

00580



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

“ACCIÓN DE LOS MICROORGANISMOS
TERMÓFILOS MODERADOS (45°C) Y
MESÓFILOS (35°C) EN LA LIXIVIACIÓN Y
PRODUCCIÓN DE DRENAJES ÁCIDOS DE
MINA A PARTIR DE DESECHOS DE MINA
(JALES)”.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA QUÍMICA

P R E S E N T A :

VENTURA BECERRIL REYES

Asesor: Dra. Rosa Elva Rivera Santillán



MÉXICO D. F.

2005

M: 350378



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.

Jurado Asignado.

Presidente: Dra. María Aurora Armienta Hernández.

Secretario: Dr. José Antonio Barrera Godínez.


Vocal: Dr. Luis Carlos Fernández Inares.

1er. Suplente. M en C. Antonio Huerta Cerdán.

2do. Suplente. Dr. Jorge Pérez.

Sitio donde se desarrollo el tema.

**Universidad Nacional Autónoma de México.
Facultad de Química.
Departamento de Ingeniería Metalúrgica.
Laboratorio de Metalurgia extractiva.**

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en forma electrónica e impresa el contenido de mi tesis doctoral.
NOMBRE: Ventura Becerril Reyes
FECHA: 4-10-2005
FIRMA: 



Sustentante: I. Q. M. Ventura Becerril Reyes.



Asesor: Dra. Rosa Elva Rivera Santillán.

Unidad de Administración de Posgrado
Dirección General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Fecha: 04.04.2005

H. Comité Académico del Posgrado en Ingeniería, por este conducto, y con base en el artículo 19 del RGEP, solicito la integración del jurado para la presentación de mi examen de grado que, de acuerdo a mi tutor principal y/o comité tutorial, podría estar conformado por los miembros aquí propuestos.

Alumno: *Ventura Becerril Reyes*

Número de Cuenta: *9554449-8*

C. de Conocimiento: *Ing. Química*

Semestre de Ingreso: *2003-1*

Plan de Estudios: *05-4039*

C. Disciplinario: *Metalurgia*

Fecha de Nac.: *14-07-72*

Jurado	Grado - Nombre	Entidad Académica o Institución
<u>Presidente</u>	: Dra. María Aurora Armienta Hernández	• I. Geofísica
<u>Secretario</u>	: Dr. José Antonio Barrera Godínez	• F.Q.
<u>Vocal</u>	: Dr. Luis Fernández	• IMP
<u>1er. Suplente</u>	: Dr. Antonio Huerta Cerdán	• F.Q.
<u>2do. Suplente</u>	: Dr. Jorge Pérez	• ESIQIE IPN

Título de la Tesis: *Acción de los Microorganismos Termófilos Moderados (45 °C) y Mesófilos (35 °C) en la lixiviación y producción de Drenajes Ácidos de Mina a partir de desechos de mina (jales).*

Atentamente

Vo. Bo. del Tutor Principal


Firma del Alumno


Rosa Elva Rivera Santillán

Teléfono(s): *5617-4096* Correo Electrónico: *icevent@yahoo.com.mx*

Para ser llenado por el SACC.

Se recomienda su aprobación: SI NO

Fecha de recepción en el SACC: _____

Observaciones y/o modificaciones:

* Se anexa al presente, el documento original solicitado por el alumno.

Nombre y Firma del Presidente del SACC

Fecha: _____

Para ser llenado por el Coordinador del Programa.

Aprobado: SI NO

Observaciones y/o modificaciones:


Dr. Wilfrido Rivera Gómez Franco
Coordinador del Programa

25 de abril del 2006
Fecha de aprobación del CA

Este trabajo se realizo dentro del proyecto:

“ACCIÓN DE LOS MICROORGANISMOS EN LOS PROCESOS DE OXIDACIÓN DE MINERALES SULFURADOS EN LOS JALES GENERADORES DE DRENAJES ACIDOS”.

Proyecto: DGAPA PAPIIT IN-224703

Dedicatorias.

Al amor de mi vida, **Ixhel Alicia Alvarado Jiménez.** quien es también una gran persona, por estar a mi lado en todo momento además de brindarme su cariño, amor y apoyo de manera incondicional, amor una vez mas he logrado cumplir y culminar otro objetivo el cual no hubiera podido lograr sin tu paciencia, apoyo y comprensión, gracias por comprenderme y alentarme a seguir adelante en los momentos difíciles de la vida.

Te Amo, siempre serás para mi la mejor compañera.

A mi hijo. **Gracias pequeño** por llenar mi vida de alegría, por ser para mi el motivo mas grande, el cual me impulsa y empuja para lograr salir delante, gracias hijo por lograr que el cansancio y la decidía se borren con una gran sonrisa tuya. Gracias cesar por esperar mi regreso a casa can gran felicidad y alegría **te amo hijo.**

A mis padres. Quiero agradecer y darles las gracias por todo el cariño y apoyo que me han brindado durante todos estos años. Porque a pesar de todos los problemas hemos logrado seguir adelante. Gracias padres por permitirme ser parte de esta maravillosa familia.

A mí hermano. David muchísimas gracias, te agradezco sinceramente que a pesar de todas las adversidades que nos depara la vida, sigamos siendo los mas grandes y mejores amigos, gracias por ser siempre el mismo y por todos los grandes momentos que hemos compartido.

A todos **mis hermanos,** quiero expresarles mi mas profundo agradecimiento y decirle que esas pequeñas piedras en el camino, en lugar de quitarme fuerza, me motivan mas a seguir adelante. **Los quiero.**

Al señor **Félix atta.** Porque a pesar del tiempo los buenos consejos y enseñanzas no se olvidan. Félix mira que tan lejos se puede llegar con los buenos consejos de un gran amigo, **gracias.**

A Dios por todo...

Agradecimientos.

A la doctora **Rosa Elva Rivera Santillán** por la paciencia, los consejos y el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo.

A la Dra. **Maria Aurora Armienta Hernández**. Por su amable colaboración en la corrección y revisión de este trabajo.

Al Dr. **José Antonio Barrera Godínez**. Por el tiempo dedicado a la revisión y corrección de este trabajo.

Al Dr. **Luis Carlos Fernández Linares**. Por sus valiosos y acertados comentarios aportados a este proyecto de tesis.

Al M en C. **Antonio Huerta Cerdán**. Por el tiempo que se dio para revisar este trabajo.

Al Dr. **Jorge Pérez**. Por su amable colaboración en la corrección y revisión de este trabajo.

Agradezco a las siguientes instituciones que hicieron posible la realización de este trabajo.

A la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al laboratorio de Metalurgia extractiva.

Al Consejo Nacional de Ciencia y tecnología (CONACYT), por la beca otorgada durante el periodo de duración de la maestría (2003-2004).

Al grupo de investigación en **biohidrometalurgia** de la facultad de química.

A mi gran amigo y compadre **Edgar Onofre Bustamante**. Por que a pesar de los años seguimos siendo los mas grandes y mejores amigos.

A todos mis amigos y compañeros del edificio **“D”** de la facultad de química por todos los grandes momentos compartidos.

ÍNDICE GENERAL.

Prefacio.....	i
Objetivos.....	ii
Objetivos particulares.....	ii
Hipótesis	ii
Resumen.....	iii
I. Generalidades.....	1
1.1 Introducción.....	1
1.2 Biotecnología de minerales.	4
1.2.1 Biolixiviación de minerales.	4
1.3 Microorganismos.	5
1.3.1 Clasificación de bacterias.	6
1.3.2 Microorganismos utilizados en la hidrometalurgia.....	8
1.3.2.1 Los Mesófilos.	8
1.3.2.2 Los Termófilos moderados.	9
1.3.2.3 Los Termófilos extremos.	10
1.3.2.4 Mecanismos biológicos de lixiviación.....	11
1.4 Drenaje ácido de mina(DAM).....	15
1.4.1 Drenaje ácido de mina(DAM) y Medio Ambiente.....	17
1.4.2 Problemática ambiental.....	18
1.4.3 Participación de la lixiviación bacteriana en la generación de los drenajes ácidos de mina.....	20
1.4.4 Primer acceso, aceleración, y duración del DAM.....	22
1.4.5. Desarrollo del DAM.....	23
1.4.5.1 Etapa I.....	23
1.4.5.2 Etapa II.....	24
1.4.5.3 Etapa III.....	25
1.5 Reacciones químicas.....	26
1.5.1 Oxidación.....	26
1.5.2 Minerales sulfurosos.....	29
1.5.3 Neutralización.....	30
1.6 Fuentes del DAM.....	32
1.6.1 Desmontes.....	34
1.6.2 Relaves.....	35
1.6.3 Comparación de botaderos de desmonte y relaves.....	36
1.6.3.1 Oxidación.....	36
1.6.3.2 Ruta de flujo de infiltración.....	36
1.6.3.3 Heterogeneidad de la distribución de sulfuros/alcalinidad.....	37
1.6.3.4 Tamaño de partícula.....	37
1.6.3.5 Entrada de aire.....	37
1.6.3.6 Temperatura.....	38
1.6.4 Labores subterráneas.....	38
1.6.5 Mina a tajo abierto.....	39
1.7 Efectos del DAM.....	40
1.7.1 Metales.....	41
1.8 Prevención del DAM.....	42

1.8.1 Almacenamiento bajo de agua.....	42
1.8.2 Mezclas.....	43
1.8.3 Recubrimiento.....	44
1.9 Control del drenaje ácido de mina.....	45
1.9.1 Acción bactericida: enfrentando directamente el problema.....	45
1.10 Tratamiento del DAM.....	47
1.10.1 Tratamiento activo.....	47
1.10.2 Tratamiento pasivo.....	48
1.11 Dimensión mundial del problema.....	49
1.11.1 Normatividad del DAM en México.....	51
II Desarrollo experimental.....	54
2.1 Reactivos, material y equipos.....	54
2.2 Toma de muestras (jales).....	55
2.3 Ensayo de Dureza.....	57
2.4 Preparación de las muestras.....	57
2.5 Caracterización de las muestras.....	58
2.6 Pruebas iniciales.....	59
2.6.1 Medios de Cultivo.....	60
2.7 Selección de Muestras (tres zonas de interés).....	61
2.7.1 Preparación de sistemas (reactor orbital) para realizar pruebas de adaptación para la obtención de bacterias Mesófilas y Termófilas moderadas autóctonas del mineral.....	61
2.7.1.1 Seguimiento y control de parámetros.....	63
2.7.1.2 Medición y control del pH.....	64
2.7.1.3 Medición y seguimiento del potencial de óxido-reducción.....	64
2.7.1.4 Cuantificación de la concentración del ion ferroso.....	64
2.7.1.5 Cuantificación de la concentración del ion férrico.....	64
2.7.1.5 Conteo celular.....	65
2.7.1.6 Inspección visual de la apariencia de los cultivos.....	65
2.8 Estudios de las cinéticas de biolixiviación de los Jales en incubadora usando bacterias mesófilas (35 °C) y termófilas moderadas (45 °C).....	65
2.8.1 Sistemas estériles (testigo).....	67
2.9 Análisis y caracterización de residuos de biolixiviación.....	68
III Resultados y discusión.....	69
3.1 Caracterización Química.....	69
3.1.2 Caracterización visual de la muestra.....	70
3.2 Ensayo de Dureza.....	72
3.3 Resultados de las pruebas iniciales.....	75
3.3.1 Comportamiento del pH.....	75
3.3.2 Comportamiento del potencial de óxido-reducción (Eh).....	77
3.3.3 Distribución del número de bacterias.....	79
3.4 Obtención de bacterias autóctonas, mesófilas(35 °C) y termófilas moderadas (45 °C) en reactor orbital.....	81
3.5 Resultados de las cinéticas de biolixiviación de los jales en incubadora utilizando bacterias mesófilas (35 °C).....	82

3.5.1 Comportamiento del pH en el sistema mesófilo.....	82
3.5.2 Comportamiento del potencial de óxido-reducción (Eh) en el sistema mesófilo.....	85
3.5.3 Crecimiento bacteriano en el sistema mesófilo	89
3.6 Resultados de las Cinéticas de biolixiviación de los jales en incubadora utilizando bacterias termófilas moderadas (45 °C).....	91
3.6.1 Comportamiento del pH en el sistema termófilo.....	91
3.6.2 Comportamiento del potencial de oxido-reducción(E) en el sistema termófilo	94
3.6.3 Crecimiento celular en el sistema termófilo (45 °C).....	97
3.7 Comparación de las cinética s utilizando bacterias mesófilas (35°C) en medio Norris diluido y medio 9K.....	99
3.8 Comparación de las cinéticas utilizando bacterias termófilas (45°C) en medio Norris diluido y medio 9K.....	102
3.9 Comparación de las cinéticas utilizando bacterias mesófilas(35°C) y Termófilas (45°C) en medio Norris diluido y medio 9K.....	105
3.10 análisis de la disolución de metales.....	107
3.11 Comparación de la disolución obtenida utilizando bacterias mesófilas (35°C) y termofias moderadas (45°C) en los medios de cultivo Norris diluido y 10 -Fold-9K.....	110
3.11.1 Disolución de Cu.....	110
3.11.2 Disolución de Fe.....	112
3.11.3 Disolución de Zn.....	113
3.11.4 Disolución de Pb.....	114
3.11.5 Disolución de Ni.....	115
3.11.6 Disolución de Cd.....	116
3.11.7 Disolución de As.....	117
3.12 Caracterización de residuos de biolixiviación.....	118
3.12.1 Análisis por Absorción Atómica.....	118
3.12.2 Estudios de Difracción de Rayos X (DRX).....	118
3.13 Discusión de resultados.....	119
IV Conclusiones.....	124
V bibliografía.....	126
Anexo 1.....	131

Prefacio.

Para tener a nuestra disposición los metales tan indispensables en nuestra era, la industria minero-metalúrgica forzosamente genera residuos entre los que destacan los jales. Con el desarrollo y aplicación del proceso de flotación y la introducción del cianuro para la extracción de oro se inició la producción de grandes volúmenes de jales, conteniendo materiales finos (tipo arenas) y muy finos (lamas). Estos residuos son conocidos como colas (tailings), relaves o jales; son generados durante los procesos de recuperación de metales a partir de minerales metalíferos después de moler las rocas originales que los contienen y mezclar las partículas que se forman con agua y pequeñas cantidades de reactivos químicos que facilitan la separación de los metales ⁽¹⁾. Los jales, son transportados y depositados en presas en estado sobresaturado. Al ser los jales el producto de la trituración y molienda de los minerales, una vez que se han recuperado los metales económicos mediante procesos físicos y químicos, reflejan la composición química y mineralógica que el yacimiento de origen.

Uno de los problemas ambientales derivado del manejo y disposición de jales mineros, puede ser la generación del Drenaje Ácido de Mina (DAM), que resulta de la oxidación de los minerales sulfurosos que contienen éstos jales. El desarrollo del DAM generalmente es muy limitado durante la operación y aumenta muy lentamente a lo largo del tiempo, inclusive después de que haya cesado la acumulación en el deposito o presa ⁽³⁾.

La generación de agua ácida es uno de los problemas más serios relacionados a las actividades de minería, ya que ésta puede matar muchos organismos. El agua ácida puede

acelerar el ataque a la roca, disolviendo y liberando los metales presentes en ella. Estos metales suelen ser mucho más nocivos que el ácido en sí.

En este trabajo se realiza el estudio de la disolución de metales presentes en los jales debido a la presencia de bacterias autóctonas, con el objetivo de estimar la participación de las bacterias, en la producción de Drenajes Ácidos de Mina.

Objetivo general.

Estimar la participación de las bacterias en la producción de Drenajes Ácidos de Mina.

Objetivos particulares.

- 1.- Aislar cepas de bacterias autóctonas, mesófilas (35°C) y termófilas moderadas (45°C) presentes en los jales.
- 2.- Determinar la biolixiviación de jales, en reactor en incubador orbital, en presencia de bacterias mesófilas y termófilas moderadas.
- 3.- Establecer el monitoreo de parámetros fisicoquímicos en el sistema de estudio (pH, Eh, T, conteo celular, agitación orbital).

Hipótesis.

Los microorganismos tienen una participación importante en la oxidación de jales sulfurados provocando una aceleración en la cinética y como consecuencia la producción de drenajes ácidos de mina (DAM).

Resumen.

Los residuos minerales conocidos como jales, producto del beneficio de minerales, pueden contener una amplia variedad de minerales sulfurados, los cuales cuando se encuentran expuestos al aire pueden oxidarse liberando especies metálicas iónicas y contener así concentraciones elevadas de elementos potencialmente tóxicos, entre los más perjudiciales hay que destacar algunos elementos como el Arsénico, Cadmio, Cobre, Plomo, Fierro, Zinc y Níquel, estas disoluciones son conocidas como Drenajes Ácidos de Mina (DAM), que son contaminantes potenciales de suelos y mantos freáticos.

En el presente trabajo se realizó una investigación de lixiviación de jales, enfocada a la producción de Drenajes Ácidos de Mina catalizada por microorganismos.

Las muestras de residuos mineros fueron analizadas físico-químicamente mediante un conjunto de técnicas dentro de las cuales se encuentran; análisis químico cuantitativo por Espectrometría de Absorción Atómica (EAA) previa disolución ácida, Difracción de Rayos X (DRX), y análisis al Microscopio Electrónico de Barrido (MEB).

Además del análisis químico se realizaron ensayos de dureza y otras pruebas preliminares para caracterizarlas. Realizada la caracterización y sabiendo que la obtención de microorganismos era viable, se procedió a obtener cepas autóctonas de bacterias mesófilas y termófilas moderadas, con estas cepas se realizaron experimentos para obtener la cinética de biolixiviación de los jales con bacterias mesófilas y termófilas moderadas en dos medios de cultivo que fueron el medio Norris diluido y el medio 9K. Los resultados obtenidos de estos experimentos son comparados con los resultados de experimentos abióticos (sin bacterias) para poder cuantificar la participación de los microorganismos en

la producción de drenajes Ácidos de Mina. Dentro de los parámetros de control más importantes monitoreados en esta investigación se encuentran el pH, el potencial de óxido-reducción, el crecimiento de bacterias, la disolución de metales pesados, y un análisis final de los residuos de biolixiviación.

Los resultados indican que los microorganismos mesófilos y termófilos moderados en presencia de condiciones favorables y los nutrientes necesarios para su reproducción tienen una participación importante en la producción de Drenajes Ácidos de Mina (DAM) ya que aceleran considerablemente las reacciones de disolución de metales pesados como son Fe, Ni, Cd, As, Pb, Zn y Cu, los cuales al pasar al estado iónico se vuelven contaminantes de lagos y mantos freáticos poniendo en riesgo la flora y fauna que los rodea.

CAPÍTULO I

1 Generalidades.

1.1 Introducción.

La minería en México tiene una larga historia, pues en la época prehispánica ya se realizaban actividades mineras y metalúrgicas en lo que hoy es Taxco, Guerrero, en las Sierras de Querétaro, Oaxaca y Chiapas, así como en la Cuenca del Río Balsas. Durante el Siglo XVI, esta actividad cobró auge constituyéndose en polo de desarrollo y dando lugar a la creación de ciudades como Chihuahua, Durango, Guanajuato, Saltillo, San Luis Potosí y Zacatecas. Al mismo tiempo, las formas de producción empleadas en la minería fueron causa de graves tensiones sociales, mismas que contribuyeron a desencadenar la Revolución de 1910 y al establecimiento en la Constitución de 1917 del precepto referente el dominio original de la nación sobre los recursos del subsuelo, en el que se basa la normatividad para el aprovechamiento de los minerales y metales⁽¹⁾.

En la actualidad, la actividad minera sigue constituyendo aún una fuente importante de divisas a pesar de la caída internacional de los precios de los metales. También conserva una participación ascendente en la economía nacional, una notable contribución a la producción mundial, y es una fuente destacada de empleos para cerca de un millón de trabajadores. Entre las entidades que tienen un mayor volumen de producción, se encuentran Baja California Sur, Coahuila, Colima, Michoacán y Zacatecas, La producción de alrededor de 10 minerales metálicos y no metálicos representa cerca del 90 por ciento del valor de la producción nacional; a la vez, unos 18 minerales ocupan una posición relevante entre los que se producen en mayor volumen a nivel mundial ⁽²⁾.

El concepto de sostenibilidad-sustentabilidad, en relación con la minería, obliga a reconocer la importancia de este sector en la economía de México, pero también a analizar las afectaciones más importantes, como son la contaminación de cuerpos de agua, la sobreexplotación de mantos acuíferos, la destrucción del paisaje, incluidas flora y fauna, la contaminación del aire, la afectación del suelo y agua subterránea por los depósitos de jales, y algunos efectos colaterales sobre turismo y cultura regional. La generación de residuos peligrosos en la minería constituye un problema difícil de resolver⁽³⁾.

En general para separar el mineral de todos aquellos materiales sin valor se utiliza básicamente el proceso de **flotación**. Las afectaciones al ambiente, incluida la generación de residuos peligrosos, se relacionan con todos o alguno de los siguientes factores:

- Destrucción de la capa de suelo, flora y fauna durante el descapote.
- Formación de terreros y movimientos de sedimentos hacia cuencas del área.
- Oxidación de los minerales insolubles y formación de sustancias solubles ácidas con alto contenido de metales, **Drenaje Ácido de Mina**.
- Alto consumo de agua.
- Descarga de lixiviados con presencia de iones metálicos y reactivos tóxicos. En el caso de la hidrometalurgia, el pH de operación es muy bajo y la toxicidad mucho más elevada que en la flotación.

- Generación de jales como remanente del beneficio.
- Generación de aceites gastados, llantas, disolventes, polímeros, etcétera.
- Generación de ruido y emisiones polvos, gases y humos.

Durante el proceso de flotación, el mineral ya liberado mediante molienda se separa de la ganga haciéndolo reaccionar con diferentes reactivos que aumentan su hidrofobicidad (rechazo al agua) permitiendo flotar y separarlo de los minerales sin valor, que no floten.

A continuación se listan algunos reactivos que frecuentemente se utilizan en el proceso de beneficio por flotación y que normalmente terminan formando parte de los jales:

- Ácido sulfúrico.
- Cal, carbonato de sodio e hidróxido de sodio.
- Selectores (modificadores de la superficie de la partícula mineral): sulfato de cobre; cianuro de sodio, sulfuro de zinc, sulfuro de sodio, silicato de sodio, bióxido de azufre y almidón.
- Colectores: xantatos de potasio o sodio, aminas y derivadas de la anilinas y aceites.
- Espumantes: aceite de pino, alcohol hexílico, poliglicoles, y orto-isobutil ditiocarbonato de sodio ⁽²⁾.

1.2 Biotecnología de minerales.

No hay duda que el auge de la biotecnología, a nivel mundial, ha contribuido al progreso en áreas tan diferentes como la medicina, la industria farmacéutica, la producción vegetal y animal, la producción de alimentos y la protección ambiental.

La minería no ha quedado al margen de este importante avance tecnológico. Es así como las bacterias se están empleando cada vez más, en la disolución de metales a partir de minerales sulfurados. A este proceso se denomina lixiviación bacteriana o biolixiviación⁽³⁾.

1.2.1 Biolixiviación de minerales.

Desde el punto de vista ambiental, la introducción de una tecnología basada en biolixiviación representa un importante adelanto ya que produce un impacto ambiental varias veces inferior a las tecnologías clásicas de la pirometalurgia, dado que, los sulfuros tratados en fundiciones, producen humos de chimeneas con altos contenidos de SO₂ y arsénico.

En la disolución bacteriana de minerales sulfurados participan bacterias que requieren sólo de compuestos inorgánicos muy simples para multiplicarse, los mismos que se encuentran comúnmente en las aguas de los procesos hidrometalúrgicos. Otra de las características especiales de estas bacterias es su capacidad para sobrevivir y reproducirse en soluciones extremadamente ácidas para el común de los microorganismos (pH entre 1.5 y 3.5).

Thiobacillus ferrooxidans es la bacteria que más se ha investigado en relación a la oxidación biológica de los sulfuros metálicos. Actualmente también se conoce el papel de otros microorganismos, en especial de *thiooxidans* y *Leptospirillum ferrooxidans* y se empiezan a conocer otros como *Thiobacillus sulfiooxidans* y *sulfolobus acidans*. La investigación microbiológica tiene mucho que avanzar, ya que aun existen muchas preguntas sin contestar sobre las bacterias que realmente están participando en los procesos de biolixiviación que operan a nivel comercial.

Los primeros trabajos de caracterización de las bacterias lixiviantes se realizaron a partir de 1973. En la década de los 80s, numerosos investigadores de diversas universidades y centros de investigación, realizaron un ambicioso proyecto multidisciplinario, que incluyó el estudio de los aspectos moleculares, microbiológicos e ingenieriles de la biolixiviación, realizando contribuciones científicas y tecnológicas reconocidas a nivel mundial⁽³⁾.

Las empresas no se han quedado atrás y han hecho aportes significativos en esta área, Varias empresas han aplicado la biolixiviación en la extracción de cobre⁽⁸⁾.

1.3 Microorganismos.

Los seres humanos, las lombrices de tierra, los caracoles y los hongos tienen mucho en común ya que animales, plantas e inclusive los organismos más elementales (hongos, levaduras y algas verdes), están todos formados por células eucariontes cuyo núcleo contiene, entre otras cosas, el DNA que determina su constitución genética. En cambio las bacterias son diferentes²¹. Las bacterias junto con las cianobacterias (algas verde azuladas), son protistas unicelulares inferiores conocidos como procariontes. Las células

procarióticas no tienen un núcleo verdadero, sino que el DNA de la bacteria está presente como una molécula en el interior de la célula. La forma y estructura de los procariontes son relativamente limitadas: las bacterias pueden ser esferas (cocos), varillas rectas (bacilos), o varillas curvas (espirales). Sin embargo, la falta de variedad de forma está más que compensada por la inmensa diversidad de características metabólicas y por su adaptabilidad⁽¹⁴⁾.

1.3.1 Clasificación de bacterias.

Existen diferentes clasificaciones para las bacterias, una de ellas define a los microorganismos que basan su fuente de energía en el carbón como⁽⁴²⁾:

Autótrofos: Son aquellos microorganismos que requieren de agua , sales inorgánicas y dióxido de carbono para su desarrollo. Estos microorganismos sintetizan una parte importante de sus metabolitos orgánicos esenciales a partir del dióxido de carbono.

Heterotróficos: Son aquellos microorganismos que requieren una forma orgánica de carbón para su crecimiento y completar su ciclo de vida.

Los microorganismos que basan su fuente de energía en el oxígeno pueden clasificarse en 5 grupos:

Anaerobios obligados: Se multiplican sólo en condiciones de alta intensidad reductora y para los cuales el oxígeno es tóxico.

Anaerobios aerotolerantes: Son destruidos por su exposición al oxígeno.

Anaerobios facultativos: Son capaces de desarrollarse en condiciones de aerobiosis y de anaerobiosis.

Aeróbios obligados: Microorganismos que necesitan oxígeno para su crecimiento y llevan a cabo reacciones de oxidación.

Microorganismos microaerófilos: Se multiplican mejor en concentraciones de oxígeno bajas, las concentraciones de oxígeno altas tienen un efecto inhibitorio.

De acuerdo con su forma las bacterias se pueden clasificar en tres clases⁽⁴²⁾:

Cocos : Microorganismos que tienen formas esféricas.

Bacilos: Microorganismos que tienen forma de bastón recto.

Espirillas: Microorganismos que tienen forma de bastones curvos o espirales.

Los cocos pueden presentarse aislados, en grupos de dos, en racimos o en cadenas largas y los espirales pueden tener pocas o muchas espiras.

En función de la temperatura óptima de crecimiento las bacterias se clasifican en⁽⁴²⁾:

Psicrofilas: Crecen en el rango de temperatura -5 a 30 °C, siendo el rango óptimo de crecimiento de 10 a 20 °C.

Mesófilas: Crecen en el rango de temperatura 10 a 45 °C, siendo el rango óptimo de crecimiento de 20 a 40 °C.

Termófilas: Crecen en el rango de temperatura 25 a 80 °C, siendo el rango óptimo de crecimiento de 50 a 60 °C.

Ninguna de las bacterias psicrófilas participan en la oxidación de minerales⁽¹⁵⁾.

1.3.2 Microorganismos utilizados en la hidrometalurgia.

Los microorganismos importantes en hidrometalurgia pueden ser de 3 tipos:

- 1.- *Mesófilos* como los géneros *Thiobacillus* y *Leptospirillum*.
- 2.- *Termófilos* moderados como el género *Sulfobacillus*.
- 3.- hiper Termófilos de los géneros *Sulfolobus*, *Acidanus*, *Metallosphaera* y *Sulfurococcus*.

1.3.2.1 Los Mesófilos:

Thiobacillus ferrooxidans. Esta bacteria es el microorganismo dominante en la oxidación de minerales sulfurados y la que se desarrolla en medios ácidos. Tiene forma de bastoncillo, con un tamaño de célula de 0.3 a 0.5 μm de diámetro y de 1.0 a 1.7 μm de longitud. Sus fuentes de energía son el Fe^{2+} y el anión sulfuroso; oxida prácticamente a todos los minerales sulfurados conocidos. Crece en un intervalo de pH de 1.0 a 6.0, siendo el pH óptimo entre 2.0 y 2.5. Sobrevive en un intervalo de temperatura de 2°C a 40°C, pero el más favorable es de 28°C a 35°C. El *T. Ferrooxidans* se reproduce por fisión binaria o división transversal. En un sistema en actividad, las poblaciones bacterianas alcanzan cifras de 10^9 a 10^{10} células por mL de pulpa. Sin embargo, incluso con esta elevada densidad poblacional no hay pruebas de su presencia a simple vista²³.

Generalmente estas bacterias trabajan en ambientes extremos de calor y acidez que no permiten el crecimiento de otros microorganismos.

Leptospirillum ferrooxidans. Tiene forma de espiral de diferentes longitudes, son fácilmente diferenciables del *T.ferrooxidans*; son ligeramente más delgadas y tienen un

movimiento mucho más frecuente realizado con un largo flagelo polar. Su fuente de energía es el Fe^{2+} .

Esta bacteria crece en medios donde hay Pirita, pero la carencia de la capacidad de oxidar al azufre restringe su crecimiento en algunos otros minerales sulfurados, incluyendo a los concentrados de Calcopirita.

Thiobacillus thiooxidans. Se parece al *T.ferrooxidans* por el medio ácido en el que se desarrolla y en su morfología, aunque en ésta, los bastoncillos usualmente poseen un flagelo polar dando una movilidad mayor en comparación con la *T.ferrooxidans*; su crecimiento óptimo es a los 30° C y no presenta la capacidad para oxidar al hierro.⁽²³⁾

1.3.2.2 Los Termófilos moderados:

Entre los cultivos de bacterias que presentan la capacidad de oxidar hierro y minerales sulfurados alrededor de los 50°C existen distintos géneros.

Todas ellas presentan una tinción Gram positiva, y también tienen en común una versatilidad de nutrientes mucho más amplia que las autotróficas obligadas, *Thiobacillus ferrooxidans* y *Leptospirillum ferrooxidans*, las cuales además son Gram negativa²³.

Sulfobacillus thermosulfidooxidans. Ha sido aislada de medios geotérmicos de minerales sulfurados y sobre los depósitos de carbón en el Este de Europa. Su forma ha sido descrita como esporas sin movilidad. Esta especie presenta una variedad de formas, con tamaños de 0.8 a 6 μm . Son generalmente más pequeñas cuando crecen autotróficamente en Fe^{2+} , en ausencia de extractos de levaduras.

La temperatura óptima de crecimiento de estas bacterias asociada con la oxidación de Fe^{2+} está generalmente entre los 45°C y 50°C , aunque están activas dentro de un amplio rango de temperaturas.

1.3.2.3 Los Termófilos extremos:

Las morfologías similares de las termófilas extremas, esféricas aproximadamente, y la oxidación de hierro y/o azufre que ha sido estudiado encubre una diversidad de tipos en términos de sus taxonomías y de su actividad en la oxidación bacterial. Los cultivos que oxidan S° fueron clasificados como *Sulfolobus acidocaldarius*²³.

Sulfolobus acidocaldarius. Su morfología es de forma esférica, extremadamente termofílica y oxida al hierro y/o al azufre. Su temperatura óptima de crecimiento en medio rico en Fe^{2+} es de alrededor de 70°C .

A partir de esta bacteria se adaptaron algunos cultivos para que su crecimiento sólo fuera heterotrófico y para que no pudiera oxidar al fierro o al azufre. Para el crecimiento de la bacteria *Sulfolobus acidocaldarius* en medio que contenga azufre, la temperatura óptima es de 65°C a 80°C .

Sulfolobus brierleyi. Para el crecimiento de esta bacteria se requiere la presencia de extractos de levadura en medios que contengan minerales piritosos y/o Fe^{2+} en la solución. La oxidación de minerales es más lenta cuando está en contacto con la especie anterior. La capacidad de crecimiento autotrófico de esta bacteria ha sido desarrollada adaptándola en un medio que contiene azufre, pero se ha llegado a encontrar que la agitación inhibe el crecimiento de bacterias⁽²²⁾.

1.3.2.4 Mecanismos biológicos de lixiviación.

De forma general la biolixiviación engloba a todos aquellos procesos donde se produce la solubilización de compuestos minerales debido a la acción de microorganismos.

La biolixiviación es un proceso en el cual ciertos microorganismos, como el *Thiobacillus ferrooxidans*, catalizan la oxidación de sulfuros metálicos como de otros compuestos reducidos del azufre, así como, del ion ferroso a férrico.

Los factores biológicos más importantes que afectan al proceso de lixiviación bacteriana son:

- Biodiversidad de los microorganismos presentes.
- Actividad microbiana.
- Capacidad de oxidación directa e indirecta.
- Capacidad de Adherencia de las bacterias a la superficie del mineral.
- Estado fisiológico de los microorganismos.
- Viabilidad de la población bacteriana
- Cantidad de nutrientes.
- Actividad metabólica.
- Presencia de agentes tóxicos para las bacterias lixiviantes.

Entre estos factores, la viabilidad de la población bacteriana y su actividad metabólica son factores determinantes en el proceso de lixiviación. Por esta razón, es importante conocer la contribución y rol del estado fisiológico de las bacterias lixiviantes. así como la adaptación

de cultivos a metales tóxicos (Cu, Zn, Ag) y los mecanismos moleculares de su resistencia a estos metales⁽²¹⁾.

Los mecanismos a través de los cuales los microorganismos oxidan minerales sulfurados son complejos y no están completamente establecidos. Sin embargo se han identificado dos mecanismos básicos : oxidación directa e indirecta⁽²¹⁾.

Mecanismo de ataque directo. En el mecanismo de ataque directo se considera que la bacteria está asociada íntimamente con la superficie del sustrato sólido y que el sulfuro es biológicamente oxidado¹⁴. Sin embargo, el mecanismo específico, enzimático o electroquímico, por el cual ocurre esta oxidación no ha sido totalmente develado. En este caso se considera como un prerequisite indispensable un contacto entre la bacteria y la superficie del mineral⁽²¹⁾. Fig. 1.

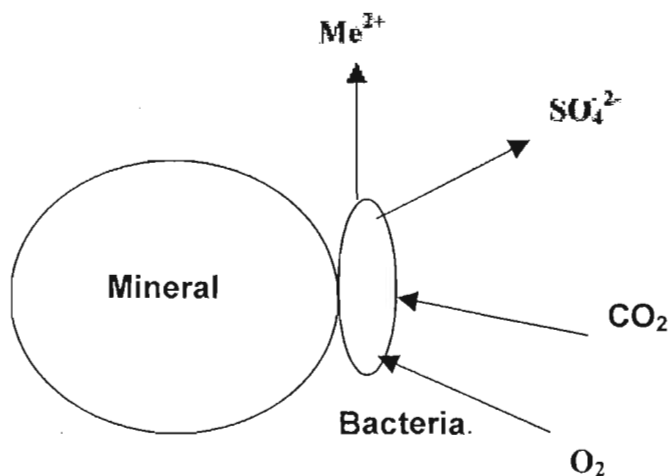
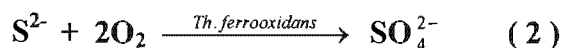


Figura 1 Mecanismo de ataque biológico directo.

En el caso de los sulfuros metálicos, estos son oxidados a sulfatos en varias etapas intermedias catalizadas por la acción de los microorganismos presentes, el proceso puede ser representado en forma simplificada por las siguientes reacciones⁽¹⁹⁾:



Donde el proceso está controlado por el siguiente equilibrio:



previo a la actuación bacteriana, el equilibrio (3) produce iones en solución, y la acción bacteriana se produce en las inmediaciones de la superficie del sólido a medida que los iones S^{2-} son liberados, los productos de solubilidad de distintos sulfuros metálicos tienen una relación directa con las velocidades de oxidación en presencia de bacterias. Ello equivale a decir que en la medida en que el sistema estuviera suficientemente agitado para asegurar una difusión rápida de los iones, la mayor o menor adherencia de las bacterias sobre el sulfuro metálico no debería tener influencia en el proceso.

la reacción (3) se encuentra muy desplazada hacia la izquierda, por ello a medida que los microorganismos oxidan los sulfuros a sulfatos, la reacción anterior se desplaza hacia la derecha según el principio de LeChatelier.

Mecanismo de ataque indirecto. En contraparte, en el mecanismo indirecto se considera que el sulfuro es oxidado químicamente por acción de algún agente oxidante, comúnmente Fe(III), y la función de los microorganismos es sólo la de (re)generar a esta especie. En este caso no es necesario un contacto físico entre la bacteria y el sustrato sólido. La reacción de

oxidación química puede ser completa, en cuyo caso se producen Fe(II) y iones sulfatos⁽²¹⁾, Fig. 2.

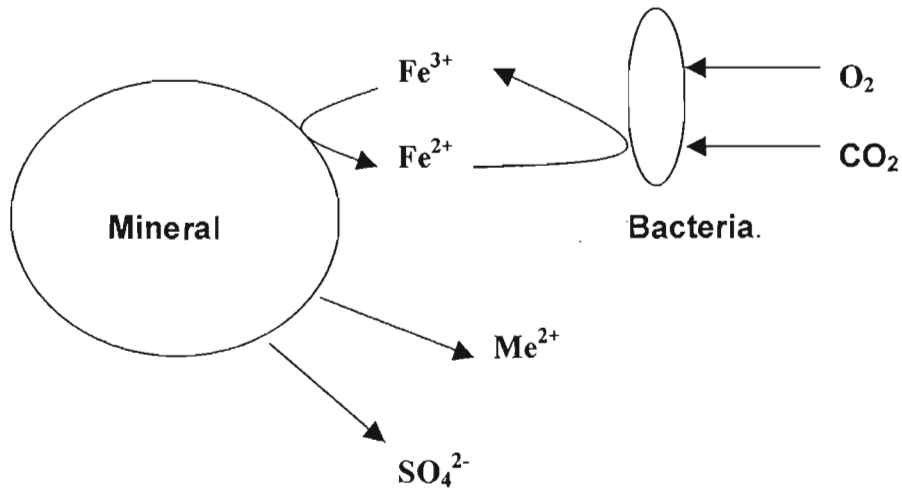
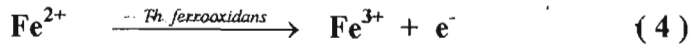


Figura 2 Mecanismo de ataque biológico indirecto. Oxidación química completa.

La reacción de oxidación puede también ser incompleta, en este caso se producen S^0 y Fe(II). Fig.



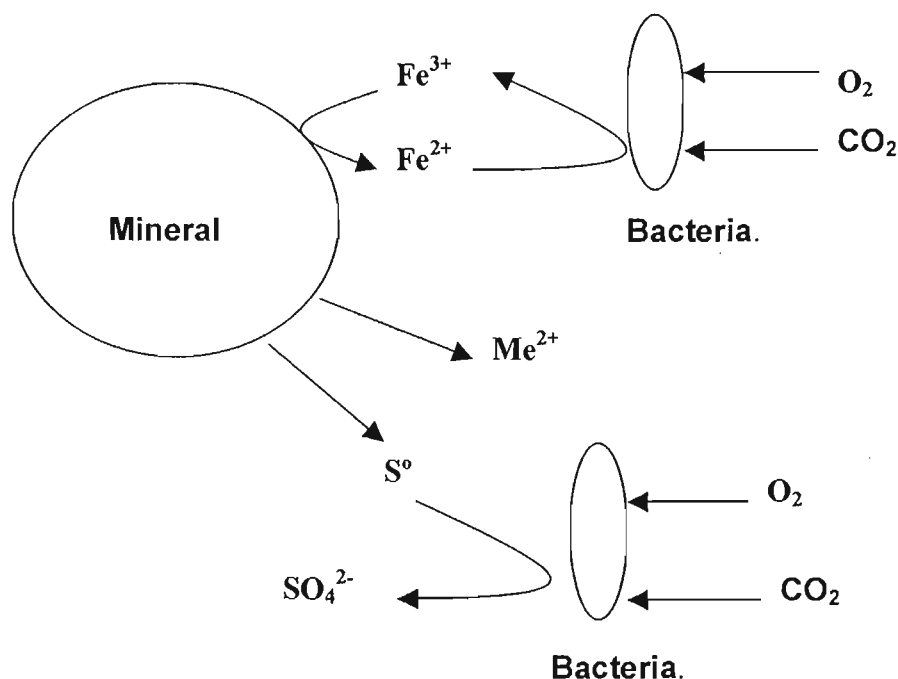


Figura 3 Mecanismo de ataque biológico indirecto. Oxidación química incompleta.

