



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO



FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

“ANÁLISIS OPERATIVO Y REHABILITACIÓN DE UN SEDIMENTADOR
SECUNDARIO PARA UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES MUNICIPALES”

Tesis que para obtener el grado de Ingeniero Químico

Presenta:

PIQ. GUADALUPE SELENE FRAGA CRUZ

Asesor:

IQ. VIRGILIO LEDESMA YTURRY

Morelia, Michoacán.

Agosto de 2017



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS
DE HIDALGO

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

Edificio M, Planta Baja, Ciudad Universitaria, Francisco J. Múgica S/N,
Colonia Felicitas del Río, Morelia, Michoacán, C.P. 58030.



Número de Oficio: 21/2017

**P. I. Q. FRAGA CRUZ GUADALUPE SELENE
PRESENTE**

En contestación a su atenta solicitud de fecha 10 de Agosto de 2017 me permito comunicarle a Usted, que se aprueba la opción de **Titulación por TESIS** propuesto para presentar Examen Recepcional en la Carrera de Ingeniero Químico.

El tema aprobado: **ANÁLISIS OPERATIVO Y REHABILITACIÓN DE UN SEDIMENTADOR SECUNDARIO PARA UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES** el cual se desarrollará bajo el siguiente índice:

- RESUMEN**
- I.- INTRODUCCIÓN (JUSTIFICACIÓN, OBJETIVO(S) E HIPÓTESIS)
 - II.- GENERALIDADES O MARCO TEÓRICO
 - III.- DESARROLLO DEL TRABAJO (METODOLOGÍA)
 - IV.- ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS
 - V.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES
- REFERENCIAS**

Además deberá de ajustarse al artículo 39 y 41, y podrá contemplar los puntos necesarios del artículo 40 de la reglamentación interno de la Facultad de Ingeniería Química en su capítulo VI.

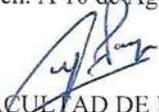
Para tales efectos fungirá como **asesor(a) el(la) ING. LEDESMA YTURRY VIRGILIO Profesor(a) de la Facultad de Ingeniería Química**. La mesa de jurado para revisión y realización de este trabajo estará integrada por:

ING. LEDESMA YTURRY VIRGILIO
ING. RAMIREZ CARDOSO FRANCISCO
DR. NUÑEZ GAYTAN MARIA ELENA
DR. MONDRAGON SANCHEZ REGINALDO
ING. MEDINA HEREDIA J.GERARDO

PRESIDENTE 8500379-4
VOCAL 1 1000331-2
VOCAL 2 7901694-4
SUPLENTE 1 8900050-1
SUPLENTE 2 9700299-2

ATENTAMENTE

Morelia, Mich. A 10 de Agosto de 2017.


DIRECTOR DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA FACULTAD DE INGENIERÍA
QUÍMICA



Agradecimientos

A DIOS

Por ser esa fuerza que me mantiene a flote, que no deja que me derrumbe.

A mi Familia

Gracias, porque a pesar de todas las dificultades que hemos sorteado, seguimos juntos, porque me apoyan y creen en mí aun cuando yo misma dudo.

A mi asesor el Ing. Virgilio Ledesma Yturry

Gracias por todos los esfuerzos implicados en mí, por explicarme incansablemente, por el apoyo en este proceso, y sobretodo muchísimas gracias por brindarme tu amistad y confianza.

A Mario

Gracias, por siempre estar a mi lado a pesar de todo, gracias por saber apoyarme e impulsarme siempre a ser mejor, como persona y como profesional.

Al Dr. Rafael Maya y Dra. Gladis Jiménez

Muchas gracias por ayudarme a creer de nuevo en mí, por los jalones de orejas (que creo que no han sido muchos), por abrirme las puertas de su casa y de su corazón, por las tardes de plática, las noches de música y las mañanas de café.

A La Facultad de Ingeniería Química

Gracias, por ser el pilar más importante de mi educación, por abrirme las puertas a este mundo de la ingeniería química y por brindarme todo lo bueno que hasta ahora me llevo.

Dedicatoria

La perfección es una pulida colección de errores

-Mario Benedetti-

Este Trabajo está dedicado a:

Mi Madre, Eva.

Te dedico este trabajo, que es la culminación de una de las etapas más bonitas de mi vida, por ser mi pilar, mi apoyo incondicional en buenas y malas, por enseñarme a ser fuerte, como el viejo roble, siempre de pie, imponente, por darme un gran ejemplo de humildad y cariño con las personas menos afortunadas, porque sin ti no sería lo que soy y sin tu apoyo no estaríamos en este momento.

Mi Padre, Ramón.

Siempre estuviste a mi lado. Aunque la vida tenía caminos distintos para los dos, te siento tan cerca como el primer día, porque supiste creer en mí a pesar de mis errores y por darme las herramientas para poder afrontar la vida sin ti.

Mario Alberto.

Porque llegaste a mi vida cuando más hundida me sentía, y como las cosas importantes que solo ocurren una vez, nadie lo había planeado, porque eres mi copiloto, mi viaje y mi destino. Porque siempre encuentras las palabras adecuadas, porque crees en mí y me has ayudado a madurar como persona. Y sobre todo porque este trabajo es tan tuyo como mío.

Mis Hermanos, Elena y Alfredo.

Porque a pesar de las diferencias que podamos tener, somos familia, somos los únicos. Y ustedes han sido una pieza clave en todo este proceso de aprendizaje, de esfuerzo, en las ganas de salir adelante.

Contenido

Relación de tablas y figuras	III
Tablas.....	III
Figuras.....	IV
Glosario.....	VI
Título, resumen y abstract.....	1
Resumen	1
Abstract.....	2
I. Introducción	3
I.1 Contaminación.....	3
I.2 Recurso hídrico.....	3
I.3 Tratamientos y normas para conservar el recurso hídrico	4
I.4 Caso de estudio.....	5
II. Antecedentes.....	6
II.1 Sedimentador secundario (clarificador)	6
II.2 Caracterización del agua a la entrada y salida del tanque sedimentador	8
III. Justificación.....	9
IV. Planteamiento del problema.....	10
V. Hipótesis.....	10
VI. Objetivos	10
VI.1 General.....	10
VI.2 Específicos.....	11
VII. Marco teórico.....	11
VII.1 Características físicas del agua residual	11
VII.2 Sólidos.....	12

VII.3 Conductividad.....	13
VII.4 Demanda química de oxígeno.....	13
VII.5 Densidad	14
VII.6 Tamaño de Partícula	14
VII.7 Color.....	16
VII.8 pH.....	17
VII.9 Sedimentación.....	18
VII.10 Fundamento químico de la coagulación y floculación	20
VII.11 Desestabilización de partículas	22
VII.12 Coagulación y floculación.....	22
VII.13 Prueba de jarras	27
VIII. Resultados y discusión.....	28
VIII.1 Área del sedimentador actual y comparación de áreas de acuerdo al porcentaje de remoción mediante el método de Talmadge & Fitch.....	28
VIII.2 Selección de coagulante	37
VIII.3 Prueba de jarras con polímero catiónico + sulfato de aluminio	38
VIII.4 Prueba de jarras con policloruro de aluminio	40
VIII.5 Comparación entre coagulantes.....	45
IX. Conclusiones.....	50
IX.1 General.....	50
IX.2 Específicas	50
X. Sugerencias para trabajo futuro	51
Referencias	52
Apéndice	54

Relación de tablas y figuras

Tablas

Tabla II.1	Resultados de la caracterización del agua residual	8
Tabla VII.1	Límites máximos Permisibles de Contaminantes básicos en aguas residuales que descargan a bienes nacionales	11
Tabla VII.2	Límites máximos Permisibles de Metales pesados en aguas residuales que descargan a bienes de carácter nacional	12
Tabla VII.3	Descripción de algunos tipos de sólidos presentes en la descarga del sedimentador	12
Tabla VII.4	Resultados de la prueba de tamaño de partícula	15
Tabla VII.5	Distribución del tamaño de partícula	16
Tabla VII.6	Coagulantes utilizados	26
Tabla VII.7	Efecto de temperatura y pH del agua residual	26
Tabla VIII.1	Resultados de la prueba de sedimentación en probeta	29
Tabla VIII.2	Concentración inicial y concentración máxima a 60 min	31
Tabla VIII.3	Concentración deseada por % de remoción y altura	32
Tabla VIII.4	Tiempos óptimos y área requerida	34
Tabla VIII.5	Concentraciones utilizadas en la prueba de jarras para complejo polímero-sulfato de Aluminio	38
Tabla VIII.6	Resultados de la prueba de color por el método espectrofotométrico	39
Tabla VIII.7	Concentración de policloruro de aluminio añadida	41
Tabla VIII.8	Prueba de color a diferentes tiempos para determinación de concentración adecuada de coagulante	41
Tabla VIII.9	Concentraciones utilizadas en la prueba de jarras para policloruro de aluminio	42
Tabla VIII.10	Prueba de color a diferentes tiempos para determinación de concentración adecuada de coagulante	42
Tabla VIII.11	Prueba de Color para prueba de 110-130 ppm	43
Tabla VIII.12	comparativo del agua sin floculantes y entre floculantes-	47
Tabla 0.13	Costos por tonelada (aprox) y volumen de coagulantes requeridos para 1 año	48
Tabla 0.14	Costo de Coagulantes para un año	48

Figuras

Figura I.1	Proceso de tratamiento del agua residual en Salvador Escalante	5
Figura II.1	Vista superior del tanque sedimentador secundario	7
Figura II.2	Vista transversal del tanque sedimentador secundario	7
Figura III.1	Tanque de cloración fuera de funcionamiento	9
Figura VII.1	Equipo para prueba de sedimentación (conos Imhoff)	13
Figura VII.2	Gráfico de distribución del tamaño de partícula	14
Figura VII.3	Equipo LS100 Beckman Coulter	14
Figura VII.4	Tanque sedimentador cónico tipo Dortmund	19
Figura VII.5	Ilustración de los procesos de Micro y Macrofloculación	21
Figura VII.6	Modelo de la doble capa eléctrica	22
Figura VII.7	Proceso de coagulación	24
Figura VII.8	Proceso de floculación	24
Figura VII.9	Equipo utilizado para prueba de jarras	27
Figura VIII.1	Gráfico de sedimentación, método Talmadge & Fitch	30
Figura VIII.2	Cálculo del tiempo óptimo por porcentaje de remoción	33
Figura VIII.3	Alimentación del tanque sedimentador	35
Figura VIII.4	Adecuaciones al Tanque sedimentador	36
Figura VIII.5	Color original del agua residual	38
Figura VIII.6	Equipo para prueba de jarras complejo polímero – sulfato Al	39
Figura VIII.7	Relación tiempo vs color	40
Figura VIII.8	Equipo para prueba de jarras con policloruro de aluminio	41
Figura VIII.9	Relación concentración policloruro de aluminio vs Color	43

Figura VIII.10	Comparativo, Prueba de policloruro de aluminio en el intervalo 110-130	44
Figura VIII.11	Agua tratada con polímero – sulfato de aluminio	46
Figura VIII.12	Agua tratada con policloruro de Aluminio	46
Figura VIII-13	Comparativo de color con y sin floculantes	53

Glosario

Aerobio: se le denomina aerobio al proceso u organismo que requiere de oxígeno para desarrollarse.

Afluente: corriente de entrada que nutre a algún arroyo o corriente de mayor tamaño.

Agitación: es el efecto en un medio de la acción mecánica de un agitador.

Aguas residuales: Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

Alginatos: Polisacáridos presentes en las paredes celulares de las algas marinas, en su estado natural se presentan como una mezcla de sales de los cationes presentes comúnmente en el agua de mar Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ .

Anaerobio: se denomina anaerobio al proceso u organismo que puede desarrollarse pese a la falta de oxígeno.

Biodiscos: Estructura de gran área superficial que permite el crecimiento de colonias de microorganismos requeridos para la degradación de la materia contaminante en las aguas residuales.

Catiónico: que tiene carga positiva.

Cauce: lecho de un arroyo o río, es decir la depresión de terreno que contiene al agua.

Coagulación química: Adición de compuestos químicos al agua para desestabilizar las partículas y permitir la formación de flóculos.

Coagulante: Sustancia que favorece la desestabilización de las cargas de las partículas, permitiendo su coagulación.

Coloide: sistema formado por dos o más fases, normalmente una fluida y una sólida generalmente partículas muy finas.

Coloide de asociación: sustancias solubles de baja masa molecular, que se aglomeran formando agregados de tamaño coloidal conocidos como micelas.

Conductividad: Propiedad natural de los cuerpos que permiten el paso a través de sí de la electricidad. Unidad de medida, μS .

Cono Imhoff: recipiente graduado en forma de cono usado para medir el volumen de sólidos sedimentables en líquidos provenientes de aguas residuales durante distintos tiempos de sedimentación.

Desinfección: Proceso que logra matar a los microorganismos causantes de infecciones, como virus o bacterias.

Demanda química de oxígeno: parámetro que mide la cantidad de sustancias susceptibles de ser oxidadas por medios químicos que hay disueltas o en suspensión en una muestra líquida, utilizado para medir el grado de contaminación. Unidades de medida, mgO_2/L .

Descarga: es el líquido residual que sale de alguna instalación.

Escorrentía: Agua de lluvia que discurre por la superficie de un terreno

Floculación: aglomeración de partículas desestabilizadas en el proceso de coagulación química a través de medios mecánicos o hidráulicos.

Floculación ortocinética: formación de flóculos derivados de la interacción entre partículas debido a gradiente de velocidad o mezclado.

Floculación pericinética: formación de agregados de partículas en un intervalo de tamaño que varía de 0.01 a 1 μm (partículas coloidales).

Floculante: compuesto generalmente orgánico agregado para mejorar el proceso de floculación.

Flóculos: grumo de materia orgánica formado por la agregación de sólidos en suspensión.

Hidrofílico: sustancia que tiene afinidad con el agua.

Hidrofóbico: sustancia que repele el agua.

Límite permisible: contenido máximo o intervalo de valores de un componente, que garantiza que el agua será agradable a los sentidos y no causará efectos nocivos a la salud del consumidor.

Micelas: conjunto de moléculas que constituye una de las fases de los coloides.

Partículas Discretas: partícula que no cambia de forma, tamaño y peso al sufrir algún proceso de tratamiento.

pH: unidad de medida de alcalinidad o acidez de una solución. Específicamente es una medida de la concentración de iones de hidrógeno que contiene una solución determinada.

Polímero: macromolécula compuesta por una o varias unidades conocidas como monómeros que se repiten a lo largo de toda una cadena.

Remanente: Parte que queda o sobra de algo.

Residuo: materia inservible que resulta de la destrucción de algo.

Sedimentación: acumulación por deposición de las materias suspendidas en un líquido a lo largo de un tiempo.

Sólidos sedimentables: Son los sólidos que se sedimentarán por fuera de la suspensión dentro de un periodo específico de tiempo.

Sólidos suspendidos: Son la porción de sólidos totales que es retenida en un filtro de tamaño específico (comúnmente filtro Whatman de fibra de vidrio con tamaño nominal de poro igual a 1.58 μm).

Tiempo de residencia: es el tiempo requerido para que un determinado material complete su ciclo de ingreso, permanencia y egreso en un recipiente (sedimentador, reactor).

Tributario: También conocido como afluente, en la hidrología hace referencia al cuerpo de agua cuya desembocadura no se produce en el mar, sino que lo hace en un río superior o de mayor importancia y caudal.

Título, resumen y abstract

“Análisis operativo y rehabilitación de un sedimentador secundario para una planta de tratamiento de aguas residuales municipales”

Resumen

Actualmente el municipio de Salvador Escalante tiene una planta de tratamiento de aguas residuales, cuenta con sistema de biodiscos y reactor biológico (lodos activados) para lograr la degradación de la materia orgánica contenida en la descarga. Esta planta es de vital importancia en la región ya que trata un flujo de 40 l/s de las descargas de 3 de las principales localidades del municipio, que son Casas Blancas, Opopeo y Santa Clara del Cobre. De no ser así, esta descarga tendría como destino final el lago de Zirahuén, mediante sistemas de escorrentía. Sin embargo, luego de realizar monitoreo tanto al agua como a los equipos, nos hemos percatado que el proceso no funciona de manera adecuada. Debido a fallas en la infraestructura que presentan los tanques. En el caso de los sedimentadores secundarios, la entrada a ellos no permite que el flujo tenga un tiempo de residencia adecuado para lograr una sedimentación correcta, lo que deriva en presencia de sólidos suspendidos en el tanque de desinfección con hipoclorito de sodio, que se encuentra en desuso por esta situación. Por ello se pretende con este trabajo analizar el problema de manera ingenieril, buscar alternativas de solución, o en su defecto rediseñar los tanques sedimentadores secundarios en base a las condiciones específicas del tipo de descarga manejado en el municipio, de manera que pueda arrancar el tanque de desinfección y la planta genere de esta forma agua tratada de mejor calidad.

