.03	0.05	0.08	0.03	0.05
23-oct-12	6.0%	0.32			0.32			0.00		
24-oct-12	5.0%	0.24			0.17			0.07		
25-oct-12	5.0%	0.26			0.25			0.01		
26-oct-12	5.0%	0.35			0.26			0.09		
29-oct-12	5.0%	0.17	0.05	0.08	0.13	0.03	0.02	0.04	0.02	0.06
30-oct-12	5.0%	0.26			0.19			0.07		
31-oct-12	5.0%	0.26			0.19			0.07		
08-nov-12	5.0%	0.25			0.00			0.25		
09-nov-12	5.0%	0.14	0.05	0.10	0.14	0.01	0.04	0.00	0.04	0.06
15-nov-12	5.0%	0.02			0.00			0.02		
16-nov-12	5.0%	0.02			0.01			0.01		
20-nov-12	4.0%	0.07			0.05			0.02		
21-nov-12	4.0%	0.03	0.09	0.09	0.00	0.02	0.01	0.03	0.07	0.08
22-nov-12	4.0%	0.06			0.03			0.03		
23-nov-12	4.0%	0.05			0.03			0.02		
26-nov-12	4.0%	0.09			0.05			0.04		
27-nov-12	4.0%	0.02			0.01			0.01		
21-dic-12	3.0%	0.66	0.07	0.14	0.44	0.03	0.13	0.22	0.04	0.01
27-dic-12	3.0%	0.66		0.18	0.44		0.09	0.22		0.09
08-ene-13	3.0%	0.66			0.44			0.22		
09-ene-13	3.0%	0.91			0.78			0.13		
14-ene-13	3.0%	0.05	0.08	0.09	0.02	0.02	0.02	0.03	0.06	0.07
15-ene-13	3.0%	0.08			0.06			0.02		
16-ene-13	3.0%	0.04			0.04			0.00		
17-ene-13	3.0%	0.04			0.02			0.02		
18-ene-13	3.0%	0.08			0.07			0.01		
21-ene-13	3.0%	0.27	0.12	0.20	0.17		0.20	0.10	0.12	0.00
23-ene-13	3.0%	0.09			0.06			0.03		

24-ene-13	2.0%	0.11			0.09			0.02		
25-ene-13	2.0%	0.09	0.09	0.10	0.08	0.04	0.05	0.01	0.05	0.05
29-ene-13	2.0%	0.11	0.16	0.08	0.10	0.14	0.03	0.01	0.02	0.05
30-ene-13	2.0%	0.21			0.21			0.00		
31-ene-13	2.0%	0.13			0.01			0.12		
12-feb-13	2.0%	0.21	0.26	0.68	0.06	0.18	0.20	0.15	0.08	0.48
14-feb-13	2.0%	0.25	0.11	1.30	0.21	0.10	0.07	0.04	0.01	1.23
14-feb-13	2.0%	0.38			0.26			0.12		
20-feb-13	2.0%	0.27	0.05	0.10	0.19	0.04	0.04	0.08	0.01	0.06
07-mar-13	2.0%	0.11	0.24	0.34	0.08	0.12	0.11	0.03	0.12	0.23
14-mar-13	2.0%	0.23			0.18			0.05		
21-mar-13	2.0%	0.25	0.27	0.93	0.04	0.20	0.03	0.21		0.90
24-abr-13	3.0%	0.23		0.43	0.11		0.10	0.12		0.33
25-abr-13	2.0%	0.18	0.41	1.17	0.05	0.28	0.31	0.13	0.13	0.86
22-may-13	7.0%	0.23	0.24	1.92	0.02	0.02	1.82	0.21	0.22	0.10
30-may-13	7.0%	1.07	0.34	0.07	0.07	0.04	0.03	1.00	0.30	0.04
04-jun-13	0.72 g/L	0.19	0.17	1.22	0.03	0.03	0.10	0.16	0.14	1.12
07-jun-13	0.72 g/L	0.24	0.67	0.56	0.04	0.03	0.01	0.20	0.64	0.55
11-jun-13	0.72 g/L	0.31	0.17	3.95	0.06	0.03	0.08	0.25	0.14	3.87
13-jun-13	0.72 g/L	0.01	0.17	0.31	0.01	0.03	0.04	7.00	0.14	0.27
18-jun-13	0.72 g/L	0.08	0.11	0.59	0.01	0.04	0.04	0.07	0.07	0.55
20-jun-13	0.72 g/L	0.05	0.66	0.49	0.00	0.03	0.02	0.04	0.63	0.47
25-jun-13	0.72 g/L	0.03	0.17	0.17	0.00	0.03	0.01	0.03	0.14	0.15
27-jun-13	0.72 g/L	0.03	0.14	0.59	0.00	0.03	0.02	0.03	0.11	0.57
02-jul-13	0.72 g/L	0.06	0.17	2.08	0.00	0.03	0.02	0.06	0.14	2.06
09-jul-13	0.72 g/L	0.35	0.15	2.54	0.00	0.03	0.01	0.03	0.12	2.53
18-jul-13	0.72 g/L	0.04	0.16	1.02	0.03	0.03	0.14	0.01	0.13	0.88
25-jul-13	0.72 g/L	0.05	0.15	0.96	0.02	0.02	0.00	0.03	0.13	0.96
09-ago-13	0.72 g/L	0.47	0.10	0.16	0.32	0.03	0.03	0.15	0.07	0.13
19-ago-13	0.72 g/L	0.08		0.08	0.79		0.02	0.02		0.06
21-ago-13	0.72 g/L	0.19	0.17		0.16	0.03		0.03	0.14	
23-ago-13	0.72 g/L	0.07		0.11	0.06		0.02	0.01		0.09
27-ago-13	0.72 g/L	0.03		0.09	0.03		0.02	0.01		0.07
30-ago-13	0.72 g/L	0.01	0.16	0.10	0.01	0.04	0.04	0.00	0.12	0.06
02-sep-13	0.72 g/L	0.03		0.07	0.02		0.03	0.01		0.04
06-sep-13	0.72 g/L	0.01		0.12	0.00		0.02	0.01		0.10
09-sep-13	0.72 g/L	0.05	0.12	0.07	0.03	0.03	0.01	0.02	0.09	0.06
01-oct-13	0.72 g/L	0.16		0.35	0.09		0.09	0.07		0.26
03-oct-13	0.72 g/L	0.32		1.91	0.16		0.38	0.15		1.53
14-mar-14	0.72 g/L	1.32	6.70	6.96	1.171	1.42	2.3514	6.2879	5.28	11.2317
19-mar-14	0.72 g/L	0.27	6.9	13.7	0.87	0.55	1.34	5.21	6.35	11.5
24-mar-14	0.72 g/L	1.43	6.17	14.7	0.97	1.51	2.09	5.38	4.66	13.1