1.4 Drenaje ácido de mina (DAM).

El drenaje ácido se define como un drenaje contaminado que resulta de la oxidación de minerales sulfurados y lixiviación de metales asociados, provenientes de las rocas sulfurosas cuando son expuestas al aire y al agua, también se refiere a todo drenaje contaminado como resultado de los procesos de oxidación y lixiviación de los minerales sulfurosos, es decir se refiere al agua de drenaje que contiene niveles de cualquier elemento o contaminante que no se encuentre dentro de los límites reglamentarios para el agua que drena de un asiento minero, o que podría ocasionar un impacto ambiental adverso. Por lo general, este drenaje contaminado puede incluir, pero sin limitarse a ello, lo siguiente⁽⁷⁾:

- . pH, acidez, alcalinidad;
- . sulfatos;
- . nutrientes;
- . metales (disueltos o totales);
- . núclidos radiactivos;
- . sólidos disueltos totales (SDT); y
- . sólidos suspendidos totales (SST).

Generalmente el DAM se caracteriza por:

- . valores de pH por debajo de 7 hasta 1.5
- . alcalinidad decreciente y acidez creciente
- . concentraciones elevadas de sulfato
- . concentraciones elevadas de metales (disueltos o totales)
- . concentraciones elevadas de sólidos disueltos totales

El fenómeno de drenaje ácido proveniente de minerales sulfurosos es un proceso que ocurre en forma natural. Hace cientos de años, se descubrieron muchos yacimientos minerales por la presencia de agua de drenaje rojiza, indicando la presencia de minerales sulfurosos.

Hace sólo alrededor de 20 años, se desarrolló una preocupación ambiental asociada con esta agua ácida, rica en metales disueltos, así como el término "drenaje ácido de mina" o **DAM**.

No obstante, el drenaje ácido no ocurre únicamente en las minas, por lo que el término "drenaje ácido de roca" o **DAR** también es usado comúnmente para referirse a este fenómeno.

El desarrollo del **DAM** es un proceso dependiente del tiempo y que involucra procesos de oxidación tanto química como biológica y fenómenos físico-químicos asociados, incluyendo la precipitación⁽¹¹⁾.

1.4.1 Drenaje ácido de mina (DAM) y medio ambiente.

Al obtener los metales tan indispensables en la era actual, la industria minero-metalúrgica forzosamente genera residuos entre los que destacan los jales. Los jales son el producto de la trituración y molienda del mineral, una vez que se han recuperado los metales comerciales mediante procesos físicos y químicos.

Las características de los residuos dependen de las especies minerales presentes en los yacimientos del proceso a que se les sujeta y de la manera que se dispone, por lo que cada caso se convierte en un problema particular. A medida que avanza la explotación de una mina la composición del mineral puede cambiar y generar diferente cantidad y composición de los residuos.

La generación de ácido es originada por la oxidación de los minerales sulfurosos cuando son expuestos al aire y agua, lo cual da por resultado la producción de acidez, sulfatos y la disolución de metales. No todos los minerales sulfurosos son igualmente reactivos, ni la acidez se produce en igual proporción. Además, no todos los minerales sulfurosos o rocas con contenido de sulfuro son potencialmente generadores de ácido. La tendencia de una muestra particular de roca a generar acidez neta es una función del balance entre los

minerales (sulfurosos) productores potenciales de ácido y los minerales (alcalinos) consumidores potenciales de ácido.

El proceso mediante el cual se consume ácido se denomina "neutralización". Teóricamente, cada vez que la capacidad consumidora de ácido de una roca ("potencial de neutralización") excede al potencial de generación de ácido, se consumirá toda la acidez producida y el agua que drene de la roca se encontrará en el nivel de pH neutro o cerca de él. El drenaje ácido generado por la oxidación de sulfuros puede neutralizarse por contacto con minerales consumidores de ácido. Como resultado de ello, el agua que drena de la roca puede tener un pH neutro y una acidez insignificante, a pesar de la continua oxidación de sulfuros.

Con el tiempo, a medida que se agotan los minerales consumidores de ácido o se vuelve imposible acceder a ellos a causa de la formación de cubiertas de minerales secundarios, se puede generar agua ácida⁽⁹⁾.

1.4.2 Problemática ambiental.

La generación de agua ácida es uno de los problemas más serios relacionados a la actividad minera, ya que puede matar muchos organismos. El agua ácida puede incrementar el proceso de desgaste de la roca, disolviendo y liberando los metales presentes en ella, los cuales pueden ser más nocivos que el ácido en sí.

El ácido se genera usualmente cuando algunas rocas que contienen azufre (sulfuros) entran en contacto con oxígeno y agua. El mayor responsable generalmente es el bisulfuro de

hierro (oro falso o piritita). Algunos ejemplos de otros sulfuros de metales que contribuyen a generar ácido son el sulfuro de plomo (galena), el sulfuro de zinc, y el sulfuro de hierro y cobre.

La minería puede incrementar la generación de ácido más allá de lo que podría ocurrir naturalmente. Durante el proceso de minería, la mena es extraída, fraccionada y triturada. Estos procedimientos exponen los minerales sulfúricos (que de otro modo estarían sellados bajo tierra) al agua y al aire; esto es lo que inicia y sostiene la reacción química. A este proceso se le llama drenaje ácido de mina (DAM).

La presencia de minerales sulfurados o de azufre no es siempre la causa de efectos ambientales serios. El ambiente natural (suelos, agua, vegetación) puede reducir parcialmente la acidez creada por DAM. Además, hay ciertas rocas que reaccionan químicamente con aguas ácidas y reducen la acidez (es decir que neutralizan el ácido). A estas rocas neutralizantes se les describe como *alcalinas*. Las rocas neutralizantes más comunes son los minerales de carbonato (por ejemplo el carbonato de calcio y la piedra caliza). La posibilidad de que un mineral sulfurado genere ácido depende de qué tantos materiales alcalinos neutralizantes tenga la roca. A menudo, el DAM es demasiado para las defensas de la naturaleza, pues si el suelo y las rocas del área no logran neutralizar la generación de ácido, los riesgos ambientales son significativamente altos.

A medida que van dejando la mina, las aguas ácidas se disuelven en el agua y reducen gradualmente su acidez. El drenaje ácido también puede encontrar a su paso minerales de

carbonato que neutralizan el ácido. De cualquier modo, los metales que el DAM había disuelto se mezclan y precipitan, hundiéndose al fondo del agua.

Por ejemplo, el hierro que se disuelve como resultado del DAM reacciona al contacto con agua, precipitando hidróxido de hierro, conocido en inglés como “yellow boy” (“muchacho amarillo”). Es una sustancia sólida de apariencia desagradable, viscosa, de color amarillo o naranja. Otros metales producen precipitados de diferentes colores. Estas sustancias pueden recubrir el fondo y la ribera de ríos y arroyos, cambiando el color del agua y extendiéndose por varios kilómetros río abajo de la zona minera, con efectos negativos para muchos organismos⁽¹¹⁾.

1.4.3 Participación de la lixiviación bacteriana en la generación de los drenajes ácidos de mina.

Las bacterias en la mayoría de los casos se utilizan para procesos en los cuales el hombre se ve beneficiado; sin embargo, estas bacterias también tienen su efecto adverso, que se manifiesta en la generación de ácido y la posterior lixiviación de metales tóxicos desde desechos y desmontes de procesos mineros. Esto produce el llamado **Drenaje Ácido de Mina**, el cual ocurre frecuentemente a partir de desechos de minas de carbón abandonadas o de diferentes sulfuros metálicos y en el interior de los relaves. Se trata de una contaminación múltiple, ya que se producen drenajes fuertemente ácidos, con altas concentraciones de sulfato y de iones metálicos en solución y diferentes precipitados entre ellos los hidróxidos férricos. En la Tabla 1 se presenta un resumen de los distintos componentes de esta contaminación. El Drenaje Ácido de Mina es una contaminación

inorgánica de múltiples factores que se produce a partir de cierto tipo de minerales que se encuentran expuestos al aire y al agua.

Tabla 1. Contaminación por múltiples factores causada por el drenaje ácido de mina.	
Fuente del ácido	Oxidación de pirita.
Principal ácido presente	Ácido sulfúrico.
pH	1,5 - 3,0
Carbonatos	110 - 64.000 mg/L de CaCO ₃
Conductividad	600 - 30.000 μS/cm
Precipitados	Hidróxidos férricos.
Otros elementos presentes	Cobre, níquel, zinc y plomo.

La formación de ácido ocurre cuando las bacterias sulfooxidantes y de hierro transforman la pirita y otros sulfuros en ácido sulfúrico.

El “fenomeno” inicia cuando se encuentran los tres principales agentes causantes: el aire, el agua y las bacterias sulfooxidantes. En esta condición las bacterias atacan a la pirita contenida en un relave o en desechos de la minería y la oxidan, generando ácido y sulfato ferroso. El ion ferroso puede seguir siendo oxidado por la bacterias, para producir el ion férrico, el cual posee capacidades oxidantes muy fuertes, por lo que colabora con la acción

de la bacteria, disolviendo diferentes metales que se encuentran en el mineral. La turbidez se genera al precipitar los hidróxidos férricos. La acción concertada del aire, agua y bacteria no se detiene espontáneamente, más bien se potencia a si misma, debido a que va generando las condiciones de acidez y otras que son favorables a la proliferación bacteriana. En esto se parece mucho a lo que ocurre con la acción del fuego, cuando se encuentran comburente, combustible y calor⁽⁶⁾.

1.4.4 Primer acceso, aceleración, y duración del DAM.

- **Primer acceso:** Pueden pasar varios años antes de que se desencadene el DAM. Este período puede variar entre un año y más de una década.
- **Aceleración:** Cuando el DAM empieza a ocurrir, la situación tiende a empeorar. La oxidación de los minerales sulfúricos más reactivos, como la pirita, puede a su vez inducir la oxidación de otros minerales menos reactivos. De manera que mientras que las reacciones químicas proceden, la temperatura y acidez del agua aumentan, intensificando aún más las reacciones. Además, hay ciertas bacterias (como el *Thiobacillus ferrooxidans*) que viven en estos medios calientes y ácidos y que contribuyen a acelerar las reacciones. Es decir que una vez que el proceso de generación ácida comience, es casi imposible detenerlo.
- **Duración:** El DAM es un problema a largo plazo. Mientras que no sean retiradas del contacto con agua y aire, los materiales sulfúricos en las pilas de escombros, las minas subterráneas, y las canchas de relaves continúan generando ácido sulfúrico. El DAM en una zona minera puede ocurrir durante décadas e incluso siglos, hasta

que todo el material sulfúrico se haya disuelto por completo. Hay menas en Suecia que fueron minadas en los años 1,700 (siglo XVIII) y que continúan generando ácido hoy en día⁽⁷⁾.

1.4.5. Desarrollo del DAM.

La generación del drenaje ácido de roca es un proceso que depende del tiempo y comprende tanto reacciones químicas de oxidación como fenómenos físicos relacionados. En algunos asientos mineros, el drenaje ácido se detecta desde el principio de las operaciones. En otros, han pasado de 10 a 40 años antes de que se observe drenaje ácido. En estos sitios, las reacciones de oxidación de sulfuros y generación de ácido probablemente estuvieron ocurriendo pero en una baja proporción y con neutralización de los productos de oxidación.

Generalmente al DAM, se le observa como un proceso en tres etapas, definidas por el pH del agua en el microambiente de los minerales sulfurosos⁽¹¹⁾.

1.4.5.1 Etapa I.

La acidez es generada y rápidamente neutralizada en las etapas iniciales cuando la roca que contiene minerales sulfurados es expuesta al oxígeno y al agua. El drenaje de agua es casi neutro. Mientras se produce la oxidación de los minerales sulfurosos, existe suficiente alcalinidad disponible como para neutralizar la acidez y precipitar el hierro en forma de hidróxido, éste es fundamentalmente un período de oxidación química. El oxígeno es el oxidante principal, al producir sulfato y acidez a partir de la oxidación de los minerales sulfurosos. Los minerales carbonatados presentes en la roca, como la calcita (CaCO_3) neutralizan esta acidez y mantienen condiciones que van de neutras a alcalinas ($\text{pH} > 7$) en el

agua que fluye sobre la roca. También se podría detectar un contenido elevado de calcio, magnesio u otros metales, dependiendo de las rocas consumidoras de ácido presentes, como resultado de la disolución de los minerales carbonatados, debido al consumo de ácido. La oxidación de los minerales sulfurosos libera hierro ferroso en la solución. La oxidación química del hierro ferroso es rápida a un pH superior a 7 y el hierro férrico se precipita de la solución como un hidróxido. De esta manera, la velocidad de oxidación química de la pirita es relativamente baja, comparada con las etapas posteriores de oxidación, ya que el hierro férrico no contribuye como oxidante. En esta etapa, el agua de drenaje se caracteriza generalmente por niveles elevados de sulfato, con pH cercano al neutro. El ácido producido es neutralizado mientras que el hierro férrico se precipita en forma de hidróxido. Si existen minerales de zinc asociados con los sulfuros de hierro, también podrían detectarse concentraciones elevadas de zinc en la solución⁽¹¹⁾.

1.4.5.2 Etapa II.

A medida que continúa la generación de ácido y se agotan o se vuelven inaccesibles los minerales carbonatados, el pH del agua disminuye y el proceso se encamina hacia su segunda etapa. Cuando el pH del microambiente disminuye hasta 4.5, ocurren reacciones de oxidación tanto químicas como biológicas. A medida que la velocidad de generación de ácido se acelera en las etapas II y III, el pH disminuye progresiva y gradualmente, los niveles de pH relativamente constantes representan la disolución de un mineral neutralizante que se vuelve soluble a ese nivel de pH. Si la oxidación continúa hasta que se haya agotado todo el potencial de neutralización, se presentarán valores de pH por debajo de 3.5. En esta etapa, el agua de drenaje está generalmente cerca al nivel ácido, con

concentraciones elevadas de hierro ferroso y sulfato. Se observa una acidez relativamente alta, aún cuando las concentraciones de metales en la solución puedan ser bajas⁽¹¹⁾.

1.4.5.3 Etapa III.

A medida que los minerales alcalinos se consumen o recubren, o cuando, se produce acidez a mayor velocidad que alcalinidad, el pH se vuelve ácido. Las reacciones dominantes se transforman de oxidación química a principalmente oxidación biológicamente catalizada. De las reacciones de oxidación de sulfuros, se produce hierro ferroso, que se oxida biológicamente y se convierte en hierro férrico. Este, a su vez, reemplaza el oxígeno como el oxidante principal. En esta etapa, la velocidad de oxidación es considerablemente más rápida que en la Etapa I, el descenso del pH incrementa la velocidad de oxidación. En esta etapa, el agua de drenaje es generalmente ácida, caracterizada por tener concentraciones elevadas de sulfatos y metales disueltos. El hierro disuelto se presenta como hierro ferroso y férrico. En algún momento en el futuro, décadas y -posiblemente- siglos después del inicio de la generación de estos ácidos, la velocidad disminuirá con la oxidación completa de los sulfuros más reactivos y el pH se incrementará hasta que la roca se torne sólo ligeramente reactiva y que el pH del agua de drenaje no sea afectado. El tiempo para cada etapa sucesiva puede variar de un período de días a un período de cientos de años, dependiendo de los factores que controlen la generación de ácido. Dependiendo de la etapa en el proceso de oxidación se determinará la tecnología apropiada para la vigilancia y el control. En la etapa I, puede ser factible el control de las condiciones necesarias para las reacciones de generación de ácido. Se puede prevenir el impacto del drenaje contaminado sobre el ambiente mediante un control efectivo del proceso de oxidación, eliminando el

reactante principal necesario para que se produzca la reacción (es decir, el oxígeno). El monitoreo se centrará en los parámetros indicadores del inicio del DAM: sulfato, bicarbonato, hierro ferroso, zinc, etc. Una vez que se establecen las reacciones de generación de ácido (Etapas II y III), el hierro férrico se convierte en el principal oxidante. En esta etapa, la oxidación está bien establecida y el control del DAM requiere la eliminación del mecanismo de transporte, con el fin de evitar que el contaminante sea liberado en el ambiente (es decir, el agua)⁽¹¹⁾.

1.5 Reacciones químicas.

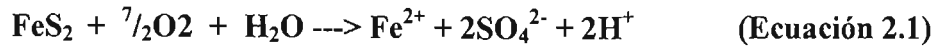
1.5.1 Oxidación.

La generación y el consumo de ácido son el resultado de una serie de reacciones químicas complejas e interrelacionadas. Los factores que controlan la velocidad y la magnitud de la generación de ácido, y la consiguiente calidad del agua de drenaje, sólo han sido estudiados en detalle durante los últimos 20 años. La comprensión de estos factores, así como de los procesos químicos y de los reactantes involucrados, constituyen la clave para la predicción del potencial de generación de ácido en una muestra de roca; del mismo modo, es fundamental para identificar la tecnología apropiada, que sirva para prevenir o controlar la generación de drenaje ácido. Los componentes principales para la generación de ácido son: minerales sulfurosos reactivos, agua o atmósfera húmeda y un oxidante, especialmente el oxígeno de la atmósfera o de fuentes químicas.

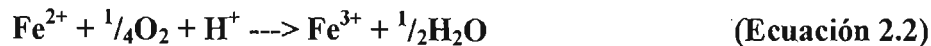
La velocidad y la magnitud de la generación de ácido son afectadas por los siguientes factores secundarios: bacterias (*Thiobacillus ferrooxidans*), pH, temperatura

Las reacciones de generación de ácido se expresan generalmente como la oxidación de la

pirita, uno de los minerales sulfurosos más comunes. Inicialmente, los sulfuros reaccionan con el oxígeno y el agua para formar sulfato (SO_4^{2-}), hierro ferroso (Fe^{2+}) e iones de hidrógeno (H^+). Esta reacción total de generación de ácido, en la que se muestra la pirita siendo oxidada por el oxígeno, puede representarse por la siguiente ecuación:



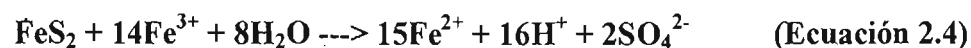
Posteriormente, el hierro ferroso reacciona con el oxígeno para formar hierro férrico:



Dependiendo del pH en el ambiente alrededor del sitio de oxidación, el hierro férrico puede luego precipitarse en la forma de hidróxido (Ecuación 2.3), o puede, a su vez, ser utilizado como oxidante (Ecuación 2.4). A niveles de pH por encima de 3.5, el hierro férrico (Fe^{3+}) tiende a precipitarse como hidróxido férrico. Esto forma el precipitado rojo que se observa en la mayoría de minas que generan ácido. Durante esta reacción, se liberan iones de hidrógeno adicionales.



A medida que se desarrolla la generación de ácido y se consume la alcalinidad disponible, el hierro férrico, a su vez, sirve como oxidante y puede promover la oxidación química de los minerales sulfurosos. En el caso de la pirita, la reacción que ocurre es la siguiente:



La oxidación química de la pirita (Ecuación 2.1) es una reacción relativamente rápida a valores de pH mayores que 4.5, pero mucho más lenta a niveles de pH más ácidos. La velocidad del suministro de oxígeno es el elemento que controla principalmente la velocidad de la oxidación química. A niveles de pH inferiores a 4.5, la oxidación por el hierro férrico se convierte en el proceso de oxidación dominante. La velocidad de

producción de hierro férrico, a partir del ferroso (Ecuación 2.2), se convierte en la etapa controlante del proceso total de oxidación. Sin embargo, por catálisis biológica, esta reacción es relativamente rápida. Por lo general, se reconoce que ciertas bacterias pueden acelerar la velocidad con la cual ocurren algunas de las reacciones anteriormente indicadas, incrementando con ello la velocidad de generación de ácido. La bacteria *Thiobacillus ferrooxidans* es capaz de oxidar compuestos de azufre reducidos, así como oxidar el hierro ferroso en férrico (que entonces puede actuar como oxidante). Otras bacterias conocidas como participantes o acelerantes de la oxidación de los minerales sulfurosos son: *Thiobacillus thiooxidans* y *Sulfolobus*. La velocidad con la cual ocurre la oxidación bacteriana depende de los siguientes parámetros:

- . temperatura
- . pH
- . disponibilidad de oxígeno
- . disponibilidad de dióxido de carbono (fuente de carbono para la reproducción de las células)
- . nutrientes (N,P)
- . área superficial del mineral sulfuroso expuesto

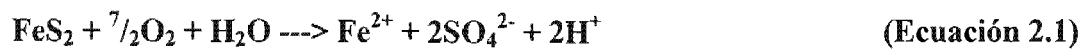
En general, las velocidades de oxidación se aceleran con un incremento de temperatura. Como regla empírica, las velocidades de reacción pueden duplicarse por cada 10 °C de aumento de temperatura. El proceso de oxidación del sulfuro es exotérmico, genera calor y aumenta la temperatura en el sitio de la reacción. Se han registrado temperaturas superiores a los 50 °C en pilas de desmonte en oxidación, ubicadas en regiones cuya temperatura ambiental es menor a 5 °C. Por tanto, la oxidación continua puede crear condiciones ideales

para el crecimiento de las bacterias oxidantes. La producción de H^+ y la consiguiente disminución del pH, hasta un nivel adecuado para las bacterias que oxidan el sulfato y el hierro, la producción de hierro férrico y el aumento de temperatura debido al proceso de oxidación exotérmico, dan por resultado condiciones idealmente adecuadas para estas bacterias. Una vez establecidas las velocidades de oxidación, son lo suficientemente altas como para mantener condiciones de temperatura elevada y pH bajo. A temperaturas bajas, la velocidad de oxidación, tanto biológica como química, es mucho más reducida de lo que podrían ser a temperaturas ambientales. Las velocidades de reacción, medidas en pruebas cinéticas de laboratorio, deberán reajustarse de acuerdo a estos hechos. Por debajo de los 4 °C, las velocidades de oxidación se consideran insignificantes⁽⁷⁾.

1.5.2 Minerales sulfurosos.

Los minerales sulfurosos más comunes, considerados como fuente de **DAM**, son los minerales de hierro, en forma especial, la pirita (FeS_2), pirrotita (FeS) y marcasita (FeS_2). Dependiendo de la forma y de la estructura cristalina del mineral (cómo éste se presenta en el yacimiento), se observarán diferentes velocidades de oxidación. Por lo general, la marcasita, pirrotita y la pirita framboidal se oxidarán más rápidamente. Los cristales minerales con una superficie menor, como la pirita "euhedral" de grano grueso, se oxidan más lentamente. Todo mineral sulfuroso tiene el potencial de oxidarse y lixiviar metales. Los minerales de metales bases, tales como calcopirita ($CuFeS_4$), enargita (Cu_3AsS_4), galena (PbS), esfalerita (ZnS) y arsenopirita ($FeAsS$), pueden encontrarse asociados a

cuerpos mineralizados. La oxidación y lixiviación de los minerales, generalmente como resultado de la generación de ácido a partir de los minerales de sulfuro de hierro asociados, pueden dar como resultado la liberación de acidez y metales disueltos en el agua de drenaje. La cantidad de acidez que teóricamente se puede liberar de la oxidación de un mineral sulfuroso, puede calcularse a partir de las relaciones estequiométricas mostradas en las ecuaciones 2.1 a 2.4, en las que se muestra la oxidación de diferentes minerales sulfurosos. Como ejemplo, la oxidación de una mol de pirita produce 4 moles de acidez (equivalentes de H^+) a partir de las reacciones que se muestran a continuación⁽⁷⁾:

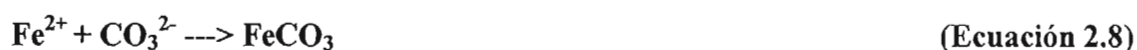


1.5.3 Neutralización.

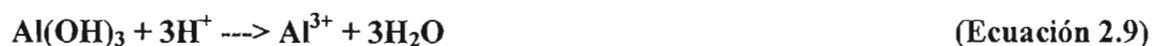
Después de la oxidación de un mineral sulfuroso, los productos ácidos resultantes pueden ser: inmediatamente arrastrados por la infiltración de agua o extraídos de la solución, como resultado de la reacción con un mineral que consume ácido. Entre los minerales que pueden consumir acidez y neutralizar el drenaje ácido se encuentran, carbonatos (calcita), hidróxidos (limonita), silicatos (clorita) y arcillas. El mineral más común que consume ácido es la calcita ($CaCO_3$), que consume acidez a través de la formación de bicarbonato (HCO_3^-) o ácido carbónico (H_2CO_3):



La calcita es el mineral carbonatado más abundante de los yacimientos mineralizados, asociado con muy escasa, o ninguna, dolomita. Generalmente, es el más reactivo de los minerales consumidores de ácido y, a diferencia de la mayoría de éstos, tiende a ser más soluble a temperaturas más bajas. La liberación de bicarbonato y carbonato a través de la disolución de la calcita puede resultar en la formación de minerales carbonatados secundarios, siderita (FeCO_3), mediante:



Este mineral también puede estar presente como mineral principal en la roca. Es menos soluble que la calcita, tendiendo a amortiguar el pH en el rango de 4.5 a 6.0. La calcita tiende a neutralizar soluciones llevándolas hasta un pH entre 6.0 y 8.0. Los siguientes minerales que proporcionan alcalinidad, después del consumo de los minerales carbonatados, generalmente son los hidróxidos, los cuales consumen acidez mediante la formación de un ion libre más agua, como se muestra en la ecuación 2.9, por ejemplo, para Al(OH)_3 :



La mayoría de rocas contendrán tanto minerales sulfurosos como minerales consumidores de ácido. La relativa cantidad y la reactividad de los dos tipos determinarán si la roca producirá finalmente condiciones ácidas en el agua que pasa sobre y a través de ella. Las reacciones de neutralización eliminarán una porción de la acidez y el hierro de la solución,

elevando el pH. Donde hay suficiente tiempo de contacto con los minerales consumidores de ácido, puede ocurrir la neutralización hacia un pH de 7. Bajo condiciones de pH neutro, la mayoría de metales presenta baja solubilidad y precipitan de la solución en forma de hidróxidos u óxidos metálicos. Sin embargo, algunos metales, como el zinc, arsénico y molibdeno, son tan solubles -o más solubles- bajo condiciones alcalinas que bajo condiciones ácidas. Los iones de sulfato también son químicamente estables en un amplio rango de pH. En consecuencia, las concentraciones de sulfato algunas veces pueden servir como indicador general de la magnitud de la generación de ácido, incluso después de que la neutralización se ha producido. Una serie de minerales pueden aportar alcalinidad, según el resumen del cuadro 2.2. Este cuadro indica el nombre y la composición del mineral, la capacidad equivalente de consumo de ácido, comparada con la de la calcita, y el pH hacia el cual el sistema se estabilizaría (si se conoce este dato)⁽⁷⁾.

1.6 Fuentes del DAM.

Los minerales sulfurosos están en todas partes en el ambiente geológico, pero se encuentran principalmente en rocas que yacen debajo de una capa de suelo y, a menudo, debajo de la capa freática. Bajo condiciones naturales, el suelo que cubre la roca y el agua subterránea minimizan el contacto con el oxígeno, permitiendo así que la generación de ácido prosiga a una velocidad tan baja que el efecto sobre la calidad general del agua será insignificante o indetectable. La exposición de roca sulfurosa reactiva al aire y al agua, como resultado de actividades tales como la construcción de carreteras o explotación minera, puede acelerar la

velocidad de generación de ácido y ocasionar un impacto en el ambiente. En un asiento minero, las fuentes primarias de drenaje ácido son las áreas en las cuales la roca de mina ha sido disturbada, y la superficie expuesta. Entre las fuentes principales del **DAM** están:

- . las pilas de desmonte.
- . las pilas de lixiviación.
- . los embalses de relaves.
- . las labores mineras subterráneas.
- . las minas de tajo abierto.
- . la roca de construcción -relleno, represas, carreteras.

Además, el drenaje ácido de roca puede ocurrir en otras áreas del asiento minero, las cuales contienen generalmente menor volumen de roca, pero que deberían considerarse en la evaluación del lugar, por ejemplo:

- . derrames de concentrados y relaves
- . almacenamiento de concentrados e instalaciones de descarga
- . apilamiento de mineral
- . superficies de roca expuestas al cortar rocas para carreteras, etc.
- . caminos por los cuales pasan camiones o ferrocarriles con concentrados
- . aliviaderos de emergencia
- . pozas de almacenamiento de lodos en plantas de tratamiento.

Es de fundamental importancia identificar todas y cada una de las fuentes potenciales de drenaje ácido de mina, tanto en el diseño como en la operación de cada asiento minero.

También, es importante que, al desarrollar el programa de pruebas de predicción, se comprendan las diferencias en los controles físicos y químicos del **DAM** para cada una de estas fuentes⁽⁹⁾.

1.6.1 Desmonte.

Los términos "desmonte" o "roca de mina" generalmente se emplean para hacer referencia a la sobrecapa y rocas que deben extraerse para ganar acceso al mineral. La mayor parte de desmonte se produce en la explotación de minas a tajo abierto, generalmente con una proporción entre tonelaje de material estéril y tonelaje de mineral -"stripping ratio"- de 2:1 ó 3:1. Esta relación hace referencia al tonelaje de desmonte extraído por tonelada de mineral; por consiguiente, en una relación de 2:1, se extraen 2 toneladas de desmonte por cada tonelada de mineral. No obstante, cantidades menores de desmonte o escombros pueden producirse a partir del desarrollo de obras subterráneas.

Generalmente, esta roca es almacenada en la superficie, en grandes pilas o botaderos de desmonte. Esta roca también puede utilizarse para construcciones en el lugar; como relleno para la construcción de cimientos, especialmente en terreno montañoso, para la construcción de carreteras, represas, etc.

Los botaderos de desmonte son, generalmente, mezclas de material proveniente de diferentes áreas de explotación o desarrollo minero. Generalmente están constituidos por rocas gruesas y se almacenan sobre la capa freática. De este modo, cualquier mineral sulfuroso reactivo queda expuesto al aire y al agua que pasan por el botadero, inmediatamente después de haber sido depositado allí. Las reacciones de generación de ácido pueden iniciarse en cualquier lugar del botadero, y generalmente se producen en

varios sitios. La química del agua de drenaje proveniente del botadero dependerá tanto de la mineralogía de la roca en la fuente del **DAM**, como de las reacciones con las diferentes rocas a lo largo de la ruta del flujo. Dado que toda pila de rocas o botadero puede estar compuesto por una mezcla de tipos de roca, puede surgir agua de composición química muy diferente de cada una de las diferentes áreas del mismo botadero⁽⁹⁾.

1.6.2 Relaves.

El desarrollo de **DAM** en un embalse de relaves es generalmente muy limitado durante la operación y se desarrolla lentamente a lo largo del tiempo, después que haya cesado la acumulación en el embalse. La ocurrencia de las reacciones de oxidación está limitada por la acumulación continua de capas frescas de relaves saturados y alcalinos durante la operación. Después de que se ha concluido la acumulación y los relaves empiezan a drenar, de manera que los sulfuros se exponen al oxígeno, en ese momento comienza la oxidación. Dado que las reacciones de oxidación requieren tanto de oxígeno como de agua, la generación de ácido por lo general comienza en la superficie y en los lados de la represa, que son los primeros en drenar. Así, la oxidación se inicia en la superficie de la represa y progresa en profundidad, a medida que los relaves drenan y la capa freática se mueve hacia el fondo del depósito. El secado y resquebrajamiento de la superficie de los relaves puede aumentar el suministro de oxígeno hacia los relaves que están en profundidad y mejorar la oxidación más profunda.

Inicialmente, el drenaje contaminado puede ser detectado en la escorrentía superficial proveniente de los relaves. Con el tiempo, a medida que el frente de oxidación progresa a más profundidad dentro de los relaves, y a medida que el drenaje contaminado reemplaza al

agua del proceso, el **DAM** puede detectarse a partir de la base del depósito o en el agua subterránea. La velocidad a la cual progresa el **DAM** a través de los relaves depende tanto de los controles en la química del agua, como de los controles físicos en el flujo de agua (permeabilidad y pendiente hidráulica). Pueden pasar años o décadas antes de que pueda detectarse el **DAM** en las filtraciones provenientes de la base de los relaves⁽⁹⁾.

1.6.3 Comparación de Botaderos de Desmonte y Relaves.

Los jales y las rocas de mina son probablemente las mayores fuentes del **DAM** en la mayoría de asientos mineros y es por eso que se les da prioridad en la mayoría de programas de predicción. Es importante comprender las diferencias entre las fuentes de generación de ácido y los mecanismos de migración de contaminantes, para probar y predecir, con precisión, la calidad del agua de drenaje.

1.6.3.1 Oxidación. En los relaves, la oxidación se inicia en la capa superficial expuesta, después de que ha culminado la disposición de pulpas frescas de relaves alcalinos (no durante la operación); así como en las resquebrajaduras verticales en los depósitos subaéreos. La oxidación puede desarrollarse en todo el botadero de desmonte, inmediatamente después de la deposición.

1.6.3.2 Ruta del flujo de infiltración. Inicialmente, en una represa de relaves, el **DAM** es evidente en el agua de desagüe superficial. La infiltración se mueve lenta y uniformemente hacia abajo, a medida que el agua de porosidad del proceso drena del embalse y es gradualmente desplazada por agua contaminada con **DAM**, generada en la superficie. Pueden pasar varios años, o décadas, antes de que la filtración contaminada

migre a través de la masa de relaves y aparezca como filtración de la base. El **DAM** puede detectarse en el botadero de desmonte después de horas o días de una lluvia, mediante el desarrollo de rutas de flujo de infiltración preferenciales. Puede surgir drenaje de agua con composición química variada del mismo botadero, como resultado de la heterogeneidad de la roca.

1.6.3.3 Heterogeneidad de la distribución de sulfuros/alcalinidad. El desmonte puede provenir de una variedad de unidades rocosas con contenidos de sulfuros ampliamente variables. La mineralogía de la roca, la geoquímica y las propiedades físicas difieren a lo largo del botadero, con una distribución que depende del tamaño de las partículas, de la ocurrencia mineralógica y del método de construcción del botadero. Sin embargo, en los relaves, el procesamiento de mineral relativamente constante origina una masa fina, comparativamente homogénea en todo el depósito.

1.6.3.4 Tamaño de la partícula. La roca de mina de tamaño D50 (diámetro del tamaño de partícula promedio determinado por peso) es usualmente mayor que 20 cm, comparado con los relaves, que pueden ser 100% más finos que 0.2 mm. Los minerales sulfurosos y alcalinos en un botadero de desmonte pueden estar físicamente separados por distancias sustanciales.

1.6.3.5 Entrada de aire (oxígeno). En los relaves, el aire ingresa desde la superficie a través de los vacíos de los poros y resquebrajaduras, a una velocidad limitada por la forma en que el aire se difunde a través de estos materiales. En un botadero, el aire puede ingresar desde la cima, los lados y a lo largo de la base, y fluir libremente a través de las

rutas de flujo advectivas. Los gradientes de temperatura, como resultado de las reacciones exotérmicas de oxidación, también pueden promover el flujo de aire.

1.6.3.6 Temperatura. En un botadero de desmonte no saturado, la oxidación rápida puede generar temperaturas elevadas y convección térmica, así mismo pueden desarrollarse efectos de chimenea. La temperatura de los sólidos en los relaves permanece relativamente constante, controlada -en gran medida- por el contenido de humedad de los sólidos.

Los procesos que controlan la generación y migración de ácido en los botaderos de desmonte y depósitos de relaves, a pesar de ser química y biológicamente similares, son muy diferentes en términos de características físicas. Las diferencias entre las condiciones que se aplican a los botaderos de desmonte y a los depósitos de relaves, han sido discutidas por Robertson (1988), y Broughton y Robertson (1992). El reconocimiento de estas diferencias es fundamental para la predicción del potencial de generación de ácido y la calidad del agua de drenaje, así como para la evaluación de las medidas de control que sean técnica y económicamente efectivas.

1.6.4 Labores subterráneas.

Las labores subterráneas pueden ser una fuente considerable de **DAM**, especialmente en minas antiguas. Las paredes expuestas se encuentran usualmente en áreas mineralizadas y, por tanto, tienen contenidos de metal más elevados que el desmonte. Además, toda roca sulfurosa rota, como parte de las labores subterráneas ejecutadas por el método de explotación minera (técnicas de excavación), como resultado del colapso y hundimiento en minas antiguas, o debido al relleno, puede generar una extensa área superficial de roca quebrada que, a su vez, puede producir **DAM**.

La fuente de agua de las labores subterráneas es usualmente una combinación de agua subterránea e infiltración de la superficie. Las minas a tajo abierto, los ductos de ventilación o las construcciones subterráneas, tales como los conductos de extracción tipo embudo, pueden originar la continua inundación de las obras.

Luego del cierre, si se permite la inundación de las obras, puede haber un arrastre inicial de contaminantes provenientes de los productos de oxidación almacenados. La inundación probablemente constituirá el mejor mecanismo de control de la generación adicional de ácido, a largo plazo.

1.6.5 Mina a tajo abierto.

Las operaciones en minas a tajo abierto generalmente no descargan agua durante su operación, excepto durante el secado y bombeo de la mina, por eso es algo más sencillo controlar la calidad del agua de descarga de minas a tajo abierto que de las labores subterráneas. La experiencia demuestra que el potencial para la generación de ácido durante la operación, puede limitarse mediante el mantenimiento de paredes competentes "limpias", con poca roca quebrada o material disuelto en los bancos. La roca quebrada presenta un área superficial más amplia y, por ello, carga potencial más elevada que las paredes expuestas de la mina. La inundación de la mina, luego del cierre de la misma, controlará finalmente toda generación adicional de ácido, a pesar de que pueda haber oxidación y drenaje durante el llenado de la cantera y, nuevamente, pueda ocurrir un acarreamiento de productos solubles. La mina a tajo abierto también puede emplearse para la disposición de relaves o de rocas de mina de la superficie, debajo de una capa de agua. La predicción de la

carga contaminante de las paredes de la mina y de cualquier roca adicional colocada dentro de ella, exige comprender la magnitud de la generación de ácido y de la lixiviación/almacenamiento de metales dentro de la roca⁽⁹⁾.

1.7 Efectos del DAM.

Hay dos razones por las que el DAM es un problema. Primero, la acidez causa condiciones que son tóxicas para muchos organismos. En muchas corrientes de agua afectadas por el DAM, el pH es tan bajo que los arroyos no contienen casi ningún organismo vivo. Segundo, los metales que se han disuelto bajo condiciones ácidas pueden entrar al medio acuático, en dónde pueden ser tóxicos para varios organismos.

El drenaje ácido es generalmente de 20 a 300 veces más ácido que la lluvia ácida, generalmente con un nivel de pH bajo (alrededor de 3), que es suficiente para matar cualquier organismo acuático. El pH óptimo del agua para los peces es de 6.5 a 8. Aún cuando las concentraciones de ácido no son tan fuertes como para matar a peces u otros animales acuáticos, la ecología del arroyo puede verse altamente afectada. Un pH menor de 5 es nocivo para la mayoría de plantas, lo que resulta en la propagación de un solo tipo de planta acuática resistente al ácido. Las algas que viven en el fondo de los arroyos también se ven afectadas. Y debido a que peces y fauna se alimentan de las plantas y algas del arroyo, éstos se ven igualmente afectados cuando su fuente de alimentos desaparece⁽⁷⁾.

1.7.1 Metales.

Los metales disueltos en agua son uno de los más serios problemas ambientales de la minería, y son quizás el tipo de contaminación de agua más fatal.

Los metales se encuentran en las menas, en los relaves de las minas, en los escombros, el polvo y otras emisiones que flotan en el aire como resultado de los procesos de fundición y de refinamiento. El agua pura (con un pH de 7) puede disolver ciertos metales que se encuentran en ciertas rocas. Pero el agua ácida tiene una mayor capacidad de disolver porciones de roca y liberar metales al entrar en contacto con las menas, relaves o escombros. Este proceso puede ser extremadamente destructivo. Si las aguas contaminadas no son retenidas adecuadamente, los metales pueden ser transportados por el agua y escapar al medio ambiente natural por medio de la fusión de las nieves o si hay lluvias fuertes. Los metales también pueden penetrar corrientes de agua si hay derrames de concentrado durante el transporte. El concentrado es generalmente transportado en bolsas por camiones, que pueden sufrir accidentes en caminos montañosos o en mal tiempo.

