



Universidad de San Carlos de Guatemala
Facultad de Ingeniería
Escuela de Ingeniería Química

**COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL SULFATO DE ALUMINIO
Y EL SULFATO FERROSO EN LA REMOCIÓN DE SÓLIDOS EN
SUSPENSIÓN EN AGUAS RESIDUALES DE TIPO ORDINARIO**

Luis Antonio Aldana Massella

Asesorado por el Ing. Zenón Much Santos

Guatemala, octubre de 2014

UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA



FACULTAD DE INGENIERÍA

**COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL SULFATO DE ALUMINIO
Y EL SULFATO FERROSO EN LA REMOCIÓN DE SÓLIDOS EN
SUSPENSIÓN EN AGUAS RESIDUALES DE TIPO ORDINARIO**

TRABAJO DE GRADUACIÓN

PRESENTADO A LA JUNTA DIRECTIVA DE LA
FACULTAD DE INGENIERÍA
POR

LUIS ANTONIO ALDANA MASSELLA
ASESORADO POR EL ING. ZENÓN MUCH SANTOS

AL CONFERÍRSELE EL TÍTULO DE

INGENIERO QUÍMICO

GUATEMALA, OCTUBRE DE 2014

NIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE INGENIERÍA



NÓMINA DE JUNTA DIRECTIVA

DECANO	Ing. Murphy Olympo Paiz Recinos
VOCAL I	Ing. Alfredo Enrique Beber Aceituno
VOCAL II	Ing. Pedro Antonio Aguilar Polanco
VOCAL III	Inga. Elvia Miriam Ruballos Samayoa
VOCAL IV	Br. Narda Lucía Pacay Barrientos
VOCAL V	Br. Walter Rafael Véliz Muñoz
SECRETARIO	Ing. Hugo Humberto Rivera Pérez

TRIBUNAL QUE PRACTICÓ EL EXAMEN GENERAL PRIVADO

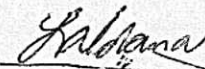
DECANO	Ing. Murphy Olympo Paiz Recinos
EXAMINADOR	Ing. Adolfo Narciso Gramajo Antonio
EXAMINADOR	Ing. Rodolfo Francisco Espinoza Smith
EXAMINADOR	Dr. Federico Guillermo Salazar Rodríguez
SECRETARIO	Ing. Hugo Humberto Rivera Pérez

HONORABLE TRIBUNAL EXAMINADOR

En cumplimiento con los preceptos que establece la ley de la Universidad de San Carlos de Guatemala, presento a su consideración mi trabajo de graduación titulado:

COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL SULFATO DE ALUMINIO Y EL SULFATO FERROSO EN LA REMOCIÓN DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN AGUAS RESIDUALES DE TIPO ORDINARIO

Tema que me fuera asignado por la Dirección de la Escuela de Ingeniería Química, el 2 de septiembre de 2014.



Luis Antonio Aldana Massella



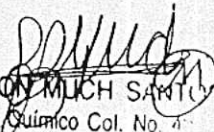
FACULTAD DE INGENIERIA

Guatemala, 29 de julio de 2014

Ingeniero
Víctor Monzón
Director Escuela de Ingeniería Química
Su Despacho

Por medio de la presente le informo que he revisado y aprobado el trabajo de tesis **“Comparación de la Eficiencia del Sulfato de Aluminio y el Sulfato Ferroso en la Remoción de Sólidos en Suspensión en Aguas Residuales de Tipo Ordinario”**, realizado por el estudiante **Luis Antonio Aldana Massella** con carné 89-12027 el cual llena los requisitos exigidos de investigación tanto por la Facultad de Ingeniería como por la Universidad de San Carlos, por lo que lo someto a su consideración para que continúe con los tramites requeridos por la Escuela de Ingeniería Química.

Agradeciendo la atención a la presente, le saluda respetuosamente,


ZENON MUCH SANTIZ
Ing. Químico Col. No. 411
M. Sc. en Ingeniería San.



Guatemala, 02 de septiembre de 2014
Ref. EIQ.TG-IF.030.2014

Ingeniero
Víctor Manuel Monzón Valdez
DIRECTOR
Escuela de Ingeniería Química
Facultad de Ingeniería

Estimado Ingeniero Monzón:

Como consta en el registro de evaluación del informe final EIQ-PRO-REG-007 correlativo 111-2013 le informo que reunidos los Miembros de la Terna nombrada por la Escuela de Ingeniería Química, se practicó la revisión del:

INFORME FINAL DE TRABAJO DE GRADUACIÓN

Solicitado por el estudiante universitario: **Luis Antonio Aldana Massella**.
Identificado con número de carné: 89-12027.
Previo a optar al título de **INGENIERO QUÍMICO**.

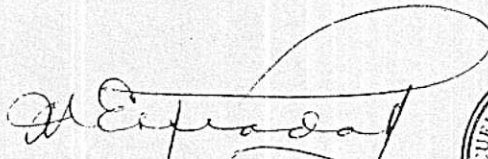
Siguiendo los procedimientos de revisión interna de la Escuela de Ingeniería Química, los Miembros de la Terna han procedido a **APROBARLO** con el siguiente título:

COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL SULFATO DE ALUMINIO Y EL SULFATO FERROSO EN LA REMOCIÓN DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN AGUAS RESIDUALES DE TIPO ORDINARIO

Ei Trabajo de Graduación ha sido asesorado por el Ingeniero Químico: **Zenón Much Santos**.

Habiendo encontrado el referido informe final del trabajo de graduación **SATISFACTORIO**, se autoriza al estudiante, proceder con los trámites requeridos de acuerdo a las normas y procedimientos establecidos por la Facultad para su autorización e impresión.

"ID Y ENSEÑAD A TODOS"


Ing. Jorge Mario Estrada Asturias
COORDINADOR DE TERNA
Tribunal de Revisión
Trabajo de Graduación



C.c.: archivo





USAC
TRICENTENARIA
Universidad de San Carlos de Guatemala

FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA

Edificio T-5, Ciudad Universitaria, Zona 12, Guatemala, Centroamérica
EIQD-REG-SG-004

Ref.EIQ.TG.208.2014

El Director de la Escuela de Ingeniería Química de la Universidad de San Carlos de Guatemala, luego de conocer el dictamen del Asesor y de los Miembros del Tribunal nombrado por la Escuela de Ingeniería Química para revisar el Informe del Trabajo de Graduación del estudiante, **LUIS ANTONIO ALDANA MASSELLA** titulado: "**COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL SULFATO DE ALUMINIO Y EL SULFATO FERROSO EN LA REMOCIÓN DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN AGUAS RESIDUALES DE TIPO ORDINARIO**". Procede a la autorización del mismo, ya que reúne el rigor, la secuencia, la pertinencia y la coherencia metodológica requerida.

Ing. Víctor Manuel Monzón Valdez
DIRECTOR
Escuela de Ingeniería Química



Guatemala, octubre 2014

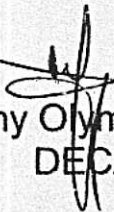
Cc: Archivo
VMMV/ale





El Decano de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de San Carlos de Guatemala, luego de conocer la aprobación por parte del Director de la Escuela de Ingeniería Química, al trabajo de graduación titulado: **COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL SULFATO DE ALUMINIO Y EL SULFATO FERROSO EN LA REMOCIÓN DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN AGUAS RESIDUALES DE TIPO ORDINARIO**, presentado por el estudiante universitario: **Luis Antonio Aldana Massella** y después de haber culminado las revisiones previas bajo la responsabilidad de las instancias correspondientes, se autoriza la impresión del mismo.

IMPRÍMASE.



Ing. Murphy Olympo Paiz Rojas
DECANO



Guatemala, octubre de 2014

/cc

ACTO QUE DEDICO A:

Dios y al Señor de Esquipulas	Por prestarme la vida, darme sabiduría, fuerza y salud para poder dar un paso más.
Mis padres	Luis Antonio Aldana y María Teresa Massella, por ser el ejemplo a seguir, por su esfuerzo y apoyo incondicional.
Mis hijos	Luis Fernando y Alejandro José Aldana Solorzano, por ser la fuente de motivación para poder seguir adelante.
Mi esposa	Rita Yesenia Solórzano Ponce, por ser esa persona especial en mi vida y mostrarme su cariño en todo momento.
Mis hermanos	Erick Roberto, Brenda Maricela Aldana Massella, por el apoyo brindado en mi vida.

AGRADECIMIENTOS A:

Ing. Zenón Much Santos Por ser mi amigo, asesor y apoyo al realizar este trabajo.

INSIVUMEH Por brindarme las facilidades y la colaboración para poder realizar este trabajo.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES	V
LISTADO DE SIMBOLOS	VII
GLOSARIO	IX
RESUMEN	XIII
OBJETIVOS	XV
Hipótesis.....	XVI
INTRODUCCIÓN	XVII
1. ANTECEDENTES	1
2. MARCO TEÓRICO	3
2.1. El agua.....	3
2.2. Contaminación del agua	4
2.3. Aguas residuales	5
2.4. Aguas residuales procedentes de usos domésticos	7
2.5. Enfermedades de origen hídrico	9
2.6. Aspectos legales.....	9
2.7. Sólidos en agua	10
2.7.1. Sólidos totales.....	11
2.7.2. Sólidos disueltos	11
2.7.3. Sólidos suspendidos.....	11
2.7.4. Sólidos volátiles y sólidos fijos	11
2.7.5. Sólidos sedimentables.....	12
2.8. Coagulación.....	13
2.8.1. pH óptimo para la coagulación.....	13

2.8.2.	Dosificación de coagulante	15
2.9.	Floculación	16
2.10.	Sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$)	17
2.10.1.	Dosificación de coagulante <i>versus</i> turbiedad y pH... ..	21
2.11.	Sulfato Ferroso ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$)	23
3.	DISEÑO DE METODOLOGÍA	25
3.1.	Definición de las variables	25
3.1.1.	Variables químicas	25
3.1.2.	Variables físicas	25
3.2.	Delimitación de campo de estudio	25
3.3.	Recursos humanos disponibles	26
3.4.	Recursos materiales disponibles	26
3.4.1.	Equipo	27
3.4.1.1.	Equipo de medición.....	27
3.5.	Técnica cuantitativa	28
3.6.	Recolección y ordenamiento de la información.....	30
3.7.	Muestreo	31
3.8.	Análisis estadístico	32
3.8.1.	Dato promedio estadístico	32
3.8.2.	Desviación estándar.....	32
3.8.3.	Incertidumbre absoluta.....	33
3.8.4.	Error porcentual de incertidumbre.....	33
3.8.5.	Análisis de varianza.....	34
3.9.	Plan de análisis de los resultados.....	34
3.9.1.	Programas a utilizar para el análisis de los resultados	35

4.	RESULTADOS	37
4.1.	Porcentaje de reducción de sólidos suspendidos en la primera etapa del Acuerdo Gubernativo 236-2006	37
5.	INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS.....	41
	CONCLUSIONES	45
	RECOMENDACIONES	47
	BIBLIOGRAFÍA	49
	APÉNDICE.....	51

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

FIGURAS

1.	Carga de la partícula coloidal.....	17
2.	Aglomeración de los coloides negativos.....	18
3.	Efecto de la dosificación del coagulante sobre las limitaciones en el intervalo de pH.....	22
4.	Diagrama del equipo de prueba de jarras.....	29
5.	Recolección y ordenamiento de la información	30
6.	Comportamiento de los coagulantes en función de potencial de hidrógeno (pH).....	38
7.	Porcentaje de remoción de sólidos en suspensión del sulfato ferroso..	38
8.	Porcentaje de remoción de sólidos disueltos del sulfato de aluminio	39
9.	Comportamiento de los coagulantes en función del carbonato de calcio como ayudante de coagulación	39
10.	Curva del tiempo de reacción de los coagulantes	40

TABLAS

I.	Clasificación convencional de los procesos de tratamiento de aguas residuales	8
II.	pH óptimo para coagulación.....	15
III.	Dosificación de combinaciones de coagulantes	16
IV.	Análisis económico de los coagulantes estudiados en relación a las concentraciones utilizadas.....	40

LISTADO DE SÍMBOLOS

Símbolo	Significado
DBO	Demanda biológica de oxígeno
DO	Demanda de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
DR	Densidad relativa
°C	Grados Celsius
K	Grados Kelvin
LMA	Límite máximo aceptable
LMP	Límite máximo permisible
µm	Micrómetros
mg/L	Miligramos por litro
pH	Potencial de hidrógeno
rpm	Revoluciones por minuto
TDS	Total de sólidos disueltos
NTU	Unidades nefelométricas de turbiedad

GLOSARIO

Aguas residuales domésticas	Llamadas también aguas negras, aguas residuales de tipo ordinario o bien aguas residuales municipales, son generadas por actividades domésticas tales como: el uso de servicios sanitarios, pilas, lavamanos, lavatrastos, lavado de ropa y otras similares, así como la mezcla de las mismas que se conduzcan en un alcantarillado.
Coagulación	Proceso por el cual las partículas se aglutinan en pequeñas masas con peso específico superior al del agua, puede inducirse por medio del empleo de reactivos.
Coágulos	Partículas aglutinadas con peso específico superior al agua y poca masa.
Coloides	Partículas que son grandes en la escala molecular, pero lo bastante pequeñas como para permanecer suspendidas indefinidamente en un sistema de disolvente.
Cuerpo receptor	Embalse natural, lago, laguna, río, quebrada, manantial, humedal, estuario, estero, manglar, pantano, aguas costeras, y aguas subterráneas donde se descargan aguas residuales.