Lodos activados

Agua residual

Sedimentadores

Descargas

Tratamiento

"Operational analysis and rehabilitation of a secondary settler for a municipal
wastewater treatment plant"

Abstract

Currently the municipality of Salvador Escalante has a wastewater treatment plant, with a bio-reactor and biological reactor (activated sludge) to achieve degradation of the organic matter contained in the effluent. This plant is of vital importance in the region since it treats a flow of 40 l / s of the discharges of 3 of the main localities of the municipality, which are Casas Blancas, Opopeo and Santa Clara del Cobre. Otherwise this discharge would have as final destination the lake of Zirahuén by means of systems of runoff. However, after monitoring both the water and the equipment, we have noticed that the process does not work properly due to problems in the infrastructure of the tanks. In the case of secondary settlers, the entrance to them does not allow the flow to have a suitable residence time to achieve a correct sedimentation, which results in the presence of suspended solids in the disinfection tank with sodium hypochlorite, which is in disuse. This is why it is intended here analyzed the problem in an engineering way, to look for alternative solutions, or to the redesign of secondary sedimentation tanks based on the specific conditions of the type of effluent managed in the municipality, so that can start the disinfection tank can work properly and the plant thus to generate treated water of better quality.

Activated Sludge wastewater Sedimentation Effluents

I. Introducción

I.1 Contaminación

Hace poco más de medio siglo, no era necesario hablar de cambio climático como lo hacemos ahora, no se hablaba de contaminación, ni de escasez de recursos. Con el paso de los años, nosotros mismos nos hemos encargado de hacer que estos temas, que antes no eran preocupantes, ahora nos sean tan familiares.

Sin embargo, el hecho de haber nacido durante los años 90's no nos exime de responsabilidad en el incremento de la contaminación, tanto de aire, suelo, así como del agua. Y mucho menos nos quita el deber de actuar, ya que contamos con algunos medios para frenar el deterioro que le hemos hecho a nuestro planeta.

I.2 Recurso hídrico

Es bien sabido que una gran parte de la superficie del planeta tierra está cubierta por agua y que la cantidad de ésta no cambia con el tiempo, se ha establecido su volumen en 1386 millones de km³, un 2.5% corresponde sólo a agua dulce, del cual solo 10.395 millones de km³ sirven para consumo humano, ya que el resto se encuentra distribuido en glaciares, como nieve en las montañas y como agua subterránea. En pocas palabras, del total de agua disponible en el planeta, sólo el 0.75% es apta para consumo humano, de esta manera podemos comprender la importancia de mantener limpia el agua que tenemos.

Con el crecimiento demográfico la demanda de agua potable ha incrementado, así como su contaminación. Se ha necesitado de la implementación de sistemas de alcantarillado más grandes, lo que significa descargas más abundantes a ríos y lagos circundantes a las poblaciones. Para tratar de reducir la contaminación del agua, se han creado leyes que regulan y dan seguimiento a la contaminación del agua, sistemas de tratamiento para limpiar las aguas residuales que se generan en estos cúmulos sociales

I.3 Tratamientos y normas para conservar el recurso hídrico

Para tratar estas aguas residuales, se han implementado tratamientos biológicos, basados en el proceso en que una población mixta de microorganismos utiliza como nutrientes los contaminantes presentes en las aguas residuales. Este es el mecanismo mediante el cual las corrientes naturales se autopurifican. Gracias al uso de diversas técnicas de la Ingeniería Química, este tipo de tratamientos se ha diversificado e intensificado. Es posible determinar el tipo de contaminantes presentes en el agua a tratar, y de esta manera poner en contacto la población de microorganismos adecuada, así como el tiempo necesario para que estos microbios sean capaces de descomponer y eliminar los contaminantes que se desea remover.

Sin embargo en el tratamiento de aguas residuales a gran escala, se presenta un inconveniente, que aunque el agua sale limpia, deja atrás una corriente concentrada de contaminantes, constituida por lodos biológicos que deberán tener un tratamiento adicional, con lo que queda claro que nunca es posible deshacerse en su totalidad de la contaminación (Winkler, 1993).

En México estas regulaciones para uso y descarga final de aguas residuales, ya sea de tipo urbano o industrial, se encuentran distribuidas en las normas oficiales mexicanas (NOM) 001, 002, 003 y 004 de la SEMARNAT. En esas normas se asientan los límites máximos permisibles para cada uno de los tipos de agua que se descargue o se reutilice, previo a un tratamiento.

I.4 Caso de estudio

El lago de Zirahuén es un bien nacional, de gran importancia económica para la población circundante, ya que es un atractivo turístico de reconocimiento nacional y es fuente de ingreso para las personas que se dedican a la venta de pescado, recurso que en los últimos años se ha visto mermado por las condiciones del agua que se deposita en él. Debido a ello que se ha optado por implementar sistemas de tratamiento previo para los cauces que nutren a este lago (CEAC, 2016).

El tratamiento utilizado en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del municipio de Salvador Escalante es un tratamiento biológico del tipo aerobio, es decir, que los microorganismos que degradan a los contaminantes presentes en el agua pueden vivir y desarrollarse en presencia de oxígeno diatómico. Dicho proceso consta de pretratamiento (cribado, desarenado), tratamiento primario (sedimentación) y tratamiento terciario (desinfección), como se ilustra en la figura I.1.

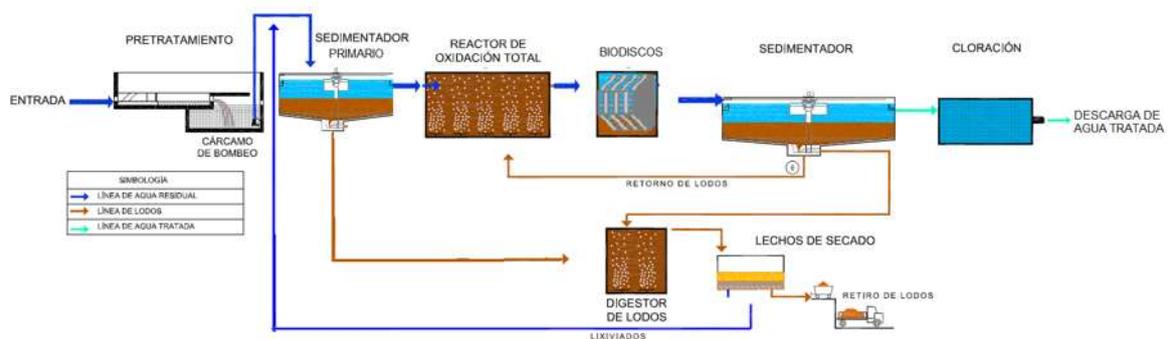


Figura I.1 Proceso de tratamiento del agua residual en Salvador Escalante

II. Antecedentes

De acuerdo al diagnóstico presentado en el año 2013 por la Coordinación de la Investigación Científica, en conjunto con el Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (Inirena), el Instituto de Investigación en Metalurgia y Materiales y la Facultad de Biología de la UMSNH, el principal afluente del Lago de Zirahuén, el arroyo La Palma, presenta un deterioro sensible en la calidad del agua principalmente donde se incorporan las descargas domésticas de las localidades de Santa Clara, Opopeo y Casas Blancas. El lago de Zirahuén redujo su transparencia de 4.6 m (año 2000) a 2.26 m (año 2013), presentando una penetración lumínica de 6.3 m aproximadamente en 2013. (Chávez, 2013)

Desde la puesta en marcha de la planta de tratamiento el año de 2014, no ha sido posible que funcione la sección de desinfección, debido a que la remoción de sólidos no es la adecuada en el sedimentador secundario, aunado a ello el color de la corriente de salida es alto, con respecto a lo esperado para este punto del proceso. El color es un parámetro que permitirá determinar la efectividad de la remoción de sólidos, ya que es una medida indirecta de su concentración.

II.1 Sedimentador secundario (clarificador)

La planta de tratamiento de aguas residuales cuenta con 3 tanques clarificadores de tipo DORTMUND (modificado), cuyas características se presentan a continuación:

Longitud 19.15 m, ancho 3.45 m, con canal de alimentación longitudinal de 14.55 m x 1 m y área de sedimentación de 48.6 m^2 . Como se muestra en las figuras II.1 y II.2

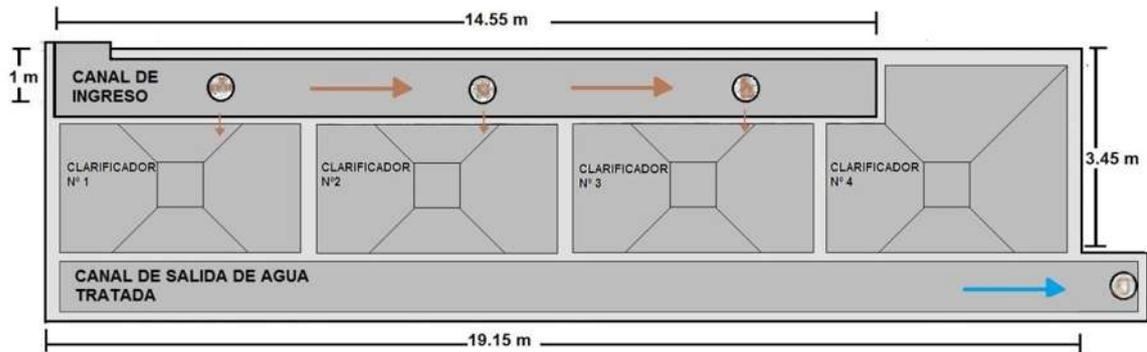


Figura II.1 Vista superior del tanque sedimentador secundario

Fuente: Conagua

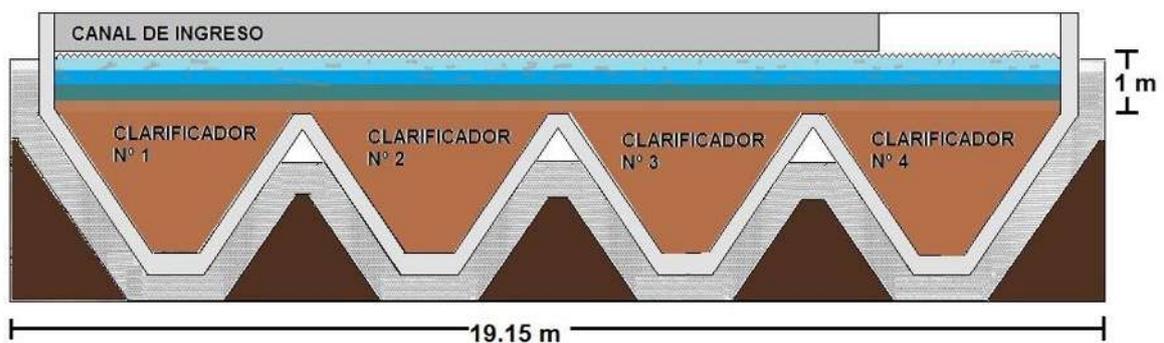


Figura II.2 Vista transversal del tanque sedimentador secundario

Fuente: Conagua

Este tipo de sedimentadores permite obtener un porcentaje alto de remoción de sólidos disueltos debido al manto de lodos que se forma en la sección de entrada, permitiendo que los sólidos disueltos se agrupen y sedimenten por acción de la gravedad hasta concentrarse en el fondo del tanque cónico.

II.2 Caracterización del agua a la entrada y salida del tanque sedimentador

Corriente	pH	Conductividad [μ S]	Demanda química de oxígeno [ppm]	Sólidos sedimentables [ml/l]	Sólidos suspendidos [ppm]
Entrada	6.38	452	250	2	65.55
Salida	6.45	332	175	0.1	223

Tabla II-1 Resultados de la Caracterización del Agua Residual

Fuente: Elaboración Propia

De los resultados mostrados en la tabla II.1, se observa que no hay cambios importantes en cuanto al pH, la conductividad y la demanda química de oxígeno disminuyen y aunque no son parámetros establecidos en la norma permiten tener una relación de la concentración de sólidos.

El parámetro de mayor relevancia es aquel que involucra la cantidad de solidos suspendidos los cuales, contrario a lo esperado aumentan cerca del 350 % en lugar de disminuir.

Por otro lado hay que destacar que la cantidad de solidos sedimentables si se ve disminuida al grado de cumplir lo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996, la cual indica que el valor de los sólidos debe oscilar entre 1-2 ml/l para uso de riego agrícola.

III. Justificación

Se cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales con tecnología híbrida de aereación combinada con biodiscos rotativos diseñada para tratar hasta 60 l/s de la corriente perteneciente a las comunidades de Casas Blancas, Opopeo y Santa Clara del Cobre, esta corriente mantiene un flujo de 40 l/s (CEAC, 2016).

Sin embargo no sirve de nada el tratamiento, si el proceso no se completa de manera adecuada, esto se deduce ya que el tanque de desinfección no logra su objetivo debido a la alta concentración de sólidos suspendidos presentes en la corriente de salida del sedimentador secundario que alimenta al tanque de desinfección como se muestra en la figura III.1

El aumento que presentan los sólidos suspendidos a la salida del sedimentador, mostrado en la tabla II.1 permite justificar el uso de un coagulante que permita removerlos.

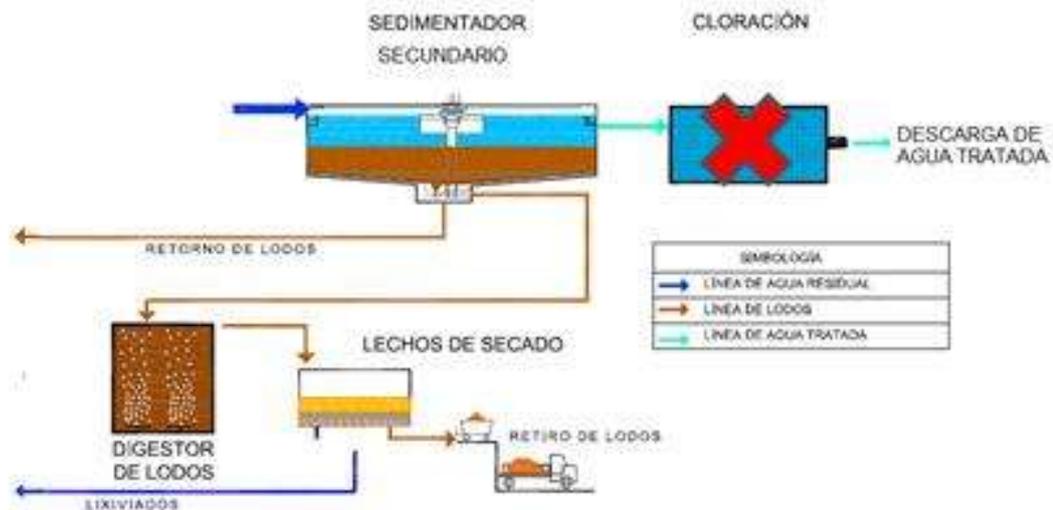


Figura III.1 Tanque de cloración fuera de funcionamiento

IV. Planteamiento del problema

Se estima que el área disponible en el tanque sedimentador secundario de la planta de tratamiento no es adecuada por la forma en que se alimenta, ya que la turbulencia generada en la alimentación favorece la suspensión de las partículas y el tiempo de residencia en el sedimentador es muy corto, permitiendo que una gran cantidad de sólidos se descarguen en la corriente que alimenta al tanque de desinfección, influyendo de esta manera negativamente al aumentar la cantidad de reactivo desinfectante necesario.

V. Hipótesis

El uso de un coagulante provocará que el tamaño de partícula de los sólidos se incremente, favoreciendo su sedimentación y aprovechando el área brindada por los tanques actuales, sin realizar cambios en la infraestructura.

VI. Objetivos

VI.1 General

Analizar el funcionamiento del tanque sedimentador secundario, de la planta de tratamiento de aguas Residuales del municipio de Salvador Escalante y determinar si es adecuado.

VI.2 Específicos

- Determinar si el área de sedimentación del tanque es la adecuada de acuerdo a las características del agua a tratar.
- Mejorar la claridad del agua que sale del sedimentador hacia el tanque de desinfección.
- Determinar si el uso de coagulantes es viable para este proceso.

VII. Marco teórico

VII.1 Características físicas del agua residual

Los parámetros de importancia de las aguas residuales son el contenido de sólidos totales, materia flotante, pH, temperatura, metales, cianuros, nitrógeno y fósforo totales; los límites máximos permisibles se encuentran dentro de la norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 mostrados en las tablas VII.1 y VII.2

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS																				
PARÁMETROS	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS				SUELO					
	Uso en Hiego agrícola (A)		Uso Público Urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en Hiego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (B)		Uso en Hiego agrícola (A)		Humedales naturales (B)	
(Miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Temperatura °C (1)	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Grasas y Aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia Flotante (3)	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Sólidos Sedimentables (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125
Demanda Bioquímica de Oxígeno	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

(1) Instantáneo

(2) Muestra Simple Promedio Ponderado

(3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006.

P.D.= Promedio Diario; P.M.= Promedio Mensual; N.A.= No es aplicable (A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

Tabla VII.1 Límites máximos permisibles de contaminantes básicos en aguas residuales que descargan a bienes de carácter nacional. Fuente: NOM-001-SEMARNAT-1996, Diario de la Federación

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS																				
PARÁMETROS (*)	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS				SUELO					
(miligramos por litro)	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en Hoga agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, recreación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en Hoga agrícola (A)		HUMEDALES NATURALES (B)	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.05	0.1	0.1	0.2
Cianuro	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	1.0	1.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4.0	6.0
Cromo	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01
Niquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

(*) Medidos de manera total.
P.D.= Promedio Diario, P.M.= Promedio Mensual; N.A.= No es aplicable
(A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

Tabla VII.2 Límites máximos permisibles de metales pesados en aguas residuales que descargan a bienes de carácter nacional. Fuente: NOM-001-SEMARNAT-1996, Diario de la Federación.