A diferencia de los productos químicos que contienen carbono (orgánicos) y por lo tanto se desintegran con el tiempo, los metales nunca se desintegran. Por esta razón, constituyen un peligro a largo plazo para la calidad del agua. Los metales que penetran de un modo u otro en ríos y lagos se precipitan gradualmente y se acumulan, formando sedimentos. Los metales que se asientan en el fondo de ríos o arroyos pueden reactivarse si hay un cambio en el pH del agua o si aumenta la corriente. Con el tiempo, los metales pueden viajar cientos de millas más allá de su fuente original. Los efectos a tanta distancia del origen de

la fuga pueden no ser fatales, pero los organismos vivos o sus crías pueden resultar expuestos a estos metales, causándoles o afectando su comportamiento y su capacidad para reproducirse⁽⁷⁾.

1.8 Prevención del DAM.

Hay muchas estrategias para prevenir los efectos del DAM: prevención, almacenamiento bajo de agua, mezclas, y recubrimiento. Estas técnicas han sido eficaces en muchos casos bajo ciertas circunstancias específicas, sin embargo han fallado en otras zonas mineras.

Al evitar la perturbación de materiales que pueden generar ácido, se reduce enormemente el riesgo del DAM. Por lo tanto, la mejor estrategia para mitigar el DAM, y la primera que se debe de considerar, es la prevención por medio de predicción y planeación. Sin embargo, la mayoría de las compañías no consideran la prevención como una opción, sobre todo cuando la mayoría o la totalidad de los metales valiosos pueden estar asociados con materiales potencialmente generadores de ácido (como en el caso de varios tipos de menas sulfuradas). En este caso, el gobierno le impondrá a la compañía una serie de requisitos de planeación para prevenir los efectos ambientales de largo plazo asociados con el DAM.

1.8.1 Almacenamiento bajo de agua.

Los materiales generadores de ácido son a menudo almacenados dentro de estanques de agua para evitar el contacto con el aire, que es lo que desencadena el proceso del DAM. Si es necesario excavar o exponer al aire materiales potencialmente generadores de ácido para

extraer la mena, este es el mejor método de prevenir el DAM y de reducir el escape de metales.

Para continuar siendo efectivo, es necesario mantener controles cuidadosos y monitoreo constante del almacenamiento. Si el nivel de agua llegará a bajar, exponiendo estos relaves y desechos al aire, empezarán a oxidarse y a liberar ácido. Si el agua sube de nivel, es posible que se desborde y entre en contacto con el medio ambiente. Por lo tanto, esta técnica requiere mantenimiento a largo plazo.

Por otra parte, el agua puede causar un incremento en la cantidad de metales en una solución química. Si los materiales ya han empezado a generar ácido antes de ser sumergidos bajo de agua, empezarán a liberar metales que se encuentran en la roca o relaves, requiriendo que se le dé tratamiento al agua para evitar que se convierta en un peligro de largo plazo. Por lo tanto, es importante sumergir los materiales potencialmente generadores de ácido antes de que el DAM progrese.

1.8.2 Mezclas.

El objetivo de mezclar materiales de desecho potencialmente generadores de ácido con materiales que tienen un mayor potencial de neutralización es de neutralizar rápidamente el ácido producido antes de que los metales se liberen de forma significativa o antes de que el DAM salga de la zona minera.

Si bien es cierto que las mezclas han sido útiles para prevenir el DAM en algunas minas de carbón, no ha sido demostrada su utilidad en minas de roca dura tales como oro y cobre.

Las mezclas tienen muchas desventajas, tales como su alto costo, utilidad limitada, incertidumbre técnica, y requisitos exigentes de información, construcción y de materiales.

1.8.3 Recubrimiento.

En los Estados Unidos, el método más común para prevenir la generación de ácido es el recubrimiento y sellado de rocas generadoras de ácido para evitar que agua y aire entren en contacto con ellas. También ha sido un método eficaz para disminuir la filtración de agua en vertederos de agua ácida, con el fin de disminuir la cantidad de metales liberados y el costo de tratamiento de aguas.

En Canadá, el recubrimiento no es un método comúnmente usado para prevenir el DAM, especialmente en Columbia Británica, en donde el clima es tan húmedo que el recubrimiento de relaves no impide la filtración de agua hacia los jales.

Además, aún no se tienen suficientes datos sobre su efectividad a largo plazo, y diseños que aseguren el grado necesario de efectividad.

Ya que muy pocos recubrimientos tienen más de 10 años de edad, se necesita hacer más investigación sobre criterios de diseño de largo plazo, monitoreo, mantenimiento, reparación y reemplazo ocasional, para estar seguros de que la erosión, madrigueras de animales, y otras actividades no afecten la efectividad de este método.

Aunque este método es una técnica estándar en Canadá para remediación de pilas de escombros y canchas de relaves, ya que reduce enormemente la posibilidad de que entren

en contacto con aire y agua. También reducen otro riesgo ambiental: el polvo, cargado de sustancias tóxicas, que pudiera volarse fuera del área de almacenamiento si los escombros o relaves estuviesen al aire libre.

1.9 Control del drenaje ácido de mina.

Como en toda enfermedad, hay tres alternativas posibles de acción: prevenir, curar sus síntomas o atacar al agente causante. La prevención es muy difícil, ya que en la práctica un proceso minero requiere dejar al descubierto los minerales que se encontraban protegidos de la acción del aire, el agua y las bacterias. Sin embargo, es posible investigar en el laboratorio el potencial de los desechos para generar ácido.

Para controlar los síntomas del problema, se ha empleado por décadas la adición de cal o calizas u otras formas de neutralización. Para lograr este objetivo, se requiere aplicar grandes cantidades de cal, por lo tanto es caro, se producen grandes cantidades de desechos y no siempre los resultados son totalmente satisfactorios.

1.9.1 Acción bactericida: enfrentando directamente el problema.

Parece ser que la estrategia más apropiada para el control de este tipo de contaminación es actuar directamente contra el agente causante. Desde hace bastante tiempo se conoce que bacterias de la especie *Thiobacillus ferrooxidans* son muy sensibles a la presencia de ácidos orgánicos. Esto dio la base para buscar agentes químicos que pudieran inhibir selectivamente a las bacterias generadoras de ácido, sin afectar al resto de la flora bacteriana o al ambiente. Se encontró que lauril sulfato de sodio y otros tensoactivos

amiónicos cumplen con las condiciones indicadas anteriormente, siendo excelentes bactericidas para el *Thiobacillus ferrooxidans*. Esto llevó al desarrollo de un sistema de tratamiento consistente en una pulverización de la zona afectada para lograr un efecto inmediato, acompañada de la adición de estos mismos biocidas en forma de un producto granulado de liberación lenta. Esto último permite mantener una concentración activa del biocida en el tiempo a pesar de la biodegradación y el lavado que se produce por acción del agua.

Existen resultados interesantes de la aplicación de bactericidas en el control del drenaje ácido de mina en diferentes localidades de Estados Unidos, Australia e India. En todos los casos se ha demostrado que:

- previene la formación de ácido y la lixiviación de metales,
- disminuye drásticamente la presencia de *Thiobacillus ferrooxidans*, incrementando paralelamente el desarrollo de bacterias heterotróficas, que son benéficos para el suelo, y
- ayuda a la reforestación de los jales.

Así la inhibición directa del agente causante puede ser el método más eficaz para controlar el drenaje ácido de mina, por lo que parece prudente que en nuestro país se considere este sistema de control y se evalúe su acción mediante pruebas de terreno, científicamente controladas, que permitan comparar sus ventajas (o posibles desventajas) con respecto a las prácticas tradicionales de manejos de relaves y su posterior reforestación.

1.10 Tratamiento del DAM.

Si el DAM no ha sido prevenido adecuadamente, la única opción responsable es el tratamiento de las aguas contaminadas con DAM. En Canadá, las compañías deben de dar tratamiento al DAM en todas las minas que les pertenezcan, ya sea que estén en operación o no. Existen métodos que neutralizan las aguas ácidas y extraen los metales hasta un nivel aceptable, de acuerdo a criterios de calidad de agua. Pero la generación de ácido puede persistir por siglos o por miles de años después del cierre de una mina. Por lo tanto, estos métodos requieren gastos y mantenimiento permanentes. No existe ninguna solución permanente, segura y final.

1.10.1 Tratamiento activo.

Es el método más común. Se bombea el agua hacia una planta de tratamiento, en donde se combina con cal, piedra caliza, y alguna otra sustancia alcalina. El ácido es neutralizado, y el incremento en el pH hace que muchos metales, tales como el cobre y el cadmio, se asienten o se precipiten fuera de la solución, permitiendo su extracción. Se continúa el tratamiento si es necesario extraer otros metales o sustancias tóxicas antes de regresar el agua al medio ambiente.

Hay dos problemas con este tipo de tratamiento. Primero, el proceso genera enormes cantidades de desecho, que generalmente está cargado de metales pesados y requieren vertederos seguros. Segundo, las plantas de tratamiento son muy costosas de construir y operar (la construcción de la planta de la mina Britannia costará alrededor de \$4.2 millones

de dólares, y serán necesarios otros \$780,000 dólares al año para su operación). A pesar de estas desventajas, el tratamiento activo de productos químicos es uno de los métodos más comunes de tratamiento de agua contaminada en Norteamérica, tanto en las minas en operación como en las que están cerradas.

1.10.2 Tratamiento pasivo.

Estas técnicas típicamente cuentan con la capacidad de cierta vegetación y bacterias para absorber los metales. Por ejemplo, se puede re-dirigir el agua a estanques llenos de plantas acuáticas absorbentes. Este método es mucho menos costoso y requiere menos mantenimiento.

Su uso es común en las minas de carbón, pero sólo ha sido utilizado de forma experimental en minas de metales, por lo que aún no se sabe que tan útil puede ser para el tratamiento de aguas contaminadas en minas a cielo abierto o minas de metales subterráneas.

Algunas de las desventajas de este método en las minas de metal son:

- Son tantos los metales en los estanques que éstos pueden terminar convirtiéndose un vertedero más tóxico.
- Los estanques son difíciles de mantener en áreas donde no hay mucha agua.
- Las plantas que absorben los metales constituyen un peligro potencial para la fauna.

La captación y tratamiento del DAM deben considerarse como medidas de último recurso.

La operación de plantas de tratamiento requiere de largos períodos de tiempo. La

tecnología, a pesar de su rápido avance, no brinda suficiente garantía de que las estructuras no tendrán fallas y el mantenimiento a largo plazo es un peso más para las generaciones futuras. Por lo tanto, la prevención del DAM y de la contaminación del agua continúan siendo el único método de garantizar la pureza de nuestras fuentes de agua.

1.11 Dimensión mundial del problema.

El agua es considerada con mucha razón como la víctima más común de la minería. Desde la fase de exploración hasta la de cierre, el agua puede ser agotada, re-dirigida, y contaminada, con efectos serios y de largo plazo para los organismos que viven en agua y/o tierra, incluyendo a los seres humanos⁽⁹⁾.

Grandes cantidades de agua son utilizadas durante casi todas las etapas más de producción mineral. En regiones donde las fuentes de agua son escasas, o durante las estaciones secas, puede haber necesidad de importarla de fuentes fuera del área de la mina. Si el agua es tomada de ríos o lagos, el hábitat de organismos acuáticos podría verse negativamente afectado. Por ejemplo, una caída en el nivel de agua en el verano puede resultar en temperaturas altas en el agua, así como corrientes más bajas, y por consiguiente podría crear condiciones inhabitables para algunos organismos⁽²⁾.

Al mismo tiempo, las actividades mineras pueden resultar en el desperdicio de enormes cantidades de agua, lo que significa que su disponibilidad para otros usos se ve reducida. Esto puede causar problemas en regiones en donde la minería compite por acceso a fuentes limitadas de agua contra actividades agrícolas y contra municipalidades.

Pero la mayor amenaza al agua por parte de la minería es definitivamente la posibilidad de contaminación de fuentes de agua, tanto a nivel de la superficie como subterráneas. Por lo tanto, los contaminantes de las actividades mineras y sus efectos ambientales negativos serán el foco de esta sección⁽⁹⁾.

Aunque los más frecuentes ejemplos de contaminación por **DAM** proceden de EE.UU. y Canadá, este problema afecta igualmente numerosos estados de Sudamérica, África, Europa, Australia y en general allí donde se produce una alta actividad minera en yacimientos con presencia de sulfuros, como puede ocurrir no sólo en la minería de la pirita sino en las mineras del oro, plata, cobre, zinc, plomo, uranio y carbón. En USA, el **DAM** constituye el problema número uno de contaminación difusa. En este país, están afectados por esta clase de contaminación un total de más de 17.000 Km. de ríos repartidos por casi 20 estados de la Unión; solamente en Pennsylvania, con una superficie similar a la de Andalucía y Murcia juntas, 4.000 Km. de cursos fluviales se encuentran contaminados por **DAM**. Dentro de este marco general, pueden destacarse como casos más conocidos los generados por las cuencas carboníferas de Pennsylvania, por las minas de sulfuros de plomo y zinc del distrito minero de Picher, entre Oklahoma y Kansas, por Bunker Hill, mina de plomo y zinc en Idaho; igualmente, la contaminación producida por las minas de carbón y de zinc en el suroeste de Illinois, Clear Creek en Colorado, Iron Mountain en California, y la mina de oro de Richmond Hill, en Dakota del Sur son paradigmas de **DAM**. En Canadá, entre los numerosos casos de contaminación que afectan fundamentalmente a diez estados, son especialmente conocidos los del río Tsolum, en la Columbia Británica, por lixiviados de residuos piríticos de una mina de cobre, Mount Washington o la

contaminación producida por las minas Equity Silver, y Britannia, Coast Copper; Windy Craggy en Ontario, la de Mina Doyon en Quebec, Manitoba y Vangorda Plateau en Yukon. En Australia cientos de explotaciones mineras de carbón, uranio, cobre, zinc, etc., producen DAM, siendo clásicos los ejemplos de las minas de Rum Jungle, Brukunga, Captain Flat, Gregory, Peko y Mt. Morgan así como la mina de Mt. Lyell, de cobre, oro y plata, en Tasmania. En otros países cabe destacar, de forma muy resumida los drenaje ácidos producidos en las innumerables minas de carbón de Escocia y metalíferas de Gran Bretaña, la contaminación producida en el Vistula y el Oder por las casi 70 minas de carbón de la Alta Silesia en el sur de Polonia, o la generada en las minas de uranio de la república checa, en las minas de hierro de Lorraine y de sulfuro de plomo de Carnoulès, en Francia, en las minas de lignito de Alemania; la creada por las más de 1000 pequeñas minas de sulfuros de Suecia, la de los depósitos mineros del norte y centro del Perú, con su abundancia en enargita, los problemas ambientales creados por las minas de cobre de Cuajone y Toquepala en este país, las minas de estaño de Oruro en Bolivia y una lista realmente extensa que afecta a todos los continentes⁽¹¹⁾.

1.11.1 Normatividad del DAM en México.

A pesar de que no existe suficiente información para apreciar el costo del impacto ambiental que ha causado la minería en México sí se reconoce que es significativo y mayor que el de otras ramas industriales. Los problemas ambientales y los riesgos de la industria minera no son nuevos, como muestran las evidencias de las minas prehispánicas de cinabrio (sulfuro de mercurio) de la sierra gorda, los jales de la época colonial de Hidalgo

(Pachuca), Guerrero (Taxco), Guanajuato, Zacatecas, etcétera. A algunos patios de desecho se les dio uso urbano, pero no es hasta nuestros días, que el aumento de la población y la explotación generalizada de los recursos naturales, pone en evidencia el daño ambiental que hace necesario su control.

La industria minera de México agrupa una diversidad de empresas, desde el minero que explota individualmente yacimientos, hasta empresas de gran envergadura. Los procesos de beneficio son generalmente realizados por empresas de tamaño mediano o grande. Aun cuando se supone que todas las minas cuentan con presa de jales, es posible que se presenten casos de minas pequeñas que no las tiene y envíen las colas directamente a los cuerpos de agua cercanos. Hay otras minas en las que sus presas de jales no están preparadas para manejar volúmenes grandes, regímenes de lluvia extremos o eventos sísmicos. Por lo tanto, el sector minero se preocupa especialmente en mejorar las condiciones en que se encuentran las presas de jales, para lo cual ha propuesto la normatividad que regula el diseño, construcción y operación, con base en la topografía del terreno, la hidrología de la zona y la sismicidad de la región. El volumen de descapote que se produce en las actividades mineras, varía mucho, de una relación de desperdicio a mineral de 1:1 hasta 6:1. En el caso de minas no metálicas.

Los elementos potencialmente tóxicos más comúnmente presentes en los jales de las minas mexicanas son: plomo, cadmio, zinc, arsénico, selenio y mercurio.

De acuerdo a la normatividad vigente, se considera como residuo peligroso a los jales, pero no se consideran como peligrosos los drenajes ácidos que se desprenden de los jales.

En el caso de los residuos de una mina, la peligrosidad está relacionada básicamente con la toxicidad potencial, la cual se debe a la presencia de elementos dañinos, que en su mayoría son metales o elementos no metálicos, como arsénico y selenio. La peligrosidad de los residuos puede deberse también a la presencia de compuestos, cuya toxicidad no esta relacionada con la del elemento pesado que lo conforma, sino con las propiedades del compuesto, por ejemplo los cianuros que están formados por carbono y nitrógeno, componentes esenciales para la vida, forman un compuesto altamente tóxico.

los jales mineros, por sus características tóxicas, determinadas por su composición u oxidación y por su forma de manejo, pueden representar un riesgo para el equilibrio ecológico, el ambiente y la salud de la población en general, por lo que es necesario establecer los criterios y procedimientos para su correcta disposición. Que conforme a los avances científicos y tecnológicos se puede lograr la máxima seguridad ambiental de las actividades mineras, a partir del almacenamiento y la disposición final de los jales en presas.

Actualmente las especificaciones para la caracterización del jal , la caracterización del sitio, así como los criterios para la mitigación de los impactos ambientales por la remoción de la vegetación para el cambio de uso del suelo están establecidas por la **NORMA Oficial Mexicana NOM-141-SEMARNAT-2003**. Esta norma señala especificaciones y criterios ambientales para las etapas de preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales.

CAPÍTULO II

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2 desarrollo experimental.

2.1 Reactivos, material, y equipo.

-Reactivos.

KMnO_4 (Permanganato de potasio).

H_2SO_4 (Ácido sulfúrico).

$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (Sulfato de amonio).

K_2HPO_4 (Fosfato monoácido de potasio).

$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (Sulfato de magnesio).

KCl (Cloruro de potasio).

$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ (Nitrato de calcio).

$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (Sulfato ferroso).

$\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ (Acetato sódico).

CH_3COOH (Ácido acético glacial).

$\text{C}_{12}\text{H}_9\text{ClN}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (Clorhidrato de ortofenantrolina).

NaF (Fluoruro de sodio).

$\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ (Clorhidrato de hidroxilamina).

Disolución patrón de 1 g/L de Fe.

Desechos de mina (Jales).

- Equipos.

-Incubadora con agitación orbital

marca Lab-Line modelo 3627-5

-Microscopio de contraste de fases

marca Leica modelo DME

-Espectrofotómetro UV-visible.

marca Cintra 5 modelo GBC

-Espectrómetro de absorción atómica.

Perkin Elmer modelo 3100.

-Material.

- Matraces erlenmeyer de 250 ml.

-Material común de laboratorio.

Todos los reactivos utilizados en este trabajo, fueron grado reactivo analítico.

2.2 Toma de muestras (jales).

Las muestras utilizadas en la realización de este proyecto fueron proporcionadas por una compañía minera de Grupo México llamada el Fraile, ubicada en el estado de Guerrero cerca del municipio de Taxcò. Estos jales provienen de la explotación de yacimientos hidrotermales de sulfuros de plomo (galena) y zinc (esfalerita) asociados con sulfuros de hierro (pirita), que se beneficiaron en la hoy inactiva planta de beneficio El Fraile.

La muestra fue tomada de un monte de desechos de mina conocidos como jales o colas, los cuales se generaron durante los procesos de recuperación de metales a partir de minerales ricos en metales como plomo y zinc, después de moler las rocas originales que los contienen y mezclar las partículas con agua y pequeñas cantidades de reactivos surfactantes que facilitan la separación de los metales.

Con el fin de obtener muestras representativas para realizar estudios de las cinéticas de crecimiento de la población bacteriana, cinéticas de la lixiviación de metales, cinéticas del potencial de oxidación-reducción y cinéticas del comportamiento del pH a partir de jales. Se realizó un muestreo de detalle⁽³⁸⁾, para obtener muestras con el fin de realizar pruebas y análisis para identificar diferencias físicas y químicas en la parte expuesta, oxidada y no oxidada del depósito. La toma de muestras fue realizada por el Instituto de Geofísica de la UNAM. Después de examinar el terreno se decidió tomar muestras en dos sitios y de esos lugares se tomaron dos perfiles de muestras a diferente profundidad. Para la toma de muestras en cada una de las zonas seleccionadas se cavó un pozo y se tomaron ocho muestras en el perfil 1 y 4 muestras en el perfil 2 cuya profundidad y apariencia física se muestran en las tablas 1 y 2 respectivamente.

Muestra	Profundidad (cm)	Observaciones
M-1	0-20	Amarillo (tepetate)
M-2	20-32	Rojo oxido
M-3	32-42	Café oxido
M-4	42-78	Amarillo (tepetate)
M-5	78-82	Rojo oxido
M-6	82-94	Café oxido
M-7	94-104	Gris claro
M-8	104-150	Gris claro

Tabla 1. Características de las Muestras del perfil 1.

Muestra	Profundidad (cm)	Observaciones
M-1B	0-50	Amarillo (tepetate)
M-2B	50-65	Rojo oxido
M-3B	65-85	Café oxido
M-4B	85-125	Gris claro

Tabla 2. Características de las Muestras del perfil 2.

Es importante resaltar que durante la toma de muestras, en los dos perfiles se observan 3 zonas de especial interés a las cuales se les identifico como; zona superficial, zona oxidada y zona no alterada.

Zona superficial, se encuentra en la superficie y es de color negro, mide aproximadamente unos 40 ó 45 cm. Esta zona normalmente es un recubrimiento de suelo el cual se utilizó para cubrir el monte de desechos y así poder reforestar la zona.

Zona oxidada, se encuentra en el centro del perfil, es de color café rojizo y mide alrededor de unos 50 cm. Se le llama zona alterada o zona oxidada porque en esta capa de jales han ocurrido reacciones químicas las cuales han cambiado la composición original de los jales produciendo oxidación de éstos y probablemente drenajes ácidos de mina.

Zona no alterada, esta zona se encuentra en la parte mas profunda del cerro de desechos es de color gris claro, lo cual demuestra que estos jales no han sido alterados y sus

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

condiciones y composición química son las mismas y no han cambiado desde que fueron depositados.

2.3 Ensayo de dureza. Las muestras recolectadas presentaban rocas de diversos tamaños siendo las más grandes de 10 cm de diámetro aproximadamente. Estas rocas presentan un grado de compactación diferente dependiendo de la profundidad de las muestras, por lo que a cada una de las muestras se le realizó un ensayo de dureza para saber cuál de las tres zonas identificadas en la caracterización física (**Zona Superficial, Zona oxidada o alterada y Zona no Oxidada ó no alterada**) presenta mayor dureza. El equipo utilizado para este ensayo fue un Medidor de dureza para corazones de arena marca Harry W. Dietert C. O. Modelo G325 utilizando solo las rocas mas grandes para el ensayo. Para poder medir la dureza de las rocas, fue necesario preparar la superficie de la siguiente manera, seleccionada una roca ésta es pasada por un una lija que desbasta la superficie dejando una zona plana, sobre la zona plana se presiona el equipo medidor de dureza y se toma la lectura.

2.4 Preparación de las muestras.

Una vez en el laboratorio las muestras de los residuos mineros se dejaron secar a temperatura ambiente durante 1 semana y posteriormente se les realizo una operación de molienda con la finalidad de obtener un tamaño de partícula $\leq 45\mu$, el cual se controlo con un tamiz de 325 mallas. Para el estudio anterior se utilizo un equipo Rop Tap modelo 6500s. Posteriormente se realizó el cuarteo de las muestras, para lo cual estas se extendieron sobre una mesa, se junto y se dividió en dos partes, una de las fracciones se dividió dos veces nuevamente, esta última porción se dividió nuevamente a la mitad, se selecciono una de las fracciones producidas y se revolvió dos veces más, esta porción de

muestra se guardó en una bolsa de plástico y fue la que se utilizó para realizar todos los experimentos de este trabajo.

2.5 Caracterización de las muestras.

La caracterización de las muestras de jales mineros se realizó mediante diversas técnicas analíticas, sus nombres y procedimientos se describen a continuación.

Concentraciones totales de metales pesados y arsénico. Las concentraciones totales de Plomo, Cobre, Zinc, Hierro, Níquel, Cadmio, Arsénico fueron determinadas mediante la técnica de absorción atómica-flama, utilizando las normas EPA 7420, 7210, 7950 y Varian 3-150 respectivamente.

Digestión. A las muestras de jales mineros analizadas mediante esta técnica se les realizó un tratamiento previo de digestión, para ello se pesaron aproximadamente 0.5 g del residuo minero y se le adicionaron 10 ml de HNO₃ concentrado. Posteriormente se llevó a cabo el calentamiento de la muestra hasta ebullición en una parrilla de calentamiento, dejándose evaporar el 50% del volumen total del líquido. Posteriormente se añadieron 3 mL de HCl (concentrado) continuando con el calentamiento hasta sequedad.

Una vez frío el recipiente se enjuagaron las paredes con agua destilada y nuevamente se llevó a ebullición hasta sequedad.

El residuo sólido, una vez frío se humedeció con 2 mL de HCl (concentrado) adicionando agua destilada y se filtró, el filtrado fue aforado a 100 mL con agua destilada y llevado a analizar por absorción atómica.

Identificación de las fases mineralógicas presentes. Para identificar las fases minerales presentes y sus interrelaciones se realizó un análisis de difracción de rayos X (DRX), el

equipo utilizado fue un difractómetro de rayos X marca siemen, modelo D5000 con tubo de Cu λ 1.5406 y filtro de níquel.

Microscopio electrónico de barrido. Se realizó un análisis en el microscopio electrónico de barrido para determinar tanto las especies minerales presentes como los elementos presentes en la muestra.

2.6 Pruebas iniciales.

Las pruebas preliminares se realizaron a las muestras de los perfiles 1 y 2 para saber si en las muestras de jales existían bacterias y de si podrían obtenerse cepas de bacterias autóctonas a partir de estas muestras. También se realizaron con el fin de conocer las condiciones iniciales de las muestras respecto a los parámetros de control de lixiviación (pH, Potencial de óxido reducción y número de bacterias) a las diferentes profundidades de muestras recolectadas, Las pruebas se realizaron poniendo en contacto cada una de las muestras con H₂O, medio 9K y medio Norris, a 25, 35 y 45 °C a diferentes tiempos y 150 rpm (tabla 3 y tabla 4).

Perfil 1	Medio	Temperatura	Tiempo (Minutos)
“	H ₂ O (destilada)	25 °C	5, 60,120, 1200
“	H ₂ O (destilada)	35 °C	5, 60,120, 1200
“	H ₂ O (destilada)	45 °C	5, 60,120, 1200
“	9k	25 °C	5, 60,120, 1200
“	9k	35 °C	5, 60,120, 1200
“	9k	45 °C	5, 60,120, 1200
“	Norris	25 °C	5, 60,120, 1200
“	Norris	35 °C	5, 60,120, 1200
“	Norris	45 °C	5, 60,120, 1200

Tabla 3. Pruebas realizadas al perfil 1.

Perfil 2	Medio	Temperatura	Tiempo (Minutos)
“	H ₂ O (destilada)	25 °C	5, 60,120, 1200
“	H ₂ O (destilada)	35 °C	5, 60,120, 1200
“	H ₂ O (destilada)	45 °C	5, 60,120, 1200
“	9k	25 °C	5, 60,120, 1200
“	9k	35 °C	5, 60,120, 1200
“	9k	45 °C	5, 60,120, 1200
“	Norris	25 °C	5, 60,120, 1200
“	Norris	35 °C	5, 60,120, 1200
“	Norris	45 °C	5, 60,120, 1200

Tabla 4. Pruebas realizadas al perfil 2.

Al inicio y al final de cada prueba, se contabilizaron las bacterias con la ayuda de un microscopio óptico de contraste de fases; de igual manera se monitoreó el pH y el Eh al inicio y al final de cada prueba para saber los valores de estos parámetros en cada zona de estudio.

2.6.1 Medios de cultivo.

Para la realización de las pruebas anteriores así como para la obtención de cepas autóctonas del mineral se decidió trabajar con dos medios de cultivo, el medio salino basal de nombre 10-fold-9K, al que comúnmente se le llama 9K, y el medio Norris diluido cuya composición se presenta en la tabla 5. Los nutrientes se disolvieron en 1000 mL de agua destilada, ajustándose el pH a un valor de 2.0 en ambos medios.

	Medio 9K	Medio Norris diluido
Composición	g/L	g/L
(NH ₄) ₂ SO ₄	3.0	0.2
K ₂ HPO ₄	0.5	0.1
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.5	0.4
KCl	0.1	0
Ca(NO ₃) ₂	0.01	0

Tabla 5. Composición química del medio 9K y del medio Norris diluido.

2.7 Selección de Muestras (tres zonas de interés).

Al realizar las pruebas preliminares, en los resultados se observa que en todas las zonas existen microorganismos, por lo que trabajar con todas las muestras no fue posible por la cantidad enorme de experimentos que se tendrían que haber realizado, por lo anterior se decidió reducir considerablemente el número de experimentos y se trabajó sólo con el **perfil 1** del cual se tomaron muestras de cada una de las zonas de interés observadas en la inspección visual, seleccionándose sólo 3 muestras que fueron, una de la **zona superior**, una de la **zona de oxidación** y una de la **zona no alterada**, las características de las muestras seleccionadas se presentan en la tabla 6.

Muestra	Profundidad (cm)
M-2 zona superficial	20-32
M-5 zona oxidada	78-82
M-8 zona no alterada	104-150

Tabla 6. Muestras seleccionadas del perfil 1.

2.7.1 Preparación de sistemas (reactor orbital) para realizar pruebas de adaptación para la obtención de bacterias Mesófilas y Termófilas moderadas autóctonas del mineral.

Los sistemas que se utilizaron para las pruebas de adaptación, fueron preparados de la siguiente manera. En matraces erlenmeyer de 250 mL se depositaron 5g de muestra (jales) a la cual se le agregaron 95 mL de medio (9k ó Norris) para obtener una densidad de pulpa mineral del 5% en sólidos, y lograr obtener así cepas mixtas de microorganismos autóctonos (mesófilos y termófilos). Una vez preparados los cultivos (figura 2.1), se procedió a colocar los reactores dentro de una incubadora con agitación orbital. Para evitar

la evaporación y contaminación de los cultivos, los matraces (reactores) se cubrieron con torundas de algodón, cuidando que éstas permitieran la entrada de aire.

Los experimentos realizados para la obtención y adaptación de microorganismos al mineral se realizaron en un incubador con movimiento orbital a temperatura y velocidad de agitación controlada (150 rpm). Los estudios con microorganismos mesófilos a 35 °C se realizaron en un incubador marca Barnstead-Lab Line modelo Max Q 4000, y los experimentos con microorganismos termófilos moderados a 45 °C en un incubador Lab-Line/Environ Shaker modelo 3627-5.

En todas las pruebas de biolixiviación en orbital se utilizó como reactor un matraz erlenmeyer de 250 mL de capacidad (figura 2.1).

Cabe mencionar que las pruebas de adaptación se realizaron por un periodo de 50 días y se hicieron con el objetivo de asegurarnos que las bacterias estuvieran mejor adaptadas a las condiciones de trabajo:

- Agitación orbital
- Medio de cultivo
- Temperatura
- pH

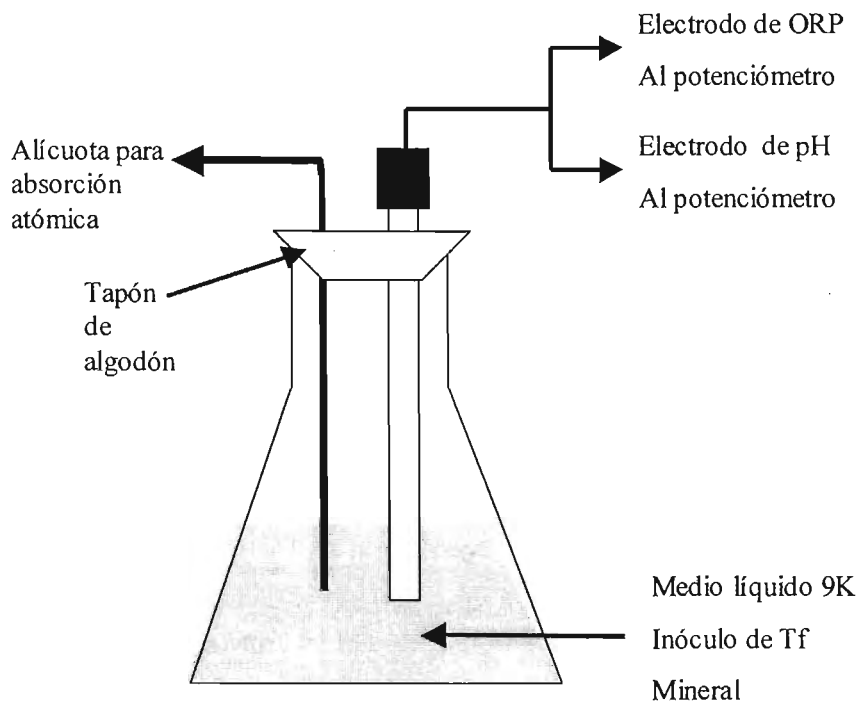


Figura 2.1. Diagrama de un reactor con agitación orbital.

2.7.1.1 Seguimiento y control de parámetros.

Par seguir la evolución de los sistemas, una vez que estuvieron preparados los cultivos y colocados en la incubadora, se dejaron acondicionar durante 3 horas en las condiciones mencionadas y posteriormente se realizaron en cada sistema las siguientes determinaciones:

- i).- pH.
- ii).- Potencial de óxido-reducción.
- iii).- Cuantificación de la concentración del ion ferroso.
- iv).- Conteo celular.
- v).- Inspección visual de la apariencia de las muestras.

Después de la primera medición de las variables anteriores las siguientes lecturas se realizaron cada 24 horas.

2.7.1.2 Medición y control del pH.

La lectura del pH se realizó introduciendo en el sistema (Figura 5) un electrodo combinado para medir pH con referencia interna de Ag/AgCl conectado a un potenciómetro de la marca Cole-Parmer modelo 05669-20, ajustando el valor a 2.0 con solución diluida 1: 3 de H₂SO₄, sólo en el caso de que éste fuera mayor⁽³⁸⁾.

2.7.1.3 Medición y seguimiento del potencial de óxido-reducción.

La lectura del ORP se realizó introduciendo un electrodo de Ag/AgCl como referencia y un electrodo de platino como electrodo de trabajo en el sistema (figura 5) conectados a un potenciómetro de la marca Cole-Parmer modelo 05669-20⁽³⁸⁾.

2.7.1.4 Cuantificación de la concentración del ion ferroso.

El seguimiento de la concentración del ion ferroso en la solución, se hizo espectrofotométricamente, empleando ortofenantrolina en medio acético como reactivo colorimétrico⁽⁴¹⁾ midiendo a 510 nm la absorbancia del complejo de hierro ferroso (Fe²⁺) formado con la orto-fenantrolina, en un espectrómetro UV-Visible marca GBC modelo Cintra 5.

2.7.1.5 Cuantificación de la concentración del ion férrico.

La concentración del ion Fe (III) se obtuvo por diferencia entre la concentración de hierro total determinado por absorción atómica y la concentración del ion ferroso determinado espectrofotométricamente.

2.7.1.6 Conteo celular.

También se monitoreó el crecimiento de bacterias en los sistemas, esto se hizo debido a la importancia que éstas tienen en el proceso de disociación de minerales, ya que dependiendo de la cantidad de bacterias, el proceso se llevará a cabo de una mejor manera y para evaluar el crecimiento y la evolución de éstas de un pase a otro.

El seguimiento del crecimiento de las bacterias de todas las muestras se realizó en una cámara Neubauer de $1/400 \text{ mm}^2$ y 0.1 mm de profundidad, cuantificando la concentración de células directamente sobre muestras de sobrenadante de los sistemas de biolixiviación, por conteo directo en un microscopio óptico marca Leica modelo DME equipado con sistema de contraste de fases⁽³⁹⁾.

2.7.1.7 Inspección visual de la apariencia de los cultivos.

Aunado a lo anterior, se observó diariamente la apariencia de los cultivos para detectar los cambios en la coloración y en la turbidez, así como la posible formación de precipitados en la solución. Estas observaciones nos indican de alguna manera la actividad bacteriana y por tanto el crecimiento de bacterias.

2.8 Estudios de las cinéticas de biolixiviación de los Jales en incubadora usando bacterias mesófilas (35 °C) y termófilas moderadas (45 °C)

Una vez que los consorcio de microorganismos fueron adaptados a las variables del sistema (temperatura y pH) se procedió a realizar las cinéticas de lixiviación bacteriana, con las muestras previamente seleccionadas (M2, M5 y M8) preparando los sistemas de la siguiente manera. En matraces Erlenmeyer de 250 mL se depositaron 5 g de mineral (jales),

10 mL de inóculo de los sistemas previamente adaptadas y 90 mL de medio nutriente (9K ó Norris) para obtener una pulpa mineral de 5% en sólidos. Para la realización de los experimentos se determinó trabajar a una temperatura de 35 °C para las bacterias mesófilas y 45 °C para las bacterias termófilas moderadas. eligiendo estas temperaturas porque son las ideales para la reproducción de los microorganismos, quedando la matriz experimental como se muestra en la tabla 8.

Muestra	Medio	Temperatura
M-2 superficial	9k	35 °C y 45°C
M-5 alterada	9k	35 °C y 45°C
M-8no alterada	9k	35 °C y 45°C
M-2 superficial	Norris	35 °C y 45°C
M-5 alterada	Norris	35 °C y 45°C
M-8 no alterada	Norris	35 °C y 45°C

Tabla 8. Experimentos realizados a temperatura de 35 °C.

El seguimiento y control del pH, potencial de óxido-reducción, conteo celular, cuantificación de la concentración de Fe²⁺, así como la inspección visual se realizó de la manera anteriormente descrita en el punto 2.7.1.

La Adaptación de los microorganismos autóctonos mesófilos y termófilos moderados (enriquecimiento bacteriano) a los residuos mineros (jales), se llevó acabo mediante la técnica convencional de pases sucesivos de adaptación⁽⁵⁰⁾. Los dos primeros pases tuvieron una duración de 40 días y el último de 42 días, el cual fue considerado como estudio de biolixiviación para obtener los datos de la cinética de lixiviación de las bacterias

2.8.1 Sistemas estériles (testigo).

Paralelamente a la preparación de muestras para obtener las cinéticas de biolixiviación se prepararon los sistemas estériles con el medio 9K y Norris. Los reactores que se utilizaron fueron preparados bajo condiciones estériles. En este caso los matraces, el mineral, el medio 9K, el agua destilada y el material necesario se esterilizaron previamente en una autoclave de vapor marca Presto a 120°C y 1.10 Kg/cm^2 durante 15 minutos.

La preparación de los sistemas se hizo de la siguiente manera. En matraces Erlenmeyer de 250 mL se depositaron 5 g de mineral (jales) y 95 mL de medio nutriente (9K) para obtener una pulpa mineral de 5% en sólidos todo el material como ya se mencionó fue previamente esterilizado. Para mantener el sistema estéril se le agregaba periódicamente 0.5 mL de solución de timol al 5%.

El seguimiento y control de parámetros se realizó de la manera anteriormente descrita (punto 2.7.1), utilizando para los reactores estériles electrodos nuevos y trabajando bajo condiciones estériles para evitar que éstos se contaminaran con bacterias de los otros reactores. Para los sistemas que fueron esterilizados sólo se hizo un pase con una duración de 40 días el cual fue considerado como estudio de lixiviación sin bacterias, las muestras y los medios utilizados así como la temperatura de trabajo se reportan en las tablas 10 y 11.

Muestra	Medio	temperatura
2	9k y Norris	35 °C
5	9k y Norris	35 °C
8	9k y Norris	35 °C

Tabla 10. Experimentos realizados a temperatura de 35°C (sistemas Estériles con timol).

