

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL

Facultad de Ingeniería en Ciencias de la Tierra

“ENSAYOS PARA DETERMINAR LA DOSIFICACIÓN ÓPTIMA
DE COAGULANTES EMPLEANDO AGUAS PROVENIENTES
DEL RÍO DE MILAGRO”

TESIS DE GRADO

Previa a la obtención del Título de:

INGENIERO CIVIL

Presentado por:

ANDRES ISRAEL FRIAS RAMIREZ

JEFFERSON EFREN SALINAS ARCOS

GUAYAQUIL – ECUADOR

Año: 2015

AGRADECIMIENTOS

A mi padres Gonzalo Frías y Eliana Ramírez, por haberme guiado siempre en mi camino profesional y por haberme inculcado los valores de responsabilidad y dedicación que me llevaron a lograr paso a paso a la culminación de mi carrera universitaria y mi tesis de grado. A mi hermana Danella por estar siempre a mi lado. A mis abuelos maternos Polivio y Piedad, por su ayuda y apoyo incondicional a lo largo de mi

vida y a mis abuelos paternos Luis y Rosario, por cuidarme desde el cielo. A mi director de tesis Msc. Alby Aguilar, por su apoyo, sus consejos y dedicación incondicional a la elaboración de este documento. A mis profesores Dr. Miguel Ángel Chávez y al Ing. Julio García, por su apoyo incondicional a lo largo de toda la carrera. A mis amigos: Livio Boloña, Andrés Sarmiento, Carlos Bernal, Jorge Campuzano, Juan Lasso, Daniel Aguilar, Ana Torres, Mario Aguaguña, Erick Burgos, Diego Valarezo, que siempre nos ayudaron durante toda la carrera.

Andrés Israel Frías Ramírez.

DEDICATORIA

A Dios, a mis padres, hermana, a mis amigos por su apoyo incondicional. A nuestro tutor de tesis por estar en cada momento de nuestro trabajo, con sus consejos, guías y recordatorios que nos ayudaron a ir paso a paso a lograr culminar con éxito este trabajo

Andrés Israel Frías Ramírez.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por haberme bendecido permitiéndome alcanzar este gran logro en mi vida.

A mis queridos padres Efrén Salinas y Marina Arcos, cuyo esfuerzo y sacrificios forjo la motivación que me acompaño durante toda mi carrera. A mis hermanos, Mariela, Karina y Rommy por brindarme siempre su apoyo y aliento en momentos complicados.

A mi director de Tesis Msc. Alby Aguilar, por su apoyo, recomendaciones y dedicación incondicional en la elaboración de esta tesis. A mis profesores cuyas enseñanzas y lecciones brindadas ayudó en mi formación y a mis compañeros José Cevallos, Abel León, Ricardo Hungría, Juan Lasso Mario Aguaguiña, Abraham Peñafiel, Diego Valarezo por la amistad y apoyo constante.

Jefferson Salinas Arcos

DEDICATORIA

A mis amados padres a quienes estaré eternamente agradecido por haberme inculcado principios y valores. Por ser las personas más admirables e importantes en mi vida.

Jefferson Salinas Arcos.

TRIBUNAL DE GRADUACIÓN

Dra. Elizabeth Peña.
PRESIDENTA DEL TRIBUNAL.

MSc. Alby Aguilar Pesantes
DIRECTOR DE TESIS.

Ing. Carlos Peña.
VOCAL ALTERNO.

DECLARACIÓN EXPRESA

“La responsabilidad por los hechos y doctrinas expuestas en este Proyecto de Graduación, me corresponde exclusivamente; y el patrimonio intelectual de la misma a la ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL”.

(Reglamento de Graduación de la ESPOL).

Andrés Israel Frías Ramírez

Jefferson Efrén Salinas Arcos

RESUMEN

El proceso de remoción de materia orgánica en lo que concierne a los afluentes naturales, consiste en encontrar el mayor porcentaje de decantación de la misma materia mediante la utilización de diferentes agentes químicos de coagulación, los cuales serán los responsables de iniciar el proceso de sedimentación del afluente. En lo que concierne a este proyecto, se realizará el proceso de remoción de sólidos suspendidos contaminantes al afluente de la ciudad de milagro.

Cuando se agrega el coagulante se empieza el proceso de la agitación de las partículas suspendidas para que se comiencen a formar partículas de mayor tamaño y peso, aquel proceso se conoce como floculación, todo este proceso permitirá una mayor eficiencia en proceso de decantación y remoción.

Luego se procede a verificar la cantidad de remoción de contaminantes, verificando con que cantidad de concentración, variedad, tipos coagulantes se logró la mayor cantidad de materia decantada en el efluente, permitiendo así encontrar el más eficiente cuando se trata de porcentaje de remoción de contaminantes.

Ahora posterior a esto se buscará encontrar una relación entre el coagulante y costo económico generado por las cantidades que fueron usadas para

lograr la mayor cantidad de remoción de los diversos contaminantes. Permitiendo así hallar la cantidad de coagulantes más óptimos que permitan reducir el costo económico de los mismos pero a la vez lograr el mayor porcentaje de materia removida de la fuente analizado.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	X
TABLA DE CONTENIDO	XII
ABREVIATURAS	XIX
ÍNDICE DE TABLAS	XXII
ÍNDICE DE FIGURAS	XXV
CAPÍTULO 1	1
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Introducción	1
1.2 Antecedentes.....	2
1.3 Justificación	4
1.4 Objetivos.....	5
1.2.1 Objetivo General	5
1.2.2 Objetivo Específico.....	5
CAPÍTULO 2	6
2. MARCO TEÓRICO	6
2.1 Partículas en Suspensión	6
2.2 Tamaño de las Partículas en Suspensión.....	7
2.3 Los Coloides	8

2.4	Afinidad de las partículas coloidales por el agua.....	10
2.5	Factores de estabilidad e inestabilidad.....	10
2.6	Coagulación.....	14
2.6.1	Objetivo Principal	14
2.6.2	Qué es Coagulación.....	14
2.6.3	Teoría de la Coagulación	18
2.7	Mecanismo de coagulación	20
2.7.1	Compresión de la doble capa.....	21
2.7.2	Absorción y neutralización de cargas.....	22
2.7.3	Atrapamiento de las partículas dentro de un precipitado	24
2.7.4	Adsorción y puentes.....	26
2.8	Potencial z	27
2.9	Coagulantes y floculantes sintéticos utilizados	31
2.10	Factores que influyen en la coagulación.....	33
2.10.1	Características químicas y físicas del agua	33
2.10.2	Influencia del pH.....	35
2.10.3	Influencia de la temperatura.....	37
2.10.4	Influencia de dosis de coagulante	38
2.10.5	Concentración del coagulante.....	39
2.10.6	Influencia de la turbiedad	40
2.10.7	Punto y forma de aplicación del coagulante	42

2.10.8	Intensidad y tiempo de mezcla rápida	43
2.11	Etapas o fases de coagulación	45
2.12	Tipos de coagulación	46
2.12.1	Coagulación por adsorción.....	47
2.12.2	Coagulación por barrido	47
2.13	Remoción de turbiedad.....	49
	49
2.14	Remoción del color	50
2.15	Floculación.....	52
2.15.1	Objetivo de la floculación	52
2.15.2	Definición	53
2.16	Consideraciones generales	54
2.17	Cinética y tipos de floculación.....	55
2.17.1	Floculación pericinética	56
2.17.2	Floculación ortocinética.....	56
2.18	Factores que influyen en la floculación	57
2.18.1	Concentración y naturaleza de las partículas.....	57
2.18.2	Tiempo de mezcla lenta	58
2.18.3	Gradiente de velocidad	58
2.19	Parámetros de la floculación.....	59
2.20	Diagramas de coagulación	59

2.21	Normas de calidad del agua	61
2.21.1	Fosfato	62
2.21.2	Coliformes totales y fecales	64
2.21.3	Sólidos suspendidos totales	67
2.21.4	Sólidos totales	68
2.21.5	Alcalinidad	69
2.21.6	Nitritos	70
2.21.7	Nitratos	72
2.21.8	Determinación del pH	74
CAPÍTULO 3		77
3.	METODOLOGÍA	77
3.1	Materiales equipos e instrumentos para la toma y análisis de muestras	77
3.2	Caracterización del agua cruda proveniente del río milagro	78
3.3	Ensayos de coagulación – floculación	80
3.3.1	Objetivo de la práctica	80
3.3.2	Material y equipo necesario para la realización de la práctica. .	81
3.3.3	Reactivos necesarios para la realización de la práctica.	82
3.3.4	Procedimiento a seguir en realización de la práctica	82
3.4	Proceso de control de calidad del agua	84
3.5	Importancia del parámetro alcalinidad	85

CAPÍTULO 4.....	89
4. INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS.....	89
4.1 Coliformes totales	89
4.1.1 Cal.....	90
4.1.2 Cloruro Férrico.....	92
4.1.3 Sulfato Aluminio	94
4.1.4 Sulfato Ferroso.....	95
4.1.5 Análisis de las gráficas de porcentajes de remoción vs. mg de coagulante.....	97
4.1.6 Análisis de remoción de contaminantes vs. precio de coagulantes	100
4.2 Coliformes fecales	101
4.2.1 Cal.....	102
4.2.2 Cloruro Férrico.....	104
4.2.3 Sulfato de Aluminio.....	105
4.2.4 Sulfato Ferroso.....	107
4.2.5 Análisis de las gráficas de porcentajes de remoción vs. mg de coagulante.....	109
4.2.6 Análisis de remoción de contaminantes vs. precio de coagulantes	112
4.3 Fósforo total.....	114
4.3.1 Cal.....	114
4.3.2 Cloruro Férrico.....	115

4.3.3	Sulfato de Aluminio.....	116
4.3.4	Sulfato Ferroso.....	118
4.3.5	Análisis de gráficas de concentraciones vs. mg de coagulante	119
4.4	Potencial hidrógeno.....	122
4.4.1	Cal.....	122
4.4.2	Cloruro Férrico.....	123
4.4.3	Sulfato de Aluminio.....	124
4.4.4	Sulfato Ferroso.....	125
4.4.5	Análisis de graficas de variación de pH vs mg de concentración	127
4.5	Nitratos.....	129
4.5.1	Cal.....	129
4.5.2	Cloruro Férrico.....	131
4.5.3	Sulfato de Aluminio.....	132
4.5.4	Sulfato Ferroso.....	133
4.5.5	Análisis de gráficas de concentraciones vs. mg de coagulante	135
4.6	Nitritos.....	139
4.6.1	Cal.....	140
4.6.2	Cloruro Férrico.....	141
4.6.3	Sulfato de Aluminio.....	143
4.6.4	Sulfato Ferroso.....	144
4.6.5	Análisis de gráficas de concentraciones vs. mg de coagulante	145

4.7	Solidos totales y suspendidos	149
4.8	Alcalinidad	151
CAPÍTULO 5.....		171
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....		171
5.1.	Conclusiones	171
5.2.	Recomendaciones	172
BIBLIOGRAFIA.....		175

ABREVIATURAS

Col. Totales	Coliformes Totales
Col. Fecales	Coliformes Fecales
C.O.T.	Carbono Orgánico Total
C °	Grados Centígrados
d	días
D.B.O.	Demanda Bioquímica de Oxígeno
Ea	Fuerza de Repulsión
Eb	Fuerza de Atracción
Er	Fuerza Resultante
floc	floculo
gr / mol	Gramos por cada Mol
h	Horas

HACH	Compañía que ofrece productos y ayuda técnica online y presencial para medición de calidad de agua
INEN	Instituto Ecuatoriano de Normalización
km	Kilómetros
km ²	Kilómetros Cuadrados
K _s	Producto de Solubilidad del Hidróxido Metálico
log [A]	Logaritmo de A
máx.	Máximo
mm.	Milímetro
mol / l	Moles por Litro
ml	Mililitros
mg	Miligramos
mg/l	Miligramos por litro
m.s.n.m.	Metros sobre el nivel del mar
mμ	Milimicra

min.	Minutos
NEC	Norma Ecuatoriana de la construcción
NMP/100 ml	Número más probable por cada 100 mililitros.
pH	Potencial de hidrogeno
pHs	Potenciales de hidrogeno
P.H.	Productos de hidrolisis positivamente cargados
R.P.M.	Revoluciones por minuto
s	Segundos
seg.	Segundos
S	Sur
T	Temperatura
V	Velocidad
W	Oeste
µm.	Micrómetro o Micra
UTM	Universal Transverse Mercator.