Demanda biológica de oxígeno	Cantidad necesaria de oxígeno para oxidar biológicamente, hasta los compuestos más simples de la materia orgánica presente en la muestra de un líquido, se mide en miligramos por litro (mg/L). Este parámetro demuestra el nivel de contaminación del agua.
Demanda química de oxígeno (DBO)	Cantidad necesaria de oxígeno para oxidar químicamente, hasta los compuestos más simples de la materia orgánica presente en la muestra de un líquido, se mide en miligramos por litro (mg/L). Este parámetro demuestra el nivel de contaminación del agua.
Floculación	Proceso físico de mezcla rápida y lenta, por medio del cual se incrementa la posibilidad de choque entre partículas y por consiguiente la formación del floculó.
Flóculos	Masa que es formada por la acumulación de partículas suspendidas. Puede ocurrir de forma natural, pero es usualmente inducido e orden de ser capaz de eliminar ciertas partículas del agua residual.
Hidróxidos anfóteros	Hidróxidos solubles tanto en medios ácidos como en medios básicos.

MARN	Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales.
Parámetro	Variable que indica una característica de las aguas residuales, aguas de reuso, lodos, asignándole un valor numérico.
Reactivos de ayuda	Estos reactivos producen poco o ningún floculo al coágulo la ser usados solos, pero mejoran los resultados obtenidos al ser combinados los floculantes.
Sólidos en agua	Incluye toda la materia, excepto el agua contenida en los materiales líquidos y semilíquidos que van desde aguas potables hasta aguas contaminadas, aguas residuales, residuos industriales y lodos producidos en los procesos de tratamiento.
Sólidos suspendidos	Sólidos formados por el residuo no filtrable o material no disuelto en el agua, quedan atrapados en el filtro, contienen un diámetro igual o mayor a 1,2 micrómetros (μm).
Sulfato de aluminio	Se le conoce también como alumbre. Es el coagulante estándar usado en tratamiento de aguas. El producto comercial tiene usualmente la fórmula $(\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \bullet 14\text{H}_2\text{O})$, con masa molecular de 600.

Sulfato ferroso

Coagulante utilizado en el tratamiento de aguas, su fórmula es $(\text{FeSO}_4 \bullet 7\text{H}_2\text{O})$, se empaca como cristales o granos verdes fácilmente solubles en agua.

RESUMEN

Para el hombre, como para los demás seres vivos que habitan este planeta, el agua es una substancia esencial tanto para sus funciones vitales como para todas las actividades que rigen su vida. El presente proyecto de investigación tiene la finalidad de analizar y evaluar la eficiencia del sulfato de aluminio y el sulfato ferroso en la remoción de sólidos en suspensión en aguas residuales de tipo ordinario.

Las pruebas se llevaron a cabo con aguas residuales provenientes de la colonia Monte María Sur del municipio de Villa Nueva. Dicho análisis se realizó por medio del ensayo de la prueba de jarras, una herramienta muy apreciable para medir la evaluación y caracterización de la eficiencia de los procesos de coagulación, floculación y sedimentación. Los resultados obtenidos permitirán observar cuál de los dos compuestos utilizados y bajo qué condiciones experimentales es el más eficiente en la remoción de sólidos en suspensión.

Estos coagulantes que fueron evaluados son representativos de los productos más eficientes y utilizados en el tratamiento de aguas residuales.

Se realizaron las curvas para el tiempo de reacción de ambos coagulantes y se desarrolló un análisis comparativo para establecer cuál de los compuestos reduce la mayor cantidad de los sólidos en suspensión en función de la concentración. Los resultados obtenidos se presentaron como porcentaje de remoción de sólidos suspendidos. Y se concluye que el sulfato

de aluminio es el mejor reactivo con un 89,23% por ciento de remoción de sólidos en suspensión en aguas residuales de tipo ordinario.

OBJETIVOS

General

Realizar una comparación de la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos entre el sulfato de aluminio y el sulfato ferroso en el tratamiento de aguas residuales de tipo ordinario.

Específico

1. Determinar en condiciones químicas, si estos coagulantes tienen mejor rendimiento en la reducción de sólidos en suspensión en aguas residuales de tipo ordinario y las opciones relacionadas con las condiciones químicas adecuadas para que el sulfato de aluminio y el sulfato ferroso tengan un rendimiento óptimo, y de esta manera alcanzar los niveles de sólidos suspendidos en el agua analizada con base en el Acuerdo Gubernativo 236-2006 Reglamento De Las Descargas Y Reuso De Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos.
2. Realizar las curvas para el tiempo de reacción de ambos coagulantes y desarrollar un análisis comparativo de los coagulantes, para establecer el reactivo que reduce en mayor cantidad los sólidos en suspensión en aguas residuales de tipo ordinario.

3. Identificar el coagulante que sea más eficiente, tomando en cuenta, el tiempo de reacción del reactivo, pH, concentración del coagulante, ayudantes de coagulación y reducción de sólidos en suspensión en las aguas residuales de tipo ordinario.

4. Determinar el coagulante óptimo, tomando en consideración la opción que cumpla con el objetivo de reducir los sólidos suspendidos y, a la vez, sea menos costosa.

Hipótesis

Hipótesis de investigación (HI)

El sulfato de aluminio es significativamente más efectivo que el sulfato ferroso para la remoción de sólidos en suspensión en las aguas residuales de tipo ordinario.

Hipótesis nula (Ho)

No existe diferencia significativa entre el sulfato de aluminio y el sulfato ferroso para la remoción de sólidos en suspensión en las aguas residuales de tipo ordinario.

INTRODUCCIÓN

Debido a la elevada contaminación que se está viviendo a nivel nacional y mundial a causa de las aguas residuales, es de mucha importancia el tratamiento adecuado de las mismas; sobre todo se debe prestar atención a las aguas que son generadas por actividades domésticas, ya que participan de manera notable en el alcantarillado público que desemboca en los cuerpos receptores, los cuales, generalmente son concentraciones de agua naturales.

El tratamiento adecuado y eficiente de aguas residuales de tipo ordinario puede evitar el desarrollo de muchas enfermedades en seres humanos, animales y plantas que interactúan de manera directa e indirecta con dichas aguas. Al realizar esta investigación se busca desarrollar una comparación entre dos coagulantes utilizados frecuentemente en la remoción de sólidos suspendidos en aguas residuales, los cuales en este caso son sulfato ferroso y sulfato de aluminio, con el fin de determinar el mejor coagulante.

Los aspectos considerados al realizar dicha comparación son: pH de las aguas residuales, concentración y tiempo de reacción del coagulante, reactivos utilizados para promover la formación del coágulo que remueve los sólidos suspendidos.

Desarrollando este trabajo se desea ayudar a mejorar y facilitar el tratamiento de aguas residuales con altas cargas de sólidos en suspensión, lo cual contribuye a la reducción de la contaminación del municipio de Villa

Nueva, departamento de Guatemala, y ayudar a la población guatemalteca a evitar enfermedades en seres humanos, animales y otros seres vivos que entren en contacto con este tipo de agua.

1. ANTECEDENTES

En Guatemala, una de las principales causas de contaminación en ríos, lagos y otros cuerpos receptores se debe a la descarga de desechos domésticos líquidos. En el 2008, el país contaba con 84 millones de metros cúbicos de agua; de estos, 34 millones de metros cúbicos están contaminados (perfil ambiental de Guatemala), de los cuales 17 mil metros cúbicos fueron sometidos a sistemas de tratamiento (INE).

Funes López, Ana Lucía (URL 2009), en su tesis *Clarificación del agua residual del área de pintura base látex de una fábrica de pinturas mediante coagulación, floculación y filtración*, identifica y estudia las características del agua residual proveniente de la fabricación de pintura a base de látex y propone el método de coagulación, floculación y filtración para clarificación de dicho tipo de aguas. Su conclusión fue que, por medio de los métodos mencionados anteriormente se puede reducir la concentración de color en el agua residual y se recomienda la implementación de este método.

Gemmell Bolaños, Juan Pablo (2007), en la tesis que lleva por título *Evaluación de la eficiencia de la degradación de la materia orgánica en términos fisicoquímicos en la planta de tratamiento de aguas negras de Bello Horizonte*, desarrolla una evaluación de la eficiencia de la degradación de la materia orgánica en términos fisicoquímicos en la planta de tratamiento de aguas negras de Bello Horizonte, así como el estudio de la calidad del agua de proceso.

Melgar Padilla, Manfred Alberto (URL 2007) en su tesis llamada *Evaluación a nivel laboratorio de coagulantes-floculantes como alternativa para eliminar los sólidos en suspensión de las aguas residuales del beneficiado húmedo del café*, desarrolla la evaluación de cinco coagulantes y floculantes a nivel de laboratorio para reducir la cantidad de sólidos en suspensión, de las aguas residuales del beneficiado de café, de este modo encontrar la alternativa más económicamente viable, y a su vez, funcional.

La carga contaminante de las aguas la constituyen varios parámetros, y para reducir dicha carga es necesario el uso de un tratamiento adecuado y disminución de parámetros antes de ser descargadas en los entes receptores.

El Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN) en el 2006 publicó el Acuerdo Gubernativo 236-2006 Reglamento de las Descargas y Reúso de Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos, con el fin de reducir dicha contaminación en entes receptores.

2. MARCOTEÓRICO

2.1. El agua

La molécula del agua está formada por dos átomos de hidrógeno y un átomo de oxígeno. Las propiedades físicas del agua son la ausencia de olor, sabor y color, el punto de ebullición del agua a la presión de una atmósfera, que suele ser la que hay al nivel del mar, es de 373 K grados Kelvin (100 °C), y su punto de congelación es de 273 K grados Kelvin (0 °C), ambos bajo presión atmosférica.

La densidad máxima del agua líquida es 1 kg/L (g/cm³), alcanzándose este valor a una temperatura de 276,8 K (273,8 °C); la densidad del agua sólida es menor que la del agua líquida a la misma temperatura, 0,917 kilogramos/litro (g/cm³).¹

Se considera el disolvente universal, ya que es el líquido en el que gran cantidad de sustancias se disuelven fácilmente en ella, debido a la polaridad de la molécula, la cual se encuentran unidas por puentes de hidrógeno. El agua es incluso capaz de disolver gases. El agua cubre el 72 por ciento de la superficie del planeta Tierra y representa entre el 50 y el 90 por ciento de la masa de los seres vivos. Es una sustancia relativamente abundante aunque solo supone el 0,022 por ciento de la masa de la Tierra. Se puede encontrar esta sustancia en prácticamente cualquier lugar de la biósfera y en los tres estados de agregación de la materia: sólido, líquido y gaseoso.

¹ RAMALHO, Rubens Sette *Tratamiento de aguas residuales*. México: 1993. p. 705

Se halla en forma líquida en los mares, ríos, lagos y océanos; en forma sólida, nieve o hielo, en los casquetes polares, en las cumbres de las montañas y en los lugares de la Tierra donde la temperatura es inferior a 273 K grados Kelvin (0 °C); y en forma gaseosa se halla formando parte de la atmósfera terrestre como vapor de agua.²

El agua es tanto un derecho como una responsabilidad, y tiene valor económico, social y ambiental. Cada persona y empresa, debe tomar conciencia de que el agua es un recurso natural, cada vez más escaso tanto a nivel superficial como subterráneo, necesario no solo para el desarrollo económico sino imprescindible como soporte de cualquier forma de vida en la naturaleza. Sin duda la industria es motor de crecimiento económico y, por lo tanto, clave del progreso social.

Sin embargo, a menudo la necesidad de maximizar el proceso productivo excluye de la planificación la tercera parte del progreso y la protección del medio ambiente.

2.2. Contaminación del agua

El estado natural del agua puede ser afectado por procesos naturales; por ejemplo: los suelos, las rocas, algunos insectos y excrementos de animales.

Otra forma como se puede cambiar su estado natural es artificialmente, fundamentalmente, por causas humanas; por ejemplo: con sustancias que cambien el pH y la salinidad del agua, producidas por actividades humanas.

² RAMALHO, Rubens Sette *Tratamiento de aguas residuales*. México: 1993. p . 705.

La contaminación del agua ocurre en poblaciones que no tienen desagües, sistemas de disposición de excretas o deficientes procesos de recogida y almacenaje de desechos; y arrojar basuras y aguas fecales (o servidas) a los ríos.³

Otra causa es el exceso de nutrientes: fertilizantes vertidos en agua, que origina algas en exceso, impidiendo la entrada de luz solar al lago o laguna, y la muerte de los peces, sustancias tóxicas como los metales pesados (plomo y cadmio), generan bioacumulación. Los residuos urbanos (aguas negras o aguas servidas), que contienen excrementos, también generan contaminación.