Tabla III.10. Datos estimados de los sólidos disueltos

Fecha	% MC	Sólidos disueltos totales			Sólidos disueltos volátiles			Sólidos disueltos fijos		
		Efluente	APM	Influente	Efluente	APM	Influente	Efluente	APM	Influente
19-sep-12	10.0%	7.89			0.9			6.97		
24-sep-12	10.0%	7.90	5.82	6.21	0.63	0.60	0.60	6.97	5.22	5.61
27-sep-12	10.0%	7.53			0.57			6.96		
28-sep-12	9.0%	6.45			0.87			5.52		
02-oct-12	9.0%	6.41			0.87			5.54		
03-oct-12	8.0%	5.85	5.78	6.62	0.65	0.50	1.16	5.20	5.28	5.46
04-oct-12	8.0%	7.23			0.62			6.61		
05-oct-12	8.0%	7.94			0.85			7.09		
08-oct-12	8.0%	6.24			0.63			5.61		
09-oct-12	8.0%	6.60	5.97	6.80	0.88	0.63	0.29	5.72	5.34	6.51
11-oct-12	7.0%	6.24			0.66			5.58		
12-oct-12	7.0%	6.39			0.90			5.49		
15-oct-12	7.0%	6.10			0.92			5.18		
16-oct-12	6.0%	5.98	5.94	6.51	0.50	0.45	0.18	5.48	5.49	6.33
17-oct-12	6.0%	6.20			0.92			5.28		
18-oct-12	6.0%	6.08			1.03			5.05		
19-oct-12	6.0%	6.07			1.10			4.97		
22-oct-12	6.0%	5.71	6.29	6.73	0.86	0.34	0.23	4.85	5.95	6.50
23-oct-12	6.0%	5.52			0.60			4.92		
24-oct-12	5.0%	5.71			0.84			4.87		
25-oct-12	5.0%	5.71			0.65			5.06		
26-oct-12	5.0%	5.69			0.56			5.13		
29-oct-12	5.0%	5.96	5.97	6.41	0.86	0.07	0.10	5.10	5.90	6.31
30-oct-12	5.0%	5.75			0.73			5.02		
31-oct-12	5.0%	6.37			0.86			5.51		
08-nov-12	5.0%	6.26			0.85			5.41		
09-nov-12	5.0%	5.81	5.96	6.25	0.87	0.62	0.46	4.94	5.34	5.79
15-nov-12	5.0%	5.98			0.78			5.20		
16-nov-12	5.0%	6.20			0.84			5.36		
20-nov-12	4.0%	6.44			0.80			5.64		
21-nov-12	4.0%	6.59	6.01	6.19	0.82	0.96	0.38	5.77	5.05	5.81
22-nov-12	4.0%	6.30			0.98			5.32		
23-nov-12	4.0%	6.19			0.84			5.35		
26-nov-12	4.0%	5.91			1.02			4.89		
27-nov-12	4.0%	6.08			0.88			5.20		
21-dic-12	3.0%	6.76	5.65	2.82	1.10	0.37	0.27	5.66	5.28	2.55
27-dic-12	3.0%	5.55			0.62			4.93		
08-ene-13	3.0%	9.67			2.06			0.61		
09-ene-13	3.0%	8.82			1.07			5.75		
14-ene-13	3.0%	9.63	5.68	5.81	1.92	0.47	0.37	0.71	5.21	5.44
15-ene-13	3.0%	7.09			1.25			5.84		
16-ene-13	3.0%	6.44			0.78			5.66		
17-ene-13	3.0%	4.45			1.97			0.48		
18-ene-13	3.0%	8.27			2.18			0.09		
21-ene-13	3.0%	0.00			0.00			0.00		
23-ene-13	3.0%	6.71			1.08			5.63		
24-ene-13	2.0%	6.72			0.83			5.89		

25-ene-13	2.0%	7.52	6.02	7.00	1.42	0.29	0.07	6.10	5.73	6.93
29-ene-13	2.0%	6.71	5.12	7.22	0.86	0.46	0.06	5.85	4.66	7.16
30-ene-13	2.0%	6.56			0.80			5.76		
31-ene-13	2.0%	6.52			0.70			5.82		
12-feb-13	2.0%	7.02	6.71		0.92	0.82		6.10	5.89	
14-feb-13	2.0%	7.10	6.84		0.82	0.88		6.28	5.96	
14-feb-13	2.0%	37.68			0.89			36.79		
20-feb-13	2.0%	7.41	6.72	46.54	1.29	0.92	1.04	6.12	5.80	45.50
07-mar-13	2.0%	7.09	6.21	7.19	1.05	0.80	0.87	6.04	5.41	6.32
14-mar-13	2.0%	6.73			0.49			6.24		
21-mar-13	2.0%	6.18	6.12		0.76	0.80		5.42	5.39	
24-abr-13	3.0%	7.61		7.07	1.28		0.93	6.33		6.14
25-abr-13	2.0%	7.35	6.54	7.91	0.66	0.72	0.94	6.69	5.82	6.97
22-may-13	7.0%	7.10	6.18	6.74	0.60	1.00	0.00	6.50	5.18	8.55
30-may-13	7.0%	8.30	6.48	7.78	0.01	0.76	2.64	8.29	5.72	5.14
04-jun-13	0.72 g/L	6.84	6.41	7.03	0.05	1.13	0.20	6.79	5.28	6.83
07-jun-13	0.72 g/L		6.94		0.28	0.95		7.52	5.99	
11-jun-13	0.72 g/L	12.35	7.41	7.50	5.00	0.56	0.03	7.35	6.85	7.47
13-jun-13	0.72 g/L	0.91	7.24	13.38	1.06	0.42	0.06	0.85	6.82	13.32
18-jun-13	0.72 g/L	7.99	8.41	8.80	0.03	0.65	0.01	7.96	7.76	8.79
20-jun-13	0.72 g/L	8.02	7.91	9.25	0.05	0.93	0.07	7.98	6.98	9.18
25-jun-13	0.72 g/L	8.41	6.70	8.37	0.06	0.72	0.10	8.35	5.98	8.27
27-jun-13	0.72 g/L	8.89	7.93	9.68	0.05	0.81	0.11	8.84	7.12	9.58
02-jul-13	0.72 g/L	9.16	7.83	7.36	1.01	1.54	0.04	9.15	6.29	7.32
09-jul-13	0.72 g/L	7.71	8.34	9.22	0.02	0.92	0.25	7.70	7.42	8.97
18-jul-13	0.72 g/L	8.45	8.26	10.98	1.31	1.06	1.78	7.14	7.20	9.20
25-jul-13	0.72 g/L	8.11	7.29	12.74	0.02	0.91	0.02	8.09	6.38	12.72
09-ago-13	0.72 g/L	8.36	7.26	13.09	1.30	0.86	2.57	7.06	6.40	10.52
19-ago-13	0.72 g/L	8.12		8.72	0.76		1.60	7.36		7.12
21-ago-13	0.72 g/L	8.52	6.95		1.53	0.96		6.99	5.99	
23-ago-13	0.72 g/L	7.96		8.46	0.90		1.08	7.06		7.38
27-ago-13	0.72 g/L	8.33		9.16	1.30		1.87	7.02		7.29
30-ago-13	0.72 g/L	7.38	7.14	8.03	0.63	0.92	0.80	6.75	6.22	7.23
02-sep-13	0.72 g/L	9.00		8.87	1.11		0.05	7.89		8.82
06-sep-13	0.72 g/L	7.47		8.62	0.98		1.21	6.49		7.41
09-sep-13	0.72 g/L	8.21	6.73	8.79	1.07	0.95	1.30	7.14	5.78	7.49
01-oct-13	0.72 g/L	7.72		17.66	0.72		1.98	7.00		15.68
03-oct-13	0.72 g/L	7.78		7.68	0.65		1.04	7.14		6.63
14-mar-14	0.72 g/L	8.93	0.82	8.47	0.38	0.00	0.27	2.41	1.19	1.58
19-mar-14	0.72 g/L	10.32	0.61	0.00	0.00	0.49	0.00	0.00	0.00	0.00
24-mar-14	0.72 g/L	10.27	1.24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.68	0.00