Muestra	Medio	temperatura
2	9k y Norris	45 °C
5	9k y Norris	45 °C
8	9k y Norris	45 °C

Tabla 11. Experimentos realizados a temperatura de 45 °C (sistemas estériles con timol).

2.9 Análisis y caracterización de residuos de biolixiviación.

Una vez completadas todas las pruebas experimentales se realizó el análisis a los residuos de biolixiviación ; para lo cual se realizaron los siguientes estudios.

Un análisis químico cuantitativo por vía húmeda, para determinar las cantidades de Cu, Zn, As, Fe, Cd, Ni, Pb, para identificar las fases presentes y sus interrelaciones se realizó un análisis de difracción de rayos X (DRX)

También se realizó un análisis semicuantitativo con el Microscopio Electrónico de Barrido. Estos análisis se realizaron con el fin de comparar los residuos del tercer pase de adaptación entre sí y observar diferencias en los residuos, además de comparar los análisis del material de llegada (jales) con los residuos posteriores a la biolixiviación.

Para realizar el análisis cuantitativo de metales presentes por absorción atómica de las soluciones, las muestras se molieron previamente en un mortero, posteriormente se realizó un ataque ácido a las muestras recolectando la solución final para realizar el análisis. Lo anterior se realizó para todas las muestras de llegada M-2, M-5, M-8 y todos los residuos obtenidos de las pruebas realizadas para obtener las cinéticas de biolixiviación.

CAPÍTULO

III

3 Resultados y discusión.

3.1 Caracterización química.

La caracterización química se realizó solamente para las tres muestras seleccionadas del perfil 1 para la realización de las pruebas cinéticas como se explica en el punto (2.5.2). representadas en la tabla 2.

Tabla 3.1 Muestras seleccionadas para la realización de las cinéticas de biolixiviación.

Muestra	Profundidad (cm)	Zona de Interés
M-2	20-32	Zona Superficial
M-5	72-82	Zona Intermedia
M-8	104-150	Zona Inferior

Absorción atómica. El análisis por absorción atómica de la solución resultante del ataque ácido de las muestras dieron como resultado la composición química siguiente.

Tabla 3.2 Resultados del análisis por Absorción atómica.

Elemento	Cu (%)	Fe(%)	Zn(%)	Ni(%)	Cd(%)	Pb(%)	As(%)
M-2	0.042	5.592	1.240	0.0009	0.0091	0.2076	0.095
M-5	0.014	5.998	0.205	0.0042	0.0025	0.1512	0.372
M-8	0.018	8.636	4.344	0.0015	0.0349	0.2744	0.004

Estudios de Difracción de Rayos X (DRX). Los análisis de Difracción de Rayos X realizados permiten identificar las especies cristalinas presentes en la muestra, es decir los elementos y especies minerales, las especies identificadas por esta técnica se muestran a continuación.

Tabla 3.3 Resultados del estudio de (DRX)

Muestra	Especies minerales cristalinas mayoritarias
M-1	Cuarzo(SiO_2), Yeso($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), Pirita(FeS),
M-2	Yeso($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), Cuarzo(SiO_2)
M-3	Yeso($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), Cuarzo(SiO_2). Sulfato de plomo(PbSO_4), jarosita($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$)

Estudios en Microscopio Electrónico de Barrido. Los resultados del análisis semicuantitativo realizados en el microscopio electrónico de barrido con EDS (Electrones Secundarios Dispersos) son los siguientes.

Tabla 3.4 Resultados del análisis en el Microscopio Electrónico de Barrido

Muestra	% C	% O	%Mg	%Al	%Si	%S	%K	%Ca	%Mn	%Fe	%Zn	%Pb
M-2	8.05	41.90	0.90	1.84	4.73	8.60	0.46	6.51	1.15	22.20	3.67	---
M-5	25.69	36.82	0.24	1.38	7.41	5.10	1.58	0.51	-----	16.95	-----	4.31
M-8	29.08	21.99	-----	0.40	1.43	6.91	----	3.14	0.72	3.48	2.49	30.20

3.1.2 Caracterización visual de la muestra.

La observación detallada del aspecto físico de las muestras recolectadas, da como resultado el siguiente análisis; se observan **3 zonas** de singular interés las cuales se distinguen por la coloración que presentan las muestras. Estas zonas son Una **zona Superficial**, Una **zona Oxidada** ó alterada y una **zona No Oxidada** ó no alterada. Es importante resaltar que en el perfil 1 se observan dos zonas Superficiales, dos zonas Oxidadas y dos zonas No Oxidadas, debido a lo siguiente, en la presa de jales El Fraile se depositó una primera capa de material de desecho (jales) los cuales fueron cubiertos con suelo o tierra natural para reforestar la zona. Por algún motivo no se reforestó depositando después sobre la superficie de tierra más desechos y más tierra, lo cual explica que en el perfil 1 se observen dos zonas superficiales, dos zonas de oxidación y dos zonas no alteradas. Estas zonas se muestran en la figura 1.

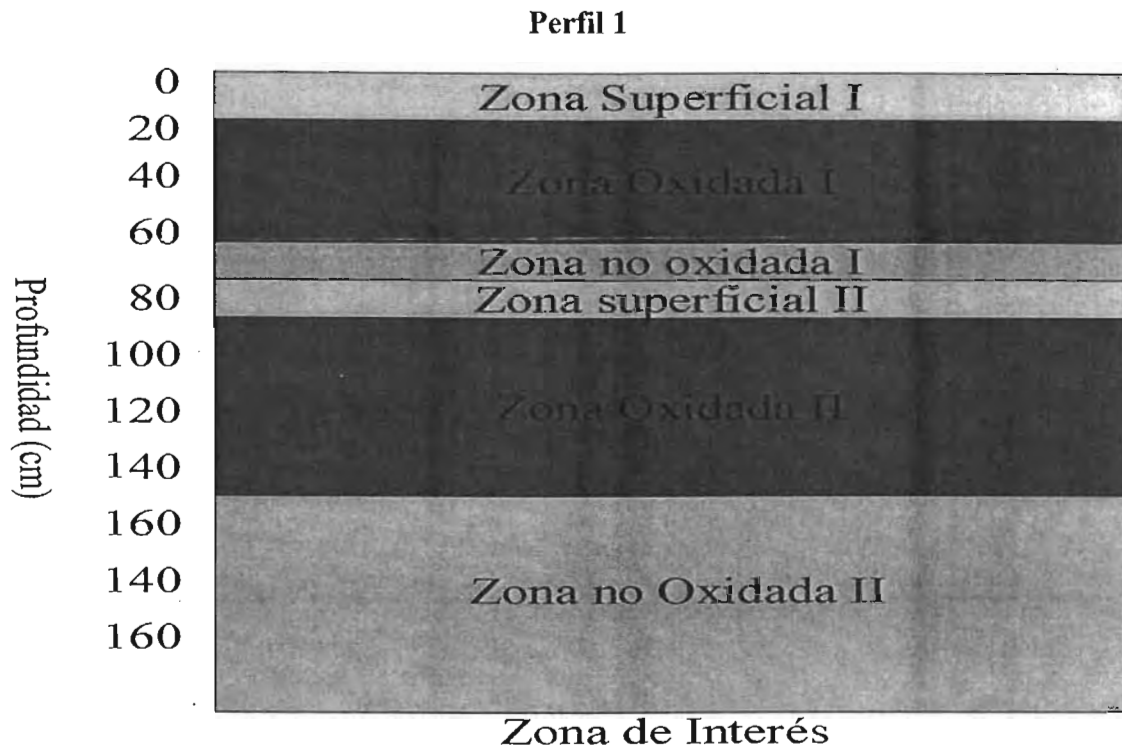


Figura 1. Distribución de Zonas presentes en el perfil 1.

En el **perfil 2** a diferencia del perfil 1 sólo hay **una zona Superficial, una zona de Oxidación y una zona no Oxidada**, cuya distribución se muestra en la figura(4).

En este perfil se encuentran solo una vez las zonas de interés debido a que en esta parte del monte de desecho sólo se depositó material una sola vez para posteriormente cubrir los desechos con tierra natural para su reforestación.

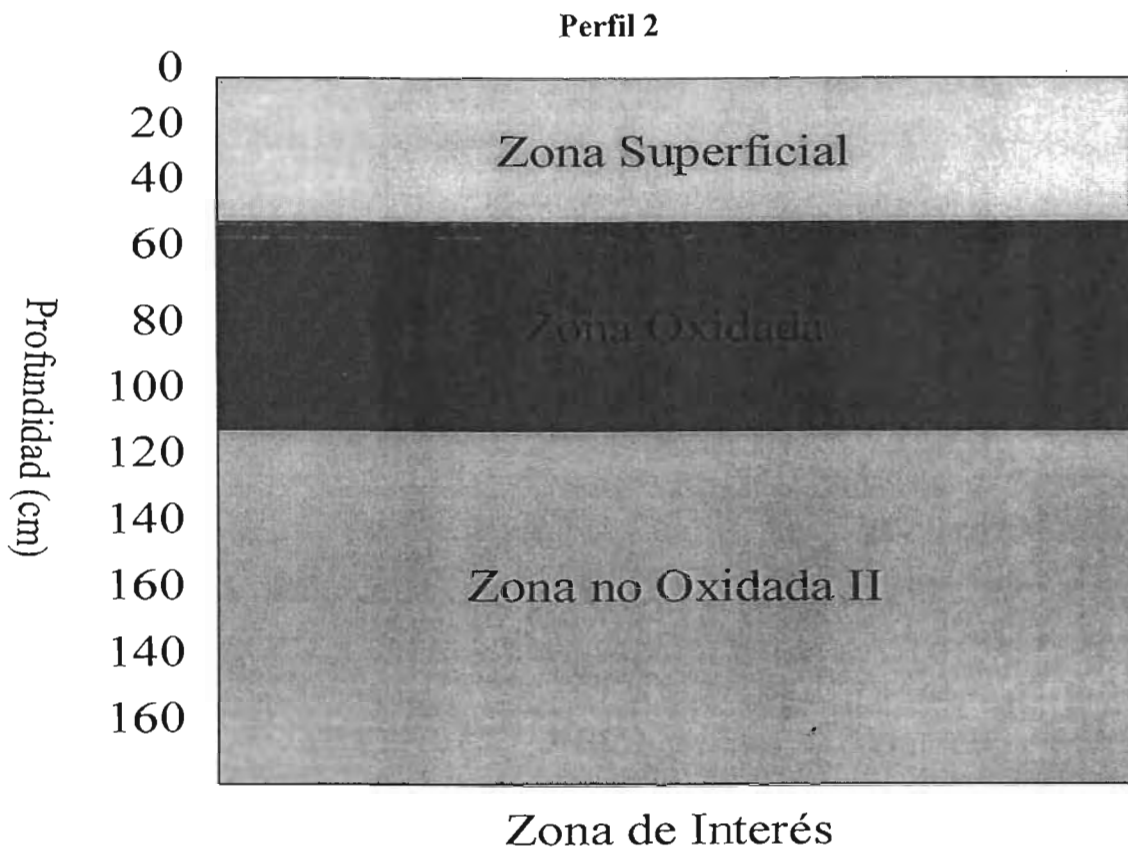
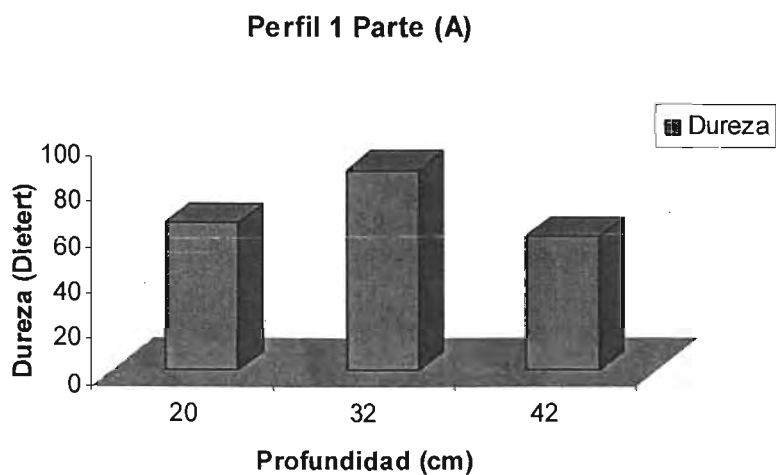


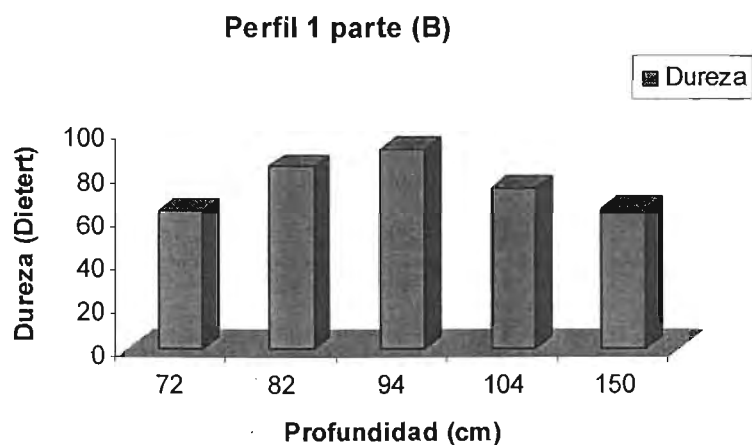
Figura 4. distribución de Zonas de Interés en el perfil 2.

3.2 Ensayo de dureza.

Perfil 1. En el punto anterior se menciona que el perfil uno presenta dos zonas superficiales, dos zonas oxidadas y dos zonas no oxidadas, por lo anterior se presentan dos graficas de resultados del ensayo de dureza, para el perfil 1, en la grafica 1 parte (A) se presentan los resultados de dureza para las muestras que se recolectaron en el rango de 0 a 70 cm de profundidad, y en la grafica 1 parte (B) se presentan los resultados de dureza para las muestras que se recolectaron en el rango de 71 a 180 cm de profundidad.



Gráfica 1 parte (A) Comportamiento de la dureza en el Perfil 1.



Gráfica 1 parte (B) Comportamiento de la dureza en el Perfil 1.

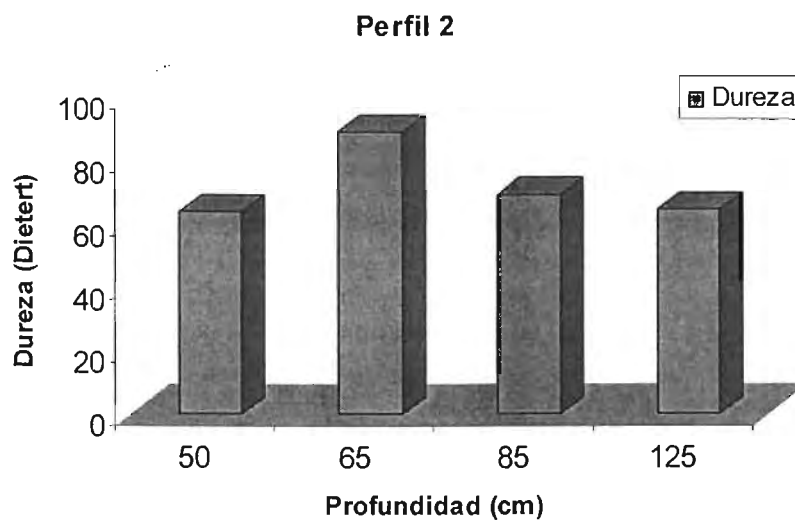
En la gráfica 1 parte (A) y 1 parte (B) se muestran los resultados de dureza para el perfil 1, en éstas se observa que las muestras pertenecientes a la zona oxidada presentan la mayor dureza debido a que en esta zona se llevan a cabo una serie de reacciones de oxidación las

cuales liberan y generan compuestos que provocan una compactación de estos elementos los cuales al cementarse y compactarse elevan la dureza en esta zona⁽⁸⁾.

Las muestras pertenecientes a las zonas Superficial y no alterada tienen una dureza similar entre sí la cual es menor que en la zona oxidada, debido a que en estas zonas no han ocurrido reacciones que provocan la liberación de elementos o especies que modifiquen la dureza en estas zonas de estudio.

Los resultados de dureza que se obtuvieron en las tres distintas zonas de interés concuerdan perfectamente con los resultados que se reportan en la literatura, muchos investigadores han encontrado que la dureza más alta se encuentra precisamente en esta zona de Oxidación.

Perfil 2. En la gráfica 3 se presentan los resultados del ensayo de dureza realizado a las muestras del perfil 2 en la cual se observa el comportamiento descrito ya en el perfil 1.



Grafica 3. Comportamiento de la dureza en el perfil 2.

En la literatura se habla de tres zonas características refiriéndose a éstas como **Zona Superficial**, **Zona oxidada o alterada** y **Zona no Oxidada ó no alterada**, las cuales se forman o se encuentran en los montes de desecho al iniciarse la oxidación de los jales. También se reporta que el espesor de la zona de oxidación en los jales es limitada (50 –100 cm) y que esta separada de la zona no oxidada por una capa cementada y muy compacta que forma una barrera que limita la difusión de O₂ y del agua meteórica hacia las partes inferiores del deposito (Blowes y Jambor, 1990; Lin 1997).

Los resultados de dureza obtenidos así como la caracterización visual de la muestra corroboran lo reportado con la literatura ya que las zonas oxidadas encontradas en los perfiles 1 y 2 tienen un espesor de 60 cm aproximadamente, y en ésta zona es donde se encuentra la mayor dureza.

3.3 Resultados de las Pruebas iniciales.

A continuación se presentan los resultados obtenidos al realizar las pruebas iniciales a todas las muestras de los perfiles 1 y 2. En la gráfica 4 se presentan los resultados de pH de las muestras tomadas a diferente profundidad, en la gráfica 5 se muestran los resultados correspondientes al potencial de óxido-reducción de las muestras referidos también a la profundidad y en la gráfica 6 se reporta el número de bacterias existentes a diferente profundidad.

3.3.1 Comportamiento del pH.

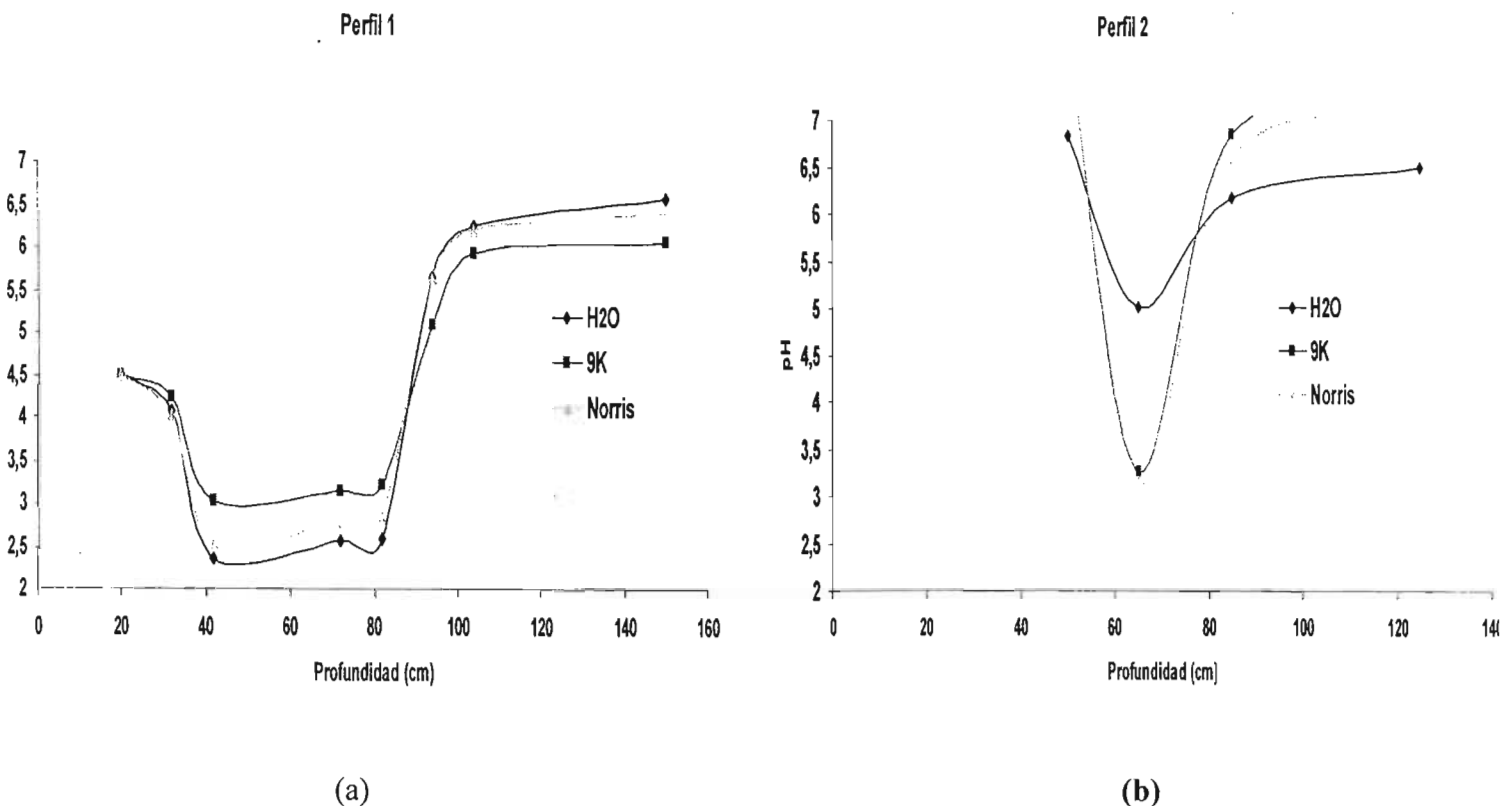
En la gráfica 4 (a y b) se presentan los resultados de pH referidos a distintas profundidades para los **perfiles 1 y 2** en los tres diferentes Medios.

Perfil 1. Analizando el comportamiento del pH en la grafica 4 (a) que muestra resultados obtenidos para el perfil 1 se observa que la zona superficial 1 tiene un valor de pH de 4.5

el cual disminuye conforme se acerca a la zona oxidada, la zona superficial II tiene un valor de pH menor debido a que esta zona es muy pequeña y los productos de lixiviación de la zona oxidada I han difundido hacia esta zona provocando que el pH de esta zona sea más bajo. Este pH disminuye más conforme se acerca a la zona no oxidada. En las zonas Oxidadas I y II respectivamente, se observa que estos valores son los más ácidos, debido al grado de oxidación y los productos generadores de ácido que se han formado provocando que el pH disminuya, estas zonas se encuentra en la etapa III del proceso de generación del DAM en la cual las especies ácidas han agotado a las especies neutralizantes evitando así que el pH sea neutro y dominando el pH ácido. Por último analizando las zonas No Alteradas se observa lo siguiente, la zona no Oxidada I presenta valores de pH básicos en la mayoría de las muestras⁽⁸⁾.

Analizando los valores de pH en la zona no Oxidada II se observa que los valores de pH son en la mayoría de los casos de 7 por lo que se puede decir que esta zona se encuentra intacta es decir que ha esta zona las aguas de lluvia y otros elementos necesarios para comenzar la oxidación no han podido penetrar hasta este lugar por lo que los desechos se encuentran en las mismas condiciones con las que fueron depositados.

Perfil 2. Analizando los valores de pH de las gráficas 4 (b) realizadas para el perfil 2. se observa que los valores de pH para la zona Superficial se encuentran entre 7 y 8 unidades de pH es decir en medio básico. En la zona Oxidada los valores de pH que se observan son ácidos de 3 y .5 unidades de pH. En la Zona no alterada el pH tiene valores de pH neutros por lo que el comportamiento de las curvas en el perfil 2 es similar al del perfil 1.



Gráfica 4 (a, b). Comportamiento del pH en tres diferentes medios (H₂O, 9K, Norris) para las muestras iniciales de los perfiles 1 y 2

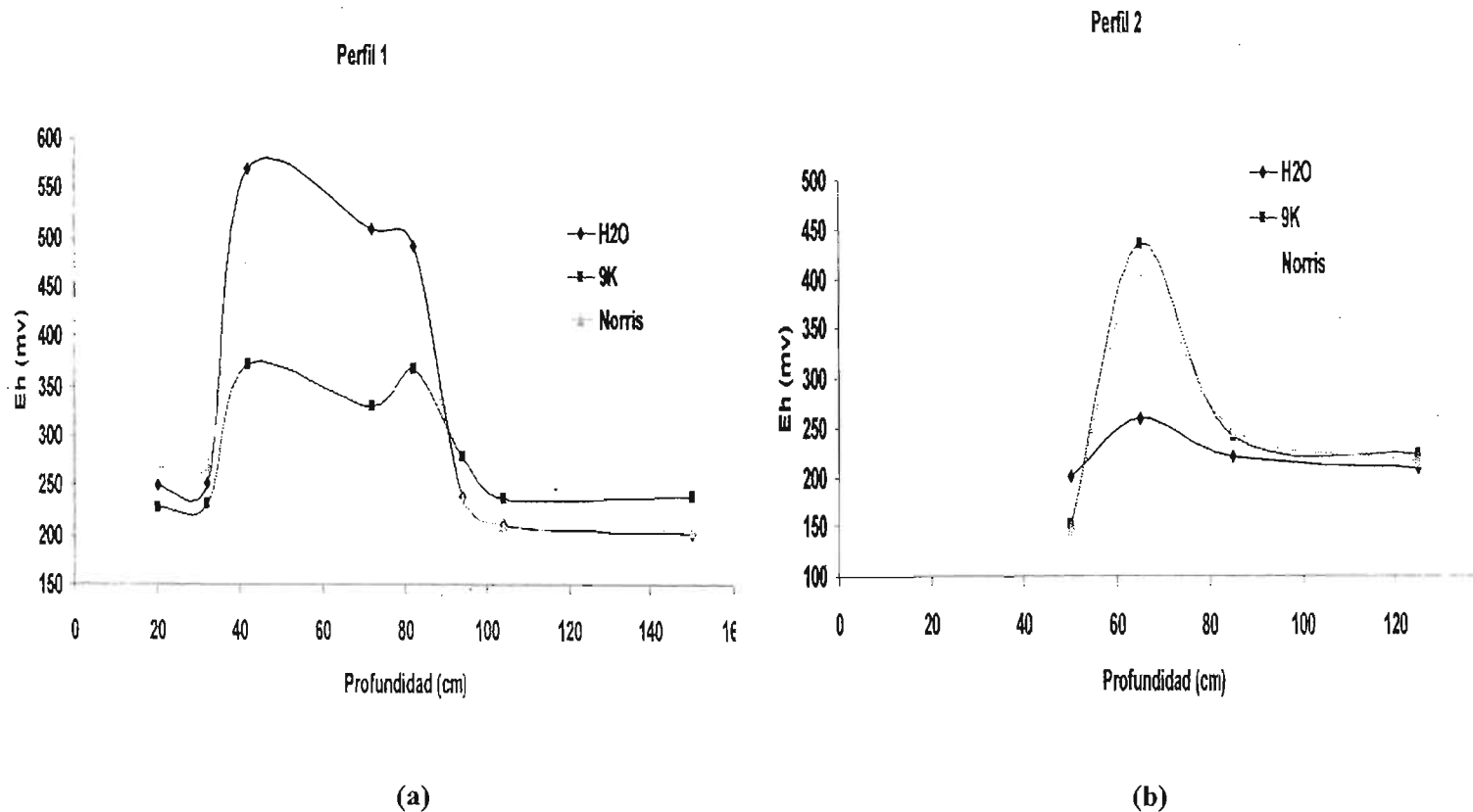
3.3.2 Comportamiento del potencial de óxido-reducción (Eh).

En la gráfica 5 se muestra la distribución del potencial de óxido-reducción (Eh) a diferentes profundidades para cada uno de los dos perfiles utilizados y las pruebas mencionadas en el punto (2.5).

Las curvas de las gráficas 5(a) se refieren al **perfil 1** de las cuales se hace el siguiente análisis. Los valores más altos de Potencial 550-600 mv, se encuentran en las zonas más oxidadas y disminuyen dependiendo del grado de oxidación por lo que en la Zona superficial y no Oxidada los valores del Potencial son bajos(100 a 200 mv).

La zona Superficial 1 del **perfil 1** es una zona que se encuentra parcialmente oxidada por lo que su potencial aumenta conforme se acerca a la zona oxidada I la cual tiene un grado de oxidación mayor. En la segunda parte de la gráfica ocurre algo similar, el potencial disminuye de la zona Oxidada II hacia la zona no alterada debido al grado de oxidación.

Perfil 2, en las gráficas 5 (b) referentes al perfil 2 el comportamiento es exactamente el mismo, sólo que en la capa superficial de este perfil, el potencial es muy bajo debido a que esta capa está formada de un material diferente al de los jales. El potencial en la zona superficial es pequeño y aumenta conforme se acerca a la capa oxidada donde los valores de potencial son más altos, pasando la zona oxidada, en la zona no alterada los valores de potencial disminuyen.



Gráfica 5 (a, b, c, d). Comportamiento del potencial de oxido-reducción Eh en tres diferentes medios (H₂O, 9K, Norris) para las muestras iniciales de los perfiles 1 y 2

3.3.3 Distribución del número de bacterias.

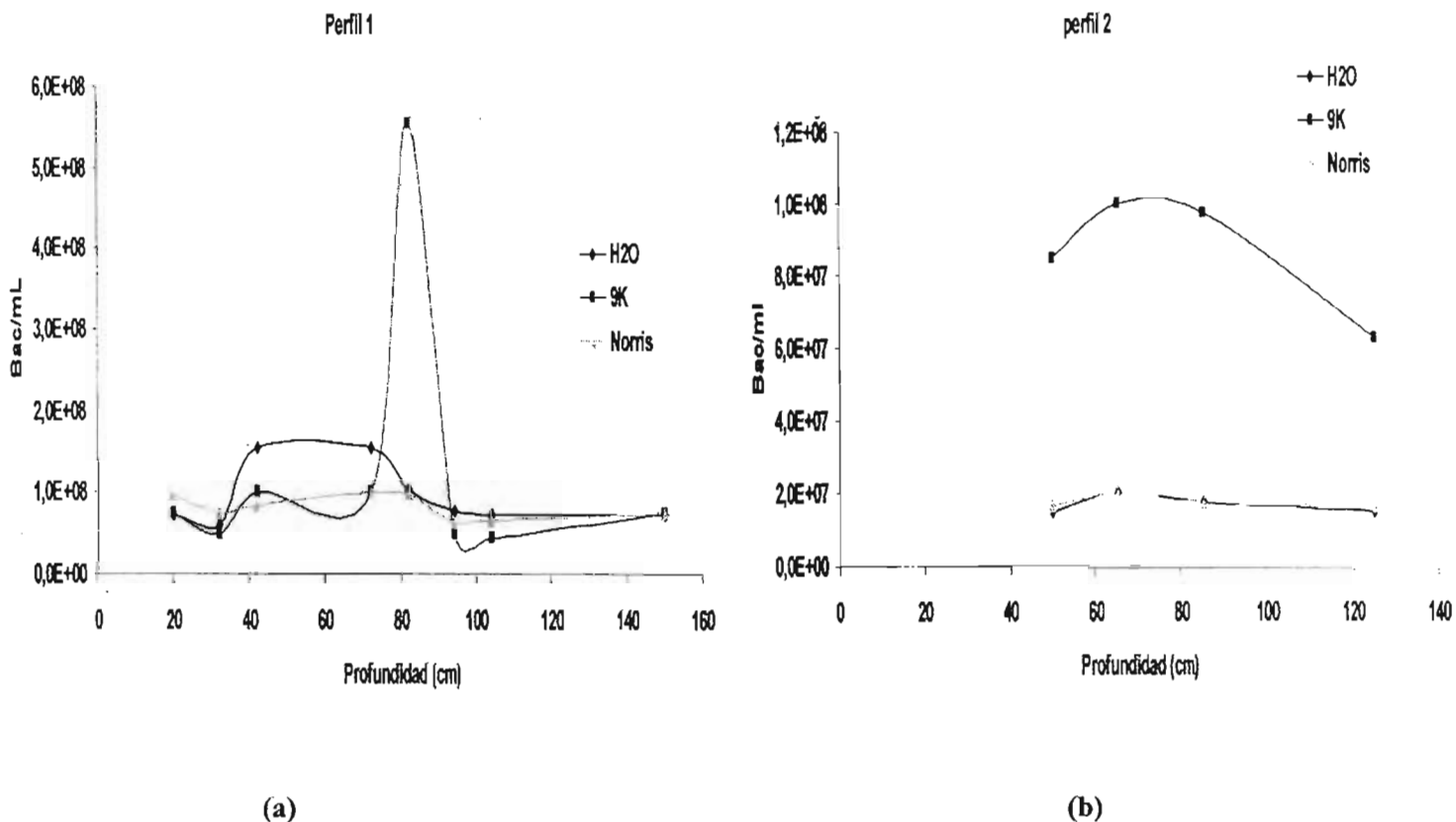
A continuación en las graficas 6 (a, b) se presentan los resultados referentes al numero de bacterias, los experimentos se realizaron a los perfiles 1 y 2.

Analizando las gráficas 6 (a) referentes al perfil 1 se observa lo siguiente, en la zona superficial y en la zona no alterada la población de bacterias es menor que la observada en la zona oxidada debido a que en la zona oxidada existen las condiciones necesarias de pH, Temperatura, Oxígeno, nutrientes, necesarios para que los microorganismos se reproduzcan satisfactoriamente, debido a las reacciones químicas que ocurren en esta zona logrando modificar el micro ambiente generando las condiciones necesarias para su reproducción y crecimiento⁽⁸⁾.

En la zona superficial y en la zona no oxidada no han ocurrido reacciones químicas que modifiquen las condiciones iniciales de sistema, al no existir estas reacciones el sistema no es idóneo para la reproducción de microorganismos, por lo que la población de bacterias en esta zona es muy pequeña⁽⁸⁾.

Las gráficas 6 (b) presenta los resultados del número de bacterias del perfil 2 el cual tiene un comportamiento similar al del perfil 1, la población de bacterias es mayor en la zona oxidada y disminuye en la zona no oxidada y zona superficial.

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA



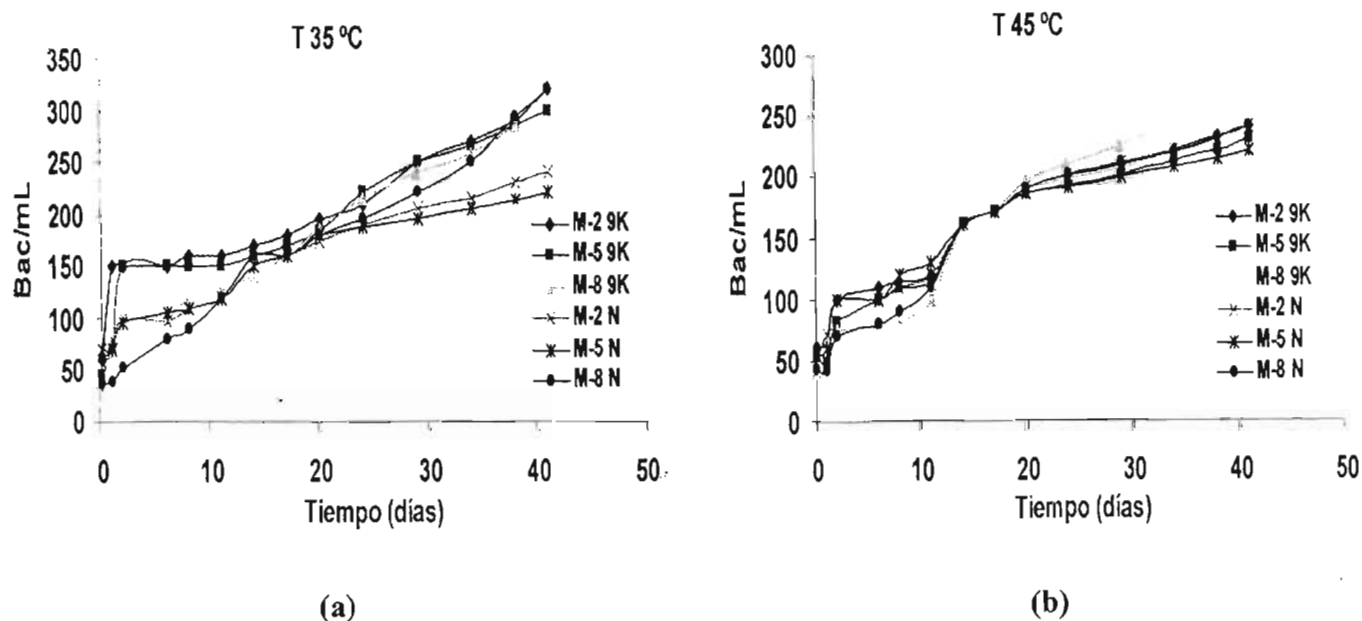
Gráfica 6 (a, b, c, d) Gráfica 5 (a, b, c, d). Comportamiento de la población bacteriana en tres diferentes medios (H₂O, 9K, Norris) para las muestras iniciales de los perfiles 1 y 2

Los resultados obtenidos en las pruebas iniciales de exploración indican que en la zona oxidada el pH siempre es mas ácido, el potencial de oxido reducción es mas alto y también en esta zona es donde existen mayor cantidad de bacterias debido a las reacciones que han ocurrido en esta zona explicadas en el punto 1.5 del capítulo 1. los resultados demuestran que en la zona superficial y no oxidada los parámetros de control pH, Eh y número de bacterias se comportan de manera similar siendo en todos los casos inversos a los de la zona oxidada, estos resultados, concuerdan perfectamente con los reportados en la literatura⁽⁸⁾.

3.4 Obtención de bacterias autóctonas, mesófilas (35 °C) y termófilas moderadas (45 °C) en reactor orbital.

Las pruebas se realizaron para obtener bacterias mesófilas y termófilas moderadas utilizando los medios de cultivo Norris y 9K, y con el fin de que los microorganismos se adaptaran a las variables del sistema como son Temperatura, pH y Agitación orbital. , estos experimentos se realizaron durante un periodo de 40 días.

Las pruebas se realizaron con las muestras seleccionadas del perfil 1 (M-2, M-5 y M-8) que son representativas de las tres zonas de interés que son la zona superficial, la zona oxidada y la zona no Oxidada respectivamente. En la grafica 7 (a, b) se presentan los resultados de la adaptación favorable que presentan los microorganismos en las diferentes temperaturas. Las bacterias obtenidas en estos experimentos se utilizaron para la realización de la cinéticas de biolixiviación.



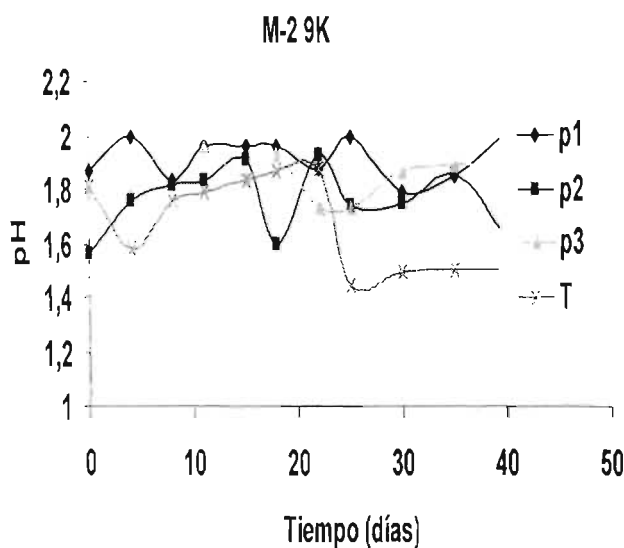
Gráfica 7. comportamiento del crecimiento de la población de bacterias en el pase de adaptación realizado muestras seleccionadas del perfil 1 (M-2, M-5 y M-8) en los medios 9K y Norris a las temperaturas de 35 °C y 45 °C.

3.5 Resultados de las Cinéticas de biolixiviación de los jales en incubadora utilizando bacterias mesofilas (35 °C).

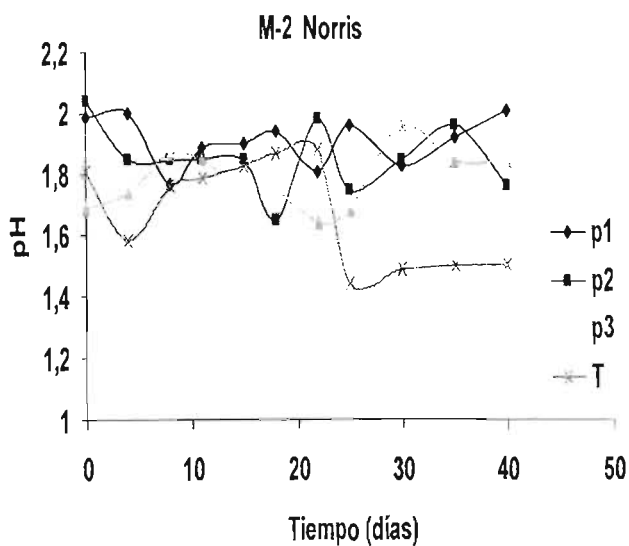
3.5.1 Comportamiento del pH en el sistema mesófilo.