ÍNDICE DE TABLA

Tabla I Tiempos de decantación de las diferentes partículas en función de: sus dimensiones; densidad y de la temperatura del agua (Cárdenas., 2000).	8
Tabla II. (Esparza, 1983)	63
Tabla III. (Departamento de Desarrollo Rural, 2012).	64
Tabla IV. (Superintendencia de servicios sanitarios, 2007).	67
Tabla V. (Molinares, 2005).....	68
Tabla VI. (Agurto Romero & Montero Rodríguez, 2009).	69
Tabla VII.- Clasificación de los cuerpos de agua según su alcalinidad total (ACUÑA, 2012).	70
Tabla VIII. (Calderón Sáenz, 2009).....	70
Tabla IX. (Esparza, 1983).	72
Tabla X. (Carlos Alberto Severiche Sierra, 2013).	73
Tabla XI. (Agurto Romero & Montero Rodríguez, 2009)	76
Tabla XII Coordinadas del punto de captación de la muestra.	78
Tabla XIII. Dosis de Cal vs. Cantidad de Coliformes Totales.....	90
Tabla XIV. Porcentaje de Remoción con dosis de Cal.....	91
Tabla XV. Dosis de Cloruro Férrico vs. Cantidad de Coliformes Totales.....	92
Tabla XVI. Porcentaje de Remoción con dosis de Cloruro Férrico.	93
Tabla XVII. Dosis de Sulfato Aluminio vs. Cantidad de Coliformes Totales..	94
Tabla XVIII. Porcentaje de Remoción con dosis de Sulfato Al.....	95
Tabla XIX. Dosis de Sulfato Ferroso vs. Cantidad de Coliformes Totales	96

Tabla XX. Porcentaje de Remoción con dosis de Sulfato Ferroso.....	96
Tabla XXI Total de Remociones de los Coagulantes y sus Precios por Kg.	101
Tabla XXII. Dosis de Cal vs. Cantidad de Coliformes Fecales.	102
Tabla XXIII. Porcentaje de Remoción con dosis de Cal.....	103
Tabla XXIV. Dosis de Cloruro Férrico vs. Cantidad de Coliformes Fecales	104
Tabla XXV. Porcentaje de Remoción con dosis de Cloruro Férrico.....	104
Tabla XXVI. Dosis de Sulfato Aluminio vs. Cantidad de Coliformes Fecales	105
Tabla XXVII. Porcentaje de Remoción con dosis de Sulfato de Aluminio...	106
Tabla XXVIII. Dosis de Sulfato Ferroso vs. Cantidad de Coliformes Fecales	107
Tabla XXIX. Porcentaje de Remoción con dosis de Sulfato Ferroso.	107
Tabla XXX Total de Remociones de los Coagulantes y sus Precios por Kg.	113
Tabla XXXI. Dosis de Cal vs. Concentración de Fosforo Total.....	114
Tabla XXXII. Dosis de Cloruro Férrico vs. Concentración de Fosforo Total	116
Tabla XXXIII. Dosis de Sulfato Aluminio vs. Concentración de Fosforo Total	117
Tabla XXXIV. Dosis de Sulfato Ferroso vs. Concentración de Fosforo Total	118
Tabla XXXV. Dosis de Cal vs. Concentración de pH.....	122
Tabla XXXVI. Dosis de Cloruro Férrico vs. Concentración de pH.....	123
Tabla XXXVII. Dosis de Sulfato Aluminio vs. Concentración de pH.....	124
Tabla XXXVIII. Dosis de Sulfato Ferroso vs. Concentración de pH.....	126

Tabla XXXIX. Dosis de Cal vs. Nitratos.	130
Tabla XL. Dosis de Cloruro Férrico vs. Nitratos.	131
Tabla XLI. Dosis de Sulfato de Aluminio vs. Nitratos.	132
Tabla XLII. Dosis de Sulfato Ferroso vs. Nitratos.	134
Tabla XLIII. Dosis Sulfato Ferroso vs. Nitritos.	140
Tabla XLIV. Porcentaje de remoción con dosis de Cal.	140
Tabla XLV. Dosis Cloruro Férrico vs. Nitritos.	142
Tabla XLVI. Dosis Sulfato Aluminio vs. Nitritos.	143
Tabla XLVII. Dosis Sulfato Ferroso vs. Nitritos.	144
Tabla XLVIII Resultados Finales de Solidos Totales y Solidos Suspendidos Totales con dosis de 50 mg.	150
Tabla XLIX Resultados Finales de Solidos Totales y Solidos Suspendidos Totales con dosis de 100 mg.	150
Tabla L Valores de Alcalinidad inicial de Rio y después de cada Ensayos.	151
Tabla LI Valores de Alcalinidad inicial de Rio y después de cada Ensayos.	151

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 2.1 Doble Capa de Una Partícula coloidal (Puentes, 2005).	10
Fig.2.2 Esquema de una partícula coloidal (Valencia, 1992).....	12
Fig. 2.3 Fuerzas de Atracción y Repulsión (Cárdenas., 2000).	13
Fig. 2.4 Esquema del fenómeno de la coagulación (Puentes, 2005)....	17
Fig.2.5 Adsorción de contraiones en la partícula coloidal (Valencia, 1992).	23
Fig. 2.6 Reestabilización de Partículas (Cárdenas., 2000).....	24
Fig. 2.7 Atrapamiento de las Partículas en un Floc (Puentes, 2005)....	26
Fig. 2.8 Efecto de Puente de la Partículas en Suspensión (Cárdenas., 2000).	27
Fig. 2.9 Capas alrededor de una partícula cargada eléctricamente (Prieto, 2001).....	28
Fig. 2.10 Condiciones de Mezcla (Cárdenas., 2000).....	43
Fig. 2.11 Fases de la Coagulación	46
Fig. 2.12 Coagulación por Adsorción (Cárdenas., 2000).....	47
Fig. 2.13 Coagulación por barrido (Puentes, 2005).....	48
Fig. 2.14 Diagrama de Remoción de Turbiedad. ("CEPIS", 1973).	50
Fig. 2.15 Variación de Color con pH.....	51
Fig. 2.16 Aglomeración de partículas coloidales empleando floculante (Puentes, 2005).....	54
Fig. 2.17 Diagrama de Coagulación con Sulfato de Aluminio (BVSDE:ECUADOR).	61

Fig. 2.18. (Molinares, 2005).....	74
Fig. 3.1. Ubicación satelital de captación de muestras (Google Earth, s.f.)	79
Fig. 3.2 Punto de captación de muestras	79
Fig. 4.1 Coliformes Totales vs. Cal.....	92
Fig. 4.2 Coliformes Totales vs. Cloruro Férrico.	94
Fig. 4.3 Coliformes Totales vs. Sulfato Aluminio	95
Fig. 4.4 Coliformes Totales vs. Coagulantes	97
Fig. 4.5 Porcentaje de Remoción Coliformes Totales vs. Coagulantes	98
Fig. 4.6 Porcentaje de Remoción Coliformes Totales vs. Coagulantes	99
Fig. 4.7 Porcentaje de Remoción Coliformes Totales vs. Coagulantes	100
Fig. 4.8 Coliformes Fecales vs. Cal.....	103
Fig. 4.9 Coliformes Fecales vs. Cloruro Férrico	105
Fig. 4.10 Coliformes Fecales vs. Sulfato de Aluminio.....	106
Fig. 4.11 Coliformes Fecales vs. Sulfato Ferroso.....	108
Fig. 4.12 Coliformes Fecales vs. Coagulantes.	109
Fig. 4.13 Porcentaje de Remoción de Coliformes Fecales vs. Coagulantes.	110
Fig. 4.14 Porcentaje de Remoción de Coliformes Fecales vs. Coagulante.	111
Fig. 4.15 Porcentaje de Remoción de Coliformes Fecales vs. Coagulante.	112
Fig. 4.16 Fosforo Total vs. Cal.....	115

Fig. 4.17 Fosforo Total vs. Cloruro Férrico	116
Fig. 4.18 Fosforo Total vs. Sulfato Aluminio	117
Fig. 4.19 Fosforo Total vs. Sulfato Ferroso	119
Fig. 4.20 Fosforo Total vs. Coagulantes.....	121
Fig. 4.21 Potencial de Hidrogeno vs. Cal	123
Fig. 4.22 Potencial de Hidrogeno vs. Cloruro Férrico	124
Fig. 4.23 Potencial de Hidrogeno vs. Sulfato de Aluminio	125
Fig. 4.24 Potencial de Hidrogeno vs. Sulfato Ferroso	126
Fig. 4.25 Potencial de Hidrogeno vs. Coagulantes.....	129
Fig. 4.26 Nitratos vs. Cal	130
Fig. 4.27 Nitratos vs. Cloruro Férrico.....	132
Fig. 4.28 Nitratos vs. Sulfato de Aluminio.....	133
Fig. 4.29 Nitrato vs. Sulfato Ferroso	134
Fig. 4.30 Nitrato vs Coagulantes	136
Fig. 4.31 Nitratos vs. Coagulantes.....	138
Fig. 4.32 Nitratos vs. Coagulante	139
Fig. 4.33 Nitritos vs. Cal	141
Fig. 4.34 Nitritos vs. Cloruro Férrico	143
Fig. 4.35 Nitritos vs. Sulfato Aluminio	144
Fig. 4.36 Nitritos vs. Sulfato Ferroso	145
Fig. 4.37 Nitritos vs. Coagulantes.....	147
Fig. 4.38 Nitritos vs. Coagulantes.....	148
Fig. 4.39 Nitritos vs. Coagulantes.....	149

CAPÍTULO 1

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Introducción

Muchas de las pequeñas y grandes sociedades del país se enfrentan al desafío de poder mejorar sus sistemas de potabilización de agua cruda de acorde a la norma NTE INEN 1108:2014, en el cual se decretan todas normas técnicas de calidad del agua potable a cumplir y a través del cual se indican los límites permisibles, disposiciones y prohibiciones para las descargas en cuerpos de aguas, los criterios de calidad de agua para sus distintos usos, métodos y procedimientos para determinar la presencia de contaminantes en el agua , todo esto en beneficio de la comunidad ya que de esta forma podremos garantizar que la calidad del agua sea óptima para el consumo.

El proceso de potabilización del agua cruda se lleva a cabo mediante una sucesión de subprocesos adaptados entre sí, como son la captación, coagulación-floculación, sedimentación, filtración, desinfección. Los primeros procesos que se llevan a cabo son los procesos de captación de agua cruda y coagulación - floculación.

La turbidez de un cuerpo de agua simboliza la presencia de partículas disueltas, tales se denominan con el nombre de dispersión coloidal. Para eliminar estas partículas en suspensión se procede a realizar los procesos de coagulación y floculación, la coagulación cumple la función de desestabilizar las partículas que se encuentran en suspensión en la fuente agua esto permitirá la aglomeración de partículas pequeñas entre sí con lo cual se dará origen a flóculos de mayor tamaño produciendo su decantación debido al aumento de su peso.

Todo este proceso ocurre teniendo una inyección y dispersión correcta de los productos químicos coagulantes tales como el sulfato de aluminio, sulfato ferroso, sulfato férrico, cal, etc.

Es de suma importancia que los respectivos procesos de coagulación y floculación sean empleados de una manera correcta y eficaz, sino es así esto nos conllevará a la producción de flóculos muy pequeños o muy ligeros lo cual provocará una decantación insuficiente haciendo

que el proceso no sea el idóneo debido a que estas pueden atravesar el filtro y pueden alterar la calidad del agua producida.

Con la realización correcta de aquellos procedimientos vamos a poder obtener una relación beneficiosa entre los factores Costo vs. Remoción de materia, para aquello vamos a emplear compuestos químicos del mercado de los cuales determinaremos una dosis óptima de cada uno de ellos, es decir la menor dosis posible pero teniendo como objetivo hallar la máxima remoción posible.