Tabla III.11. Datos estimados de tiempo de retención celular en el RALLFA

Reactor	
Fecha	TRC
04-jun-13	29.20
04-jun-13	20.30
27-jun-13	16.20
27-jun-13	11.30
30-ago-13	30.40
30-ago-13	26.20
14-mar-14	8.70
14-mar-14	7.90
24-mar-14	8.60
24-mar-14	7.80

Tabla III.12. Datos estimados de nitrógeno en el agua residual de proceso minero

APM	
Fecha	Nitrógeno
21-jun-13	0
21-jun-13	0
21-jun-13	0
14-mar-14	0
14-mar-14	0
14-mar-14	0

Tabla III.13. Datos estimados de fósforo total en el agua residual de proceso minero

APM	
Fecha	Fósforo total
21-jun-13	0.51
21-jun-13	0.36
21-jun-13	0.32
19-ago-13	0.65
21-ago-13	0.54
21-ago-13	0.48
24-sep-13	0.26
13-mar-14	0.19
13-mar-14	0.21

Tabla III.14. Datos estimados de DBO total en el agua residual de proceso minero

APM	
Fecha	DBO
27-jun-13	0.00
27-jun-13	0.00
27-jun-13	0.00
25-ago-13	0.00
25-ago-13	-0.20
25-ago-13	0.00
20-mar-14	0.01
20-mar-14	0.00
20-mar-14	0.00

Tabla III.15. Datos estimados de sulfatos de cultivos en tubos de 25mL

Sulfatos							
Fuente	Ác. Láct.	Primer experimento			2do experimento		
		Inicio	Final	% remoción	Inicio	Final	% remoción
MC	0.36 g/L	1324	1229	7	3136	2492	21
MC	0.36 g/L	1324	1250	6	3136	2373	24
MC	0.44 g/L	1239	1006	19	2695	2295	15
MC	0.44 g/L	1239	1239	0	2695	2153	20
MC	0.51 g/L	1038	996	4	2627	2136	19
MC	0.51 g/L	1038	1038	0	2627	2119	19
MC	0.58 g/L	1282	847	34	2373	2000	16
MC	0.58 g/L	1282	1070	17	2373	1983	16
MC	0.65 g/L	1155	1059	8	2203	1881	15
MC	0.65 g/L	1155	890	23	2203	1831	17
MC	0.72 g/L	1282	879	31	2153	1559	28
MC	0.72 g/L	1282	678	47	2153	1610	25
MC	0.90 g/L	1250	847	32	2119	1390	34
MC	0.90 g/L	1250	763	39	2119	1324	38
MC	1.08 g/L	1197	869	27	2034	1239	39
MC	1.08 g/L	1197	869	27	2034	1229	40
MC	1.45 g/L				2000	1006	50
MC	1.45 g/L				2000	996	50
MC	1.81 g/L				1983	869	56
MC	1.81 g/L				1983	847	57
MC	2.17 g/L				1525	763	50
MC	2.17 g/L				1525	678	56
AL	0.36 g/L	1494	1028	31	2966	2153	27
AL	0.36 g/L	1494	1006	33	2966	2136	28
AL	0.36 g/L	1494	1494	0	2966	2102	29
AL	0.36 g/L	1494	922	38			
AL	0.44 g/L	1568	1515	3	2915	2034	30
AL	0.44 g/L	1568	1038	34	2915	2034	30
AL	0.44 g/L	1568	985	37	2915	2017	31
AL	0.44 g/L	1568	1345	14			
AL	0.51 g/L	1515	1515	0	2932	2000	32
AL	0.51 g/L	1515	1345	11	2932	2000	32
AL	0.51 g/L	1515	1133	25	2932	1915	35
AL	0.51 g/L	1515	1451	4			
AL	0.58 g/L	1547	1123	27	2966	1424	52
AL	0.58 g/L	1547	1102	29	2966	1441	51
AL	0.58 g/L	1547	1144	26	2966	1390	53
AL	0.58 g/L	1547	1547	0			
AL	0.65 g/L	1165	1165	0	2881	1339	54
AL	0.65 g/L	1165	1165	0	2881	1356	53
AL	0.65 g/L	1165	1144	2	2881	1322	54
AL	0.65 g/L	1165	1165	0			
AL	0.72 g/L	1208	1102	9	2949	1237	58
AL	0.72 g/L	1208	890	26	2949	1203	59
AL	0.72 g/L	1208	911	25	2949	1203	59
AL	0.72 g/L	1208	826	32			