En la gráfica 8 (a, b, c, d, e, f) se presentan los resultados referentes al comportamiento del pH en los experimentos realizados a 35 °C. Estos experimentos se realizaron tres veces consecutivas, En la gráfica 8 se observa que los valores de pH se mantienen por debajo de 2, esto se debe a lo siguiente: al inicio del experimento se ajusta el valor de pH a 2 posteriormente los sistemas son colocados en una incubadora orbital a la temperatura de 35 °C y 150 rpm durante dos horas, después cuando los reactores han alcanzado la temperatura indicada son retirados del incubador para medir el pH y en caso de que el valor sea mayor de 2 éste se ajusta a 2 ó un poco menor de 2 con una solución diluida de H₂SO₄ después de haber ajustado el pH se vuelven a colocar en la incubadora volviéndose a medir el pH 24 h después, si el valor de pH es de nuevo mayor a dos el pH es ajustado nuevamente a valores de dos ó un poco menores, aunque este procedimiento se realiza durante todo el experimento alrededor del día 10 las bacterias controlan el sistema y ya no es necesario ajustar el pH, después del día 10 el valor de pH aumenta ligeramente y disminuye entre valores de 1.5 y 2.0 pero como este valor ya no es superior a 2.0 ya no es necesario ajustarlo. A diferencia del primer pase, en los pases 2 y 3 las bacterias controlan el sistema desde el 5º día por lo que después de este día en los pases 2 y 3 ya no es necesario ajustar el pH. El comportamiento anteriormente descrito ocurre de manera similar para las muestra M-2 que representa la zona **superficial**, para la muestra M-5 que representa la zona **oxidada** y para la muestra M-8 que representa la zona **no oxidada**, en el medio Norris y el medio 9K, así como en los tres pases de adaptación.

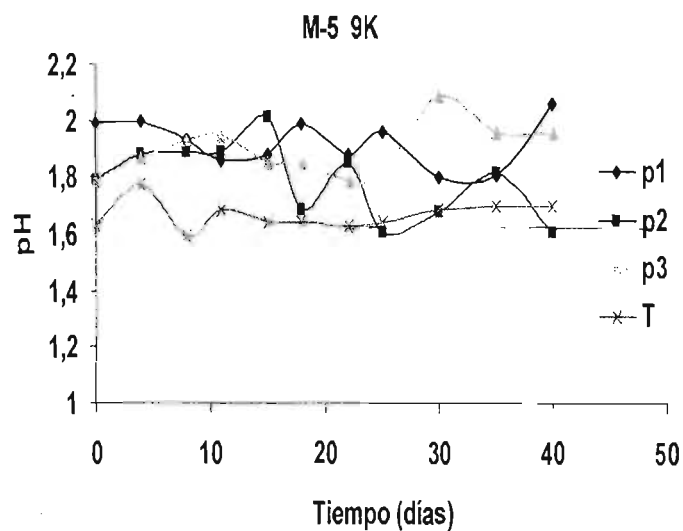
Los resultados de pH de los tres pases sucesivos de adaptación se comparan con el sistema testigo, el cual a diferencia de los sistemas inoculados con bacterias, siempre presentó variaciones importantes en el pH, es decir siempre se tuvo que ajustar el pH debido a que al no existir bacterias que controlen el pH éste aumenta debido a las reacciones químicas de neutralización que ocurren en el sistema⁽⁹⁾.



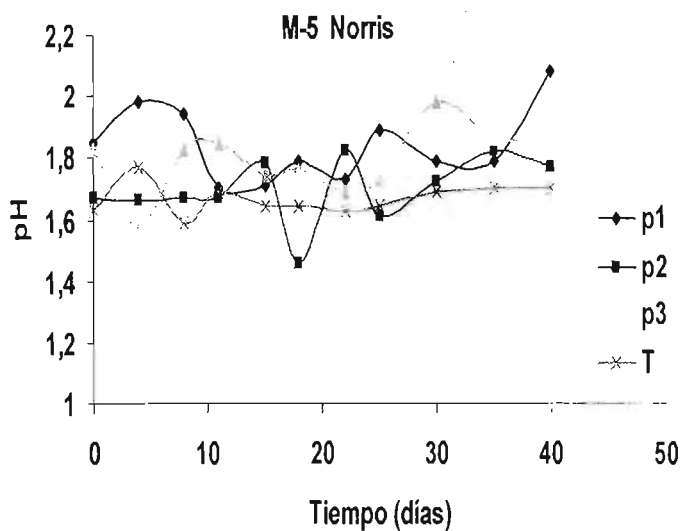
(a)



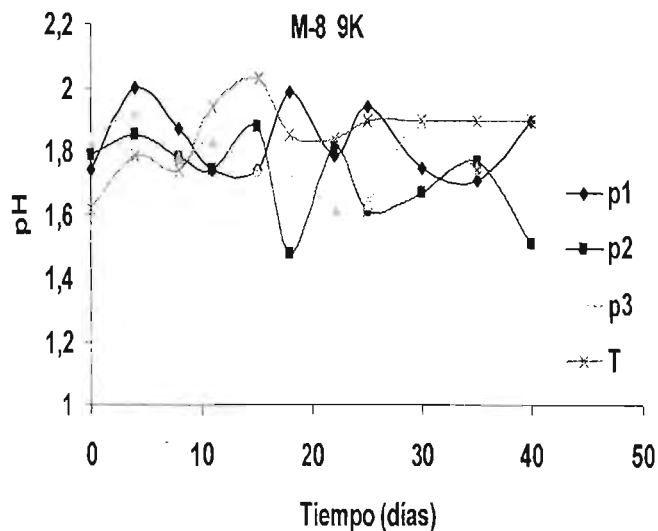
(d)



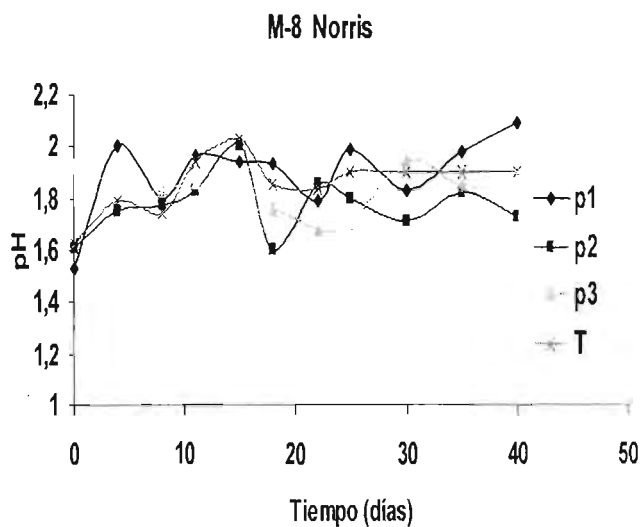
(b)



(e)



(c)



(f)

Gráfica 8 (a, b, c, d, e, f). Comportamiento del pH en las muestras M-2, M-5 y M-8 del perfil 1 en los experimentos de cinéticas de biolixiviación realizados con bacterias mesófilas (35 °C) en dos medios de cultivo y tres pases de adaptación.

3.5.2 Comportamiento del potencial de óxido reducción (Eh) en el sistema mesófilo

En la gráfica 9 (a, b, c, d, e, f) se presentan los resultados correspondientes al comportamiento del potencial de óxido reducción (Eh) de cada uno de los tres pases realizados comparados con un sistema testigo. Comparando las gráficas de los sistemas inoculados con el sistema testigo se observa que hay una gran diferencia en los valores de potencial, mientras que los sistemas inoculados alcanzan valores de 650 a 700 mv el sistema testigo en todos los casos oscila entre valores de 450 a 500 mv, con lo cual se afirma que las bacterias participan activamente en los sistemas inoculados catalizando las reacciones de oxidación.

En los sistemas inoculados se observa que la cinética del primer pase de adaptación siempre es mas lenta que el segundo y tercer pase pero en los tres pases siempre se alcanzan valores de potencial superiores al sistema testigo.

El comportamiento ya mencionado se observa en los dos medios de cultivo estudiados (Norris y 9K) y aunque las muestras M-2, M-5,y M-8 son de distintas zonas (zona **superficial**, Zona **oxidada** y zona **no oxidada** respectivamente) su comportamiento es el mismo.

El aumento en el potencial se puede deber a la oxidación del ion ferroso a férrico, catalizada por la bacterias, es decir, es función de la razón $[\text{Fe}^{3+}] / [\text{Fe}^{2+}]$ que tiende a hacerse mayor.

Utilizando la ecuación de Nernst para explicar esta evolución del potencial y considerando la siguiente reacción:



Se tendrá que el potencial del sistema estará definido de la siguiente manera;

$$E = E^0 + \frac{2.303RT}{nF} \text{Log} \left[\frac{Fe^{3+}}{Fe^{2+}} \right]$$

Donde:

E, es el potencial del sistema.

E^0 , es el potencial estándar del par Fe^{3+}/Fe^{2+} .

n, es el número de electrones intercambiados durante la reducción.

F, es la constante de Faraday.

R, constante universal de los gases.

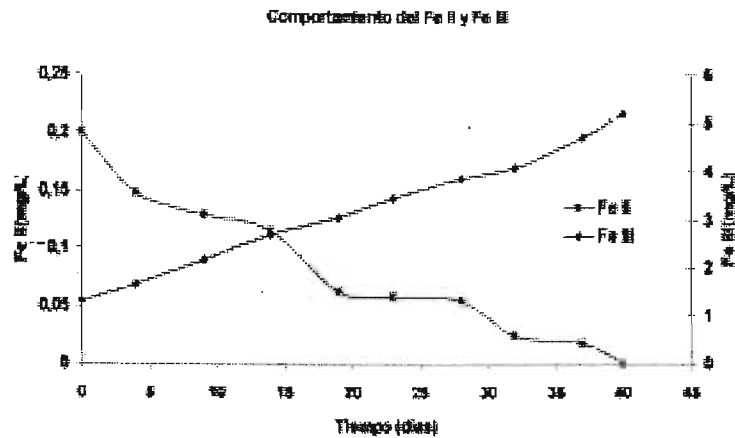
T, es la temperatura absoluta del sistema.

$[Fe^{3+}]$ y $[Fe^{2+}]$, son las concentraciones de los iones férrico y ferroso respectivamente.

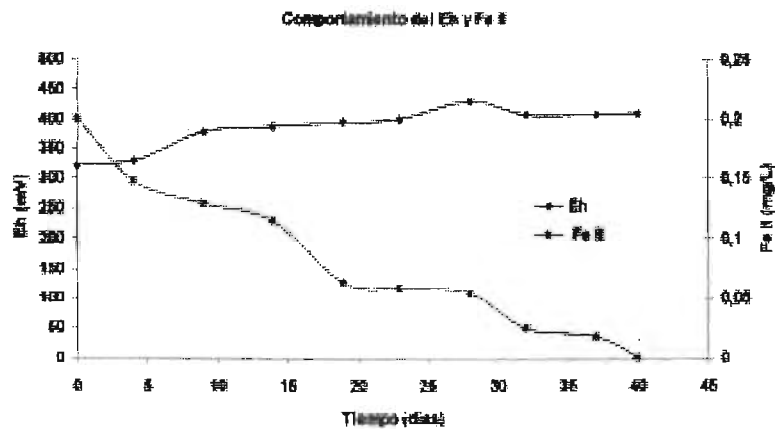
Sustituyendo los valores correspondientes se obtiene la ecuación:

$$E = 0.77 + 0.059 \text{Log} \left[\frac{Fe^{3+}}{Fe^{2+}} \right]$$

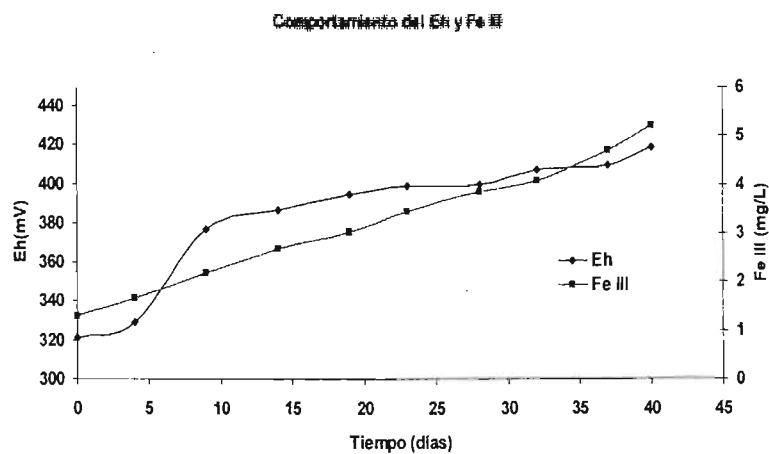
Con lo anterior⁽²⁹⁾ se afirma que el potencial del sistema es directamente proporcional a la razón $[Fe^{3+}/Fe^{2+}]$, por lo que al disminuir el valor de la concentración de Fe (II) aumentara el valor del ion Fe(III), como se muestra en la grafica (9.1), una disminución en el la concentración de Fe (II) tendrá como consecuencia un aumento en el potencial de oxido reducción como lo muestra la grafica (9.2), un aumento en el valor de el potencial del sistema indica también un aumento de la concentración de Fe III como se observa en la grafica (9.3).



Gráfica 9.1 Comportamiento del Fe(II) y Fe(III) en los experimentos realizados con bacterias mesófilas



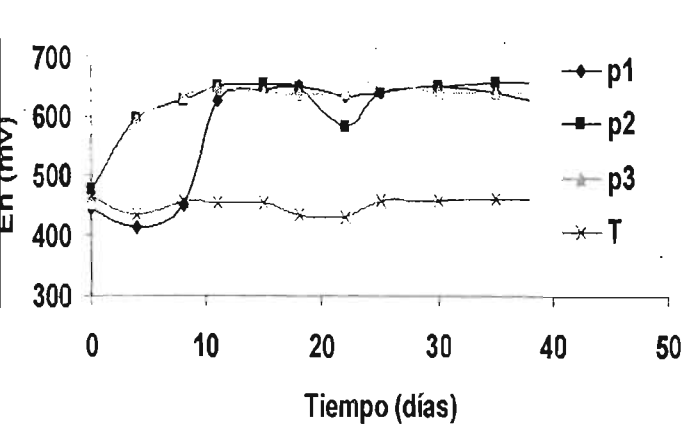
Gráfica 9.2 Comportamiento del Eh y Fe(II) en los experimentos realizados con bacterias mesófilas



Gráfica 9.3 Comportamiento del Eh y Fe(III) en los experimentos realizados con bacterias mesófilas

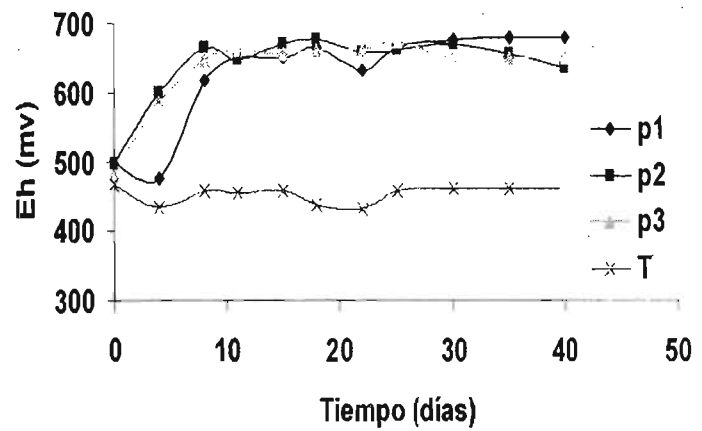
En la gráfica 9 (a, b, c, d, e, f) se observa el efecto catalítico de la bacteria en la oxidación del ion ferroso, ya que comparando los sistemas inoculados con un sistema testigo, se puede observar que el potencial en el sistema testigo prácticamente se mantiene constante alrededor de 450 mV mientras que en los sistemas inoculados con las diferentes cepas éste aumenta más rápidamente, alcanzando valores cercanos a los 650 mV.

M-2 9K



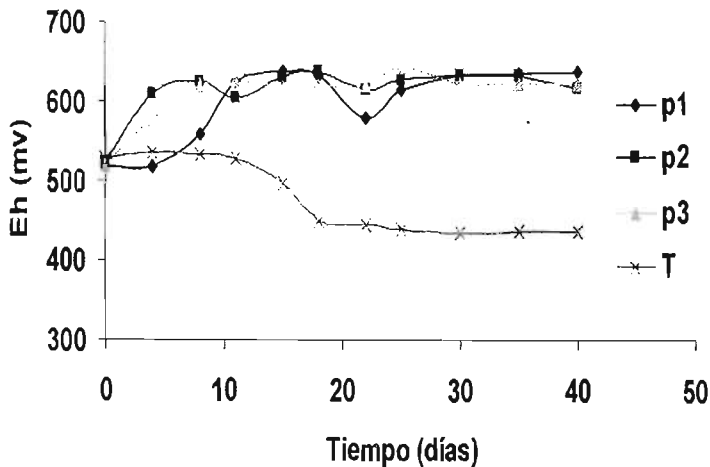
(a)

M-2 Norris



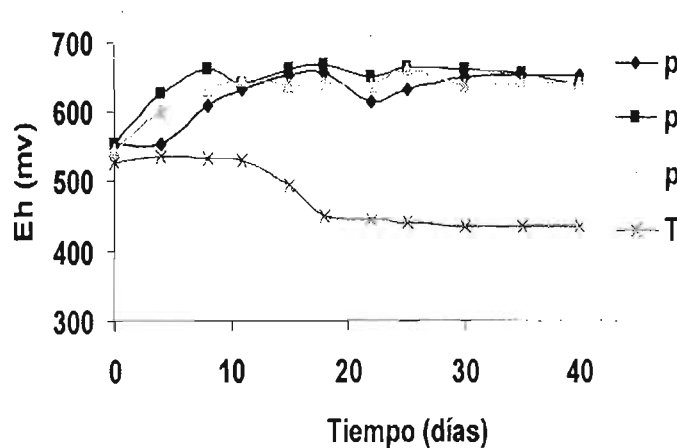
(d)

M-5 9K

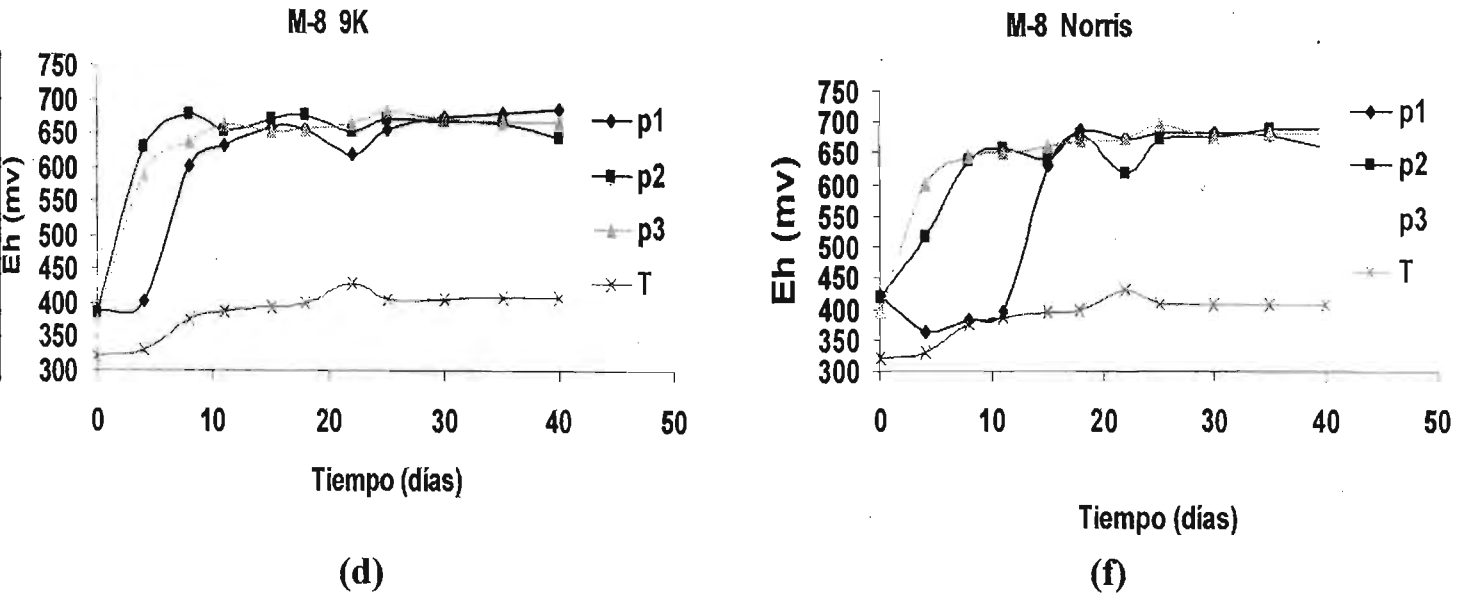


(c)

M-5 Norris



(e)

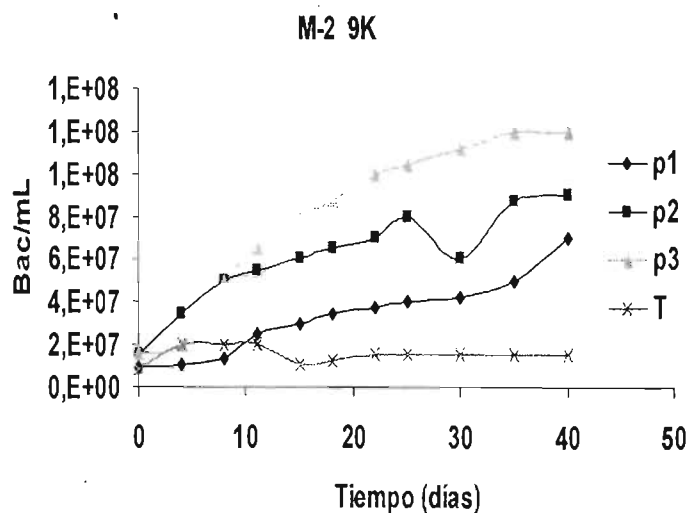


Gráfica 9 (a, b, c, d, e, f). Comportamiento del potencial de oxido-reducción (Eh) en experimentos de cinéticas de biolixiviación realizados con bacterias mesófilas (35 °C) y en dos medios de cultivo.

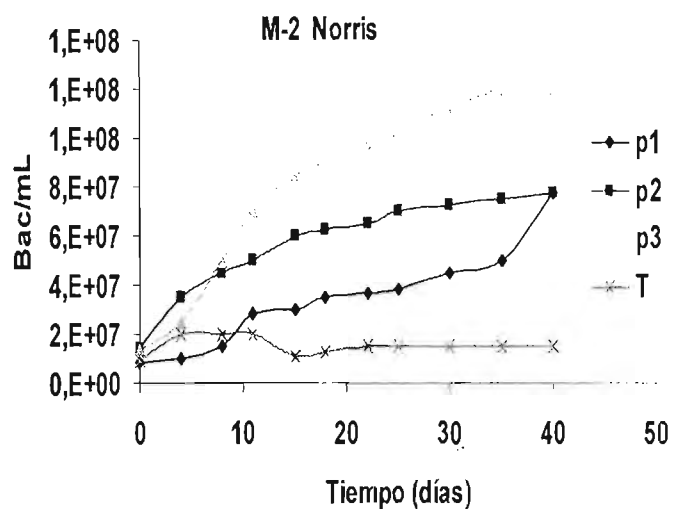
3.5.3 Crecimiento bacteriano en el sistema mesófilo.

En la gráfica 10 (a, b, c, d, e, f) se presentan los resultados del crecimiento de la población de bacterias para las muestras M-2, M-5 y M-8 que representan a las tres zonas en estudio, los resultados de los tres pases de adaptación se comparan con los sistemas testigo, en las gráficas se observa que conforme se realizan los pases sucesivos las cinéticas de crecimiento mejoran, por lo que en el tercer pase de adaptación la población de bacterias es mucho mayor que en el pase 1 y están mejor adaptadas al sistema. El comportamiento antes descrito se observa en las tres muestras M-2, M-5 y M-8 y en los dos medios de cultivo utilizado, en las tres muestras se observa un aumento en la población de bacterias conforme pasa el tiempo, además de una mayor velocidad de crecimiento de un pase a otro lo cual confirma que las bacterias han tenido un proceso de adaptación favorable.

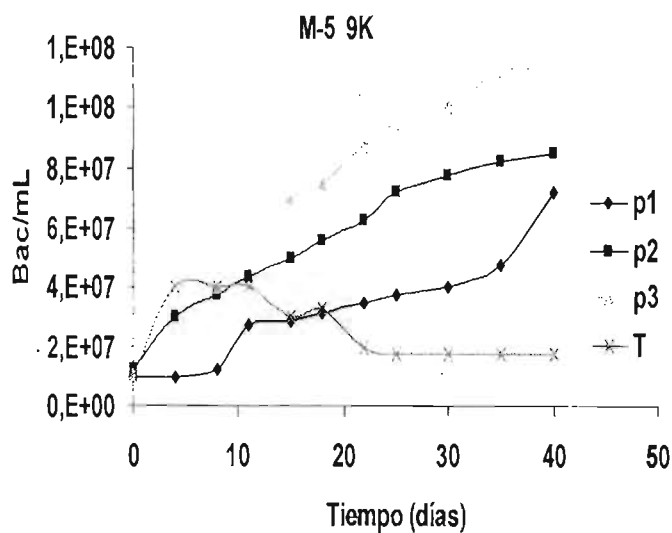
Al igual que en las variables pH y potencial de óxido Reducción, en el crecimiento celular tampoco se observa alguna diferencia notable al comparar el medio de cultivo 9K con el medio Norris diluido.



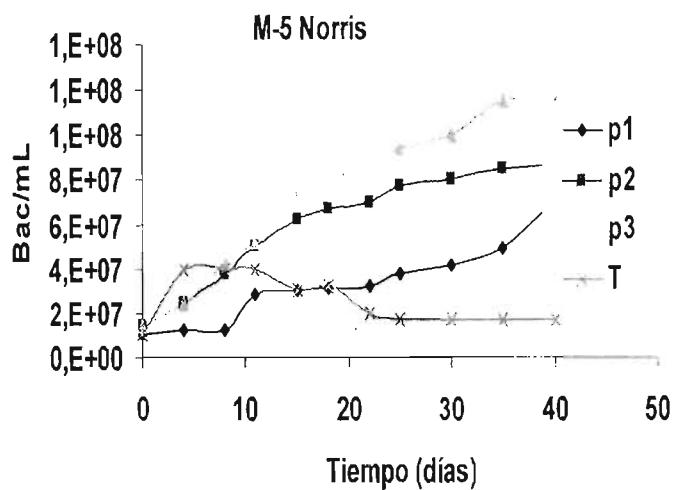
(a)



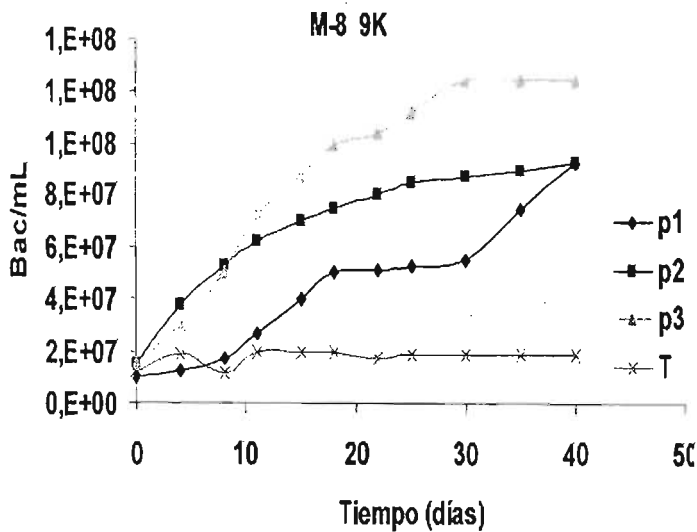
(d)



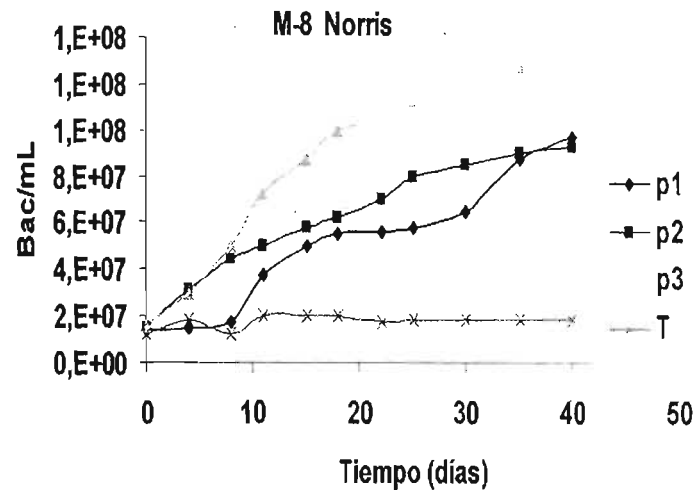
(b)



(e)



(c)



(f)

Gráfica 10 (a, b, c, d, e, f) Comportamiento del crecimiento de bacterias en experimentos de cinéticas de biolixiviación realizados con bacterias mesófilas (35 °C) y en dos medios de cultivo.

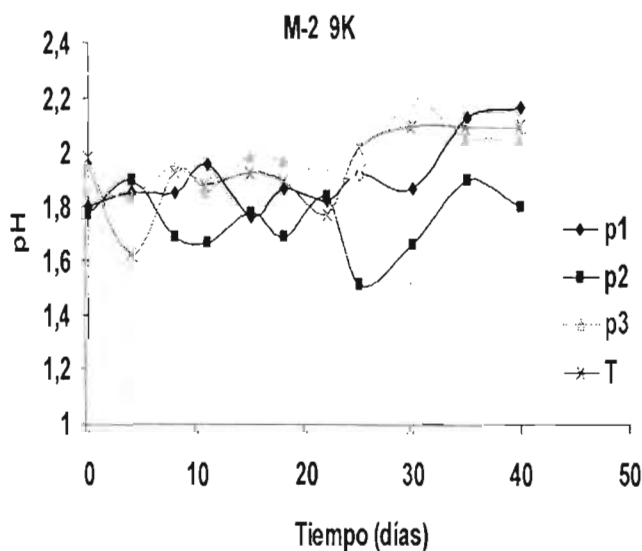
3.6 Resultados de las Cinéticas de biolixiviación de los jales en incubadora utilizando bacterias termófilas moderadas (45 °C).

3.6.1 Comportamiento del pH en el sistema termófilo.

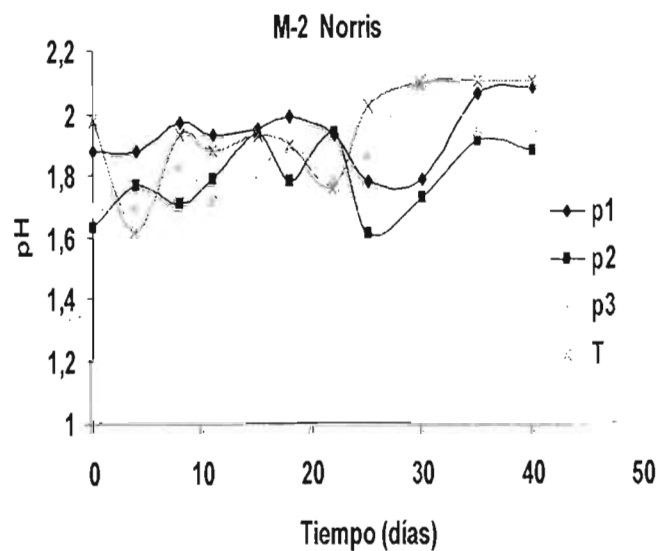
En el punto 3.7.1 se explica que las bacterias mesófilas después del 10^o día en el primer pase y 5^o días después en el 2^o y 3^o pase de adaptación controlan el sistema generando especies ácidas que disminuyen el pH. En el experimento realizado con bacterias termófilas moderadas(45 °C) el comportamiento del pH es similar al obtenido en el experimento anterior, (con bacterias Mesófilas). En estos reactores los microorganismos controlan el sistema a partir de el día 16 en el primer pase y en el segundo y tercer pase los microorganismos controlan el sistema a partir del día 11 en los dos medios de cultivo (ver grafica 11), ya que antes de los días 16 y 11 fue necesario ajustar los valores de pH a

valores menores de 2 con solución diluida de H_2SO_4 , después de este tiempo los microorganismos controlan el sistema generando productos y catalizando reacciones que generan especies reductoras de pH por lo que ya no es necesario ajustar el pH que después de estos días ~~se mantiene constante~~ en valores de 2.0. Los resultados de los tres pase sucesivos de adaptación se comparan con un sistema testigo en el cual debido a la ausencia de bacterias siempre es necesario ajustar el pH a valores de 2. Esto se realizó durante todo el experimento el cual tuvo una duración de 40 días. En las gráficas se reporta el pH final siendo éste el pH que tienen los reactores después de haber sido ajustado el valor con solución diluida de H_2SO_4 . Al analizar la s las gráficas se observa que todos los valores de pH se encuentran entre 1.5 y 1.2 aproximadamente.

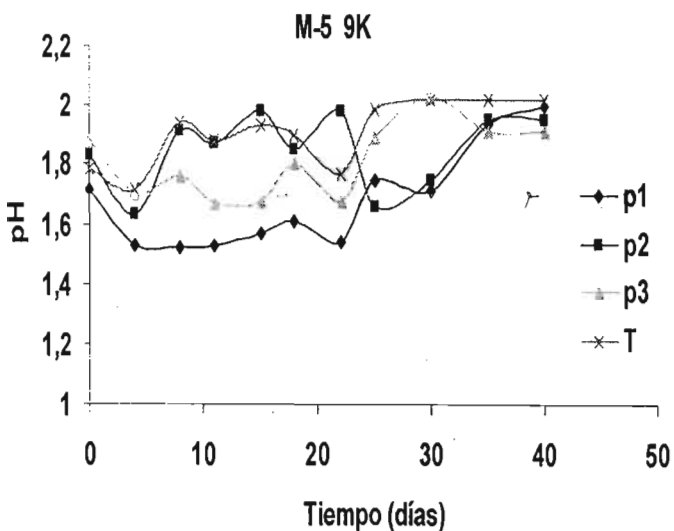
El comportamiento explicado anteriormente es el mismo en los dos medios de cultivo y también es el mismo en las muestras M-2, M-5 y M-8 las cuales representan a las zonas superficial, oxidada y no oxidada respectivamente. Lo explicado anteriormente se puede observar en la gráfica 11(a, b, c, d, e, f).



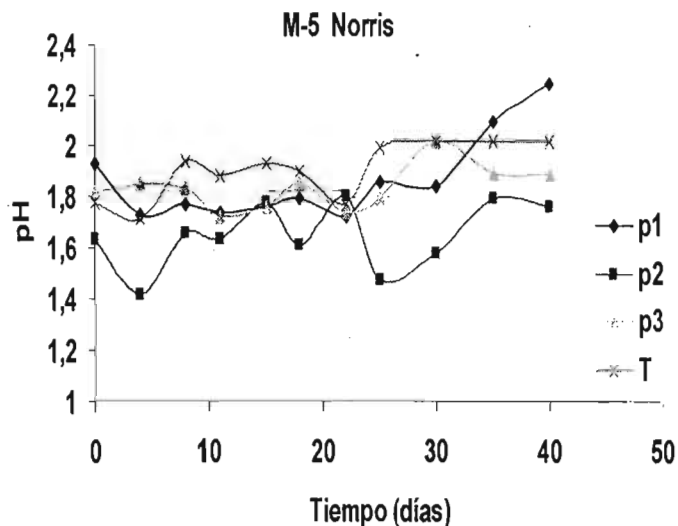
(a)



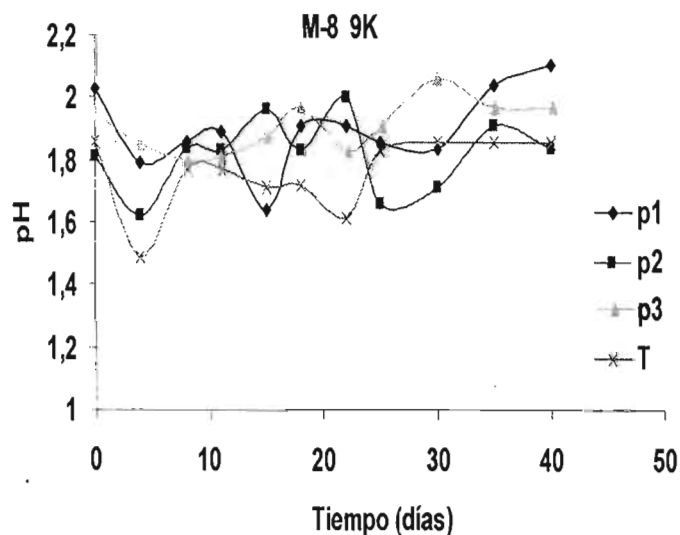
(d)



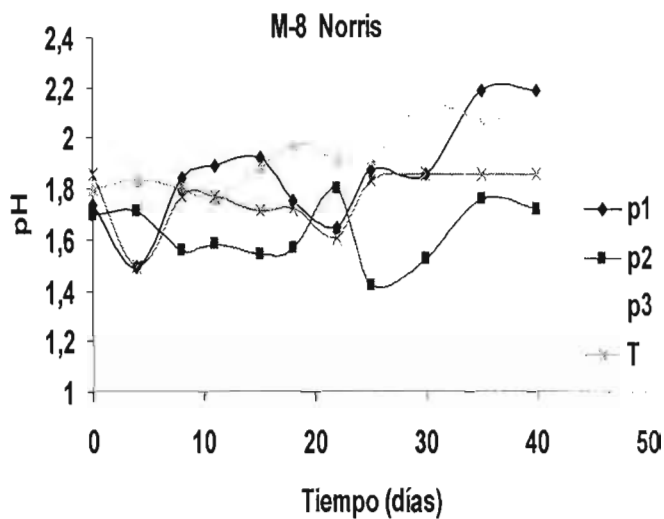
(b)



(e)



(c)



(f)

Gráfica 11(a, b, c, d, e, f) Comportamiento del pH en los experimentos de cinéticas de biolixiviación realizados con bacterias termófilas (45 °C) y en dos medios de cultivo.

3.8.2 Comportamiento del potencial de óxido-reducción (Eh) en el sistema termófilo.

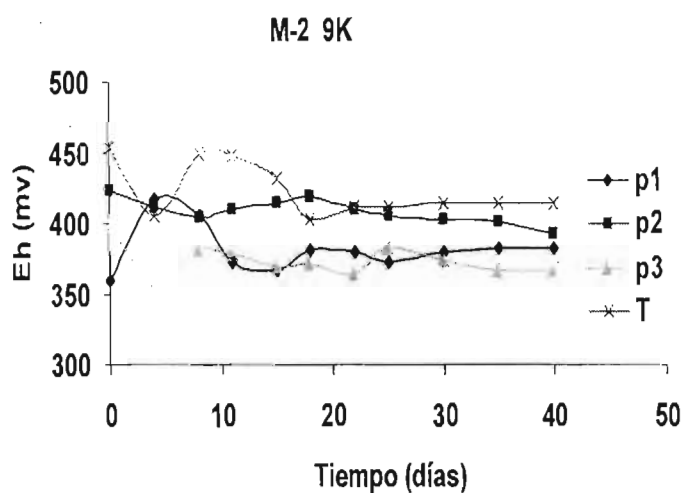
En la gráfica 12(a, b, c, d, e, f) se presentan los resultados del potencial de óxido reducción para las muestras M-2, M-5 y M-8 utilizando bacterias termófilas moderadas (45 °C) con las cuales se utilizaron al igual que en los experimentos anteriores 2 medios de cultivo que fueron el medio Norris diluido y el medio 9K. En estas gráficas se presentan los resultados de los tres pases de adaptación realizados. Al comparar las gráficas del pase 1 con las del pase dos se observa en la mayoría de los casos que los valores de potencial aumentan en el pase dos, con lo cual se podría decir que las bacterias se van adaptando favorablemente, pero al comparar las gráficas del pase tres con el pase 2 los valores de potencial disminuyen llegando en algunos casos a ser más pequeños que los valores de las gráficas del pase 1, el comportamiento anterior se presenta en las muestras M-2 y M-8 que son muestras representativas de la zona Superficial y no Oxidada respectivamente, en los dos medios de cultivo.