2.3. Aguas residuales

Son materiales derivados de residuos domésticos o de procesos industriales, los cuales por razones de salud pública y por consideraciones de recreación económica y estética, no pueden desecharse vertiéndolas sin tratamiento en cuerpos receptores. Los materiales inorgánicos como la arcilla, sedimentos y otros residuos se pueden eliminar por métodos mecánicos y químicos. En general, estas consisten de dos componentes, un efluente líquido y un constituyente sólido, conocido como lodo.

Las aguas de alcantarillado, también pueden ser aplicadas al terreno y utilizadas como una fuente de agua para los cultivos agrícolas. Los sistemas de tratamiento acuático incluyen estanques o ciénagas con plantas que tienen la capacidad de tomar los contaminantes dañinos que se encuentran en las aguas negras.

³ ROMERO ROJAS, Jairo A. *Calidad del agua*. 1999. p. 484.

Estos sistemas pueden ser ciénagas naturales o hechas por el hombre. aunque existe la tecnología para producir un producto de agua potable de los efluentes de aguas residuales tratadas, los efluentes de aguas residuales son utilizados de manera más eficiente como aguas de enfriamiento en aplicaciones industriales, riego (como campos de golf y engramillados públicos), aguas para recreo designadas solamente para un contacto corporal parcial (como velear) y uso doméstico no potable (como el inodoro). El efluente de aguas residuales parcialmente tratadas también puede utilizarse para recargar los acuíferos subterráneos, donde el suelo actúa como filtro natural, eliminando los contaminantes.

El lodo es un producto derivado del tratamiento de aguas residuales y del cual uno no puede deshacerse tan fácilmente. Los rellenos sanitarios, las desembocaduras a corta distancia de la costa y lagunas han servido de depósitos para deshacerse del lodo; este puede ser tratado y utilizado para una variedad de propósitos. La digestión del lodo de alcantarillado puede producir gas metano, el cual es útil para la producción de calor y energía.

El lodo, también ha sido utilizado en los cultivos agrícolas y en terrenos forestales, añadiendo sustancias nutritivas a los suelos deficientes. La presencia de contaminantes dañinos, incluyendo patógenos y metales pesados, es algo de qué preocuparse al deshacerse del lodo y deben tomarse los pasos apropiados para minimizar su presencia. El lodo, también puede ser utilizado como abono para producir fertilizantes o puede ser horneado para fabricar ladrillos para construcción.

2.4. Aguas residuales procedentes de usos domésticos

Este tipo de aguas residuales son llamadas también aguas negras, aguas residuales de tipo ordinario, o bien aguas residuales municipales. Estas son generadas por las actividades domésticas, tales como: uso en servicios sanitarios, pilas, lavamanos, lavatrastos, lavado de ropa y otras similares, así como la mezcla de las mismas, que se conduzcan a través de un alcantarillado.⁴

Dichas aguas son una mezcla que contiene agua, por lo común más de 99 por ciento, mezclada con contaminantes orgánicos e inorgánicos, tanto en suspensión como disueltos. La concentración de estos contaminantes normalmente es muy pequeña, y se expresa en mg/L, esto es, miligramos de contaminantes por litro de la mezcla. Esta es una relación peso/volumen que se emplea para indicar concentraciones de componentes en agua, aguas residuales, desperdicios industriales y otras soluciones diluidas.

Puesto que la densidad relativa (DR) de estas soluciones diluidas es similar a la del agua, las concentraciones también se pueden considerar relaciones de peso/peso, como miligramos por kilogramos (mg/kg).

El adecuado tratamiento de aguas residuales industriales y su posterior reutilización para múltiples usos, contribuye a un consumo sostenible del agua y ecosistemas, sin olvidar que el agua de calidad es una materia prima crítica para la industria. El tratamiento que se da a las aguas residuales depende de la carga contaminante que estas posean y del cuerpo receptor en

⁴ FUNES LÓPEZ, Ana Lucía *Clarificación del agua residual del área de pintura base látex de de una fábrica de pinturas mediante coagulación, floculación y filtración.* p. 124.

el que se descargarán, así como las leyes emitidas sobre este tema del país o región.

Para el tratamiento de estas aguas se ha dividido el proceso en: primario, secundario y terciario. El tratamiento primario se basa en la remoción de sólidos en suspensión y materia flotante homogeneización y neutralización, es importante la reducción de estos parámetros para realizar un tratamiento secundario satisfactorio.

El tratamiento secundario está compuesto de tratamientos biológicos convencionales, en ésta se remueve la demanda biológica de oxígeno (DBO), el tratamiento terciario su objetivo principal es la eliminación de contaminantes que no han sido removidos después del tratamiento anterior.

Tabla I. **Clasificación convencional de los procesos de tratamiento de aguas residuales**

Tratamiento Primario
<ul style="list-style-type: none"> • Cribado o desbrozo • Sedimentación • Flotación • Separación de aceites • Homogeneización • Neutralización
Tratamiento Secundario
<ul style="list-style-type: none"> • Lodos activos • Aireación prolongada (procesos de oxidación total) • Estabilización por contacto • Otras modificaciones del sistema convencional de lodos activos: aireación por fases, mezcla completa, aireación descendente, alta carga, aireación con oxígeno puro. • Lagunaje • Estabilización por lagunaje • Filtros biológicos • Discos biológicos • Tratamientos anaerobios: procesos de contacto, filtros (sumergidos)
Tratamiento Terciario
<ul style="list-style-type: none"> • Microtamizado • Filtración (lecho de arena, antracita, diatomeas...) • Precipitación y coagulación • Adsorción (carbón activado) • Intercambio iónico • Ósmosis inversa • Electrodiálisis, cloración y ozonización, procesos de reducción de nutrientes.

Fuente: RAMALHO, Rubens Sette. *Tratamiento de guas residuales*. p . 9.

2.5. Enfermedades de origen hídrico

Varias enfermedades pueden ser producidas por el abastecimiento público y doméstico de las aguas que no pasen por procesos de tratamiento adecuados. Bacterias, virus y contaminantes químicos transportados por el agua pueden causar infinidad de enfermedades como disentería, fiebre tifoidea, tuberculosis, poliomielitis, hepatitis, infecciones causadas por parásitos y enfermedades causadas por digestión de contaminantes químicos acumulativos, tales como cianato y mercurios.⁵

2.6. Aspectos legales

En Guatemala fue promulgado y puesto en vigencia el Acuerdo Gubernativo 236-2006: Reglamento de las Descargas y Reúso de Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos de la Presidencia Constitucional de la República de Guatemala en conjunto con el Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN). Este acuerdo establece los criterios y requisitos que deben cumplirse para la descarga y reúso de aguas residuales y disposición de lodos en cuerpos receptores. También se establecen los mecanismos de evaluación, control y seguimiento para promover la conservación y mejoramiento del recurso hídrico.⁶

⁵ COMSIP ENGENHARIA *Operación de plantas de tratamiento de aguas* Guatemala 1988. Empagua/Uncap. p. 31.

⁶ Acuerdo Gubernativo 236-2006. *Reglamento de las Descargas y Reúso de Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos* del Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales. Guatemala. p. 36.

2.7. Sólidos en agua

Incluye toda la materia, excepto el agua contenida en los materiales líquidos. Es necesario medir la cantidad del material sólido contenido en una gran variedad de sustancias líquidas y semilíquidas que van desde aguas potables hasta aguas contaminadas, aguas residuales, residuos industriales y lodos producidos en los procesos de tratamiento.

En aguas potables, la determinación de sólidos totales es la de mayor interés, por ser muy pequeña la cantidad existente de sólidos suspendidos. En aguas residuales la determinación de sólidos totales es ordinariamente de poco valor ya que es difícil interpretar su significado en forma real y exacta.

La determinación de sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles es importante para evaluar la concentración o fuerza de aguas residuales ya para determinar la eficiencia de las unidades de tratamiento. En plantas de lodos activados, estas determinaciones se usan para controlar el proceso y como factores de diseño de unidades de tratamiento biológico secundario.

La determinación de sólidos sedimentables es básica para establecer la necesidad del diseño de tanque de sedimentación como unidades de tratamiento y para controlar su eficiencia.

2.7.1. Sólidos totales

Se define como sólidos la materia que permanece como residuo después de evaporación y secada a 376 grados Kelvin (103 °C). El valor de los sólidos totales incluye materia disuelta y no disuelta (sólidos suspendidos).⁷

2.7.2. Sólidos disueltos

Representan el material soluble y coloidal, el cual requiere usualmente, para su remoción, oxidación biológica o coagulación y sedimentación. En la práctica los sólidos disueltos son aquellos con tamaño menor de 1,2 micrómetros (μm).

2.7.3. Sólidos suspendidos

A este tipo de sólidos también se les llama no disueltos. Constituyen la diferencia entre los sólidos totales de la muestra no filtrada y los sólidos de la muestra filtrada. Los sólidos suspendidos tienen tamaño mayor de 1,2 micrómetros (μm).

2.7.4. Sólidos volátiles y sólidos fijos

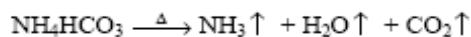
En aguas residuales y lodos, se acostumbra hacer esta determinación con el fin de obtener una medida de la cantidad de materia orgánica presente. El procedimiento estándar es el de someter las cápsulas, con el residuo retenido después de complementar el ensayo para sólidos totales, o el crisol Gooch, después de completar el ensayo para sólidos suspendidos, a calcinamiento en una mufla, a una temperatura de 823 ± 323 K (550 ± 50 °C)

⁷ Revista Ciencia abierta. Universidad de Chile. *Datos de relación entre turbidez, pH y concentración del sulfato de aluminio*, [en línea]. <http://www.cabierta.uchile.cl/15/articulos/pdfedu4pdf>. Consulta: 13 de marzo de 2013.

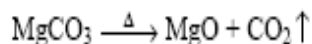
grados Kelvin, durante 15 a 20 minutos. La pérdida de peso se registrar como miligramos por litro mg/L de sólidos volátiles y el residuo como miligramos litro mg/L de sólidos fijos.

El contenido de sólidos volátiles se interpreta en términos de materia orgánica, teniendo en cuenta que a 550 ± 50 grados centígrados la materia orgánica se oxida a una velocidad razonable formando CO_2 y H_2O que se volatilizan. Sin embargo, la interpretación no es exacta puesto que la pérdida de peso incluye también pérdidas debidas a descomposición o volatilización de ciertas sales minerales.

Compuesto de amonio como el bicarbonato de amonio se volatilizan completamente durante la calcinación:



Otros como el bicarbonato de magnesio no son estables, a 350 grados centígrados, ocurre lo siguiente:



2.7.5. Sólidos sedimentables

La denominación se aplica a los sólidos en suspensión que se sedimentarán, bajo condiciones tranquilas, por acción de la gravedad. La determinación se hace llenando un cono Imhoff de 1 litro de volumen y registrando el volumen de material sedimentado en el cono, al cabo de una hora, en miligramos por litro (mg/L).

2.8. Coagulación

Es el proceso por el cual las partículas se aglutinan en pequeñas masa con peso específico superior al agua, a estas partículas se les llama flóculos.

Comienza en el mismo instante en que se agregan los coagulantes al agua y dura muy poco tiempo. Básicamente consiste en una serie de reacciones físicas y químicas entre los coagulantes, la superficie de las partículas, la alcalinidad del agua y el agua misma.

La coagulación se puede inducir generalmente con sustancias químicas agregadas para optimizar la coagulación, formar un flóculo más fuerte y más sedimentable, mediante la coagulación se puede superar caídas de temperatura que retardan dicha propiedad, reducir la cantidad de coagulante requerido y disminuir la cantidad de lodo producido.

Se utilizan también sustancias llamadas ayudas de coagulación, éstas producen poco o ningún flóculo al ser usada solas, pero mejoran los resultados obtenidos con los coagulantes. Algunos ejemplos de estas sustancias son: aluminato de sodio, bicarbonato de sodio, carbonato de calcio, carbonato de sodio, cloruro férrico, hidróxido de sodio (sosa cáustica), hipoclorito de calcio, sílice activada, entre otros.

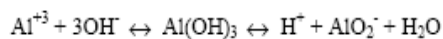
2.8.1. pH óptimo para la coagulación

El valor de pH es uno de los factores de mayor importancia y efecto sobre el proceso de coagulación; el pH afecta la solubilidad de los precipitados formados por el hierro y el aluminio, así como el tiempo requerido para formación de flóculo y la carga sobre las partículas coloidales.

El pH óptimo para la remoción de coloides negativos varía según la naturaleza del agua, pero usualmente cae entre pH 5,0 a 6,5.

En las curvas de solubilidad para los hidróxidos férrico y de aluminio ocurre que el pH < 3,5 no contiene los OH⁻ suficientes para precipitar el Fe⁺³ completamente; por la misma razón, es necesario tener una alcalinidad residual durante la coagulación química.