1.2 Antecedentes

En lo que concierne a la remoción de materia orgánica que se hayan en los afluentes, existen varios métodos de tratamiento de aguas crudas de los cuales podemos resaltar el método de empleo de operaciones físicas los cuales se denominan con el nombre de operaciones unitarias y también los métodos de tratamiento en los que se realiza la eliminación de contaminantes que son dañinos para la sociedad lográndose cumplir por la intervención de la actividad química y biológica, tales se conocen con el nombre de procesos unitarios.

Tiempo atrás, cuando los procesos y operaciones unitarias se juntaban respetivamente para proveer lo que anteriormente se

denominaba como tratamiento primario y secundario. Con respecto a cada uno de estos tratamientos tenemos que en el tratamiento primario se tomaban operaciones de tipo físico, tales como los procesos de desbaste, sedimentación, por medio de aquellos lograban la eliminación de los sólidos sedimentables de gran y pequeño tamaño los cuales están en flotación en las aguas crudas. En el tratamiento secundario se utilizaban procesos químicos y biológicos los cuales se desarrollaban dentro del reactor para la posterior eliminación de la materia orgánica presente en el cuerpo (Puentes, 2005).

Debido al sinnúmero de beneficios económicos y técnicas, el proceso físico-químico no tardó mucho en convertirse en un tratamiento mundial para el manejo de agua cruda. Cabe señalar que recién en estas últimas décadas estos métodos se consolidaron para el respectivo tratamiento de aguas crudas municipales del país basado en la separación de sólidos y al desarrollo tecnológico de las etapas de coagulación- floculación. Con la eliminación de los particulados por medio de estos métodos hace que sean mucho más eficiente los procesos de filtración.

El presente estudio será de gran aportación para la ciudad de Milagro, ya que al obtener una dosificación óptima de coagulante, en términos de remoción, economía y disponibilidad, para el tratamiento de aguas

crudas, se estará beneficiando a la ciudad y será de gran utilidad para la misma, por ende esta tesis quedara a libre disposición de las autoridades de Milagro para que hagan el uso pertinente de la misma.

1.3 Justificación

Es primordial que un cantón cuente con la cantidad y calidad de agua potable necesaria para poder realizar las actividades básicas que se requieren en una comunidad, como es para el uso de: higiene básica, y consumo. Al realizar este estudio, se lograra obtener de manera más óptima la dosificación de coagulantes, lo cual va a permitir que la población del cantón Milagro pueda remover la mayor cantidad de partículas de materia orgánica, al extraer el agua de su río, y a la vez ahorrar el mayor dinero posible, todo esto en factores de tiempo y calidad. De esta manera el agua extraída del río podrá ser llevada luego a los demás procesos como la filtración y desinfección, para lograr potabilizarla y así permitir que se cubran las necesidades básicas del cantón.

1.4 Objetivos

1.2.1 Objetivo General

- Determinar la variación de remoción de contaminantes sólidos suspendidos presentes en el agua usando diferentes coagulantes

1.2.2 Objetivo Específico

- Realizar ensayos de laboratorio con los siguientes coagulantes: Sulfato de Aluminio, Sulfato Ferroso, Cloruro Férrico, Cal, para determinar cuál de ellos presenta los mejores resultados en el proceso de Coagulación-Floculación.
- Determinar la dosis idónea de cada uno de los coagulantes convencionales utilizados en los ensayos, para la mayor remoción de materia orgánica.
- Determinar el costo económico de cada uno de los coagulantes convencionales utilizados en los ensayos, para la mayor remoción de materia orgánica

CAPÍTULO 2

2. MARCO TEÓRICO.

2.1 Partículas en Suspensión

La Turbidez es el resultado de sólidos suspendidos en el agua que reducen la transmisión de luz. Estos sólidos suspendidos son variados, así pueden ser arcillas, limos, materia orgánica y plancton y hasta desechos industriales y de drenaje. En niveles altos de turbidez, el agua pierde la habilidad de apoyar la diversidad de organismos acuáticos, aumenta la temperatura al sostener partículas que absorben el calor de la luz solar y el agua caliente conserva menos oxígeno que el agua fría, así al entrar menos luz disminuye la fotosíntesis necesaria para producir oxígeno (Cardona, 2003).

Las aguas superficiales que posean estas características se originan de la erosión de suelos, crecimientos de algas, disolución de sustancias minerales y descomposición de sustancias orgánicas. A este aporte

natural se debe agregar las descargas de desagües domésticos, industriales y agrícolas (Cárdenas., 2000).

La eliminación de la turbidez, se obtiene aplicando procesos de coagulación, asentamiento y filtración. La medición de la turbiedad, es una forma rápida que nos ayuda a saber cuándo, cómo y hasta qué punto se debe tratar el agua para que cumpla con la especificación requerida. La turbiedad es crucial en las aguas para abastecimiento público por tres razones:

Estética: Cualquier turbiedad en el agua para beber, produce en el consumidor un rechazo inmediato y pocos deseos de ingerirla y utilizarla en sus alimentos.

Filtrabilidad: La filtración del agua se torna más difícil y el costo es mayor al aumentar la turbiedad.

Desinfección: Un valor alto de turbidez, es un indicador de la posible presencia de materia orgánica y microorganismos que incrementaran la cantidad de cloro u ozono que se utilizara en la desinfección del agua potable (TRIPOD, s.f.).

2.2 Tamaño de las Partículas en Suspensión.

Las partículas se clasifican con respecto a su tamaño; de esta manera las partículas con diámetro inferior a 1 micrómetro (μm), que son

partículas de materias orgánicas o inorgánicas, se depositan lentamente. La siguiente tabla muestra los tiempos de decantación de diferentes partículas en función de: sus dimensiones; densidad y temperatura del agua.

Tipo de Partículas	Diámetro (mm)	Tiempo de Caída	
		Densidad 2.65	Densidad 1.1
Grava	10	0.013 s.	0.2 s.
Arena Gruesa	1.0	1.266 s.	20.9 s
Arena Fina	0.1	126.66 s	34.83 min.
Lodo Fino	0.01	3.52 h.	58 h.
Bacterias	0.001	14.65 d.	249.1 d.
Coloides	0.0001	4.12 a.	66.59 d.

Tabla I Tiempos de decantación de las diferentes partículas en función de: sus dimensiones; densidad y de la temperatura del agua (Cárdenas., 2000).

Se puede observar que a la misma densidad, las partículas más pequeñas tienen un tiempo de duración de caída más grande, esto imposibilita la decantación sin la adición de un factor externo. (Cárdenas., 2000).

2.3 Los Coloides

El agua posee tres tipos de impurezas: físicas, químicas y biológicas. Desde el enfoque físico los sólidos totales, son impurezas del agua, y se clasifican en: partículas no filtrables o en suspensión, filtrables o

disueltas y una tercera es el caso intermedio que son los coloides. Los coloides forman suspensiones estables, por esto su sedimentación natural no es posible; estas sustancias son responsables de la turbiedad y del color del agua. Los sistemas coloidales muestran una superficie de contacto gigantesca entre la fase sólida y la fase líquida; y poseen habitualmente una carga eléctrica negativa sobre su superficie. Estas cargas denominadas cargas primarias, atraen los iones positivos del agua, que se fijan fuertemente a las partículas y atraen a su alrededor iones negativos escoltados de una débil cantidad de iones positivos.

Los iones que se fijan vigorosamente a la partícula y se desplazan con ella, forman la capa adherida o comprimida, mientras que los iones que se adhieren débilmente constituyen la capa difusa, esto se puede apreciar en la fig. 2.1, por ello hay un gradiente o potencial electrostático entre la superficie de la partícula y la solución, llamado Potencial Zeta (Puentes, 2005).

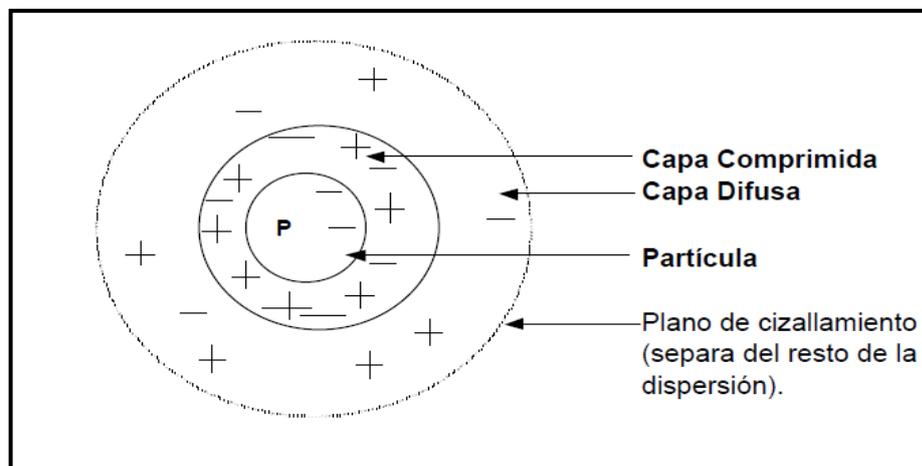


Fig. 2.1 Doble Capa de Una Partícula coloidal (Puentes, 2005).

2.4 Afinidad de las partículas coloidales por el agua.

Las partículas coloidales poseen como característica ser hidrofílicas (tienen afinidad por el agua) e hidrófobos (rechazan al agua). Las hidrofílicas se esparcen espontáneamente dentro del agua y son cercados de moléculas de agua que impiden todo contacto posterior entre estas partículas; las partículas hidrofóbicas no son englobadas de moléculas de agua, por ende su dispersión dentro del agua no es automática por lo que necesita de la ayuda de medios químicos y físicos. Las partículas hidrófobas generalmente son partículas de materias inorgánicas mientras que las hidrofílicas son orgánicas; básicamente son pocas las partículas que son exclusivamente hidrofílicas o hidrofóbicas; se obtienen regularmente partículas hidratadas a los diferentes grados(Cárdenas., 2000).

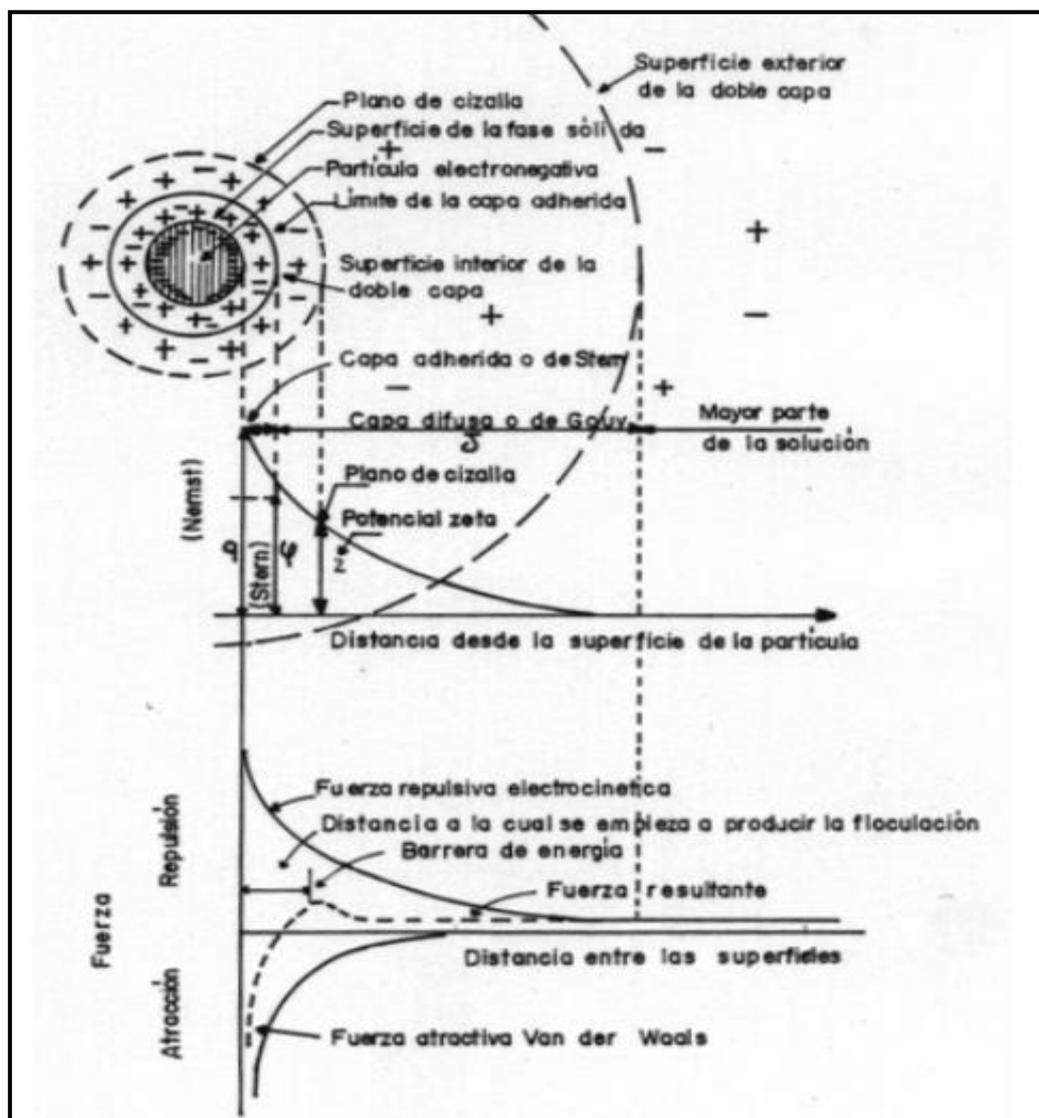
2.5 Factores de estabilidad e inestabilidad.