VII.2 Sólidos

Los sólidos en el agua residual se presentan de varias maneras y se describen en la tabla VII.3

Tipo de Sólido	Descripción
Sólidos Totales (ST) [mg/L]	Residuo remanente de una muestra de agua residual que ha sido evaporada y secada a una temperatura específica (103 a 105 °C)
Sólidos Suspendidos Totales (SST) [mg/L]	Porción de sólidos totales que es retenida en un filtro de tamaño específico (comúnmente filtro Whatman de fibra de Vidrio con tamaño nominal de poro igual a 1.58 µm).
Sólidos Sedimentables (SS) [ml/L]	Sólidos que se sedimentarán por fuera de la suspensión dentro de un periodo específico de tiempo.

Tabla VII.2 Descripción de algunos tipos de sólidos presentes en la descarga del sedimentador Fuente: (Tchobanoglous, 2000)

La prueba estándar para sólidos sedimentables consiste en colocar la muestra en un cono Imhoff de 1 litro anotando el volumen en ml, de sólidos que sedimenten durante 60 min. La figura VII.4 ilustra el equipo que se usa para ésta determinación.

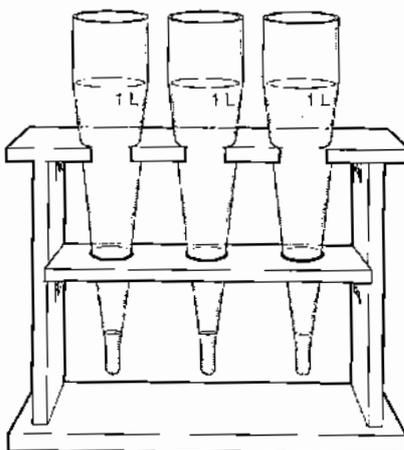


Figura VII.1 Equipo para prueba de sedimentación (conos Imhoff) Fuente: Metcalf & Eddy, 2003

VII.3 Conductividad

La conductividad eléctrica es una medida de la habilidad de una solución para conducir corriente eléctrica. Porque la corriente eléctrica es conducida a través de los iones en solución, la conductividad incrementa cuando la concentración de iones incrementa. La conductividad eléctrica es un parámetro utilizado como una manera de calcular la concentración de sólidos disueltos totales y para saber si un agua es conveniente para riego (Standard Method, 1998).

VII.4 Demanda química de oxígeno

Determina la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica en una muestra de agua residual bajo condiciones específicas de agente oxidante, temperatura y tiempo.

VII.5 Densidad

La densidad es una característica física importante de las aguas residuales, ya que brinda información de las corrientes en los tanques de sedimentación, tanques de contacto con cloro y otras unidades de tratamiento. Para aguas residuales domésticas que no contienen gran cantidad de desechos industriales, la densidad es esencialmente la misma que la del agua a la misma temperatura.

VII.6 Tamaño de Partícula

Los sólidos suspendidos totales representan un parámetro agrupado. Para comprender mejor la naturaleza de las partículas que componen estos sólidos en las aguas residuales, es necesario medir su tamaño para el análisis de la distribución de los tamaños de partícula, que se muestra en la figura VII.2

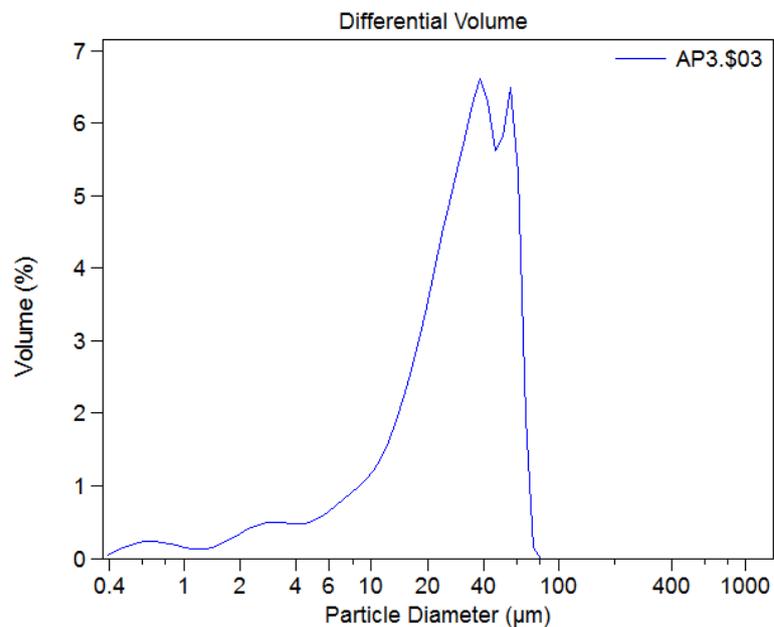


Figura VII.2 Gráfico de distribución del tamaño de partícula. Fuente: LS100 B. Coulter

Se determinó el tamaño de partícula en el equipo LS100 de la marca Beckman Coulter mostrado en la figura VII.2 y mide muestras que se encuentren en un rango de 0.4 a 900 μm .

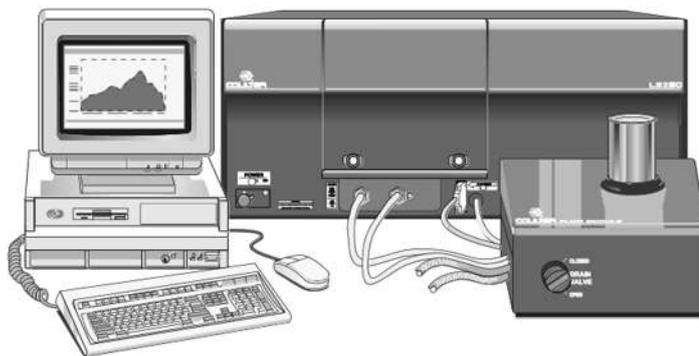


Figura VII.3 Equipo LS100 Beckman Coulter

Un tamaño de partícula adecuado para una buena sedimentación se encuentra por arriba de los 10 μm . De los resultados mostrados en las tablas VII.4 y VII.5, se observa que la mayor parte de la muestra presenta tamaño de partícula de poco más de 20 μm lo que significa que son partículas discretas que presentarán sedimentación.

Media	23.42 μm
Mediana	30.23 μm
Media/Mediana	0.775
Desviación estándar	2.540
Varianza	6.449
Sesgo	-1.781 sesgada a la izquierda
Kurtosis	3.498 Leptocurtica

Tabla VII.4 Resultados de la prueba de tamaño de partícula

Fuente: Equipo LS100 B. Coulter

Volumen de muestra %	Tamaño de partícula [μm]
10	55.71
25	43.92
50	30.23
75	17.46
90	6.953

Tabla VII.3 Distribución del tamaño de partícula Fuente: LS100 B. Coulter

VII.7 Color

El color en las aguas residuales se debe principalmente a dos causas:

- Causas Internas, se refiere al color causado por los materiales presentes en suspensión o colorantes.
- Causas Externas, causado por la capacidad que el agua tiene de absorber radiaciones del espectro visible.

El parámetro de color se divide en color aparente, que es el que se produce cuando hay materiales en suspensión, y el color verdadero, que es el color que queda en el agua residual una vez que se han eliminado los sólidos suspendidos.

Las aguas residuales domésticas presentan normalmente un color amarillo-grisáceo, el cual puede volverse negro, cuando las aguas presentan condiciones sépticas.

Métodos de medición de color

Existen dos métodos para la medición de color. El método más general, es la comparación visual, el que utiliza soluciones patrón a diferentes concentraciones de platino y cobalto (para aguas claras, transparentes). Y el método espectrofotométrico, que utiliza como parámetro de medición el color aparente y es usado también para las aguas que presenten colores poco usuales que difícilmente sea posible igualarlos mediante el método visual.

Escala de medición

Las unidades utilizadas para medir el color son unidades Pt-Co; éstas se derivan del patrón utilizado en el método de comparación visual utilizando una solución patrón (cloroplatinato de potasio + cloruro cobaltoso hexahidratado en solución ácida) de 500 unidades Pt-Co y a partir de ella se realizan las diluciones correspondientes para comparar con las muestras a analizar

El color se debe a la presencia de partículas en el agua, lo que indica que al presentar color, el pH también puede variar y por tanto ante la presencia de color en agua residual es recomendable reportar su pH.

VII.8 pH

La concentración de iones-hidrógeno es un importante parámetro de la calidad tanto del agua limpia como de las aguas residuales. La forma usual de medición de este parámetro es mediante el pH, que se define como el logaritmo negativo de la concentración de los iones de hidrógeno.

$$pH = -\log_{10}[H^+]$$

El rango de concentración adecuado para la existencia de la mayoría de la vida acuática es bastante estrecho y crítico, típicamente entre 6 y 9. Aguas residuales con una concentración extrema de iones de hidrógeno suelen ser difíciles de tratar por medios biológicos, y aunque no se modificaran las concentraciones antes de la descarga, es posible que ésta pueda alterar la concentración en las aguas naturales. Para descargas de aguas tratadas al ambiente, un rango permitido de pH varía de 6.5 a 8.5.

VII.9 Sedimentación

La sedimentación es un tipo de separación sólido-líquido cuya fuerza motriz es la gravedad para remover sólidos suspendidos. Es una operación unitaria comúnmente usada en la potabilización de agua, así como en tratamiento de aguas residuales. En el tratamiento de aguas residuales sus principales aplicaciones son:

1. Decantación sencilla de las aguas superficiales antes del tratamiento
2. Remoción de arena y sedimentos
3. Remoción de sólidos suspendidos en tanques clarificadores
4. Eliminación biológica de flóculos en clarificadores finales de lodos activados

Podemos considerar 3 tipos de sedimentación en la sedimentación de tipo I o sedimentación discreta, las partículas sedimentan como unidades separadas, aparentemente no presentan floculación o interacción entre ellas. En la sedimentación de tipo II o sedimentación con floculación, la aglomeración va acompañada de cambios en la densidad y en la velocidad de sedimentación, tipo de sedimentación que puede llevarse a cabo en clarificadores o sedimentadores primarios. En la sedimentación de tipo III o sedimentación por zonas, la sedimentación de las partículas forma una especie de capa que sedimenta como una masa total y presenta una interfase distinta con la fase líquida, tipo de

sedimentación que se ejemplifica en la precipitación de lodos activos en clarificadores secundarios y en la de los flóculos de alúmina en el tratamiento de aguas.

Desde 1869, Sillar y Wigner habían observado que el lodo de reciente coagulación, al ser agregado a un agua turbia, tenía el poder de hacer precipitar las partículas en suspensión, y que este proceso podía “repetirse cinco o seis veces”. La primera aplicación de este descubrimiento fue hecha por Mueller-Nohnsen en 1880 en un tanque de sedimentación que se construyó en Dortmund, Alemania, durante mucho tiempo fue bastante usado, aunque no patentado, por lo que se conoce actualmente como tanque Dortmund mostrado en la figura VII.4.

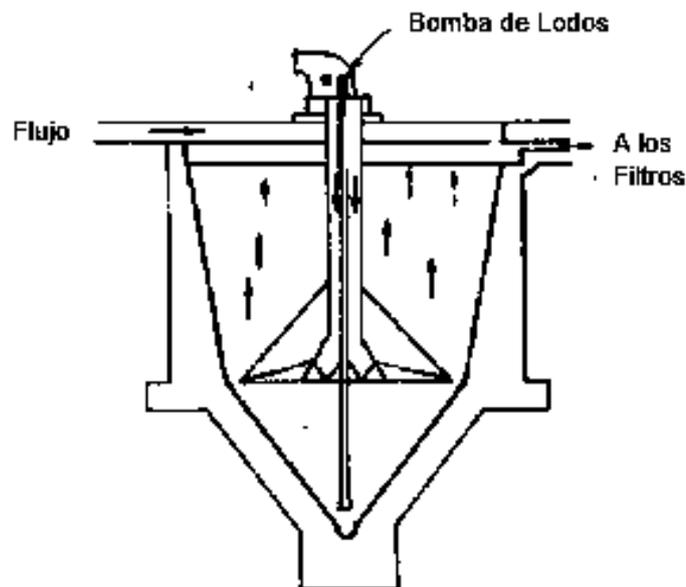


Figura VII.4 Tanque sedimentador cónico tipo Dortmund.

Fuente: (CEPIS., 1981)

En estos tanques existe la recirculación de lodos, para formar lo que se conoce como manto, que permite sedimentar y arrastrar consigo los sólidos en suspensión.

Previo a la sedimentación se tiene que lograr la desestabilización de la carga de las partículas que se desean retirar (coagulación) y el posterior aglutinamiento (floculación) del material desestabilizado para su incremento de tamaño (sedimentación por acción de gravedad).

VII.10 Fundamento químico de la coagulación y floculación

Las partículas coloidales encontradas en las aguas residuales suelen tener una carga superficial negativa neta. Como tales partículas son muy pequeñas (0.01 – 10 μm) las fuerzas atractivas de las partículas son considerablemente menores que las fuerzas de repulsión de la carga eléctrica, por lo que el movimiento browniano mantiene estas partículas en suspensión, movimiento que es provocado por la interacción térmica de las partículas coloidales por las moléculas de agua relativamente pequeñas que las rodean (Metcalf & Eddy Inc., 2003).

La coagulación es el proceso de desestabilización de las cargas de las partículas coloidales, de modo que el crecimiento de las partículas puede suceder como resultado de las colisiones entre ellas.

Las reacciones de coagulación son muy difíciles de explicar, por tanto es común describirlas mediante aproximaciones, ya que suelen ser reacciones incompletas, que pueden llegar a dar múltiples reacciones secundarias y éstas varían de acuerdo a las características de las aguas residuales, que también sufren variaciones dependiendo de la hora del día y de la estación.

Al hablar de coagulación química, no se pueden dejar de lado los términos coagulante y floculante. El coagulante es aquel compuesto que desestabiliza las cargas de las partículas coloidales y permite que haya interacción entre ellas, así cuando el floculante es agregado, mejora estas interacciones permitiendo que las partículas aumenten de tamaño.

Los coagulantes y floculantes comúnmente incluyen polímeros orgánicos naturales y sintéticos, sales metálicas como el aluminio o el sulfato férrico y sales metálicas perhidrolizadas, como el policloruro de aluminio y el policloruro de hierro.

El término floculación se utiliza para describir el proceso en que el tamaño de partícula incrementa como resultado de las colisiones entre partículas.

Existen 2 tipos de floculación los mismos que se ilustran en la figura VII.5

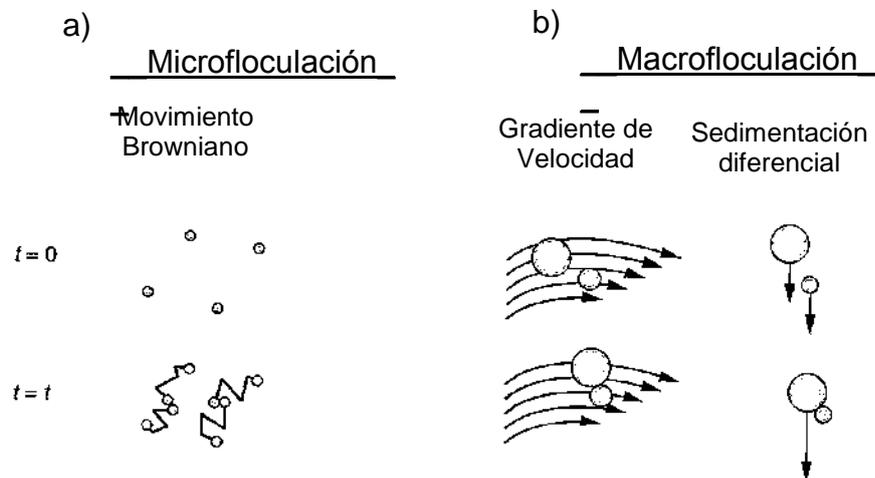


Figura VII.5 Ilustración de los procesos de Micro y Macrofloculación Fuente: (Metcalf & Eddy Inc., 2003)

Microfloculación, conocida también como floculación pericinética, que es causada por el movimiento browniano y la macrofloculación conocida también como floculación ortocinética, donde las partículas floculan mediante la inducción de gradientes de velocidad y mezclado en el fluido que contiene las partículas que serán floculadas.

El propósito de la floculación es la producción de partículas por medio de la agregación, que puedan ser removidas por medios poco costosos de separación de partículas como la sedimentación o filtración.

La macrofloculación es ineficaz hasta que el tamaño de partícula alcance un tamaño dentro del intervalo de 1 a 10 μm a través del contacto que produce el movimiento browniano o algún tipo de mezclado ligero (Metcalf & Eddy Inc., 2003).

Las partículas presentes en el agua residual, para efectos prácticos, se consideran coloidales, haciendo difícil la sedimentación por gravedad en un tiempo razonable, sin embargo esta característica hace posible la utilización de coagulantes para remover estas partículas.

VII.11 Desestabilización de partículas

Todas las partículas coloidales presentan cierta fuerza de repulsión entre ellas, esta fuerza de repulsión se conoce como potencial Zeta, para lograr una coagulación y floculación es necesario disminuir las fuerzas de repulsión, y permitir que las partículas interactúen entre sí.

La desestabilización química de las partículas coloidales se lleva a cabo mediante la adición de coagulantes, cuya función es modificar las cargas de las partículas, permitiendo que formen flóculos que sean capaces de sedimentar.