AL	0.90 g/L	1568	996	36	2949	1153	61
AL	0.90 g/L	1568	1059	32	2949	1153	61
AL	0.90 g/L	1568	667	57	2949	1119	62
AL	0.90 g/L	1568	1303	17			
AL	1.08 g/L	1377	1165	15	2966	1119	62
AL	1.08 g/L	1377	1133	18	2966	1102	63
AL	1.08 g/L	1377	1059	23	2966	1102	63
AL	1.08 g/L	1377	1165	15			
AL	1.45 g/L				2864	1119	61
AL	1.45 g/L				2864	1102	62
AL	1.45 g/L				2864	1085	62
AL	1.81 g/L				2949	1051	64
AL	1.81 g/L				2949	1051	64
AL	1.81 g/L				2949	1034	65
AL	2.17 g/L				2881	1034	64
AL	2.17 g/L				2881	1017	65
AL	2.17 g/L				2881	966	66
AL-FA	0.36 g/L	1202	1202	0	2966	2136	28
AL-FA	0.36 g/L	1202	1202	0	2966	2136	28
AL-FA	0.36 g/L	1202	1202	0	2966	2068	30
AL-FA	0.36 g/L	1202	1112	7			
AL-FA	0.44 g/L	1393	1197	16	2932	2034	31
AL-FA	0.44 g/L	1393	1324	7	2932	2017	31
AL-FA	0.44 g/L	1393	1112	22	2932	2017	31
AL-FA	0.44 g/L	1393	1271	11			
AL-FA	0.51 g/L	1361	1239	11	2915	1932	34
AL-FA	0.51 g/L	1361	1123	20	2915	1932	34
AL-FA	0.51 g/L	1361	1123	20	2915	1847	37
AL-FA	0.51 g/L	1361	1345	4			
AL-FA	0.58 g/L	1404	1123	25	2915	1644	44
AL-FA	0.58 g/L	1404	1028	31	2915	1568	46
AL-FA	0.58 g/L	1404	1186	21	2915	1568	46
AL-FA	0.58 g/L	1404	1165	22			
AL-FA	0.65 g/L	1356	1102	19	2949	1515	49
AL-FA	0.65 g/L	1356	1123	17	2949	1494	49
AL-FA	0.65 g/L	1356	1028	24	2949	1451	51
AL-FA	0.65 g/L	1356	1059	22			
AL-FA	0.72 g/L	1547	1112	28	2932	1345	54
AL-FA	0.72 g/L	1547	964	38	2932	1303	56
AL-FA	0.72 g/L	1547	1049	32	2932	1208	59
AL-FA	0.72 g/L	1547	1038	33			
AL-FA	0.90 g/L	1112	1112	0	2932	1144	61
AL-FA	0.90 g/L	1112	1112	0	2932	1133	61
AL-FA	0.90 g/L	1112	1112	0	2932	1133	61
AL-FA	0.90 g/L	1112	1112	0			
AL-FA	1.08 g/L	1356	1155	15	2966	1123	62
AL-FA	1.08 g/L	1356	1356	0	2966	1102	63
AL-FA	1.08 g/L	1356	1091	20	2966	1102	63
AL-FA	1.08 g/L	1356	1356	0			
AL-FA	1.45 g/L				2898	1006	65

AL-FA	1.45 g/L				2898	996	66
AL-FA	1.45 g/L				2898	985	66
AL-FA	1.81 g/L				2949	922	69
AL-FA	1.81 g/L				2949	911	69
AL-FA	1.81 g/L				2949	890	70
AL-FA	2.17 g/L				2966	826	72
AL-FA	2.17 g/L				2966	667	78
AL-FA	2.17 g/L				2966	667	78
AL-HA	0.36 g/L				2966	2153	27
AL-HA	0.36 g/L				2966	2169	27
AL-HA	0.36 g/L				2966	2051	31
AL-HA	0.44 g/L				2932	2051	30
AL-HA	0.44 g/L				2932	2017	31
AL-HA	0.44 g/L				2932	2000	32
AL-HA	0.51 g/L				2949	2248	24
AL-HA	0.51 g/L				2949	2177	26
AL-HA	0.51 g/L				2949	2215	25
AL-HA	0.58 g/L				3339	2525	24
AL-HA	0.58 g/L				3339	2525	24
AL-HA	0.58 g/L				3339	2492	25
AL-HA	0.65 g/L				3322	2475	26
AL-HA	0.65 g/L				3322	2475	26
AL-HA	0.65 g/L				3322	2458	26
AL-HA	0.72 g/L				3034	2458	19
AL-HA	0.72 g/L				3034	2407	21
AL-HA	0.72 g/L				3034	2373	22
AL-HA	0.90 g/L				2814	2373	16
AL-HA	0.90 g/L				2814	2373	16
AL-HA	0.90 g/L				2814	2356	16
AL-HA	1.08 g/L				2898	2322	20
AL-HA	1.08 g/L				2898	2322	20
AL-HA	1.08 g/L				2898	2322	20
AL-HA	1.45 g/L				2864	2237	22
AL-HA	1.45 g/L				2864	2220	22
AL-HA	1.45 g/L				2864	2186	24
AL-HA	1.81 g/L				2949	2153	27
AL-HA	1.81 g/L				2949	2119	28
AL-HA	1.81 g/L				2949	2068	30
AL-HA	2.17 g/L				2966	1983	33
AL-HA	2.17 g/L				2966	1864	37
AL-HA	2.17 g/L				2966	1831	38

Tabla III.16. Datos estimados de la DQO de cultivos en tubos de 25mL

DQO							
		Primer experimento			2do experimento		
Fuente	Ác. Láct.	Inicio	Final	% remoción	Inicio	Final	% remoción
MC	0.36 g/L	883	525	41	176	30	83
MC	0.36 g/L	883	652	26	176	30	83
MC	0.44 g/L	913	728	20	226	50	78
MC	0.44 g/L	913	558	39	226	36	84
MC	0.51 g/L	963	828	14	372	66	82
MC	0.51 g/L	963	762	21	372	60	84
MC	0.58 g/L	1030	402	61	402	73	82
MC	0.58 g/L	1030	478	54	402	70	83
MC	0.65 g/L	1050	372	65	525	460	12
MC	0.65 g/L	1050	865	18	525	426	19
MC	0.72 g/L	910	548	40	840	548	35
MC	0.72 g/L	910	642	29	840	536	36
MC	0.90 g/L	1043	935	10	913	670	27
MC	0.90 g/L	1043	845	19	913	655	28
MC	1.08 g/L	1080	898	17	1030	828	20
MC	1.08 g/L				1030	813	21
MC	1.45 g/L				1043	845	19
MC	1.45 g/L				1043	843	19
MC	1.81 g/L				1050	883	16
MC	1.81 g/L				1050	865	18
MC	2.17 g/L				1080	935	13
MC	2.17 g/L				1080	910	16
AL	0.36 g/L	973	675	31	216	60	72
AL	0.36 g/L	973	408	58	216	83	62
AL	0.36 g/L	973	445	54	216	140	35
AL	0.36 g/L	973	482	51			
AL	0.44 g/L	857	462	46	250	156	37
AL	0.44 g/L	857	455	47	250	176	29
AL	0.44 g/L	857	448	48	250	196	21
AL	0.44 g/L	857	422	51			
AL	0.51 g/L	980	568	42	373	260	30
AL	0.51 g/L	980	462	53	373	263	29
AL	0.51 g/L	980	672	31	373	293	21
AL	0.51 g/L	980	425	57			
AL	0.58 g/L	933	745	20	443	420	5
AL	0.58 g/L	933	518	44	443	422	5
AL	0.58 g/L	933	475	49	443	425	4
AL	0.58 g/L	933	485	48			
AL	0.65 g/L	910	538	41	540	446	17
AL	0.65 g/L	910	515	43	540	430	20
AL	0.65 g/L	910	655	28	540	476	12
AL	0.65 g/L	910	535	41			
AL	0.72 g/L	860	860	0	776	560	28
AL	0.72 g/L	860	662	23	776	568	27
AL	0.72 g/L	860	728	15	776	571	26
AL	0.72 g/L	860	402	53			