También la solubilidad del Al(OH)₃ aumenta a pH > 7, lo cual es debido a la formación del ion aluminato a pH alto o sea a las propiedades anfóteras del Al(OH)₃. Los hidróxidos metálicos insolubles (de carácter básico), como el hidróxido férrico, son solubles en ácidos pero no en bases; por el contrario, los hidróxidos no metálicos insolubles (de carácter ácido) son solubles en bases, pero no en ácidos. Sin embargo, ciertos hidróxidos como los de aluminio, zinc y cromo entre otros, son solubles tanto en ácido como en bases. Estos hidróxidos son conocidos como hidróxidos anfóteros. El hidróxido del aluminio es un ejemplo de estos.



Para la saturación:

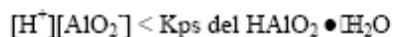
$$[\text{Al}^{+3}][\text{OH}^-]^3 = K_{ps} \text{ del Al}(\text{OH})_3$$

$$[\text{H}^+][\text{AlO}_2^-] = K_{ps} \text{ del HAlO}_2 \bullet \text{H}_2\text{O}$$

Por lo tanto, al añadir un ácido fuerte:

$$[\text{Al}^{+3}][\text{OH}^-]^3 < K_{ps} \text{ del Al}(\text{OH})_3$$

Y por consiguiente, el $\text{Al}(\text{OH})_3$ se disolverá. Asimismo, al añadir una base fuerte:



Y por consiguiente, el $\text{Al}(\text{OH})_3$ se disolverá.

El pH óptimo de los coagulantes, en general, es:

Tabla II. **pH óptimo para coagulación**

COAGULANTE	pH
Alumbre	4-7
Sulfato ferroso	>8.5
Sulfato ferroso y cloro	3.5-6.5 y >8.5
Cloruro férrico	3.5-6.5 y >8.5
Sulfato férrico	3.5-7.0 y >9.0

Fuente: Revista Ciencia Abierta Universidad de Chile *Datos de relación entre turbidez, pH y concentración del sulfato de aluminio*, [en línea]. <http://www.cabierta.uchile.cl/15/articulos/pdfedu4pdf>. Consulta 13 de marzo de 2013.

2.8.2. Dosificación de coagulante

Los coagulantes metálicos como sulfato de aluminio y sales de hierro, han sido los más empleados en la clarificación del agua. Estos productos actúan como coagulantes floculantes a la vez. Añadidos al agua forman especies cargadas positivamente en el intervalo de pH típico para la clarificación que va entre 6 y 7. Esta reacción produce aluminio gelatinoso insoluble o hidróxido férrico.

Los coagulantes metálicos son muy sensibles al pH. Si el pH no está dentro del rango adecuado, la clarificación es pobre y pueden solubilizarse el hierro o el aluminio. Cuanto menor sea la dosis de coagulante, tanto mayor será la sensibilidad del floculo a cambios en el pH.

Las combinaciones de coagulantes más usadas en el tratamiento de aguas crudas se muestran en la tabla III.

Tabla III. **Dosificación de combinaciones de coagulantes**

COAGULANTES	DOSIFICACIÓN TÍPICA RELACIÓN DEL 1°. AL 2°.
Sulfato de Aluminio + Sosa Cáustica	3/1
Sulfato de Aluminio + Carbonato de Calcio*	3/1
Sulfato de Aluminio + Carbonato de Sodio	1/1-2/1
Sulfato de Aluminio + Aluminato de Sodio	4/3
Sulfato Férrico + Carbonato de Calcio	5/2
Sulfato Ferroso + Carbonato de Calcio*	4/1
Sulfato Ferroso + Cloro	8/1
Aluminato de sodio + Cloruro Férrico	1/1
Sulfato de Aluminio + Sílice Activada	9/1-14/1

Fuente: Revista Ciencia Abierta Universidad de Chile *Datos de relación entre turbidez, pH y concentración del sulfato de aluminio*, [en línea]. <http://www.cabierta.uchile.cl/15/articulos/pdfedu4pdf>. Consulta: 13 de marzo de 2013.

2.9. Flocculación

Es el fenómeno por el cual las partículas ya desestabilizadas chocan unas con otras para formar coágulos mayores.

Tres mecanismos pueden actuar en el primer fenómeno: el de adsorción-desestabilización basado en las fuerzas electrostáticas de atracción y repulsión, el del puente químico que establece una relación de dependencia entre las fuerzas químicas y la superficie de los coloides, y el de sobresaturación de la concentración de coagulantes en el agua.

El puente químico debe distinguirse entre floculación ortocinética y pericinéctica o con escala de turbulencia por encima o por debajo de la micro escala de Kolmogoroff η . La primera es inducida por la energía comunicada al líquido por fuerzas externas. La segunda es la promovida, internamente dentro del líquido, por el movimiento de agitación que las partículas tienen dentro y se realiza en un tiempo muy corto después de desestabilizada la partícula hasta que la partícula tiene un tamaño que se acerca a la microescala de Kolmogoroff. En las plantas de tratamiento es tanto ortocinética como pericinéctica.

2.10. Sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$)

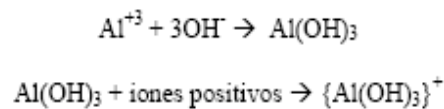
Se le conoce también como alumbre. Es el coagulante estándar usado en tratamiento de aguas. El producto comercial tiene usualmente la fórmula $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$ con masa molecular de 600. El material es empacado en diversas formas: en polvo, molido en terrones, en granos parecidos al arroz y en forma líquida. Cuando se añaden soluciones de sulfato de aluminio al agua, las moléculas se disocian en Al^{+3} y SO_4^{-2} . El Al^{+3} puede combinarse con coloides cargados negativamente para neutralizar parte de la carga de la partícula coloidal.

Figura 1. **Carga de la partícula coloidal**



Fuente: Revista Ciencia Abierta Universidad de Chile *Datos de relación entre turbidez, pH y concentración del sulfato de aluminio*, [en línea].
<http://www.cabierta.uchile.cl/15/articulos/pdfedu4pdf>. Consulta: 13 de marzo de 2013.

El Al^{+3} puede también combinarse con los OH^- del agua para formar hidróxido de aluminio.



Este hidróxido de aluminio es de carácter coloidal, ya que absorbe iones positivos en solución para formar un sol cargado positivamente. Dicho sol cargado positivamente neutraliza la carga de los coloides negativos y ayuda a complementar la aglomeración de los coloides negativos.

Figura 2. **Aglomeración de los coloides negativos**

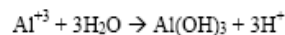
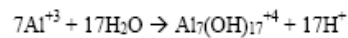
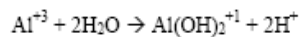
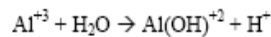


Fuente: Revista Ciencia Abierta Universidad de Chile *Datos de relación entre turbidez, pH y concentración del sulfato de aluminio*, [en línea].
<http://www.cabierta.uchile.cl/15/articulos/pdfedu4pdf>. Consulta: 13 de marzo de 2013.

Casi siempre se forma un exceso de sol de hidróxido de aluminio y su destrucción y precipitación se logra mediante los iones sulfato y otros iones negativos presente en el agua.

Con respecto a los coagulantes de hierro y los de aluminio se puede afirmar que los cationes metálicos reaccionan inmediatamente con el agua para formar iones metálicos hidroxilados e hidrógeno; los aniones permanecen libres o combinados con otros cationes.

Con el alumbre ocurren las siguientes reacciones:

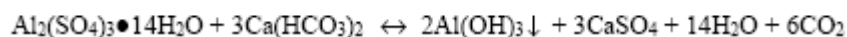


Los iones metálicos hidroxilados son adsorbidos por el coloide negativo y neutralizan su carga superficial permitiendo la coagulación. La coagulación por adsorción y neutralización de la carga es posiblemente el fenómeno predominante en soluciones de alta concentración de coloides.

Como se dijo previamente, los coloides también pueden ser barridos por los floculos formados, al ser entrampados dentro de ellos durante la floculación y sedimentación; en otras palabras, los precipitados de $\text{Al}(\text{OH})_3$ entrampen los coloides efectuando una coagulación de barrido, la cual predomina en algunas soluciones de concentración coloidal baja. Debe tenerse en cuenta, sin embargo, que si se sobre dosifica el coagulante, el fenómeno puede revertirse y resurgir el coloide negativo causando nuevamente el problema de turbiedad y/o color.

En general, los complejos de carga positiva más alta son más efectivos en la reducción del potencial zeta y por lo tanto en efectuar la coagulación; por esta razón es importante que el sulfato de aluminio sea distribuido a través de toda la masa de agua rápidamente, con el fin de que se logre el contacto con todas las partículas coloidales antes de que se presente la formación de las especies menos deseables. Esto se logra mediante una mezcla instantánea que provea una buena distribución del coagulante en el menor tiempo posible, un período no mayor de 10 segundos.

Durante la floculación, generalmente un período de 10-30 minutos, se completa la aglomeración de las partículas y crecen los flóculos hasta una condición adecuada para su sedimentación. Durante la sedimentación el flóculo se asienta para dejar un líquido clarificado. Cuando se añade sulfato de aluminio al agua, éste reacciona con la alcalinidad natural del agua para formar flóculos de hidróxido de aluminio:



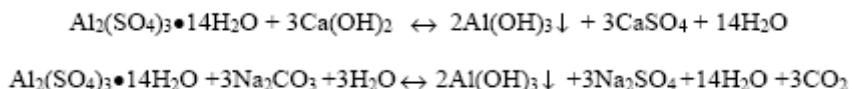
La masa molecular del sulfato de aluminio es aproximadamente de 600, el bicarbonato de calcio representa la alcalinidad, la cual se expresa como CaCO_3 , con masa molecular de 100.

El CO_2 tiene masa molecular de 44, dadas estas relaciones de masa, se deduce de la ecuación anterior que cada miligramo litro mg/L de alumbre disminuye la alcalinidad del agua en 0,5 miligramo litro mg/L y produce 0,44 miligramo litro mg/L de CO_2 .

La producción de CO_2 , es indeseable puesto que incrementa la corrosividad del agua; además, la ecuación muestra también cómo se presenta

una conversión de bicarbonato de calcio en sulfato de calcio, o sea una reducción de la dureza carbonatada y un aumento de la no carbonatada, lo cual es también desventajoso desde el punto de vista de remoción de dureza, si el agua no contiene alcalinidad natural suficiente para reaccionar con el alumbre, es necesario añadir la alcalinidad necesaria.

Esto se hace normalmente con cal o soda ash:



La cal es menos costosa que el bicarbonato de sodio; la cal aumenta el contenido de dureza no carbonatada; la soda incrementa la corrosividad.

La dosis de alumbre varía normalmente entre 5 a 50 miligramos litro mg/L para aguas naturales.

Comúnmente el pH efectivo para coagulación con alumbre es de 5,5 a 8,0 y se prefiere para tratar aguas superficiales con buena calidad por ser el único químico necesario para la coagulación.

2.10.1. Dosificación de coagulante *versus* turbiedad y pH

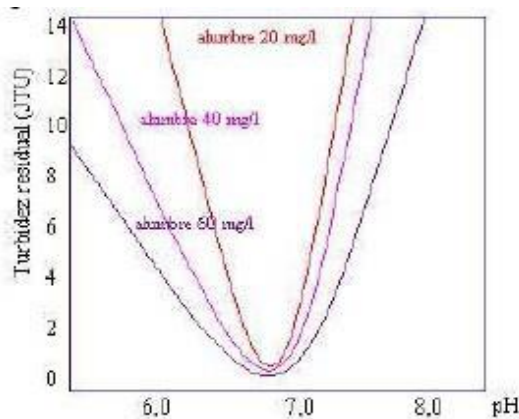
Los coagulantes metálicos (alumbre): $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ y sales de hierro, han sido los más empleados en la clarificación del agua. Estos productos actúan como coagulantes.

Añadidos al agua forman especies cargadas positivamente en el intervalo de pH típico para la clarificación que va entre 6 y 7. Esta reacción produce aluminio gelatinoso insoluble o hidróxido férrico.

Los coagulantes metálicos son muy sensibles al pH y a la alcalinidad. Si el pH no está dentro del rango adecuado, la clarificación es pobre y pueden solubilizarse el hierro o el aluminio. Cuanto menor sea la dosis de coagulante, tanto mayor será la sensibilidad del flóculo a cambios en el pH. La figura 3, que se presenta a continuación, explica este comportamiento.

Una observación destacable radica en ver que el valor óptimo de pH permanece casi constante, pero el intervalo de pH es menos limitante a medida que aumenta la dosificación de coagulante.

Figura 3. **Efecto de la dosificación del coagulante sobre las limitaciones en el intervalo de pH**



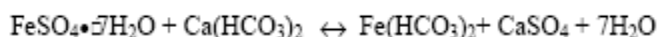
Fuente: Revista Ciencia Abierta Universidad de Chile *Datos de relación entre turbidez, pH y concentración del sulfato de aluminio*, [en línea]. <http://www.cabierta.uchile.cl/15/articulos/pdfedu4pdf>. Consulta: 13 de marzo de 2013.

La figura 3 muestra que la amplitud de rango para pH se hace más grande al aumentar la concentración del coagulante. Así también, la turbidez se reduce hasta alcanzar valor cero a medida que el pH se acerca al valor 7, esto se nota en las tres concentraciones mostradas.