VII.12 Coagulación y floculación

Existen polielectrolitos que son agregados cuya función es permitir la coagulación en suspensiones coloidales permitiendo que la repulsión entre partículas disminuya. Ésta fuerza repulsión viene dada porque las partículas ejercen fuerzas de atracción mutuas como Van Der Waals-London, que son efectivas a escala muy pequeña y se anulan debido a la presencia de una atmósfera cargada eléctricamente alrededor de cada partícula y por lo tanto genera fuerzas de repulsión. Para entender este arreglo de las cargas eléctricas se propuso el modelo de la doble capa eléctrica que se ilustra en la figura VII.6.

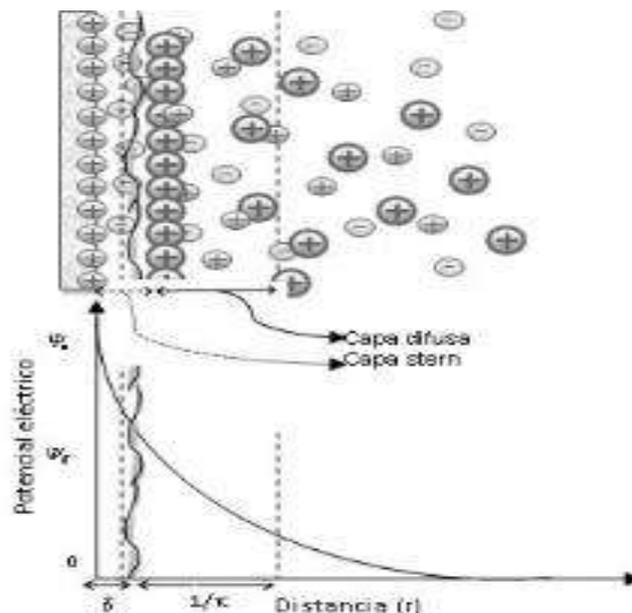


Figura VII.6 Modelo de la doble capa eléctrica. Fuente: Facultad de ciencias físicas y matemáticas, universidad de Chile, 2017

La doble capa influye directamente en la adsorción de los reactivos sobre la superficie de las partículas. La carga de la partícula depende del pH, negativa para suspensiones acuosas con un pH mayor de 4 (Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas Universidad de Chile, 2017)

La unión de partículas coloidales se puede inducir de 3 formas, reduciendo la carga superficial, reduciendo la doble capa eléctrica y por conexión polielectrolítica. Las dos primeras formas se consiguen mediante la desestabilización de las cargas particulares y la tercera con la adición de reactivos conocidos como floculantes.

Los coagulantes son polielectrolitos que tienen una carga opuesta a la de las partículas, neutralizan la carga cuando se dispersan en el sistema, permitiendo una interacción entre moléculas y logrando que se adhieran. Los polielectrolitos se dividen en dos categorías, naturales y sintéticos. Entre los polielectrolitos naturales de mayor importancia se encuentran los polímeros de origen biológico y derivados de productos del almidón, como los derivados de celulosa y Alginatos. Los sintéticos consisten en monómeros simples que se polimerizan en sustancias de alta masa molecular (Metcalf & Eddy Inc., 2003). El tipo de coagulante sintético depende de la carga del agua, por lo que existen aniónicos, catiónicos y no iónicos.

Los coagulantes actúan en dos fases principalmente; neutralización de cargas en el proceso de coagulación y formando puentes poliméricos en el proceso de floculación, ambos procesos se ilustran en las figuras VII.7 y VII.8 respectivamente.

Coagulación

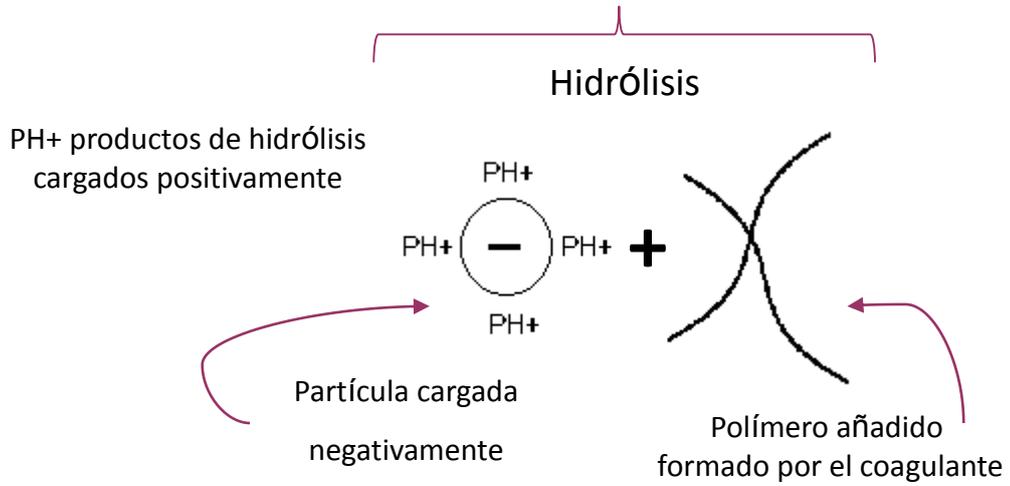


Figura VII.7 Proceso de coagulación

Floculación

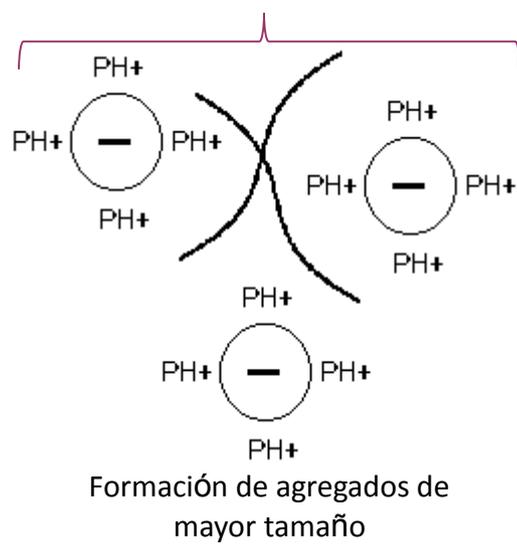


Figura VII.8 Proceso de floculación

La concentración necesaria para desestabilizar una suspensión coloidal se conoce como concentración crítica de coagulante; es necesario conocer la concentración adecuada, porque el incremento de ésta puede derivar en una re-estabilización de las cargas y en consecuencia la coagulación no se llevará a cabo.

Los coagulantes más utilizados son sales inorgánicas de aluminio, fierro, calcio etcétera, llegándose a utilizar cal o ácido sulfúrico, dependiendo de la carga superficial de las partículas, según se muestra en la tabla VII.6.

La floculación es una operación que va de la mano con la coagulación, sin embargo los aglomerados que se forman de ésta suelen ser menos compactos con respecto a la coagulación. Para ello es necesaria la adición de floculantes, reactivos que se utilizan para formar puentes o uniones entre partículas de manera que se formen agregados de partículas de mayor tamaño. Son polímeros orgánicos de cadena larga y alta masa molecular, solubles en agua y se pueden clasificar de acuerdo a 3 parámetros, naturaleza del floculante, como sintéticos (poliacrilamidas) y naturales (almidón, goma, etc.); de acuerdo a su carga, en catiónicos (NH_3^+), aniónicos (COOH^-) y no iónicos (poli-óxido de etileno); y dependiendo de su interacción con el solvente, se clasifican en hidrófobos e hidrofílicos, siendo estos últimos los más comunes de esta clasificación.

Coagulante	Rango de pH óptimo	Características	Especie de Aluminio
Sulfato de Aluminio (Estándar)	4.5 a 8.0	Alta disponibilidad Generación de sólidos Contenido de hierro ayuda como coagulante Menor costo en comparación con los policloruros Producido en México Para aguas poco turbias, es necesario el uso de un polímero coagulante.	La mayoría de especies de aluminio son complejos hidroxilo monoméricos con una carga catiónica de +1 a +3
Policloruro de Aluminio	6 a 9	Genera menor residuo de aluminio Aumenta la velocidad de formación de flóculos y sedimentación Reduce el tiempo de mezclado Reducción de lodos de un 25 – 75% Coagulante/floculante	Presencia de formas de aluminio monoméricas y poliméricas.

Tabla VII.4 Coagulantes utilizados .

Fuente: Reynolds & Richards, 1996

Coagulante	Temperatura	pH
Sulfato de Aluminio	La temperatura afecta la hidrólisis y por ende la producción de complejos hidroxilos cargados positivamente esenciales para la coagulación.	El rango de pH controla cuál especie de hidroxilo de aluminio se produce
Policloruro de Aluminio PAC's	Menor Efecto de temperatura por la presencia de formas de aluminio prepolimerizadas	Se espera menor impacto del pH por la presencia de formas de aluminio prepolimerizadas

Tabla VII-5 Efecto de temperatura y pH del agua residual.

Fuente: (Flórez, 2011).

Para una correcta aplicación de los coagulantes es necesario tener en consideración tanto el pH como la temperatura de la corriente que se desea tratar, algunos efectos presentados en los coagulantes se muestran en la tabla VII.7.

VII.13 Prueba de jarras

Este método consiste en colocar un litro del agua residual y colocar diferentes concentraciones del coagulante en cada una de las jarras previamente agitadas, cuando es agregado el coagulante se realiza una agitación rápida (200 rpm aproximadamente) de 2 – 5 min para permitir que las cargas de las partículas en suspensión se desestabilicen y comience la coagulación. El equipo necesario para esta prueba se observa en la figura VII.9

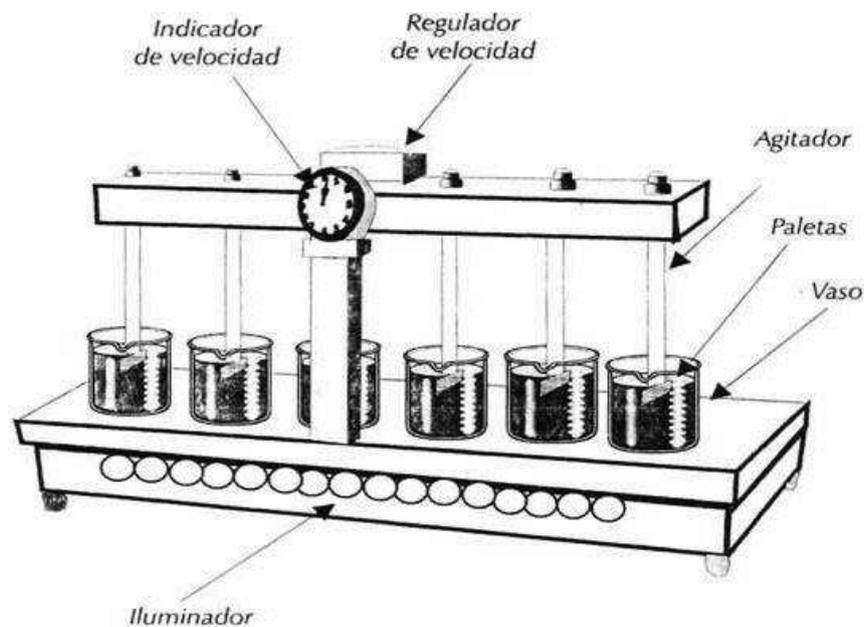


Figura VII.9 Equipo utilizado para prueba de jarras

Posterior a este tiempo se añade, si así es requerido, el floculante y se realiza una agitación lenta (10 - 40 rpm) durante 5 min aproximadamente para favorecer la interacción partícula – partícula y se formen flóculos que sedimenten.

Se hace prueba de color a los sobrenadantes pasado un tiempo para determinar la concentración adecuada de coagulante.

VIII. Resultados y discusión

VIII.1 Área del sedimentador actual y comparación de áreas de acuerdo al porcentaje de remoción mediante el método de Talmadge & Fitch

La planta de tratamiento está diseñada para tratar un flujo de hasta 60 l/s, flujo que se encuentra distribuido en 3 sedimentadores; se realizaron medidas del flujo por sedimentador y se concluyó que, como promedio se maneja un flujo de 3 – 5 l/s (para los cálculos siguientes se tomarán 3 l/s) en este punto del proceso.

De acuerdo a las dimensiones del tanque de sedimentación actual, y a las pruebas que se realizaron de sólidos suspendidos, se determinó que los sólidos suspendidos no tienen la masa suficiente ni el tamaño para sedimentar. El caudal de la corriente de entrada es de 0.18 m³/min y la longitud que se tiene para sedimentar es de 3.45 m.

Para el cálculo del área de sedimentación en función del porcentaje de remoción se utilizó el método de Talmadge & Fitch, que consiste en una prueba de sedimentación (prueba de la probeta), se agrega un litro de agua a una probeta de altura conocida y cada cierto periodo de tiempo se van tomando lecturas de la altura a la que se encuentran los sólidos, mismos que se muestran en la tabla VIII-1.

Tiempo [min]	Altura (H) (cm)	Tiempo [min]	Altura (H) (cm)
3	11	33	5.4
6	8.8	36	5.4
9	7.7	39	5.2
12	7.3	42	5.1
15	6.6	45	5.1
18	6.3	48	5.1
21	6.0	51	5.0
24	5.7	54	4.9
27	5.7	57	4.8
30	5.5	60	4.8

Tabla VIII-1 Resultados de la prueba de sedimentación en probeta. Fuente: Realización propia

De acuerdo con los datos obtenidos se realiza la gráfica de la curva de sedimentación real donde se pueden apreciar dos partes de la curva, la tendencia de sedimentación de partículas discretas y la tendencia de sedimentación de las partículas floculentas.

Posteriormente se grafican:

1. Recta tangente a la línea de sedimentación discreta
2. Recta tangente a la línea de sedimentación floculenta
3. En la Intersección de ambas rectas tangentes se grafica una bisectriz que al chocar con la curva de sedimentación nos permitirá conocer el punto de la concentración crítica
4. Recta tangente al punto crítico

La línea tangente al punto de concentración crítica indica la velocidad de sedimentación. Estas líneas se muestran en las figura VIII.1.

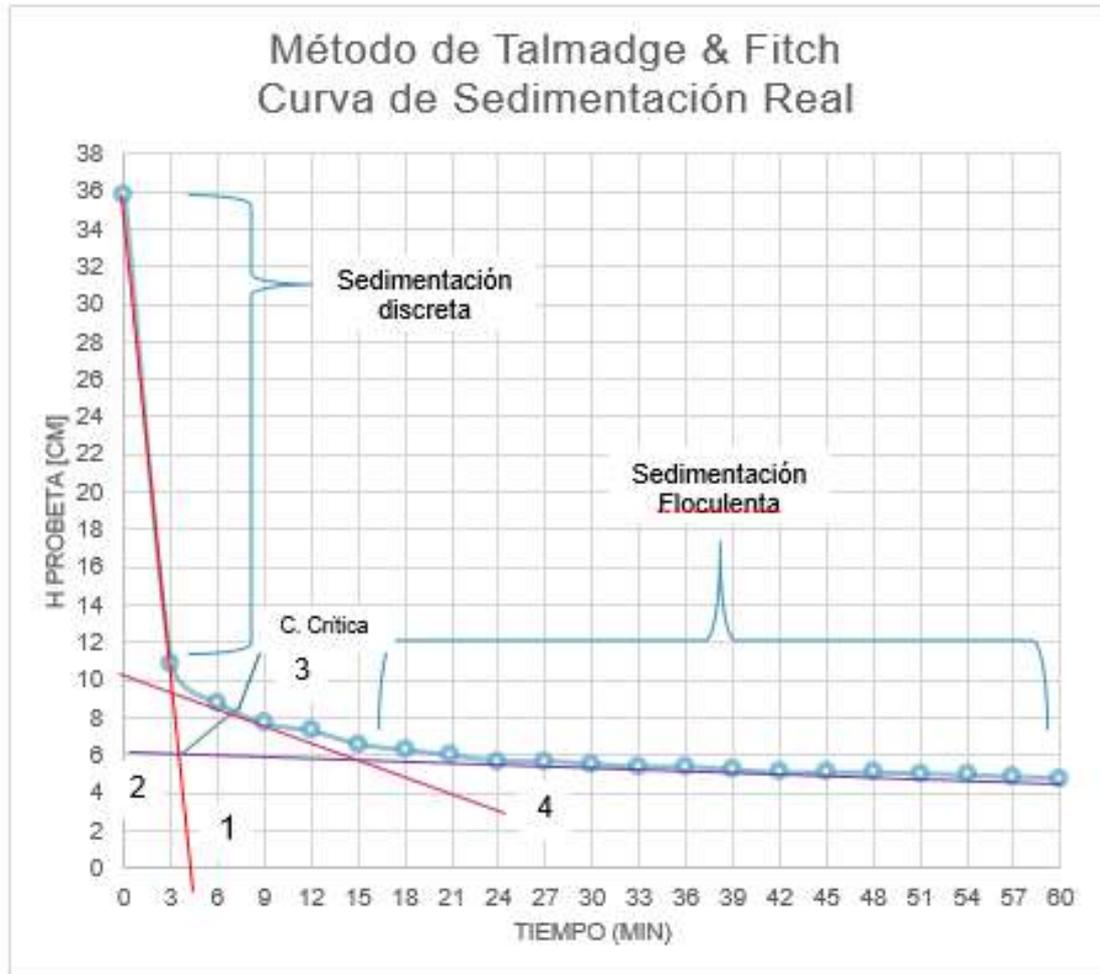


Figura VIII.1 Gráfico de sedimentación, método de Talmadge & Fitch

Para el cálculo de la concentración de sólidos a retirar es necesario considerar la altura máxima de la interfase en la probeta, ésta se determina a los 60 minutos y es la altura a la que se encuentran los sólidos. En esta prueba la altura máxima se estableció en:

$$h_{\max} = 4.8 \text{ cm}$$

La concentración máxima de sólidos suspendidos se calcula de acuerdo a la relación $C_0 h_0 = C_{max} h_{max}$

Donde:

C_0 = Concentración inicial de sólidos suspendidos

h_0 = Altura inicial de la interfase en la probeta

C_{max} = concentración máxima de sólidos suspendidos en 60 min

h_{max} = Altura de la interfase en probeta a los 60 min

$$65.55 \frac{mg}{l} (36 \text{ cm}) = (C_{max})(4.8 \text{ cm})$$

Despejando:

$$(C_{max}) = \frac{65.55 \frac{mg}{l} (36 \text{ cm})}{(4.8 \text{ cm})} = 491.625 \frac{mg}{l}$$

C_0 [$\frac{mg}{l}$]	h_0 [cm]	C_{max} [$\frac{mg}{l}$]	h_{max} [cm]
65.55	36	491.625	4.8

Tabla VIII.2 Concentración inicial y concentración máxima a los 60 minutos

Con base en la concentración máxima calculamos las concentraciones a remover con respecto de su porcentaje requerido, y de acuerdo a la siguiente expresión calculamos la altura requerida para cada una:

$$h_x = \frac{C_0(h_0)}{C_x}$$

% de Remoción	Concentración de sólidos a retirar.	Altura requerida
	$C_x \left[\frac{mg}{l} \right]$	
SS		h_x [cm]
60	294.975	8
65	319.55	7.38
70	344.13	6.85
75	368.71	6.4
80	393.3	6
85	417.88	5.64
90	442.46	5.33
95	467.04	5

Tabla VIII.3 Concentración deseada por % de remoción y altura.