AL	0.90 g/L	900	900	0	900	806	10
AL	0.90 g/L	900	900	0	900	780	13
AL	0.90 g/L	900	900	0	900	850	6
AL	0.90 g/L	900	828	8			
AL	1.08 g/L	1067	1065	0	1106	976	12
AL	1.08 g/L	1067	1067	0	1106	896	19
AL	1.08 g/L	1067	902	15	1106	930	16
AL	1.08 g/L	1067	1067	0			
AL	1.45 g/L				1113	1026	8
AL	1.45 g/L				1113	996	10
AL	1.45 g/L				1113	996	10
AL	1.81 g/L				1130	973	14
AL	1.81 g/L				1130	1023	9
AL	1.81 g/L				1130	1032	9
AL	2.17 g/L				1143	1065	7
AL	2.17 g/L				1143	1113	3
AL	2.17 g/L				1143	1111	3
AL-FA	0.36 g/L	807	585	27			
AL-FA	0.36 g/L	807	475	41	226	16	93
AL-FA	0.36 g/L	807		100	226	36	84
AL-FA	0.36 g/L	807	302	63	226	43	81
AL-FA	0.44 g/L	837	418	50			
AL-FA	0.44 g/L	837	448	46	302	66	78
AL-FA	0.44 g/L	837	518	38	302	70	77
AL-FA	0.44 g/L	837	522	38	302	113	63
AL-FA	0.51 g/L	883	565	36			
AL-FA	0.51 g/L	883	518	41	406	143	65
AL-FA	0.51 g/L	883	552	38	406	233	43
AL-FA	0.51 g/L	883	542	39	406	250	39
AL-FA	0.58 g/L	853	525	38			
AL-FA	0.58 g/L	853	518	39	473	393	17
AL-FA	0.58 g/L	853	595	30	473	410	13
AL-FA	0.58 g/L	853	515	40	473	410	13
AL-FA	0.65 g/L	877	528	40			
AL-FA	0.65 g/L	877	475	46	526	475	10
AL-FA	0.65 g/L	877	568	35	526	500	5
AL-FA	0.65 g/L	877	502	43	526	502	5
AL-FA	0.72 g/L	953	675	29			
AL-FA	0.72 g/L	953	692	27	602	522	13
AL-FA	0.72 g/L	953	542	43	602	525	13
AL-FA	0.72 g/L	953	672	30	602	528	12
AL-FA	0.90 g/L	900	428	52			
AL-FA	0.90 g/L	900	672	25	807	565	30
AL-FA	0.90 g/L	900	805	11	807	566	30
AL-FA	0.90 g/L	900	838	7	807	568	30
AL-FA	1.08 g/L	923	898	3			
AL-FA	1.08 g/L	923	582	37	838	595	29
AL-FA	1.08 g/L	923	855	7	838	596	29
AL-FA	1.08 g/L	923	602	35	838	602	28
AL-FA	1.45 g/L				888	853	4

AL-FA	1.45 g/L				888	855	4
AL-FA	1.45 g/L				888	861	3
AL-FA	1.81 g/L				900	870	3
AL-FA	1.81 g/L				900	877	3
AL-FA	1.81 g/L				900	883	2
AL-FA	2.17 g/L				953	898	6
AL-FA	2.17 g/L				953	908	5
AL-FA	2.17 g/L				953	923	3
AL-HA	0.36 g/L				174	16	91
AL-HA	0.36 g/L				174	19	89
AL-HA	0.36 g/L				174	14	92
AL-HA	0.44 g/L				226	46	80
AL-HA	0.44 g/L				226	68	70
AL-HA	0.44 g/L				226	34	85
AL-HA	0.51 g/L				302	95	69
AL-HA	0.51 g/L				302	82	73
AL-HA	0.51 g/L				302	84	72
AL-HA	0.58 g/L				430	110	74
AL-HA	0.58 g/L				430	116	73
AL-HA	0.58 g/L				430	160	63
AL-HA	0.65 g/L				520	196	62
AL-HA	0.65 g/L				520	266	49
AL-HA	0.65 g/L				520	296	43
AL-HA	0.72 g/L				563	300	47
AL-HA	0.72 g/L				563	326	42
AL-HA	0.72 g/L				563	400	29
AL-HA	0.90 g/L				610	413	32
AL-HA	0.90 g/L				610	430	30
AL-HA	0.90 g/L				610	543	11
AL-HA	1.08 g/L				873	561	36
AL-HA	1.08 g/L				873	563	36
AL-HA	1.08 g/L				873	583	33
AL-HA	1.45 g/L				913	653	28
AL-HA	1.45 g/L				913	678	26
AL-HA	1.45 g/L				913	693	24
AL-HA	1.81 g/L				953	695	27
AL-HA	1.81 g/L				953	771	19
AL-HA	1.81 g/L				953	840	12
AL-HA	2.17 g/L				1060	850	20
AL-HA	2.17 g/L				1060	888	16
AL-HA	2.17 g/L				1060	890	16

Tabla III.17. Datos estimados de sulfuros de cultivos en tubos de 25mL

Sulfuros							
Fuente	Ác. Láct.	Primer experimento			2do experimento		
		Inicio	Final	Formado	Inicio	Final	Formado
MC	0.36 g/L	35	55	20	26	47	21
MC	0.44 g/L	26	66	40	55	55	0
MC	0.51 g/L	52	58	6	58	58	0
MC	0.58 g/L	41	47	6	26	59	33
MC	0.65 g/L	111	62	-49	27	66	39
MC	0.72 g/L	71	73	2	25	73	49
MC	0.90 g/L	70	67	-2	29	71	43
MC	1.08 g/L	112	75	-37	27	88	61
MC	1.45 g/L				24	90	67
MC	1.81 g/L				26	108	82
MC	2.17 g/L				23	137	114
AL	0.36 g/L	11	45	35	24	45	21
AL	0.44 g/L	2	41	40	20	60	40
AL	0.51 g/L	6	73	67	25	65	39
AL	0.58 g/L	29	76	47	23	66	42
AL	0.65 g/L	11	66	55	22	70	48
AL	0.72 g/L	61	60	-1	23	73	50
AL	0.90 g/L	160	57	-103	26	76	49
AL	1.08 g/L	185	65	-120	22	96	73
AL	1.45 g/L				22	117	95
AL	1.81 g/L				23	152	129
AL	2.17 g/L				23	177	155
AL-FA	0.36 g/L	57	94	37	25	84	59
AL-FA	0.44 g/L	73	103	30	27	89	62
AL-FA	0.51 g/L	84	126	42	27	94	68
AL-FA	0.58 g/L	80	148	68	27	98	71
AL-FA	0.65 g/L	83	91	8	25	103	79
AL-FA	0.72 g/L	64	135	72	27	126	100
AL-FA	0.90 g/L	58	61	3	23	135	112
AL-FA	1.08 g/L	81	98	17	27	140	114
AL-FA	1.45 g/L				23	148	125
AL-FA	1.81 g/L				26	160	135
AL-FA	2.17 g/L				22	185	163
AL-HA	0.36 g/L				22	18	-4
AL-HA	0.44 g/L				22	24	2
AL-HA	0.51 g/L				24	24	1
AL-HA	0.58 g/L				22	26	4
AL-HA	0.65 g/L				25	28	3
AL-HA	0.72 g/L				22	28	6
AL-HA	0.90 g/L				24	30	6
AL-HA	1.08 g/L				24	33	9
AL-HA	1.45 g/L				22	36	14
AL-HA	1.81 g/L				25	48	23
AL-HA	2.17 g/L				24	83	59