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

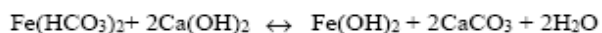
El sulfato ferroso comercial, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, se empaqueta como cristales o granos verdes fácilmente solubles en agua, reacciona con la alcalinidad del agua para formar bicarbonato ferroso, $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$, el cual es bastante soluble. Para que sea útil como coagulante debe existir la oxidación del ion ferroso en ion férrico insoluble.

La reacción es la siguiente:

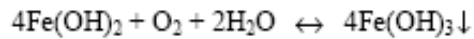


La oxidación del ion ferroso puede lograrse mediante cal y aireación oxígeno disuelto del agua; por ello, en la mayoría de los casos, el sulfato ferroso se emplea con cal para elevar suficientemente el pH a un valor en que los iones ferrosos se precipitan como hidróxido férrico.

Al agregar la cal tiene lugar la siguiente reacción:



Finalmente, mediante el oxígeno disuelto del agua:



Vale la pena anotar que la precipitación depende del oxígeno disuelto (OD) presente en el agua. Generalmente, en aguas superficiales existirá suficiente (OD) para oxidar hasta 200 miligramos litro mg/L de sulfato ferroso; aunque no sería deseable agotar completamente el (OD) del agua.

El tratamiento con sulfato ferroso y cal añade dureza al agua. Este proceso puede ser más barato que el de coagulación con alumbre, pero la dosificación de dos reactivos químicos diferentes lo hace más difícil. Se usa en sistemas de ablandamiento y remoción de hierro y manganeso, y también en tratamiento de aguas residuales.

3. DISEÑO DE METODOLOGÍA

3.1. Definición de las variables

Para lograr el cumplimiento de los objetivos planteados en el presente trabajo de investigación se analizarán las siguientes variables:

3.1.1. Variables químicas

- Alcalinidad
- Concentración de coagulante

3.1.2 Variables físicas

- pH
- Temperatura
- Tiempo de mezcla
- Sistema de aplicación del coagulante
- Velocidad de agitación

3.2. Delimitación de campo de estudio

En este trabajo de investigación se analizarán las aguas residuales de tipo ordinario procedentes de la colonia Monte María, del municipio de Villa Nueva, departamento de Guatemala. Para desarrollar la investigación se tomó información de varias fuentes tales como: libros de texto, artículos publicados en internet, tablas de datos, normas gubernativas, artículos publicados en

revistas y documentos emitidos por entidades gubernamentales y no gubernamentales guatemaltecas. Se tomaron datos referenciales y comparativos de: Acuerdo Gubernativo 236-2006 Reglamento de las Descargas y Reúso de Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos publicado por el Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN) en el 2006.

Este documento tiene por objeto regular la descarga de aguas residuales a cuerpos receptores de agua, estableciendo los límites máximos admisibles de los parámetros más importantes, así como una proyección de dichos parámetros para los años 2011, 2015, 2020 y 2024. Este trabajo de investigación se ha regido por los parámetros de comparación allí establecidos,

Perfil ambiental de Guatemala publicado en el 2004, por el Instituto de Incidencia Ambiental y el Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y ambiente; es un informe sobre el estado del ambiente y bases para su evaluación sistemática.

3.3. Recursos humanos disponibles

- Investigador: Luis Aldana
- Asesor: Ing. Zenón Much Santos

3.4. Recursos materiales disponibles

Para la toma de muestras y el ensayo de jarras se utilizó cristalería y equipo de laboratorio calificado para obtener resultados satisfactorios.

3.4.1. Equipo

- Hielera con hielo para conservar la muestra
- Recipiente de polietileno para transportar la muestra

3.4.1.1. Equipo de medición

- Balón aforado 100 mL
- Papel filtro
- Papel medidor de pH
- Papel parafinado
- Varilla de vidrio para agitación
- Turbidímetro
- Agitador para la prueba de jarras
- Potenciómetro
- Balanza analítica
- Termómetro
- Cristalería
- Cronómetro
- Jarras (2000 mL)
- 6 Beaker (100 mL)
- 6 jeringas
- 2 buretas
- 2 pipetas
- 50 vasos plásticos (50 mL)
- 6 Erlenmeyer (1000 mL)

3.5. Técnica cuantitativa

La prueba de jarras es la técnica más extensamente usada para determinar la dosis de químicos y otros parámetros para la potabilización del agua. En ella se trata de simular los procesos de coagulación, floculación y sedimentación a nivel de laboratorio, existe en el mercado una gran variedad de equipos para pruebas de jarras, pero en toda su versatilidad debe radicar en utilizar una serie de jarras al mismo tiempo y la posibilidad de variación de la velocidad de agitación (rpm). En este proceso influyen factores químicos y físicos. Entre estos están:

- pH
- Temperatura
- Concentración de coagulante
- Secuencia de aplicación de las sustancias químicas
- Grado de agitación
- Tiempo de sedimentación

El pH desempeña un papel muy importante en el estudio de los fenómenos de coagulación- floculación, es así como una parte de la carga de las partículas coloidales que han absorbido iones OH^- , queda destruida por un aumento de la concentración de iones H_3O^+ que ocasiona una disminución de la estabilidad de la suspensión coloidal. Preferiblemente el pH debe quedar dentro de la zona correspondiente al mínimo de solubilidad de los iones metálicos del coagulante usado.

La temperatura del agua, también influye grandemente en la efectividad de la coagulación y en la velocidad de formación del floculo. Según disminuye la temperatura del agua debe aumentarse la dosis de productos químicos usados

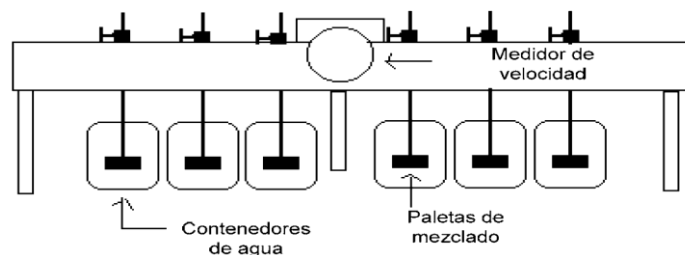
para coagular, con el objetivo de lograr o asegurar la formación de flóculos adecuados.

El tiempo de mezclado del coagulante en el agua a tratar será el necesario para que el producto utilizado se difunda con la mayor rapidez posible. El tiempo de coagulación es extraordinariamente breve, menos de un segundo y la utilización óptima del coagulante exige que la neutralización sea total antes de que una parte del coagulante haya comenzado a precipitar

El ensayo de jarras ha sido ampliamente usado; sus resultados tienen gran aplicabilidad en el diseño y la operación real de las unidades de tratamiento, así como en la optimización de plantas existentes, el procedimiento requiere como datos previos los valores de pH, turbiedad, color y alcalinidad del agua cruda.

La unidad de mezcla típica consiste en una serie de agitadores de paletas acoplados mecánicamente para operar a la misma velocidad, generalmente entre 10 a 300 revoluciones por minuto. Como jarras de coagulación se recomienda, jarras rectangulares de 1 a 2 litros en acrílico transparente.

Figura 4. **Diagrama del equipo de prueba de jarras**



Fuente: Universidad de las Américas de Puebla.

3.6. Recolección y ordenamiento de la información

Los tratamientos que se utilizaron para cumplir con los objetivos planteados se trabajaron según como lo indican las Normas del Laboratorio Unificado de Química y Microbiología Sanitaria, Dra. Alba Tabarini Molina.

Figura 5. Recolección de la información

1.	Agua empleada en el ensayo: _____
2.	Muestra de coagulante: _____
3.	Características iniciales de la calidad del agua:
3.1.	Color: _____
3.2.	Potencial de hidrógeno: _____
3.3.	Turbiedad: _____
3.4.	Temperatura: _____
4.	Fecha de inicio del ensayo: _____
5.	Fecha de finalizado del ensayo: _____

Serie No. Clave #	Mezcla rápida: 100 rpm 1 min	Mezcla lenta: 40 rpm (Floculación) 15 min	Tiempo de sedimentación 15 min			
Jarra No.	Coagulante mL en 2L	Coagulante mg/L	Ind. Wilc.	Color F. u	pH F. u	Turbiedad NTU
1						
2						
3						
4						
5						
6						

Nota: se utilizaron jarras de 2 000 ml (2 000 cm³)

Fuente: elaboración propia.

3.7. Muestreo

Con el fin de optimizar el número de experimentos y el tiempo de realización de los mismos, se utilizó un método de diseño de experimentos, el método seleccionado fue el de superficie respuesta. Este método se basa en el principio de que el efecto sobre un resultado experimental provocado por la combinación de varias variables puede ser previsto por los resultados obtenidos con experimentos realizados con valores extremos de estas variables. Así, realizando los experimentos a los valores mínimos y máximos de las variables de interés, los resultados experimentales generarán modelos matemáticos con los que se podrán prever los resultados de los experimentos con valores intermedios de las variables de estudio. Se seleccionaron modelos lineales del tipo 2^k , en los que k representa el número de variables a estudiar. Para un diseño experimental con 3 variables (pH, concentración de coagulante y tiempo de reacción), el número de experimentos a realizar es igual a 6.

Considerando un duplicado para cada experimento el número total de muestras es igual a 12. El modelo matemático lineal generado según el método de superficie respuesta, tiene la siguiente forma:

$$\Delta y = a_0 + a_1X_1 + a_2X_2 + a_3X_3 + a_4X_1X_2 + a_5X_1X_3 + a_6X_2X_3 + a_7X_1X_2X_3$$

Donde:

- Δy = valor de respuesta del experimento, por ejemplo, el valor residual de después del tratamiento.
- $a_1 - a_7$ = constantes obtenidos por la resolución matricial del modelo.
- $X_1 - X_3$ = variables de estudio en el diseño de experimentos.

3.8. Análisis estadístico

Para obtener cifras coherentes se procederá a usar fórmulas para obtener incertezas y cantidades considerables que sean lógicas

3.8.1. Dato promedio estadístico

El promedio (\bar{a}) permitió obtener un dato representativo para cada variable en cada medición, de esta forma se tomó en cuenta las posibles variaciones aleatorias junto con la desviación estándar:

$$\bar{a} = \frac{\sum_i^n a_i}{n} = \frac{a_1 + a_2 + \dots + a_n}{n}$$

Donde:

- \bar{a} = valor promedio
- a_i = valor i
- n = número de datos

3.8.2. Desviación estándar

La desviación estándar (S_a), permitió cuantificar la dispersión de los valores para una misma medición respecto al valor promedio, lo cual representa el error aleatorio causado por diversos factores:

$$s_a = \sqrt{\frac{\sum_i^n |\bar{a} - a_i|}{n - 1}}$$

Donde:

- \bar{a} = valor promedio
- a_i = valor i

- n = número de datos
- S_a = desviación estándar de la variable a

3.8.3. Incertidumbre absoluta

El error por incertidumbre permitió determinar la utilidad del resultado final evaluar la confianza que se puede tener en una decisión basada en el resultado y comparar resultados de mediciones. Para cualquier variable:

$$a_x = f(a_1, a_2, a_3 \dots a_n)$$

Donde:

- a_n = la n -ésima variable independiente, su incertidumbre está dada por la siguiente ecuación:

•

$$\delta a_x = \delta f(a_1, a_2, a_3 \dots a_n) = \sum_{i=1}^n \left| \frac{\delta(f(a_1, a_2, a_3 \dots a_n))}{\delta a_x} \right|_x \delta a_x$$

Donde:

- a_i = la i -ésima y δa_i es la i -ésima incertidumbre de la n -ésima variable de la función a_x .

3.8.4. Error porcentual de incertidumbre

Una vez determinado el error por incertidumbre de cada resultado, es posible analizar proporcionalmente el aporte de cada variable de las cuales depende, con el fin de rastrear las posibles causas de dicho error. De este

modo se establece el porcentaje de incertidumbre aportado por cada variable de la siguiente manera:

$$\% \delta a_k = \frac{\frac{\delta(f(a_1, a_2, a_3 \dots a_n))}{\delta a_k} \cdot \delta a_k}{\sum_{i=1}^n \left| \frac{\delta(f(a_1, a_2, a_3 \dots a_n))}{\delta a_t} \right|} \delta a_k \cdot 100 \%$$

Donde

- a_k = una de las variables dependientes que afectan a la variable a_x .

3.8.5. Análisis de varianza

El análisis de varianza que se pretende realizar, permitirá determinar si el error sistemático en los datos de cada variable, pueden atribuirse a factores reales y comprobables, o pueden considerarse errores aleatorios, al relacionarlas entre sí. Se utilizará de dos maneras:

- En un solo sentido: cuando se analiza la variación de una variable de control y la dispersión de cada dato respecto a un promedio.
- En dos o más sentidos: cuando se analiza la variación de dos o más variables y su efecto al relacionarlas mediante un modelo.

3.9 Plan de análisis de los resultados

Los resultados fueron analizados de forma gráfica, matemática, económica y estadísticamente para evaluar el comportamiento de los compuestos utilizados y su eficiencia en la remoción de sólidos en suspensión en aguas residuales de tipo ordinario.

