

UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y TEXTIL



“OPTIMIZACIÓN DEL DESEMPEÑO DEL PH EN LA PRECIPITACIÓN DE METALES PARA INCREMENTAR LA EFICIENCIA DEL TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS CON PRODUCCIÓN MÁS LIMPIA EN LA PLANTA DE PROCESOS AWTP PAMPA LARGA”

TESIS

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO

PRESENTADO POR:

LUIS FELIPE TALAVERANO CARDENAS

LIMA – PERÚ

2014

Digitalizado por:

**Consortio Digital del
Conocimiento MebLatam,
Hemisferio y Dalse**

DEDICATORIA

Gracias a Dios

Por permitirme llegar hasta este momento tan importante de mi vida y lograr otra meta más en mi carrera.

A mis padres

Por su cariño, comprensión y apoyo sin condiciones ni medida. Gracias por guiarme sobre el camino de la educación.

Al Mag. Ing. Aldo Max Delgado Acevedo

Por su valioso apoyo y asesoramiento en la ejecución y culminación del presente proyecto de investigación.

AGRADECIMIENTO

Un especial agradecimiento a la Compañía Minera Yanacocha por brindarme la oportunidad de realizar las pruebas a nivel laboratorio, del presente trabajo de investigación y por las facilidades brindadas para su culminación.

Un sincero agradecimiento al Mag. Ing. Aldo Max Delgado Acevedo, por su asesoramiento en la ejecución del proyecto de investigación. Así mismo mi reconocimiento a las enseñanzas impartidas durante mi formación profesional a la plana Docente de la Facultad de Ingeniería Química y Textil que hicieron posible mi formación profesional.

Asimismo a mis compañeros de la Facultad de Ingeniería Química y Textil y todas las personas que han sido participes en la realización del presente trabajo de investigación.

RESUMEN

El presente trabajo de investigación estudia el comportamiento de la precipitación de metales en la planta de tratamiento de aguas ácidas Pampa Larga de Minera Yanacocha con el objetivo de convertir la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 en una planta de Tratamiento y ganar 500 m³/h mas de flujo con una descarga directa a la piscina de bombeo de agua tratada.

Para comprobar esta hipótesis, se realizaron pruebas a nivel laboratorio de las soluciones de ingreso (aguas ácidas) a las plantas AWTP N°1, AWTP N°2, con la finalidad de determinar un rango de pH adecuado donde la precipitación de los elementos metálicos en forma de hidróxidos sean estables principalmente para el Aluminio y el Manganeseo.

De las pruebas experimentales que se han desarrollado en este trabajo se comprobó dos métodos para convertir la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 en una planta de Tratamiento.

Como primer método se comprobó que a un pH ≥ 12 el Aluminio y el Manganeseo precipitan en forma de hidróxidos $\text{Al}(\text{OH})_3\downarrow$, $\text{Mn}(\text{OH})_2\downarrow$ y se mantienen estables a pH mayores.

Como segundo método se comprobó que los hidróxidos de manganeseo $\text{Mn}(\text{OH})_2\downarrow$ formados a un pH ≥ 11.5 se mantienen estables cuando se baja el pH ≥ 8 , permitiendo la precipitación conjunta con el hidróxido de aluminio $\text{Al}(\text{OH})_3\downarrow$.

ABSTRACT

The present research work goes into the behavior of the precipitation of metals in the acid water treatment plant Pampa Larga of Yanacocha Mine, with the objective to convert the plant of pre-treatment AWTP N°1 to a plant of treatment and win 500 m³/h over flow with a direct discharge to the box of pumping of processed water.

In order to check this hypothesis, the proofs were done to level of laboratory with acid water that feed to AWTP N°1 and AWTP N°2 with the purpose to determine adequate pH's range, with the purpose to determine adequate pH's range, where the precipitation of the metallic elements in the shape of hydroxides stable principally for Aluminum and Manganese.

Of the experimental proofs that developed in this work, it was checked two methods to convert the plant AWTP N°1 (Pre-Treatment) in a plant of treatment.

As first method it was checked that to $\text{pH} \geq 12$ the Aluminum and Manganese precipitate in the shape of hydroxides $\text{Al}(\text{OH})_3 \downarrow$, $\text{Mn}(\text{OH})_2 \downarrow$ and these keep stable to pH bigger.

As secondly method it was checked that the manganese hydroxides $\text{Mn}(\text{OH})_2 \downarrow$ to $\text{pH} \geq 11.5$ keep stable when reduces to $\text{pH} \geq 8$, permitting the united precipitation with the aluminum hydroxide $\text{Al}(\text{OH})_3 \downarrow$.

ÍNDICE

Resumen.....	iv
Abstract.....	v
Índice.....	vi
Índice de tablas.....	x
Índice de figuras.....	xi

CÁPÍTULO I ANTECEDENTES DEL ESTUDIO

1.1 Problemática.....	1
1.2 Antecedentes.....	3
1.3 Planteamiento del problema.....	5
1.4 Justificación.....	5
1.5 Hipótesis.....	6
1.6 Objetivos.....	6
1.6.1 Objetivo general.....	6
1.6.2 Objetivos específicos.....	6

CÁPÍTULO II MARCO TEÓRICO

2.1	Agua ácida.....	7
2.2	Drenaje ácido de mina.....	8
2.3	Proceso de generación del DAM.....	10
2.4	Mecanismos y etapas del DAM.....	11
2.5	Química de las reacciones.....	12
2.6	Tipos de aguas ácidas.....	18
2.7	Tratamiento de agua ácida.....	19
2.8	Remoción de metales pesados con cal.....	20
2.9	Etapas comunes del proceso de tratamiento con cal.....	24
2.10	Procesos de tratamiento con cal.....	26
2.11	Eliminación de partículas por sedimentación.....	33

CÁPÍTULO III METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

3.1	Diseño de la investigación.....	38
3.2	Técnicas experimentales.....	38
3.2.1	Recolección de muestras de aguas ácidas.....	38
3.2.2	Prueba de precipitación de metales a diferentes pH.....	38

3.2.3	Prueba de estabilidad de hidróxidos a diferentes pH.....	40
3.2.4	Prueba de neutralización de aguas ácidas.....	41
3.3	Resultados.....	43
3.3.1	Prueba de precipitación de metales a diferentes valores de pH.....	43
3.3.1.1	Prueba de precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°1.....	43
3.3.1.2	Prueba de precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°2.....	47
3.3.2	Prueba de estabilidad de los hidróxidos a diferentes pH.....	50
3.3.3	Prueba de neutralización de aguas ácidas.....	55
3.4	Discusión de resultados.....	57
3.4.1	Prueba de precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°1.....	57
3.4.2	Prueba de precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°2.....	58
3.4.3	Prueba de estabilidad de los hidróxidos de Al y Mn a diferentes pH.....	59
3.4.4	Prueba de neutralización de aguas ácidas.....	59

CÁPÍTULO IV CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1	Conclusiones.....	61
	a) Precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°1.....	61
	b) Precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°2.....	61
	c) Estabilidad de los hidróxidos de Mn y Al.....	62
	d) Prueba de neutralización de aguas ácidas.....	62
4.2	Recomendaciones.....	64
	BIBLIOGRAFÍA.....	66
	ANEXOS.....	68
1	Cálculos realizados para la determinación del costo anual del consumo de cal.....	68
2	Análisis económico para la optimización de cal de la planta de tratamiento de aguas ácidas AWTP Pampa larga en 10 años.....	72
3	Cálculo del área de diseño para el clarificador que se colocara a futuro en la planta de tratamiento de aguas ácidas AWTP Pampa Larga.....	73
4	Fotografías tomadas de la planta de tratamiento de aguas ácidas AWTP Pampa Larga.....	81

LISTADO DE TABLAS

Tabla 2.1: Límites máximos permisibles (LMP) para metales en el agua tratada de clase 3.....	9
Tabla 2.2: Contaminación por múltiples factores que causa el DAM.....	10
Tabla 2.3: Compuestos químicos productores y consumidores de ácido.....	11
Tabla 2.4: Minerales sulfurosos y sus productos de oxidación.....	16
Tabla 2.5: Sulfuros metálicos potencialmente generadores de aguas ácidas.....	16
Tabla 2.6: Remoción de iones metálicos en las fases de neutralización y precipitación.....	24
Tabla 3.1: Concentración de metales a diferentes pH en el agua ácida que ingresa a la planta de pre tratamiento AWTP N°1.....	43
Tabla 3.2: Concentración de metales a diferentes pH en el agua ácida que ingresa a la planta de pre tratamiento AWTP N°2.....	47
Tabla 3.3: Estabilidad a pH = 10.5 en el primer tanque y pH = 8.0 en el segundo tanque.....	50
Tabla 3.4: Estabilidad a pH = 11.0 en el primer tanque y pH = 8.0 en el segundo tanque.....	51
Tabla 3.5: Estabilidad a pH = 11.5 en el primer tanque y pH = 8.0 en el segundo tanque.....	51
Tabla 3.6: Consumo de cal en gramos por litro en el agua ácida que ingresa a la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 a diferentes pH.....	55
Tabla 3.7: Consumo de cal en gramos por litro en el agua ácida que ingresa a la planta de tratamiento AWTP N°2 a diferentes pH.....	56

LISTADO DE FIGURAS

Figura 2.1: Oxidación de la pirita en presencia de sulfato férrico.....	15
Figura 2.2: Curvas de concentración de metales vs pH.....	21
Figura 2.3: Tratamiento con lechada de cal.....	23
Figura 2.4: Planta de tratamiento convencional.....	28
Figura 2.5: Proceso de Lodos de alta densidad convencional.....	29
Figura 2.6: Proceso de Lodos de alta densidad (HDS).....	31
Figura 2.7: Tratamiento de DAM por proceso NCD.....	32
Figura 2.8: Proceso de sedimentación por zonas.....	36
Figura 2.9: Representación gráfica de la altura vs tiempo.....	36
Figura 2.10: Esquema de un Clarificador continuo.....	37
Figura 3.1: Adición de lechada de cal para aumentar el pH.....	39
Figura 3.2: Precipitación de metales a diferentes pH del agua ácida que ingresa a la planta de pre tratamiento AWTP N°1.....	39
Figura 3.3: Precipitación de metales a diferentes pH del agua ácida que ingresa a la planta de pre tratamiento AWTP N°2.....	40
Figura 3.4: Medición del peso de la cal a agregar a cada vaso de precipitado de 2 litros.....	42
Figura 3.5: Adición de cal a cada vaso de precipitado de 2 litros.....	42
Figura 3.6: Curva de precipitación del Al - planta de pre tratamiento AWTP N°1.....	44
Figura 3.7: Curva de precipitación del Mn - planta de pre tratamiento AWTP N°1.....	44

Figura 3.8: Curva de precipitación del As - planta de pre tratamiento AWTP N°1.....	45
Figura 3.9: Curva de precipitación del Zn - planta de pre tratamiento AWTP N°1.....	45
Figura 3.10: Curva de precipitación del Cu - planta de pre tratamiento AWTP N°1.....	46
Figura 3.11: Curva de precipitación del Fe - planta de pre tratamiento AWTP N°1.....	46
Figura 3.12: Curva de precipitación del Al - planta de tratamiento AWTP N°2.....	47
Figura 3.13: Curva de precipitación del Mn - planta de tratamiento AWTP N°2.....	48
Figura 3.14: Curva de precipitación del As - planta de tratamiento AWTP N°2.....	48
Figura 3.15: Curva de precipitación del Zn - planta de tratamiento AWTP N°2.....	49
Figura 3.16: Curva de precipitación del Cu - planta de tratamiento AWTP N°2.....	49
Figura 3.17: Curva de precipitación del Fe - planta de tratamiento AWTP N°2.....	50
Figura 3.18: Estabilidad de los hidróxidos de Al a pH = 10.5 y luego bajando el pH = 8.0.....	52

Figura 3.19: Estabilidad de los hidróxidos de Mn a pH = 10.5 y luego bajando el pH = 8.0.....	52
Figura 3.20: Estabilidad de los hidróxidos de Al a pH = 11.0 y luego bajando el pH = 8.0.....	53
Figura 3.21: Estabilidad de los hidróxidos de Mn a pH = 11.0 y luego bajando el pH = 8.0.....	53
Figura 3.22: Estabilidad de los hidróxidos de Al a pH = 11.5 y luego bajando el pH = 8.0.....	54
Figura 3.23: Estabilidad de los hidróxidos de Mn a pH = 11.5 y luego bajando el pH = 8.0.....	54
Figura 3.24: Curvas de pH vs consumo de cal para las aguas ácidas que ingresan a la planta AWTP N°1 y AWTP N°2.....	57
Figura 4.1: Precipitación de metales en un solo tanque a pH mayor a 12.0.....	63
Figura 4.2: Precipitación de metales en el primer tanque a pH mayor a 11.5 y luego bajar el pH a 8.0 con el cloruro férrico.....	63
Figura 4.3: Esquema de descargas de agua tratada AWTP N°1 por la planta EWTP N°1.....	64
Figura 4.4: Esquema de descarga de agua tratada de la planta AWTP N°1 por el tanque de descarga de la planta de osmosis inversa.....	65

CAPITULO I

ANTECEDENTES DEL ESTUDIO

1.1 Problemática

La empresa Minera Yanacocha S.R.L. explota minerales auríferos en Cajamarca desde principios de la década pasada. Desde 1992 al 2012, ha venido incrementando sostenidamente su producción, lo que a su vez, ha conducido a un notorio aumento de áreas por estas actividades extractivas. La presencia de significativa pluviosidad en la zona ha ocasionado el contacto de la lluvia con zonas mineralizadas cada vez mayores. Este hecho ha originado la alteración de ciertos minerales, lo que, a su vez, ha generado acidez y lixiviación de metales.

Por lo tanto Minera Yanacocha requiere tratar aguas, con elementos metálicos disueltos, provenientes de sus actividades mineras en las áreas de Maqui Maqui, Carachugo y Chaquicocha, tanto durante la actual operación como luego del cese de la actividad extractiva. Los planes para el manejo de estos efluentes mineralizados tienen horizontes de corto y mediano plazo para su implementación.

El objetivo de la planta de tratamiento de aguas ácidas (AWTP Pampa Larga) es asegurar el abastecimiento de aguas tratadas (Clase 3), con suficiente calidad, como para que puedan ser utilizadas exclusivamente para la agricultura y ganadería por las comunidades en las partes bajas de la cuenca del río Chonta.

En la actualidad la planta de tratamiento de aguas ácidas (AWTP Pampa Larga) presenta 02 etapas de tratamiento, las cuales se divide en pre- tratamiento y tratamiento.

En la etapa de pre-tratamiento, el agua ácida proveniente de la poza de almacenamiento de 5000 M³ de capacidad presenta concentraciones significativas de aluminio y de otros metales en niveles menores. En este sentido, esta etapa debe remover estas impurezas metálicas, primero con un ajuste de pH en el tanque de pre-tratamiento a un valor de 7.0, para la precipitación del aluminio.

Luego la solución pre -tratada se envía a la etapa de tratamiento donde se eleva el pH a 10.5 para la precipitación del manganeso; una vez precipitados los metales, toda la solución tratada ingresa a 02 clarificadores separando el agua tratada y los lodos.

El agua tratada se envía a la piscina de bombeo donde se le adiciona ácido sulfúrico para bajar el pH a valores en el rango de [6.0-9.0] y ser enviada al medio ambiente.

Por lo expuesto anteriormente la intención de este trabajo es comprobar mediante pruebas a nivel de laboratorio que a un rango de pH la precipitación de los elementos metálicos en forma de hidróxidos son estables principalmente para el aluminio y el manganeso, con lo cual podemos convertir a la planta de pre -tratamiento AWTP N°1 en una planta de tratamiento y ganar 500 m³/h más de flujo con una descarga directa a la piscina de bombeo de agua tratada para luego ser enviado al buffer pond de LLacanora (Poza de recepción de las aguas tratadas procedentes de las plantas de tratamiento de aguas ácidas).

1.2 Antecedentes

Palomino, Paredes y Villanueva, en su trabajo de investigación “Bioremediación de Drenajes Ácidos de Mina mediante el sistema de humedales” explican que: A nivel laboratorio, logrando incrementar el pH del agua ácida de 2.39 a 7.23 y empleando bacterias sulfato reductoras (BSR) y mecanismos de biosorción con especies fitorremediadoras, se obtiene una precipitación de metales con una remoción de 94,8% en sulfatos, 99,6% en hierro, 99,3% en plomo y 98,57% en cobre. Este sistema sinérgico se denomina sistema de humedales. [13]

Villachica Carlos, Llamosas Jaime y Villachica Joyce, en su patente de una nueva tecnología denominada Neutralización y Coagulación Dinámica (NCD) para el tratamiento del drenaje ácido de mina (DAM) basado en procesos fisicoquímicos aportaron valiosa información para mitigar la contaminación ácida. En el tratamiento de drenajes ácidos de mina por el método NCD, se neutraliza con cal y paralelamente se adiciona un coagulante que permite la sedimentación de los precipitados coloidales aprovechando el fenómeno de recubrimiento de lamas que ocurre en la flotación de minerales. [17]

Buisman (1996), señala que una de las primeras plantas de tratamiento de aguas ácidas fue montada en Holanda; con una capacidad de 9m³ y funciono por 2 años, demostrando que los metales pesados presentes en concentraciones de hasta 1g/l. podían ser removidos mediante la tecnología HDS (Lodos de Alta densidad). [2]

Dvorak (1992), señala que se puede tratar las aguas acidas en reactores llenados con una mezcla de abono, heno, paja, mazorcas de maíz y trozos de madera, logrando una remoción de Al, Cd, Fe, Mn, Ni y Zn del 95%. [5]

Kuyucak Nural, en su patente “Proceso de neutralización con cal para el tratamiento de aguas ácidas” explica que para tratar el agua ácida con su método se debe neutralizar el agua ácida en dos reactores, el pH del primer reactor se aumenta hasta un rango de 4.0 a 4.5, utilizando una cantidad predeterminada de lodos reciclados para precipitar sólo hidróxidos férricos, mientras que otros hidróxidos metálicos procedentes de los lodos reciclados se disuelven, el pH del segundo reactor se aumenta hasta un rango de 9.0 a 10.0 con una mezcla de cal y una pequeña cantidad de lodos recirculados provenientes del primer reactor. Una vez que han precipitado los metales pesados la pulpa se envía a un clarificador para obtener el agua tratada y los lodos. [7]

Wurzbürger Stephen, en su trabajo de investigación “Tratamiento de los drenajes ácidos de mina” explica que: Para eliminar los contaminantes como los iones metálicos pesados y los iones sulfato del agua ácida, se tiene que pasar el agua ácida por unos pares de electrodos con su voltaje seleccionado según las especies y iones a eliminar, a continuación, agregamos agentes químicos para elevar el pH precipitando los metales y los sulfatos. El precipitado a continuación se separa de la solución aplicando un campo magnético. [18]

1.3 Planteamiento del problema

¿Se mejora la eficiencia desde el punto de vista técnico y ambiental en el tratamiento del agua ácida, con alto contenido de aluminio y manganeso en una sola etapa, mediante la regulación de pH, evitando el uso de una etapa de pre-tratamiento para la precipitación del aluminio?

1.4 Justificación

Es sabido que el agua ácida se trata en 2 etapas para remover los metales pesados como el Al, Mn, As, Zn, Cu y Fe.

En la primera etapa llamada etapa de pre-tratamiento se busca la remoción del Al elevando el pH del agua ácida a un valor de 7.0 en un tanque donde se dosifica lechada de cal, luego esta pulpa pasa a un segundo tanque donde se dosifica cloruro férrico como coagulante para finalmente ingresar al tanque alimentador del espesador donde se agrega floculante para ayudar la separación sólido líquido. El flujo desbordado del espesador ingresa a la segunda etapa llamada etapa de tratamiento para la precipitación del Mn, donde el flujo desbordado del espesador de esa etapa se envía a la piscina de agua tratada para luego ser enviada al medio ambiente.

En general el tratamiento propuesto en este trabajo de investigación representa una alternativa para utilizar la etapa de pre-tratamiento como una etapa de tratamiento y poder aumentar la capacidad de la planta de AWTP Pampa Larga en 500 m³/h. Esta hipótesis se basa en pruebas realizadas en laboratorio para

encontrar el rango de pH adecuado donde la precipitación de los elementos metálicos en forma de hidróxidos sea estable principalmente para el Aluminio y el Manganeseo.

1.5 Hipótesis

A medida que se aumenta el pH en el agua ácida que ingresa a la planta de tratamiento de aguas ácidas (AWTP Pampa Larga), se incrementa la precipitación de metales en forma de hidróxidos, hasta cierto límite de pH en donde empieza la redisolución de dichos hidróxidos.

1.6 Objetivos

1.6.1 Objetivo general

Comprobar mediante pruebas a nivel de laboratorio que a un rango de pH, la precipitación de los elementos metálicos en forma de hidróxidos son estables principalmente para el aluminio y el manganeso.

1.6.2 Objetivos específicos

- Caracterizar el agua ácida que ingresa a la planta de pre-tratamiento y a la planta de tratamiento para conocer su contenido metálico.
- Determinar el rango de pH donde la precipitación de metales sea óptima.
- Determinar el grado de reducción de metales pesados con el tratamiento empleando lechada de cal y cloruro férrico.
- Determinar el consumo de lechada de cal para la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 y para la planta de tratamiento AWTP N°2, para luego optimizarlo.

CAPITULO II

MARCO TEORICO

2.1 Agua ácida

Es el término que se utiliza para denominar el tipo de efluente que se produce como consecuencia de la oxidación natural de los minerales sulfurosos contenidos en las rocas, cuando son expuestos a la acción del agua y del aire.

El agua ácida, se caracteriza por tener un pH ácido y un alto contenido en metales y sulfatos, aunque en algunas circunstancias pueden producirse aguas con un contenido muy elevado en metales disueltos pero con pH neutro e incluso básico, que también son consideradas ácidas.

Los grandes movimientos de tierras, como los que se realizan en minería, dejan expuestas a la acción del aire y del agua enormes volúmenes de rocas, originalmente situadas en el subsuelo, donde están protegidas de estos agentes, con lo que se propicia el desencadenamiento de la reacción de oxidación, y pueden llegar a generarse volúmenes muy importantes de aguas ácidas, con una composición química muy agresiva. Por ejemplo, en la minería metálica se generan efluentes con pH inferior a 3 y contenidos en sulfatos y metales de cientos, e incluso, miles de miligramos por litro.

Si estas aguas llegan a los cauces y suelos naturales pueden ocasionar impactos muy severos sobre el medio ambiente.

Este proceso no es exclusivo de las minas activas, sino que persiste en el tiempo y puede llegar a ser incluso más grave en minas clausuradas, tanto de cielo abierto

como en minas subterráneas, donde ya se ha abandonado cualquier medida de control.

De aproximadamente 180 minas operativas en el Perú unas 25 a 30 minas presentan un problema con el drenaje ácido de mina, ubicadas en el departamento de Cerro de Pasco, Huancavelica, Cajamarca y Ayacucho. [13]

2.2 Drenaje ácido de mina

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

En los últimos años, se ha desarrollado una preocupación ambiental asociada con esta agua ácida, rica en metales disueltos, así surgió 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" a "DAR", también es usado comúnmente.

El desarrollo del clásico DAM de pH bajo y rico en metales es un proceso que depende del tiempo. A lo largo del tiempo, la química del agua de drenaje cambiara, volviéndose gradualmente más ácida, con concentraciones crecientes de metales. Sin embargo, como se describe en la definición, el DAR se refiere a todo drenaje contaminado como resultado de los procesos de oxidación y lixiviación de los minerales sulfurosos. Con el tiempo, las características del drenaje pueden cambiar, de ligeramente alcalino hasta casi neutro y finalmente ácido. [1]

En el presente trabajo de investigación el termino drenaje ácido de mina (DAM) se refiere al agua de drenaje que contiene niveles de cualquier elemento o contaminante que no se encuentre dentro de los límites reglamentarios (Ministerio de Energía y Minas, DIGESA, Normas Internacionales, Normas de Newmont, etc).

Los límites máximos permisibles (LMP) reglamentarios para el agua tratada de clase 3 que se utiliza para riego de vegetales y bebida de animales, se muestran en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1: Límites máximos permisibles (LMP) para metales en el agua tratada de clase 3.

PARAMETRO	UNIDAD	LMP
Al	Ppm	5.00
Mn	Ppm	0.88
Cu	Ppm	0.20
As	Ppm	0.01
Zn	Ppm	0.38
Fe	Ppm	1.60

Fuente: Ministerio de Energía y Minas.

Por lo general, este drenaje (DAM) contaminado puede incluir, pero sin limitarse a ella, lo siguiente:

- pH, acidez y alcalinidad.
- Sulfatos.