ANEXO IV

Disposición controlada de los residuos producidos en esta investigación

Durante la investigación realizada se trataron los residuos generados por el reactor tipo RALLFA, así como por las metodologías analíticas llevadas a cabo. En el caso del efluente, éste fue tratado como se muestra a continuación:

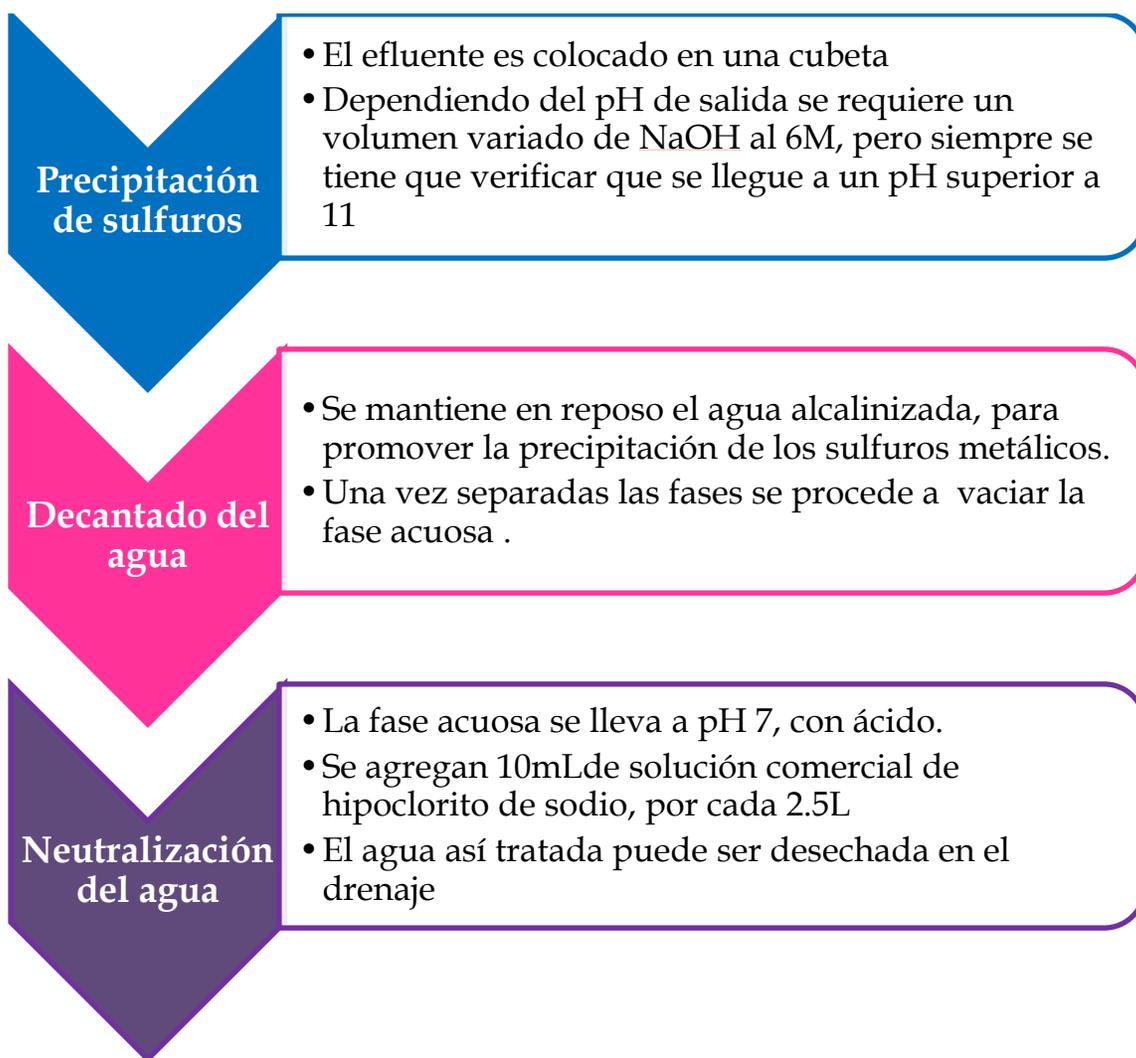


Figura IV.1. Diagrama del tratamiento del efluente obtenido, para su disposición

Los residuos de la DQO, fósforo total y nitrógeno total son almacenados y etiquetados hasta su colección por la Unidad de Gestión Ambiental, UGA, de la Facultad de Química, para su tratamiento y disposición controlada.

Los residuos de sulfatos se dejan sedimentar y la porción acuosa, se mezcla y trata con el resto del efluente.

Los lodos obtenidos del tratamiento del efluente son secados, almacenados y enviados a la UGA, de la Facultad de Química, para ser tratados y dispuestos adecuadamente.

Literatura citada

- Álvarez, M. T., Pozzo, T., Mattiasson, B., 2006, Enhancement of sulphate production in anaerobic packed bed bench-scale biofilm reactors by sulphate reducing bacteria. *Biotechnol. Lett.*, 28:175-181.
- Anderson, G. K. , Sanderson, J. A. , Saw, C. B., Donnelly, T., 1988, Fate of COD in an anaerobic system treating high sulphate bearing wastewater. En: *Biotechnology for Degradation of Toxic Chemicals in Hazardous Wastes*, Scholze, R.J., Smith, E.D., Bandy, J.T. Wu, Y.C. y Basilico, J.V. Eds. Noyes Data Corporation, pp. 504-531, EEUU.
- Anónimo, 2012, Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México 2012, dirección electrónica (consultada el 16 de noviembre de 2012): [http://mapasims.sgm.gob.mx:8399/GeoInfoMexSGM1/Estado de México](http://mapasims.sgm.gob.mx:8399/GeoInfoMexSGM1/Estado_de_México). <http://e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/EMM15mexico/municipios/15116a.html>
- APHA, AWWA, WEF, 2012, Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, the American Water Works Association and Water Environment Federation, 22a ed. Ed. American Public Health Association. Washington, D.C.
- Behum, P. T., Lefticariu L., Bender K. S., Segid Y. T., Burns A., Pugh C. W., 2011, Remediation of coal-mine drainage by a sulfate-reducin bioreactor: A case study from the Illinois coal basin, Illinois, USA, *Applied Geochem.* 26:S162-S166.
- Bijmans, M.F.M., Vries, E.de, Chun-Hui, Y., Buisman, C.J.N., Lens, P. N. L., Dopson, M., 2010, Sulfate reduction at pH 4.0 for treatment of process and wastewaters, *Biotechnol. Prog.* 26(4):1029-1037
- Burns, A.S., Pugh, C.W., Segid, Y.T., Behum, P.T., Lefticariu, L., Bender, K.S., 2012, Performance and microbial community dynamics of a sulfate-reducing bioreactor treating coal generated acid mine drainage. *Biodegradation.* 23(3):415-429.
- Celis, L. B., Villa-Gómez D., Alpuche-Solís, A. G., Ortega-Morales, Razo-Flores, E., 2009, Characterization of sulfate-reducing bacteria dominated surface communities during start-up of a down-flow fluidized bed reactor, *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 39:111-121.