Fue Hanmaker, en 1936, el primero que desarrolló la teoría de la estabilidad e inestabilidad del coloide a partir de la interacción de las fuerzas electrostáticas de repulsión o Coulómbicas y de atracción o de Van der Waals. Si se realiza la composición de estas fuerzas, como se

ve en la fig. 2.2, se obtiene una resultante que es la marcada por la línea de puntos. Esta resultante tiene una cresta que es llamada barrera de energía. Para que un coloide floccule, es decir se aglutine con otros, es necesario que las partículas se aproximen a una distancia menor que L , esto es a una distancia menor que la que existe entre el

centro del coloide y la cresta de la resultante o barrera de energía. La ubicación de la barrera de energía varía con el pH (Valencia, 1992).

Fig.2.2 Esquema de una partícula coloidal (Valencia, 1992)



Las partículas coloidales están sometidas a dos grandes de fuerzas:

- **Fuerzas de atracción de Van der Waals:** E_a (factores de Inestabilidad); Son fuerzas de atracción originadas por el desplazamiento perenne de las partículas.

- **Fuerzas de repulsión electrostáticas:** E_b (columbicas – factor de estabilidad); Son fuerzas que imposibilitan la aglomeración de las partículas cuando las mismas se acercan unas a otras; por ejemplo 2 partículas de igual signo no se pueden acercar, estas se rechazan. El equilibrio de una suspensión coloidal se logra en torno a la fuerza resultante entre la fuerza de atracción y la fuerza de repulsión: E_r , $E_r = E_a + E_b$ (ver fig. 2.3) (Cárdenas., 2000).

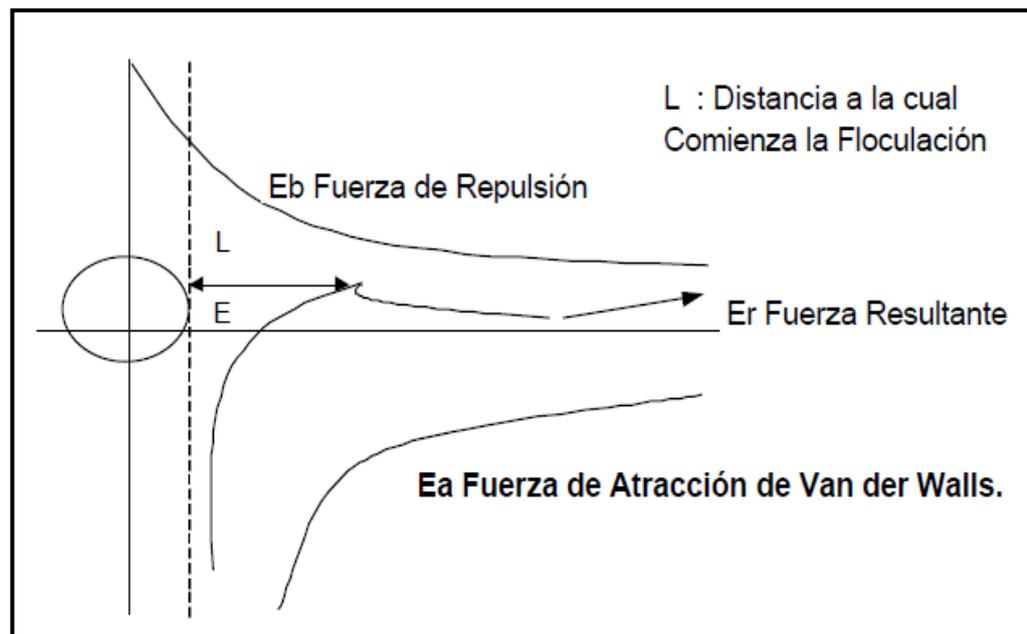


Fig. 2.3 Fuerzas de Atracción y Repulsión (Cárdenas., 2000).

2.6 Coagulación

2.6.1 Objetivo Principal

La misión crucial de la coagulación es desestabilizar las partículas coloidales que están en suspensión, con la finalidad de lograr su aglomeración; como resultado se destruyen las materias en suspensión estables; la coagulación no solo elimina la turbiedad sino también la concentración de las materias orgánicas y los microorganismos (Cárdenas., 2000).

2.6.2 Qué es Coagulación

Es conocida como el proceso por el que los componentes de una suspensión o disolución estable son desestabilizados por superación de fuerzas que conservan su estabilidad. (Mc Aguilar, 2002).

También se entiende por coagulación a la desestabilización eléctrica de algunas partículas mediante la añadidura de sustancias químicas, coagulantes. Este trabajo se realiza en unidades y tanques de mezcla rápida, en los que se somete el agua a agitación muy intensa creando una solución homogénea de los coagulantes con el agua, en el menor tiempo posible.

Este proceso se usa para:

- Remoción de turbiedad orgánica o inorgánica que no se puede sedimentar precipitadamente.
- Remoción de color verdadero y aparente.
- Eliminación de bacterias, virus y organismos patógenos propensos de ser apartados por coagulación.
- Eliminación de algas y plancton en general.
- Destrucción de sustancias que elaboran sabor y olor, en algunos casos de precipitados químicos suspendidos en otros.

El uso de otros procesos para la remoción de partículas muy finas, como la sedimentación simple, resulta muy costoso y algunas veces imposible, debido al alto tiempo requerido, por ende el proceso efectivo sería el de coagulación. Debido a esto al analizar este tratamiento es importante considerar las características físicas y químicas del agua, la dosis del coagulante, la concentración del coagulante, el punto de aplicación del coagulante, la intensidad y el tiempo de mezcla y el tipo de dispositivo de mezcla (Osorno, 2009).

El tratamiento de coagulación es el más eficaz pero también es el que representa costos altos cuando no se realiza correctamente ya que puede conducir a una degradación rápida de la calidad

del agua. De todas formas es el método universal porque destruye gran cantidad de sustancias de varias naturalezas y peso de materia que son eliminados al menor costo, en comparación con otros métodos. Por consiguiente se asume que la dosis del coagulante condiciona el funcionamiento de las unidades de decantación y que es imposible lograr una clarificación, si la cantidad de coagulante no está bien ajustada.

Este gráfico presenta como las sustancias químicas anulan las cargas eléctricas sobre la superficie del coloide, causando que las partículas coloidales se agrupen formando floculos (Cárdenas., 2000).

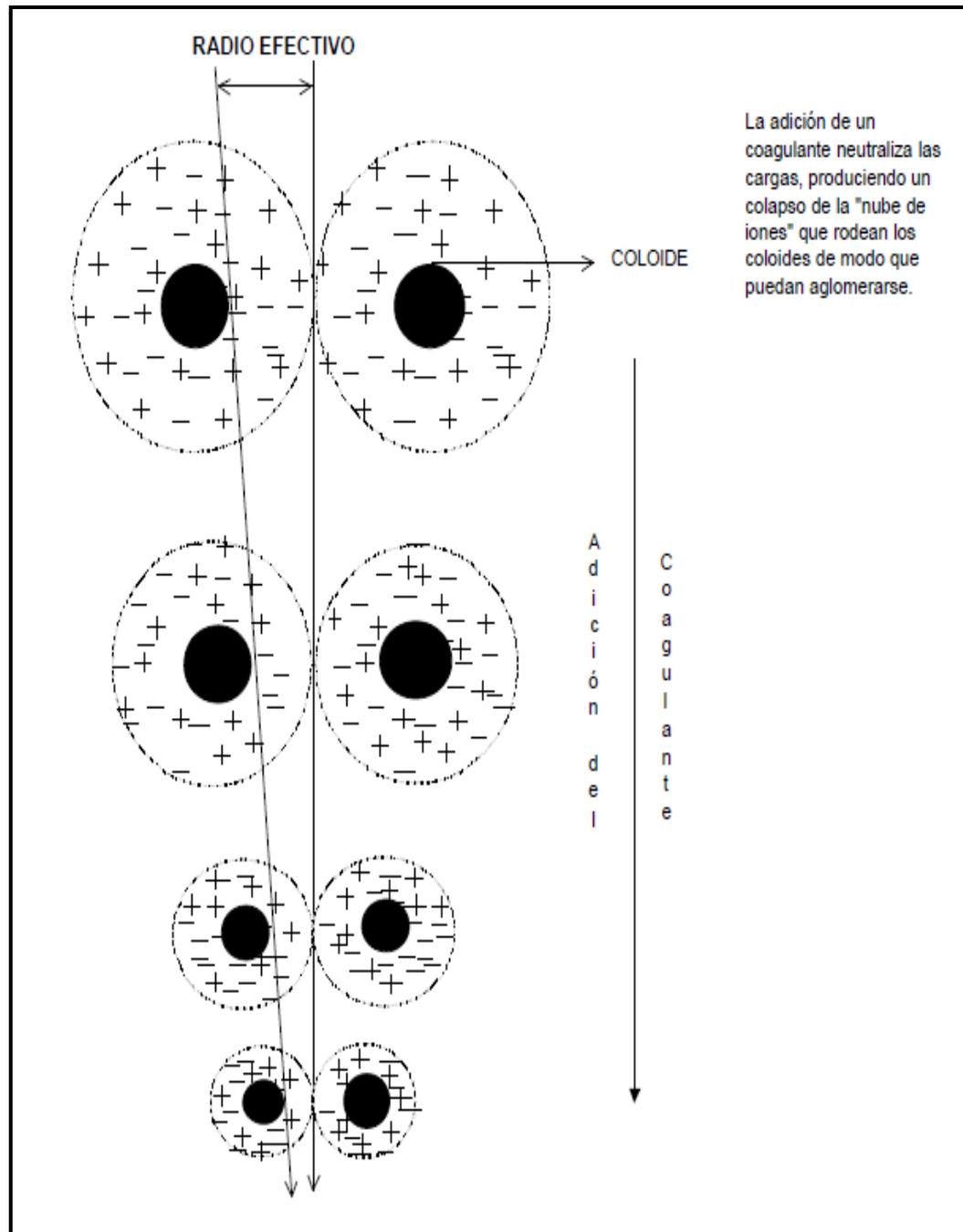


Fig. 2.4 Esquema del fenómeno de la coagulación (Puentes, 2005).

2.6.3 Teoría de la Coagulación

Las partículas que constituyen la turbiedad y el color de las aguas naturales, tienen cargas eléctricas que habitualmente son negativas, pero ya que existen cargas eléctricas positivas, se afirma que el agua y las soluciones son eléctricamente neutras. Las cargas eléctricas de las partículas crean fuerzas de repulsión entre ellas, por esto se mantienen suspendidas y separadas en el agua. Por esta razón es que no decantan. El conjunto generado por estas partículas forma un sistema coloidal, hecho de una doble capa de iones, el cual es sometido a un potencial en la superficie inferior del doble lecho, llamado potencial Z. Dicho potencial tiene un valor crítico, por encima del cual los coloides son estables, y por debajo de él, la repulsión en las partículas se disminuye a un grado tal que chocando con cierta velocidad pueden juntarse y flocular. El problema en la coagulación reside en reducir el potencial Z usando uno de los siguientes métodos:

- Coagulación por neutralización de la carga: Se ejecuta cuando coloides de distinto signo se mezclan en el agua. Esto es lo que se suscita cuando se agrega alumbre o sales de hierro al agua.