Para el cálculo del área es necesario determinar el tiempo óptimo dependiendo del porcentaje de remoción, utilizando la figura VIII.2, para lo cual se traza una línea a la altura de h_x hasta donde se intercepta con la línea tangente del punto crítico, y se traza una línea vertical, perpendicular al eje de las "x".

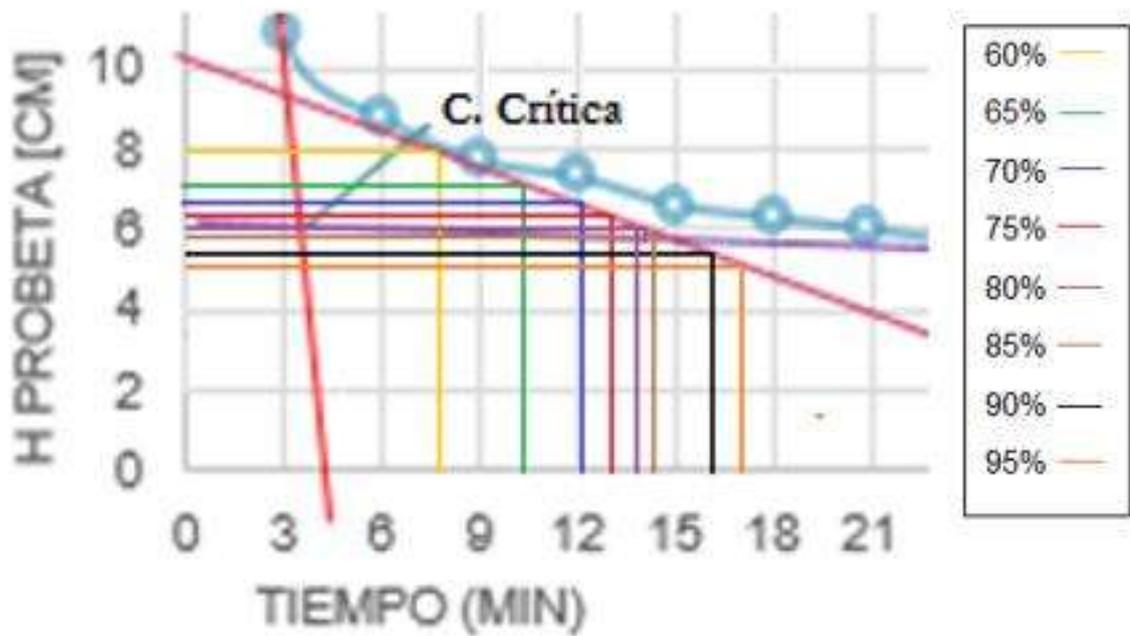


Figura VIII.2 Cálculo del tiempo óptimo por porcentaje de remoción

Conociendo el tiempo óptimo, se calculó el área requerida mediante la siguiente expresión:

$$A = \frac{Q(t_x)}{h_x}$$

Donde:

Q = Flujo volumétrico o caudal $[\frac{m^3}{min}]$

t_x = Tiempo óptimo de sedimentación

h_x = Altura requerida

Los resultados tanto del tiempo óptimo como del área de sedimentación se muestran a continuación en la tabla VIII.4.

% de remoción sólidos suspendidos	Tiempo óptimo de sedimentación [min]	Área requerida de sedimentación [m^2]
60	8.7	19.5
65	10.2	24.8
70	12	31.5
75	12.9	36.3
80	13.2	40
85	14.1	45
90	15.6	53
95	16.5	59.4

Tabla VIII.4 Tiempos óptimos y área requerida.

De acuerdo a los datos obtenidos y comparando con el área actual del tanque, la cual es de $48.6 m^2$ podemos determinar que el sedimentador actual debería presentar un porcentaje de remoción en un rango de 85-90%.

Sin embargo, al realizar las pruebas de caracterización, a la salida del sedimentador se presentó una concentración de 223 mg/l, una concentración por mucho mayor que la correspondiente al rango en que debería trabajar (50-74 mg/l), por lo tanto el sedimentador no se encuentra funcionando de manera adecuada, lo que puede deberse a la manera en que se alimenta el flujo al tanque sedimentador.

La carga se alimenta de forma longitudinal, como se ilustra en la figura VIII.3

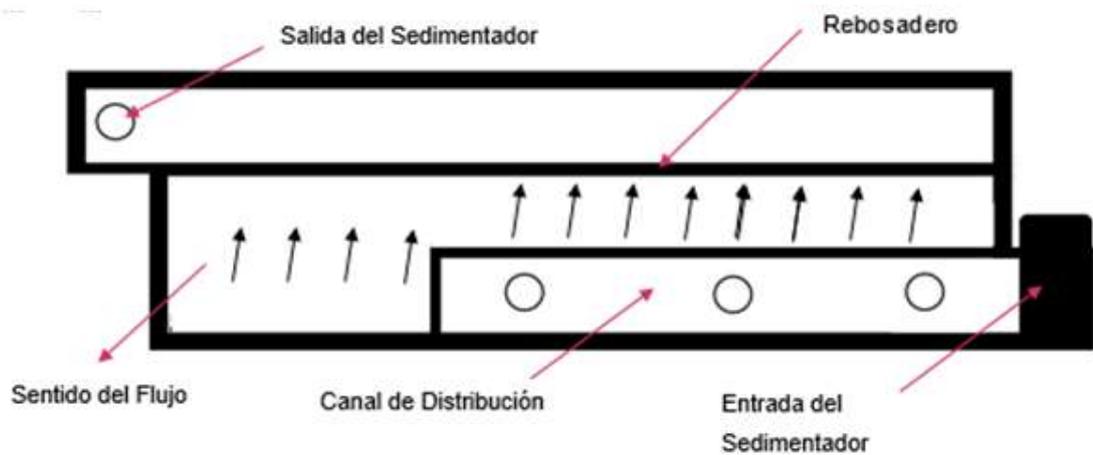


Figura VIII.3 Alimentación del tanque sedimentador

La velocidad se calculó de la siguiente manera utilizando el tiempo óptimo para una remoción entre el 85 y el 90%.

$$velocidad = \frac{\text{altura de la probeta}}{\text{tiempo óptimo}}$$

$$velocidad = \frac{0.36 \text{ m}}{15 \text{ min}} = 0.024 \text{ m/min}$$

Por lo que para una velocidad de 0.024 m/min esto sugiere que el tiempo de sedimentación actual en el tanque es de 2 horas 23 minutos. Si se modificara la forma de alimentación obtendríamos un tiempo de sedimentación de 13 horas, 6 veces más, lo que permitiría que la sedimentación se lleve a cabo de una mejor manera evitando que los sólidos se vuelvan a suspender y logrando una clarificación mayor.

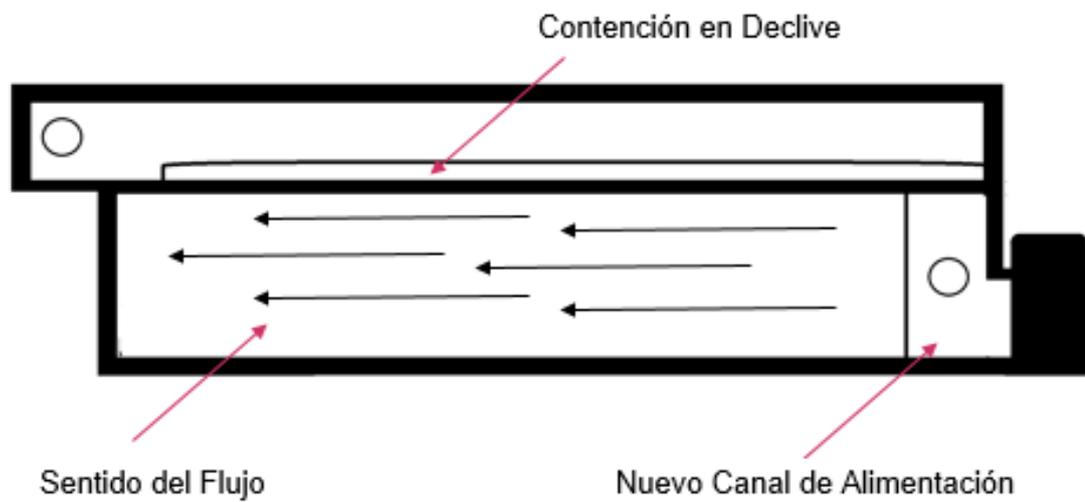


Figura VIII.4 Adecuaciones al tanque sedimentador

Para lograr esto, las adecuaciones que se proponen son:

1. Cambio del canal de alimentación de manera transversal como se muestra en la figura VIII-4.
2. Colocación de un pequeño muro de contención aprovechando la línea del rebosadero, con inclinación para permitir la salida al final del tanque.

VIII.2 Selección de coagulante

Se propone la adición de un coagulante de manera que se aproveche el área de sedimentación actual sin considerar las adecuaciones propuestas.

Para este tipo de aguas residuales se propone el uso de 2 tipos de coagulantes para favorecer la sedimentación de las partículas en suspensión del efluente

1. Combinación de coagulante / floculante, polímero catiónico + sulfato de aluminio
2. Coagulante orgánico a base de policloruro de aluminio.

Estos coagulantes fueron seleccionados debido a sus propiedades y los efectos que causan sobre la descarga.

- Polímero catiónico + sulfato de aluminio:

Esta combinación es muy utilizada en el tratamiento de aguas residuales, es de costo accesible y el remanente de aluminio no altera mucho las características del agua de descarga.

- Policloruro de aluminio

Es una gran alternativa en la floculación, ya que no necesita de coagulante para realizar su función, presenta un rango de clarificación en aguas residuales de tipo doméstico mayor en comparación con otros floculantes. Para conocer la concentración crítica de coagulante se utilizó el método de las jarras, en la figura VIII-5 se presenta el color del agua residual.



Figura VIII.5 Color original del agua residual

VIII.3 Prueba de jarras con polímero catiónico + sulfato de aluminio

Como se mencionó antes, las jarras fueron llenadas con 1 litro de agua residual “clarificada” y se agitó cada una de las jarras por un periodo de 2 minutos antes de agregar el polímero catiónico. Se agregaron 0.5 ml del polímero a cada una de las jarras y se agitó rápidamente a 300 rpm durante 2 minutos. Este tiempo es lo que dura aproximadamente el coagulante en desestabilizar las cargas y permitir que el floculante haga su función.

Pasados los 2 minutos de agitación rápida se procedió a agregar el sulfato de aluminio en diferentes concentraciones que se muestran en la siguiente tabla:

No. De jarra	Polímero añadido [ml]	Sulfato de aluminio añadido [ppm]
1	0.5	10
2	0.5	30
3	0.5	50
4	0.5	70
5	0.5	90
6	0.5	110

Tabla VIII.5 Concentraciones utilizadas en la prueba de jarras para complejo polímero-sulfato de Al.

Al momento de agregar el floculante se disminuyó la agitación a 30 rpm durante 4 minutos con el fin de simular el tiempo de residencia requerido para el tanque sedimentador, que las partículas sigan en movimiento para poder interactuar y adherirse unas con otras.



Figura VIII.6 Equipo para prueba de jarras con complejo polímero – sulfato Al.

Pasado el tiempo de la agitación lenta, se detuvo la agitación y se procedió a tomar muestras de agua para medir su color, a los 4 y 10 minutos, las cuales arrojaron los resultados que se muestran en la tabla VIII-6 y la figura VIII-7

No. de jarra	Color a 4 minutos [Pt/Co]	Color a 10 minutos [Pt/Co]
1	55	55
2	60	51
3	54	51
4	57	55
5	58	58
6	57	58

Tabla VIII-6 Resultados de la prueba de color por el método espectrofotométrico.

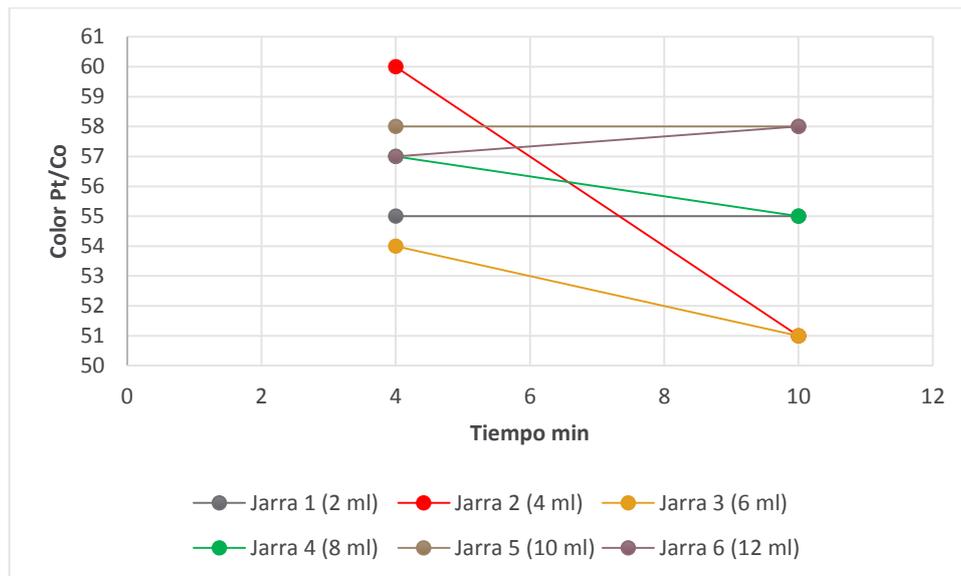


Figura VIII.7 Relación tiempo vs color.

Como se puede apreciar, la tendencia que presenta la concentración de sulfato de aluminio con respecto del color indica que la concentración crítica de floculante es de 10 ml (jarra 5), ya que presenta una disminución mayor de color en el mismo tiempo que las demás concentraciones propuestas.

VIII.4 Prueba de jarras con policloruro de aluminio

Para la realización de esta prueba con policloruro de aluminio, se realizó básicamente el procedimiento anterior; la diferencia estriba en que al ser un polímero altamente catiónico, no se requiere de coadyuvantes que permitan la coagulación de partículas, se manejaron los mismos tiempos de agitación rápida y lenta así como las mismas revoluciones por minuto.

Se agregaron las concentraciones de policloruro de aluminio de acuerdo a la tabla VIII-7.

No. de jarra	Concentración de policloruro de aluminio añadida [ppm]
1	10
2	30
3	50
4	70
5	90
6	110

Tabla VIII.7 Concentración de policloruro de aluminio añadida



Figura VIII.8 Equipo para prueba de jarras con policloruro de aluminio

La prueba arrojó los resultados mostrados en la tabla VIII-8.

No. De Jarra	Color a 4 minutos	Color a 10 minutos
1	115	82
2	78	46
3	51	33
4	37	18
5	27	16
6	23	14

Tabla VIII.8 Prueba de color a diferentes tiempos para determinación de concentración adecuada de coagulante

Como se puede apreciar, la tendencia marca que “a mayor concentración de floculante, mayor es el incremento en la remoción de color”. Se realizó una segunda prueba, con las concentraciones de floculante que se muestran en la siguiente tabla:

No. de jarra	Cantidad de policloruro de aluminio añadido [ppm]
1	110
2	130
3	150
4	170

Tabla VIII.9 Concentraciones utilizadas en la prueba de jarras para policloruro de aluminio

Arrojando los resultados de la tabla VIII-10

No. de jarra	Color a 4 minutos [Pt/Co]	Color a 10 minutos [Pt/Co]
1	23	21
2	13	15
3	19	19
4	17	15

Tabla VIII.10 Prueba de Color a diferentes tiempos para determinación de concentración adecuada de coagulante

Para poder observar la tendencia que tiene la concentración del policloruro de aluminio y la remoción de color se realizó con el gráfico de la figura VIII-9.