- Cervantes, S. A., 1984, Manual de técnicas básicas para el análisis de ambientes acuáticos, ENEP Zaragoza, UNAM, México, 106 p.
- Cirik, K., Kitis, M., Cinar, Ozer, O., 2013, The effect of biological sulfate reduction on anaerobic color removal in anaerobic-aerobic sequencing bath reactors, *Bioprocess. Biosyst. Eng.* 36:579-589.
- Dar, S.A., Kleerebezem, R., Stams, A.J.M, Kuenen, J.G., Muyzer, G., 2008, Competition and coexistence of sulfate-reducing bacteria, acetogens and methanogens in a lab-scale anaerobic bioreactor as affected by changing substrate to sulfate ratio, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 78:1045-1055.
- de Hass, D. W., Adam, N., 1995, Use of a simple titration procedure to determinate H_2CO_3 alkalinity and volatile fatty acids for process control in waste-water treatment, *Water SA*,(21): 307-318.
- Delfín-Alcalá, I., Durán-de-Bazúa, C., 2008, La microbiota presente en un desecho minero como opción de restauración de jales, *Rev. AIDIS Ing. Cs. Ambs. Invest. Des. Práct.* 3(2), 15pp.
- DOF, 2004, Norma Oficial Mexicana NOM-141-SEMARNAT-2003, Que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales. Diario Oficial de la Federación, lunes 13 de septiembre de 2004, 59 pp., México DF, México.
- DOF, 2001a, Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001 Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, Norma Mexicana, Diario Oficial de la Federación, 18 pp., México DF, México.
- DOF, 2001b, Norma Mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001 Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, Norma Mexicana, Diario Oficial de la Federación, 21 pp., México DF, México.
- DOF, 2001c, Norma Mexicana NMX-AA-026-SCFI-2001 Determinación de nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, Norma Mexicana, Diario Oficial de la Federación, 21 pp., México DF, México.

- DOF, 2001d, Norma Mexicana NMX-AA-028-SCFI-2001 Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas, Norma Mexicana, Diario Oficial de la Federación, 24 pp., México DF, México.
- DOF, 1982, Norma Mexicana NMX-AA-084-1982 Determinación de sulfuros. Norma Mexicana, Diario Oficial de la Federación, 8 pp., México DF, México.
- DOF, 1981, Norma Mexicana NMX-AA-074-1981 Determinación del ion sulfato, Norma Mexicana, Diario Oficial de la Federación, 5 pp., México DF, México.
- DSMZ, 2014, Deutsche Sammlung von Mikroorganismen und Zellkulturen, dirección electrónica (consultada el 13 de junio):
[http://www.dsmz.de/catalogues/details/culture/DSM-14887.html?tx_dsmzresources_pi5\[returnPid\]=304](http://www.dsmz.de/catalogues/details/culture/DSM-14887.html?tx_dsmzresources_pi5[returnPid]=304)
- Espinosa-Chávez, B., 2007, Evaluación de desarrollo de la actividad sulfato reductora en un lodo granular metanogénico de diferentes tamaños, Tesis de Maestría de Ciencias Aplicadas, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica (IIPICYT), México, SLP, 118p.
- Field, J., Sierra, R., 2005, dirección electrónica (revisado el 03 de noviembre de 2012): <http://www.uasb.org/discover/agsb.htm#uasb>.
- Gallegos-García, M, Celis, L.B., Rangel-Méndez, R., Razo-Flores, E., 2009. Precipitation and recovery of metal sulfides from metal containing acidic wastewater in a sulfidogenic down-flow fluidized bed reactor. *Biotechnol. Bioeng.* 102(1):91-99.
- Garrity, G. M., Brenner, D. J., Krieg, N. R. y Staley, J. T., 2005, *Bergey's manual of systematic bacteriology*, 2da ed., Volumen 2 (The *proteobacteria*), Parte C (The *alpha-, beta-, delta-, and epsilonproteobacteria*), Springer, 1388p., Nueva York.
- Gibson, G.R., 1990, Physiology and ecology of the sulphate-reducing bacteria. *J. Appl. Bacteriol.* 69:769-797.
- González-Martínez, J., 2008, Cinética de la sulfato reducción y la sulfuro oxidación biológica en un proceso en lote. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental, UNAM, México DF, México, 112p.

- González-Sandoval, M.R., 2006, Generación de lixiviados ácidos de jales ricos en pirita, Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. UNAM, México DF, México, 121 p.
- Guardia, P. Y., Rodríguez, P. S., Cuscó, V. Y., Jiménez, H. J. y Sánchez, G. V., 2014, Two-phase anaerobic digestion of coffee wet wastewater: Effect of recycle on anaerobic process performance, *RCTA*, 23(1):25-31.
- Gutiérrez, A.V., Terrazas, L.E., Álvarez, M.T, 2007, Aislamiento y cultivo de bacterias sulfato-reductoras acidófilas para la producción de sulfuro biogénico para la precipitación de metales pesados. *Biofarbo*, 15(1):5-12.
- Hernández-Zamora, D., 2013, Estudio de un sistema anaerobio de laboratorio con bacterias sulfato-reductoras para el tratamiento del efluente de flotación de una planta minera. Tesis profesional (Ingeniería Química). Facultad de Química. UNAM, México DF, México, 80p.
- Jenkins, S.R., Morgan, J.M., Sawyer, C.L., 1983, Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration, *Journal WPCF*. 5: 444-453.
- Kaksonen, A. H., Puhakka, J.A., 2007, Sulfate reduction based bioprocesses for the treatment of acid mine drainage and the recovery of metals, *Eng. Life Sci.* 7(6):541-564.
- Kaksonen, A. H., Riekkola-Vanhanen, M. L., Puhakka, J.A., 2003, Optimization of metal sulphide precipitation fluidized-bed treatment of acidic wastewater, *Water Res.* 37:255-266.
- Koschorrek, M., 2008, Microbial sulphate reduction at a low pH, *FEMS Microbiol. Ecol.* 64:329-342.
- Leloup, J., Quillet, L., Oger, C., Boust, D., Petit, F., 2004, Molecular quantification of sulfate-reducing microorganisms (carrying *dsrAB* genes) by competitive PCR in estuarine sediments, *FEMS Microbiol. Ecol.* 47:207-214.
- Lens, P.N.L., Visser, A., Janssen, A.J.H., Hulshoff Pol, L.W., Lettinga, G., 1998, Biotechnological treatment of sulfate rich wastewater, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 28 (1): 41-88.