- Coagulación por reducción del espesor de la doble capa (distancia d): Al incrementarse la concentración de iones en el agua la “distancia d ” se acorta, hasta hacer el valor del potencial Z menor al punto crítico (Osorno, 2009).

El fenómeno de la desestabilización del movimiento browniano hace que las partículas entren en contacto simplemente porque se agitan ad random en la solución. Si dos partículas chocan o penetran en sus esferas repulsivas pueden quedar sujetas por las fuerzas de desestabilización, es decir, por las fuerzas de Van der Waal. Estas fuerzas están basadas en la atracción mutua entre dos estructuras que tienen electrones. Los electrones en una estructura pueden quedar atraídos por los sitios positivos de la otra estructura para producir un dipolo. Esto se llama atracción inducida dipolar y es proporcional al recíproco de la distancia entre las partículas elevado a la potencia. Esto significa que las fuerzas atractivas generalmente actúan a una distancia mucho más corta que las fuerzas repulsivas, que son proporcionales al recíproco de la distancia al cuadrado. El mismo efecto se consigue cuando las partículas se juntan mecánicamente o por gravedad (J. E. Singley).

2.7 Mecanismo de coagulación

Varios coagulantes químicos pueden realizar la desestabilización por varios caminos. No obstante, según las condiciones de uso, algunos materiales pueden trabajar como coagulantes o ayuda para la coagulación, y algunos coagulantes pueden lograr la desestabilización por más de una vía. Para una aplicación particular, la selección del tipo de coagulante y su dosificación requiere un entendimiento de cómo funcionan estos materiales. En el presente capítulo intenta describir este mecanismo de desestabilización.

La desestabilización se puede lograr por los mecanismos fisicoquímicos siguientes:

- Compresión de la doble capa.
- Adsorción y neutralización de cargas.
- Atrapamiento de partículas en un precipitado.
- Adsorción y puente(Walter J. Weber, 2003).

2.7.1 Compresión de la doble capa

Incrementando la concentración del electrolito se incorporan contraiones en la capa difusa o de Gouy-Chapman, con lo cual ésta se represa y se disminuye la magnitud de las fuerzas repulsivas, permitiendo la eliminación de la barrera de energía. Por eso, la adición de una sal neutra (electrolito indiferente) no cambia el potencial del coloide pero altera la forma de la curva de las fuerzas coulombicas, disminuyendo la distancia hasta la cual son efectivas. La reducción del espesor de la doble capa, es más importante que la reducción del potencial zeta hasta el punto isoeléctrico ($Z = 0$) (Valencia, 1992).

Existe también un potencial de atracción o fuerzas de atracción E_a , entre las partículas llamados fuerzas de Van der Waals, que dependen de los átomos que conforman las partículas y de la densidad de estas. Inversamente a las Fuerzas de repulsión, las fuerzas de Van der Waals no se ven afectadas por las características de la solución. (Ver fig. 2.3). Si la distancia que aparta a las partículas es mayor a "L", entonces las partículas, no se atraen. E es la energía que permite que estén separados (Cárdenas., 2000).

2.7.2 Absorción y neutralización de cargas

La neutralización de las cargas de coloides liofóbicos, puede hacerse según Mackrle: a. Por cambio de la concentración de los iones que determinan el potencial del coloide. B. Por la adsorción de iones que posean una carga opuesta a las de los iones determinantes de potencial, y que sean capaces de reemplazar a éstos en la capa de Stern. Como lo esquematiza la fig. 2.5. Los coloides pueden adsorber: a. Iones o productos de hidrólisis simples como el $\text{Al}(\text{OH})^{++}$ o el $\text{Fe}(\text{OH})^{++}$ con pesos moleculares entre 44 y 135 y tamaños menores de 1μ , que se forman al inicio de la coagulación. B. Polímeros desarrollados poco más tarde, al continuar las reacciones hidrolíticas del coagulante con la alcalinidad y con el agua misma. Estas moléculas alcanzan pesos entre 256 (cuando $\text{OH}:\text{Al}$ es igual a 0.5) y 1430 (cuando $\text{OH}:\text{Al}$ es igual 11.25). El tamaño de estos polímeros es alrededor de 0.1μ y tienden a ser octaédricos (Valencia, 1992).

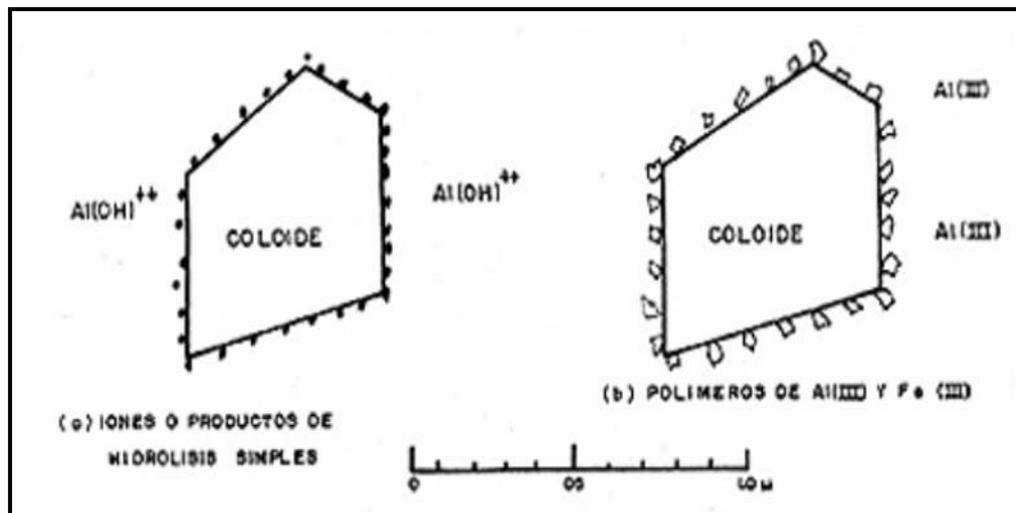


Fig.2.5 Adsorción de contracciones en la partícula coloidal (Valencia, 1992).

Las partículas coloidales tienen carga negativa en su superficie, estas cargas denominadas primarias atraen los iones positivos que están en solución dentro del agua y conforman la primera capa adherida al coloide. El potencial en la superficie del plano de cizallamiento es el potencial electrocinético – potencial ZETA, en este manda el desplazamiento de coloides y su interacción mutua. Después de la teoría de la doble capa, la coagulación funciona como la abolición del potencial encontrado por adición de productos de coagulación – floculación, en la que la fuerza natural de mezcla por el movimiento browniano no es suficiente dado esto, se necesita una energía complementaria; por ejemplo realizar la agitación mecánica o hidráulica. Si se añade un exceso de coagulante para tratar el agua, se produce una re-

estabilización de la carga de la partícula; esto pasa debido a que el exceso de coagulante es absorbido en la superficie de la partícula, provocando una carga invertida a la carga original (Ver fig. 2.6) (Cárdenas., 2000).

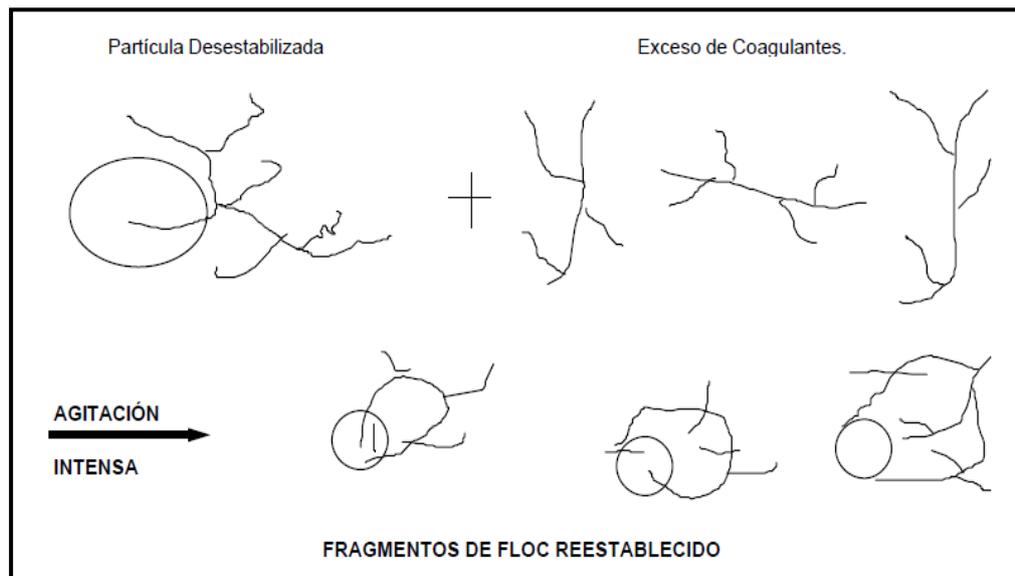
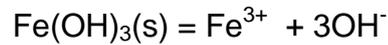


Fig. 2.6 Reestabilización de Partículas (Cárdenas., 2000).

2.7.3 Atrapamiento de las partículas dentro de un precipitado

En el momento que una sal metálica tal como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, FeCl_3 o un óxido metálico o hidróxido en el caso de la cal, CaO o $\text{Ca}(\text{OH})_2$, se utilizan como coagulante en concentraciones altas para ocasionar la precipitación rápida de un hidróxido metálico ($\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$) o carbonato metálico (CaCO_3) las partículas coloidales pueden quedar inmersas dentro de los precipitados a medida que estos se forman.

Consideremos la siguiente ecuación que describe la solubilidad del hidróxido férrico amorfo $[\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})]$:



La solubilidad para esta reacción puede escribirse como:

$$[\text{Fe}^{3+}][\text{OH}^-]^3 = K_s = 10^{-38}$$

En donde $[\text{Fe}^{3+}]$ y $[\text{OH}^-]$ denotan las concentraciones molares de los iones férrico e hidróxido de la solución, y K_s es la constante de la solubilidad de equilibrio o producto de solubilidad para el $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$ amorfo.

La velocidad de precipitación de un hidróxido metálico depende del grado de sobresaturación de la solución. El grado de sobresaturación puede describirse por la proporción $[\text{Fe}^{3+}][\text{OH}^-]^3/10^{-38}$. Para una precipitación muy rápida, esta proporción debe ser 100 o aún mayor. Cuando el precipitado está cargado positivamente [cuando el pH de la solución está en el rango neutro y ácido para el $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ y $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$], la velocidad de precipitación viene también incrementada por la presencia de iones en la solución. En definitiva, las partículas coloidales mismas pueden servir como núcleos para la formación del precipitado, de tal modo que la velocidad de precipitación

aumenta al incrementar la concentración de partículas coloidales que deban eliminarse. Esto puede dar parte a una relación inversa entre la dosificación óptima de coagulante y la concentración de material que deba eliminarse. Es decir, cuanto mayor sea la cantidad de material coloidal del agua, menor será la cantidad de coagulante metálico que se requiere para realizar esta eliminación (Walter J. Weber, 2003).