En las gráficas de la muestra M-5 el comportamiento es similar, los valores de potencial alcanzan los 650 mv lo cual indica que estas bacterias tuvieron una mejor adaptación al sistema, en el caso de las muestras M-2 y M-8 los valores de potencial son más bajos alcanzando valores de 550 mv en la muestra M-2 en medio Norris diluido y en los demás reactores valores por debajo de los 500 mv.

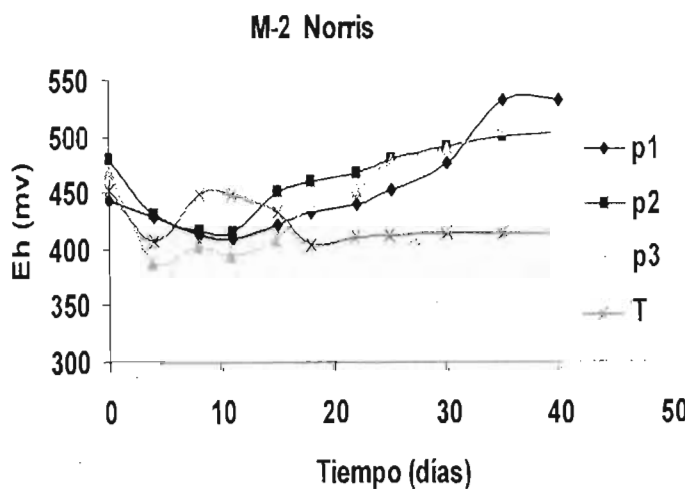
Esta disminución en el potencial que se observa al realizar el pase 3 puede ser causada por el agotamiento de los nutrientes, o por el encapsulamiento de éstos lo cual evita que las bacterias puedan llegar a ellos inhibiendo su crecimiento y reproducción. Otra causa de la disminución del potencial de oxido-reducción puede ser la dada en el punto 3.7.2 donde se explica que el aumento en el potencial se debe a la oxidación del ion ferroso a

férrico, catalizada por las bacterias, es decir, es función de la razón Fe^{3+}/Fe^{2+} que tiende a hacerse mayor, por lo que al disminuir el valor de la concentración de Fe (II) y aumentar el valor del ion Fe(III), aumentará el potencial del sistema y por el contrario si la concentración de Fe^{2+} aumenta el potencial disminuye o si la concentración de Fe^{2+} permanece constante el potencial permanecerá constante. Otra razón por la cual el potencial disminuye es el agotamiento de Fe^{2+} o el difícil acceso a él.

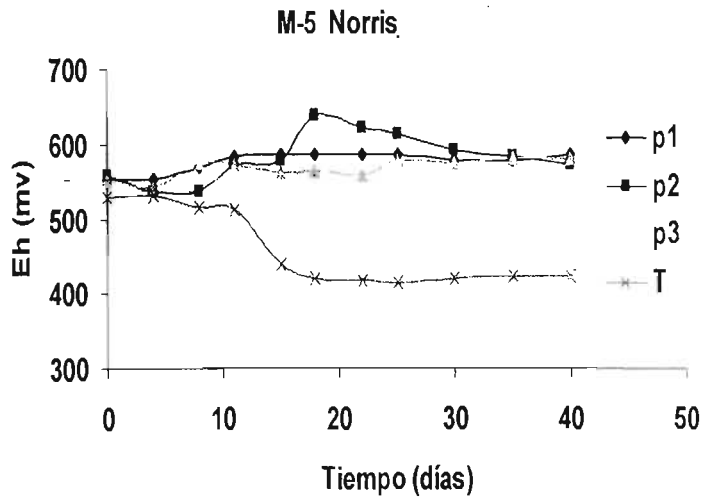
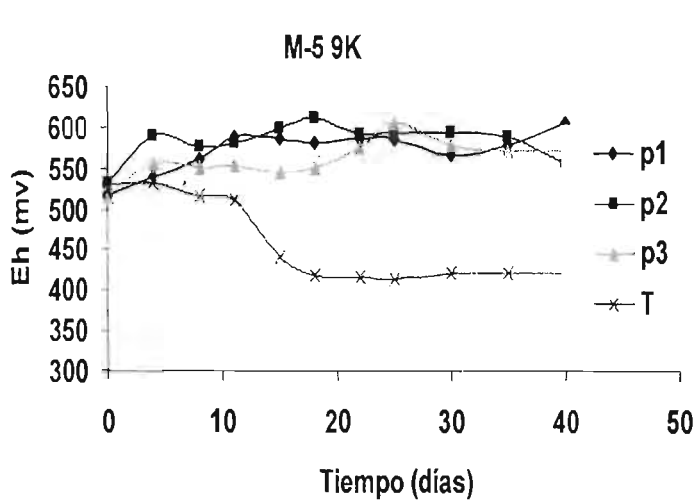
Es importante que el sistema testigo en algunos casos tiene valores de potencial superiores a los obtenidos en el pase de adaptación. Como se observa en las gráficas (12 b) y (12 c, d) de la muestra M-2 en medio norris y la muestra M-8 en los dos medios con lo cual se reafirma la teoría de que las bacterias no se adaptaron bien a las variables de sistema.



(a)

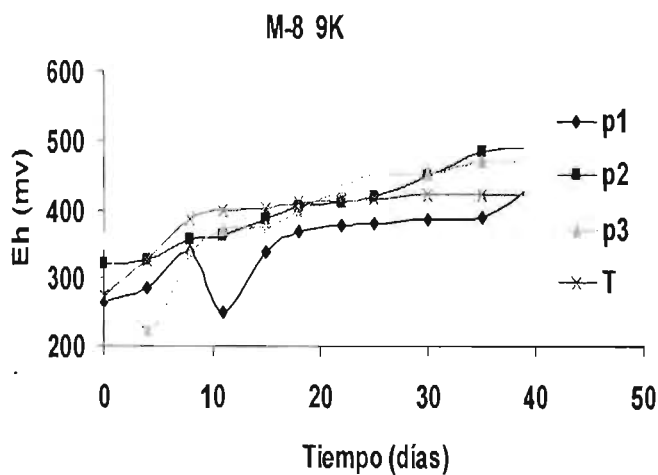


(d)

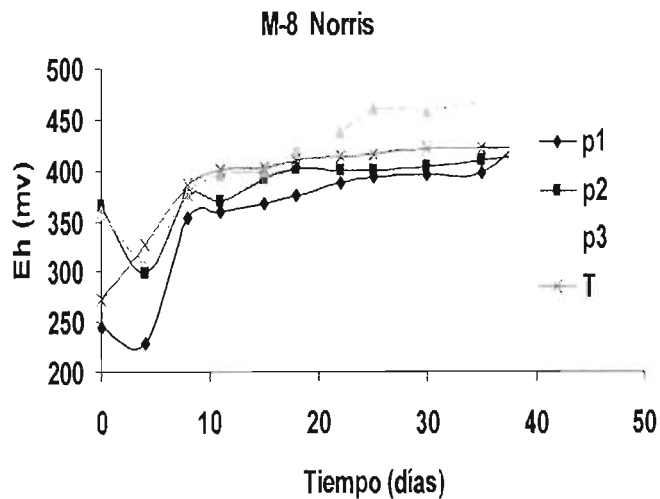


(b)

(e)



(c)



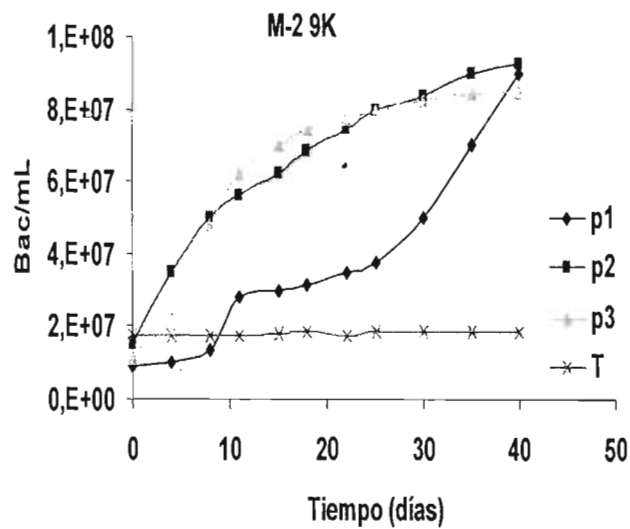
(d)

Gráfica 12(a, b, c, d, e, f) Comportamiento del potencial de óxido-reducción (Eh) en los experimentos de cinéticas de biolixiviación realizados con bacterias termófilas (45 °C) y en dos medios de cultivo.

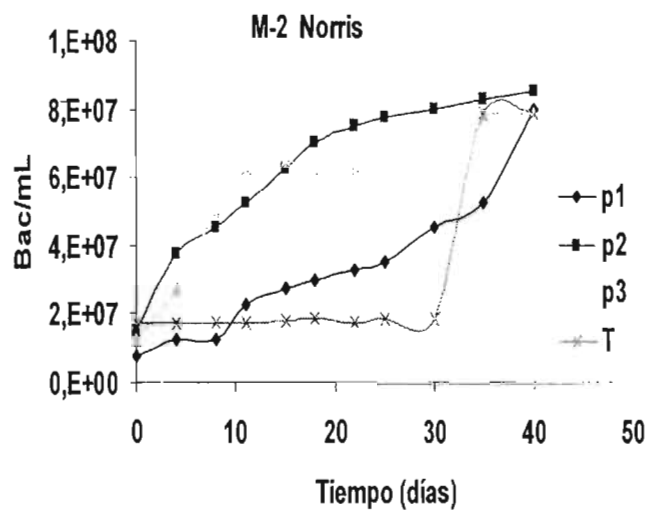
3.6.3 Crecimiento celular en el sistema termófilo (45 °C).

Una disminución de la población de bacterias tiene por consecuencia una disminución en el potencial. A su vez la disminución en el crecimiento de la población puede ser causada por el agotamiento de nutrientes así como por el difícil acceso a ellos. Esta también puede ser causada por una modificación en el micro ambiente (cambio de T, pH). La última explicación se puede respaldar con los resultados que se presentan del crecimiento celular en las gráficas 13 (a, b, c, d, e, f) donde se observa que al realizar el segundo pase las bacterias parecen adaptarse bien a las variables del sistema ya que existe un aumento en la población de bacterias pero al realizar el tercer pase la población de bacterias se mantiene constante e incluso el crecimiento de bacterias se vuelve más lento llegando a tener una más alta población de bacterias en el pase 2 que en el pase 3.

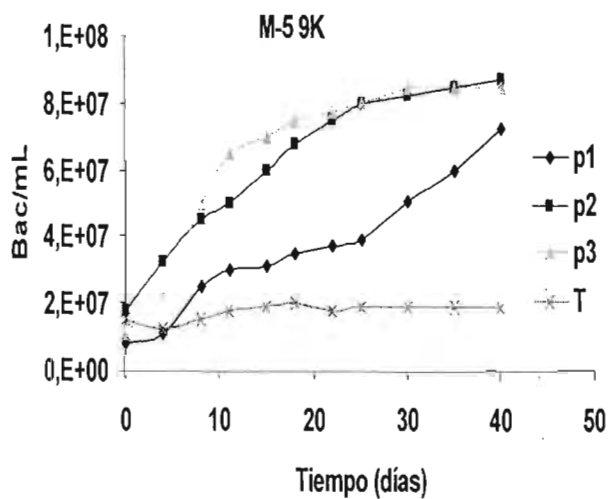
Este comportamiento ocurre para las muestras M-2 y M-8 en los dos medios de cultivo, mientras que para la muestra M-5 se observa una pequeña mejoría en el crecimiento celular al realizar el pase 3 comparada con el crecimiento celular del pase 2 como lo muestran las gráficas 13(c, d), Cuando las bacterias encuentran condiciones óptimas de temperatura, pH, así como los requerimientos energéticos necesarios para reproducirse, pueden alcanzar una importante participación en la producción de los drenajes ácidos de mina.



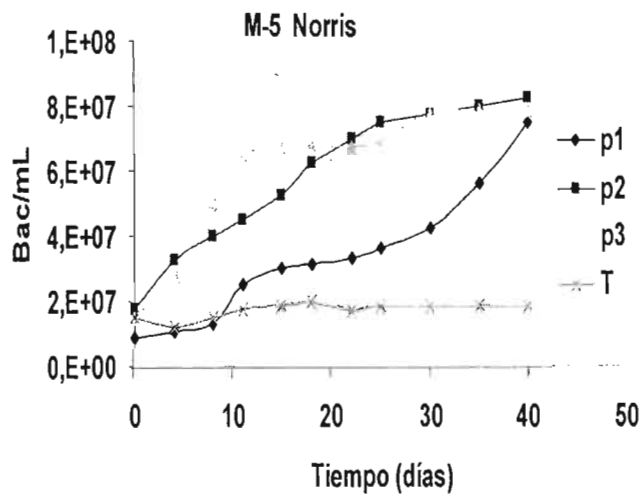
(a)



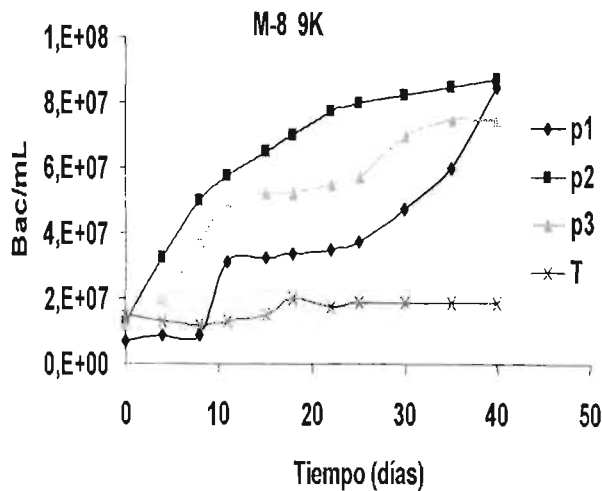
(d)



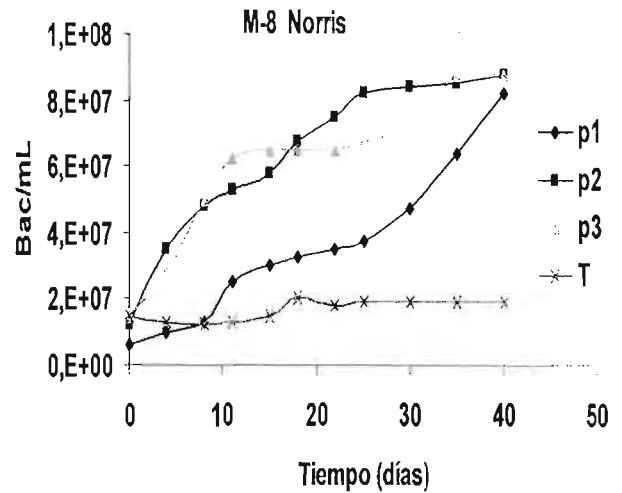
(b)



(e)



(c)



(f)

Gráfica 13(a, b, c, d, e, f) Comportamiento del crecimiento celular en los experimentos de cinéticas de biolixiviación realizados con bacterias termófilas (45 °C) y en dos medios de cultivo.

3.7 Comparación de las cinéticas utilizando bacterias mesófilas (35°C) en medio Norris diluido y medio 9K.

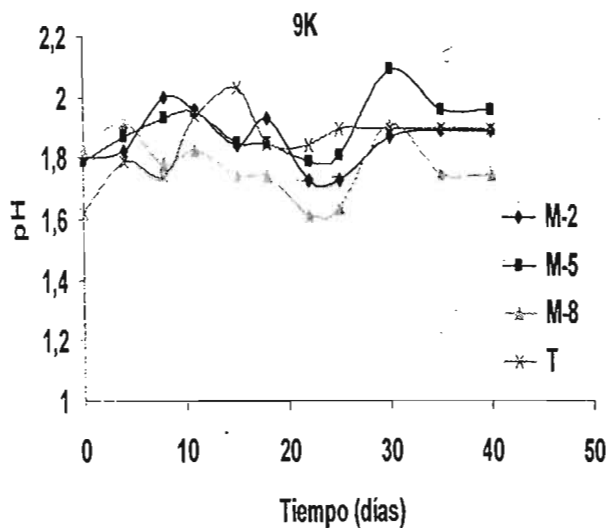
En la gráfica 14(a, b, c, d, e, f) se presentan los resultados del comportamiento que mostraron las variables de control **pH**, **potencial de óxido-reducción (E)**, y **crecimiento celular**, en los medios de cultivo Norris diluido y el medio 9K.

En la gráfica 14 se observa que el comportamiento de las 3 variables de control en los dos medios de cultivo es muy similar incluso se puede decir que es el mismo, Comparando las gráficas 14 **a** y **d** que muestran resultados de **pH** para el perfil 1 en los dos medios de cultivo se observa el mismo comportamiento, los valores de pH siempre oscilan entre 1.5 y 2 en las tres muestras estudiadas, recordando que los 5 primeros días se controló el pH

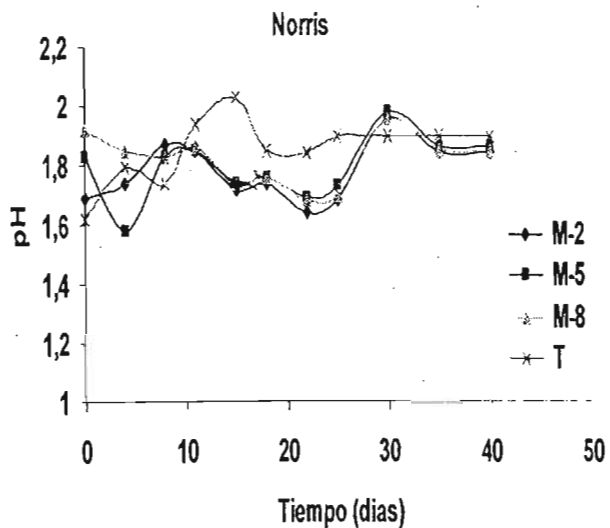
ajustándolo con solución diluida de H_2SO_4 , y después de este día las bacterias controlan el sistema generando especies que acidifican el sistema.

De las gráficas 14 b y e que muestran los resultados del comportamiento del **potencial de óxido-reducción (Eh)** se observa que en ambos medios de cultivo las muestras M-2, M-5 y M-8 presentan un comportamiento similar tanto en la forma de las gráficas como en los valores de potencial, y también en ambos medios de cultivo la muestra que presenta un valor más alto es la muestra M-8, siendo la que alcanza valores más bajos de potencial de óxido reducción la muestra M-2. El comportamiento anterior es el mismo que muestran las gráficas 14 c y f donde se presentan los resultados referentes al **crecimiento celular**.

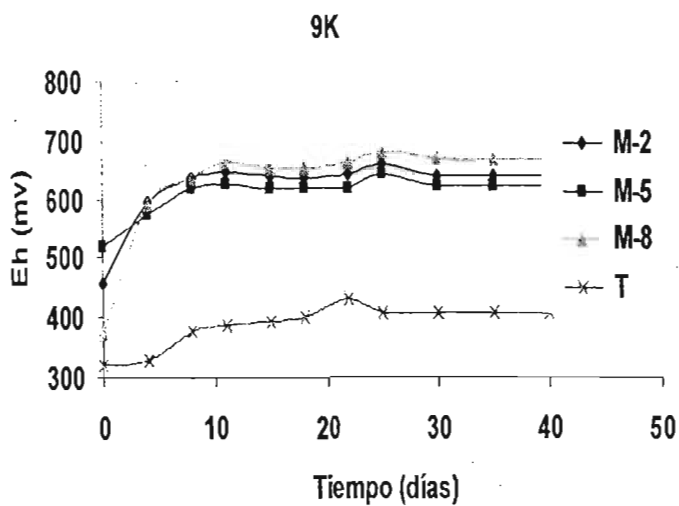
Comparando las tres muestras M-2, M-5 Y M-8 utilizadas en este estudio, con el **sistema testigo** se observa que existe una gran diferencia en los resultados que se obtuvieron. Por ejemplo en los sistemas testigo el pH nunca fue controlado por los microorganismos ya que su población era muy pequeña, debido a lo anterior el pH de los sistemas estériles siempre tuvo que ser ajustado a valores de 2 ó menores con solución diluida de H_2SO_4 . En lo que se refiere al potencial de óxido reducción (Eh del sistema testigo, éste siempre fue menor que el valor de las muestras en estudio con lo que podemos reafirmar que el potencial de óxido reducción también depende de la población de bacterias existentes en el sistema.



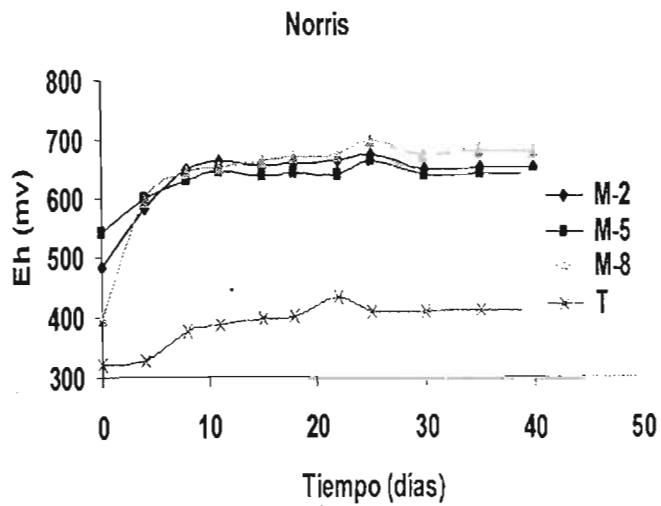
(a)



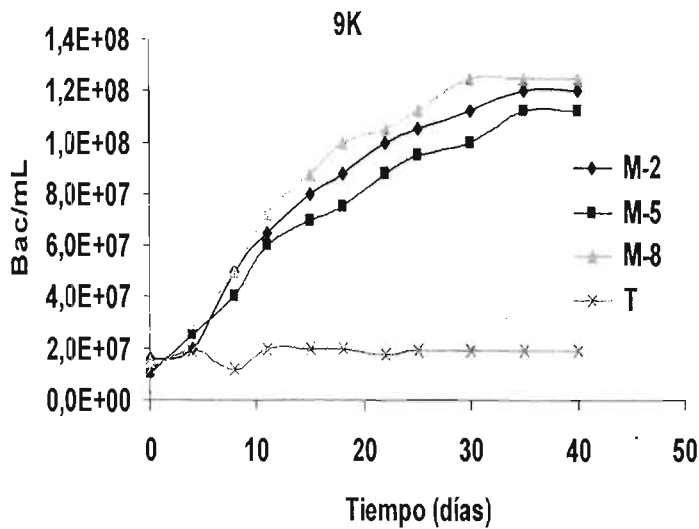
(d)



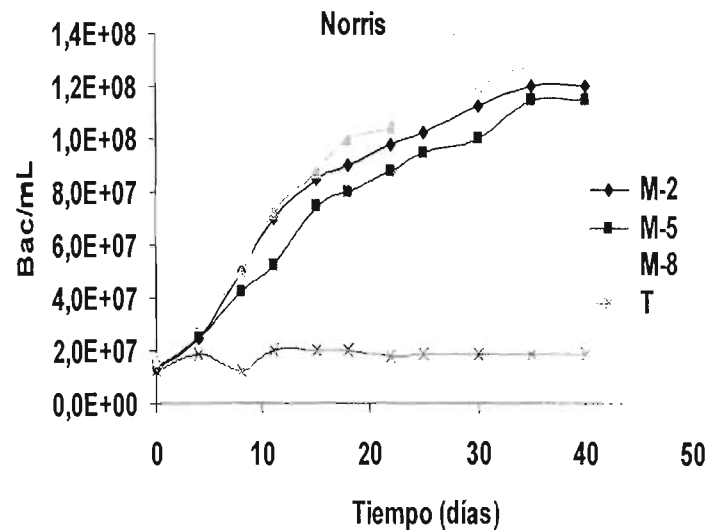
(b)



(e)



(c)



(f)

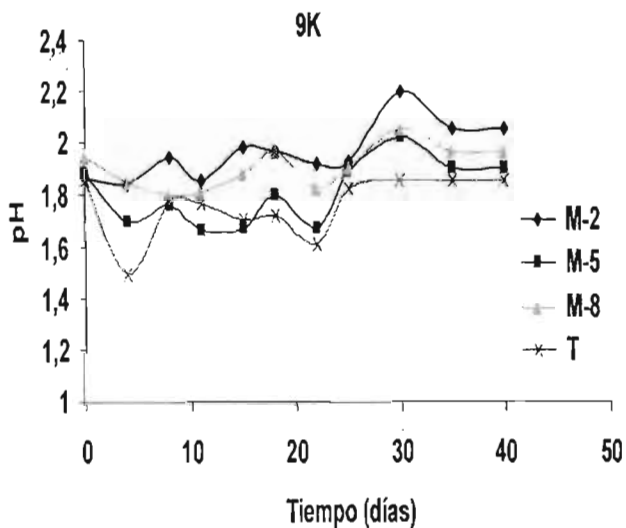
Gráfica 14(a, b, c, d, e, f) Comportamiento del pH, potencial de óxido-reducción y crecimiento celular para el perfil 1 (M-2, M-5 y M-8) en los experimentos realizados con bacterias mesófilas (35 °C) y dos medios de cultivo.

3.8 Comparación de las cinéticas utilizando bacterias termófilas (45°C) en medio Norris diluido y medio 9K.

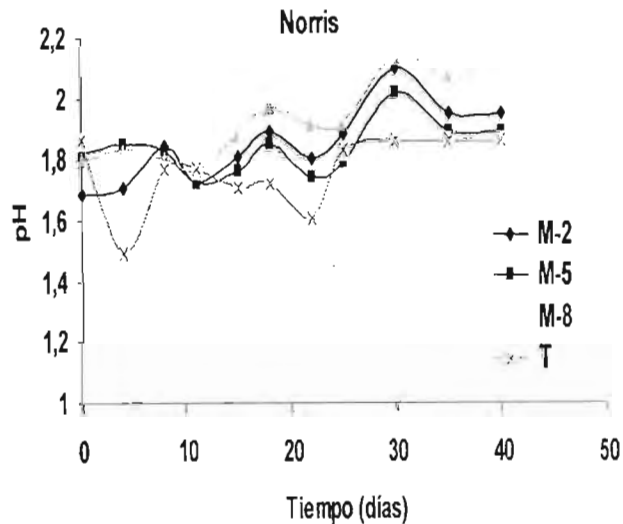
En las gráficas 15(a, b, c, d, e, f) se presentan los resultados del comportamiento del pH, potencial de óxido-reducción (E) y crecimiento celular del tercer pase de adaptación de las muestras M-2, M-5 y M-8 que son representativas de las zonas superficial, oxidada y no oxidada en las cuales se utilizaron bacterias termófilas (45°C) y dos medios de cultivo Norris y 9K. En las gráficas 15(a, d) se observa lo que los valores de pH de las muestras presentan el mismo comportamiento en los dos medios de cultivo, recordando que las bacterias controlan el sistema después del día 11, por lo que el pH se tuvo que ajustar con una solución de H_2SO_4 diluida los primeros 10 días. Es importante recordar que el sistema

testigo al no haber sido inoculado con bacterias no controla el sistema y durante todo el experimento se tuvo que ajustar el pH.

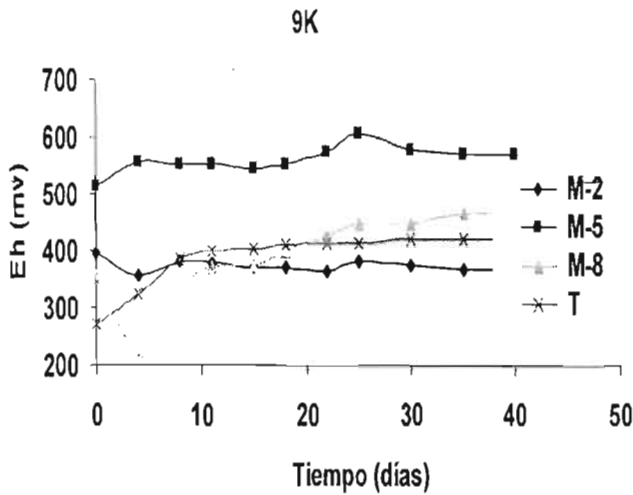
Las gráficas 15 (b,e) presentan los resultados del potencial donde se observa lo siguiente, la muestra M-5 es la que presenta potencial más alto(550 mV) en los dos medios de cultivo y la muestra M-8 está en segundo lugar con un valor de potencial de 450 mV en el medio 9k. En el medio Norris diluido la muestra que ocupa el segundo lugar es la muestra M-2 con un valor de potencial de 500mV quedando en tercer lugar en el medio 9K la muestra M-2 y en el medio Norris diluido la muestra M-8 , el comportamiento anterior es el mismo que se observa en las gráficas 15 (c, f) que muestran los resultados del crecimiento celular.



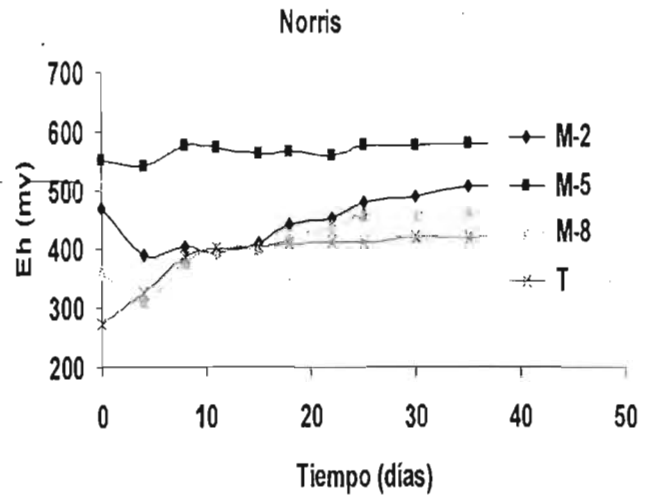
(a)



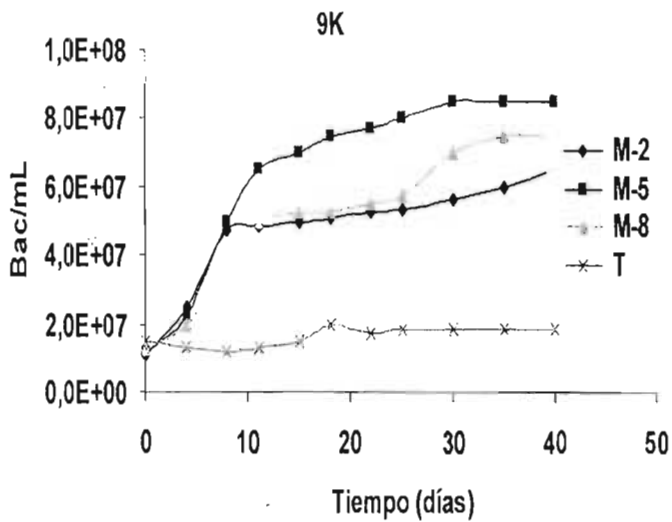
(d)



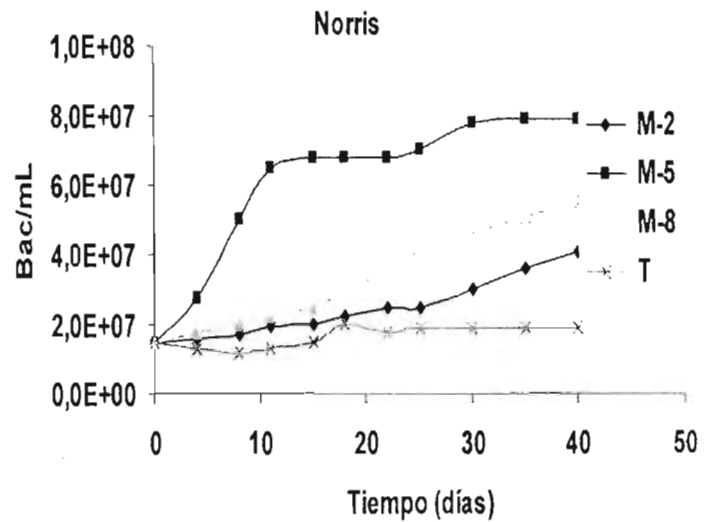
(b)



(e)



(c)



(f)

Gráfica 15 (a, b, c, d, e, f) Comportamiento del pH, potencial de óxido-reducción y crecimiento celular para el perfil 1 (M-2, M-5 y M-8) en los experimentos realizados con bacterias termófilas (45 °C) y dos medios de cultivo.

3.9 Comparación de las cinéticas utilizando bacterias mesófilas (35°C) y termófilas (45°C) en medio Norris diluido y medio 9K.

A continuación en las gráficas 16(a, b, c) se presentan los resultados del comportamiento del potencial de óxido-reducción y en las gráficas 16(d, e, f) el crecimiento de la población de microorganismos para las muestras M-2, M-5 y M-8 que son representativas de las tres zonas de interés (zona superficial, oxidada y no alterada) en los diferentes sistemas de experimentación, los cuales se presentan a continuación;

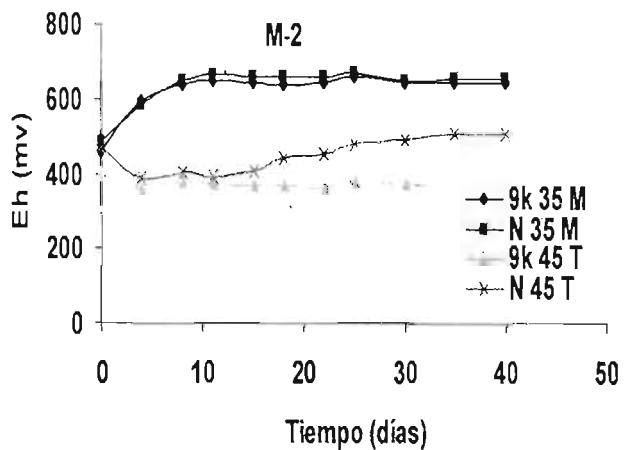
sistema 1=Medio 9K + bacterias mesófilas (35°C) + mineral(jales)

sistema 2=Medio Norris + bacterias mesófilas (35°C) + mineral(jales)

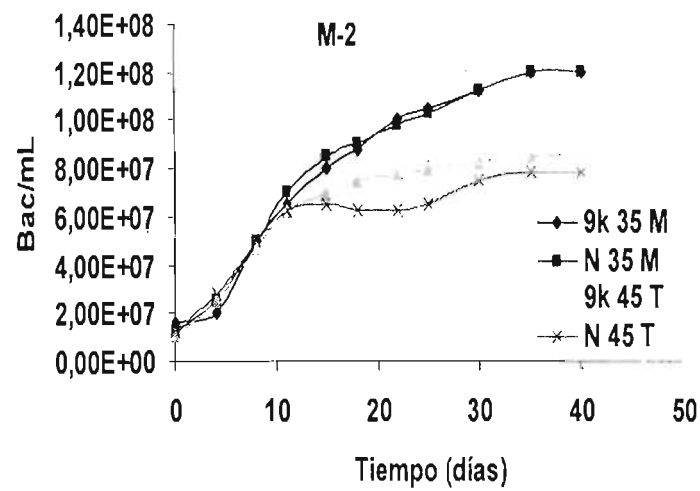
sistema 3=Medio 9K + bacterias termófilas moderadas (45°C) + mineral(jales)

sistema 4=Medio Norris + bacterias termófilas moderadas (45°C) + mineral(jales)

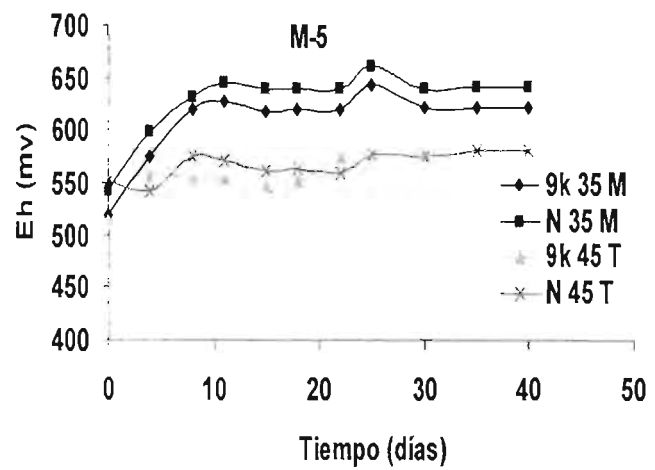
En las gráficas se observa lo siguiente, en los sistemas 1 y 2 en los cuales se utilizaron para la experimentación bacterias mesófilas, se alcanzan valores de potencial y crecimiento en la población de bacterias más altos que los sistemas 3 y 4 en los cuales se utilizó para la experimentación bacterias termófilas moderadas. Esta diferencia es causada por el metabolismo de las bacterias termófilas que es más lento comparado con el de las bacterias mesófilas, es decir consumen Fe^{2+} mas lento que las bacterias mesófilas por lo tanto la conversión de Fe^{2+} a Fe^{3+} es más lenta por lo que el potencial disminuye.



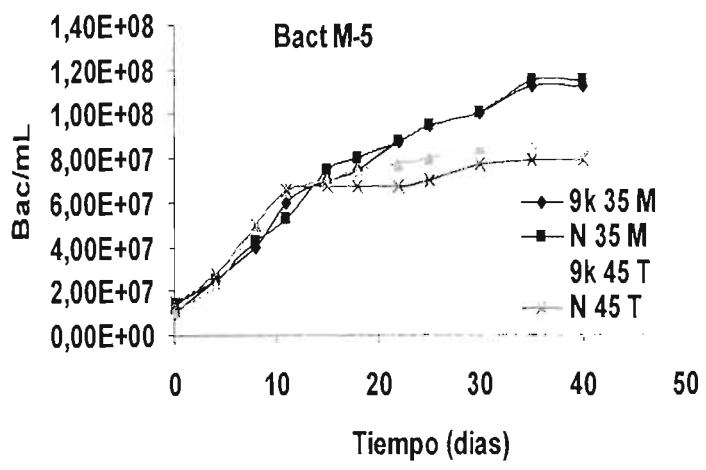
(a)



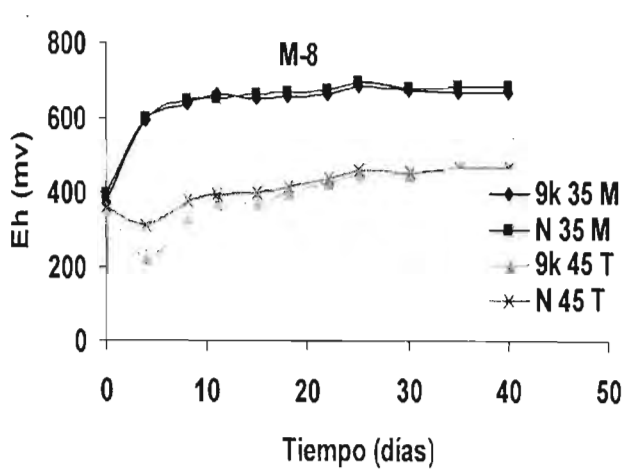
(d)



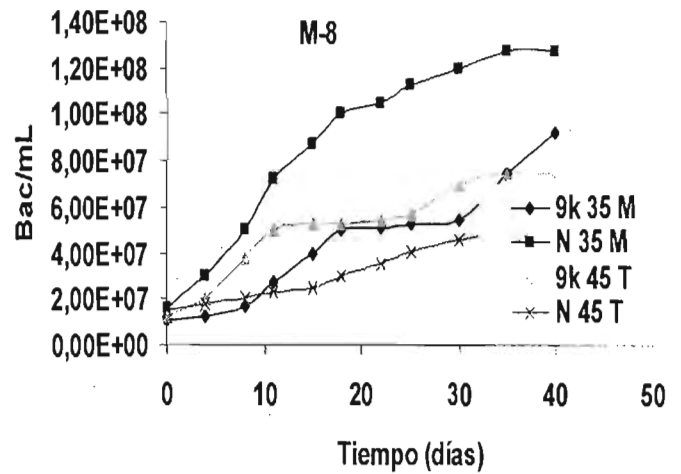
(b)



(e)



(c)



(f)

Gráfica 16(a, b, c, d, e, f) Comportamiento potencial de óxido-reducción (Eh) y crecimiento celular para el perfil 1 (M-2, M-5 y M-8) en los experimentos realizados con bacterias mesófilas (35 °C) y termófilas moderadas(45 °C) y dos medios de cultivo.

3.10 Análisis de la disolución de metales.

En los puntos anteriores se ha comentado que las bacterias una vez adaptadas a las variables de control del sistema (pH, T, Eh y agitación orbital), logran reproducirse y aumentar su población rápidamente, lo cual se refleja en la velocidad con la que se llevan a cabo las reacciones químicas encargadas de lixiviar metales y generar acidez, estas reacciones son catalizadas por las bacterias una vez que éstas han logrado controlar el sistema, manteniendo un pH ácido de manera constante. Cuando el pH es controlado por las bacterias, la lixiviación de metales pesados (Cu, Fe, Zn, Ni, Pb, Cd, As) aumenta.