- Lizárraga-Mendiola, L. G., 2008, Afectación de una presa de jales de sulfuros masivos a la hidrogeoquímica de los escurrimientos superficiales aledaños, Tesis de Doctorado en Ciencias de la Tierra, UNAM, México DF, México, 208 p.
- Madigan, M.T., Martinko J.M., Dunlap P.V., Clarck D.P., 2009, Brock, biología de los microorganismos, 12a ed., Prentice Hall., 1259 p., Nueva York.
- Marques-Dos-Santos, M.J., 2004, Probabilidad y estadística para ciencias químico biológicas, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, 626 p. México, DF, México.
- Mehu, J., 2011, Digestión anaerobia de lixiviados de residuos sólidos urbanos en dos reactores en serie, Tesis de especialización en biotecnología, UAM, México DF, México, 47p.
- Meier, J., Piva, A., Fortin, D., 2012, Enrichment of sulfate-reducing bacteria and resulting mineral formation in media mimicking pore water metal ion concentrations and pH conditions of acidic pit lakes, FEMS Microbiol. Ecol. 79:69-84.
- Natarajan, K.A., 2008, Microbial aspects of acid mine drainage and its bioremediation, Trans Nonferrous Met. Soc. China, 8:1352-1360.
- Ojeda-Berra, L., 2008, Modelo matemático de un reactor anaerobio con bacterias sulfatorreductoras para el tratamiento del efluente del proceso de flotación de una planta minera, Tesis de Maestría en Ingeniería, UNAM, México DF, México, 193p.
- Ojeda-Berra, L., Bazúa-Rueda, E., Durán-de-Bazúa, C., 2010, Computational simulation of anaerobic reactors for the treatment of industrial effluents, Tecnol. Ciencia Ed. (IMIQ), 25(2):69-85.
- Oude-Elferink, S.J.W.H., Visser, A., Hulshoff-Pol, L.W., Stams, A.J.M., 1994, Sulfate reduction in methanogenic bioreactors, FEMS Microbiol. Reviews, 15(2-3):119-136.
- 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, UNAM, México DF, México, 118p.

- Pacheco-Gutiérrez, L.A. y Durán-Domínguez-de-Bazúa, M. del C. 2007, Uso del agua en la industria minera, parte 2: Estudio de opciones para reciclar agua de proceso. *Tecnol. Ciencia Ed. (IMIQ)*, 22(1):5-29.
- Pérez-Ibarra, B.M., 2007, Aislamiento y caracterización de microorganismos obtenidos de reactores sulfoxidantes, Tesis de doctorado en ciencias biológicas, UAM, México DF, México, 125p.
- Pérez, A., Torres, P., 2008, Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables, *Ingeniería y Competitividad*, 10(2):41-52.
- RAE, Real Academia Española, 2014, dirección electrónica (consultada el 27 de agosto): <http://www.rae.es/>
- Rabus, R., Hansen T.A., Widdel F., 2006, Dissimilatory sulfate-and sulfur-reducing prokaryotes, *The prokaryotes* (Balows A, Trüper H.G., Dworkin M., Harder W., Schleifer K. H., eds), Springer, 2:659-768. Nueva York, EEUU.
- Ríos-Vázquez, J.L., 2009, Diseño, construcción y arranque de un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente para el estudio de la precipitación de metales de efluentes de la industria minera, Tesis profesional (Ingeniería Química), Facultad de Química, UNAM, México DF, México.
- Ruiz-López, V., González-Sandoval, M.R., Barrera-Godínez, J.A., Moeller-Chávez, G., Ramírez-Camperos, E., Durán-Domínguez-de-Bazúa, M.C., 2010, Remoción de Cd y Zn de una corriente acuosa de una empresa minera usando humedales artificiales / *Cadmium and zinc removal from a mining reprocessing aqueous stream using artificial wetlands*, *Tecnol. Ciencia Ed. (IMIQ)*, 25(1):27-34.
- SGM, Servicio Geológico Mexicano, 2012, dirección electrónica (consultada el 14 de noviembre): <http://mapasims.sgm.gob.mx:8399/GeoInfoMexSGM1/>
- Sheoran, A.S., Sheoran, V., Choundhary, R.P., 2010, Bioremediation of acid-rock drainage by sulphate-reducing prokaryotes: A review, *Miner. Eng.*, 23:1073-1100.
- Stanier, Y., Ingraham, L., Wheelis, L., Painter R., 1992, *Microbiología*, 2a edición, Reverté, 753 p. Barcelona, España.

- Statgraphics, 2007, Stat Point Technologies, Inc. Statistical Analysis and Data Visualization System, Dirección electrónica:
<http://www.statpoint.com/statgraphics%20online.pdf>
- Vasconcelos, C., McKenzie, J.A., 2000, Sulfate reducers: Dominant players in a low-oxygen world?, *Science*, 290(5497):1711-1712.
- Vergara-Salgado, S., 2010, Identificación de bacterias metanogénicas y sulfatorreductoras en tres reactores de lecho de lodo de flujo ascendente (RALLFA) operando a 45, 55 y 65°C, Tesis profesional (Biología), FESZ, UNAM, 108 p, México DF, México.
- Visser, A., Beeksmá, I., van der Zee, F., Stams, A. J. M., Lettinga, G., 1993, Anaerobic degradation of volatile fatty acids at different sulphate concentrations, *Appl. Microbil. Biotechnol.*, 40:549-556.
- Visser, A., 1995, The anaerobic treatment of sulfate-containing wastewater. Tesis doctoral en ciencias agrícolas y ambientales. Wageningen Agricultural University. 145p, Holanda.
- Vos, P., Garrity, G. M., Jones, D., Krieg N. R., Ludwig, W., Rainey, F. A., Schleifer, K.-H., Whitman W. B., 2009, *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, 2da ed., Volumen 3 (The *firmicutes*, Springer, 1450p., Nueva York.
- Widdel, F., 1988, Microbiology and ecology of sulfate and sulfur reducing bacteria, en *Biology of anaerobic microorganisms*, A. J. B. Zehnder ed., John Wiley and Sons, pp. 469-586, New York, EEUU.