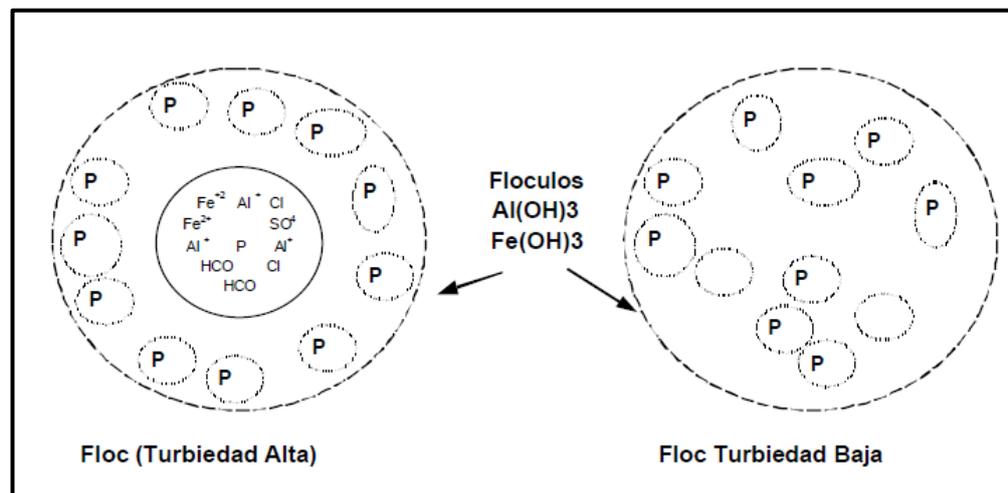


Fig. 2.7 Atrapamiento de las Partículas en un Floc (Puentes, 2005).

2.7.4 Adsorción y puentes

En general, el tratamiento menos caro se consigue utilizando un polímero aniónico, cuando se cargan negativamente las partículas. Este suceso se lo analiza por la teoría del "puente". Las moléculas del polímero muy largas gozan de grupos químicos que pueden absorber las partículas coloidales. La

molécula de polímero puede así absorber una partícula coloidal en una de sus extremidades, así los otros sitios son libres para absorber otras partículas. Por eso se enuncia que las moléculas de los polímeros forman el “puente” entre las partículas coloidales. Esto puede causar una re-estabilización de la suspensión, por una carga excesiva de polímeros (Puentes, 2005).

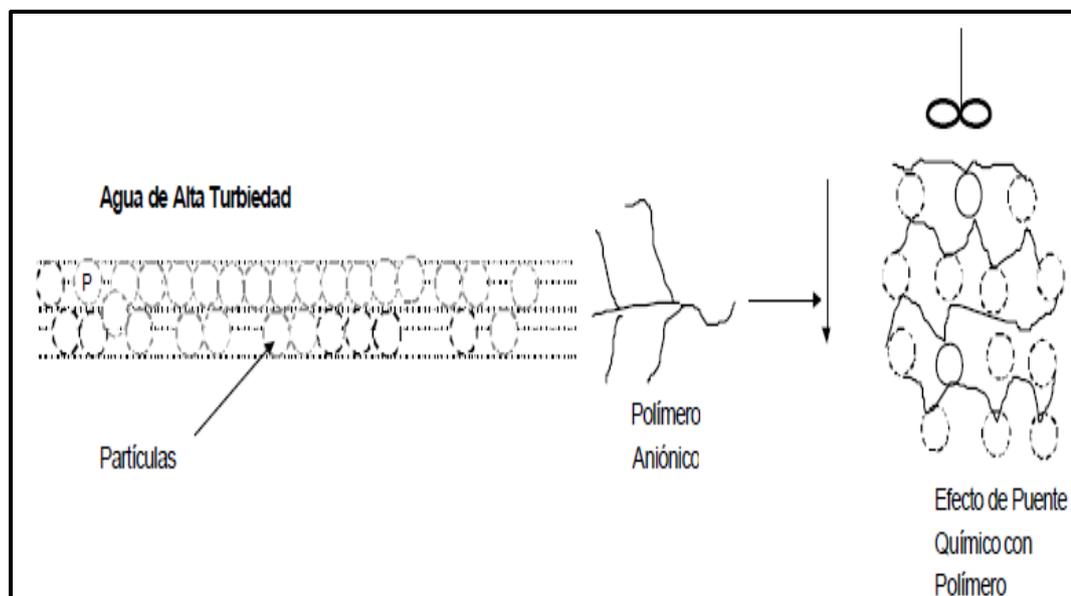


Fig. 2.8 Efecto de Puente de la Partículas en Suspensión (Cárdenas., 2000).

2.8 Potencial z

Las partículas coloidales cargadas negativamente generan una capa de recubrimiento estable de partículas positivas (capa de Stern), todo

esto como resultado de las fuerzas electrostáticas. Esta capa superficial está recubierta por una capa difusa (capa de Gouy–Chapman) en la que la concentración de cargas positivas disminuye conforme nos alejamos de la superficie del coloide (fig. 2.9) .Lo contrario ocurre para partículas cargadas positivamente (Prieto, 2001).

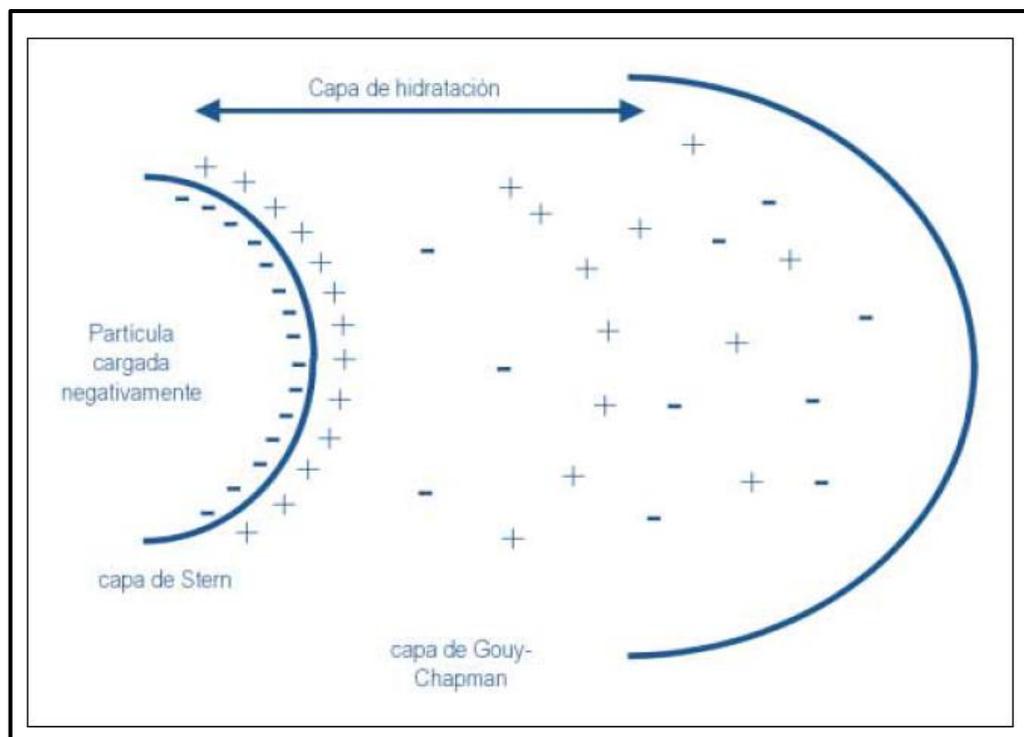


Fig. 2.9 Capas alrededor de una partícula cargada eléctricamente (Prieto, 2001).

Un punto de particular interés es el potencial donde se unen la capa difusa y la de Stern. Este potencial es conocido como el potencial zeta, el cual es importante porque puede ser medido de una manera muy simple, mientras que la carga de la superficie y su potencial no pueden

medirse. El potencial zeta puede ser una manera efectiva de controlar el comportamiento del coloide puesto que indica cambios en el potencial de la superficie y en las fuerzas de repulsión entre los coloides (Yoval, Palacios, & Olivia).

Este potencial zeta mide la magnitud y fuerza de la carga de cada partícula del coloide. Cuando se produce la disminución del potencial zeta aumenta la posibilidad de una colisión. Las cargas eléctricas sobre las partículas de coloides son del mismo signo, positivo o negativo, debido a la recíproca repulsión evita el efecto de sedimentación por gravedad. La aplicación de un polímero catiónico reduce el potencial zeta, facilitando la aglomeración de las partículas coloidales, disminuyendo el volumen de lodo que se origina y la dosis de coagulante necesaria. Esto se logra mediante, la utilización o cambios en la atmósfera iónica, el pH o por la adición de compuestos como son los coagulantes que afecten de manera directa la carga del coloide (Amorocho, 2010).

Después que se han neutralizado todas las cargas, una abundancia de coagulante o una variación de pH pueden ocasionar el paso de las partículas de un potencial zeta negativo a positivo y que vuelvan a estabilizarse. Por aquello podemos hablar de un proceso reversible o en equilibrio:

coloide + coagulante → ← microflóculo

Para prevenir este fenómeno, se requiere formar los macroflóculos, ya que, al ser éste un proceso irreversible, evitaremos una redisolución:

coloide + coagulante → ← microflóculo → macroflóculo

Los macroflóculos sólo serán destruidos por procesos mecánicos, como agitaciones excesivas o bombeos.

Al final, es fundamental recalcar que los procesos de coagulación y floculación se ven interferidos por fenómenos paralelos al efecto del potencial zeta. Por ejemplo:

- La hidrólisis de los coagulantes, causa que las cargas positivas se neutralicen.
- La precipitación de las sales insolubles de los coagulantes inorgánicos, el cual ocasionara que disminuya su eficacia.
- Procesos de adsorción de los coagulantes, que evitarán que éstos cumplan su función.

Estos fenómenos serán decisivos en las cantidades requeridas de coagulantes, su eficacia y la cantidad de lodo formado (Prieto, 2001).

2.9 Coagulantes y floculantes sintéticos utilizados

Estos productos químicos al ser añadidos al compuesto agua producen una reacción química con los componentes químicos del agua, en particular con la alcalinidad del agua creando un precipitado voluminoso, muy adsorbente, formado generalmente por el hidróxido metálico del coagulante que se está utilizando.

El proceso más tradicional para la desestabilización de las partículas coloidales es el uso de reactivos químicos a los que se conocen como coagulantes. Estos pueden ser (Puentes, 2005). :

Sales de Aluminio: Originan un floc levemente pesado. Los más conocidos son:

El Sulfato de Aluminio, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$, que en la práctica se le denomina como Alumbre; el Sulfato de Aluminio Amoniacal y el Aluminato Sódico. El primero es el que se usa con mayor continuidad dado a su bajo costo y manejo sencillo.

Sales de Hierro: Se utiliza el Cloruro Férrico, FeCl_3 , y los Sulfatos de Hierro Férrico y Ferroso, $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$ y FeSO_4 . Forman un floc más pesado y por ende una mayor velocidad de asentamiento que las sales de aluminio.

Polímeros o polielectrólitos: Estos compuestos son de alto peso molecular que se usan no propiamente como coagulantes sino como ayudantes de coagulación. La dosificación de estas sustancias se lo realiza en concentraciones muy bajas, lo cual es una gran ventaja y compensa el costo del polímero. Están siendo utilizados en el tratamiento de aguas potables ya que se produce una menor cantidad de lodos, además es más tratable el lodo que se genera (Osorno, 2009). Estos se los utiliza conjuntamente con los coagulantes.

De acuerdo al monómero de partida y su carga se clasifican en:

- **No iónicos:** poliacrilamidas, polímeros del óxido de etileno
- **Aniónicos:** copolímero de acrilamida-acrilato, poliacrilamida parcialmente hidrolizada, polisulfónicos
- **Catiónicos:** polietilenamina, polimetacrilato, copolímeros de acrilamida con grupos de amonio cuaternarios.

La utilidad de los diversos polielectrólitos es cuando no se produce la coagulación debido a que las partículas no pueden aproximarse por las fuerzas de repulsión creadas por la doble capa, los polielectrólitos permiten la unión de los coloides entre sí por energía química (BÁEZ, 2012).

Los más utilizados son las sales de Aluminio y de Hierro. En el momento que se añade estas sales al agua se generan una serie de reacciones muy complejas donde los productos de hidrólisis son más eficaces que los iones mismos; estas sales reaccionan con la alcalinidad del agua y dan origen a los hidróxidos de aluminio o hierro que son insolubles y forman los precipitados (Cárdenas., 2000).

2.10 Factores que influyen en la coagulación

La fase más importante en un sistema de tratamiento de agua es la coagulación.

Una inadecuada coagulación no puede ser corregida en una etapa siguiente del tratamiento.

El proceso depende primordialmente de los siguientes factores que están relacionados entre sí:

2.10.1 Características químicas y físicas del agua

Las características del agua cruda que más influyen en la eficiencia del proceso son la concentración de coloides (medida normalmente mediante la cantidad de turbiedad o color presente en el agua), la alcalinidad y el pH, el tamaño de las partículas y la temperatura.