A continuación en la tabla 3.12 se presentan los resultados de extracción de metales pesados para las muestra M-2, en los medios de cultivo 10-Fol-9K y Norris diluido, para

los cuales se realizaron experimentos con bacterias mesófilas (35°C) y termófilas moderadas (45°C) (ver resultados en tablas 6.1 del anexo 1).

En la tabla 3.12 se presentan los resultados de disolución de metales pesados (Cu, Fe, Zn, Ni, Pb, Cd, As) para cada uno de los pases sucesivos, que fueron tres, comparados con un sistema testigo. Obsérvese que en el pase uno sólo se analizaron 3 elementos que fueron Cu, Fe y Zn los cuales se analizaron por absorción atómica y en los pases 2 y 3 incluyendo al sistema testigo se analizan 7 elementos usando la técnica de análisis por plasma inductivamente acoplado. Los resultados muestran que la disolución de los elementos analizados aumentan de un pase a otro y siempre la disolución en los sistemas inoculados es mayor que la reportada en el sistema testigo. El comportamiento anterior es el mismo para todas las muestras como se muestra en las tablas 6.1 del anexo 1.

Muestra M-2 en medio 10-fol-9K (35 °).

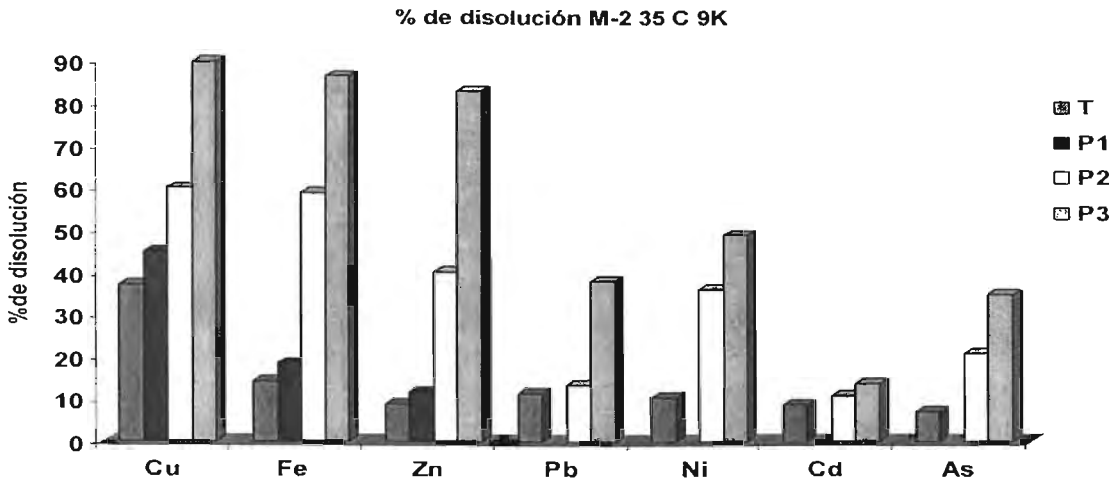
M-2	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	45	18.59	11.77	-----	-----	-----	-----
Pase 2	60	59.01	40.32	13.36	36.17	10.76	21.05
Pase 3	90	86.55	83.32	38.09	48.93	13.62	35.00
Pase T	37	14.34	8.98	11.42	10.63	8.54	7

Muestra M-2 en medio Norris diluido (35 °).

M-2	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	36.87	45.1	10.96	-----	-----	-----	-----
Pase 2	37.79	75.82	14.34	38.09	38.29	10.76	35.44
Pase 3	45	87.98	40.32	40.95	48.93	17.55	40.11
Pase T	36.25	14.34	9.06	25	21.27	5	23

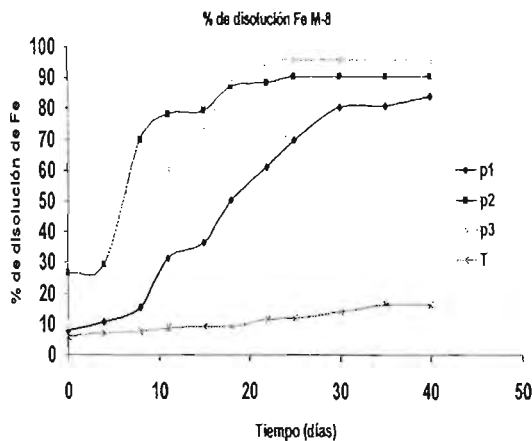
Tabla 3.12. resultados del % de disolución para la muestra M-2 en los medios de cultivo 9K y Norris diluido en los experimentos realizados con bacterias termófilas.

el comportamiento antes mencionado se muestra mejor en la gráfica 17, obsérvese cómo el porcentaje de extracción aumenta conforme se van realizando los pases sucesivos y cómo la extracción es mayor que en el sistema testigo.

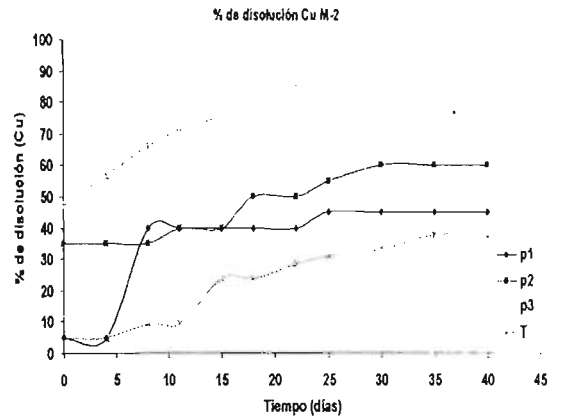


Gráfica 17. Comportamiento de la disolución en los diferentes pases sucesivos.

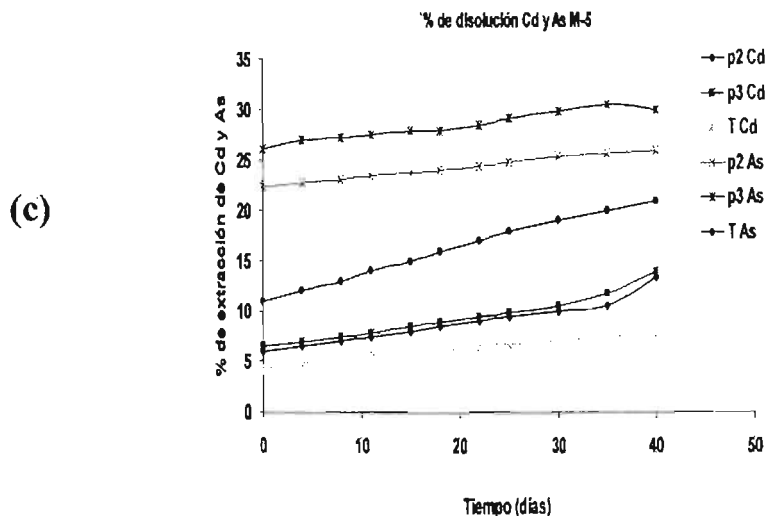
El aumento en la disolución de metales está acompañado por una mejora en la cinética como se observa en las gráficas 18(a, b y c). Las gráficas muestran los resultados de los % de disolución de los metales Cu, Fe, Cd y As, respectivamente. Obsérvese que en las tres gráficas en el primer pase de adaptación existe menor disolución para los metales estudiados, esta disolución aumenta en el segundo pase de adaptación y es la máxima disolución en el tercer pase de adaptación, es importante observar que la cinética de disolución también es mas rápida conforme se realizan los pases sucesivos.



(a)



(b)



Gráfica 18(a, b, c). Disolución de Cu, Fe, Cd y As en los tres pasajes de adaptación.

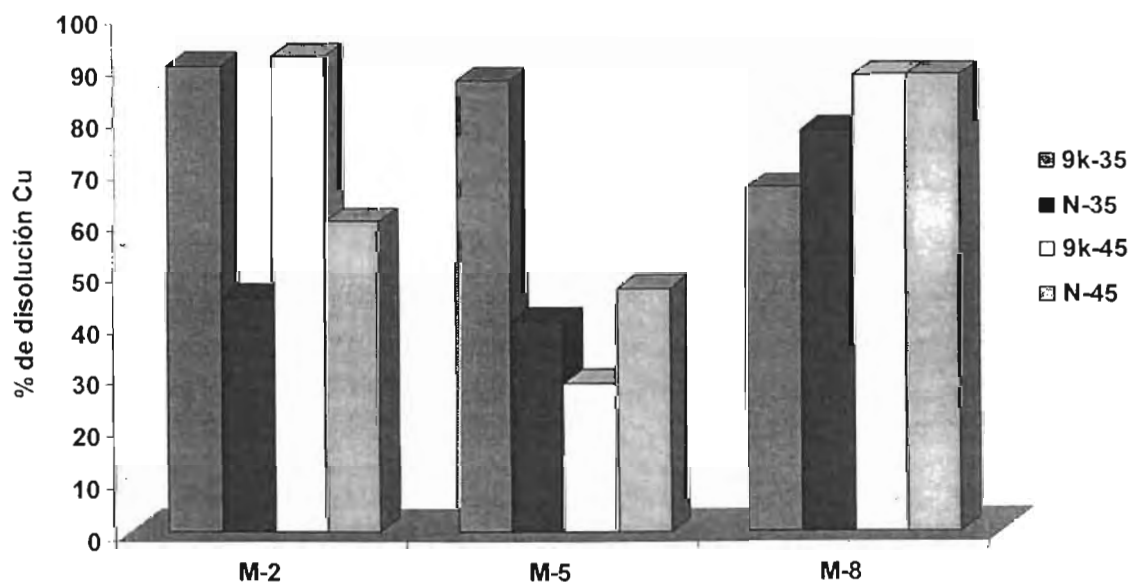
3.11 Comparación de la disolución obtenida utilizando bacterias mesófilas (35°C) y termófilas moderadas (45°C) en los medios de cultivo Norris diluido y 10-Fold-9K.

A continuación se presentan los resultados del % de disolución de los elementos Cu, Fe, Zn, Pb, Ni, Cd y As, obtenidos en los experimentos realizados con bacterias mesófilas (35°C) y termófilas moderadas (45°C) en los medios de cultivo 10-Fold-9K y Norris diluido utilizando las muestras M-2, M-5 y M-8 que forman parte del perfil 1 y que son representativas de las tres zonas de interés que son: La zona superficial, zona oxidada y Zona no oxidada. Para identificar mejor a los experimentos y poder explicar mejor los resultados se utilizara la misma nomenclatura del **punto 3.11**.

3.11.1. Disolución de Cu.

En la grafica (19) se presentan los resultados del % de disolución de Cu para las tres muestras en estudio, observándose lo siguiente. En la muestra **M-2** se alcanzaron

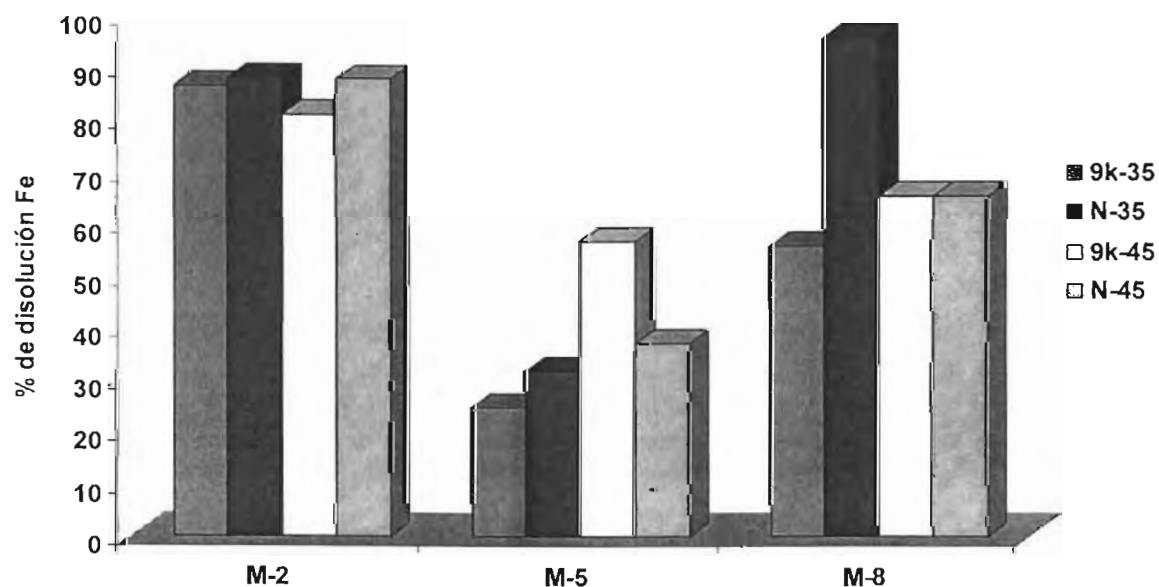
porcentajes de disolución similares en los sistemas 1 y 3 en los cuales se utilizó el medio de cultivo 9K y los dos tipos de microorganismos siendo estos porcentajes de disolución los más altos(90%), los porcentajes de disolución obtenidos en los sistemas 3 y 4, en los cuales se utilizó el medio de cultivo Norris diluido y los dos tipos de bacterias fueron menores(60%). En la muestra **M-5** el comportamiento es diferente, sólo en el sistema 1 se alcanza una disolución del 90 % y en los sistemas 2, 3 y 4 la disolución es muy pequeña siendo menor del 50 % en los tres sistemas. La muestra **M-8** presenta los resultados mas altos de disolución de cobre, los cuatro sistemas presentan una extracción mayor del 70 % siendo los sistemas 3 y 4 los que obtienen la más alta disolución (95 %) y los sistemas 1 y 2 los de menor disolución (75 y 85 %).



Gráfica 19. Comportamiento de la disolución de Cu.

3.11.2. Disolución de Fe.

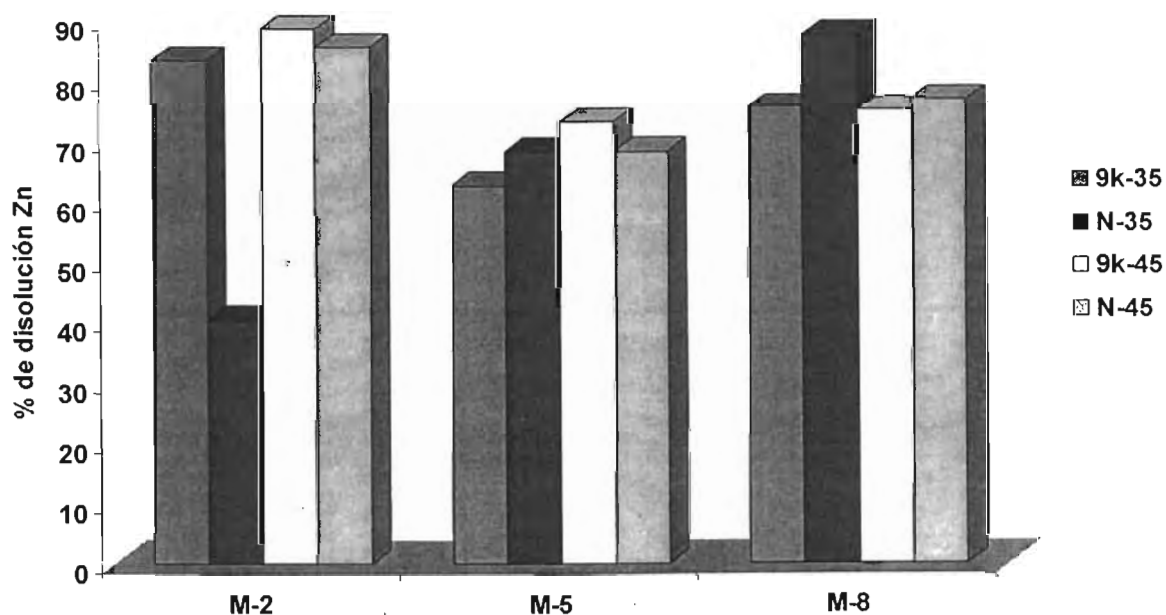
En la gráfica (20) se presentan los resultados de disolución del Fe para las tres muestras en estudio. En la muestra **M-2** los sistemas 1, 2, 3 y 4 presentan % muy similares de disolución por lo que podemos decir que la disolución fue la misma en los 4 sistemas. La muestra **M-5** muestra que la disolución más alta de Fe se obtuvo en el sistema 3 y los sistemas 1, 2 y 4 presentan una disolución menor de Fe, aunque la disolución de Fe en el sistema 3 fue la máxima (60%Max) es menor que la obtenida en la muestra M-2 (90%Max). La muestra **M-8** presenta una disolución máxima de Fe en el sistema 2 siendo esta de 95 %, los sistemas 3 y 4 presentan una disolución idéntica del 75% y el sistema 1 tiene una disolución del 60 %.



Gráfica 20. Comportamiento de la disolución de Fe.

3.11.3. Disolución de Zn.

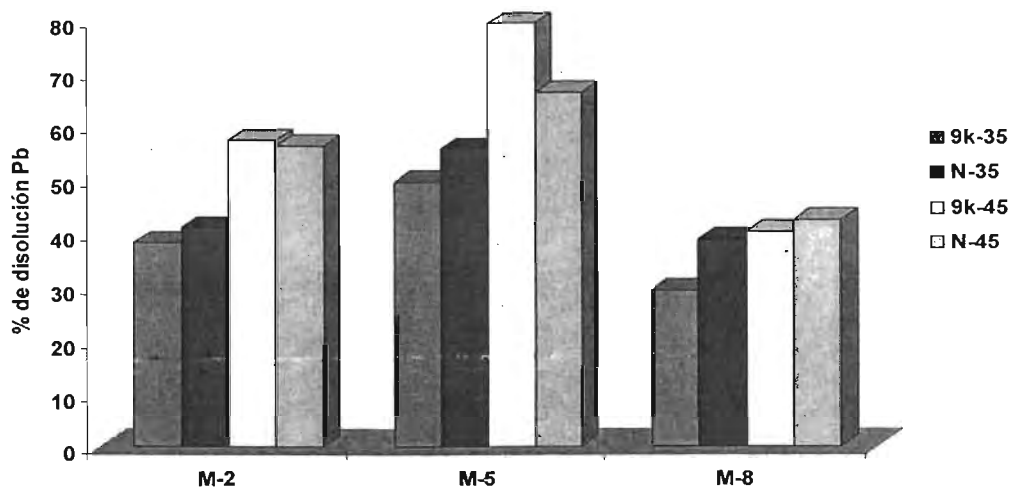
La gráfica (21) presenta los resultados de disolución de Zn para las muestras M-2, M-5 y M-8 analizándose lo siguiente. La muestra **M-2** presenta disoluciones altas en los sistemas 1, 3 y 4 del 90 % y solo el sistema 1 presenta disolución baja de 45 %. La muestra **M-5** también presenta disoluciones similares en los 4 sistemas siendo ésta del 70% en dicha muestra las diferencias en la disolución no son tan grandes como en las anteriores por lo que se consideran similares. La muestra **M-8** presenta disoluciones similares en los sistemas 1, 3 y 4 siendo esta del 80 % presentando la máxima disolución en el sistema 2 que es del 90%.



Gráfica 21. Comportamiento de la disolución de Zn.

3.11.4. Disolución de Pb.

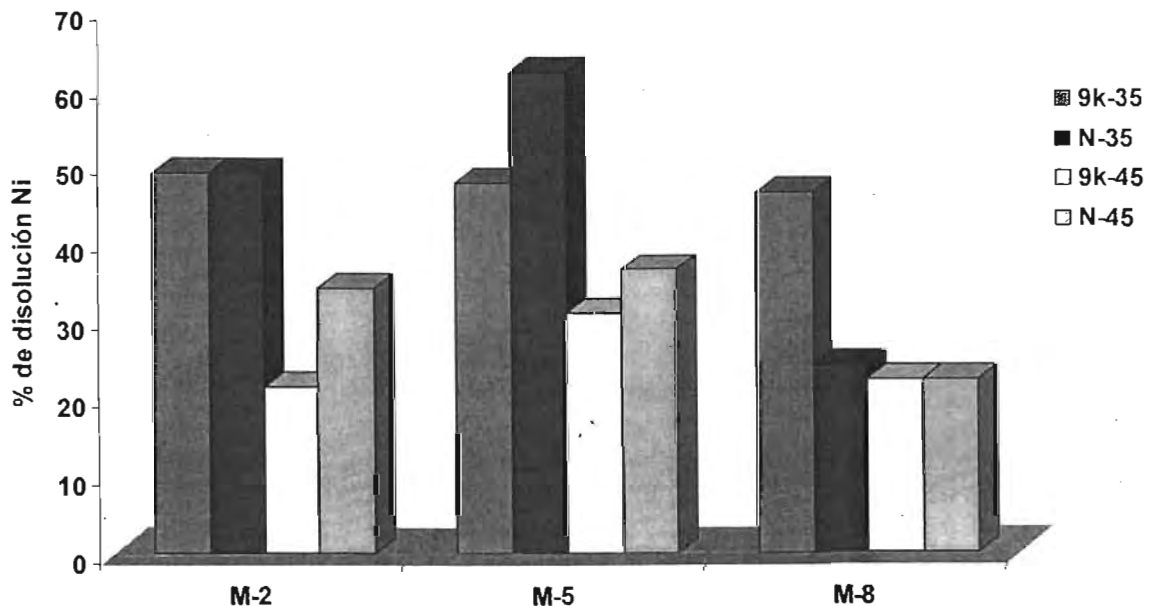
En la gráfica (22) se presentan los resultados de disolución de **Pb** para las muestras del perfil 1 formado por las muestras M-2, M-5 y M-8 de la cual se analiza lo siguiente. La muestra **M-2** presenta una disolución del 45% en el sistemas 1 siendo ésta la disolución más baja de plomo en esta muestra, el sistema 2 reporta una disolución del 45 %, un poco mas alta que la anterior, la disolución en éstos dos sistemas es baja comparada con la disolución que presentan los sistemas 3 y 4 que es muy similar alrededor del 60 %. La muestra **M-5** al igual que la muestra M-2 presenta disoluciones más bajas en los sistemas 1 y 2 de aproximadamente el 58% y disoluciones de Pb mas altas en los sistemas 3 y 4 , la disolución mas alta se presenta en el sistema 3 con un 85 % y el sistema 4 presenta una disolución del 70%. La muestra **M-8** presenta una disolución de Pb ascendente del sistema 1 al sistema 4. el sistema tiene la menor disolución que es del 30% y el sistema 4 presenta la máxima disolución que es de 50 %, los sistemas 2 y 3 quedan en valores intermedios de disolución con un 40 y 45 % de disolución respectivamente, en ésta grafica se observa que los sistemas en los cuales se utilizaron las bacterias termófilas moderadas tienen una mejor disolución.



Grafica 22. Comportamiento de la extracción de Pb.

3.11.5. Disolución de Ni.

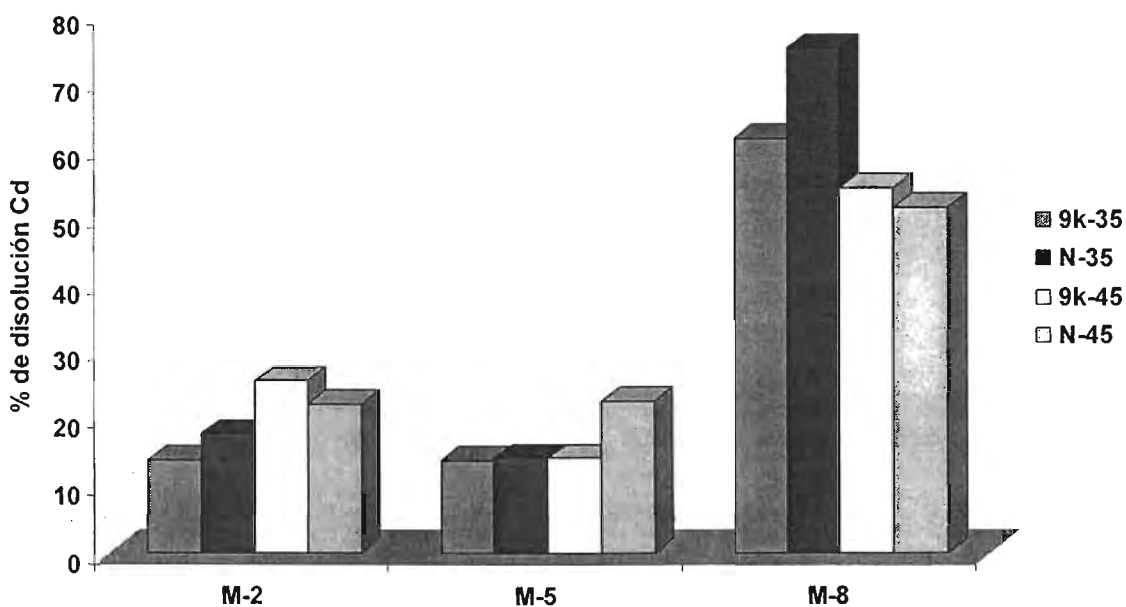
En la grafica (23) se presentan los resultados de disolución de Ni para las muestras M-2, M-5 y M-8 de la cual se analiza lo siguiente. en la muestra **M-2** los sistemas 1 y 2 presentan una disolución del 50 %, ésta disolución es la más alta. El sistema 3 presenta la disolución mas baja que es de 25 % y el sistema 4 presenta una disolución intermedia del 35%. La muestra **M-5** presenta el mismo comportamiento del la muestra M-2 , los sistemas 1 y 2 presentan la mayor disolución pero es más alta en el sistema 2 con 65 % de disolución, el sistema 3 es el que presenta la menor disolución(35 %) y el sistema 4 presenta una disolución intermedia(40%). En al muestra **M-8** el sistema 1 presenta una disolución del 55 % que es la más alta y los sistemas 2, 3, y 4 reportan una disolución del 25 % aproximadamente. En esta gráfica se observa que los sistemas inoculados con bacterias mesófilas alcanzan un % de disolución más alta que los sistemas inoculados con bacterias termófilas moderadas.



Grafica 23. Comportamiento de la disolución de Ni.

3.11.6. Disolución de Cd.

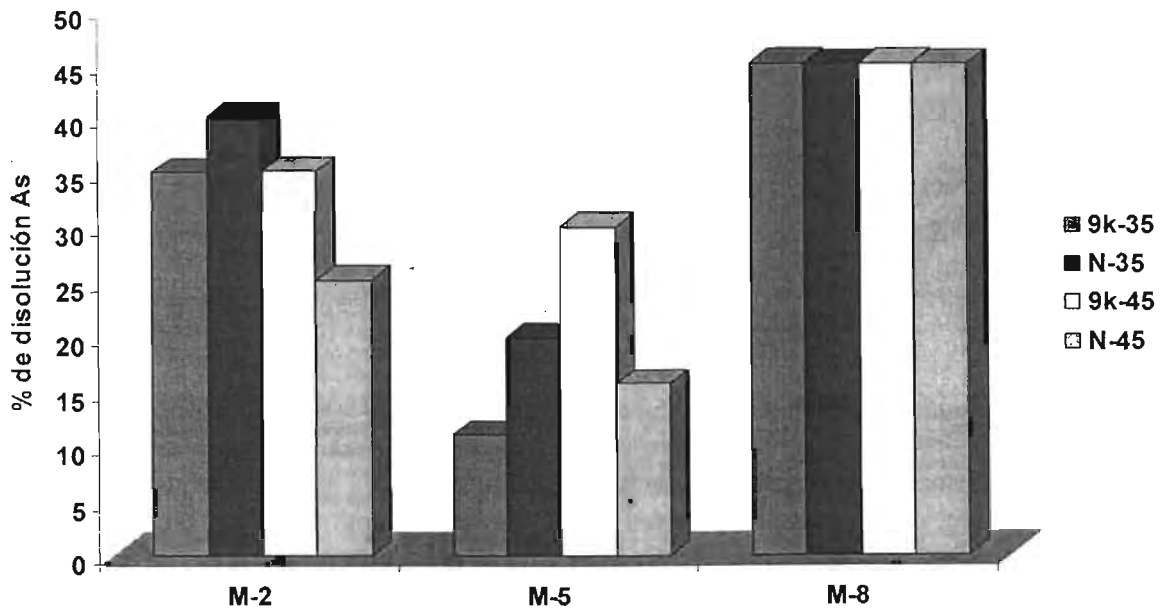
En la siguiente gráfica (24) se presentan los resultados de el % de disolución del Cd. En ella se pueden observar que la disolución de cadmio en las muestras **M-2** y **M-5** con los 4 sistemas utilizados es muy pequeña (Menor del 30 %) comparada con la disolución de cadmio en la muestra **M-8** (Mayor al 55 %). En la muestra **M-2** el sistema 3 es el que presenta la mayor disolución (30%) seguido del sistema 4 con una disolución del 28 %, en esta muestra los sistemas inoculados con bacterias termófilas Moderadas son las que presentan mejor disolución. En la muestra **M-5** los sistemas 1, 2 y 3 presentan una disolución casi igual del 25 % aproximadamente y el sistema 4 es el que presenta la mejor disolución (30 %). En la muestra **M-8** los sistemas inoculados con bacterias mesófilas que son el 1 y 2 presentan la mayor disolución 70 y 80 % respectivamente y los sistemas 3 y 4 presentan una disolución menor 60 y 55 % respectivamente.



Gráfica 24. Comportamiento de la disolución de Cd.

3.11.7. Disolución de As.

La gráfica (25) presenta los resultados de disolución de As en las muestras M-2, M-5 y M-8 en la cual se observa lo siguiente. En la muestra **M-2** el sistema 2 es el que presenta la mayor disolución con un 45 %, los sistemas 1 y 3 reportan una disolución del 37 % y el sistema 4 es el que presenta la menor disolución (25 %). La muestra **M-5** es la que menor disolución de As reporta siendo la más alta del 30 % en el sistema 3, en segundo sitio queda el sistema 2 con una disolución del 22 % y por último los sistemas 1 y 4 con una disolución de As de 12 y 18 % respectivamente. En la muestra **M-8** los cuatro sistemas presentan una disolución de As idéntica del 47 %. Esta muestra es la única en la cual los cuatro sistemas presentan la misma disolución.



Gráfica 25. Comportamiento de la disolución de As.

3.12 Caracterización de residuos de biolixiviación.

3.14.1 Análisis por Absorción Atómica.

Los resultados del análisis por absorción atómica realizados a los residuos de biolixiviación indican que todos los metales presentes en las muestras de llegada tuvieron una disminución en su concentración lo cual indica que en los sistemas de lixiviación hubo una disolución de metales pesados en todo los casos mayor al 70 % como lo muestran las tablas 6.2 del anexo 1.

3.12.2 Estudios de Difracción de Rayos X (DRX).

Las especies identificadas por esta técnica en las muestras de llegada se pueden ver en los difractogramas I (M-2), II (M-5), III (M-8) que se muestran en el anexo 1 y en la tabla 3.3.

Tabla 3.3 Resultado del análisis de Difracción de Rayos X (DRX).

Muestra	Especies minerales cristalinas mayoritarias
M-2	Cuarzo(SiO_2), Yeso($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), Pirita(FeS),
M-5	Yeso($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), Cuarzo(SiO_2)
M-8	Yeso($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), Cuarzo(SiO_2). Sulfato de plomo(PbSO_4), jarosita($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$)

Las especies cristalinas presentes en los residuos de biolixiviación son las mismas que en las muestras de llegada como lo demuestran los difractogramas IV, V y VI que se muestran en el anexo 1.

La diferencia entre las muestras de llegada y los residuos de biolixiviación son las cantidades en las que estas especies cristalinas se encuentran presentes. Ejemplo: en las muestras de llegada el yeso y los sulfuros de plomo están presentes en mayor cantidad que en los residuos debido a que las condiciones generadoras de acidez y especies reductoras de sulfuros aun no se encuentran activas.

En los residuos de biolixiviación las especies más abundantes son las jarositas debido a que especies como los sulfuros de metales pesados han sido transformados por las reacciones de oxidación-reducción que ocurren al generarse las condiciones necesarias para que estas reacciones ocurran precipitando las jarositas y aumentando en cantidad.

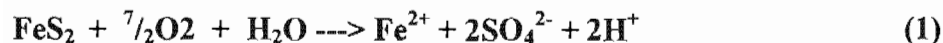
Con el análisis de los residuos se reafirma que las bacterias en condiciones favorables de T, pH así como los nutrientes necesarios pueden tener una gran participación en la disolución de metales, ya que como se pudo observar en los resultados anteriores en todas las muestras donde se experimentó con microorganismos los porcentajes de metales pesados disminuyeron considerablemente y al ser liberados al medio ambiente que rodea los asientos mineros pueden causar un gran daño a la flora y fauna y modificar al ecosistema.

3.13 Discusión de resultados.

En las gráficas y explicaciones anteriores se describió el comportamiento de las variables de control pH, potencial de oxidación-reducción, Temperatura y crecimiento celular para los sistemas mesófilos y termófilos respectivamente. A continuación se discuten y relacionan los parámetros antes mencionados.

Se ha mencionado que las bacterias después del quinto día en los sistemas termófilos y después del día 9 en los sistemas mesófilos controlan el sistema, manteniendo el pH en valores ácidos de 1.5 a 2.5 aproximadamente. La generación y el consumo de ácido son el resultado de una serie de reacciones químicas que se expresan generalmente como la oxidación de la pirita que es uno de los minerales sulfurosos más comunes presente en grandes cantidades en los jales de mina.

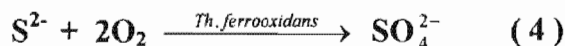
La pirita reacciona con el oxígeno y el agua para formar sulfato (SO_4^{2-}), hierro ferroso (Fe^{2+}) e iones de hidrógeno como se muestra en la reacción (1).



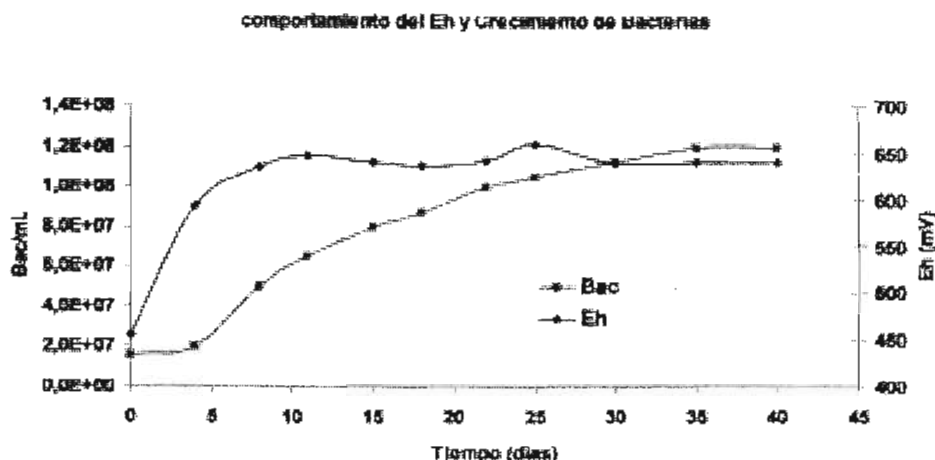
Después el hierro ferroso reacciona con el oxígeno para formar hierro férrico aumentando la acidez (reacción 2).



El aumento en la acidez del sistema, da como resultado la lixiviación y liberación de metales pesados a partir de los sulfuros metálicos presentes en los desechos de mina (jales). Así, los compuestos de azufre inorgánico son oxidados a sulfatos en varias etapas intermedias que son catalizadas por microorganismos. Por lo que a mayor acidez mayor cantidad de metales pesados serán liberados como se muestra en las reacciones 3, 4 y 5.



La conversión de hierro ferroso a férrico además de ayudar a que la acidez del sistema se mantenga constante, también es un indicativo de que las bacterias se están adaptando y creciendo favorablemente en el sistema, por lo que un aumento en el potencial del sistema indica un aumento en el crecimiento de la población del sistema como lo muestra la gráfica 26.



Gráfica 26. Comportamiento del Eh y crecimiento de la población de bacterias en los experimentos realizados con bacterias mesófilas y termófilas.

Un aumento en el sistema de la acidez, el Eh y el crecimiento de la población representan una mayor disolución de metales pesados como lo muestran las tablas del anexo 1.

El aumento en el potencial del sistema se debe a la oxidación del ion ferroso a férrico, es decir esta en función de la razón $[Fe^{3+}] / [Fe^{2+}]$ que tiende a hacerse mayor y al ser el potencial de los sistemas mesófilos y termófilos (.65 V aprox.) mayor que el potencial de la mayoría de los sulfuros metálicos (tabla 3.4), las reacciones de lixiviación y liberación de metales pesados catalizadas por microorganismos se llevan a cabo mas rápidamente.

Míneral.	Fórmula	Potencial de reposo, V (vs ENH)
Pirita	FeS ₂	0.66
Calcopirita	CuFeS ₂	0.56
Esfalerita	ZnS	0.46
Covelita	CuS	0.45
Bornita	Cu ₅ FeS ₄	0.42
Galena	PbS	0.40
Argentita	Ag ₂ S	0.28
Estibnita	Sb ₂ S ₃	0.12
Molibdenita	MoS ₂	0.11

Tabla 3.4 Potencial de reposo de algunos sulfuros metálicos.

La cantidad de metales pesados disueltos como ya se explicó esta en función de el Eh, la población de bacterias y la acidez del sistema, estas variables se comportan de manera similar en los sistemas mesófilos y termófilos pero los resultados de extracción son diferentes para cada uno de los sistemas experimentales.

Elementos como el cobre se disuelve en mayor cantidad en los sistemas preparados con medio 9K con bacterias mesófilas o termófilas , y en los sistemas preparados con medio Norris la disolución siempre es menor. El zinc se disuelve igual en presencia de bacterias termófilas y mesófilas y en los dos medios de cultivo. Obsérvese en la gráfica (22) de extracción de plomo, que éste elemento presenta mayores porcentajes de extracción en los sistemas inoculados con bacterias **Termófilas Moderadas** a 45 °C en las tres muestras (M-2, M-5 y M-8) es importante observar también que los porcentajes de extracción mejoran si se utiliza el medio de cultivo 9K.

En la gráfica (23) que muestra los resultados de extracción de Ni, obsérvese que la extracción más alta se encuentra en los sistemas que fueron inoculados con bacterias **Mesófilas** a 35 °C en las muestras M-2, M-5 y M-8, pero a diferencia del plomo en esta gráfica es difícil decir cual medio de cultivo podría ser el mejor ya que en la muestra M-2 la extracción de los sistemas 1 y 2 es la misma con medio Norris y 9K, en la muestra M-5 el sistema 2 con medio Norris presenta la más alta extracción y en la muestra M-8 el sistema 1 con medio 9K ,es el que tiene la extracción más alta.

En las gráficas de los elementos Fe, Cd y As los resultados de extracción son muy diversos por lo que elegir a una bacteria como más lixivante que la otra es muy complicado, lo mismo sucede con el medio de cultivo, a excepción de los dos casos antes mencionados en

los demás elementos es imposible elegir a uno como el mejor para desarrollar satisfactoriamente una población de bacterias.

La variación en los % de disolución de los metales pesados puede ser causa de factores como, la forma mineral en la que están presentes, el encapsulamiento y el difícil acceso a estos minerales, el tamaño de partícula, agitación. Aparte de las variables que se reportan en este estudio.

CAPÍTULO IV

4 Conclusiones.

En un perfil de muestras tomado de presas de jales o montes de desecho existen 3 zonas que son: Zona superficial, zona de Oxidación y zona no alterada.

En el perfil de muestras tomado en la presa de jales el fraile la zona de oxidación presentan la mayor dureza debido a la compactación provocada por las reacciones químicas y los productos liberados y transformados en esta zona.

En el perfil de muestras tomado en la presa de jales el fraile, la zona de oxidación, es la que presenta la mayor cantidad de microorganismos debido a que en esta zona se encuentran las mejores condiciones para que las bacterias puedan sobrevivir y reproducirse satisfactoriamente.

Los pases de adaptación son de gran importancia ya que mientras mejor adaptadas estén las bacterias al sistema mejores resultados de biolixiviación de metales se obtendrán.

La cantidad de metales pesados que se disuelven en los jales aumenta considerablemente en el tercer pase, por lo que podemos afirmar que, efectivamente cuando las bacterias encuentran condiciones favorables y los nutrientes necesarios en los jales catalizan los procesos de oxidación significativamente.

Con los estudios realizados en este proyecto es difícil elegir a uno de los dos tipos de bacterias como la más lixiviante.

La población de bacterias en los sistemas inoculados con bacterias mesófilas es más grande que la población desarrollada en los sistemas inoculados con bacterias termófilas.