3.9.1. Programas a utilizar para el análisis de los resultados

- Microsoft office excel, 2013
- Microsoft office word, 2013
- InfoStat

4. RESULTADOS

4.1. Porcentaje de reducción de sólidos suspendidos en la primera etapa del Acuerdo Gubernativo 236-2006

Según el Acuerdo Gubernativo 236-2006, el valor inicial para el parámetro de sólidos suspendidos es de 3 500 miligramos litro mg/L.

Así también, este acuerdo determina que el límite máximo permisible (LMP) para los sólidos suspendidos en aguas residuales que serán descargadas a cuerpos receptores en la primera etapa debe ser de 500 miligramos litro mg/L, para determinar el porcentaje de remoción de los sólidos suspendidos que debe presentar dicho parámetro, y estar dentro del LMP, se realizó el cálculo mostrado a continuación:

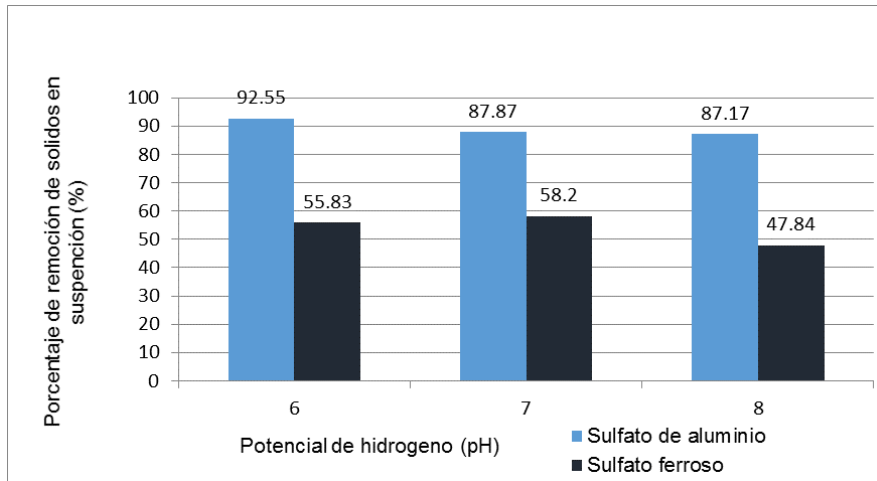
$$\begin{array}{r} 3500 \text{ mg/L} \text{ ----- } 100 \% \\ 500 \text{ mg/L} \text{ ----- } x \end{array}$$

Donde

$$x = (3500/500) * 100\%$$

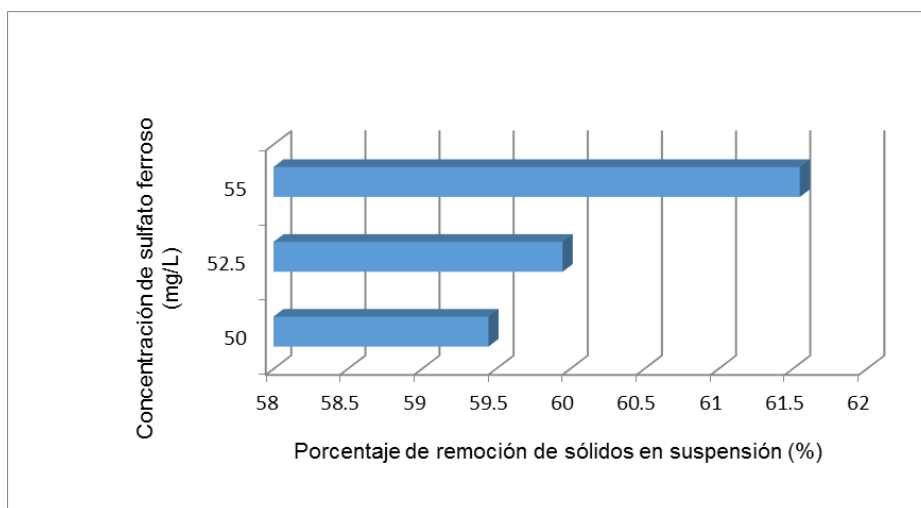
$$x = 14,29 \%$$

Figura 6. **Comportamiento de los coagulantes en función de potencial de hidrógeno (pH)**



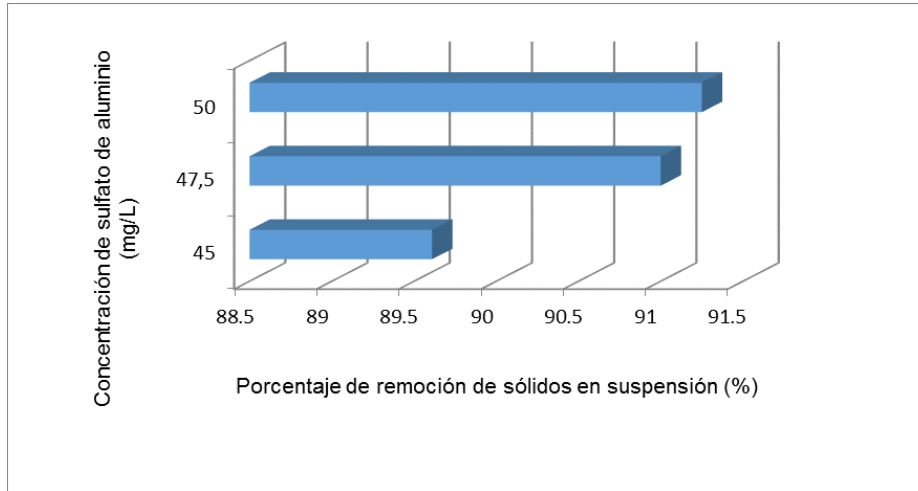
Fuente: elaboración propia.

Figura 7. **Porcentaje de remoción de sólidos en suspensión del sulfato ferroso**



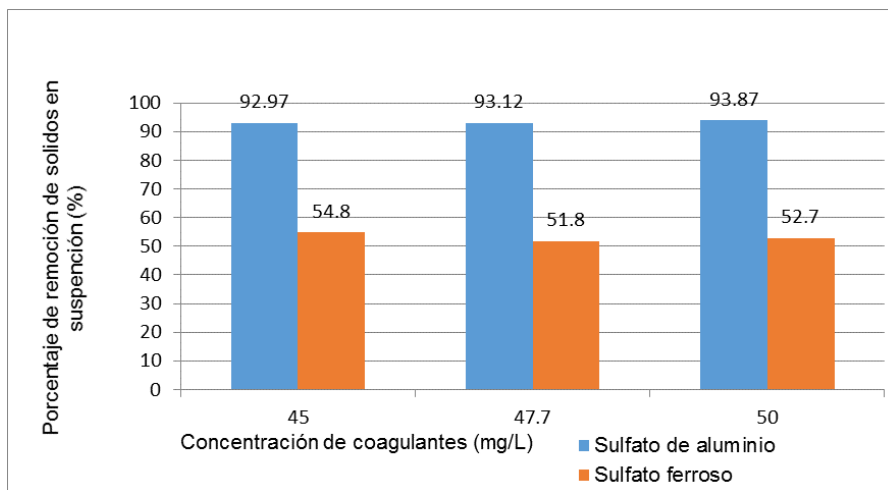
Fuente: elaboración propia.

Figura 8. **Porcentaje de remoción de sólidos disueltos del sulfato de aluminio**



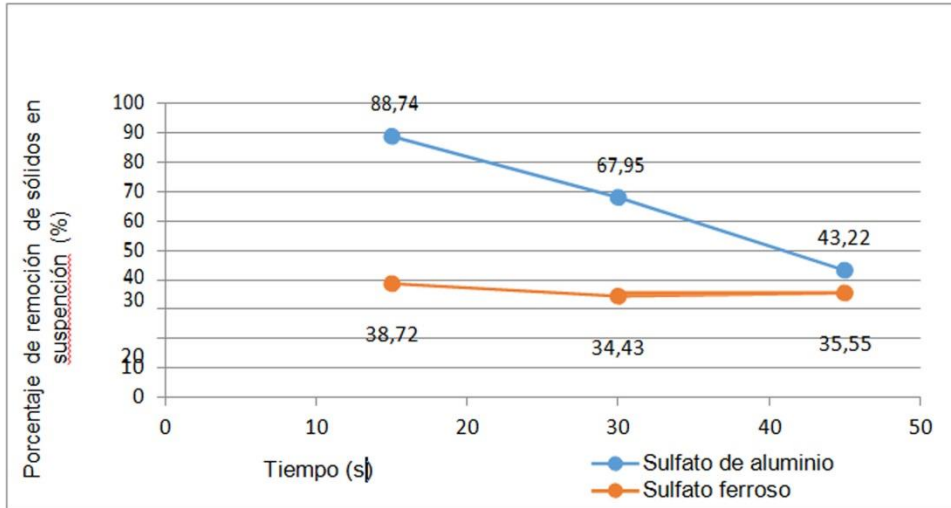
Fuente: elaboración propia

Figura 9. **Comportamiento de los coagulantes en función del carbonato de calcio como ayudante de coagulación**



Fuente: elaboración propia.

Figura 10. **Curva del tiempo de reacción de los coagulantes**



Fuente: elaboración propia.

Tabla IV. **Análisis económico de los coagulantes estudiados en relación a las concentraciones utilizadas**

Tratamiento	Concentración del coagulante (mg/L)	Costo por mg de coagulante en quetzales	Costo por mg de coagulante en quetzales
Sulfato ferroso	50	0,0000052	0,000260
Sulfato ferroso	52,5	0,0000052	0,000273
Sulfato ferroso	55	0,0000052	0,000286
Sulfato de aluminio	45	0,0000040	0,000180
Sulfato de aluminio	47,5	0,0000040	0,000190
Sulfato de aluminio	50	0,0000040	0,000200

Fuente: elaboración propia.

5. INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos en las pruebas realizadas a las muestras, por medio del tratamiento con los coagulantes estudiados las pruebas se realizaron evaluando variación de parámetros tales como:

- Potencial de hidrógeno (pH)
- Concentración de los coagulantes
- Tiempo de reacción de los coagulantes
- Diferentes ayudas de coágulo

En la figura 5 se presentan los resultados obtenidos en la comparación entre ambos coagulantes a diferentes pH. Para un pH mayor a 7, el sulfato ferroso muestra un mayor porcentaje de la remoción mientras que para pH menores de 7, mejoran las condiciones para la reacción del sulfato de aluminio.

El sulfato ferroso tuvo un porcentaje de remoción más alto cuando estuvo sometido a pH básicos y al utilizar sulfato de aluminio el porcentaje de remoción no presenta variaciones significativas entre los diferentes valores de pH. El valor del pH es uno de los factores de mayor importancia y efecto sobre el proceso de coagulación; el pH afecta la solubilidad de los precipitados formados por el hierro y el aluminio, así como el tiempo requerido para la formación del floculo y la carga sobre las partículas coloidales.

Se encontró que cuanto menor sea la dosis del coagulante, tanto mayor será la sensibilidad del floculo a cambios en el pH, esto implica que será menos estable y removerá menor cantidad de sólidos. La remoción de sólidos suspendidos que requiere el Acuerdo Gubernativo 236-2006 es de 14,29 por ciento, para disminuir hasta el LMP especificado para la primera etapa. Ambos coagulantes muestran mayor porcentaje de remoción que el mencionado anteriormente, por lo tanto, el sulfato ferroso y sulfato de aluminio pueden ser utilizados para llegar a los LMP establecidos bajo cualquier pH.

En la figura 2, el sulfato ferroso presentó mejor reducción del porcentaje de sólidos en suspensión a una concentración de 55 miligramos por litro mg/L de dicho reactivo. Esto se puede determinar debido a que el porcentaje obtenido a la concentración antes mencionada fue mayor que el alcanzado por las otras concentraciones evaluadas. El sulfato ferroso cumple dicha remoción a todas las concentraciones evaluadas, ya que el resultado obtenido es mayor al especificado en el Acuerdo Gubernativo 236-2006 que es de 14,29 por ciento. Por lo tanto, este coagulante satisface la demanda de remoción de sólidos suspendidos bajo todas concentraciones evaluadas.

En la figura 3, el sulfato de aluminio presentó mejor reducción del porcentaje de sólidos en suspensión a una concentración de 50 miligramos por litro mg/L de dicho reactivo. Esto se puede determinar debido a que el porcentaje obtenido a la concentración antes mencionada fue mayor que el alcanzado en las otras concentraciones evaluadas. El sulfato de aluminio cumple dicha remoción satisfactoriamente bajo las tres concentraciones utilizadas, ya que el resultado obtenido es mayor al especificado por el Acuerdo Gubernativo 236-2006 en las tres pruebas. El sulfato de aluminio presentó mejor reducción del porcentaje de sólidos en suspensión a una concentración de 50 miligramos por litro mg/L de dicho reactivo. A su vez, el sulfato

ferroso presentó mejor reducción del parámetro antes mencionado a una concentración de 55 miligramos por litro mg/L de dicho reactivo.