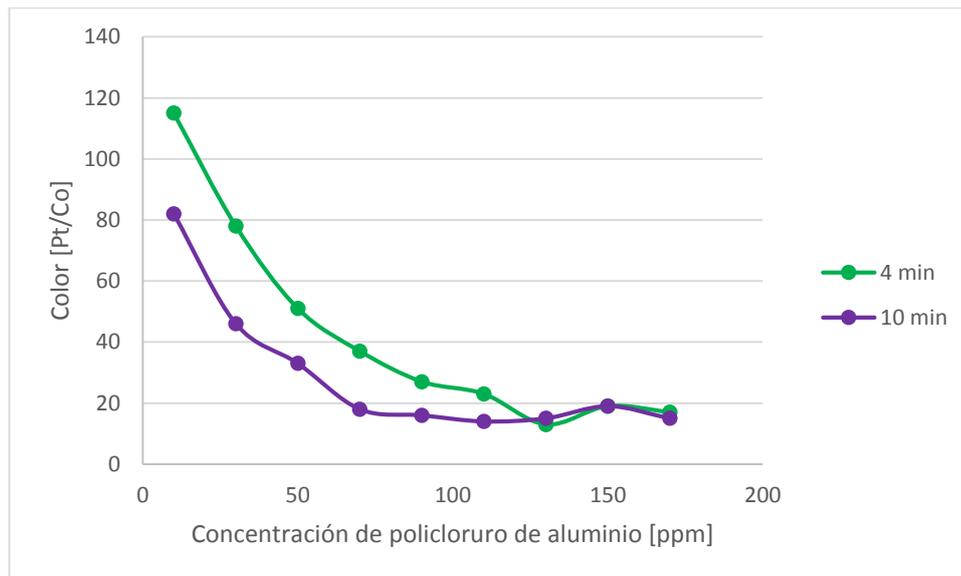


Figura VIII.9 Relación Concentración policloruro de aluminio vs color

Podemos observar que la concentración óptima para una buena clarificación de la descarga se encuentra entre las 110 y 130 ppm, ya que posteriormente se puede ver como incrementa la curva.

En el caso de este floculante se realizó una prueba “fina” entre este intervalo de concentración para determinar la cantidad adecuada de floculante para clarificar 1 l de agua de descarga, arrojando los resultados de la tabla VIII-11.

No. jarra	Conc. floculante [ppm]	Color a los 4 min [Pt/Co]	Color a los 10 min [Pt/Co]
1	110	15	10
2	115	13	12
3	120	18	17
4	125	21	14
5	130	18	17

Tabla VIII-11 Prueba de color para prueba de 110-130 ppm

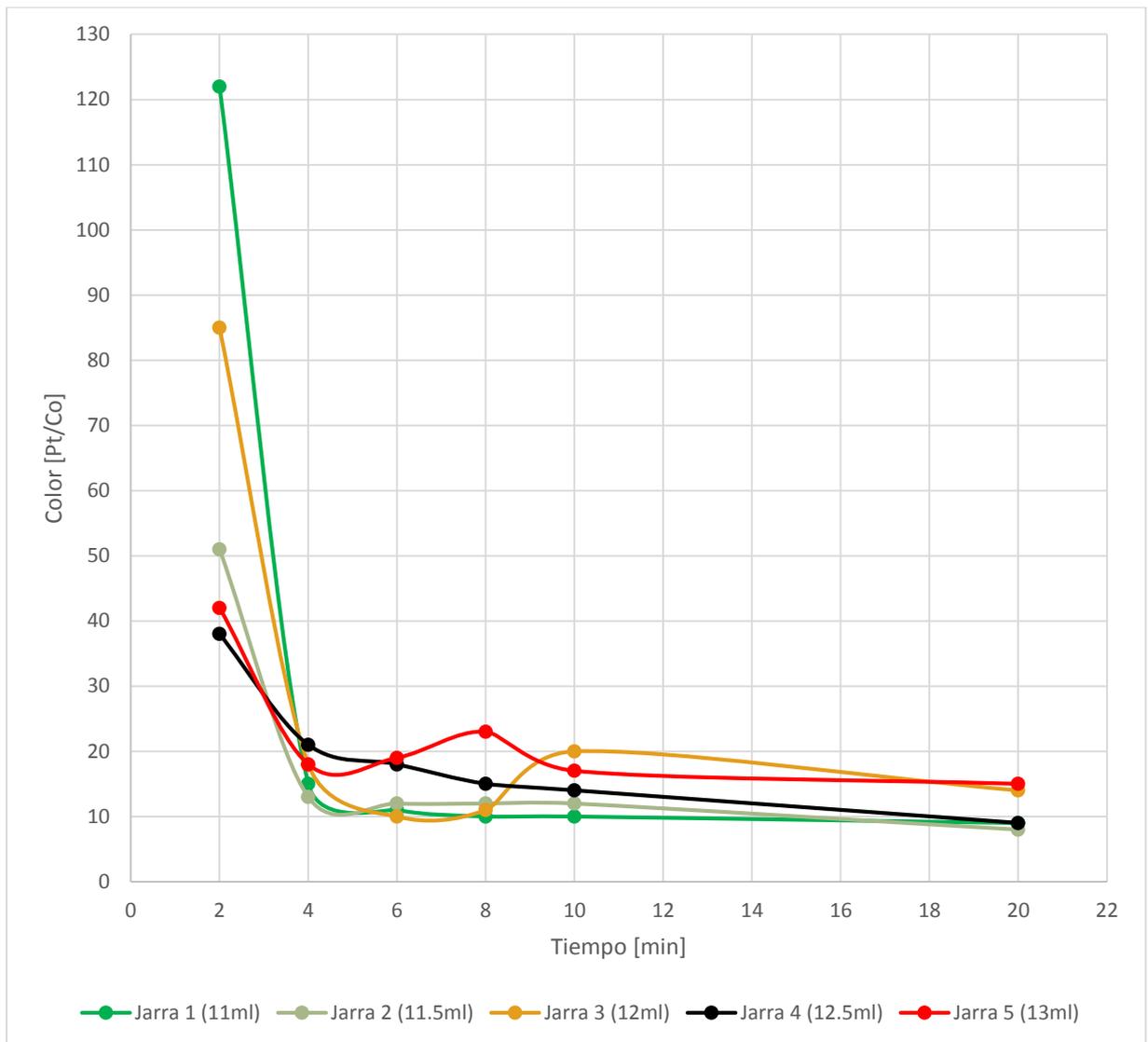


Figura VIII.10 Comparativo, prueba de policloruro de aluminio en el intervalo 110-130 ppm

Como se puede observar, la remoción de color con respecto del tiempo es mayor en la jarra #3, cuya concentración es de 115 ppm, por lo tanto es la concentración de policloruro de aluminio adecuada para tratar este tipo de agua.

VIII.5 Comparación entre coagulantes

Una gran ventaja que presenta el policloruro de aluminio respecto del sulfato de aluminio es que no necesita de coagulante, por lo que los tiempos de acción del floculante se reducen bastante, lo que es importante ya que se pretende implementar el uso de floculante como una medida meramente paliativa a nuestro problema de sólidos suspendidos. Pues se requiere el mayor aprovechamiento de la infraestructura actual, haciendo uso de la turbulencia presente en la descarga de los tanques de biotinas que constituyen el afluente del tanque sedimentador para evitar el uso de mezcladores mecánicos en el tanque.

También se deben considerar que las descargas son directas a un cuerpo de agua de carácter nacional, es por ello que se realizaron pruebas de pH y conductividad a las aguas tratadas con ambos floculantes, obteniendo los siguientes resultados para determinar cuál es el floculante que más se adecúa a la necesidad de tratamiento y disposición final.

Comparación de clarificación del agua tratada:



Figura VIII.11 Agua tratada con polímero – sulfato de aluminio

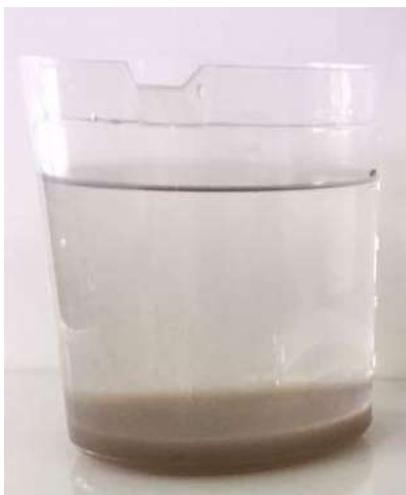


Figura VIII-12 Agua tratada con policloruro de aluminio

En las figuras VIII-11 y VIII-12 se aprecia la diferencia considerable entre un floculante y otro, esto en gran parte a que el polímero catiónico que se utilizó tiene un tono ligeramente amarillento, incluso los sólidos sedimentables se pueden apreciar de diferente color con respecto de los del policloruro de aluminio.

	Agua sin floculantes	Polímero catiónico + sulfato de aluminio	Policloruro de aluminio
pH	7.67	6.84	6.49
Conductividad [μ S]	525	599	591
Sólidos sedimentables [ml/l]	1.7	2.5	100
DQO [ppm]	167	138	80

Tabla VIII.12 comparativo del agua sin floculantes y entre floculantes

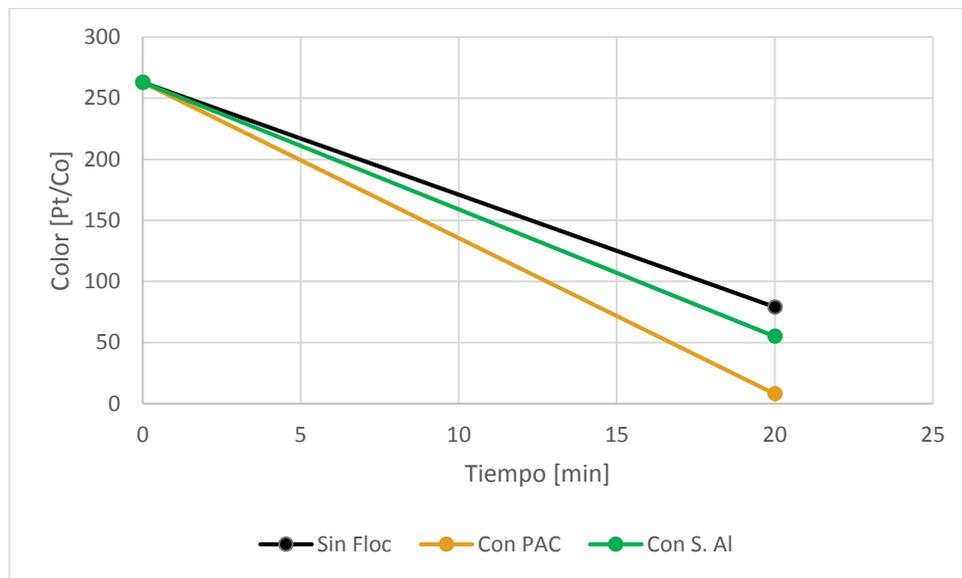


Figura VIII-13 Comparativo de color con y sin floculantes

Se puede observar en la figura VIII-12 que con policloruro de aluminio se logra una clarificación considerablemente mayor.

pH, aunque en ambos casos el uso de floculantes acidifica un poco el agua, esto beneficia la desinfección con hipoclorito, al necesitar de una cantidad menor.

Por lo que toca a la conductividad, esta aumenta un poco debido a la baja solubilidad de los compuestos y formación de iones.

En cuanto a los sólidos sedimentables la adición de sulfato de aluminio o de policloruro de aluminio, se puede deducir que la remoción de los sólidos suspendidos se verá favorecida con el uso del policloruro.

De acuerdo a las características del agua tratada, el floculante adecuado para los fines perseguidos es el policloruro de aluminio, sin embargo no se pueden olvidar las cuestiones económicas, ya que este proceso, los costos son significativos de acuerdo a las tablas VIII-13 y 14 donde muestran los costos y el consumo de coagulante para un año de tratamiento de aguas residuales de acuerdo a su concentración crítica.

Coagulante	Precio por Tonelada \$/Ton	Volumen requerido ml/s	Volumen requerido por año l/año	Costo de coagulante por año \$/año
Polímero catiónico	18,000	1.5	47304	937
Sulfato de aluminio	8000	12	946080	7549,7184
Policloruro de aluminio	6000	34.5	1087992	8683

Tabla VIII-13 Costos por tonelada (aprox) y volumen de coagulantes requeridos para un año

Coagulante	Costo en pesos mexicanos por año \$/año
Polímero catiónico + sulfato de aluminio	8486
Policloruro de aluminio	8683

Tabla VIII-14 Costo de coagulantes para 1 año

El precio del complejo de polímero + sulfato de aluminio es un poco más bajo a largo plazo, puede considerarse una buena opción en el tratamiento de aguas residuales, a pesar de no presentar una clarificación como la que se logra con el policloruro de aluminio. La claridad del agua tratada para uso de riego agrícola es adecuada pese a no considerarse dentro de la norma correspondiente.

IX. Conclusiones

IX.1 General

El tanque sedimentador secundario de la planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de Salvador Escalante presenta ciertos inconvenientes en la remoción de sólidos suspendidos, ya que la alimentación, lejos de permitir una buena sedimentación, logra que los sólidos que pueden sedimentar se re-suspendan y como presenta poco tiempo de sedimentación, estos lodos salen por el rebosadero hasta el canal de desinfección, pero como existe material particulado sedimentable forma agregados que se perciben en el tanque de contacto a cloro y por tanto no es posible la desinfección, ya que con esa cantidad de sólidos es necesario un volumen mayor de hipoclorito de sodio.

IX.2 Específicas

- El área actual del sedimentador es adecuada para lograr una remoción hasta del 90%, sin embargo, una alimentación de tipo transversal incrementará el tiempo de sedimentación y permitirá que más sólidos sedimenten.
- Se puede lograr una mejora significativa en la clarificación del agua que sale del sedimentador con el uso de floculantes catiónicos.
- El policloruro de aluminio favorece la remoción de sólidos de manera significativa y no afecta en gran parte la calidad del agua, el costo del complejo polímero catiónico + sulfato de aluminio es mucho menor y logra características similares al policloruro de aluminio, salvo por la clarificación del agua, pero ésta no se considera en las normas para el tipo de descarga, así que el polímero catiónico y sulfato de aluminio son la mejor opción si se desea utilizar coagulantes para favorecer la remoción de sólidos.

X. Sugerencias para trabajo futuro

1. Mejorar el funcionamiento del Reactor Biológico en cuanto a la producción de Biomasa, que significará un aumento del tamaño y de la cantidad de sólidos suspendidos, que permitan una sedimentación más efectiva sin ayuda de coadyuvantes, así como se evitará la formación de lodos provenientes de procesos anaerobios, que suelen ser muy ligeros y no sedimentan.
2. Realizar las adecuaciones propuestas en el sedimentador, para que al alimentar el sedimentador los lodos puedan asentarse y no estén en constante agitación.
3. En caso de que las adecuaciones en el sedimentador no cumplan con lo requerido, se propone un rediseño del tanque, tomando en consideración los parámetros descritos en este trabajo, como son, tamaño de partícula, sólidos suspendidos, área superficial requerida etc.

Referencias

- CONAGUA. (2017). Obtenido de Comisión Nacional del Agua:
http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/SINA/Capitulo_8.pdf
- Floculación y Espesamiento.* (2017). Obtenido de
http://www3.uclm.es/profesorado/giq/contenido/dis_procesos/tema5.pdf.
- CEAC. (2016). CEAC. Obtenido de Comisión Estatal del Agua y gestión de Cuencas: <http://ceac.michoacan.gob.mx/wp-content/uploads/2016/08/Lago-Zirahuen.pdf>mento actual.
- CEPIS., J. A. (1981). *Teoría, Diseño y Control de los Procesos de Clarificación del Agua* (2 ed.). (C. P. Ambiente, Ed.)
- Chávez, D. A.-T. (2013). *Diagnóstico Rápido del Lago de Zirahuén (Agosto-2013)*. Morelia.
- Epsilon Servicios Químicos. (2017). *Ficha Técnica PAC*. Jalisco.
- Facultad de Ciencias. Físicas y Matemáticas Universidad de Chile. (2017). *Análisis de Sistemas Particulados*. Santiago, Chile.
- Flórez, J. C. (2011). Clarificación de aguas usando coagulantes polimerizados: Caso del Hidroxicloruro de Aluminio. *DYNA*, 18-27.
- Metcalf & Eddy Inc. (2003). *Wastewater engineering treatment and reuse*. McGraw-Hill.
- Ramalho, R. S. (1983). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Quebec, Canadá: Reverté S. A.
- Reynolds, T. D., & Richards, P. A. (1996). *Unit operations and processes in environmental engineering*. PWS Publishing Company.

SEMARNAT. (1996). *SEMARNAT*. Obtenido de Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales:
<http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGAA-15-13.pdf>

Standard Method. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water* (20th ed.). Washington, D.C.: American Public Health Association.

Tchobanoglous, C. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Santa fé de Bogota, Colombia: Mc Graw Hill.

Winkler, M. A. (1993). *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. México: LIMUSA S.A. de C.V.