La lixiviación de metales pesados en los desechos de mina (Jales) aumenta cuando las bacterias existentes en los jales generan o encuentran las condiciones favorables para su reproducción, catalizando las reacciones de disolución.

CAPÍTULO V

- 1.- Cristina Cortinas de Nava . Manejo ambiental de los relaves o jales mineros.
http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gaceta/155/cortinas.html?id_pub=155.
- 2.- Margarita Eugenia Gutiérrez Ruiz, .Manuel Moreno Turrent, Los residuos en la minería Mexicana.
http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/35/los_residuos.html?id_pub=35
- 3.- Davor Cotas. Recicladotes Invisibles Facultad de ciencias Químicas y Farmacéuticas Universidad de Chile. *Induambienmte* 13 (14) 27-29 (1995).
- 4.- A. Ballester, F. González y M. Blázquez. Biolixiviación de menas naturales Posibilidades actuales de utilización. *Rev. Metal. Madrid.*, 24 [2], 91-102 (1988).
- 5.- Brett J. Baker y Jillian F. Banfield. Microbial Communities in acid mine drainage. *FEMS Microbiology Ecology* 44 (2003) 139-152.
- 6.- Cheng-Hsien Hsu, Roger G. Harrison. Bacterial Leaching of zinc and copper from mining wastes. *Hidrometallurgy* 37 (1995) 169-179.
- 7.- Bruce Downing, Chris Mills. Natural Acid Rock Drainage and its impact upon background metal concentrations. <http://www.infomine.com/technology/enviromine/ard/introduction/Natural.htm>.
- 8.- Guía ambiental para el manejo de drenaje ácido de mina.
http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gaceta/155/cortinas.html?id_pub=155.
- 9.- C Monterroso, F macias. Aguas de drenaje de mina afectadas por la oxidación de sulfuros. Variaciones estacionales de su composición. *Edafología*. Volumen 5. diciembre 1998. 71-82.
- 10.- Paula Watnick, Roberto Kolter. Biofilm, city of microbes. *Journal of bacteriology*, may 2000, p. 2675-2679.

- 11.- U.S. Environmental Protection Agency. Acid Mine Drainage. Prediction. NTIS PB94-201829 December 1994.
- 12.- L. C. Cancho Rodríguez. Biolixiviación con microorganismos Termofilos moderados en presencia de plata. *Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Complutense de Madrid* (1999).
- 13.- P. Castillo. La lixiviación bacteriológica como apoyo al tratamiento de minerales refractarios de oro. Memorias del IV seminario sobre avances tecnológicos en minería y metalurgia extractiva. Chihuahua, Chih. Consejo de Recursos Minerales-Japan International Cooperation Agence-SECOFI. Chihuahua, Chih., octubre (1995).
- 14.- T. Brewis. Extracción de metales por oxidación bacteriana. *Mining*, Abril., 35-46 (1996).
- 15.- E. Flores, H. Pérez, M. Rentería, A. Gámiz, C. Correa, M. R. León, R. Dávila, E. Álvarez, H. Medrano. Eliminación biológica de sulfuro de arsénico en concentrados de mineral de plomo y zinc. Instituto Tecnológico de Durango, Departamento de Química y Bioquímica , Unidad de Biotecnología Industrial. Durango, Dgo.
- 16.- R. E. Gripps. The recovery of metals by microbial leaching. *Biotechnology Letters.*, 2 [5], 255-262 (1980).
- 17.- H. L. Ehrlich, and S.I Fox. Environmental effect on bacterial copper extraction from low-grade copper sulfide ores. *Biotechnol. and Bioeng.*, 9, 471-485 (1976).
- 18.- J. A. Brierly. Thermophilic iron oxidizing bacteria found in copper leaching dump. *Appl. Environ. Microbiol.*, 36, 523-525 (1978).
- 19.- F. Acevedo. and J. C. Gentina. Process engineering aspects of the bioleaching of copper ores. *Bioprocess Engineering.*, 4, 223-229 (1989).
- 20.- R. Guay, and M. Silver. Uranium biohydromrtalurgy. *Process Biochemistry.*,5,

- 8-11 (1981).
- 21.- K. Imai, H. Sakaguchi, T. Sogio and T. Tano. On the mechanism of chalcocite oxidation by thiobacillus ferrooxidans . *J. Ferment. Technol.*, 51 [12], 865-870 (1973).
- 22.- D. T. Lacey, and F. Lawson. Kinetics of the liquid-phase oxidation of acid ferrous sulfate by the bacterium Thiobacillus ferrooxidans. *Biotechnol. and Bioeng.*, 12, 29-50 (1970).
- 23.- D. Lundgren, and T. Tano. Structure-function relationships of Thiobacillus relative to ferrous iron and sulfide oxidations. Metallurgical Applications of Bacterial Leaching and Related Microbiological Phenomena. In: L. E. Murr, A.E. Torma, J. E. Brierli, (Eds). Academic Press, New York., 151-166 (1978).
- 24.- E. E. Malouf. The role of microorganisms in Chemical mining. *Mining Eng.*, 23, 43-46 (1971).
- 25.- A. E. Torma, C. C. Walden , and R. M. Branion. Microbiological leaching of a zinc sulfide concentrate. *Biotechnol. and bioeng.*, 12, 501-517 (1970).
- 26.- A. E. Torma. The role of thiobacillus ferrooxidans in hydrometallurgical processes. *Adv. Biochem. Eng.*, 6, 1-37 (1971).
- 27.- T. Takamori, H. Kakuta and M. Sumiya. Some properties of thiobacillus ferrooxidans and application of the properties to improvement of the rate of sulfide minerals leaching. Recent progress in Biohidrometallurgy. Italy Associazione Mineraria Sarda., 679-691 (1983).
- 28.- H. Sakaguchi, M. Silver, A. E. Torma. Microbiological Leaching of a chalcopyrite concentrates by Thiobacillus ferrooxidans. *Biotechnol. and Bioen.*, 18, 1091-1101 (1976).

- 29.- D. A. Skoog y M. West. Fundamentos de Química Analítica. Zaragoza, España. Editorial Reverte., 511, 523-528 (1977).
- 30.- J. A. Brierley. Contribution of chemautotrophic bacteria to the acid thermal waters of the geyser spring Group in Yellowstone National Park. Ph. D. Thesis, Montana St. University, Bozeman (EE. UU.) 1996.
- 31.- H. G. Ebner. Metal recovery and environmental Protection by bacterial leaching of inorganic waste materials. Metallurgical application of bacterial leaching and related microbiological phenomena. In: L. E. Murr, A. E. Torma, J. A. Brierli. (Eds) Academic Press, New York., 151-166 (1978).
- 32.- T. Imaizumi. Some industrial applications of inorganic microbial oxidation in Japan. Workshop on Biotechnology for the mining, Metal-refining and fossil fuel processing Industries. H. L. Ehrlich y D. S. Holmes (Eds.). John Wiley and sons. New York., 363-371 (1985).
- 33.- P. Viscca, P. Valenti y N. Orsi. Studies on Thiobacillus ferrooxidans. Recent Progress in Biohidrometallurgy. G. Rossi y A. E. Torma (Eds) Associazione Mineraria. Iglesias. Italia, 97-110 (1983).
- 34.- R. G. L McCready, V. Sanmugasunderam y W. D. Gould. Workshop on Basic microbiology for the mineral industry. Energy, Mines and Resources Canada. Ottawa. Noviembre 1986.
- 35.- N. Iglesias, I. Palencia y F. Carranza. Eliminación de la refractariedad de una mena de oro en una matriz de arsenopirita mediante Sulfato férrico., *Rev. Metal. Madrid.*, 28. [4], 251-257 (1992).
- 36.- M. Pozo y J. A. Campa. Estudio comparativo de la lixiviación química y bacteriana del cobre en piritas masivas de Río Tinto (Huelva). *Rev. Metal. Madrid.*, 19 [4],

- 223-230 (1983).
- 37.- M. A. Armienta, V. Zamora, F. Juárez. Manual para el análisis químico de aguas naturales, en el campo y en el laboratorio. Instituto de geofísica UNAM .,1-85 (1987).
- 38.- R. M. Ramírez Gama, B. Luna Millán, O. Velásquez Madrazo. Manual de practicas de microbiología general. Laboratorio de microbiología experimental facultad de química UNAM.(2000).
- 40.- Ballester, A. Blázquez, M. L. Gonzáles, F. Gomez. Leaching capacity of a new extremely thermophilic microorganims, *sulfolobus rivotincti*. *Hidrometallurgy*. [52] 349-366 (1999).
- 41.- Herrera, L. Ruiz, Aguillo, J. C y Fehrmann, A. A. New Spectrophotometric Method for the Determination of Feroous Iron in the Presence of Ferricc Iron. *J.Chem. Tech. Biotechnol.* [44] 171(1988).
- 42.- M. Boxaca, N. Meeroff, K. Mikkelsen. *Zinsser Microbiology*. Ed (Medica Panamericana). México.(1994).

ANEXO I

Tablas 6.1 Porcentajes de disolución en los sistemas mesófilos y termófilos en los tres pases sucesivos de adaptación.

Muestra M-2 en medio 10-fol-9K (35 °).

M-2	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	45	18.59	11.77	-----	-----	-----	-----
Pase 2	60	59.01	40.32	13.36	36.17	10.76	21.05
Pase 3	90	86.55	83.32	38.09	48.93	13.62	35.00
Pase T	37	14.34	8.98	11.42	10.63	8.54	7

Muestra M-5 en medio 10-fol-9K (35 °).

M-5	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	10.75	14.37	57.66	-----	-----	-----	-----
Pase 2	14.28	17.33	58.53	19.55	42.85	12.09	10.45
Pase 3	87.14	24.67	62.53	49.35	47.61	13.54	10.98
Pase T	8.2	3.33	40	9.25	40.85	8	5.5

Muestra M-8 en medio 10-fol-9K (35 °).

M-8	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	13.13	25.22	55.70	-----	-----	-----	-----
Pase 2	33.25	46.31	60.58	21.86	25.97	27.56	45.05
Pase 3	66.44	56.04	75.56	29.15	46.31	61.76	45.05
Pase T	6.62	16.21	25.69	15.16	14.28	8.1	19

Muestra M-2 en medio Norris diluido (35 °).

M-2	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	36.87	45.1	10.96	-----	-----	-----	-----
Pase 2	37.79	75.82	14.34	38.09	38.29	10.76	35.44
Pase 3	45	87.98	40.32	40.95	48.93	17.55	40.11
Pase T	36.25	14.34	9.06	25	21.27	5	23

Muestra M-5 en medio Norris diluido (35 °).

M-5	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	14.28	24.24	54.63	-----	-----	-----	-----
Pase 2	28.57	29.12	60.19	44.45	42.85	10.56	45.78
Pase 3	40.45	32.01	68.29	55.54	61.90	14	19.85
Pase T	10.71	21.12	40.85	30.74	37.98	4.9	13.54

Muestra M-8 en medio Norris diluido (35 °).

M-8	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	15.0	84.02	63.93	-----	-----	-----	-----
Pase 2	22.07	90.31	63.62	36.44	14.28	47.56	35.0
Pase 3	77.51	95.87	87.47	38.62	24	75.04	45.5
Pase T	7	16.21	25.69	16	11.0	15	16

Muestra M-2 en medio 10-fol-9K (45 °C).

M-2	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	50	32.90	11.93	-----	-----	-----	-----
Pase 2	86	59.37	85.48	42.85	20.78	11.42	21.05
Pase 3	92	81.18	88.5	57.14	21.27	25.45	35.15
Pase T	49	20.72	8.90	26	20	6.87	21

Muestra M-5 en medio 10-fol-9K (45 °C).

M-5	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	14.28	20.67	58.53	-----	-----	-----	-----
Pase 2	20	20.73	63.21	54.22	26.85	13.38	25.95
Pase 3	28.57	57.18	75.17	79.35	30.85	13.98	30.032
Pase T	12.12	15.20	48.78	33	22.85	7.84	21

Muestra M-8 en medio 10-fol-9K (45 °C).

M-8	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	33.11	35.06	62.98	-----	-----	-----	-----
Pase 2	61.81	59.98	63.48	29.15	19.48	37.45	36.78
Pase 3	88.30	65.77	75.04	40.08	22.07	54.44	45.04
Pase T	22.99	30	34.06	15.96	7.99	21	17

Muestra M-2 en medio Norris diluido (45 °C).

M-2	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	39.55	38.73	11.16	-----	-----	-----	-----
Pase 2	57.58	77.55	74.19	47.61	21.27	15.87	21.05
Pase 3	60	87.94	85.48	56.16	34.04	21.97	25.05
Pase T	15	32.90	9.12	30.87	15.78	9.45	18.48

Muestra M-5 en medio Norris diluido (45 °C).

M-5	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	28.57	20.73	58.53	-----	-----	-----	-----
Pase 2	40.45	28.59	59.04	55.54	30.78	13.38	13.94
Pase 3	46.78	37.34	68.29	66.12	36.47	22.47	15.78
Pase T	14.28	8.16	48.78	40.12	30.78	6.91	10.3

Muestra M-8 en medio Norris diluido (45 °C).

M-8	% ext Cu	% ext Fe	% ext Zn	% ext Pb	% ext Ni	% ext Cd	% ext As
Pase 1	33.11	56.09	59.39	-----	-----	-----	-----
Pase 2	87.19	61.46	62.01	29.15	19.48	45.78	35.45
Pase 3	88.59	65.77	76.88	42.27	22.07	51.57	45.00
Pase T	22.07	46.75	34.66	15.96	10.78	20.78	21.98

Tablas 6.2 Porcentaje de disolución de metales obtenidos por medio de análisis por absorción atómica de los residuos de biolixiviación comparado con los jales de llegada para las tres muestras utilizadas.

Muestra M-2

Muestra	Cu (%)	Fe(%)	Zn(%)	Ni(%)	Cd(%)	Pb(%)	As(%)
M-2	0.0420	5.592	1.240	0.0009	0.0091	0.2076	0.095
9K-35	0.0042	0.752	0.206	0.0004	0.0078	0.1285	0.061
N-35	0.0231	0.672	0.740	0.0004	0.0070	0.1225	0.056
9K-45	0.0033	1.052	0.142	0.0007	0.0067	0.0889	0.058
N-45	0.0168	0.674	0.180	0.0005	0.0071	0.0910	0.071

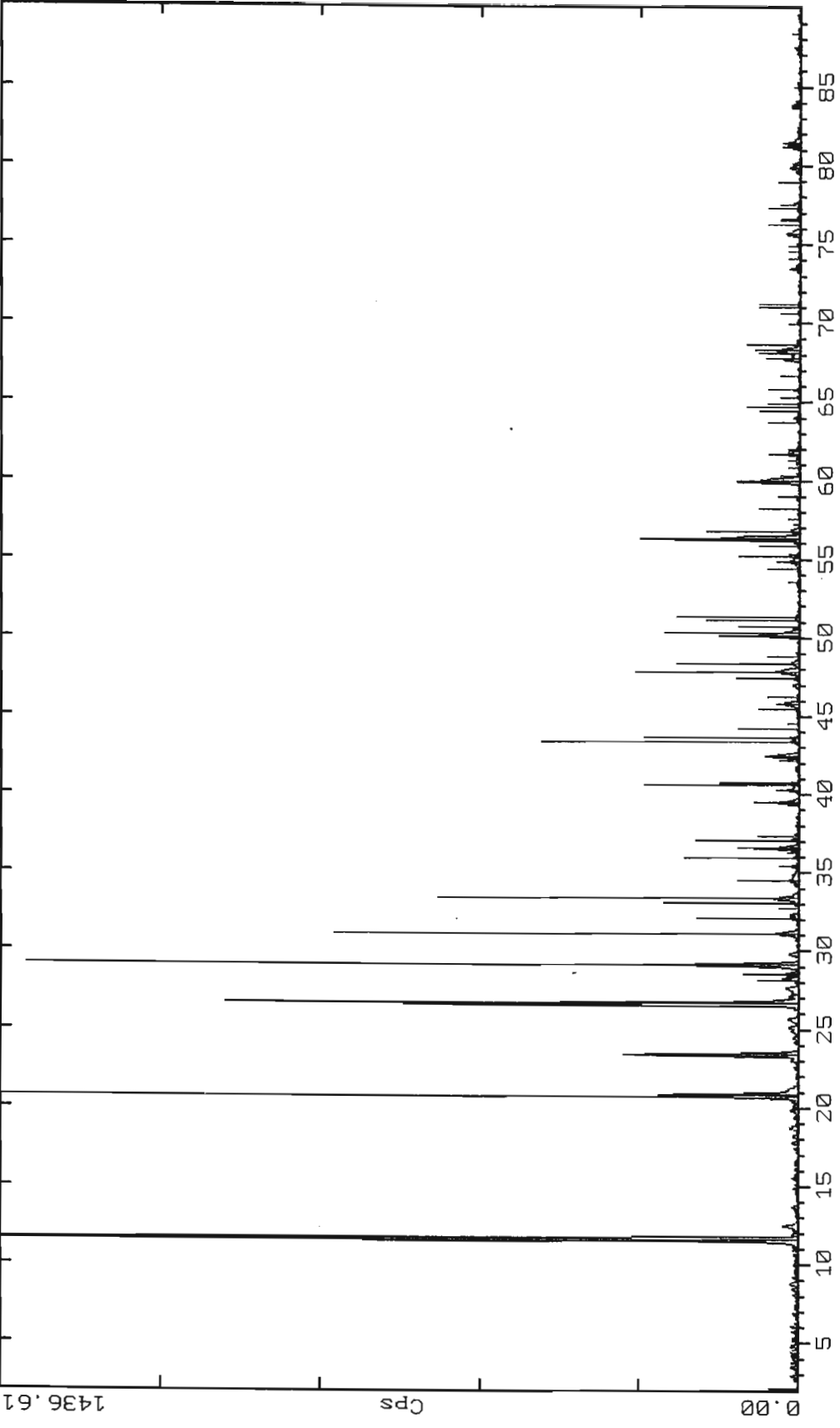
Muestra M-5

Elemento	Cu (%)	Fe(%)	Zn(%)	Ni(%)	Cd(%)	Pb(%)	As(%)
M-5	0.014	5.998	0.205	0.0042	0.0025	0.1512	0.372
9K-35	0.001	4.510	0.076	0.0022	0.0021	0.0765	0.331
N-35	0.008	4.070	0.065	0.0016	0.0021	0.0672	0.298
9K-45	0.010	2.568	0.050	0.0029	0.0021	0.0312	0.260
N-45	0.007	3.758	0.065	0.0026	0.0019	0.0512	0.313

Muestra M-8

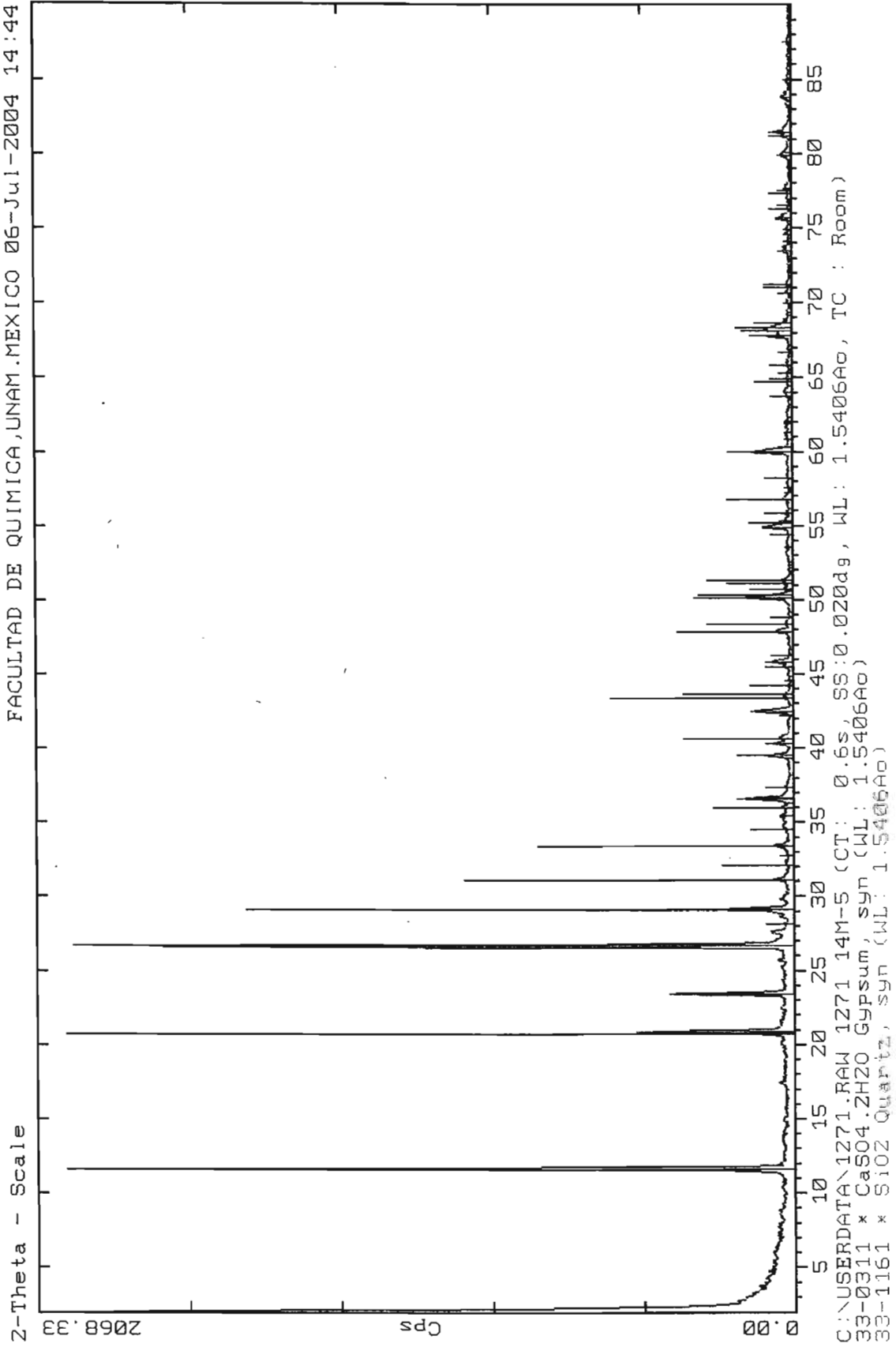
Elemento	Cu (%)	Fe(%)	Zn(%)	Ni(%)	Cd(%)	Pb(%)	As(%)
M-8	0.018	8.636	4.344	0.0015	0.0349	0.2744	0.004
9K-35	0.006	3.796	1.061	0.0008	0.0133	0.1944	0.002
N-35	0.004	0.356	0.544	0.0011	0.0087	0.1684	0.002
9K-45	0.002	2.956	1.084	0.0011	0.0159	0.1644	0.002
N-45	0.002	2.956	1.004	0.0011	0.0169	0.1584	0.002

Z-Theta - Scale



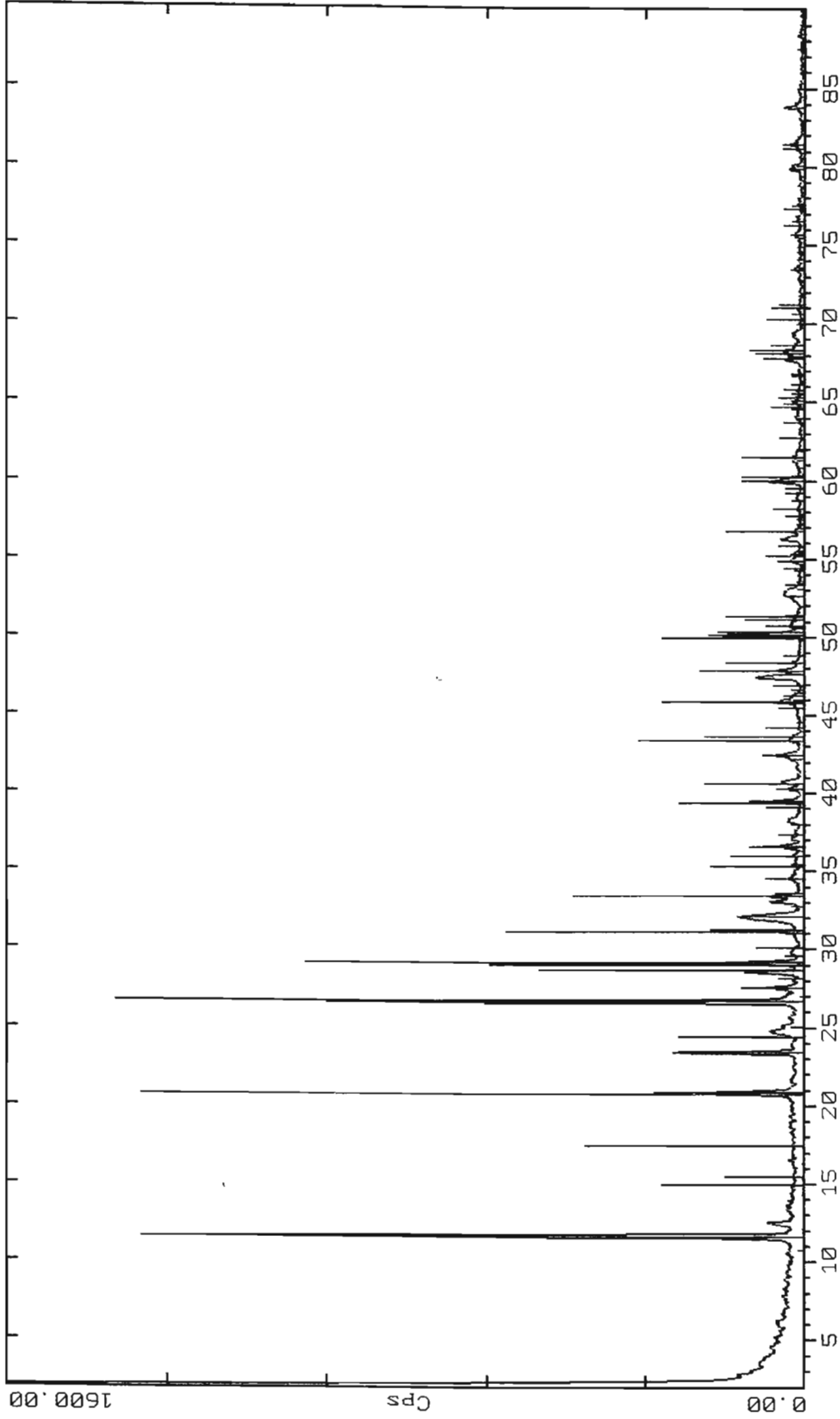
C:\USERDATA\1270.RAW 1270 M-2 (CT: 0.6s, SS:0.020dg, WL: 1.5406Ao, TC : Room)
33-1161 * SiO2 Quartz, syn (WL: 1.5406Ao)
33-0311 * CaSO4.2H2O Gypsum, syn (WL: 1.5406Ao)
6-0710 D FeS2 Pyrite, syn (WL: 1.5406Ao)

Difractograma I.- Especies minerales presentes en la muestra de llegada M-2.



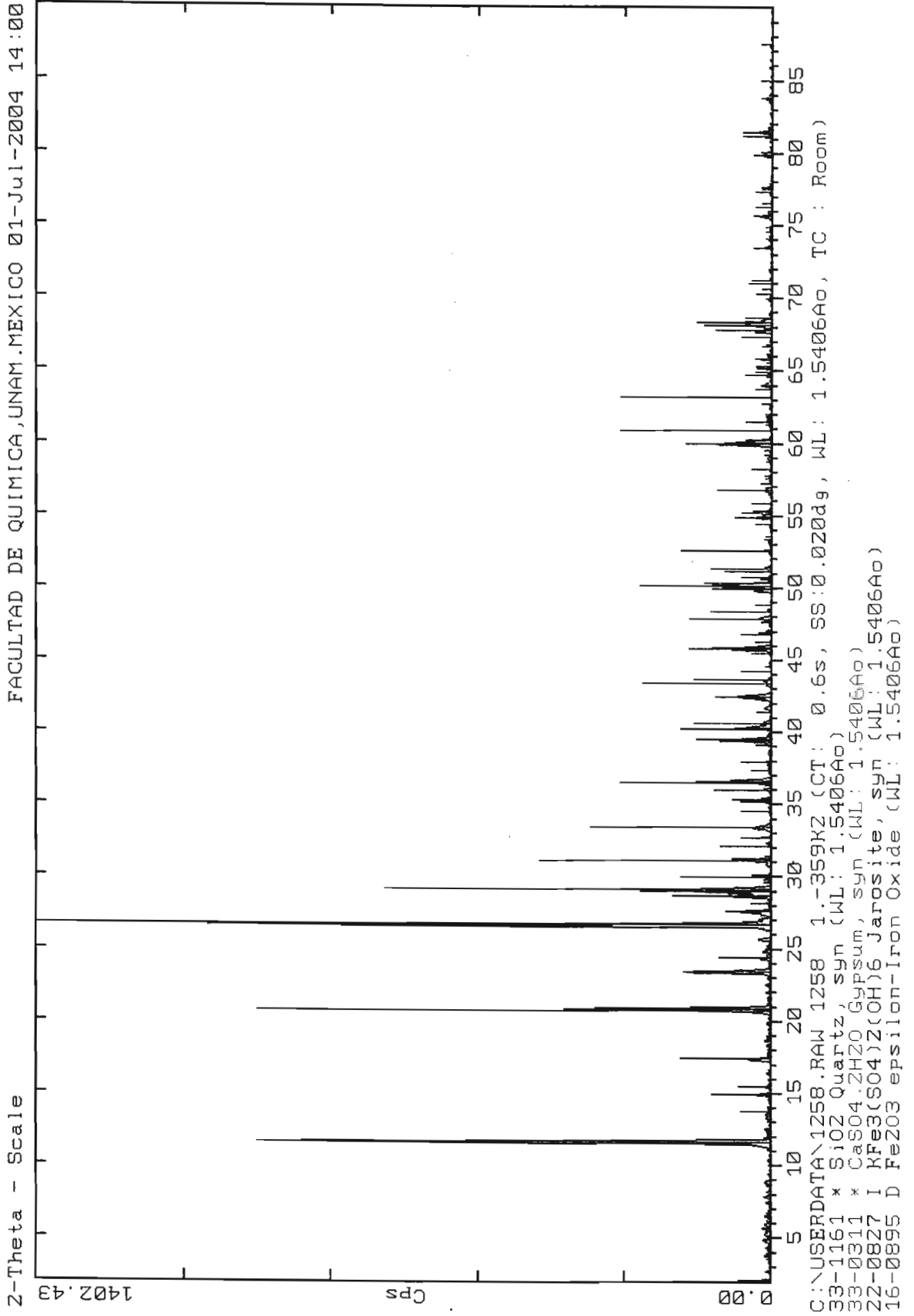
Difractograma II.- Especies minerales presentes en la muestra de llegada M-5.

Z-Theta - Scale



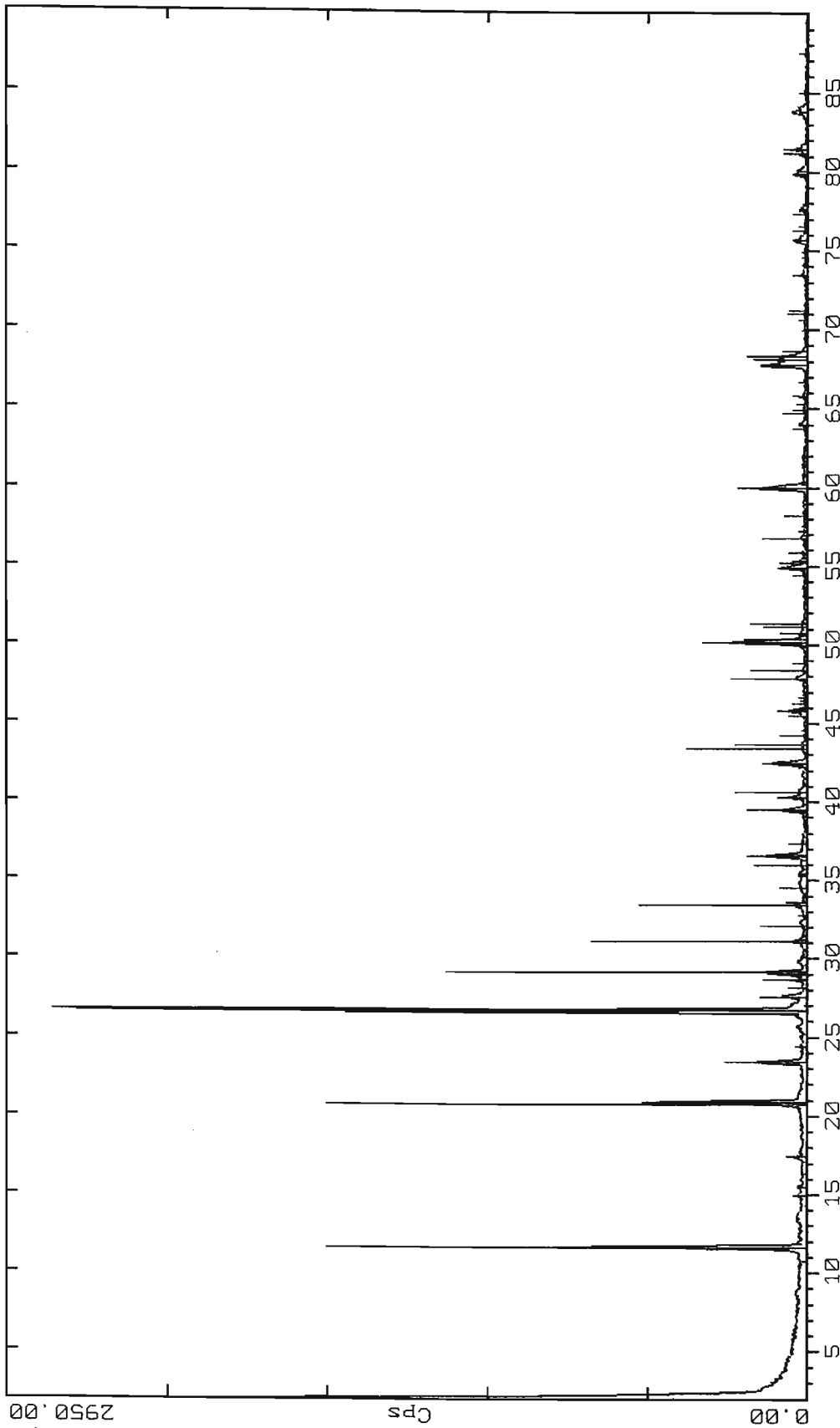
C:\USERDATA\1272.RAW 1272 M-8 (CT: 0.6s, SS:0.020dg, WL: 1.5406Ao, TC : Room)
33-1161 * SiO2 Quartz, syn (WL: 1.5406Ao)
33-0311 * CaSO4.2H2O Gypsum, syn (WL: 1.5406Ao)
22-0827 I KFe3(SO4)2(OH)6 Jarosite, syn (WL: 1.5406Ao)
23-0333 * Pb5O4S04 Lead Oxide Sulfate (WL: 1.5406Ao)

Difractograma III.- Especies minerales presentes en la muestra de llegada M-8.



C:\USERDATA\1258.RAW 1258 1.-359KZ (CT: 0.6s, SS:0.020dg, WL: 1.5406Ao, TC : Room)
33-1161 * SiO2 Quartz, syn (WL: 1.5406Ao)
33-0311 * CaSO4.2H2O Gypsum, syn (WL: 1.5406Ao)
22-0827 I KFe3(SO4)2(OH)6 Jarosite, syn (WL: 1.5406Ao)
16-0895 D Fe2O3 epsilon-Iron Oxide (WL: 1.5406Ao)

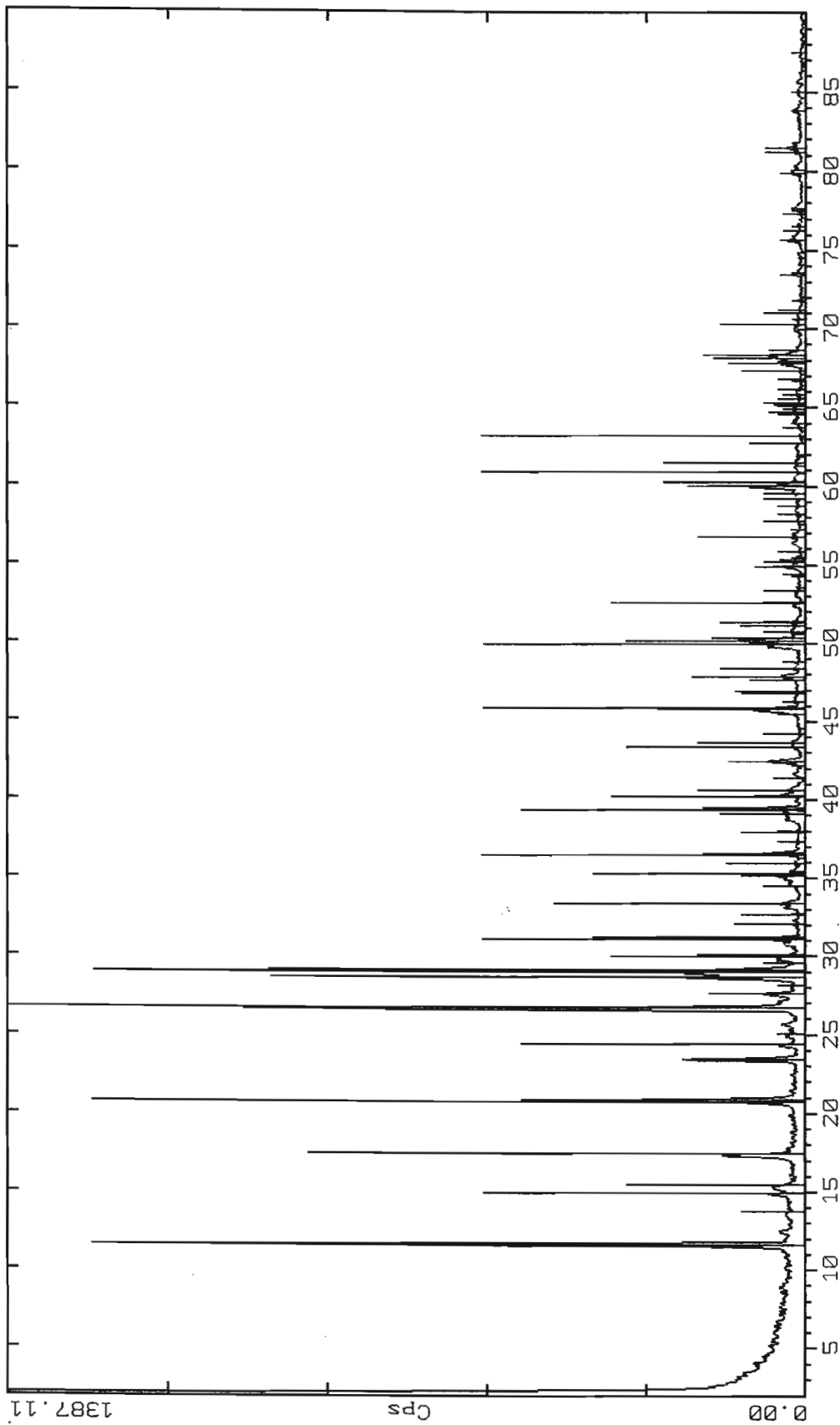
Difractograma IV.- Especies minerales presentes en la muestra M-2 después del tratamiento de biolixiviación.



C:\USERDATA\1268.RAW 1268 11-45N5 (CT: 0.6s, SS:0.020dg, WL: 1.5406Ao, TC : Room)
 33-1161 * SiO2 Quartz, syn (WL: 1.5406Ao)
 33-0311 * CaSO4.2H2O Gypsum, syn (WL: 1.5406Ao)
 22-0827 I KFe3(SO4)2(OH)6 Jarosite, syn (WL: 1.5406Ao)
 23-0333 * Pb5O4S04 Lead Oxide Sulfate (WL: 1.5406Ao)

Difractograma V.- Especies minerales presentes en la muestra M-5 después del tratamiento de biolixiviación.

Z-Theta - Scale



C:\USERDATA\1260.RAW 1260 3-359KB (CT: 0.6s, SS:0.020dg, WL: 1.5406Ao, TC : Room)
 33-0311 * CaSO4.2H2O Gypsum, syn (WL: 1.5406Ao)
 33-1161 * SiO2 Quartz, syn (WL: 1.5406Ao)
 22-0827 I KFe3(SO4)2(OH)6 Jarosite, syn (WL: 1.5406Ao)
 16-0895 D Fe2O3 epsilon-Iron Oxide (WL: 1.5406Ao)

Difractograma VI.- Especies minerales presentes en la muestra M-8 después del tratamiento de biolixiviación.