- Metales (disueltos o totales).
- Sólidos disueltos totales (SDT).
- Sólidos suspendidos totales (SST).

La preocupación ambiental con respecto al DAM, generalmente, es el impacto adverso de los contaminantes, particularmente los metales disueltos, en la vida acuática del medio receptor y en la calidad del agua para beber. [1]

Tabla 2.2: Contaminación por múltiples factores que causa el DAM

FUENTE DEL ÁCIDO	OXIDACIÓN DE LA PIRITA
Principal ácido presente	Ácido sulfúrico
Ph	1,5 a 3,0
Acidez	110 a 64000 mg/lit de CaCO ₃
Conductividad	600 a 30000 us/cm
Precipitados	Hidróxidos Férricos
Otros elementos presentes	Cobre, Níquel, Zinc y Plomo

Fuente: Baretino, Daniel; “Acidificación de suelos y aguas” [1]

2.3 Procesos de generación del DAM

Los agentes principales que intervienen en este proceso son los sulfuros metálicos, como mineral reactivo, el agua o la humedad atmosférica y el oxígeno u otro agente oxidante. Además de ellos, las bacterias juegan un importante papel como catalizadoras, acelerando la velocidad de la reacción.

La tendencia de una roca en particular de generar acidez neta, es una función del balance entre los minerales (sulfurosos) productores potenciales de ácido y los minerales (alcalinos) consumidores potenciales de ácido. [4]

Tabla 2.3: Compuestos químicos productores y consumidores de ácido.

PRODUCTORES DE ÁCIDO	CONSUMIDORES DE ÁCIDO
Sulfuros	Carbonatos
Sulfatos	Alumino – Silicatos
	Hidróxidos

Fuente: Dueñas, Carmen; “Generación de drenaje ácido” [4]

2.4 Mecanismos y etapas del DAM

Etapa I

Los minerales sulfurados son oxidados químicamente por el oxígeno del aire. El producto de esta reacción es sulfato, hierro ferroso y acidez (ión H^+). En el rango normal de pH de suelos y agua (pH 5-7) los metales liberados por el desgaste de minerales generalmente precipitan y están relativamente inmóviles, debido a que los minerales alcalinos como la calcita ($CaCO_3$), presentes en la matriz de la roca neutralizan la acidez y originan la oxidación y precipitación del hierro como óxido o hidróxido.

A medida que los minerales alcalinos se consumen o encapsulan por cubiertas de precipitado, disminuirá el pH en el área en torno al sulfuro, pasando a la siguiente etapa.

Etapa II

El pH del microambiente ha disminuido hasta 4,5; por lo que ocurren reacciones de oxidación tanto químicas como biológicas. Si la oxidación continúa hasta que se haya agotado todo el potencial de neutralización, se presentarán valores de pH

por debajo de 3,5. Existen concentraciones elevadas de hierro ferroso y sulfato y pese a la acidez relativamente alta, las concentraciones de metales en la solución pueden ser bajas.

Etapa III

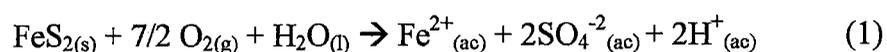
Las reacciones de oxidación catalizadas por bacterias aumentan. Se produce hierro ferroso, que se oxida biológicamente a hierro férrico, el cual se convierte en el oxidante dominante, reemplazando al oxígeno y el drenaje se vuelve aún más ácido producto de la oxidación de sulfuros metálicos (ZnS, PbS, etc), con mayores concentraciones de metales disueltos.

La velocidad de oxidación es considerablemente más rápida que en la etapa I. Mediante estudios se ha podido observar que el aumento de las velocidades es de 10 a 1 millón de veces más. [4]

2.5 Química de las reacciones

Las reacciones químicas que determinan la generación de agua ácida a partir de la pirita (FeS_2), que es el sulfuro que más comúnmente interviene en este proceso, son las siguientes:

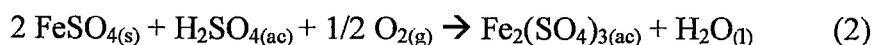
a) Oxidación del sulfuro: Es el que inicia la generación de agua ácida. Los reactivos necesarios son el agua o una atmosfera húmeda y un oxidante (oxígeno).



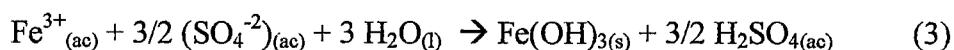
(Sólido + gas + agua → hierro ferroso + sulfato + protones)

La velocidad de la reacción anterior es afectada por la presencia de: Bacterias (thiobacillus ferrooxidans), pH y temperatura.

b) Oxidación de sulfato ferroso a férrico: El hierro ferroso se convierte a hierro férrico por acción del oxígeno.



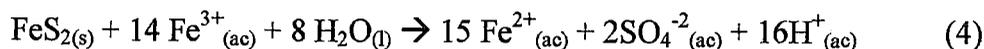
c) Hidrólisis de sulfato férrico a hidróxido férrico: A niveles de pH>3.5 el hierro férrico se precipita como hidróxido (precipitado rojizo).



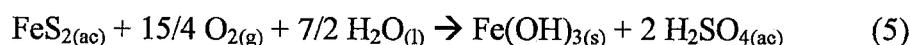
En el primer paso del proceso **(a)**, el hierro ferroso, los sulfatos y los protones provocan un incremento de la concentración de sólidos disueltos totales y de la acidez del agua, y, a menudo, un descenso del pH. Si el ambiente es suficientemente oxidante, la mayoría del hierro ferroso se oxida a férrico **(b)**. Con valores de pH de entre 2.3 y 3.5 el sulfato férrico se hidroliza y precipita como hidróxido férrico **(c)**, con lo que el pH desciende aún más debido a la formación de ácido sulfúrico.

Los precipitados de hidróxido férrico son fácilmente reconocibles Por su color que va del ocre amarillento al rojo intenso. Esto se nota en los cauces y líneas de drenaje por las que circulan aguas ácidas (Se acostumbra llamar yellow boy).

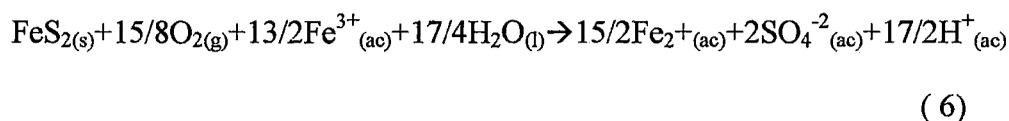
Cuando el pH es muy ácido, gran parte del hierro férrico de la reacción **(b)** no se hidroliza y permanece en solución, entonces este catión actúa como agente oxidante adicional de la pirita, según la siguiente reacción **(d)**.

d) Oxidación adicional de la pirita por el sulfato férrico:

La reacción global de generación de agua ácida puede establecerse como combinación de las reacciones parciales (a), (b) y (c) de la forma que se indica en la reacción (e).

e) Reacción global de oxidación de la pirita:

En la ecuación (f) se indica la reacción global de la oxidación de la pirita cuando el hierro férrico actúa como oxidante adicional. La interrelación entre las reacciones (b), (c) y (d) se esquematiza en la Figura 1.1.

f) Reacción global de oxidación de la pirita por hierro férrico:

Según las relaciones estequiométricas entre los distintos compuestos implicados en el proceso de generación de aguas ácidas, aproximadamente: Por cada gramo de pirita se generan tres gramos de ácido sulfúrico. Lo que da idea del nivel de acidificación de las aguas que puede llegar a provocar este proceso. [4]

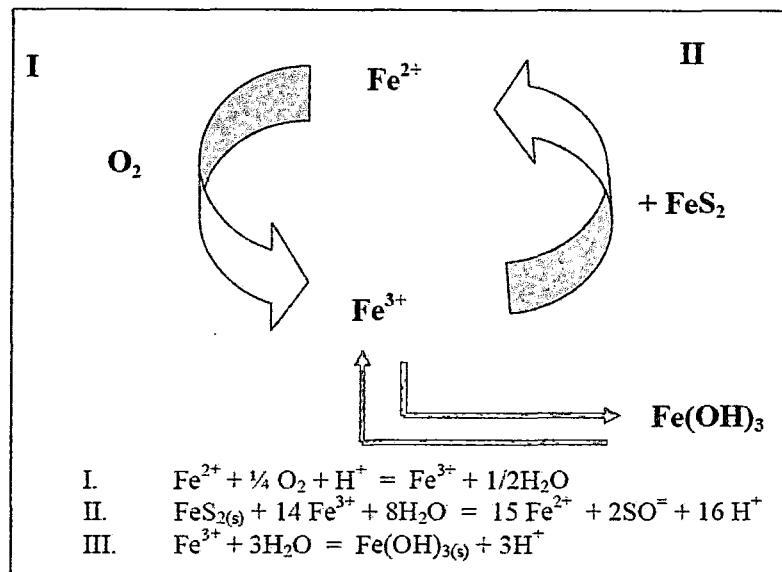


Figura 2.1: Oxidación de la pirita en presencia de sulfato férrico.

Fuente: Dueñas, Carmen; "Generación de drenaje ácido" [4]

En todas estas ecuaciones, a excepción de (b) y (c), se asumen que el mineral oxidado es la pirita y que el agente oxidante es el oxígeno. Pero hay otros minerales, formados por metales distintos al hierro y/o que tienen proporciones distintas metal/azufre, que también pueden ser oxidados, como la pirrotita (Fe_7S_8) o la calcocita (Cu_2S), y actuar oxidantes distintos al oxígeno, como se veía en la reacción (d), lo que da lugar a productos secundarios distintos y otras relaciones estequiométricas, Tablas 2.4 y 2.5.

Tabla 2.4: Minerales sulfurosos y sus productos de oxidación

Minerales	Composición	Productos finales en la fase acuosa	Minerales Secundarios
Pirita	FeS ₂	Fe ³⁺ , SO ₂ =, H ⁺	Hidróxidos férricos y sulfatos
Marcasita	FeS ₂	Fe ³⁺ , SO ₂ =, H ⁺	Hidróxidos férricos y sulfatos
Pirrotita	Fe _{1-x} S ₂	Fe ³⁺ , SO ₂ =, H ⁺	Hidróxidos férricos y sulfatos
Calcopirita	CuFeS ₂	Cu, Fe ³⁺ , SO ₂ =, H ⁺	Hidróxidos férricos y sulfatos, hidróxidos de cobre
Arsenopirita	FeAsS	Fe ³⁺ , AsO ₄ ³⁻ , SO ₂ =, H ⁺	Hidróxidos Férricos y sulfatos, arseniados de hierro y calcio
Rejalgar	AsS	AsO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ , H ⁺	Arseniados de Calcio y hierro
Galena	PbS	Pb ²⁺ , SO ₄ ²⁻ , H ⁺	Hidróxidos de plomo, carbonatos y sulfatos
Oropimente	As ₂ S ₃	AsO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ , H ⁺	Arseniados de calcio y hierro
Cinabrio	HgS	Hg ²⁺ , SO ₄ ²⁻ , H ⁺	Hidróxidos de mercurio

Fuente: Dueñas, Carmen; “Generación de drenaje ácido” [4]

Tabla 2.5: Sulfuros metálicos potencialmente generadores de aguas ácidas

Pirita	FeS ₂	Molibdenita	MoS ₂
Marcasita	FeS ₂	Milerita	NiS
Pirrotita	Fe _{1-x} S _x	Galena	PbS
Calcocita	Cu ₂ S	Esgalerita	Zns
Corellita	CuS	Arsenopirita	FeAsS
Calcopirita	CuFeS ₂		

Fuente: Dueñas, Carmen; “Generación de drenaje ácido” [4]

Cuando se trata de sulfuros complejos o coexisten sulfuros de hierro y de otros metales, en general menos reactivos:

La generación de aguas ácidas se inicia con la oxidación de la pirita, y el sulfato férrico producido actúa como un energético oxidante que ataca los otros sulfuros de los otros metales.

Poniendo en disolución distintos cationes metálicos (cobre, plata, plomo, cinc, etc.). La reacción de oxidación en este caso es:

g) Reacción global de oxidación sulfuros metálicos por acción del hierro férrico:



Todos estos sulfatos son muy solubles, excepto los de plomo, y son transportados en disolución por las aguas, hasta que se produce su hidrólisis y precipitación.

Al mismo tiempo que se produce esta cadena de reacciones, las aguas ácidas lixivian las arcillas, carbonatos y feldespatos existentes en el terreno. Se forman así diversos compuestos insolubles que precipitan formando costras y masas de sulfatos de calcio, magnesio, hierro y otros, dependiendo de la composición mineralógica del medio.

La calidad y composición química de las aguas ácidas depende, pues, de la composición de los minerales ácidos o reactivos (sulfuros metálicos) y de la de los minerales alcalinos (minerales carbonatados) que contiene el material geológico.

En zonas muy ricas en minerales sulfurosos y pobres en minerales carbonatados, es de esperar que se generen aguas ácidas, mientras que en zonas donde existe una

proporción importante de minerales alcalinos, aunque haya gran cantidad de minerales sulfurosos, a menudo se producen aguas netamente alcalinas. [4]

2.6 Tipos de aguas ácidas

- Tipo 1: Contiene muy poca o nula alcalinidad y elevada acidez ($\text{pH} < 4,5$). Presenta alta concentración de hierro, aluminio, manganeso y otros metales, y de oxígeno disuelto.
- Tipo 2: Alto contenido en sólidos disueltos totales, en manganeso y hierro ferroso, bajo o nulo contenido en oxígeno disuelto y pH superior a 6. Al producirse la oxidación de los metales, el pH del agua desciende drásticamente y se transforma en agua del Tipo 1.
- Tipo 3: Contenido de alto a moderado en sólidos disueltos totales, hierro ferroso y manganeso, bajo o nulo contenido en oxígeno disuelto, pH superior a 6 y contenido en alcalinidad superior al de acidez. El ácido generado en la oxidación e hidrólisis de los metales es neutralizado por la alcalinidad contenida en el agua.
- Tipo 4: Drenaje ácido neutralizado, con pH superior a 6 y alto contenido en sólidos en suspensión. La precipitación de los hidróxidos aún no se ha producido. Con un tiempo de residencia adecuado en una balsa de decantación, las partículas sedimentan y el agua se transforma en el Tipo 5.
- Tipo 5: Drenaje ácido neutralizado, con pH superior a 6 y alto contenido en sólidos disueltos. Después de que la mayoría de los hidróxidos han precipitado, los principales cationes que permanecen en solución son calcio y magnesio. Los aniones sulfato y bicarbonato también permanecen en solución.

Otros tipos de agua ácida se producen en minas con bajo contenido en sulfuros y bajas o moderadas cantidades de carbonato. El agua generada en ellas suele tener pH cercano a la neutralidad, baja conductividad ($<100 \mu\text{S}/\text{mm}$) y acidez y alcalinidad equilibradas. Estas aguas se consideran inertes o neutras. [8]

2.7 Tratamiento de agua ácida

El agua de mina contaminada con acidez y metales históricamente ha sido tratada usando cal, o algunas veces soda cáustica, para precipitar metales en forma de hidróxidos. Esta tecnología es ampliamente utilizada, fácilmente diseñada, relativamente simple de operar y, en la mayoría de casos, ha sido exitosa para alcanzar los estándares de calidad para descarga de agua al medio ambiente (debajo de los límites máximos permisibles).

Existen otras tecnologías disponibles comercialmente las cuales incluyen: precipitación química de sulfuro, precipitación de hidróxido, intercambio iónico, tecnología de membranas (osmosis inversa y nanofiltración), y electrodeposición. Estas tecnologías no son ampliamente usadas debido a limitaciones técnicas o de costos, sin embargo, cada una de ellas puede ser empleada en algún proceso de tratamiento de aguas ácidas.

La recepción y tratamiento es la única opción de control de las aguas ácidas, cuando su generación no se ha impedido ni se han tomado las medidas oportunas para evitar sus efectos.

El objetivo principal de los métodos de tratamiento es suprimir la acidez del agua y eliminar los metales pesados y los otros contaminantes, como sulfatos,

arseniatos o antimoniatos, que lleva en disolución para devolverle un nivel de calidad adecuado antes de su vertido a los cauces naturales. [7]

El método de tratamiento utilizado en la planta de tratamiento de aguas ácidas (AWTP Pampa larga) es el método por el sistema de lodos de alta densidad (HDS) con lechada de cal.

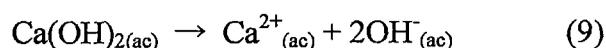
2.8 Remoción de metales pesados con cal

Bases del tratamiento con cal

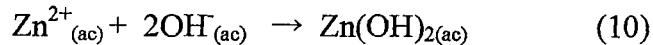
El principio de la neutralización con cal se basa en la insolubilidad de los metales pesados en condiciones alcalinas. A un pH controlado alrededor de 9.5 precipitan metales tales como hierro (Fe), zinc (Zn) y cobre (Cu). Otros metales tales como el níquel (Ni) y cadmio (Cd) requieren un pH mayor, en el rango de 10.5 a 11.0 para precipitar los hidróxidos. La principal diferencia entre los procesos de tratamiento con cal es el método empleado para separar los sólidos y los lodos que se forman. El efluente químico resultante es muy similar para todos los procesos de tratamiento con cal.

La disolución de la cal es el primer paso del proceso de neutralización. La cal debe ser hidratada y es normalmente alimentada al proceso como una pasta.

La cal hidratada diluida entonces incrementará el pH. Las dos siguientes ecuaciones ilustran esas reacciones:



El incremento del pH entonces promueve la generación de iones hidroxilo (OH^-) los cuales precipitan los metales. La siguiente reacción muestra la reacción de precipitación del Zn por ejemplo:



Los hidróxidos ferrosos no son tan estables como los hidróxidos férricos cuando el lodo es expuesto a aguas ácidas o precipitación natural. Por esta razón, a menudo se aplica aireación para oxidar el hierro a la forma más estable, mediante la siguiente ecuación:

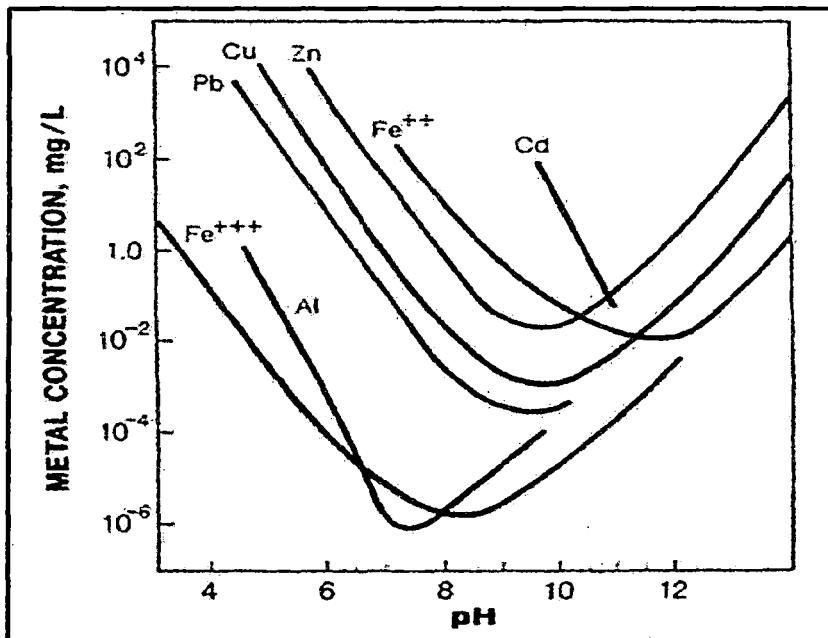
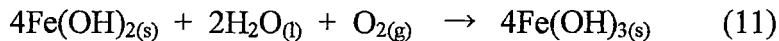
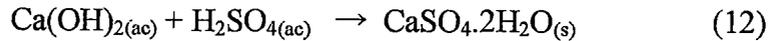


Figura 2.2: Curvas de concentración de metales vs pH

Fuente: Kuyucak, Nural "Tratamiento de efluentes mineros" [7]

Un producto común de la neutralización con cal es el yeso. La precipitación del yeso ocurre cuando el DAM es a menudo rico en sulfatos y el calcio adicionado

de la cal promueve un buen producto de solubilidad sobre la saturación. La reacción que ocurre es la siguiente:



Otro producto común de la neutralización con cal es el carbonato de calcio. El carbono inorgánico de esta reacción puede provenir del mismo DAM o ser resultado del dióxido de carbono del aire, el cual es disuelto durante la aireación. Este dióxido de carbono se convierte a bicarbonato y luego parcialmente a carbonato debido al pH alto. La fracción de carbonato precipitará con altos contenidos de calcio del lodo en forma de calcita (carbonato de calcio). Esta calcita puede jugar un rol importante en la estabilidad de producto final de lodos debido a que este promueve el potencial de neutralización al lodo. Este es también un indicador de la eficiencia del proceso con cal: un proceso de neutralización más eficiente producirá menos calcita.



La neutralización con cal o lechada de cal es utilizada en la industria de tratamiento de aguas ácidas por los siguientes motivos:

- Permite cumplir con los límites de descarga para metales pesados.
- Puede manejar grandes caudales.
- Los costos son bajos en comparación con otras alternativas.
- Los sistemas de tratamiento que lo usan son simples.
- Los lodos pueden ser almacenados de manera segura.

En el siguiente diagrama de bloques detallamos los pasos del tratamiento de aguas ácidas por adición de lechada de cal.

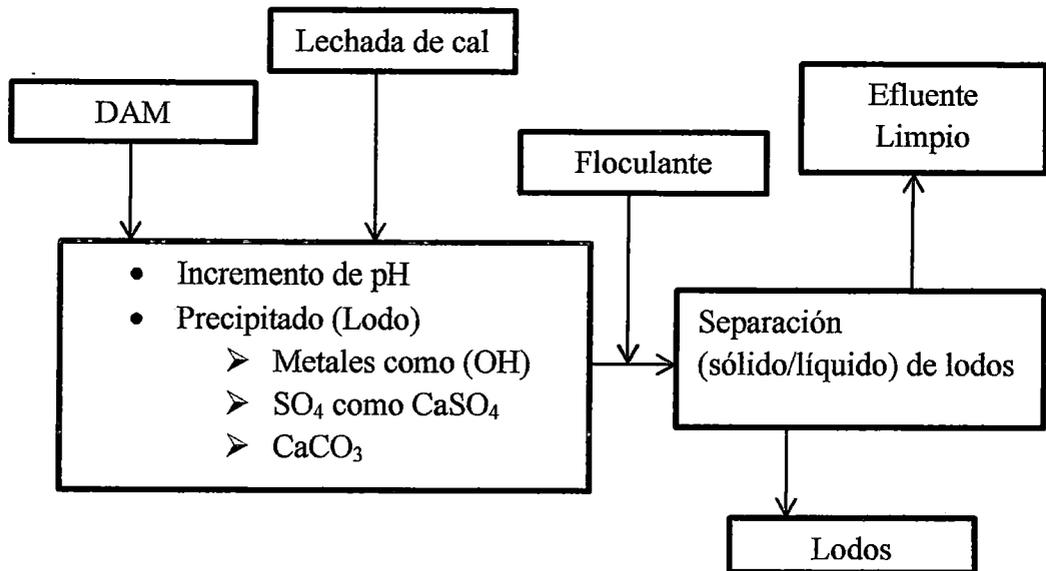
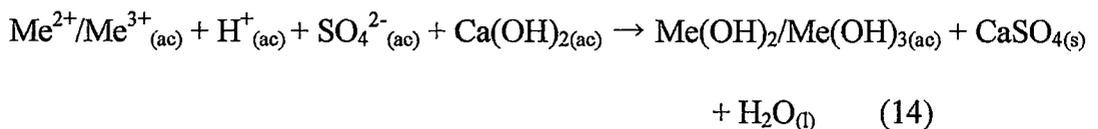


Figura 2.3: Tratamiento con lechada de cal.

Fuente: Kuyucak, Nural “Tratamiento de efluentes mineros” [7]

La reacción de precipitación para los metales pesados luego de agregarle lechada de cal es la siguiente:



Los distintos metales que suelen encontrarse en disolución tienen un pH óptimo para su separación (nivel de neutralización):

- pH = 8.0 sólo para el Fe.
- pH hasta 11.0 para el Cd o 10.5 para el Ni.
- pH típicamente en el rango de 9.0 – 9.5 para soluciones de varios metales pesados como: Zn, Cu, Pb, etc.[7]

2.9 Etapas comunes del proceso de tratamiento con cal

Etapas de precipitación: Es la separación y eliminación de la fase líquida de todos estos compuestos metálicos y no metálicos insolubles. Para ello, en el canal de rebose de los tanques de precipitación se añade un floculante primario antes de que el agua pase a los clarificadores, donde las partículas en suspensión precipitan y los flóculos de precipitados coloidales se retiran con ayuda de un polielectrolito aniónico.