Apéndice

Apéndice 1 técnica de medición de conductividad (Standard Method, 1998).

1.- Introducción

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones y de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de la medición. Las soluciones de la mayoría de los ácidos, bases y sales presentan coeficientes de conductividad relativamente elevados. A la inversa, las moléculas de los compuestos orgánicos que no se disocian en soluciones acuosas tienen una conductividad muy escasa o nula. La medición física practicada en un laboratorio suele ser de resistencia, medida en ohmios o megaohmios.

La resistencia de un conductor es inversamente proporcional a su área de sección transversal y directamente proporcional a su longitud. La magnitud de la resistencia medida en una solución acuosa depende, por tanto, de las características de la célula de conductividad utilizada, y sólo tiene sentido si se conocen esas características. La resistencia específica es la resistencia de un cubo de 1 cm de lado. En soluciones acuosas, esta medida es rara, debido a las dificultades de fabricación del electrodo. Los electrodos prácticos miden una fracción dada de la resistencia específica, siendo esta fracción la constante celular C:

$$C = \frac{\text{Resistencia medida, } R_m}{\text{Resistencia específica, } R_s}$$

El recíproco de la resistencia es la conductancia, que mide la capacidad para conducir una corriente y se expresa en ohmios recíprocos o mhos. En los

análisis de agua es más conveniente la unidad micromhos. Cuando se conoce y se aplica la constante celular, la conductancia medida se convierte en conductancia específica o conductividad, K_s , recíproco de la resistencia específica:

$$K_s = \frac{1}{R_s} = \frac{C}{R_m}$$

Se prefiere el término «conductividad», y por lo general se expresa en micromhos por centímetro $\mu\text{mhos/cm}$). En el Sistema Internacional de Unidades, el recíproco del ohmio es el siemens (S) y la conductividad se expresa en milisiemens por metro (mS/m); $1 \text{ mS/m} = 10 \mu\text{mhos/cm}$.

El agua destilada tiene recién preparada una conductividad de 0,5 a 2 $\mu\text{mhos/cm}$, que aumenta tras unas semanas de almacenamiento a 2-4 $\mu\text{mhos/cm}$. Este aumento está producido fundamentalmente por absorción de dióxido de carbono y, en menor grado, de amoníaco.

La conductividad de las aguas residuales domésticas puede estar próxima a la del suministro hídrico local, aunque algunos residuos industriales exhiben conductividades superiores a 10.000 $\mu\text{mhos/cm}$. En sistemas de conducción, canales, corrientes fluviales y lagos, se utilizan instrumentos de medición de la conductividad, los cuales pueden incorporarse a estaciones de monitorización multiparamétrica con registradores.

La medición de la conductividad en laboratorio es relativamente exacta, pero otros medios de determinación menos precisos encuentran numerosas aplicaciones, como son el mareaje del agotamiento de resinas de intercambio iónico y la determinación rápida de cambios significativos en el contenido inorgánico de las aguas potables y residuales. Bien instalados y mantenidos, los dispositivos de medición pueden proporcionar registros continuos de la conductividad.

La mayoría de los problemas que plantea la obtención de registros adecuados con equipos de medición radica en la suciedad del electrodo y en la

circulación insuficiente de la muestra. Las mediciones de conductividad en laboratorios se utilizan para:

a) Establecer el grado de mineralización para determinar el efecto de la concentración

total de iones sobre equilibrios químicos, efectos fisiológicos en plantas y animales, velocidades de corrosión, etcétera.

b) Determinar el grado de mineralización del agua destilada y desionizada.

c) Evaluar las variaciones de la concentración de minerales disueltos en aguas naturales y residuales. La variación estacional mínima que se encuentra en las aguas embalsadas contrasta notablemente con las fluctuaciones diarias de algunas aguas de río contaminadas. Las aguas residuales que contienen cantidades significativas de desechos industriales muestran también una variación diaria considerable.

d) Valorar el tamaño de la muestra que se vaya a utilizar para determinaciones químicas comunes y para investigar los resultados de un análisis químico.

e) Determinar la cantidad de reactivo iónico necesario en algunas reacciones de precipitación y neutralización, señalándose el punto final por un cambio en la inclinación de la curva como consecuencia del punteo de la conductividad sobre las lecturas de bureta.

f) Calcular los sólidos totales disueltos en una muestra multiplicando la conductividad (micromhos por centímetro) por un factor empírico; éste puede

variar de 0,55 a 0,9 dependiendo de los componentes solubles del agua y de la temperatura de medición. Para aguas salinas o de caldera pueden requerirse factores relativamente altos, mientras que, si existen cantidades considerables de hidróxido o de ácido libre, se necesitaran factores más bajos. Aunque la evaporación de la muestra produce un cambio de bicarbonato a carbonato, el factor empírico se calcula para un aporte de agua relativamente constante, dividiendo los sólidos disueltos por la conductividad. Los miliequivalentes por litro, tanto de cationes como de aniones en algunas aguas, se evalúan aproximadamente multiplicando la conductividad (en micromhos por centímetro) por 0,01.

La conductividad electrolítica (a diferencia de la metálica) aumenta con la temperatura a un índice de 1,9 por 100/°C aproximadamente. De una medición inexacta de la temperatura pueden derivarse errores significativos. Las soluciones de cloruro potásico (KCl) tienen un coeficiente de conductividad a temperatura más baja que el agua potable común y, por su parte, el cloruro sódico (NaCl) posee un coeficiente que se aproxima mucho al encontrado en la mayoría de las aguas de pozo y de superficie. Nótese que cada ión tiene un coeficiente de temperatura distinto; así pues, un trabajo metódico requiere la determinación de la conductividad a 25 C. El hecho de que la corrección de la temperatura.

2.- Método de laboratorio

a) Instrumental de conductividad autocontenida: Utilícese un dispositivo consistente en una fuente de corriente alterna, un puente de Wheatstone, un indicador de valor nulo y una célula de conductividad u otro instrumento que mida el índice de corriente alterna y su voltaje a través de la célula, teniendo este último la ventaja de proporcionar una lectura lineal de la conductividad. Elíjase un instrumento capaz de medir la conductividad con un error que no exceda el 1 por 100 o 1 $\mu\text{mho/cm}$.

b) Termómetro, capaz de marcar hasta 0,1 C cubriendo una amplitud de 23 a 27 C. Por la rapidez de su respuesta, resulta conveniente emplear un termómetro eléctrico provisto de un pequeño sensor de temperatura.

c) Célula de conductividad:

1) Tipo electrodo de platino. Este tipo de célula se presenta en forma de pipeta o de inmersión. La elección de la célula depende de la amplitud esperada de conductividad y de la amplitud de resistencia del instrumento. Ajustese experimentalmente la amplitud del conjunto total de aparatos, comparando los resultados instrumentales con las conductividades reales de las soluciones de KCl.

Límpiese las células nuevas con una mezcla acida crómico-sulfúrica y platinícense los electrodos antes de su uso. A continuación se lavan y se platinizan de nuevo, siempre que las lecturas sean irregulares, cuando no pueda obtenerse un punto final neto o cuando la inspección muestre que se han desprendido capas de negro de platino. Para platinizar, prepárese una solución de 1 g de ácido cloroplatínico, $\text{H}_2\text{PtCl}_6 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, y 12 mg de acetato de plomo en 100 ml de agua destilada. Una solución más fuerte reduce el tiempo requerido para la platinización, por lo que puede emplearse cuando el tiempo es un factor decisivo, por ejemplo, cuando la constante celular es de 1,0/cm o más. Sumérjense los electrodos en esta solución y conéctense ambos al polo negativo de una pila de 1,5 V.

Conéctese el polo positivo a un trozo de alambre de platino e introdúzcase en la solución. Utilícese una corriente que sólo desprenda una pequeña cantidad de gas. Continuar la electrólisis hasta que ambos electrodos se recubran con negro de platino. Consérvese la solución para uso ulterior. Enjuagar cuidadosamente los electrodos y, cuando no se usen, mantenerlos inmersos en agua destilada.

TABLA I. CONDUCTIVIDAD DE LAS SOLUCIONES DE CLORURO DE POTASIO A 25 C *

Concentración <i>M</i>	Conductividad equivalente <i>mho/cm/equiv.</i>	Conductividad <i>μmhos/cm</i>
0	149,85	
0,0001	149,43	14,94†
0,0005	147,81	73,90
0,001	146,95	147,0
0,005	143,55	717,8
0,01	141,27	1,413
0,02	138,34	2,767
0,05	133,37	6,668
0,1	128,96	12,900
0,2	124,08	24,820
0,5	117,27	58,640
1	111,87	111,900

* Datos tomados de Robinson y Stokes¹.

† Calculado por ordenador de la ecuación dada en Lind y colaboradores².

2) Tipo electrodo no de platino. Utilícense células de conductividad con electrodos hechos de metales comunes duraderos (acero inoxidable entre otros) para monitorización continua y estudios de campo.

Calíbrese estas células mediante comparación de la conductividad de la muestra con los resultados obtenidos con un instrumento de laboratorio. Para reducir al mínimo los errores de la constante celular, utilícense una célula y un aparato adecuadamente diseñados y homologados.

3.- Reactivos

a) Agua de conductividad: Se hace pasar agua destilada a través de un desionizador, descartándose el primer litro. La conductividad debe ser menor de 1 $\mu\text{mho/cm}$.

b) Solución estándar de cloruro potásico, KCl, 0,0100M: Disuélvanse 745,6 mg de KCl anhidro en agua de conductividad, diluyendo hasta 1.000 ml a 25 C. Ésta es la solución de referencia estándar, que a 25 C tiene una conductividad de 1.413 $\mu\text{mho/cm}$.

Resulta satisfactoria para la mayoría de las muestras cuando la célula tiene una constante de 1 a 2. Consérvese en frascos de vidrio boro silicato con tapón de vidrio.

4.- Procedimiento

a) Determinación de la constante de la célula:

Aclárese la célula de conductividad al menos con tres porciones de solución KCl 0,01 M. Ajustese la temperatura de la cuarta porción a $25,0 \pm 0,1$ C, mídase su resistencia y anótese el valor térmico. Calcúlese la constante celular C:

$$C = (0,001\ 413) (RKCl) [1 + 0,0191 (t - 25)]$$

Donde:

RKCl = resistencia medida, ohmios, y

t = temperatura observada, °C.

b) Medición de la conductividad:

Aclárese la célula con una o más porciones de la muestra. Ajústese la temperatura de una última porción a $25,0 \pm 0,1$ C. Mídase la resistencia o conductividad de la muestra y anótese la temperatura.

5.- Cálculo

El coeficiente de temperatura de la mayoría de las aguas es el mismo aproximadamente que el de la solución estándar de KCl; cuando más se desvía la temperatura de 25,0 C, mayor es la incertidumbre en la aplicación de la corrección de la misma.

a) Cuando se mide la resistencia de la muestra, la conductividad a 25 °C es:

$$K = \frac{(1.000.000) (C)}{R_m [1 + 0,0191 (t - 25)]}$$

Donde:

K = conductividad, $\mu\text{mhos/cm}$,

C = constante de la célula, cm^{-1} ,

R_m = resistencia medida de la célula, ohms, y

t = temperatura de medición, C.

b) Cuando se mide la conductividad de la muestra, dicha conductividad a 25 C es:

$$K = \frac{(K_m) (1.000.000) (C)}{1 + 0,0191 (t - 25)}$$

Donde:

K_m = conductividad medida, mhos a t C, y otras unidades definidas como se indicó anteriormente.

NOTA: Si la lectura de conductividad se hace en micromhos por centímetro, suprimase el factor 1.000.000 en el numerador.

c) Para instrumentos que den sus valores en unidades del SIU, 1 mS/m = 10 μ mhos/cm, o a la inversa, 1 μ mho/cm = 0,1 mS/m.

6.- Precisión y sesgo

Se sometieron a prueba tres muestras sintéticas, con los siguientes resultados:

Conduc-tividad <i>mhos/cm</i>	Núm. de resultados	Desviación estándar relativa %	Error relativo %
147,0	117	8,6	9,4
303,0	120	7,8	1,9
228,0	120	8,4	3,0

Apéndice 2 técnica de medición de sólidos (Standard Method, 1998).

Sólidos sedimentables

1.- Discusión general

Los sólidos sedimentables de las aguas de superficie y salinas, así como de los residuos domésticos e industriales, pueden ser determinados y expresados en función de un volumen (ml/l) o de un peso (mg/l).

2.- Instrumental

La prueba volumétrica requiere solamente un cono de Imhoff. y un vaso de vidrio con un diámetro mínimo de 9 cm.

3.- Procedimiento

a) Volumétrico: Llénese un cono de Imhoff hasta la marca 1-1 con una muestra bien mezclada. Déjese sedimentar durante 45 minutos, removiendo a continuación suavemente las paredes del cono con una varilla o mediante rotación; manténgase en reposo 15 minutos más y regístrese el volumen de sólidos sedimentables del cono como milímetros por litro.

Si la materia sedimentada contiene bolsas de líquido entre partículas gruesas, evalúese el volumen de aquéllas y réstese del volumen de sólidos sedimentados. El límite inferior práctico de la medición depende de la composición de la muestra y, en general, es del orden de 0,1 a 1,0 ml/l. En caso de producirse una separación de materiales sedimentables y notables, no deben valorarse estos últimos como material sedimentable.

b) Gravimétrico:

1) Determinense los sólidos totales en suspensión de una muestra bien mezclada (sección Sólidos en Suspensión).

2) Viértase una muestra bien mezclada en un vaso de vidrio de no menos de 9 cm de diámetro, con capacidad para 1 l y con una profundidad de 20 cm. Alternativamente, utilizar un vaso de vidrio de diámetro superior y mayor volumen de muestra.

Déjese en reposo durante una hora y, sin remover el material sedimentado o flotable, extraíganse 250 ml desde el centro del recipiente en un punto a medio camino entre las superficies del material sedimentado y del líquido.

Determinense los sólidos totales suspendidos (miligramos por litro) de este líquido sobrenadante (sección Sólidos en Suspensión). Ésos son los sólidos no sedimentables.

4.- Cálculo

mg de sólidos sedimentables/l

= mg de sólidos totales en suspensión/l

– mg de sólidos no sedimentables/l

Sólidos totales en suspensión secados a 103 – 105 C

Discusión general

a) Principio: Se filtra una muestra bien mezclada por un filtro estándar de fibra de vidrio, y el residuo retenido en el mismo se seca a un peso constante a 103- 105 C. El aumento de peso del filtro representa los sólidos totales en suspensión. Si este material obtura el filtro y prolonga la operación de filtrado, la diferencia entre el total de sólidos y el total de sólidos disueltos puede proporcionar un cálculo aproximado de los sólidos totales en suspensión.

b) Interferencias: Elimínense de la muestra las partículas gruesas flotables o los aglomerados sumergidos de materiales no homogéneos, si se decide que su inclusión no es deseable en el resultado final. Puesto que un residuo excesivo sobre el filtro puede formar una costra hidrófila, límitese el tamaño de la muestra para que proporcione un residuo no mayor de 200 mg. Para las muestras ricas en sólidos disueltos, lávese meticulosamente el filtro para asegurar la eliminación del material disuelto. Los tiempos de filtración prolongados, consecuencia de la obturación del filtro, pueden originar resultados altos debido a una cantidad excesiva de sólidos capturados en el filtro obturado.

Instrumental

- 1) Discos de filtrado de fibra de vidrio, sin aglutinante orgánico.
- 2) Aparato de filtrado: Elíjase de entre los dispositivos siguientes el más adecuado para el disco de filtrado seleccionado:
- 3) Embudo de filtro de membrana.
- 4) Crisol de Gooch, 25 a 40 ml de capacidad, con adaptador.

- 5) Dispositivo de filtrado, con reservorio y disco de arandela gruesa (40-60 μm) como soporte del filtro.
- 6) Horno de mufla para operar a

550 \pm 50 C.
- 7) Desecador, provisto de un desecante que contiene un indicador colorimétrico de concentración de humedad.
- 8) Horno de secado, para operaciones a 103-105 C.
- 9) Balanza de análisis, capaz de pesar hasta 0,1 mg.
- 10) Matraz de succión, de capacidad suficiente para el tamaño de muestra seleccionado
- 11) Plancheta, acero inoxidable o aluminio, 65 mm de diámetro.

Procedimiento

a) Preparación del disco de filtrado de fibra de vidrio: Insértese el disco con la cara rugosa hacia arriba en el aparato de filtrado. Hágase el vacío y lávese el disco con tres volúmenes sucesivos de 20 ml de agua destilada.

Continúese succionando hasta eliminar todo vestigio de agua, y retírese el agua de lavado. Quítese el filtro del aparato de filtrado y trasládese a una plancheta de aluminio o acero inoxidable. Alternativamente, procédase a separar el crisol y la combinación de filtro si se está utilizando un crisol de Gooch. Séquese en horno a 103-105 C durante una hora. Si se van a medir sólidos volátiles, incinérese a 550 \pm 50 C en horno de mufla, enfríese en desecador para equilibrar la temperatura y procédase a pesar.