Sin embargo, el mejor resultado obtenido es al utilizar sulfato de aluminio a una concentración de 50 miligramos por litro (mg/L). Esto se puede determinar debido a que el porcentaje obtenido a la concentración antes mencionada fue mayor que el alcanzado en las otras concentraciones evaluadas con ambos coagulantes. La remoción de sólidos suspendidos que requiere el Acuerdo Gubernativo 236-2006 es de 14,29 por ciento para disminuir hasta el LMP especificado para la primera etapa. El sulfato ferroso y el sulfato de aluminio cumplen dicha remoción con las tres concentraciones utilizadas. Ambos coagulantes muestran mayor porcentaje de remoción que el mencionado anteriormente, por lo tanto, el sulfato ferroso y sulfato de aluminio pueden ser utilizados para llegar a los LMP que requiere el Acuerdo.

La figura 5 muestra que el carbonato de calcio es el reactivo que se utilizó como ayudante de la coagulación y ayudó a obtener resultados mayores de remoción de los sólidos en suspensión, dicho resultado fue observado al utilizar ambos coagulantes, el sulfato ferroso y el sulfato de aluminio cumplen dicha remoción al ser utilizados con carbonato de calcio, ambos coagulantes muestran mayor porcentaje de remoción que el exigido por el Acuerdo Gubernativo 236- 2006, por lo tanto, el sulfato ferroso y sulfato de aluminio pueden ser utilizados para llegar a los LMP establecidos.

En la figura 6 se muestra que el sulfato de aluminio reduce los sólidos suspendidos en un tiempo de reacción de 15 minutos, luego de esto la reacción disminuyó y presentó diferencias notables entre los periodos de tiempo transcurridos y analizados siendo después de 15 minutos a partir del inicio de la reacción el mejor resultado de remoción obtenida.

El sulfato ferroso no presenta variación significativa durante el tiempo de reacción, por lo tanto, no se puede definir un periodo de tiempo en el que este reactivo haya alcanzado mejores resultados. Se puede reducir el tiempo, ya que este parámetro no afecta la reacción de este coagulante, por lo tanto la reducción de sólidos en suspensión no cambia. La reacción de coagulación comienza en el mismo instante en que se agregan los coagulantes al agua y dura muy poco tiempo, por lo que, el tiempo de reacción en que los coagulantes generaron los mejores resultados de remoción fue después de 15 minutos. La remoción de sólidos suspendidos que requiere el Acuerdo Gubernativo 236- 2006 es de 14,29 por ciento, para disminuir hasta el LMP especificado para la primera etapa.

Ambos coagulantes muestran mayor porcentaje de remoción que el requerido por el Acuerdo, por lo tanto, el sulfato ferroso y sulfato de aluminio pueden ser utilizados para llegar a los LMP después de un tiempo de reacción de 15 minutos. Se realizó el análisis de costos de los tratamientos estudiados para determinar cuál de los tratamientos resulta ser el menos costoso basado en la cantidad de coagulante utilizado, obteniéndose que el costo del sulfato ferroso es aproximadamente 1,3 veces mayor que el costo de sulfato de aluminio.

CONCLUSIONES

1. La hipótesis de investigación (HI) fue comprobada positivamente, ya que el sulfato de aluminio es más efectivo que el sulfato ferroso en la remoción de sólidos en suspensión en aguas residuales de tipo ordinario.
2. La hipótesis nula (Ho) fue comprobada negativamente, ya que si existe una diferencia significativa entre el sulfato de aluminio y el sulfato ferroso en la remoción de sólidos suspendidos en aguas residuales de tipo ordinario.
3. Las condiciones a las cuales el sulfato ferroso tiene mejor rendimiento son: pH igual o mayor a 7 y una concentración de 55 miligramos por litro mg/L. En el caso del sulfato de aluminio las condiciones para un rendimiento óptimo son: pH entre 6 a 7 y la concentración de 50 miligramos por litro mg/L.
4. El reactivo que reduce en mayor cantidad los sólidos suspendidos en aguas residuales de tipo ordinario el sulfato de aluminio con un 89,0 por ciento de remoción.
5. Para alcanzar el límite máximo permisible (LMP) del parámetro de sólidos suspendidos establecido en el Acuerdo Gubernativo 236-2006 lo reactivos utilizados como coagulantes, sulfatos ferroso y el sulfato de aluminio, son opciones viables para cumplir con el valor establecido por el mencionado acuerdo.

1. Se comprobó que el carbonato de calcio que se utilizó como reactivo ayudante de coagulación, aumenta la eficiencia en la remoción de sólidos suspendidos al ser combinado tanto con el sulfato ferroso y el sulfato de aluminio.
2. De acuerdo a las cotizaciones obtenidas, el coagulante que cuenta con el precio más bajo (30 por ciento) es el sulfato de aluminio en comparación con el sulfato ferroso. Es por ello que se determinó que la mejor opción para reducir los sólidos suspendidos en aguas residuales de tipo ordinario es el sulfato de aluminio.

RECOMENDACIONES

1. El tratamiento de las aguas residuales de tipo ordinario es indispensable antes de verterlas en el alcantarillado público, siendo un parámetro importante la disminución de los sólidos suspendidos.
2. Al ser disminuidos los sólidos en suspensión será necesario realizar otro estudio que se encargue de analizar y medir la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda biológica de oxígeno (DBO), ya que estos parámetros se encuentran directamente relacionados.
3. El sulfato de aluminio reacciona bajo condiciones menos específicas que el sulfato ferroso. Por ello, se considera el sulfato de aluminio como el coagulante más indicado para la disminución de sólidos en suspensión en aguas residuales de tipo ordinario.
4. Para obtener mejores resultados es necesario utilizar los reactivos llamados ayudantes de coágulo, ya que facilitan la formación de coágulos al ser agregados a los coagulantes.
5. Utilizar carbonato de calcio, como reactivo ayudante de coagulación, ya que aumentó la remoción de sólidos suspendidos al ser combinado con ambos coagulantes.

6. Es importante continuar evaluando otros coagulantes, así como las condiciones bajo las cuales estos favorecen la reducción de sólidos en suspensión en aguas residuales de tipo ordinario.

7. El sulfato de aluminio es 30,10 por ciento menos costoso que el sulfato ferroso, es por ello que es importante su utilización y se considera una mejor alternativa para la reducción de sólidos suspendidos en aguas residuales de tipo ordinario.

BIBLIOGRAFÍA

1. Acuerdo Gubernativo 236-2006. *Reglamento de las Descargas y Reúso de Aguas Residuales y de la Disposición de Lodos* del Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales. Guatemala: MARN, 2006. p. 24.
2. CANTER, Larry W. *Manual de evaluación de impacto ambiental*. 2a ed. España: McGraw-Hill: 2002. p. 841.
3. COMSIP ENGENHARIA *Curso de operación de plantas de tratamiento de aguas*. Guatemala: 1997. Empagua/Ucap.
4. Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York, EE.UU. *Manual de tratamiento de aguas*. México: 1999. p. 303.
5. DEVORE, Jay. *Probabilidad y estadística para ingeniería y ciencias*. México: 2001. p. 782.
6. Instituto Nacional de Estadística de Guatemala. *Anuario estadístico ambiental*. Guatemala: INE 2008. p. 343.
7. Instituto Centroamericano de Investigación y Tecnología Industrial. *Anteproyecto de reglamento de aguas servidas* Guatemala: ICAITI, 1999. p. 35

8. MELGAR PADILLA, Manfred Alfredo. *Evaluación a nivel de laboratorio de coagulantes-floculantes como alternativas para eliminar sólidos en suspensión de las aguas residuales del beneficiado húmedo del café de Guatemala*. Trabajo de graduación de Ing. Agronomía. Universidad Rafael Landívar, 2007. p. 77
9. METCALF & EDDY. *Ingeniería de aguas residuales*. México: 1998. p. 782.
10. RAMALHO, Rubens Sette. *Tratamiento de aguas residuales*. México: 1993. p. 705
11. ROMERO ROJAS, Jairo A. *Calidad del agua*. 2a. ed. México: Alfaomega 1999. p. 484
12. Perfil ambiental de Guatemala. *Datos del volumen de agua en Guatemala* [en línea]. <http://www.perfilambiental.org.gt/>. (Consulta: 21 de marzo de 2013).
13. Revista Ciencia Abierta Universidad de Chile, *datos de relación entre turbidez, pH y concentración de sulfato de aluminio* [en línea]. <http://www.cabierta.uchile.cl/15/articulos/pdfedu4pdf>. (Consulta: 13 de marzo de 2013).
14. TEBBUT, T.H.Y. *Fundamentos de control de la calidad del agua*. México: Limusa, 1999. p. 239.

APÉNDICE

Apéndice 1. Resultado prueba de jarras 1

Sulfato ferroso

Tiempo de mezcla 15 minutos 40 rpm

turbiedad inicial 95,1 NTU pH 8,03

Jarra No.	Coagulante MI	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	16	87,6	40	7,5	7,89
2	17	82,3	42,5	12,8	13,46
3	18	77,6	45	17,5	18,40
4	19	67,3	47,5	27,8	29,23
5	20	55,6	50	39,5	41,54
6	21	88	52,5	7,1	7,47

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 2. Resultado prueba de jarras 2

Sulfato ferroso

Tiempo de mezcla 15 minutos 40 rpm

turbiedad inicial 95,1 NTU pH 8,03

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de Remoción (%)
1	18	79,01	45	16,09	16,92
2	19	78,2	47,5	16,9	17,77
3	20	58,2	50	36,9	38,80
4	21	51,8	52,5	43,3	45,53
5	22	49,6	55	45,5	47,84
6	23	63,1	57,5	32	33,65

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 3. Resultado prueba de jarras 3

Sulfato ferroso

Tiempo de mezcla 15 minutos 40 rpm

Turbiedad inicial 82,5 NTU pH 7,24

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de Remoción (%)
1	18	35,6	45	46,9	56,85
2	19	37,5	47,5	45	54,55
3	20	36,8	50	45,7	55,39
4	21	35,2	52,5	47,3	57,33
5	22	35,9	55	46,6	56,48
6	23	37,9	57,5	44,6	54,06

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 4. Resultado prueba de jarras 4

sulfato ferroso

Tiempo de mezcla 15 minutos 40 rpm

Turbiedad inicial 82,5 NTU pH 7,24

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	18	39,1	45	43,4	52,61
2	19	35,9	47,5	46,6	56,48
3	20	31,3	50	51,2	62,06
4	21	33,4	52,5	49,1	59,52
5	22	34,1	55	48,4	58,67
6	23	43,2	57,5	39,3	47,64

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 5. **Resultado de la prueba de jarras 5**

Sulfato ferroso

Tiempo de mezcla 15 minutos 40 rpm

Turbiedad inicial 81,15 NTU pH 7,73

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	20	32,5	50	48,65	59,95
2	21	33,7	52,5	47,45	58,47
3	22	34,1	55	47,05	57,98
4	20	32,94	50	48,21	59,41
5	21	31,2	52,5	49,95	61,55
6	22	32,9	55	48,25	59,46

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 6. **Resultado de la prueba de jarras 6**

Sulfato de aluminio

Tiempo de mezcla 15 Minutos 40 rpm

Turbiedad inicial 95,1 NTU pH 8,03

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	16	33.42	40	61.68	64.86
2	17	23.33	42.5	71.77	75.47
3	18	16.2	45	78.9	82.97
4	19	18.2	47.5	76.9	80.86
5	20	13.1	50	82	86.23
6	21	12.2	52.5	82.9	87.17

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 7. **Resultado de la prueba de jarras 7**

Sulfato de aluminio

Tiempo de mezcla 15 minutos 40 rpm

Turbiedad inicial 95,1 NTU pH 8,03

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	16	21,2	40	73,9	77,71
2	17	18,61	42,5	76,49	80,43
3	18	12,32	45	82,78	87,05
4	19	16,86	47,5	78,24	82,27
5	20	16,34	50	78,76	82,82
6	21	16,46	52,5	78,64	82,69

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 8. **Resultado de la prueba jarras 8**

Sulfato de aluminio

Tiempo de mezcla 15 minutos 40 rpm

Turbiedad inicial 82,5 NTU pH 7,24

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	18	33,3	45	49,2	59,64
2	19	23,3	47,5	59,2	71,76
3	20	16,2	50	66,3	80,36
4	20	18,2	50	64,3	77,94
5	21	13,1	52,5	69,4	84,12
6	22	12,2	55	70,3	85,21

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 9. **Resultado de la prueba de jarras 9**

Sulfato de aluminio

Tiempo de mezcla 15 minutos 40 rpm

Turbiedad inicial 82.5 NTU pH 7.24

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	18	13,8	45	68,7	83,27
2	19	12,6	47,5	69,9	84,73
3	20	10	50	72,5	87,88
4	21	12,1	52,5	70,4	85,33
5	22	13,3	55	69,2	83,88
6	23	14,7	57,5	67,8	82,18

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 10. **Resultado de la prueba de jarras 10**