La siguiente tabla muestra la remoción de iones metálicos mediante las fases de neutralización y precipitación.

Tabla 2.6: Remoción de iones metálicos en las fases de neutralización y precipitación

Metal	pH	Concentración obtenida (ppm)	Comentario
Cr y Al	7-8	<0.5	Cr 6+ a Cr 3+
Cu y Zn	9-10	<0.1	
Pb y Fe ³⁺	9-10	Rango de ppm	
Cd y Ni	>10	<1.0	Obstaculiza el Fe
Mn	>10	<1.0	Fuerte oxidación

Fuente: Kuyucak, Nural "Tratamiento de efluentes mineros" [7]

Etapas de clarificación y corrección del pH: La fase líquida procedente de los clarificadores, se pasa finalmente a tanques o a filtros de arena de sílice y, a su salida, antes de verter el agua tratada a los cauces naturales, se corrige el pH

mediante adición de una pequeña cantidad de ácido para rebajarlo hasta valores cercanos a la neutralidad.

Cuando se realiza la corrección del pH de la solución con ácido (ácido sulfúrico, HCl) hay que evitar que el ácido tenga contacto con los lodos, para evitar la redisolución de los metales.

Los tratamientos por adición de cal son muy efectivos y con ellos se logra descontaminar los drenajes ácidos e igualar prácticamente la calidad de los vertidos a la de las aguas de los cauces naturales receptores, pero la servidumbre de operación, el empleo constante de productos químicos y el mantenimiento continuo de los equipos y estructuras que requieren las plantas de tratamiento, conducen a unos costos bastante considerables, y determinan que el tratamiento por adición de cal no pueden ser utilizados en explotaciones inactivas o abandonadas, las cuales, por otra parte, ocasionan, en la mayoría de los casos, impactos de gran magnitud.[7]

Eficiencia del proceso de tratamiento con cal

Ventajas

- Bajo costo
- Control de proceso simple (se controla el pH)
- Fácil separación sólido/líquido

Desventajas

- Formación de Yeso
- Solubilidad de metales, cercana a nivel regulado y varía con el pH
- Generación de lodo
- Estabilidad química de metales en el lodo
- Baja eficiencia para el tratamiento de efluentes que contienen sustancias orgánicas
- Remoción ineficiente de As, Se, Mo, Sb, Hg.[7]

2.10 Procesos de tratamiento con cal

Existen distintos procesos de tratamiento con cal desde los más simples hasta los más complejos y recientes. Los métodos más antiguos a menudo usan cal de manera menos eficiente y no tienen un buen control del sistema de tratamiento. Los procesos más recientes requieren gran inversión de capital pero son considerablemente más eficientes en el uso de cal y la producción de residuos. El tratamiento de efluentes ácidos consiste, básicamente, en la elevación del pH para neutralizar el ácido libre y precipitar los metales disueltos; los precipitados obtenidos son coloidales y normalmente no densifican más allá de 1% en sólidos. Los metales precipitados obtenidos durante todo el proceso son desechos típicamente identificados como “lodos”. Este lodo debe ser dispuesto en un ambiente de manera aceptable. Como los costos de disposición de lodos pueden ser muy elevados, usualmente se justifica una mayor inversión de capital debido a los significativos ahorros en costos de operación.

Los distintos procesos de tratamiento con cal desde más simple al más complejo son:

- Poza de tratamiento
- Tratamiento in situ (Pit treatment)
- Tratamiento en línea y co-deposición
- Planta de tratamiento convencional
- Proceso de Lodos de alta densidad convencional (HDS convencional)
- Proceso de Lodos de alta densidad (HDS)
- Proceso Neutralización Coagulación Dinámica (NCD)
- Proceso de neutralización en etapas (staged-neutralization process). [7]

A continuación se van a describir 4 de estos procesos ya que para fines de la presente tesis se adaptará el proceso de Lodos de alta densidad (HDS).

Planta de tratamiento convencional

La planta de tratamiento convencional es una donde el DAM es neutralizado en un tanque de mezcla con adición controlada de cal para llegar al pH deseado. El lodo es entonces contactado con un floculante de polímero diluido y se alimenta a un clarificador para la separación de la fase sólida de la líquida. El lodo es colectado de la parte inferior del clarificador y este es bombeado a un área de almacenamiento o filtrado a presión para incrementar su densidad y así mejorar el transporte. El líquido clarificado sobrenadante puede normalmente ser liberado directamente, pero a menudo se usa un sistema de filtro de arena o una poza de pulido para reducir los residuos sólidos suspendidos.

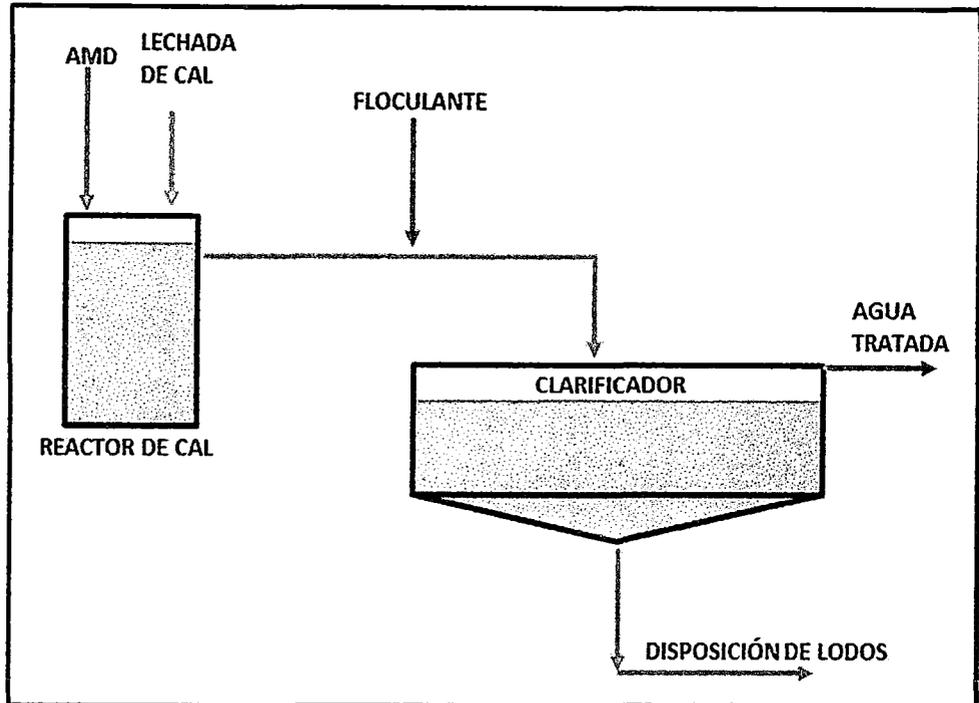


Figura 2.4: Planta de tratamiento convencional

Fuente: Kuyucak, Nural “Tratamiento de efluentes mineros” [7]

Este proceso normalmente tiene una mejor eficiencia que el tratamiento en situ o en pozas, aunque este no es tan eficiente como el proceso de HDS donde el lodo es reciclado. [7]

Proceso de Lodos de alta densidad convencional (HDS convencional)

Involucra la adición de lechada de cal al lodo recirculado en un tanque de mezcla de cal/lodo al inicio del sistema, la que es transportada a un reactor para combinarla con la mezcla de alimentación, optimizando el proceso, completando las reacciones de oxidación y precipitación.

La mezcla del lodo recirculado con la lechada de cal produce una lenta liberación de (OH) y consecuentemente controla la tasa de neutralización. La recirculación del lodo promueve la formación de cristales proporcionando partículas semilla.

Este proceso requiere de pequeñas áreas para la planta, generando poco impacto ambiental a las zonas aledañas.

La densidad final del lodo sedimentado fluctúa entre 10 a 30 % de sólidos, y tienden a ser fáciles de drenar. Los sólidos garantizan la coprecipitación de metales para producir efluentes con concentraciones de metal muy bajas. Los costos de construcción son altos, pero los de operación y mantenimiento son bajos.

El lodo no requiere equipo de secado, su retiro puede ser con maquinaria simple como cavadoras, excavadoras y camiones estándar.

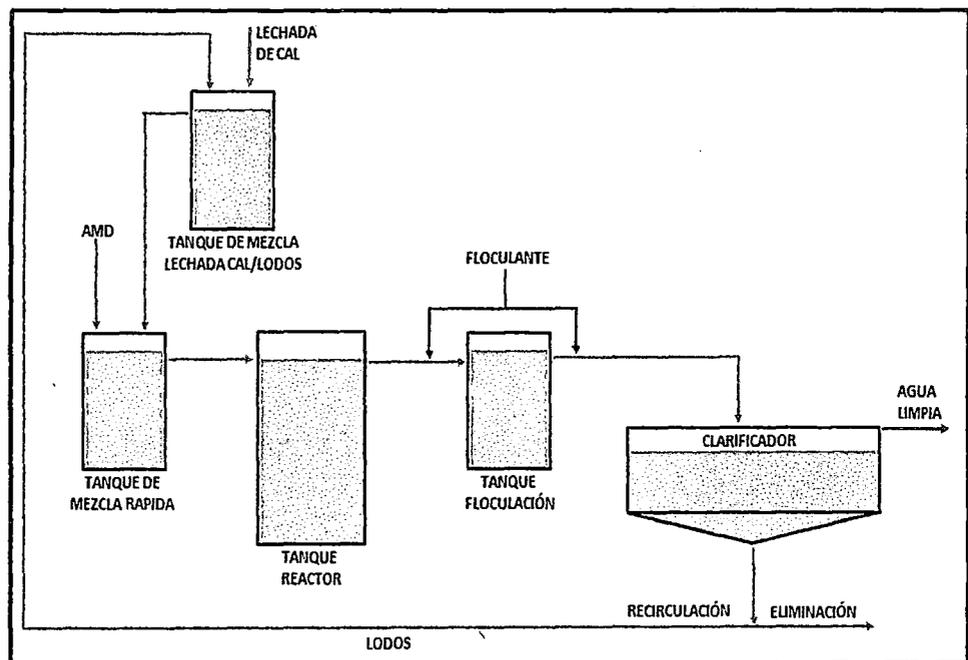


Figura 2.5: Proceso de Lodos de alta densidad convencional

Fuente: Kuyucak, Nural "Tratamiento de efluentes mineros" [7]

Ventajas

- Bajos volúmenes de lodos
- Buena eficiencia de cal
- Menor incrustación en el reactor y los lavadores

Desventajas

- Alto costo de capital
- Posible viscosidad del lodo
- Problemas de viscosidad/incrustación en el tanque de mezclado del lodo con la lechada de cal. [7]

Proceso de Lodos de alta densidad (HDS)

Involucra la adición de lechada de cal en un tanque de mezcla rápida que se encuentra después del tanque donde se alimenta el agua ácida y la recirculación de lodos, optimizando el proceso, completando las reacciones de oxidación y precipitación. En este proceso no existe un tanque de mezcla de lodo con la lechada de cal previa a la alimentación de agua ácida.

La densidad final del lodo sedimentado es mayor a 30% de sólidos, y tienden a ser fáciles de drenar. Los sólidos garantizan la coprecipitación de metales para producir efluentes con concentraciones de metal muy bajas.

Ventajas

- Bajos volúmenes de lodo
- Posible formación de lodo cristalino (yeso)
- Excelente eficiencia de cal
- Menor incrustación en el reactor y los lavadores

- Ausencia de problema en tanque de mezcla cal/lodo.
- Más apropiado para DAM de alta resistencia (Concentraciones altas de metales pesados en el agua ácida)

Desventajas

- Alto costo de capital
- Más complejo de operar/mantener
- Posible viscosidad del lodo e incrustación en el primer tanque de lechada de cal.

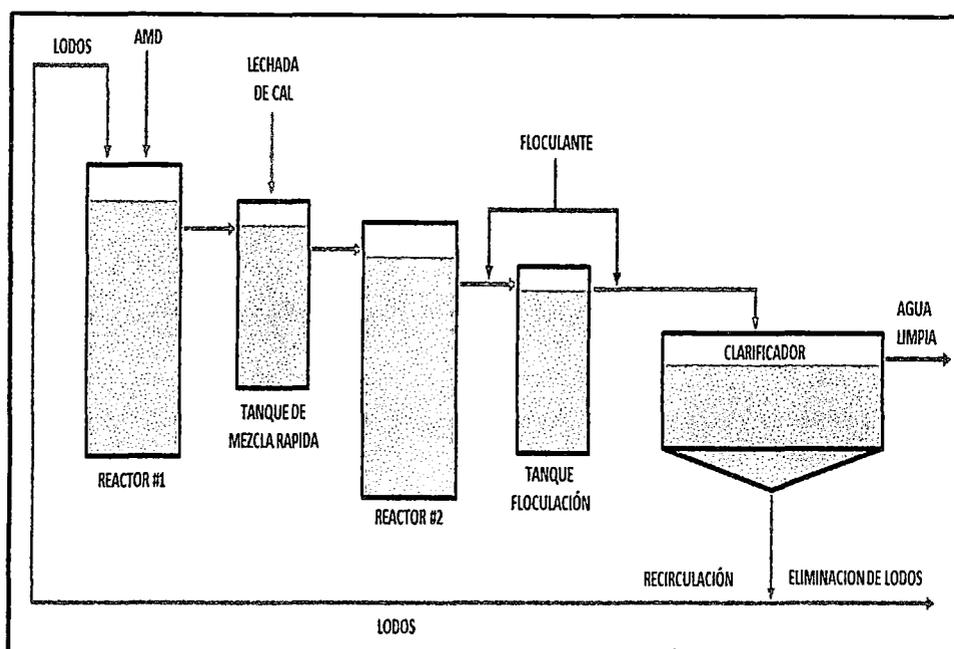


Figura 2.6: Proceso de Lodos de alta densidad (HDS)

Fuente: Kuyucak, Nural "Tratamiento de efluentes mineros" [7]

Con este proceso HDS se logran densidades mayores a 30% de sólidos mediante una gran recirculación y oxidación de los precipitados que demandan tiempos de retención en el orden de 50 a 60 minutos. Como consecuencia las plantas son voluminosas y requieren bastante energía. [7]

Proceso Neutralización Coagulación Dinámica (NCD)

El proceso NCD emplea un coagulante sólido externo para densificar los precipitados coloidales obtenidos en la neutralización; el mecanismo de adsorción es fundamentalmente electrostático y depende de la carga superficial de los coloides y de las partículas.

Pueden actuar como partículas colectoras el relave, escoria granulada, caliza fina, sílice, magnetita, dependiendo de su carga superficial, disponibilidad, costo y capacidad para adsorber los precipitados coloidales.

Este proceso de coagulación es rápido, generalmente toma menos de 1 minuto, y la velocidad de sedimentación se incrementa notablemente dependiendo de la densidad y tamaño de la partícula colectoras. Como consecuencia de ello el tiempo de tratamiento se reduce al tiempo estrictamente requerido para la neutralización, es decir en el orden de 5 minutos. [17]

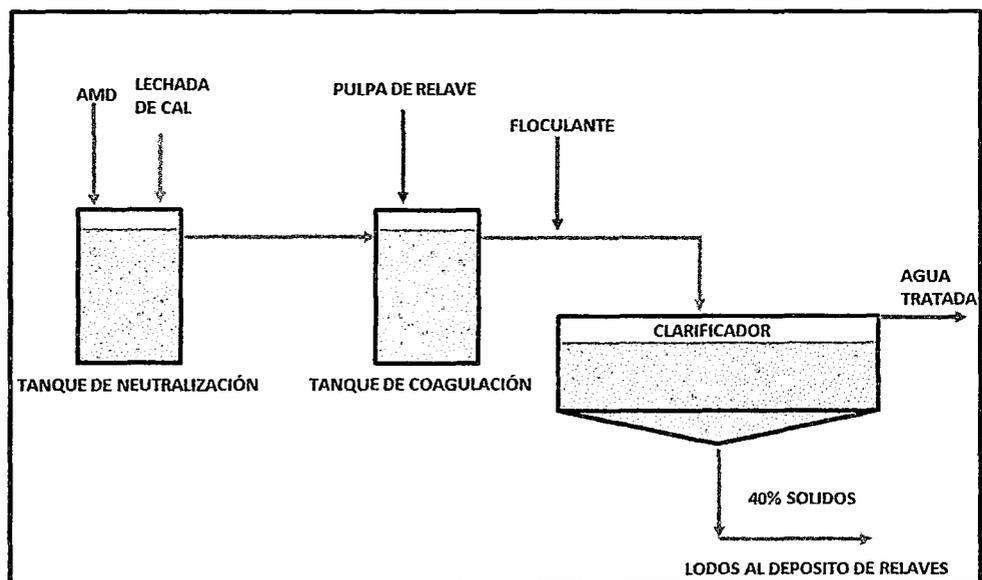


Figura 2.7: Tratamiento de DAM por proceso NCD

Fuente: Villachica, Carlos "Proceso NCD" [17]

2.11 Eliminación de partículas por sedimentación

La sedimentación es una operación unitaria consistente en la separación por la acción de la gravedad de las fases sólida y líquida de una suspensión diluida para obtener una suspensión concentrada y un líquido claro.

Se pueden distinguir dos tipos de sedimentación, atendiendo al movimiento de las partículas que sedimentan:

- **Sedimentación libre**

Se produce en suspensiones de baja concentración de sólidos. La interacción entre partículas puede considerarse despreciable, por lo que sedimentan a su velocidad de caída libre en el fluido.

- **Sedimentación por zonas**

Se observa en la sedimentación de suspensiones concentradas. Las interacciones entre las partículas son importantes, alcanzándose velocidades de sedimentación menores que en la sedimentación libre. La sedimentación se encuentra retardada o impedida. Dentro del clarificador se desarrollan varias zonas, caracterizadas por diferente concentración de sólidos y, por lo tanto, diferente velocidad de sedimentación.

Dependiendo de cómo se realice la operación, la sedimentación puede clasificarse en los siguientes tipos:

- **Sedimentación intermitente**

El flujo volumétrico total de materia fuera del sistema es nulo, transcurre en régimen no estacionario. Este tipo de sedimentación es la que tiene lugar en una probeta de laboratorio, donde la suspensión se deja reposar.

- **Sedimentación continua**

La suspensión diluida se alimenta continuamente y se separa en un líquido claro y una segunda suspensión de mayor concentración. Transcurre en régimen estacionario.

En el caso de la planta de tratamiento de aguas ácidas AWTP Pampa Larga se tiene 03 clarificadores que trabajan por el tipo de sedimentación por zonas continua.

Sedimentación por zonas

En la figura 1.8 se representa el proceso de sedimentación por zonas en una probeta. Este proceso consta de las siguientes etapas: en un principio el sólido, que se encuentra con una concentración inicial x_0 , comienza a sedimentar, estableciéndose una interfase entre la superficie de la capa de sólidos que sedimentan y el líquido clarificado que queda en la parte superior (zona A). La zona por debajo del líquido clarificado se denomina zona interfacial (zona B). La concentración de sólidos en esta zona es uniforme, sedimentando toda ella como una misma capa de materia a velocidad constante V_s . Esta velocidad de sedimentación V_s puede calcularse a partir de la pendiente de la representación de la altura de la interfase frente al tiempo, tal y como se muestra en la figura 1.9. Simultáneamente a la formación de la interfase y de la zona interfacial, se produce una acumulación y compactación de los sólidos en suspensión en el fondo de la probeta, dando lugar a la denominada zona de compactación (zona D). En esta zona la concentración de sólidos en suspensión es también uniforme y la interfase

que bordea esta zona, avanza en sentido ascendente en el cilindro con una velocidad constante V .

Entre la zona interfacial y la zona de compactación se encuentra la zona de transición (zona C). En esta zona la velocidad de sedimentación de los sólidos disminuye debido al incremento de la viscosidad y de la densidad de la suspensión, cambiando la concentración de sólido gradualmente entre la correspondiente a la zona interfacial y la de la zona de compactación.

Las zonas de compactación e interfacial pueden llegar a encontrarse, produciéndose la coalescencia de las dos interfases anteriormente citadas, en el denominado tiempo crítico (t_c), desapareciendo la zona de transición. En este momento el sólido sedimentado tiene una concentración uniforme o concentración crítica (X_c), comenzando la compactación y alcanzándose, posteriormente, la concentración final (X_u).

La velocidad de sedimentación en el tiempo (t_c) corresponde a una velocidad crítica (V_c) dado por la pendiente de la tangente a la curva de sedimentación en el punto C, tal y como se indica en la figura 2.9 donde la velocidad crítica (V_c) < velocidad de sedimentación (V_s).

Esta velocidad de sedimentación V_s es un valor muy importante para determinar los parámetros de diseño de un clarificador continuo como el área y la altura a partir de los datos experimentales obtenidos en el laboratorio en un sedimentador discontinuo (probeta). [14]

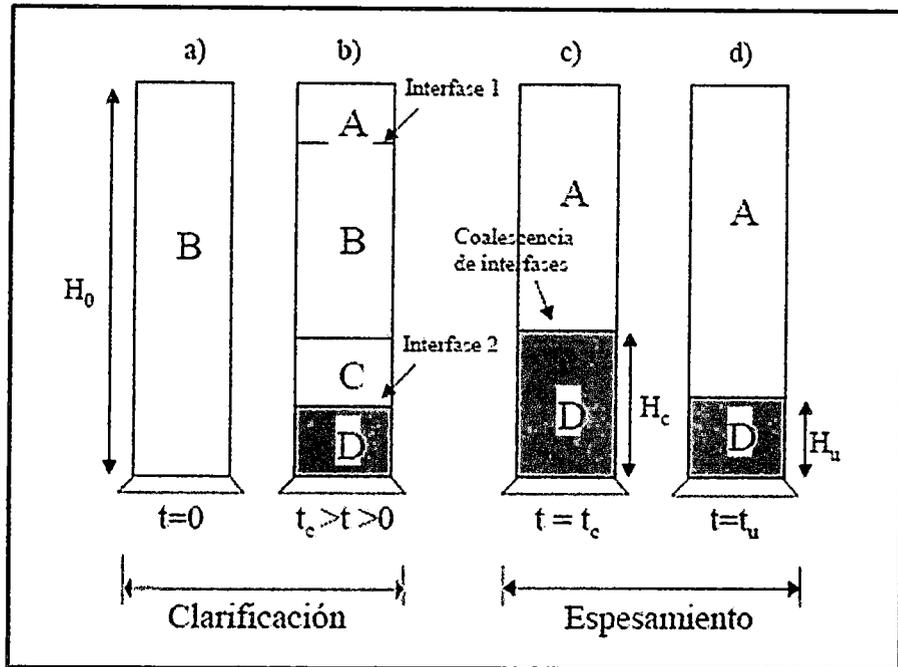


Figura 2.8: Proceso de sedimentación por zonas

Fuente: Ramalho "Tratamiento de aguas residuales" [14]

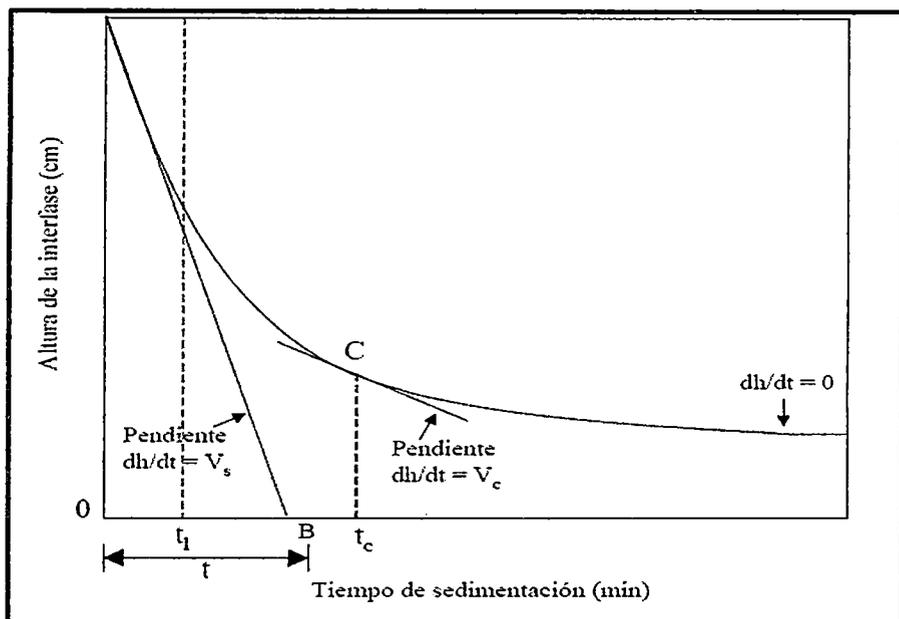


Figura 2.9: Representación gráfica de la altura vs tiempo

Fuente: Ramalho "Tratamiento de aguas residuales" [14]

Clarificador continuo

El diseño de un clarificador continuo puede realizarse a partir de los datos obtenidos en experimentos discontinuos.