Se presentan cuatro situaciones diferentes, dependiendo de las variaciones de coloides en el agua.

a) Alta concentración de coloides y alcalinidad baja

Para este caso se debe determinar un parámetro químico que es la dosis óptima de coagulante. La coagulación tiene lugar por adsorción de los polímeros hidroxometálicos positivamente cargados; estos se producen a niveles de pH ácidos (pH 4 a 6, dependiendo del coagulante).

b) Alta concentración de coloides y alcalinidad alta

La desestabilización se realiza también por medio de adsorción y neutralización de la carga con niveles de pH neutros o ácidos. Aquí se puede elegir una dosis alta de coagulante (debido a la elevada alcalinidad, el pH permanecerá en la región neutra, en donde los polímeros hidroxometálicos no están altamente cargados con lo cual la neutralización de carga es más difícil). Alternativamente, se puede eliminar la alcalinidad por lavado, y desestabilizar con una dosificación baja a un pH bajo.

c) Baja concentración de coloides y alcalinidad alta

La coagulación se realiza por inmersión de las partículas en suspensión en un “floculo de barrido” con dosificaciones altas de coagulantes. Alternativamente la adición de bentonita aumenta la concentración coloidal, con lo que se logra provocar la desestabilización por adsorción y neutralización de la carga con una dosis menor.

d) Baja concentración coloidal y alcalinidad baja

La coagulación de estos sistemas es la más difícil. Será ineficaz si solamente usamos sales de aluminio o de hierro, ya que el pH será rebajado mucho, con el fin de permitir la formación de un “floculo de barrido”, y la velocidad de contacto entre partículas será demasiado lenta para llevar a cabo una desestabilización por neutralización de la carga. Para una coagulación eficaz debemos añadir alcalinidad, partículas coloidales o ambas a la vez (Mc Aguilar, 2002).

2.10.2 Influencia del pH

El pH es una medida de la actividad del ion hidrógeno en una solución, y es igual a:

$$\text{pH} = -\log\{\text{H}^+\}$$

La variante más considerable a tener en cuenta en el instante de la coagulación es el pH, cada agua tiene un rango de pH óptimo con el cual la coagulación se lleva a cabo rápidamente, esto depende de la naturaleza de los iones y de la alcalinidad del agua a tratar. El rango de pH está en función del tipo de coagulante a ser empleado y de la naturaleza del agua a tratar; si la coagulación se ejecuta fuera del rango de pH óptimo se debe incrementar la cantidad del coagulante; así que la dosis requerida es alta y no resultaría conveniente. Mediante ensayos se ha determinado que para sales de aluminio el rango de pH para la coagulación es de 6.5 a 8.0 y para las sales de hierro, el rango de pH óptimo es de 5.5 a 8.5 unidades (Cárdenas., 2000).

La eliminación del exceso de acidez o alcalinidad por adición química para producir un pH final próximo a 7 se conoce como neutralización. La mayoría de los efluentes deben ser neutralizados hasta pH de 6 a 9 antes de la descarga.

El volumen, tipo y cantidad de ácido o álcali que debe ser neutralizado o eliminado parcialmente son factores a tomar en cuenta en la selección del agente químico.

Al añadir coagulantes inorgánicos al agua suceden reacciones químicas vinculadas principalmente con intercambio de protones. La función de un ácido está relacionada directamente con la tendencia de donar protones y la función de una base está relacionada directamente con la facilidad de admitir protones (Puentes, 2005).

2.10.3 Influencia de la temperatura

Cahill y Fitz Patrick analizaron la influencia de este factor en un grupo de plantas de Chicago y establecieron dos regiones de variaciones muy marcadas, una entre 0 y 10 °C y la segunda entre 10 y 40 °C. En la primera zona se encontró que los mecanismos dominantes eran la viscosidad del agua y el pH y que a medida que la temperatura del agua se acercaba a los 0 °C, la remoción de turbiedad se dificulta. Se desconocen las razones específicas de este comportamiento. Al aproximarse el agua a la temperatura de congelación, se produce un efecto de ordenamiento de su estructura o de incremento de sus límites de hidrógeno, previo a su solidificación o formación de hielo. Este fenómeno podría estar impidiendo el acercamiento de las partículas para su desestabilización, al anularse el movimiento browniano. Adicionalmente, la viscosidad del agua se incrementa al disminuir la temperatura, y como esta es inversamente

proporcional a la agitación pericinética de las partículas, el fenómeno de transporte también disminuye. También el rango de pH óptimo varía con la temperatura, y decrece al disminuir esta. En el rango de 10-40 °C se encontró que la eficiencia era cada vez mejor al aumentar la temperatura porque se incrementaba la tasa de colisiones entre las partículas. Dentro de este rango, son importantes la turbiedad y la alcalinidad (Martel, BVSDE:ECUADOR).

2.10.4 Influencia de dosis de coagulante

Cada coagulante, dependiendo de la calidad y característica del agua, trabaja de forma diferente. Por ello, mediante trabajo en el laboratorio se realiza la selección del tipo de coagulante. La dosis de coagulante a usar tiene influencia directa en la eficiencia de la coagulación, así:

- Una poca dosis del coagulante, no neutraliza por completo la carga de la partícula, la formación de los microflóculos es muy escasa, así la turbiedad es elevada.
- Una alta dosis de coagulante puede causar la inversión de la carga de la partícula, causando la formación de muchos microflóculos de tamaños muy pequeños cuyas velocidades de sedimentación son muy bajas, debido a esto la turbiedad es elevada

- La selección del coagulante y la cantidad óptima de aplicación; se decide mediante los ensayos de pruebas de jarra.

La dosis de coagulantes se determina experimentalmente. Diversos autores dan diversas opiniones de los factores que afectan o determinan la dosis de coagulante, pero están de acuerdo que para cada tipo de agua existe una dosis óptima de coagulante (Puentes, 2005).

La selección del coagulante y la dosis son un rol muy importante sobre:

- La buena o mala calidad del agua clarificada.
- El buen o mal funcionamiento de los decantadores (Cárdenas., 2000).

2.10.5 Concentración del coagulante

La aplicación uniforme del coagulante al agua es la principal dificultad para la realización de una coagulación eficiente, está relacionado a que las cantidades de coagulante utilizadas son pequeñas con respecto al volumen de agua que se somete a tratamiento. Si existe buena turbulencia, se obtendrá una dispersión más efectiva cuanto más diluida sea la solución.

Con la condición de que haya suficiente turbulencia, la dispersión será más efectiva cuando mayor sea el volumen de solución o

más diluida sea esta, lo que resultará una mejor remoción de la turbiedad porque el coagulante entrará más rápido y más fácilmente en contacto con el mayor número de partículas coloidales.

Aun así, a soluciones que estén muy diluidas pueden hidrolizarse antes de su aplicación formando productos que no sean efectivos para el proceso de coagulación (M. & Canepa de Vargas).

2.10.6 Influencia de la turbiedad

La turbidez en un agua puede ser producida por una gran variedad de materiales en suspensión, que varían en tamaño desde dispersiones coloidales hasta partículas gruesas, entre otros, arcillas, limo, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, organismos planctónicos, microorganismos, etc.

En la actualidad el método más empleado para determinar la turbidez es el método nefelométrico en el cual mide la turbiedad mediante un nefelómetro y se expresan los resultados en unidades de turbidez nefelométrica, UTN.

La determinación de turbidez es de gran importancia en aguas para consumo humano y en una gran cantidad de industrias procesadoras de alimentos y bebidas.

Los valores de turbidez sirven para determinar el grado de tratamiento requerido por una fuente de agua cruda, su filtrabilidad y, consecuentemente, la tasa de filtración más adecuada, la efectividad de los procesos de coagulación, sedimentación y filtración, así como para determinar la potabilidad del agua (Castaño, 2011).

La turbiedad del agua superficial es debido a partículas de lodos de sílice de diámetros que están entre 0.2 a 5 μm . La coagulación de estas partículas es fácil de realizar cuando el pH está dentro del rango óptimo. La variación de la concentración de las partículas permite hacer las siguientes predicciones:

- Para cada turbiedad existe una cantidad de coagulante, con el que se consigue la turbiedad más baja, que corresponde a la dosis óptima.
- Cuando aumenta la turbiedad la cantidad de coagulante que se debe añadir no es mucho debido a que la probabilidad de colisión entre las partículas es alta; todo lo contrario cuando la turbiedad es baja la coagulación se realiza muy difícilmente, y la cantidad del coagulante es igual o mayor que si la turbiedad fuese alta.

- Para una alta turbiedad, conviene hacer una presedimentación natural o forzada, en este caso con el empleo de un polímero aniónico.
- Es más fácil coagular las aguas de baja turbiedad, porque solicitan mayor cantidad de coagulante que los no contaminados (Cárdenas., 2000).

2.10.7 Punto y forma de aplicación del coagulante

Mediante ensayos se ha determinado que cuanto más puntos de aplicación existan se tendrá mayor dispersión del coagulante (Puentes, 2005).

La dosis del coagulante que se añada al agua debe ser en forma constante y uniforme en la unidad de mezcla rápida, tal que el coagulante sea completamente dispersado y mezclado con el agua.

El sistema de dosificación debe proporcionar un caudal constante y fácilmente regulable; en las siguiente fig. 2.10 se observan las condiciones de mezcla del coagulante con el agua; se aprecia que la mejor mezcla es cuando el coagulante adicionado cae en su totalidad a la masa de agua (fig. 2.10b). Esto se consigue por medio de los equipos de dosificación tanto para los coagulantes al estado sólido y estado líquido, que deben hallarse calibrados y

verificados en la práctica a través de las pruebas de aforamiento (Cárdenas., 2000).

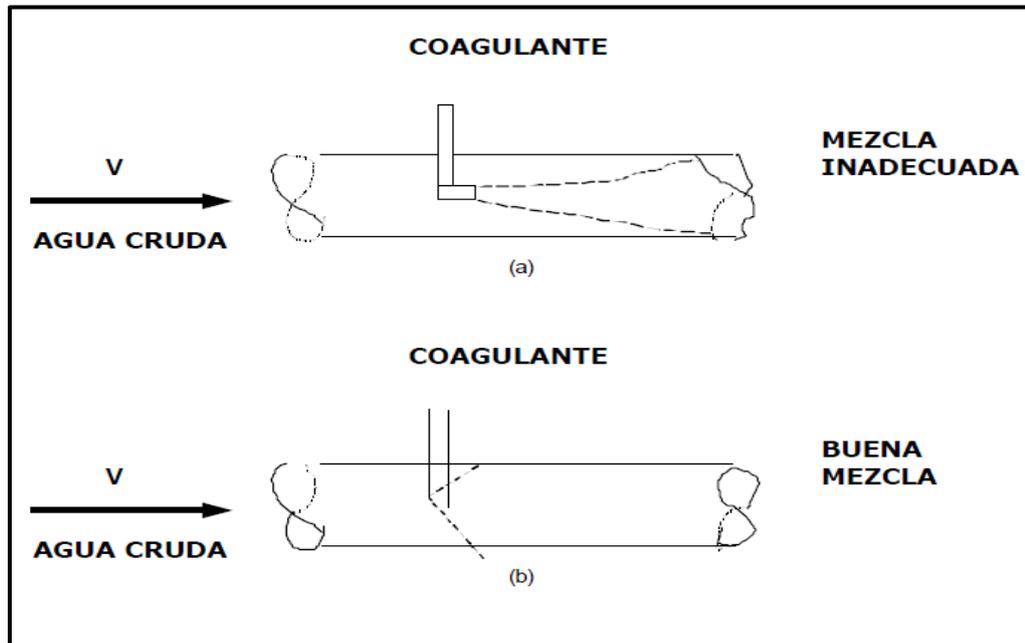


Fig. 2.10 Condiciones de Mezcla (Cárdenas., 2000).

2.10.8 Intensidad y tiempo de mezcla rápida

El periodo de coagulación es un factor a controlar en cada proceso pues en algunas ocasiones periodos largos favorecerán el proceso mientras que en otras pueden provocar la ruptura de los floculos formado. Es un factor que está muy relacionado con la fuerza de agitación que se aplique durante dicho periodo, por lo cual será necesario combinar ambos factores de forma que se obtengan los mejores rendimientos a un coste aceptable.