Sulfato de aluminio

Tiempo de mezcla 15 minutos 40 rpm

Turbiedad inicial 81,15 NTU pH 7,73

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	18	10,51	45	70,64	87,05
2	19	9,81	47,5	71,34	87,91
3	20	9,31	50	71,84	88,53
4	18	8,43	45	72,72	89,61
5	19	7,3	47,5	73,85	91,00
6	20	7,1	50	74,05	91,25

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 11. **Resultado de la prueba de jarras 11**

Sulfato de aluminio Sulfato ferroso

Tiempo 15 minutos 40 RPM

Turbiedad inicial 95,1 NTU pH 8,03

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	18	11,24	45	83,86	88,18
2	19	12,32	47,5	82,78	87,05
3	20	8,34	50	86,76	91,23
1	20	58,2	50	36,9	38,80
2	21	51,8	52,5	43,3	45,53
3	22	49,6	55	45,5	47,84

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 12. **Resultado de la prueba de jarras 12**

Sulfato de aluminio Sulfato ferroso

Tiempo 30 minutos 40 RPM

Turbiedad inicial 82,5 NTU pH 7,24

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	18	28,4	45	54,1	65,58
2	19	24,6	47,5	57,9	70,18
3	20	26,3	50	56,2	68,12
1	20	55,32	50	27,18	32,95
2	21	50,2	52,5	32,3	39,15
3	22	51,3	55	31,2	37,82

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 13. **Resultado de la prueba de jarras 13**

Sulfato de aluminio Sulfato ferroso

Tiempo 45 minutos 40 RPM

Turbiedad inicial 82,5 NTU pH 7,24

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	18	43,52	45	38,98	47,25
2	19	44,43	47,5	38,07	46,15
3	20	46,21	50	36,29	43,99
1	20	56,12	50	26,38	31,98
2	21	51,14	52,5	31,36	38,01
3	22	52,24	55	30,26	36,68

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 14. **Resultado de la prueba de jarras 14**

Sulfato de aluminio + carbonato de calcio Sulfato ferroso + carbonato de calcio

Tiempo 15 minutos 40 RPM

Turbiedad inicial 95,1 NTU pH 8,03

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	18	2,13	45	92,97	97,76
2	19	1,98	47,5	93,12	97,92
3	20	1,23	50	93,87	98,71
1	20	40,3	50	54,8	57,62
2	21	43,3	52,5	51,8	54,47
3	22	42,4	55	52,7	55,42

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 15. **Resultado de la prueba de jarras 15**

Sulfato de aluminio + carbonato de calcio Sulfato ferroso + carbonato de calcio

Tiempo 15 minutos 40 RPM

Turbiedad inicial 95,1 NTU pH 8,03

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	18	2,86	45	92,24	96,99
2	19	2,28	47,5	92,82	97,60
3	20	2,10	50	93,00	97,79
1	20	42,6	50	52,5	55,21
2	21	44,1	52,5	51,0	53,63
3	22	43,7	55	51,4	54,05

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 16. **Resultado de la prueba de parras 16**

Sulfato de aluminio Sulfato ferroso

Tiempo 15 minutos 40 RPM H₂SO₄

Turbiedad inicial 95,1 NTU pH 4,5

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	18	3,46	45	91,64	96,36
2	19	3,21	47,5	91,89	96,62
3	20	2,55	50	92,55	97,31
1	20	58,2	50	36,90	38,80
2	21	56,4	52,5	38,70	40,69
3	22	55,3	55	38,80	41,85

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 17. **Resultado de la prueba de jarras 17**

Sulfato de aluminio Sulfato ferroso

Tiempo 15 minutos 40 RPM H₂SO₄

Turbiedad Inicial 95,1 NTU pH 4,5

Jarra No.	Coagulante ml	Turbiedad NTU	Concentración mg/L	Delta NTU	Porcentaje de remoción (%)
1	18	4,26	45	90,84	95,52
2	19	3,96	47,5	91,14	95,84
3	20	2,46	50	92,64	97,41
1	20	56,7	50	38,40	40,38
2	21	54,9	52,5	40,20	42,26
3	22	55,2	55	41,90	44,06

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 18. **Análisis económico de los coagulantes**

Tratamiento	Concentración del coagulante (mg/L)	Costo por mg de coagulante en quetzales	Costo por mg de coagulante en quetzales
Sulfato ferroso	50	0,0000052	0,000260
Sulfato ferroso	52,5	0,0000052	0,000273
Sulfato ferroso	55	0,0000052	0,000286
Sulfato de aluminio	45	0,0000040	0,000180
Sulfato de aluminio	47,5	0,0000040	0,000190
Sulfato de aluminio	50	0,0000040	0,000200

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 19. **Tablas de análisis estadístico**

Sulfato ferroso Sulfato de aluminio n= 18

Σ	ΣX^2	$\Sigma X/n$	XO'n	XO'n-1
1028,1	58966,3	57,136	3,36307	3,46057
1501,6	126263,	83,42	7,40903	7,62383

Tiempo Sulfato ferroso

Sulfato de aluminio n= 9

Σ	ΣX^2	$\Sigma X/n$	XO'n	XO'n-1
348,7	13728,7	38,751	4,8754	5,17118
607,7	43840,1	67,525	17,647	18,7177

Fuente: elaboración propia.

Apéndice 20. **Ubicación de colinas de Monte María Sur**



Fuente: www.google/earth.com

Apéndice 21. **Pruebas de jarras**

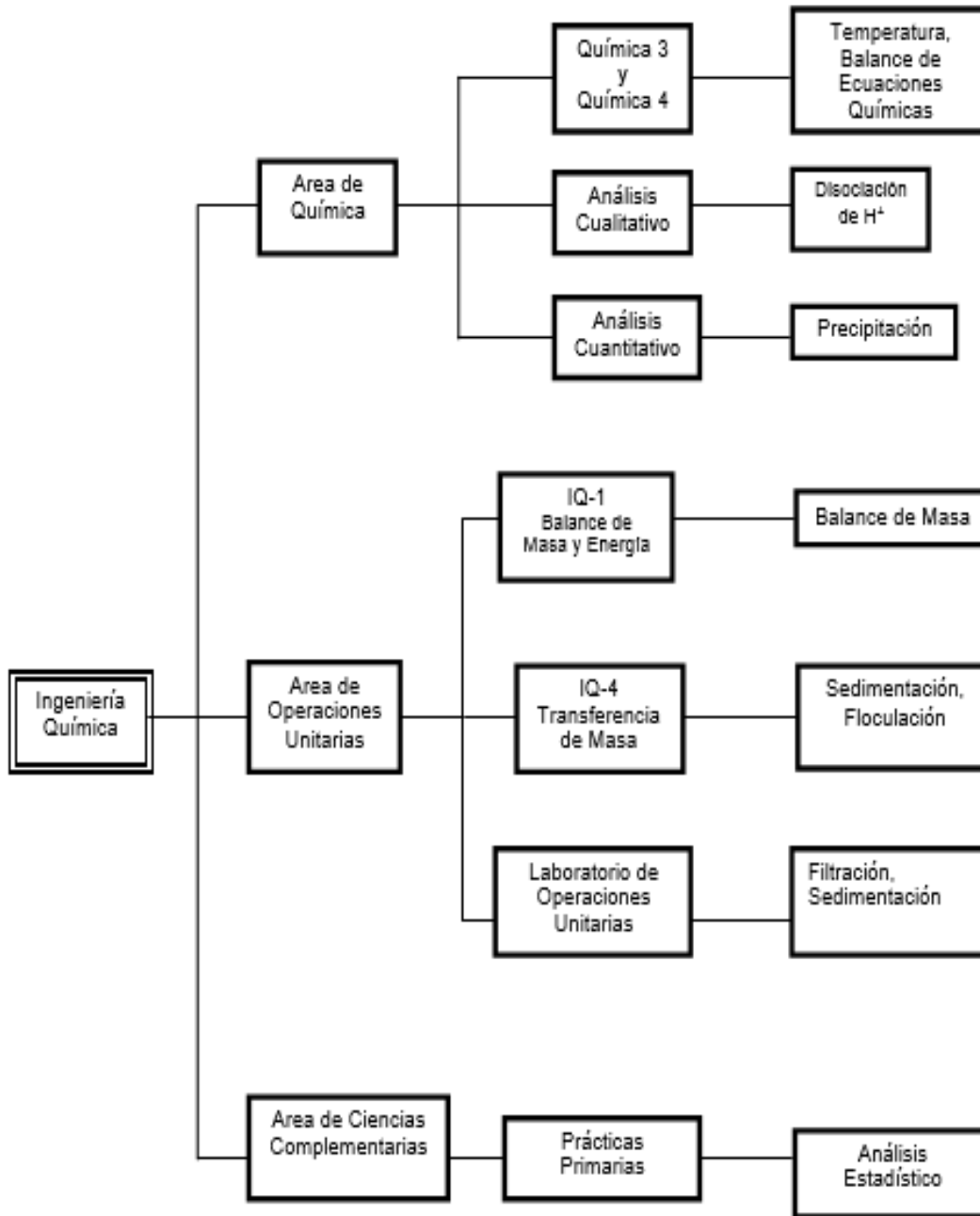


Fuente: laboratorios ERIS, Facultad de Ingeniería USAC.

Apéndice 22. **Pruebas de jarras**

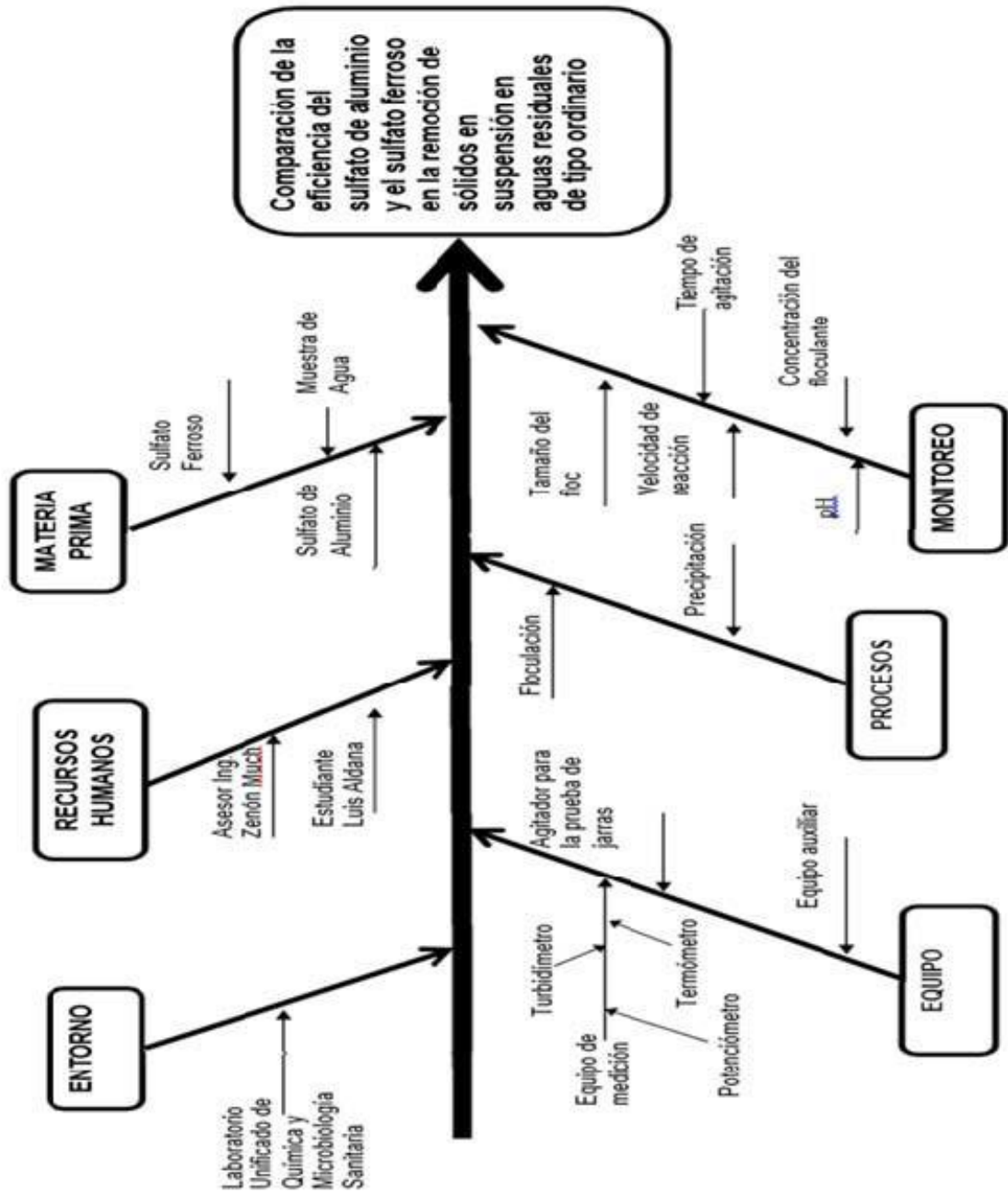


Fuente: laboratorios ERIS, Facultad de Ingeniería USAC.



Fuente: elaboración propia.

Apéndice 24. Diagrama de Ishikawa



Fuente: elaboración propia.