La sedimentación continua se realiza industrialmente en clarificadores cilíndricos a los que se alimenta constantemente la suspensión inicial con un caudal inicial Q_0 y una concentración inicial C_0 (figura 1.10). Por la parte inferior se extrae un lodo con un caudal Q_u y una concentración C_u , normalmente con ayuda de rastrillos giratorios, y por la parte superior del sedimentador continuo se obtiene un líquido claro que sobrenada las zonas de clarificación (A), sedimentación (B-C) y compresión (D) que pueden distinguirse en la figura 2.10. En un sedimentador continuo, estas tres zonas permanecen estacionarias. [14]

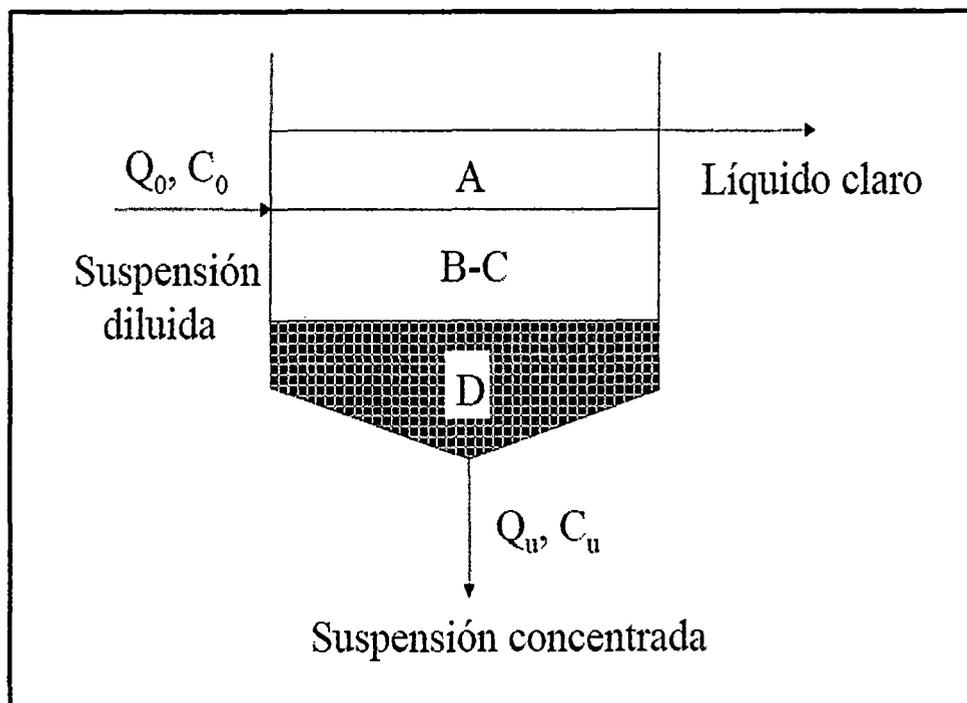


Figura 2.10: Esquema de un clarificador continuo

Fuente: Ramalho "Tratamiento de aguas residuales" [14]

CAPITULO III

METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

3.1 Diseño de la investigación

La presente tesis se enmarca en el área del diseño de investigación experimental, ya que para fines de validación de la hipótesis y contrastación con el planteamiento del problema y los objetivos de la investigación se empleó la experimentación a escala de laboratorio.

3.2 Técnicas Experimentales

3.2.1 Recolección de muestras de aguas ácidas

Las muestras de aguas ácidas se tomaron en 2 puntos de monitoreo de la planta de tratamiento AWTP Pampa Larga. El primer punto de monitoreo es el ingreso de agua ácida a la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 y el segundo punto de monitoreo es el ingreso de agua ácida a la planta de tratamiento AWTP N°2 que es la misma solución de agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°3.

3.2.2 Prueba de precipitación de metales a diferentes pH

- Para esta prueba se tomaron 08 muestras de solución (agua ácida) que ingresa a la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 en vasos de precipitados de 2 litros.
- Con la ayuda de un agitador magnético y un pH-metro se añadió lentamente solución de lechada de cal (CaO) hasta llegar al pH determinado.

Se realizaron precipitaciones a los siguientes pH: 7.0, 8.0, 9.0, 10.0, 11.0, 12.0 y 12.4.

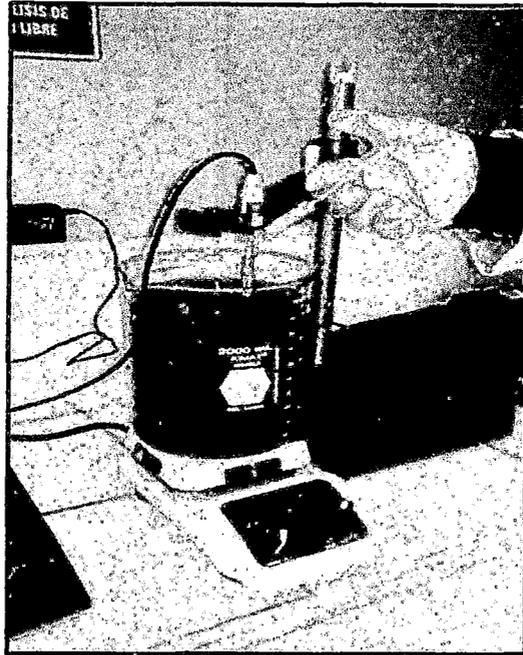


Figura 3.1: Adición de lechada de cal para aumentar el pH.

- Una vez obtenido el pH determinado se procedió a la floculación usando floculante A-110
- Se dejó sedimentar y se tomó la muestra de la solución clarificada para un análisis químico (ICP 34 elementos).

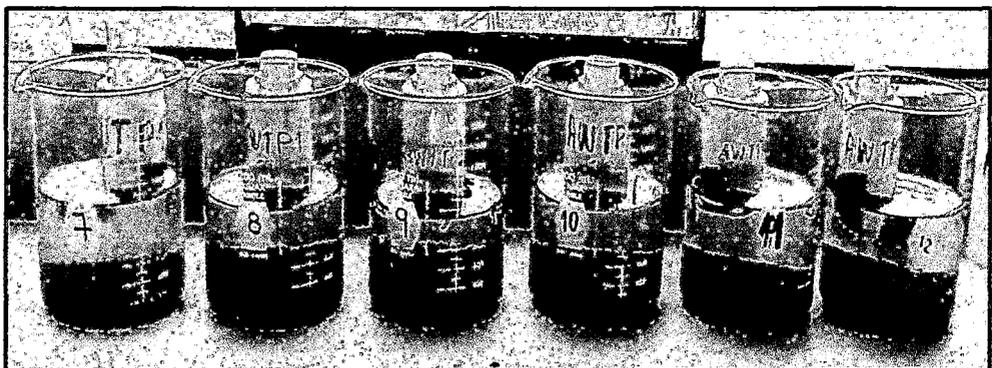


Figura 3.2: Precipitación de metales a diferentes pH del agua ácida que ingresa a la planta de pre-tratamiento AWTP N°1

- Lo mismo se realizó para 08 muestras de aguas ácidas que ingresan a la planta de tratamiento AWTP N°2.

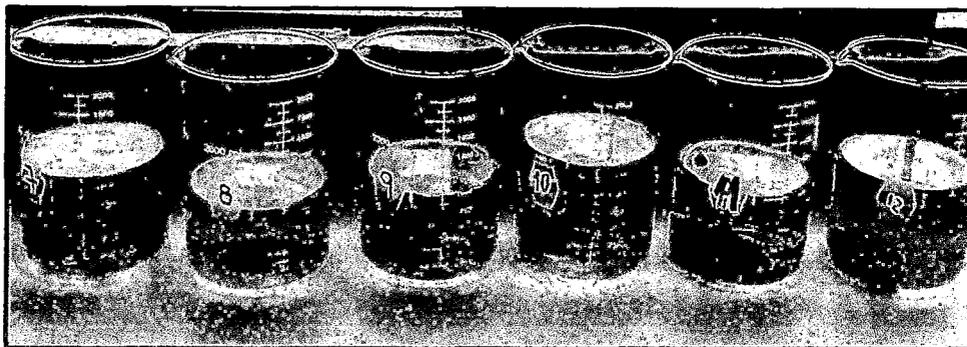


Figura 3.3: Precipitación de metales a diferentes pH del agua ácida que ingresa a la planta de tratamiento AWTP N°2.

- Una vez obtenido el pH=8.0, se procedió a la floculación usando floculante A-110.
- Se dejó sedimentar y se tomó la muestra de solución clarificada para análisis químico (ICP 34 elementos).
- El mismo procedimiento se realizó para cada vaso de 2 litros que contenían muestras a pH de: 9.0, 10.0, 11.0, 12.0 y 12.4.

3.2.3 Prueba de estabilidad de hidróxidos a diferentes pH

- Para esta prueba se utilizó 30 litros de solución (agua ácida) que ingresa a la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 y se distribuyó en 3 grupos de 05 vasos de precipitados de 2 litros cada uno.
- Con la ayuda de un agitador magnético y un pH-metro se añadió lentamente solución de lechada de cal (CaO) hasta llegar a los siguientes valores de pH: 10.5, 11.0 y 11.5 (Simulación del tanque 1 de la planta

AWTP N°1) por cada 05 vasos de muestra, luego se agregó floculante hasta la sedimentación y se tomó la muestra de la solución clarificada para un análisis ICP.

- Luego cada una de las 05 muestras se transfirieron a otro vaso de precipitado de 2 litros y se adicionó lentamente cloruro férrico (FeCl_3) hasta llegar a un $\text{pH}=8.0$. (Simulación del tanque 2 de la planta AWTP N°1). Esto se repite para los 3 grupos.
- Una vez obtenido el $\text{pH}=8.0$, se procedió a la floculación usando floculante A-110
- Se dejó sedimentar y se tomó la muestra de solución clarificada para análisis químico (ICP 34 elementos).

3.2.4 Prueba de neutralización de aguas ácidas.

- Para esta prueba se utilizó 64 litros de solución (agua ácida) que ingresa a la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 y a la planta de tratamiento AWTP N°2, luego se distribuyó en 32 vasos de precipitado de 2 litros cada uno.
- Cada muestra de agua ácida en el vaso de precipitado de 2 litros se colocó en el agitador de paletas programado a 250 RPM.
- Medimos el pH natural de la solución de agua ácida.
- Con la balanza analítica calculamos la cantidad de cal que se va a agregar a cada vaso de precipitado por diferencias de pesos.

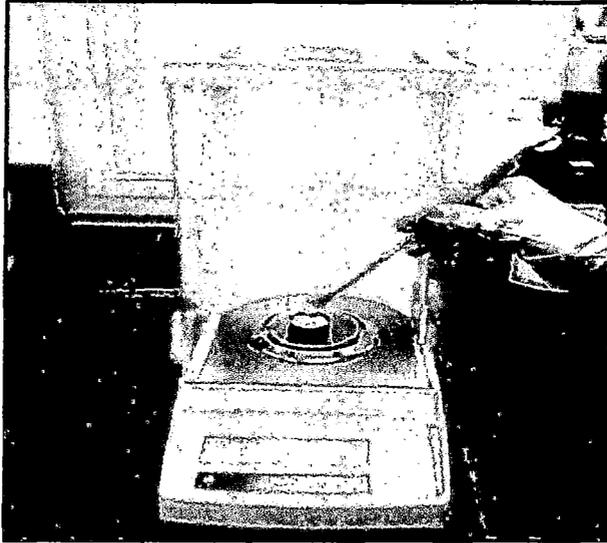


Figura 3.4: Medición del peso de la cal a agregar a cada vaso de precipitado de 2 litros

- Luego con la ayuda de un cucharón adicionamos la cal a cada vaso y anotamos el pH que obtenemos.

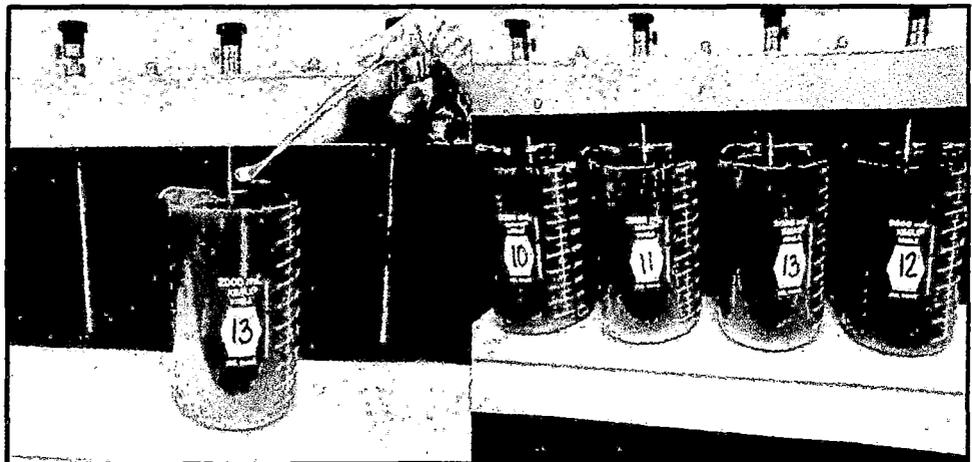


Figura 3.5: Adición de cal a cada vaso de precipitado de 2 litros.

- Una vez que tenemos las cantidades de cal a adicionar, repetimos el mismo procedimiento para los 32 vasos de precipitado que contienen agua ácida de la planta de tratamiento AWTP N°2 y anotamos el pH para cada adición de cal.

3.3 Resultados

3.3.1 Prueba de precipitación de metales a diferentes valores de pH

3.3.1.1 Prueba de precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°1.

Los resultados correspondientes a la prueba experimental de la precipitación de metales a diferentes valores de pH son detallados en tablas y figuras que a continuación se presentan.

Tabla 3.1: Concentración de metales a diferentes pH en el agua ácida que ingresa a la planta de pre tratamiento AWTP N°1.

PRECIPITACIÓN DE METALES EN AWTPN1 A DIFERENTES PH							
Muestra	Al(ppm)	Mn(ppm)	As(ppm)	Zn(ppm)	Cu(ppm)	Fe(ppm)	PH
M-1	37.82	15.14	0.14	5.10	6.89	72.91	3.00
M-2	0.36	12.35	0.05	0.50	0.07	0.10	7.00
M-3	0.34	8.72	0.00	0.00	0.00	0.04	8.00
M-4	2.71	2.60	0.00	0.00	0.00	0.03	9.00
M-5	7.89	0.49	0.00	0.00	0.00	0.03	10.00
M-6	7.31	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	11.00
M-7	4.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.05	12.00
M-8	0.81	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	12.40

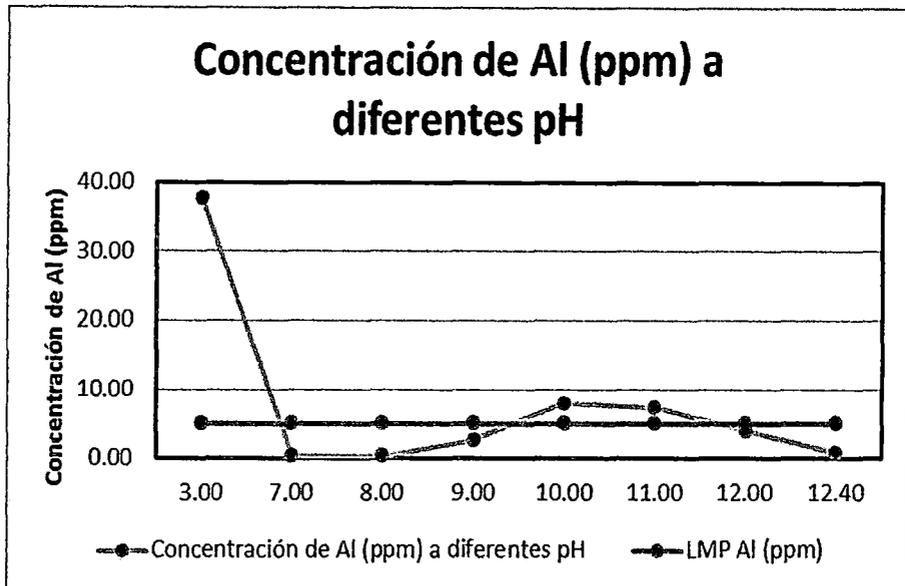


Figura 3.6: Curva de precipitación del Al-planta de pre-tratamiento AWTP N°1.

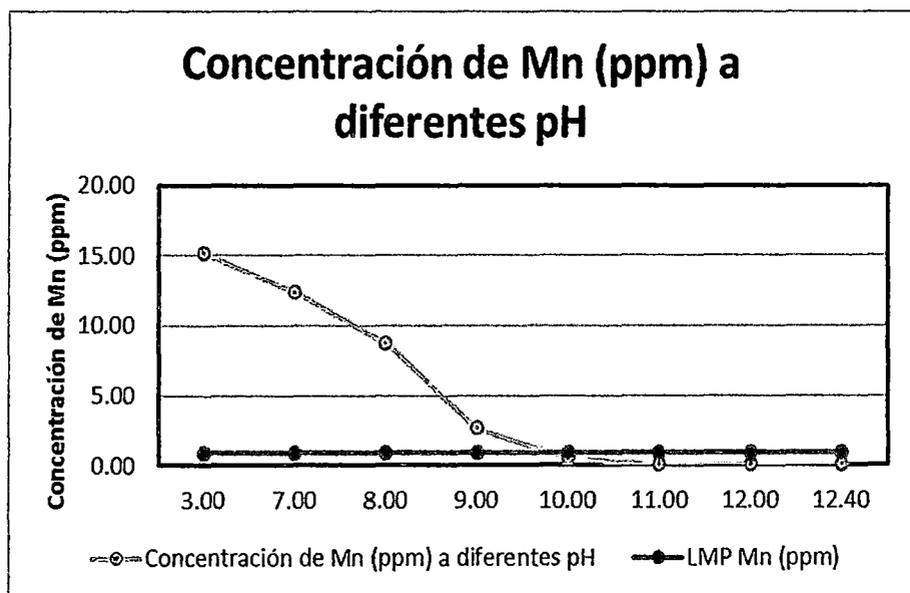


Figura 3.7: Curva de precipitación del Mn-planta de pre-tratamiento AWTP N°1

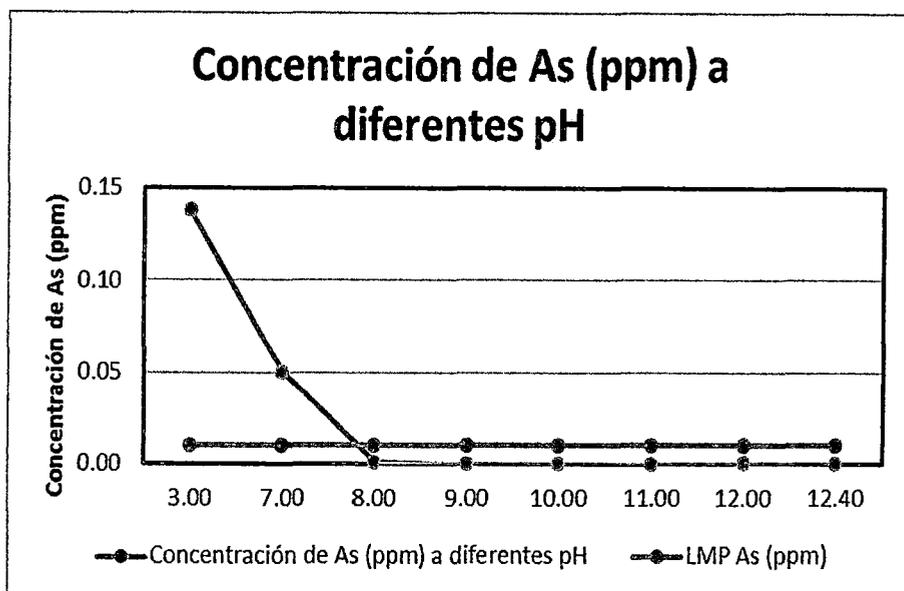


Figura 3.8: Curva de precipitación del As-planta de pre-tratamiento AWTP N°1.

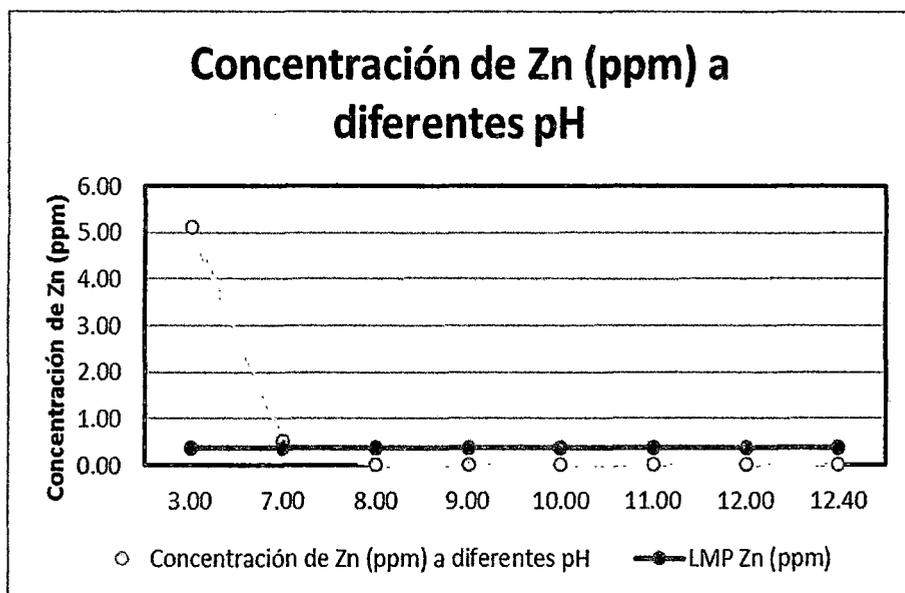


Figura 3.9: Curva de precipitación del Zn-planta de pre-tratamiento AWTP N°1.

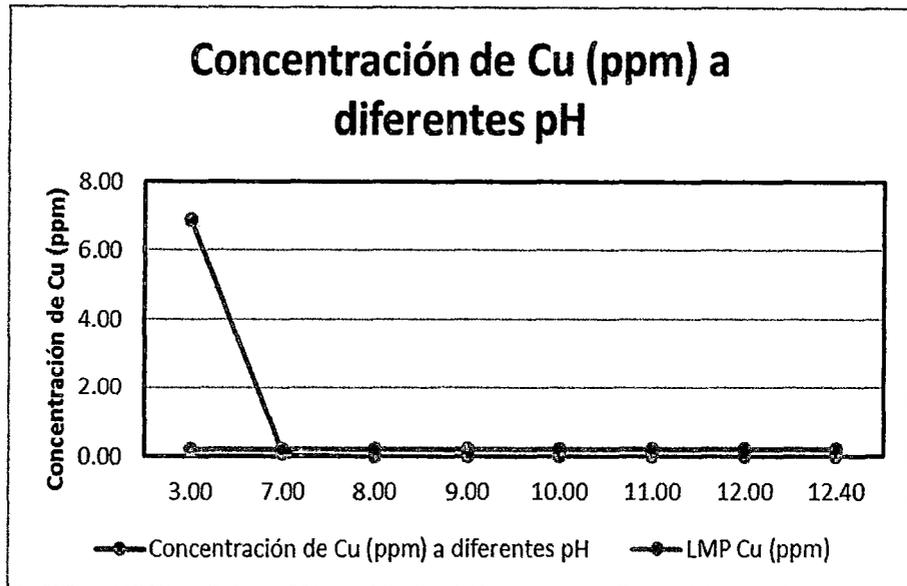


Figura 3.10: Curva de precipitación del Cu-planta de pre-tratamiento AWTP N°1.