Repítase el ciclo de secado o incineración, enfriamiento, desecación y pesado hasta obtener un peso constante o hasta que la pérdida de peso sea menor de 0,5 mg entre pesadas sucesivas. Consérvese en desecador hasta que se necesite. Pesar inmediatamente antes de usar.

b) Selección del filtro y tamaños de la muestra: Elíjase un volumen de muestra que proporcione entre 2,5 y 200 mg de residuo seco. Si se requiere más de 10 minutos para completar el filtrado, se deberá aumentar el tamaño del filtro o disminuir el tamaño de la muestra, pero en cualquier caso no se debe producir menos de 2,5 mg de residuo. Para muestras no homogéneas, como agua residual no tratada, utilícese un filtro ancho para permitir el filtrado de una muestra representativa.

c) Análisis de la muestra: Móntese el aparato de filtrado y el filtro e iníciase la succión. Para ajustar el filtro, humidézcase éste con una pequeña cantidad de agua destilada. Fíltrese un volumen medido de muestra bien mezclada por el filtro de fibra de vidrio.

Lávese con tres volúmenes sucesivos de 10 ml de agua destilada, permitiendo el drenaje completo del filtro entre los lavados, y continúese succionando durante unos tres minutos después de terminar el filtrado.

Sepárese cuidadosamente el filtro del aparato y trasládese a una plancheta de aluminio o acero inoxidable. Alternativamente, procédase a separar el crisol y la combinación de filtro del adaptador del crisol, si se está utilizando un crisol de Gooch. Séquese en horno a 103-105 C durante una hora al menos, enfríese en un desecador para equilibrar la temperatura y pésese.

Repetir el ciclo de secado, enfriamiento, desecación y pesado hasta obtener un peso constante o hasta que la pérdida de peso sea menor del 4 por 100 del peso previo o menor de 0,5 mg (escoger la menor de ambas).

Cálculo

$$\begin{aligned} \text{mg de sólidos totales en suspensión/l} &= \\ &= \frac{(A - B) \times 1.000}{\text{volumen de muestra, ml}} \end{aligned}$$

Donde:

A = peso del filtro + residuo seco, mg

B = peso del filtro, mg.

Precisión

En los estudios efectuados por dos analistas sobre cuatro series de 10 determinaciones cada una, la desviación estándar fue de 5,2 mg/l (coeficiente de variación 33 por 100) a 15 mg/l; 24 mg/l (10 por 100) a 242 mg/l, y 13 mg/l (0,76 por 100) a 1.707 mg/l.

Se realizaron análisis por duplicado, en un solo laboratorio, de muestra de aguas naturales y residuales, con una desviación estándar de diferencias de 2,8 mg/l.

Apéndice 3 técnica de medición del volumen de lodo sedimentado (Standard Method, 1998).

1. Discusión general

El volumen de lodo sedimentado de una suspensión biológica es útil para la medición rutinaria de procesos biológicos. Para el control de una planta de lodos activados, con el fin de determinar la tasa de flujo de retorno del lodo y cuándo debe desecharse éste, se ha utilizado el volumen del lodo sedimentado en 30 minutos o el índice del volumen sedimentado entre 15 y 30 minutos. El volumen de 30 minutos también se ha empleado para determinar el índice de volumen de lodo1.

Instrumental

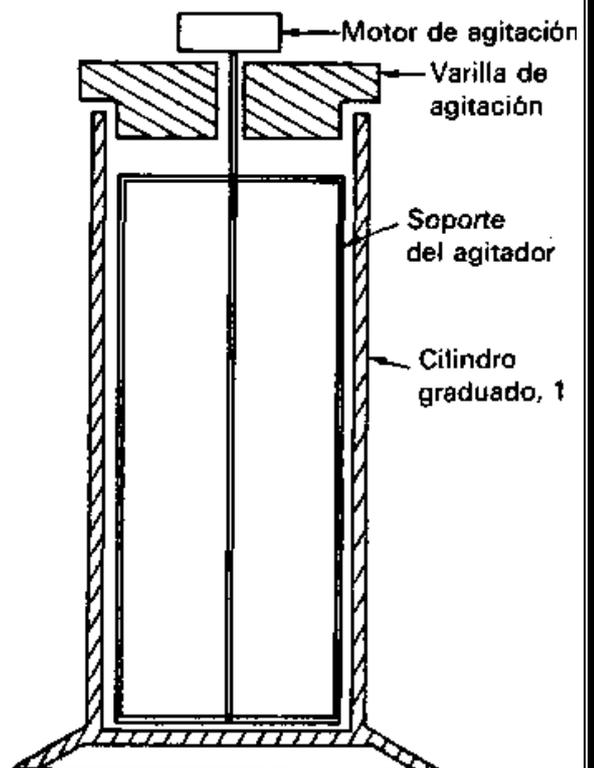
a) Columna de sedimentación: Utilícese un cilindro graduado de 1 l, equipado con un mecanismo de agitación que conste de una o más varillas finas, extendidas a lo largo de la columna y situadas a dos diámetros de varilla de la pared del cilindro.

Se dispondrá de un agitador capaz de rotar las varillas a no más de 4 rpm (velocidad punta periférica de 1,3 cm/s aproximadamente). Véase figura

b) Cronómetro.

c) Termómetro.

Diagrama esquemático de un vaso de sedimentación para pruebas de volumen de lodo sedimentado.



3. Procedimiento

Colóquese la muestra en la columna de sedimentación y distribúyanse los sólidos cubriendo la parte superior e invirtiendo el cilindro tres veces. Insértense las varillas de agitación, actívese el mecanismo agitador y déjese sedimentar la suspensión. Continuar agitando a lo largo de la prueba, manteniendo una temperatura de suspensión igual a la que tenía la muestra en el recipiente de la que fue tomada. Determínese el volumen ocupado por la suspensión a intervalos medidos, por ejemplo, 5, 10, 15, 20, 30, 45 y 60 minutos.

Regístrese el volumen de lodo sedimentado en mililitros para un intervalo de tiempo dado. Las variaciones que se produzcan en la temperatura de la suspensión, los métodos de toma de muestra y de agitación, el diámetro de la columna de sedimentación y el intervalo de tiempo entre la toma de la muestra y el comienzo de la determinación influyen significativamente en los resultados

4. Precisión y sesgo

El sesgo no es aplicable. No se ha determinado la precisión de este método.

Apéndice 4 técnica de medición del índice de volumen de lodo (Standard Method, 1998).

1. Discusión general

El índice de volumen de lodo (IVL) es el volumen en mililitros ocupado por 1 g de una suspensión después de 30 minutos de sedimentación. El IVL se utiliza típicamente para medir las características de sedimentación del lodo activado y otras suspensiones biológicas. Aunque el IVL carece de apoyo teórico, la experiencia ha demostrado su utilidad para el control de procesos rutinarios.

2. Procedimiento

Determinése la concentración de sólidos en suspensión de una muestra homogénea de la suspensión (véase sección Sólidos Totales en suspensión secados 103 – 105 C). Determinése el volumen de lodo sedimentado en 30 minutos

3. Cálculo

$$\text{IVL} = \frac{\text{Volumen de lodo sedimentado (ml/l)} \times 1.000}{\text{Sólidos en suspensión (mg/l)}}$$

4. Precisión y sesgo

La precisión se determina por la precisión obtenida en la medida de sólidos en suspensión, las características de sedimentación de la suspensión y las variables asociadas a la medida del volumen de lodo sedimentado. No es aplicable el sesgo.

Apéndice 5 técnica de medición de demanda química de oxígeno

Introducción

La demanda química de oxígeno (DQO) se utiliza como una medida del equivalente de oxígeno del contenido de materia orgánica de una muestra susceptible de oxidación por un oxidante químico fuerte. Para las muestras de una fuente específica, el DQO puede relacionarse empíricamente con el DBO, el carbono orgánico, o la materia orgánica.

La prueba es útil para medir y controlar después de haber establecido la correlación. Se prefiere el método de reflujo de dicromato a los procedimientos que utilizan otros oxidantes debido a su mayor capacidad oxidante, a su aplicabilidad, a una mayor variedad de muestras y a su fácil manipulación.

La oxidación de la mayoría de los compuestos orgánicos es del 95 al 100 por 100 del valor teórico. La piridina y los compuestos relacionados con ella resisten la oxidación, y los compuestos orgánicos volátiles sólo son oxidados en la medida en que permanecen en contacto con el oxidante.

El amoníaco, presente en la materia orgánica que contiene nitrógeno, o liberado desde ella, no es oxidado en ausencia de una concentración significativa de iones cloruro libres.

1. Selección del método

El método de reflujo abierto es adecuado para una amplia gama de residuos en los que se prefiere un gran tamaño de muestra. Los métodos de reflujo cerrados son más económicos en cuanto al uso de sales metálicas como reactivos, pero requieren homogeneización de las muestras que contengan sólidos suspendidos para obtener resultados reproducibles.

Es posible obtener en el mercado ampollas y tubos de cultivo con reactivos medidos previamente. Basta seguir las instrucciones proporcionadas por el fabricante.

2. Interferencias y limitaciones

Los compuestos alifáticos de cadena lineal volátiles no se oxidan de forma apreciable. Esto ocurre en parte porque los compuestos orgánicos volátiles están presentes en forma de vapor y no entran en contacto con el líquido oxidante. Los compuestos alifáticos de cadena lineal se oxidan con mayor eficacia cuando se añade sulfato de plata (Ag_2SO_4) como catalizador. Sin embargo, el Ag_2SO_4 reacciona con el cloro, el bromo y el yodo para producir precipitados oxidados sólo parcialmente. Las dificultades causadas por la presencia de haluros pueden ser superadas en gran medida, aunque no del todo, mediante la formación de un complejo con el sulfato de mercurio (HgSO_4) antes del procedimiento de reflujo. Si bien se ha especificado 1 g de HgSO_4 para 50 ml de muestra, es posible utilizar una cantidad menor cuando se sabe que la concentración de cloruro de la muestra es inferior a 2.000 mg/l, siempre que se mantenga una proporción 10:1 de HgSO_4 : Cl^- . No utilizar la prueba para muestras que contengan más de 2.000 mg Cl^- /l. Se dispone de técnicas diseñadas para medir el DQO en aguas saladas.

El nitrito (NO_2^-) ejerce un DQO de 1.1 mg O_2 /mg de NO_2^- -N. Ya que las concentraciones de NO_2^- en el agua raramente exceden de 1 o 2 mg de NO_2^- /l, la interferencia se considera no significativa y suele ser ignorada. Para eliminar una interferencia significativa debida al NO_2^- , añádanse 10 mg de ácido sulfámico por cada mg NO_2^- -N presente en el volumen de muestra utilizado; añádase la misma cantidad de ácido sulfámico al vaso de reflujo que contenga el blanco de agua destilada.

Las especies inorgánicas reducidas, tales como el hierro ferroso, el sulfuro, el manganeso manganeso, etc., resultan oxidadas cuantitativamente bajo las condiciones de la prueba. Para muestras que contengan niveles significativos de estas especies, puede suponerse una oxidación estequiométrica a partir de la concentración inicial conocida de las especies que interfieren, y se pueden hacer las correcciones para el valor DQO obtenido.

3. Toma de muestras y almacenamiento

Preferiblemente, recójense las muestras en frascos de cristal. Ensáyense las muestras inestables sin demora. Si es inevitable el retraso antes del análisis, consérvase la muestra por acidificación a un $\text{pH} \leq 2$ utilizando H_2SO_4 conc. Mézclense las muestras que contengan sólidos precipitables con un homogeneizador para permitir una toma de muestras representativa. Háganse diluciones preliminares de los residuos que contengan un DQO alto para reducir el error inherente a la determinación de volúmenes pequeños de muestra.

Apéndice 5 potencial z (aplicación en tratamiento de aguas residuales)

La coagulación del agua y desagüe

El potencial zeta es una manera adecuada de optimizar la dosificación de coagulante en el agua y en tratamientos de desagüe por coagulación. Los sólidos suspendidos más difíciles de remover son los coloides. Por su diminuto tamaño, ellos escapan fácilmente tanto a la sedimentación como a la filtración.

El método para remover el coloide es mediante la disminución del potencial zeta con coagulantes tales como el alumbre, cloruro férrico o polímeros catiónicos. Una vez reducida o eliminada la carga no existirán fuerzas repulsivas y la ligera agitación del estanque de floculación causará numerosos choques entre los coloides. Esto resulta primero en la formación de sistemas microfloculados los cuales crecen hasta llegar a ser sistemas floculados visibles que se acomodan rápidamente y pueden ser filtrados fácilmente.

Control de potencial zeta sobre contenido de coagulante

No hay un solo potencial zeta que pueda garantizar una buena coagulación en cada planta de tratamiento de agua. Frecuentemente será entre 0 y 10 mV pero el valor óptimo es mejor establecido por medio de una prueba de jarras, usando una planta piloto o experiencias en operación.

Apéndice 6 Método de Talmadge & Fitch

Introducción

Para el diseño y evaluación de sedimentadores es frecuente que se utilice el método diseñado por Talmadge y Fitch. Éste consiste en un procedimiento básicamente gráfico, mediante el cual se determinan un grupo de factores que luego serán utilizados para el cálculo del área unitaria, necesaria para sedimentar la pulpa que ha sido objeto de estudio.

El método de Talmadge y Fitch consiste en trazar un gráfico de altura vs tiempo basado en un experimento de sedimentación, en el cual el eje de las abscisas contiene la escala de tiempo y las ordenadas contienen la altura de la probeta en la cual se llevará a cabo el procedimiento.

Experimento de sedimentación

Este procedimiento consiste en tomar una muestra de volumen conocido, generalmente 1 litro, ésta se deposita en una probeta con altura (h) conocida y se remueven los sólidos antes de iniciar con las mediciones del tiempo. Esta prueba generalmente se realiza en ciclos de 5 minutos hasta completar una hora. Cada vez se mide la altura a la que se encuentran los sólidos que sedimentan.

Con los datos obtenidos de esta prueba se realiza un gráfico que muestra la curva de sedimentación, a partir de esta curva se trazan dos líneas tangentes a las zonas de sedimentación discreta así como a la zona de sedimentación de partículas floculentas, en el cruce de ambas tangentes se traza una bisectriz que toque en un punto a la curva de sedimentación y ahí se determina el punto crítico. Éste es de gran importancia porque a partir de ese punto se traza una nueva tangente, la cual nos indica la velocidad de sedimentación real como se muestra en la ilustración 6.1.

Para conocer el área es necesario conocer la concentración inicial y la altura inicial, para poder utilizar la relación $C_0h_0=C_ih_i$ y conocer la concentración máxima de lodos a los 60 minutos y a partir de ella calcular el porcentaje de

sólidos que deseamos retirar. Una vez que fijamos el porcentaje de remoción, podemos calcular la altura requerida, la altura nos permitirá utilizar el gráfico para determinar el tiempo mínimo. Por último se utiliza la ecuación:

$$A = \frac{Q}{t_{min}}$$

Donde

A= área de sedimentación [m³]

Q= caudal [m³/min]

t_{min}= tiempo mínimo de sedimentación

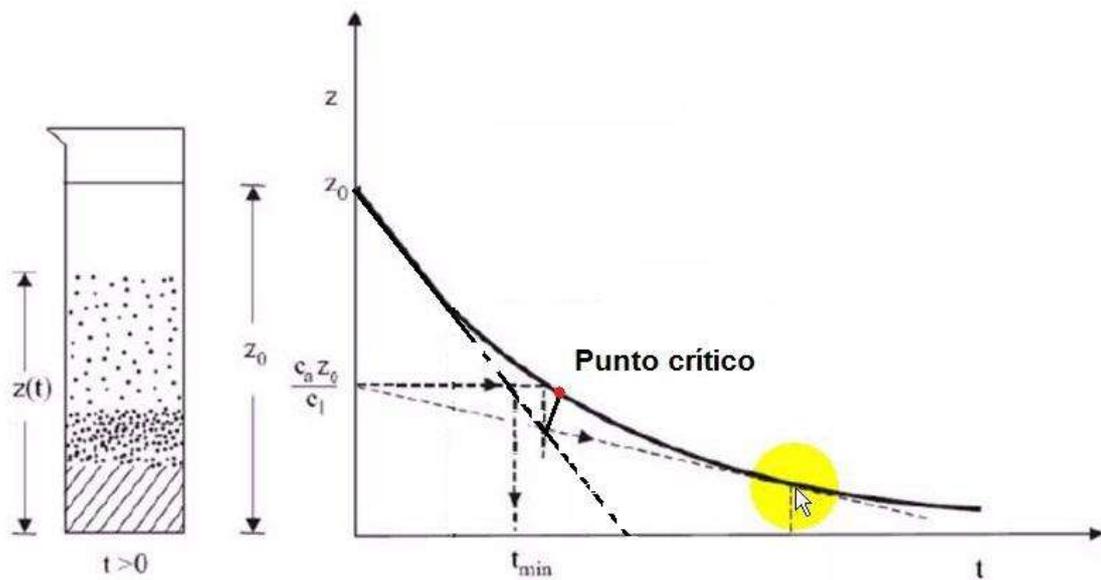


Ilustración 6.1 Esquema gráfico del método de Talmadge & Fitch.



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO



FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

“ANÁLISIS OPERATIVO Y REHABILITACIÓN DE UN SEDIMENTADOR
SECUNDARIO PARA UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES MUNICIPALES”

Tesis que para obtener el grado de Ingeniero Químico

Presenta:

PIQ. GUADALUPE SELENE FRAGA CRUZ

clnithalee@gmail.com

Matrícula: 1220828X

Asesor:

IQ. VIRGILIO LEDESMA YTURRY

No. de empleado 85003794

Morelia, Michoacán.

Agosto de 2017