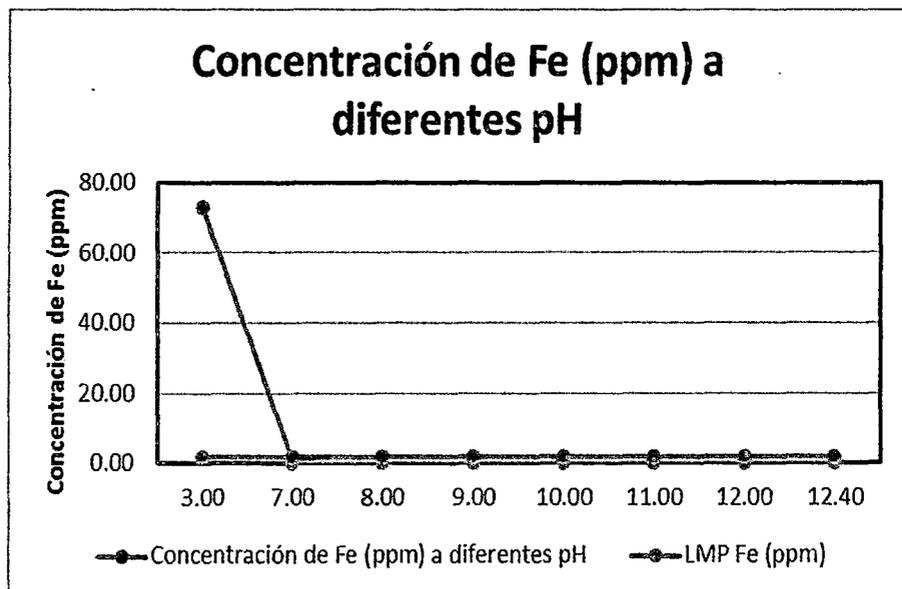


Figura 3.11: Curva de precipitación del Fe-planta de pre-tratamiento AWTP N°1.

3.3.1.2 Prueba de precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua acida que ingresa a la planta AWTP N°2.

Los resultados correspondientes a la prueba experimental de la precipitación de metales a diferentes valores de pH son detallados en tablas y figuras que a continuación se presentan.

Tabla 3.2: Concentración de metales a diferentes pH en el agua ácida que ingresa a la planta de tratamiento AWTP N°2.

PRECIPITACIÓN DE METALES EN AWTPN2 A DIFERENTES PH						
Muestra	Al(ppm)	Mn(ppm)	As(ppm)	Zn(ppm)	Cu(ppm)	Fe(ppm)
M-1	3.419	0.546	0.340	0.582	2.347	11.802
M-2	0.197	0.434	0.038	0.031	0.016	0.039
M-3	0.177	0.323	0.012	0.000	0.008	0.035
M-4	0.252	0.043	0.003	0.000	0.001	0.060
M-5	0.312	0.002	0.010	0.000	0.005	0.036
M-6	0.646	0.001	0.012	0.000	0.000	0.024
M-7	1.139	0.001	0.025	0.000	0.003	0.024
M-8	0.990	0.001	0.025	0.000	0.000	0.033

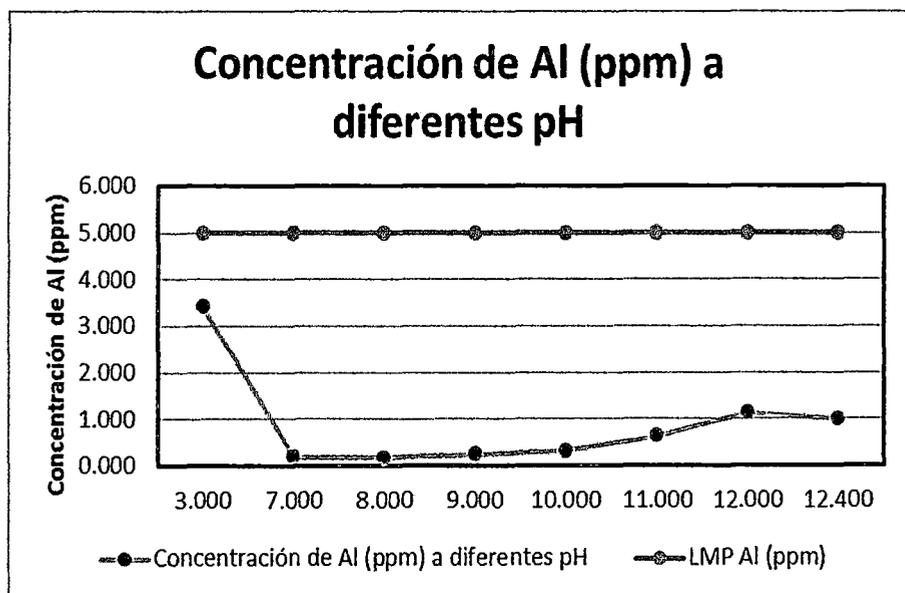


Figura 3.12: Curva de precipitación del Al-planta de tratamiento AWTP N°2.

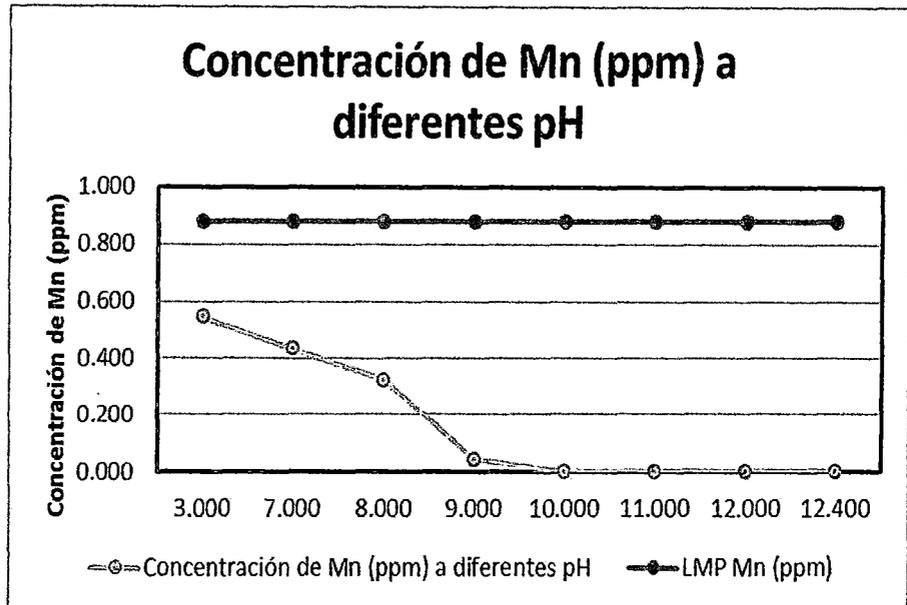


Figura 3.13: Curva de precipitación del Mn-planta de tratamiento AWTP N°2.

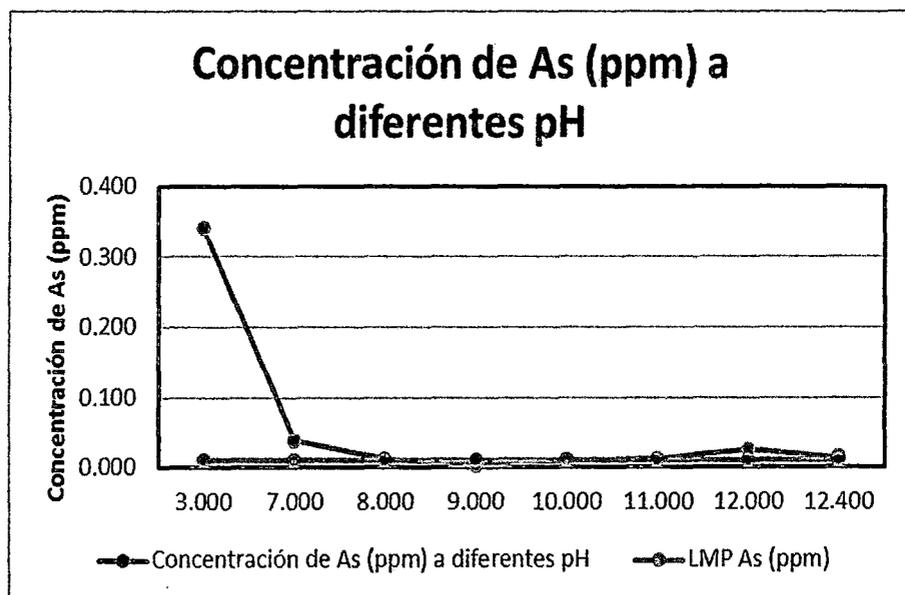


Figura 3.14: Curva de precipitación del As-planta de tratamiento AWTP N°2.

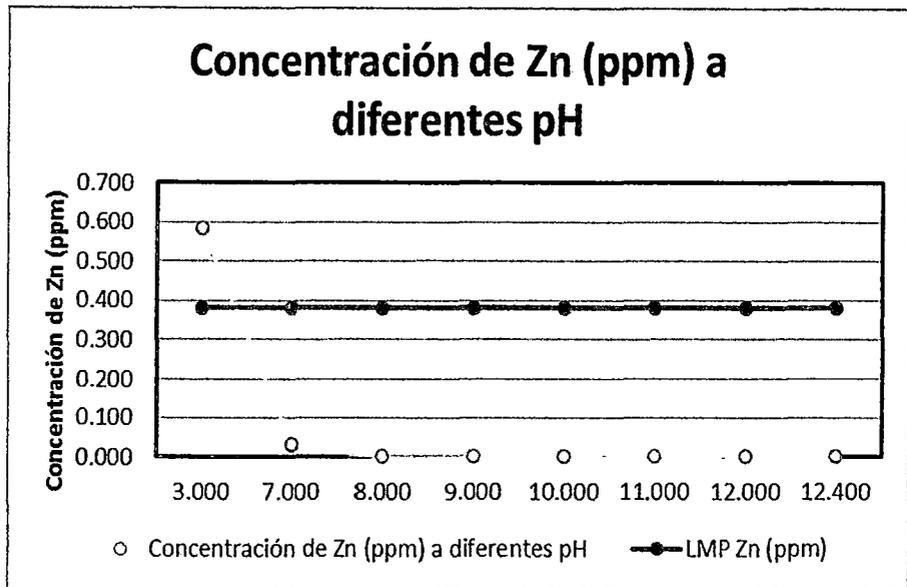


Figura 3.15: Curva de precipitación del Zn-planta de tratamiento AWTP N°2.

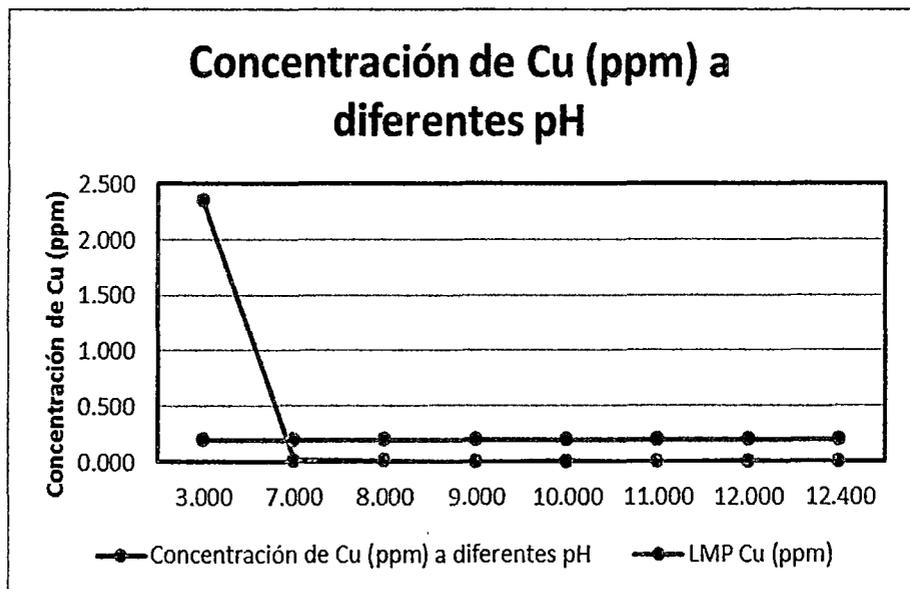


Figura 3.16: Curva de precipitación del Cu-planta de tratamiento AWTP N°2.

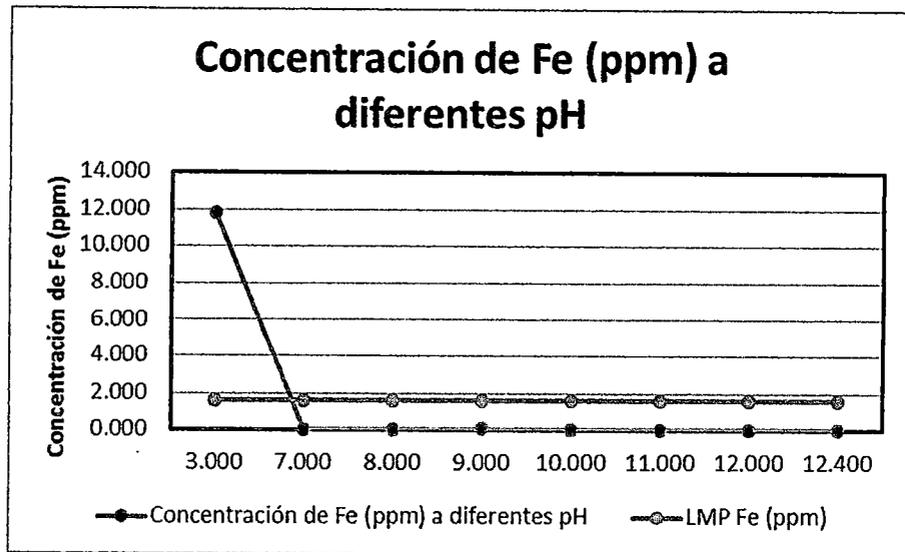


Figura 3.17: Curva de precipitación del Fe-planta de tratamiento AWTP N°2.

3.3.2 Prueba de estabilidad de los hidróxidos a diferentes pH

Los resultados correspondientes a la prueba experimental de la estabilidad de los hidróxidos a diferente pH son detallados en tablas y figuras que a continuación se presentan.

Tabla 3.3: Estabilidad a pH = 10.5 en el primer tanque y pH = 8 en el segundo tanque

PRECIPITACIÓN DE METALES EN AWTP N1 (TANQUE N1) A pH = 10.5							
Muestra	Al (ppm)	Mn (ppm)	As (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	PH
A-1	56.534	26.558	0.145	9.598	12.533	127.157	2.9
A-2	12.284	0.230	0.000	0.009	0.000	0.000	10.5
A-3	12.893	0.177	0.000	0.000	0.000	0.000	10.5
A-4	14.144	0.049	0.000	0.000	0.000	0.000	10.5
A-5	12.031	0.190	0.000	0.000	0.000	0.000	10.5
A-6	13.188	0.063	0.000	0.000	0.000	0.000	10.5
ESTABILIDAD DE LOS HIDRÓXIDOS METÁLICOS (TANQUE N2) A pH = 8							
Muestra	Al (ppm)	Mn (ppm)	As (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	PH
A'-2	0.996	3.006	0.009	0.000	0.025	0.628	10.5 a 8
A'-3	0.752	1.727	0.000	0.000	0.000	0.274	10.5 a 8
A'-4	0.755	2.457	0.000	0.000	0.001	0.295	10.5 a 8
A'-5	0.409	4.750	0.000	0.000	0.005	0.536	10.5 a 8
A'-6	0.557	4.811	0.000	0.000	0.021	0.568	10.5 a 8

Tabla 3.4: Estabilidad a pH = 11.0 en el primer tanque y pH = 8 en el segundo tanque

PRECIPITACIÓN DE METALES EN AWTP N1 (TANQUE N1) A pH = 11.0							
Muestra	Al (ppm)	Mn (ppm)	As (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	PH
B-1	56.534	26.558	0.145	9.598	12.533	127.157	2.9
B-2	9.750	0.006	0.000	0.000	0.003	0.047	11.0
B-3	9.032	0.006	0.000	0.000	0.005	0.121	11.0
B-4	8.530	0.004	0.000	0.000	0.001	0.023	11.0
B-5	8.087	0.002	0.000	0.000	0.003	0.052	11.0
B-6	8.403	0.001	0.000	0.000	0.001	0.040	11.0
ESTABILIDAD DE LOS HIDRÓXIDOS METÁLICOS (TANQUE N2) A pH = 8							
Muestra	Al (ppm)	Mn (ppm)	As (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	PH
B'-2	0.391	1.289	0.000	0.000	0.004	0.037	11.0 a 8
B'-3	0.534	1.016	0.000	0.000	0.002	0.032	11.0 a 8
B'-4	0.541	1.487	0.000	0.000	0.003	0.023	11.0 a 8
B'-5	0.638	1.551	0.000	0.000	0.002	0.028	11.0 a 8
B'-6	0.358	2.588	0.000	0.000	0.003	0.028	11.0 a 8

Tabla 3.5: Estabilidad a pH = 11.5 en el primer tanque y pH = 8 en el segundo tanque

PRECIPITACIÓN DE METALES EN AWTP N1 (TANQUE N1) A pH = 11.5							
Muestra	Al (ppm)	Mn (ppm)	As (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	PH
C-1	56.534	26.558	0.145	9.598	12.533	127.157	2.9
C-2	11.824	0.005	0.000	0.000	0.005	0.041	11.5
C-3	12.430	0.004	0.000	0.000	0.004	0.072	11.5
C-4	12.030	0.004	0.000	0.000	0.003	0.027	11.5
C-5	11.990	0.003	0.000	0.000	0.003	0.035	11.5
C-6	8.938	0.004	0.000	0.000	0.004	0.026	11.5
ESTABILIDAD DE LOS HIDRÓXIDOS METÁLICOS (TANQUE N2) A pH = 8							
Muestra	Al (ppm)	Mn (ppm)	As (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	PH
C'-2	0.575	0.840	0.000	0.000	0.003	0.044	11.5 a 8
C'-3	0.517	0.848	0.000	0.000	0.003	0.047	11.5 a 8
C'-4	0.577	0.737	0.000	0.000	0.002	0.091	11.5 a 8
C'-5	0.585	0.824	0.000	0.000	0.001	0.033	11.5 a 8
C'-6	0.518	0.970	0.000	0.000	0.001	0.038	11.5 a 8

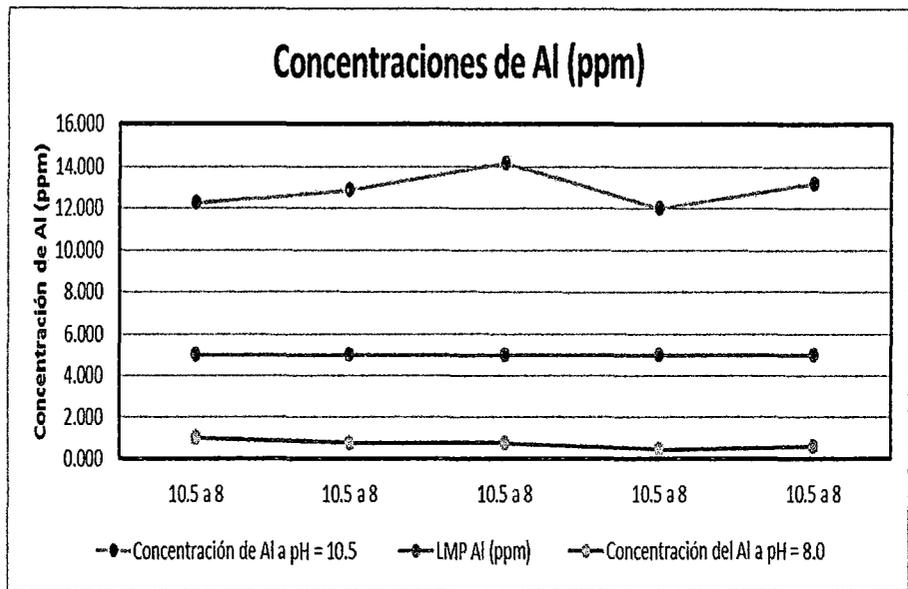


Figura 3.18: Estabilidad de los hidróxidos de aluminio a pH = 10.5 y luego bajando el pH = 8.0.

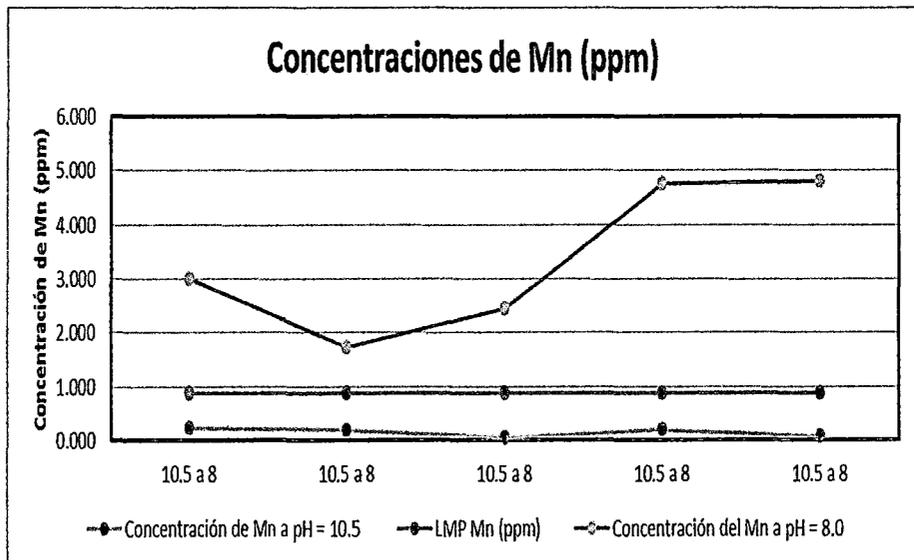


Figura 3.19: Estabilidad de los hidróxidos de manganeso a pH = 10.5 y luego bajando el pH = 8.0.

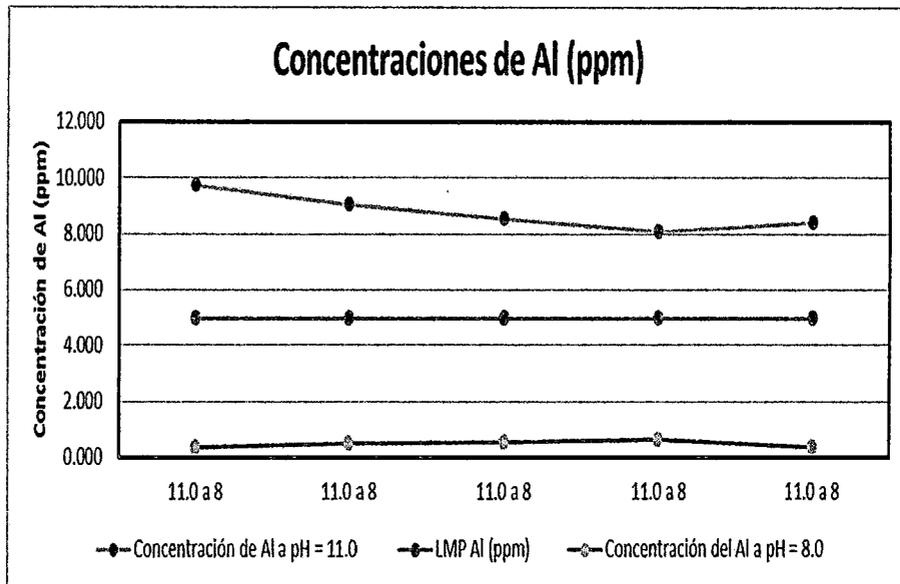


Figura 3.20: Estabilidad de los hidróxidos de aluminio a pH = 11.0 y luego bajando el pH = 8.0.

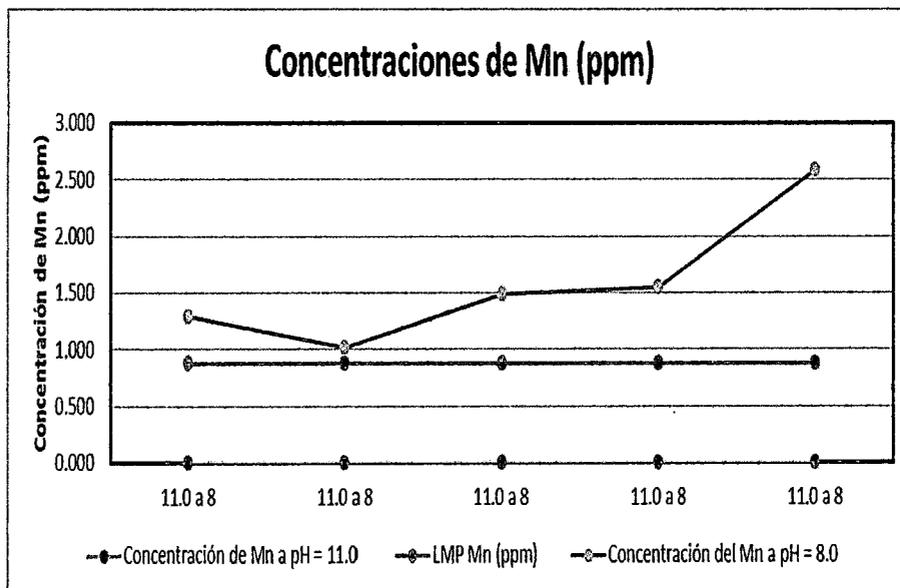


Figura 3.21: Estabilidad de los hidróxidos de manganeso a pH = 11.0 y luego bajando el pH = 8.0.

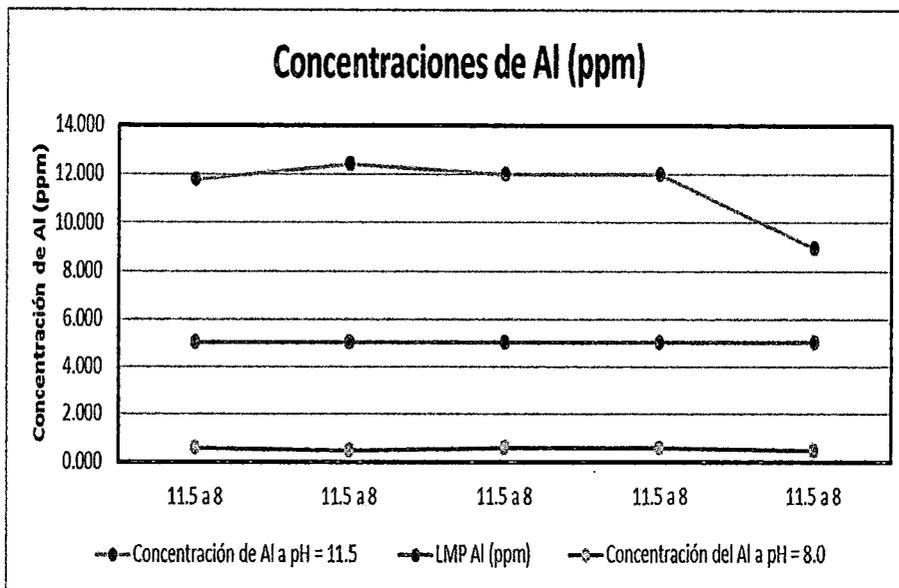


Figura 3.22: Estabilidad de los hidróxidos de aluminio a pH = 11.5 y luego bajando el pH = 8.0.

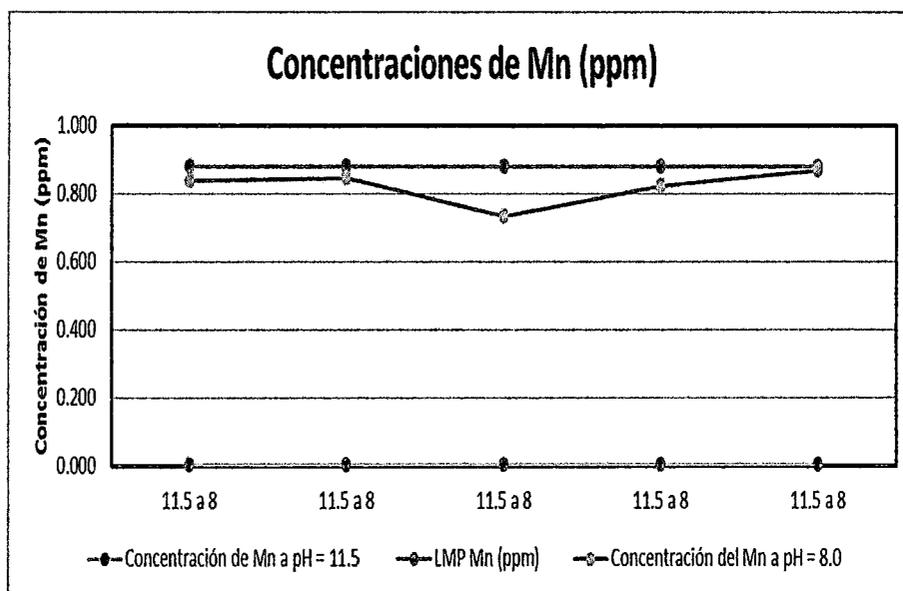


Figura 3.23: Estabilidad de los hidróxidos de manganeso a pH = 11.5 y luego bajando el pH = 8.0.

3.3.3 Prueba de neutralización de aguas ácidas

Los resultados correspondientes a la prueba experimental de la neutralización de aguas ácidas son detallados en tablas y figuras que a continuación se presentan.

Tabla 3.6: Consumo de cal en gramos por litro en el agua ácida que ingresa a la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 a diferentes pH.

N°	Consumo de Cal AWTP N°1 (gr/L agua ácida)	PH	N°	Consumo de Cal AWTP N°1 (gr/L agua ácida)	PH
1	0.000	2.95	17	0.340	10.85
2	0.040	3.05	18	0.350	10.90
3	0.060	3.20	19	0.360	10.95
4	0.100	3.60	20	0.380	11.00
5	0.140	4.30	21	0.400	11.05
6	0.180	4.80	22	0.420	11.10
7	0.220	6.10	23	0.440	11.20
8	0.230	6.80	24	0.470	11.25
9	0.240	8.90	25	0.500	11.30
10	0.250	9.20	26	0.540	11.40
11	0.260	9.80	27	0.580	11.50
12	0.280	10.20	28	0.680	11.55
13	0.300	10.40	29	0.760	11.60
14	0.312	10.50	30	0.900	11.70
15	0.320	10.60	31	0.980	11.75
16	0.332	10.80	32	1.100	11.80

Tabla 3.7: Consumo de cal en gramos por litro en el agua ácida que ingresa a la planta de tratamiento AWTP N°2 a diferentes pH.

N°	Consumo de Cal AWTP N°2 (gr/L agua ácida)	PH	N°	Consumo de Cal AWTP N°2 (gr/L agua ácida)	PH
1	0.000	3.05	17	0.340	11.15
2	0.040	3.06	18	0.350	11.20
3	0.060	3.50	19	0.360	11.25
4	0.100	4.00	20	0.380	11.30
5	0.140	4.80	21	0.400	11.35
6	0.180	6.00	22	0.420	11.45
7	0.220	9.80	23	0.440	11.55
8	0.230	10.00	24	0.470	11.62
9	0.240	10.40	25	0.500	11.67
10	0.250	10.50	26	0.540	11.69
11	0.260	10.80	27	0.580	11.71
12	0.280	10.90	28	0.680	11.75
13	0.300	10.95	29	0.760	11.78
14	0.312	11.00	30	0.900	11.80
15	0.320	11.05	31	0.980	11.84
16	0.332	11.10	32	1.100	12.00

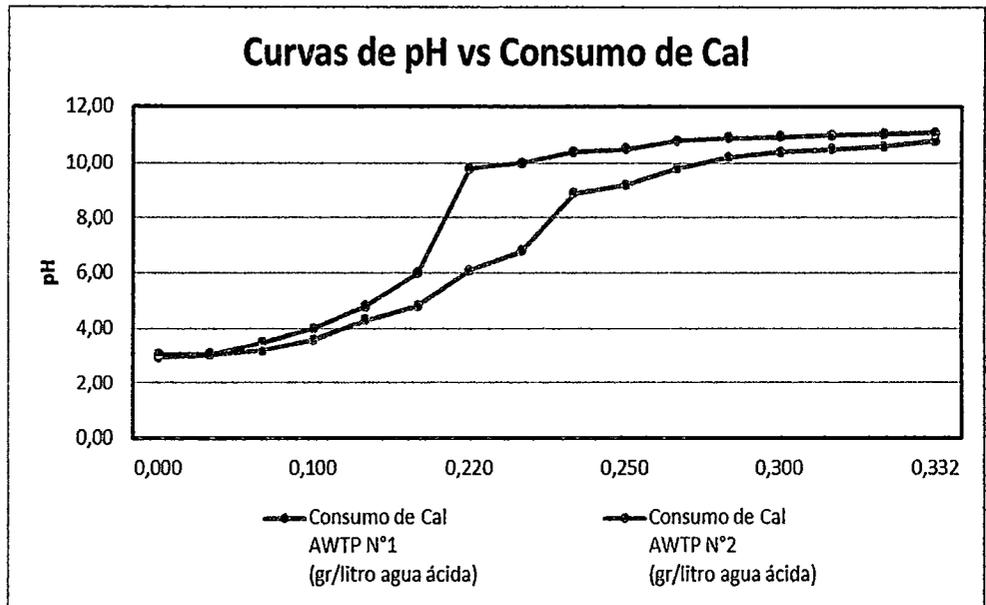


Figura 3.24: Curvas de pH vs consumo de cal para las aguas ácidas que ingresan a la planta AWTP N°1 y AWTP N°2.

3.4 Discusión de resultados

3.4.1 Prueba de precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°1.

Analizando la figura 3.6 se puede observar que la precipitación del aluminio en forma de hidróxido de aluminio $\text{Al}(\text{OH})_3$ para obtener una solución con concentraciones de Al (ppm) por debajo de los límites máximos permisibles se da en el rango de pH entre 7.0 y 9.5; en el rango de pH de 9.5 a 12.0 empieza una redisolución del aluminio de sólido a líquido aumentando la concentración de aluminio en la solución pasando los límites máximos permisibles, para luego a partir de un pH mayor a 12.0 precipite nuevamente el aluminio formando una

solución con concentraciones de aluminio por debajo de los límites máximos permisibles.

De la figura 3.7 se observa que la precipitación del manganeso en forma de hidróxido de manganeso $Mn(OH)_2$ para obtener una solución con concentraciones de Mn (ppm) por debajo de los límites bajos permisibles se da a partir de un pH mayor a 10.0, manteniéndose estable a pH mayores.

De las figuras 3.3, 3.4, 3.5 y 3.6 se observa que la precipitación de los metales tales como As, Zn, Cu y Fe en forma de hidróxidos se da a partir de un pH mayor a 8.0 manteniéndose estable, a pH mayores.

3.4.2 Prueba de precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°2.

Analizando la figura 3.12 se puede observar que la concentración del aluminio en solución en el ingreso de agua ácida se encuentra por debajo del límite máximo permisible.

De la figura 3.13 se observa que la concentración de manganeso en solución en el ingreso se encuentra por debajo de los límites bajos permisibles.

De la figura 3.14, 3.10, 3.11 y 3.12 los metales como el As, Zn, Cu y Fe en la planta de AWTP N°2 precipitan a partir de un pH = 8.0 manteniéndose estable a pH mayores.

3.4.3 Prueba de estabilidad de los hidróxidos de (Al y Mn) a diferentes pH.

Se puede apreciar de la figura 3.18 que si bajamos el pH de 10.5 a 8.0 en soluciones con contenido de aluminio se obtiene soluciones con concentraciones de aluminio por debajo de los límites máximos permisibles.

Caso contrario ocurre con soluciones con contenido de manganeso ya que si bajamos el pH de 10.5 a 8.0 se da la redisolución del manganeso obteniendo soluciones con concentraciones de manganeso por encima de los límites máximos permisibles (figura 3.19).

Al igual que en el caso anterior cuando bajamos el pH de 11.0 a 8.0 a soluciones con contenido de aluminio (figura 3.20) y a soluciones con contenido de manganeso (figura 3.21) sucede el mismo fenómeno.

En la figura 3.22 se puede apreciar que si bajamos el pH de 11.5 a 8.0 en soluciones con contenido de aluminio se obtiene soluciones con concentraciones de aluminio por debajo de los límites máximos permisibles.

Además de la figura 3.23 se observa que si bajamos el pH de 11.5 a 8.0 en soluciones con contenido de manganeso se obtiene soluciones con concentraciones de manganeso por debajo de los límites máximos permisibles.

3.4.4 Prueba de neutralización de aguas ácidas.

Se puede apreciar de la figura 3.24 que para subir el pH desde 4.0 hasta 10.0 no se necesita de mucha dosificación de cal, en cambio para subir el pH de 10.0 a 12.0 el consumo de cal aumenta considerablemente.

Para un mismo consumo de cal el efecto de aumentar el pH es menor para las aguas ácidas que ingresan a la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 que para las aguas ácidas que ingresan a la planta de tratamiento AWTP N°2.

Estos consumos de cal nos servirán para calcular el ahorro anual que se puede tener al optimizar los rangos de pH para la precipitación de metales en la planta de tratamiento de aguas ácidas AWTP Pampa Larga.

CAPITULO IV

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**4.1 Conclusiones****a) Precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°1.**

- El aluminio precipita en forma de $\text{Al}(\text{OH})_3$ al 100% en el rango de pH de 7.0 a 8.0 y se redisuelve obteniendo valores por encima de los límites máximos permisibles en un rango de pH de 10.5 a 11.5, y nuevamente al incrementar el pH a valores mayores de 12.0 precipita al 100% manteniéndose estable por más que se tenga un exceso de pH.
- El manganeso precipita en forma de $\text{Mn}(\text{OH})_2$ al 100% a un pH de 10.0 y se mantiene estable a pH mayores a 10.0.
- La precipitación de los otros metales como el As, Zn, Cu, Fe en forma de hidróxidos se da a partir de un pH de 7.0 y 8.0 manteniéndose estables a pH mayores a 12.0.
- Con esta prueba se demuestra que tanto el aluminio como el manganeso pueden precipitar y mantenerse estables a pH mayores a 12.0, convirtiendo la planta de pre tratamiento AWTP N°1 en una planta de tratamiento.

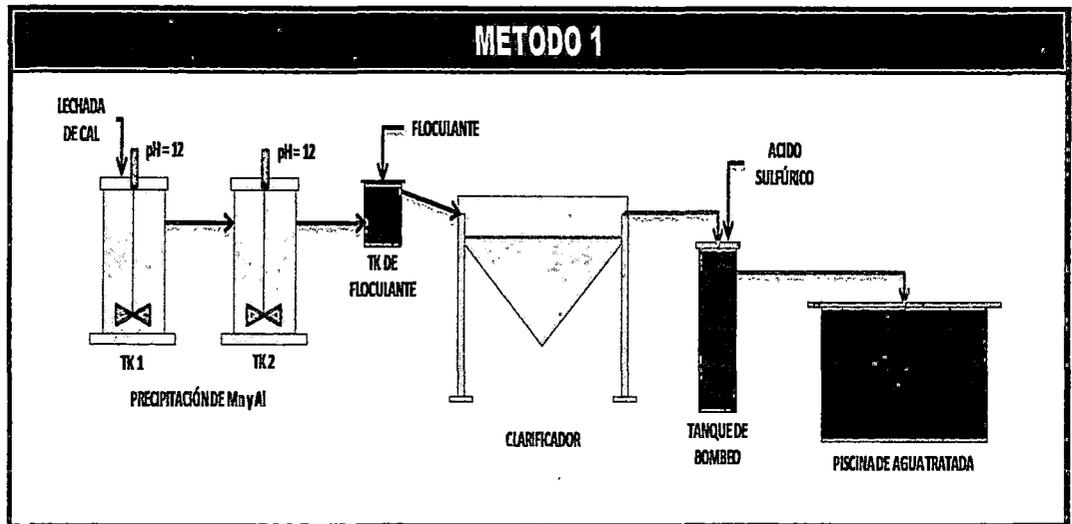


Figura 4.1: Precipitación de metales en un solo tanque a pH mayor a 12.0

b) Precipitación de metales a diferentes valores de pH en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°2.

- Según las pruebas experimentales se puede concluir que las concentraciones iniciales de Al y Mn en el agua ácida que ingresa a la planta AWTP N°2 están por debajo de los límites máximos permisibles y las concentraciones de los otros metales tales como el As, Zn, Cu y Fe se minimizan con la precipitación a un rango de pH entre 8.0 y 9.0.
- Las descargas de estas plantas AWTP N°2 y AWTP N°3 no contienen concentraciones de Al ni de Mn por lo tanto en la piscina de descarga nos servirá como diluyente.

c) Estabilidad de los hidróxidos metálicos a diferentes pH

- Según las pruebas experimentales se puede trabajar en la planta de pretratamiento AWTP N°1 a un pH de 11.5 en el primer tanque precipitando completamente el manganeso para luego en el segundo tanque precipitar el aluminio a un pH de 8.0, bajando el pH con cloruro férrico (FeCl_3)

convirtiendo la planta de pre tratamiento AWTP N°1 en una planta de tratamiento.

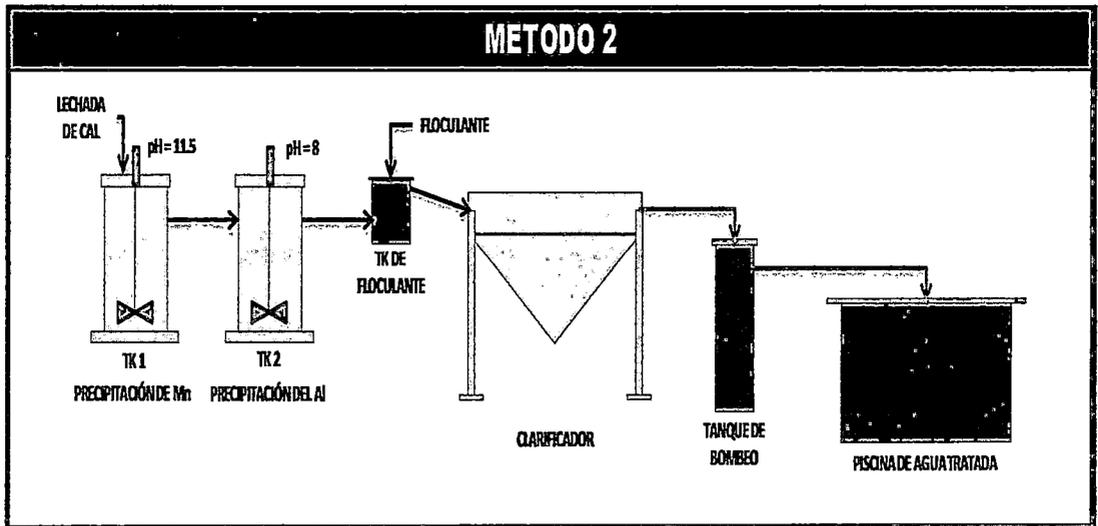


Figura 4.2: Precipitación de metales en el primer tanque a pH mayor a 11.5 y luego bajar el pH a 8.0 con el cloruro férrico.

d) Prueba de neutralización de aguas ácidas.

- Según las pruebas experimentales se concluye que el consumo de cal para el tratamiento de aguas ácidas que ingresan a la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 es mayor que para el tratamiento de aguas ácidas que ingresan a las plantas de tratamiento AWTP N°2 y AWTP N°3.

e) Impacto ambiental.

- Al convertir la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 en una planta de tratamiento, Yanacocha aumentaría el flujo de agua tratada hacia las comunidades en $500m^3/h$, generando un impacto positivo en el aspecto social y ambiental con la población de Cajamarca.

4.2 Recomendaciones

- a) Al convertir la planta AWTP N°1 en una planta de tratamiento es necesario incrementar la capacidad de descarga de agua tratada.
- b) La primera manera de poder incrementar la capacidad de descarga de agua tratada es repotenciando o aumentando el número de bombas en el sistema actual de bombas en la piscina de agua tratada que se descarga en la poza de recepción de agua tratada de Llacanora.
- c) La segunda manera de poder incrementar la capacidad de descarga de agua tratada es sacando la solución tratada de la planta AWTP N°1 hacia la planta EWTP N°1 para luego ser enviada a la poza de recepción de agua tratada de carachugo.

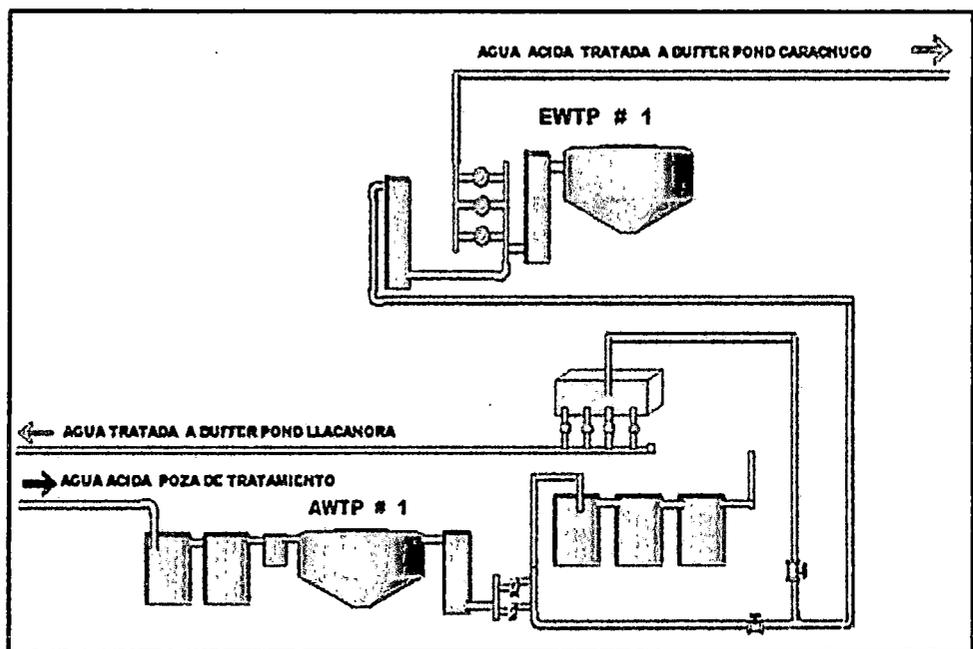


Figura 4.3: Esquema de descarga de la planta AWTP N°1 por EWTP N°1

- d) La tercera manera de poder incrementar la capacidad de descarga de agua tratada es sacando la solución tratada de la planta AWTP N°1 por el tanque de descarga de la planta de osmosis inversa.

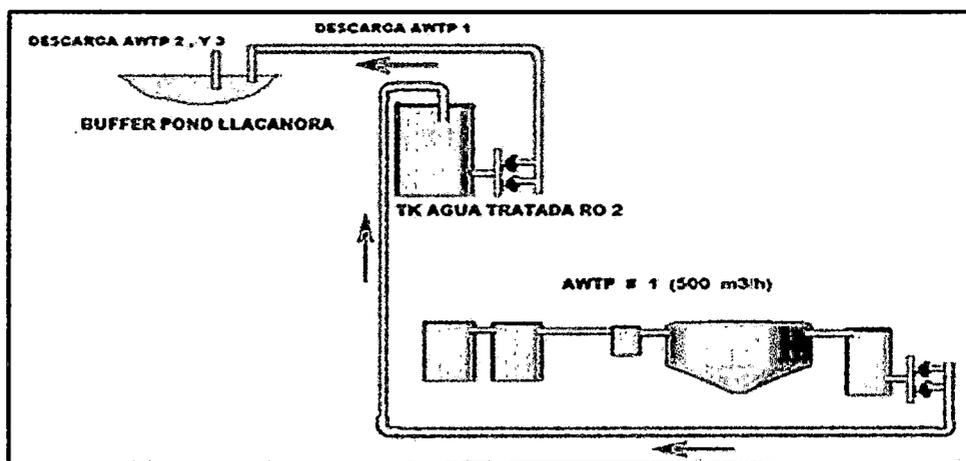


Figura 4.4: Esquema descarga de agua tratada de la planta AWTP N°1 por el tanque de descarga de la planta de osmosis inversa.

BIBLIOGRAFÍA

- [1]. Baretino, Daniel (2005); “Acidificación de suelos y aguas: problemas y soluciones”; Instituto Geológico y Minero de España; Madrid.
- [2]. Buisman, (2008); “Overview of passive systems for treating acid mine drainage”; American Society of Agronomy; USA.
- [3]. Caraballo, Manuel (2008); “Tratamiento pasivo de aguas ácidas de mina: evaluación de la eficiencia de un sistema a escala real en Mina Esperanza”; Departamento de geología; Universidad de Huelva; Barcelona; España.
- [4]. Dueñas, Carmen (2010); “Generación de Drenaje ácido”; Programa de Medio Ambiente de Iquique; Chile.
- [5]. Dvorak, D.H (1992); “Treatment of metal-contaminated water using bacterial sulfate reduction”; Biotechnology and Bioengineering; USA.
- [6]. Fernández, Sergio (1986); “Abandono de minas, impacto hidrológico”; Instituto Geológico y Minero de España; Madrid.
- [7]. Kuyucak, Nural (2010); “Tratamiento de efluentes mineros”; Pontificia Universidad Católica del Perú; Perú.
- [8]. López, Jorge (2002); “Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina”; Boletín Geológico y Minero; Universidad Nacional de Trujillo (UNT).
- [9]. Machermer, Saul (1992); “Adsorption compared with sulfide precipitation as metal removal processes from Acid Mine Drainage in a constructed wetland”; Simposio Nacional de Minería; University of Kentucky, Lexington, Kentucky.
- [10]. Manahan, Stanley (2006); “Introducción a la química ambiental”; Instituto Geológico y Minero de España; Madrid.
- [11]. Morell, Ignacio (1996); “Contribuciones a la investigación y gestión del agua subterránea”; Taller cubano de hidrogeología; Cuba.

- [12]. Nemerow, Nelson (1998); “Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos”; Instituto Geológico y Minero de España; Madrid.
- [13]. Palomino, José (2004); “Bioremediación de Drenajes Ácidos de Mina (DAM) mediante el sistema de humedales”; IV Congreso Internacional de Medio Ambiente en Minería y Metalurgia; Universidad Nacional Santiago Antunez de Mayolo (UNSAM).
- [14]. Ramalho, R.S (2010); “Tratamiento de aguas residuales”; Editorial Reverté; Barcelona, España.
- [15]. Rodríguez, Roberto (2006); “Los residuos minero-metalúrgicos en el medio ambiente”; Instituto Geológico y Minero de España; Madrid.
- [16]. Sánchez, Mario (2006); “Tecnologías limpias en las industrias extractivas Minero-Metalúrgica”; Jornadas Iberoamericanas; Bolivia.
- [17]. Villachica, Carlos (2005); “Proceso NCD, tecnología Nacional comprobada para el tratamiento de efluentes ácidos mineros”; IV Congreso Internacional de Medio Ambiente en Minería y Metalurgia; Universidad Nacional Santiago Antunez de Mayolo (UNSAM).
- [18]. Wurzburger Stephen (2000); “Process for treating acid mine water with moderate to high sulfate content”; Universidad de Florida, USA.

ANEXOS

1. Cálculos realizados para la determinación del costo anual de consumo de cal.

1.1 Cálculo del consumo de cal en la planta de pre-tratamiento AWTP N°1

A) Planta actual

En la planta de pre-tratamiento AWTP N°1, el agua ácida que ingresa al tanque N°1 aumenta su pH hasta 8.9 mediante la dosificación de lechada de cal.

Según la figura 3.19 se observa que para elevar el pH del agua ácida que ingresa a la planta de pre-tratamiento a un pH = 8.9 se necesita un ratio de 0.24 kg de cal/m³ de agua ácida.

La planta de pre-tratamiento AWTP N°1 trata un flujo de 500 m³ de agua ácida/h en promedio.

Entonces el consumo de cal por hora es:

$$(0.24 \text{ kg de cal/m}^3 \text{ de agua ácida}) \times (500 \text{ m}^3 \text{ de agua ácida/h}) = 120 \text{ kg de cal/h}$$

El consumo anual de cal para la planta actual es:

$$(120 \text{ kg de cal/h}) \times (24 \text{ h/día}) \times (365 \text{ día/año}) \times (1 \text{ TM}/1000 \text{ kg}) = 1051.2 \text{ TM/año}$$

El costo de la cal = \$150.00/TM de cal

Por lo tanto el costo anual de consumo de cal en la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 es:

$$(1051.2 \text{ TM de cal/año}) \times (\$150/\text{TM de cal}) = \$157,680/\text{año}.$$

B) Planta optimizada

Según la figura 3.1 se observa que la precipitación del aluminio se da a partir de un pH = 7.0 hasta un pH = 8.9.

Entonces para optimizar el consumo de cal en la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 se debe trabajar a un pH = 7.0 que da los mismos resultados que si trabajamos a un pH = 8.9.

Según la figura 3.19 se observa que para elevar el pH del agua ácida que ingresa a la planta de pre-tratamiento a un pH = 7.0 se necesita un ratio de 0.23 kg de cal/m³ de agua ácida.

Entonces el consumo de cal por hora es:

$$(0.23 \text{ kg de cal/m}^3 \text{ de agua ácida}) \times (500 \text{ m}^3 \text{ de agua ácida/h}) = 115 \text{ kg de cal/h}$$

El consumo anual de cal para la planta actual es:

$$(115 \text{ kg de cal/h}) \times (24 \text{ h/día}) \times (365 \text{ día/año}) \times (1 \text{ TM}/1000 \text{ kg}) = 1007.4 \text{ TM/año}$$

El costo de la cal = \$150.00/TM de cal

Por lo tanto el costo anual de consumo de cal en la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 es:

$$(1007.4 \text{ TM de cal/año}) \times (\$150/\text{TM de cal}) = \$151, 110/\text{año}.$$

Por lo tanto al optimizar el consumo de cal en la planta de pre-tratamiento AWTP N°1 se tiene un ahorro anual en consumo de cal de:

$$(\$157, 680/\text{año} - \$151, 110/\text{año}) = \$ 6,570/\text{año}.$$

1.2 Cálculo del consumo de cal en las plantas de tratamiento AWTP N°2 y AWTP N°3.

A) Planta actual

En la planta de tratamiento AWTP N°2, el agua ácida que ingresa al tanque N°1 aumenta su pH hasta 10.5 mediante la dosificación de lechada de cal.

Según la figura 3.19 se observa que para elevar el pH del agua ácida que ingresa a la planta de tratamiento AWTP N°2 a un pH = 10.5 se necesita un ratio de 0.25 kg de cal/m³ de agua ácida.

La planta de tratamiento AWTP N°2 trata un flujo de 750 m³ de agua ácida/h en promedio.

Entonces el consumo de cal por hora es:

$$(0.25 \text{ kg de cal/m}^3 \text{ de agua ácida}) \times (750 \text{ m}^3 \text{ de agua ácida/h}) = 187.5 \text{ kg de cal/h}$$

El consumo anual de cal para la planta actual es:

$$(187.5 \text{ kg de cal/h}) \times (24 \text{ h/día}) \times (365 \text{ día/año}) \times (1 \text{ TM}/1000 \text{ kg}) = 1642.5 \text{ TM/año}$$

El costo de la cal = \$150.00/TM de cal

Por lo tanto el costo anual de consumo de cal en la planta de tratamiento AWTP N°2 es:

$$(1642.5 \text{ TM de cal/año}) \times (\$150/\text{TM de cal}) = \$246,375/\text{año}.$$

Como existen 2 plantas de tratamiento con la misma filosofía de control (AWTP N°2 y AWTP N°3) entonces el costo anual de toda la planta de tratamiento es:

$$\$246,375/\text{año} + \$246,375/\text{año} = \$492,750/\text{año}$$

B) Planta optimizada

La optimización consiste en tratar 750 m³ de agua ácida/h en cada planta de tratamiento AWTP N°2 y AWTP N°3 proveniente desde una misma poza, independizando la planta de pre-tratamiento AWTP N°1.

Según las figuras 3.7, 3.8, 3.9, 3.10, 3.11 y 3.12 se observa que la precipitación completa de los metales como el Al, Mn, As, Zn, Cu y Fe se da a un pH = 8.0.

Entonces para optimizar el consumo de cal en la planta de tratamiento AWTP N°2 se debe trabajar a un pH = 8.0.

Según la figura 3.19 se observa que para elevar el pH del agua ácida que ingresa a la planta de tratamiento a un pH = 8.0 se necesita un ratio de 0.20 kg de cal/m³ de agua ácida.

Entonces el consumo de cal por hora es:

$$(0.20 \text{ kg de cal/m}^3 \text{ de agua ácida}) \times (750 \text{ m}^3 \text{ de agua ácida/h}) = 150 \text{ kg de cal/h}$$

El consumo anual de cal para la planta actual es:

$$(150 \text{ kg de cal/h}) \times (24 \text{ h/día}) \times (365 \text{ día/año}) \times (1 \text{ TM}/1000 \text{ kg}) = 1314.0 \text{ TM/año}$$

El costo de la cal = \$150.00/TM de cal

Por lo tanto el costo anual de consumo de cal en la planta de tratamiento AWTP N°2 es:

$$(1314.0 \text{ TM de cal/año}) \times (\$150/\text{TM de cal}) = \$197,100/\text{año}$$

Como existen 2 plantas de tratamiento con la misma filosofía de control (AWTP N°2 y AWTP N°3) entonces el costo anual de toda la planta de tratamiento es:

$$\$197,100/\text{año} + \$197,100/\text{año} = \$394,200/\text{año}$$

B) Flujo de costos del proceso optimizado

Tabla 2: Flujo de costos del consumo de cal en el proceso optimizado

Costo (US\$/año)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
AWTP N° 1		151.110	151.110	151.110	151.110	151.110	151.110	151.110	151.110	151.110	151.110
AWTP N° 2		197.100	197.100	197.100	197.100	197.100	197.100	197.100	197.100	197.100	197.100
AWTP N° 3		197.100	197.100	197.100	197.100	197.100	197.100	197.100	197.100	197.100	197.100
Plantas		545.310	545.310	545.310	545.310	545.310	545.310	545.310	545.310	545.310	545.310
Flujo de Costos (US\$/año)	2.736.785										
tasa de descuento % año	15										

3. Cálculo del área de diseño para el clarificador que se colocara a futuro en la planta de tratamiento de aguas ácidas AWTP Pampa Larga.

Al convertirse la planta AWTP N°1 en una planta de tratamiento, quedan libres 03 tanques, estos en el futuro si es que hay la necesidad de tratar más agua, estos tres tanques se pueden convertir en una nueva planta de tratamiento de aguas, disminuyendo considerablemente los costos de inversión, para esto es necesario solo construir un nuevo clarificador de 750 m³/h con sus respectivos accesorios y equipos.

El esquema futuro de la planta de tratamiento de aguas ácidas AWTP Pampa Larga se muestra en la figura 4.5

El procedimiento a seguir para diseñar el clarificador que se va a construir en la futura planta de tratamiento de aguas ácidas AWTP Pampa Larga es la siguiente:

- e) Calcular el área de la superficie mínima que se requiere para conseguir la clarificación del sólido.

- f) Calcular el área de la superficie mínima que se requiere para conseguir el espesamiento del sólido y alcanzar la concentración deseada.
- g) Seleccionar la mayor de estas dos áreas como área de diseño para el sedimentador.

3.1 Determinación del área mínima requerida para conseguir la clarificación

El área mínima requerida A_c para la clarificación depende de la velocidad V_s para la que las partículas en suspensión sedimentan antes de alcanzar la concentración crítica interfacial X_c . En condiciones de caudal constante, la velocidad del clarificado que rebosa por la parte superior del sedimentador, o vertedero, no debe exceder de V_s si se desea evitar el arrastre de las partículas y la clarificación.

Por lo tanto, el área mínima requerida para la clarificación A_c puede calcularse a partir de la expresión:

$$A_c = Q_e / V_s \quad (15)$$

En la que Q_e es el caudal (m^3/s), V_s es la velocidad de sedimentación por zonas (m/s) y A_c el área mínima requerida para la clarificación (m^2).

El valor de la velocidad en la zona de sedimentación libre, V_s , puede calcularse a partir de la pendiente de la tangente de dicha zona de las curvas de sedimentación, tal y como se muestra en la figura 1.9. El valor de t se puede leer directamente de la abscisa en el punto B. V_s en la ecuación (15) corresponde a la velocidad a la cual las partículas en suspensión sedimentan antes de alcanzar la concentración crítica X_c y viene dada por la pendiente de la tangente AB de la curva correspondiente a la concentración inicial X_0 :

$$V_s = OA / OB = H_0 / t \text{ (m/s)} \quad (16)$$

3.2 Determinación del área mínima requerida para el espesamiento del sólido

El hecho de que el área de la sección del sedimentador pueda calcularse para asegurar la clarificación de la suspensión no significa que se alcance la concentración deseada de sólido en la disolución de salida, X_u . Generalmente el área de la sección requerida para el espesamiento suele ser mayor que la requerida para la clarificación.

El procedimiento desarrollado por Yoshioka y Dick para la determinación de la sección mínima requerida para el espesamiento se basa en las siguientes consideraciones:

En primer lugar ha de considerarse que los ensayos de sedimentación llevados a cabo en el laboratorio no corresponden a un funcionamiento en continuo (figura 1.10). La capacidad del sedimentador discontinuo para arrastrar los sólidos a su parte inferior, con una concentración X_i , en funcionamiento discontinuo, viene dada por:

$$GB = X_i V_i \quad (17)$$

En la que:

GB = caudal de sólido ($\text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$)

X_i = concentración de sólido en disolución (kg/m^3)

V_i = velocidad de sedimentación en la zona para una concentración X_i (m/s).

A partir de la ecuación 17 puede obtenerse la curva de flujo discontinuo: en la figura 4 se representa una curva típica G en función de X . Esta curva presenta un

punto máximo debido a que la velocidad de sedimentación disminuye según se incrementa la concentración de la suspensión.

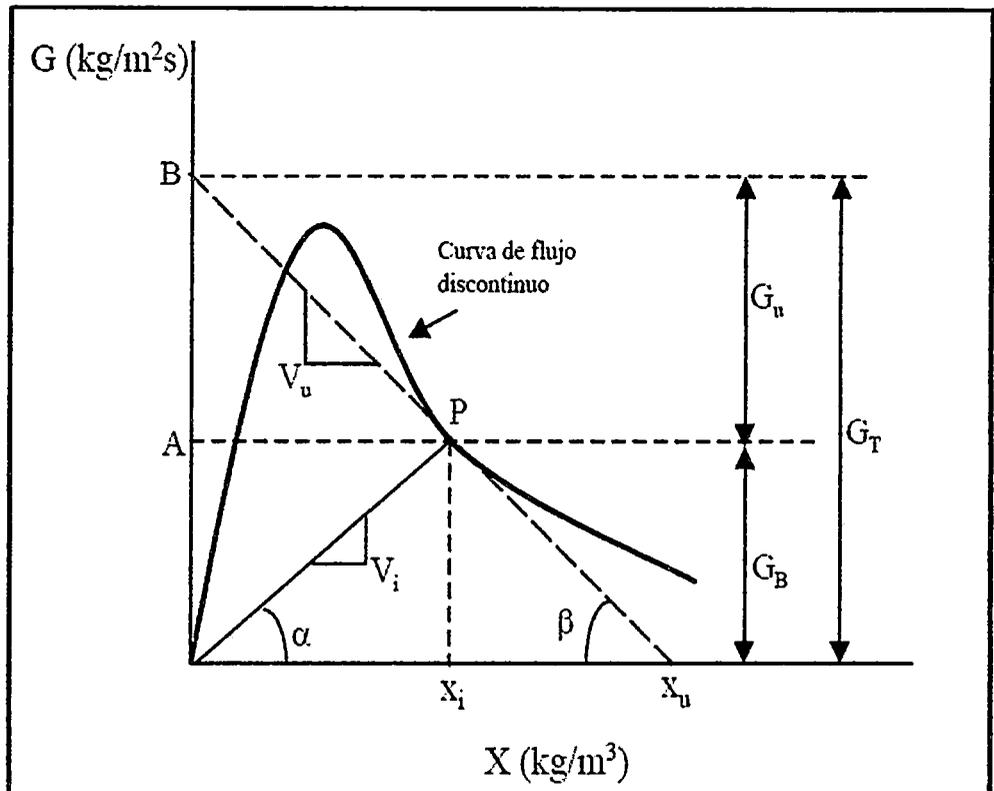


Figura 1: Procedimiento grafico para determinar G_T

A concentraciones muy elevadas, cuando la suspensión se aproxima a una posición de equilibrio, $V_i \rightarrow 0$ y, por lo tanto, según la ecuación 17, $G_B \rightarrow 0$. Por otro lado, a concentraciones muy bajas, cuando $X_i \rightarrow 0$, la ecuación 17 indica que G_B también se aproxima a 0. Esto sugiere que se debe alcanzar un máximo para G_B en alguna concentración intermedia X_i , lo que explica la forma de la curva de flujo discontinuo.

Consideremos ahora la sedimentación que realmente se produce en un sedimentador continuo. Los sólidos se transportan hacia la parte inferior tanto por gravedad como por el movimiento que resulta por la separación del sólido en el fondo del sedimentador. La ecuación de flujo total será la siguiente:

$$GT = GB + Gu \quad (18)$$

En la que:

GT = flujo total de sólidos (kg sólidos / m² s).

GB = flujo de sólidos en funcionamiento discontinuo (kg sólidos / m² s).

Gu = flujo de sólidos que sale al exterior (kg sólidos / m² s).

El término Gu puede escribirse también:

$$Gu = Xi Vu \quad (19)$$

Donde Vu es la velocidad del sólido debida a la extracción que se hace por la parte inferior (m/s). El flujo total GT puede hacerse variar por el diseñador controlando Vu ya que está determinado por el caudal de bombeo de extracción.

Sustituyendo en la ecuación 4 los valores de GB y Gu dados por las ecuaciones 17 y 19 se obtiene:

$$GT = XiVi + XiVu \quad (20)$$

Si pudiera obtenerse un valor GT tal que se obtuviese el valor deseado de Xu, es decir, de la concentración de sólido de la disolución de salida del sedimentador, la mínima sección At del sedimentador en continuo requerida para el espesamiento del sólido podría obtenerse rápidamente a partir de:

$$A_r = \frac{M}{G_T} = \frac{\text{kg sólidos} / \text{s}}{\text{kg sólidos} / \text{m}^2 \text{s}} = \text{m}^2 \quad (21)$$

En la que $M = Q_0 X_0$, siendo Q_0 el caudal del influente y X_0 la concentración de sólidos en esta corriente.

Para obtener el valor de G_T a partir de la curva de flujo discontinuo de la figura 6.1, se señala en el eje de abscisas el valor X_u o concentración deseada de sólidos en la disolución a extraer, especificada por el diseñador. Desde X_u se traza una tangente a la curva de flujo discontinuo tal y como se indica en la figura 6.1. P es el punto de tangencia. La intersección de esta tangente con el eje de ordenadas nos permite establecer la distancia OB , que corresponde al caudal de sólidos límite (G_T) que puede permitirse para obtener la concentración de la disolución de salida X_u . Esto puede concluirse considerando los pasos que se indican a continuación:

Paso 1: Considerar el punto de tangencia T , correspondiente a la abscisa X_i . La ordenada del punto de tangencia (distancia OA) es igual a GB . Si se traza una línea recta que una el origen O con el punto de tangencia T , la pendiente de esta línea es igual a V_i puesto que:

$$OA = OX_i \operatorname{tg} \alpha \quad GB = X_i \operatorname{tg} \alpha \quad (22)$$

Teniendo en cuenta la ecuación 17:

$$GB = X_i V_i$$

Resulta que $V_i = \operatorname{tg} \alpha$.

Paso 2. De la figura 6.1 se puede deducir que:

$$B = X_u \operatorname{tg} \beta \quad (23)$$

Considerando ahora la velocidad de salida de sólido V_u :

$$V_u = Q_u / A_t \quad (24)$$

Multiplicando simultáneamente numerador y denominador de la ecuación anterior por X_u se transforma en la siguiente:

$$V_u = Q_u X_u / A_t X_u \quad (25)$$

Por otra parte, el balance de materia para sólidos en suspensión en el clarificador nos permite obtener la siguiente expresión:

$$Q_0 X_0 = M = Q_u X_u + Q_e X_e \quad (26)$$

Teniendo en cuenta que para un sedimentador bien diseñado la pérdida de sólidos con el líquido que rebosa o líquido clarificado ($Q_e X_e$) debe ser despreciable, una forma aproximada del balance de materia podría ser:

$$Q_0 X_0 = M \approx Q_u X_u \quad (27)$$

Utilizando la ecuación 13, la ecuación 11 nos permite escribir:

$$V_u \approx Q_0 X_0 / A_t X_u = M / A_t X_u \quad (28)$$

A partir de la ecuación 22 se puede obtener:

$$M = A_t G_t \quad (29)$$

Sustituyendo este valor en el numerador de la ecuación [28] y simplificando:

$$V_u = G_t / X_u \quad (30)$$

De donde:

$$G_t = X_u V_u \quad (31)$$

Comparando las ecuaciones 25 y 31 se puede deducir que la pendiente de la línea BXu de la figura 15 es igual a la velocidad de salida de sólido Vu y que la intersección en el punto B da un valor igual al flujo total límite GT. Teniendo en cuenta que, a partir de la ecuación 18 $GT = GB + Gu$, se deduce que la distancia vertical AB en la figura 6.1 debe ser igual al valor Gu del caudal o flujo de los sólidos extraídos.

Por lo tanto, el procedimiento gráfico para determinar la sección mínima At que se requiere para el espesamiento, debe ser el siguiente:

- h) Construir la curva de flujo de circulación de sólidos en discontinuo a partir de la ecuación 17 utilizando el valor de Vi obtenido a partir de los ensayos de laboratorio en discontinuo para diferentes concentraciones de sólidos Xi.
- i) A partir del valor específico de la concentración del sólido extraído Xu, en la abscisa, trazar una tangente a la curva de circulación de sólidos. La intersección de esta tangente con el eje de ordenadas nos dará el flujo total de sólidos GT.
- j) Calcular tanto el área mínima requerida para la clarificación Ac así como el área mínima requerida para el espesamiento At. Se seleccionará la mayor de las dos como área en la que se basará el diseño del sedimentador.

Las pruebas realizadas en el laboratorio para determinar la velocidad de sedimentación constaron de una serie de vasos de precipitados graduados que contenían suspensiones de sólidos con contenido metálico a diferentes pH (figura 3.2 y figura 3.3).

El procedimiento operativo consistía en agitar el contenido de los vasos de precipitados hasta conseguir homogeneizar toda la suspensión. Se coloca el vaso precipitado en un plano horizontal, sin vibraciones y se comienza a medir la altura de la interfase 1 a diferentes tiempos de sedimentación.

Una vez calculado el tiempo de sedimentación del manganeso V_s (Metal base para los cálculos) se procedió a calcular las dimensiones del clarificador que se construirá en la futura planta de tratamiento de aguas ácidas AWTP Pampa Larga.

Los parámetros de diseño calculados fueron los siguientes:

Caudal de Alimentación = 750 m³/h

Rise rate = 1.2 m/h

Tiempo de sedimentación de Mn = 2 h

Área de clarificación = 625 m²

Diámetro del clarificador = 28 m

Altura del clarificador = 3 m

4. Fotografías tomadas de la planta de tratamiento de aguas ácidas AWTP Pampa Larga.

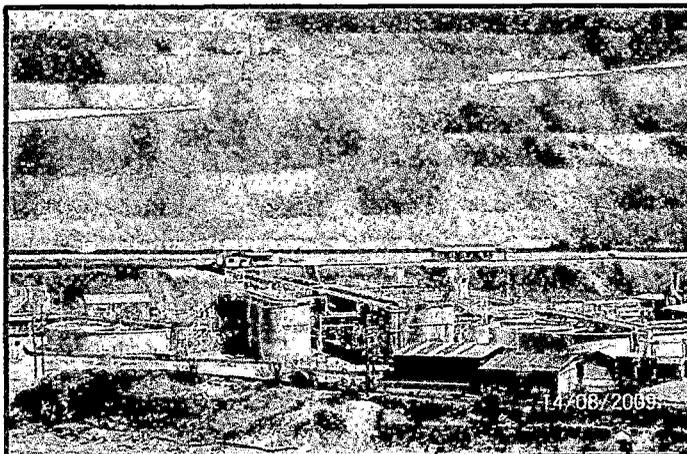


Figura 2: Planta AWTP Zona Este (Vista 1)

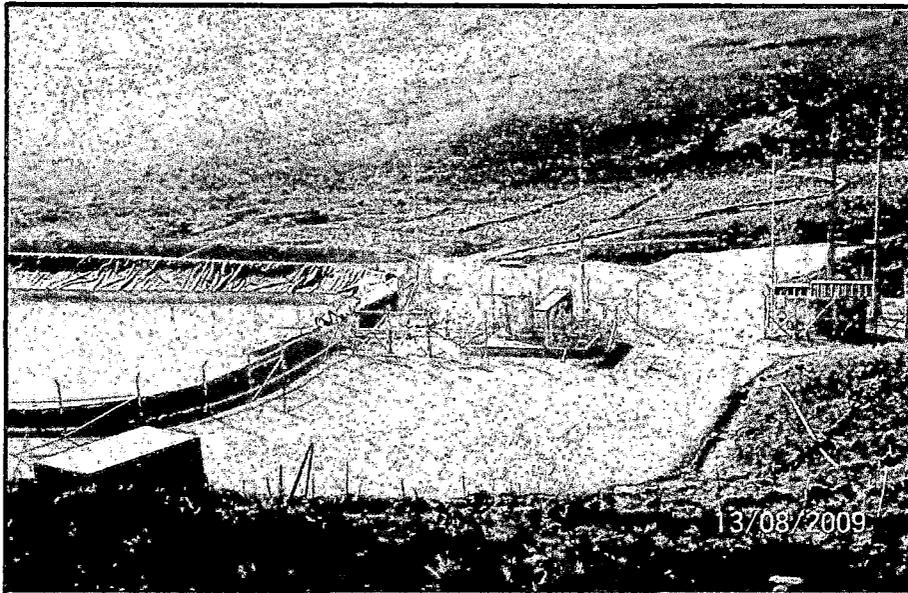


Figura 3: Poza Maqui Maqui Spring



Figura 4: Maqui Maqui WRF- Poza Existente

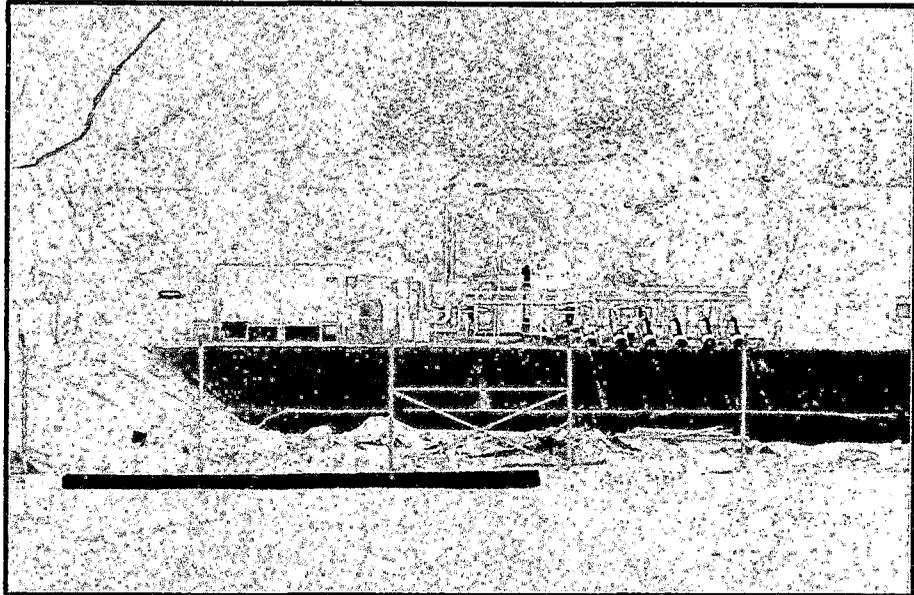


Figura 5: Carachugo WRF- Poza Existente

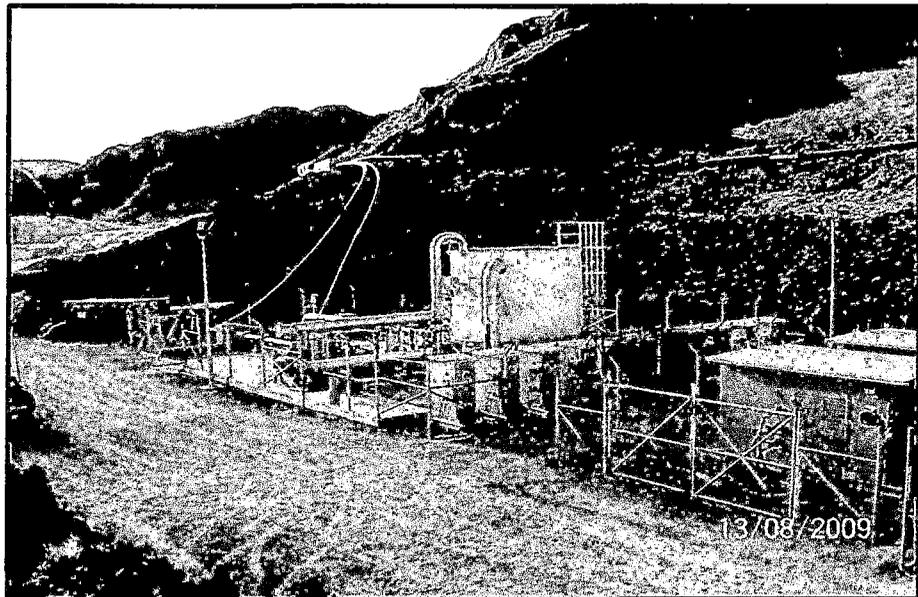


Figura 6: TR1 Carachugo Pit Dewatering

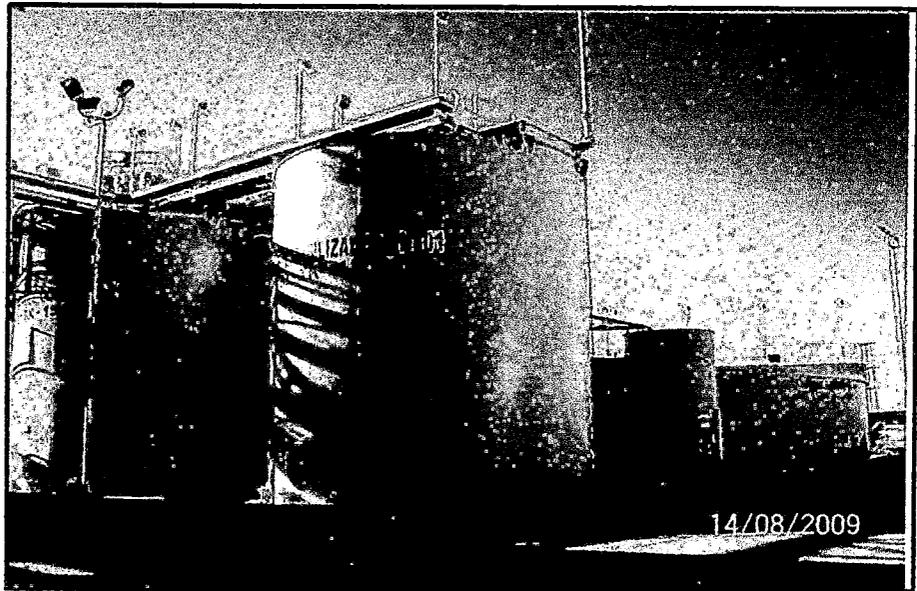


Figura 7: Tanque Pre Tratamiento y Estabilizados – Zona Este

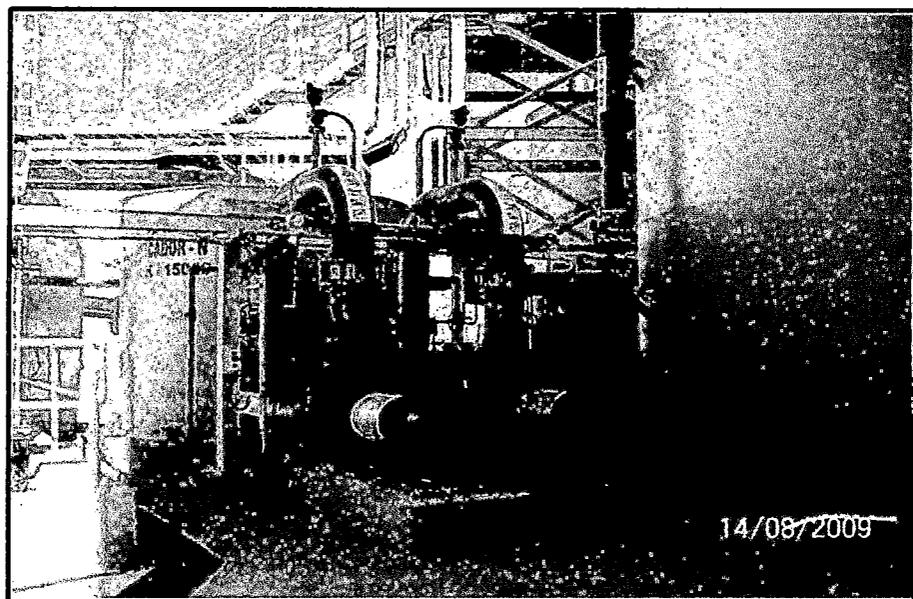


Figura 8: Sistema bombeo agua pre tratada.

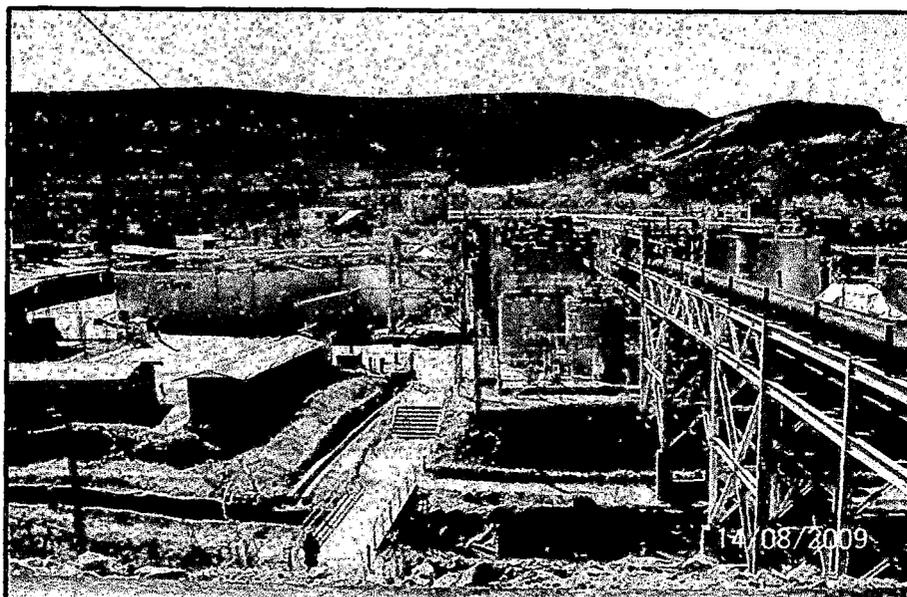


Figura 9: Planta AWTP Zona Este (Vista 2)

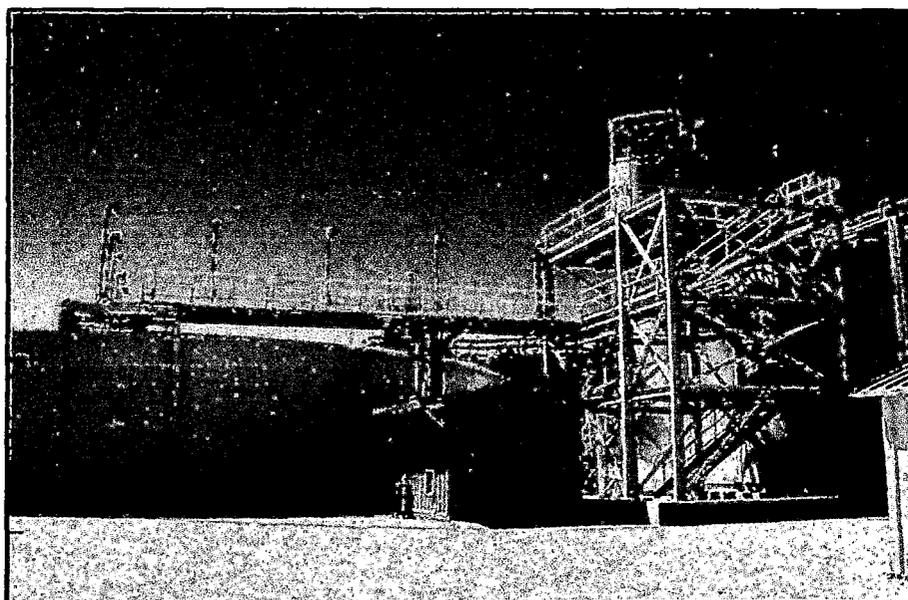


Figura 10: Tanque pre tratamiento AWTP N°2 - Zona Este

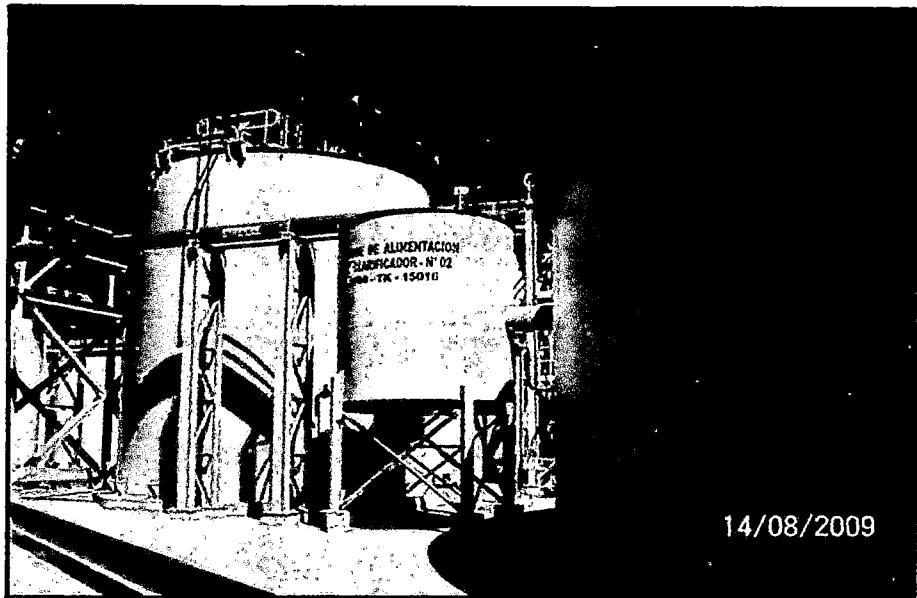


Figura 11: Tanque pre tratamiento AWTP N°3 - Zona Este

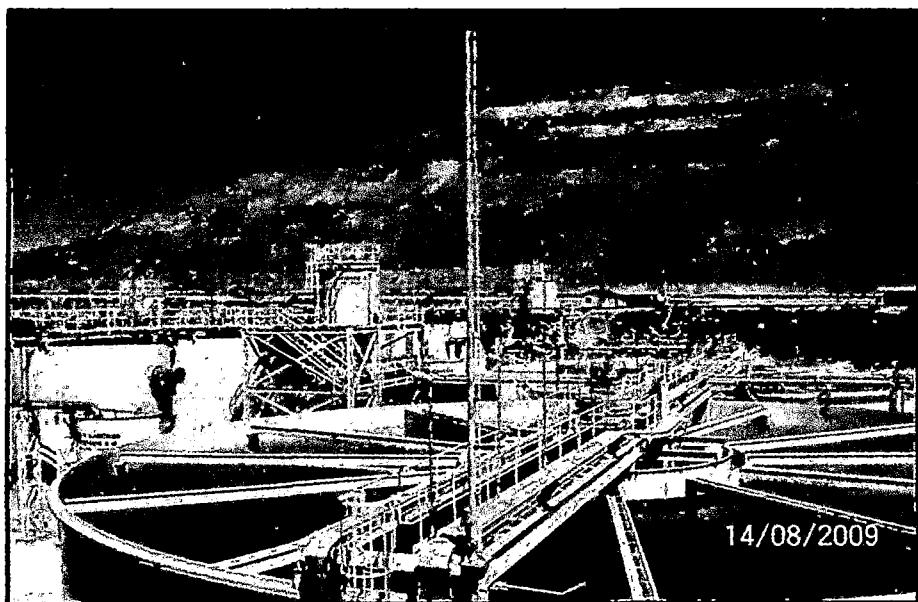


Figura 12: Clarificación - Zona Este



Figura 13: Líneas de lechada de cal - Zona Este

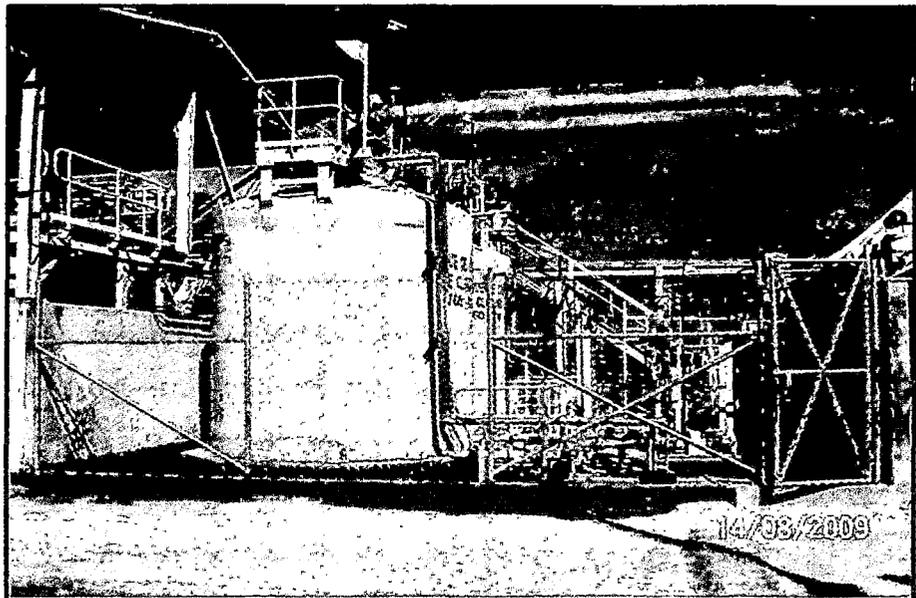


Figura 14: Tanques de cloruro férrico - Zona Este

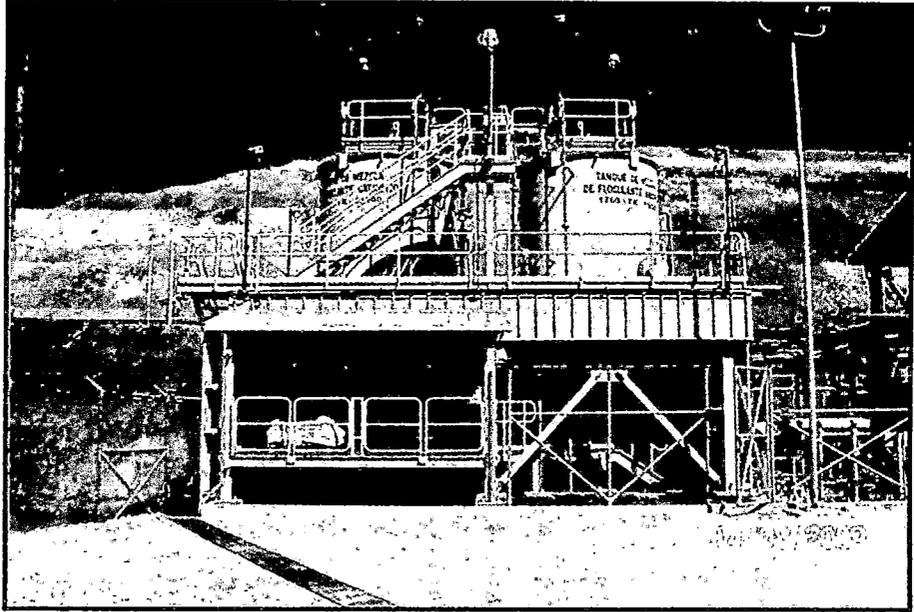


Figura 15: Área preparación de Floculante - Zona Este



Figura 16: Poza agua tratada-Estación de bombeo - Zona Este

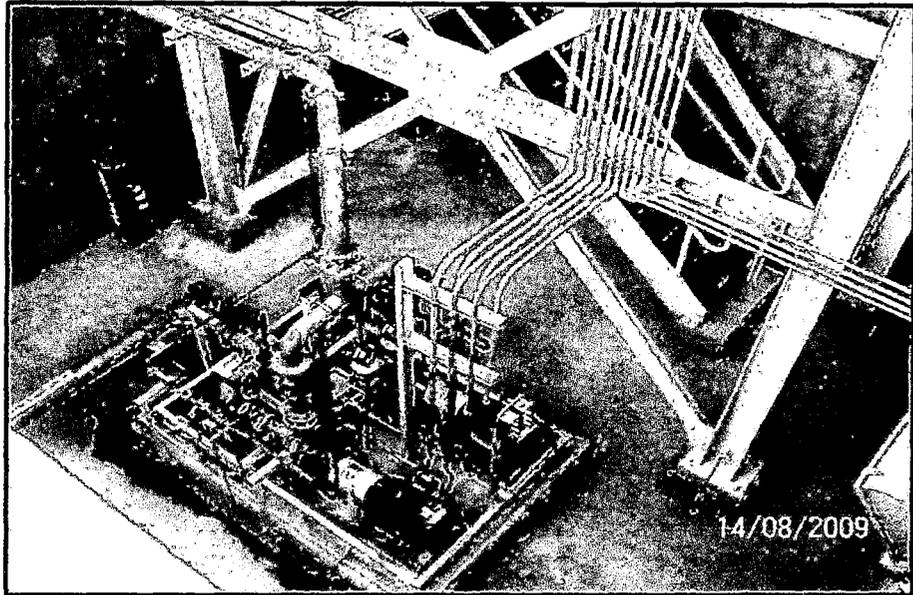


Figura 17: Bombas descarga de lodos de Clarificador (1) - Zona Este

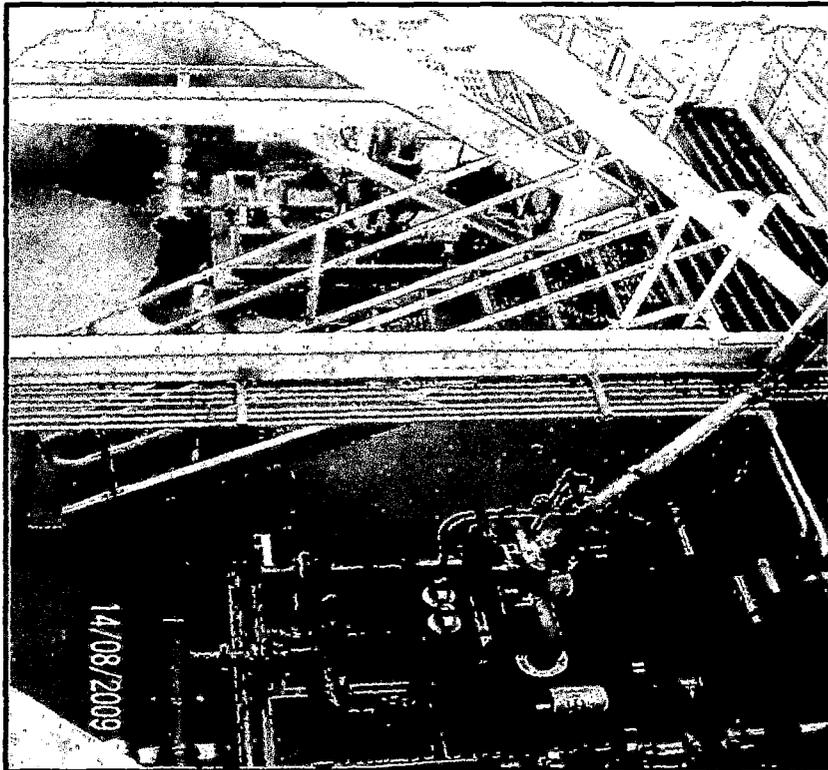


Figura 18: Bombas descarga de lodos de Clarificador (2 y 3) - Zona Este

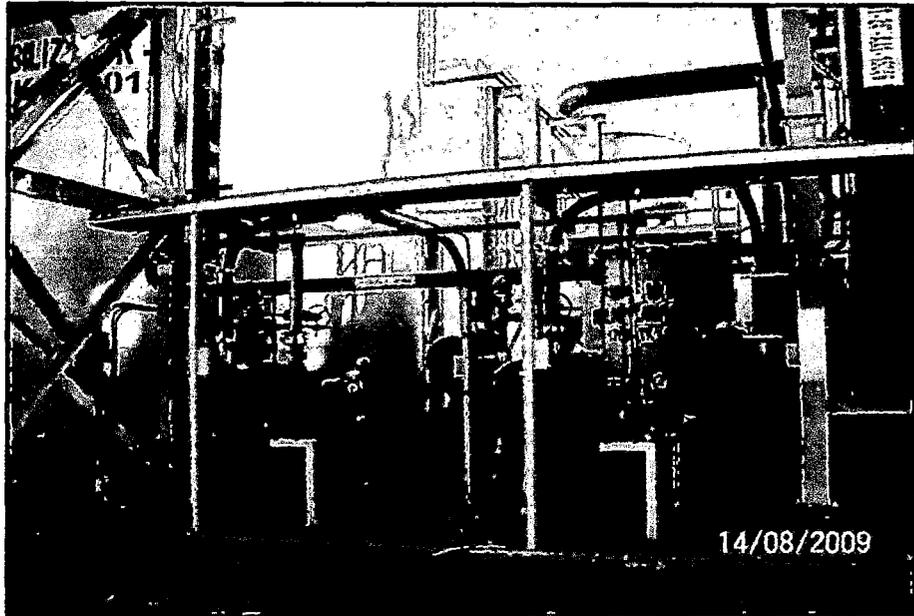


Figura 19: Descarga de lodos externa hacia el PAD - Zona Este