Generalmente lo que se hace, es someter a las aguas a una mezcla rápida, seguida de otra lenta. La primera tiene por misión dispersar el coagulante, y fomentar las colisiones entre partículas. Posteriormente lo que se hace es aumentar el tamaño de floculo mediante una agitación lenta, durante un tiempo adecuado, que mantiene los flòculos en suspensión y movimiento evitando su ruptura por efecto de la fuerza cizalla (Mc Aguilar, 2002).

En el transcurso de la coagulación y floculación, se procede a la mezcla de productos químicos en dos etapas. La primera etapa, la mezcla es enérgica y de corta duración (60 seg., máx.) llamado mezcla rápida tiene como objetivo crear la turbulencia o movimiento necesario en el líquido contenido en la jarra para poner en contacto los reactivos químicos con las partículas coloidales del agua, modo de neutralizar sus cargas, desestabilizarlas y hacer que se aglomeren en un corto período de tiempo y en la segunda etapa la mezcla es lenta y tiene por propósito desarrollar los microflòculos (Cárdenas., 2000). El tiempo de aplicación de la mezcla rápida depende de la clase del coagulante. Por ejemplo, los polímeros se distribuyen más lentamente que los iones metálicos debido a su mayor molécula, por lo tanto requerirán mayor tiempo o mayor gradiente de

velocidad que los coagulantes metálicos hidrolizantes (Acosta, 2006).

2.11 Etapas o fases de coagulación

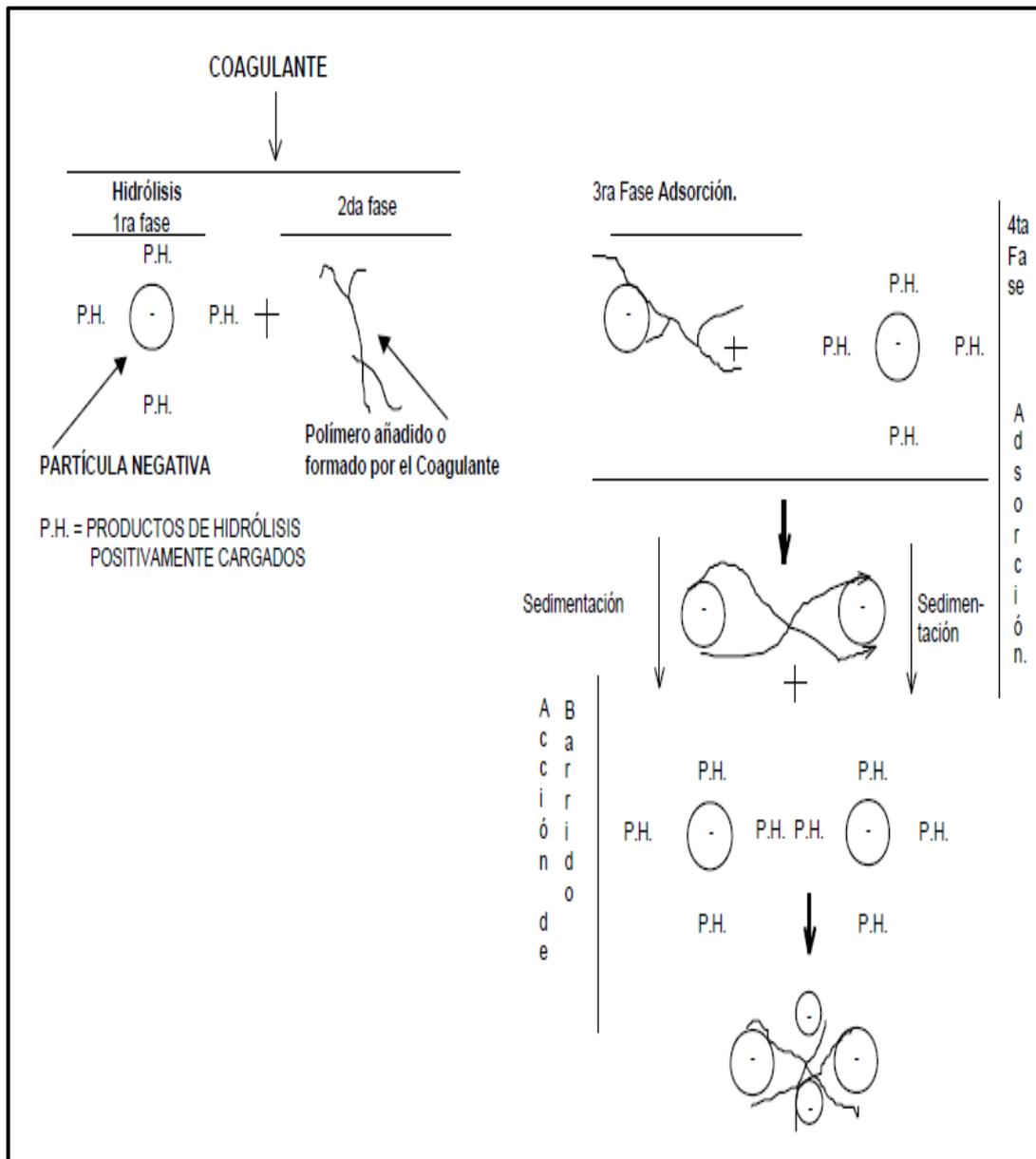


Fig. 2.11 Fases de la Coagulación

El proceso de coagulación se lleva a cabo en un tiempo muy corto (casi instantáneo), en el se presenta las siguientes etapas:

1ra Fase: Hidrólisis de los coagulantes y desestabilización de las partículas existentes en la suspensión.

2da Fase: Precipitación y formación de componentes químicos que se polimerizan.

3ra Fase: Adsorción de las cadenas poliméricas en la superficie de los coloides.

4ta Fase: Adsorción mutua entre los coloides.

5ta Fase: Acción de barrido(Acosta, 2006).

2.12 Tipos de coagulación

Hay dos tipos básicos de coagulación la coagulación por adsorción y la coagulación por barrido.

2.12.1 Coagulación por adsorción

Cuando el agua tiene una concentración alta de partículas en estado coloidal; en el momento que es adicionado el coagulante al agua turbia los productos solubles de los coagulantes son absorbidas por los coloides y crean los flóculos casi al instante (Cárdenas., 2000).

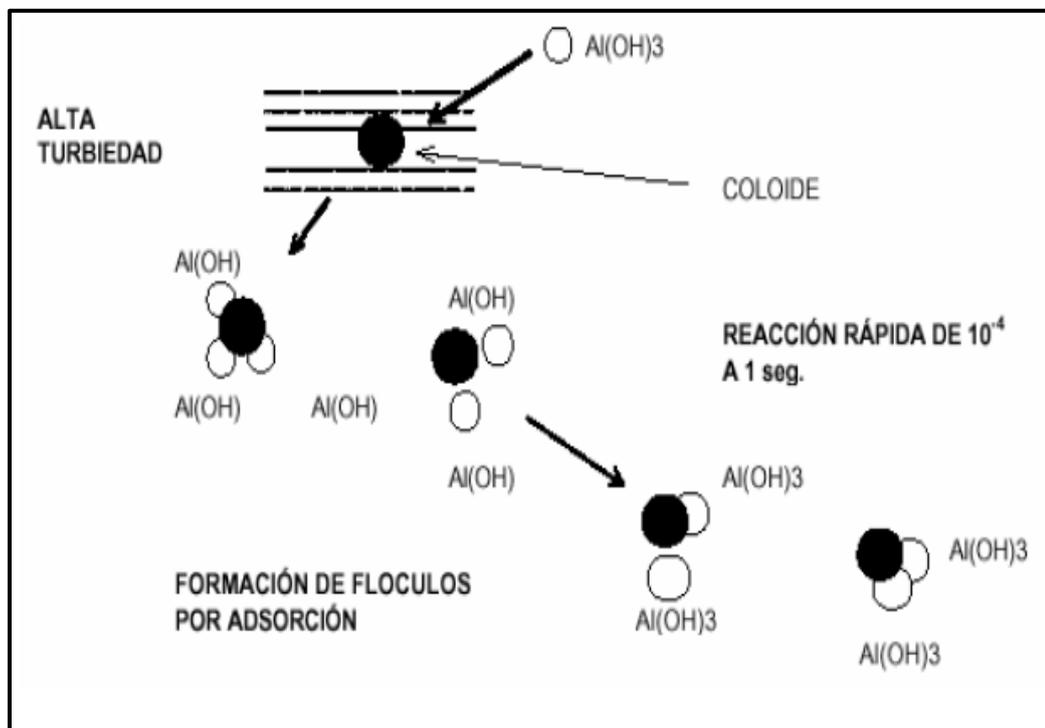


Fig. 2.12 Coagulación por Adsorción (Cárdenas., 2000).

2.12.2 Coagulación por barrido

Esta coagulación aparece cuando el agua es clara (presenta baja turbiedad) y la cantidad de partículas coloides es baja; en este

caso las partículas son atrapadas al originarse una sobresaturación de precipitado de sulfato de aluminio o cloruro férrico (Puentes, 2005).

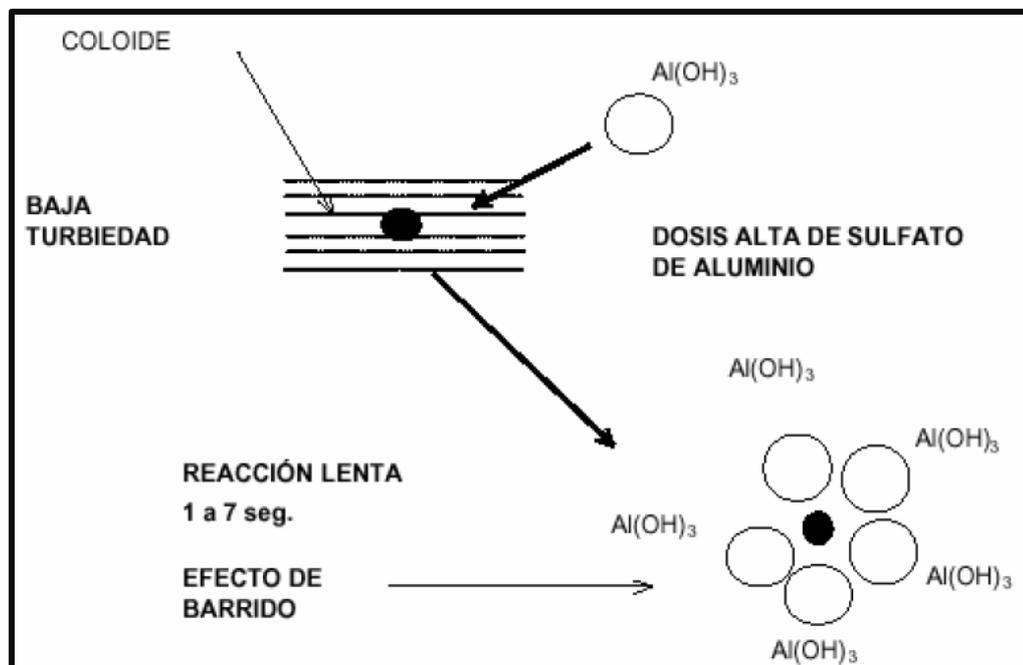


Fig. 2.13 Coagulación por barrido (Puentes, 2005).

2.13 Remoción de turbiedad

Al colocarse en el agua una dosis creciente del coagulante se evidenciaría diferentes zonas de coagulación, como se observa en la fig. 2.14

Zona 1: La dosis de coagulante no es suficiente para desestabilizar las partículas y por lo tanto no ocurre la coagulación.

Zona 2: Al aumentar la dosis de coagulantes, se produce una rápida aglutinación de los coloides.

Zona 3: Si se sigue aumentando la dosis, llega un momento en que no se produce una buena coagulación, ya que los coloides se reestabilizan.

Zona 4: Al aumentar aún más la dosis, originaría una supersaturación produciendo de nuevo una rápida precipitación de los coagulantes que hace un efecto de barrido, arrastrando en su descenso las partículas que conforman la turbiedad ("CEPIS", 1973).

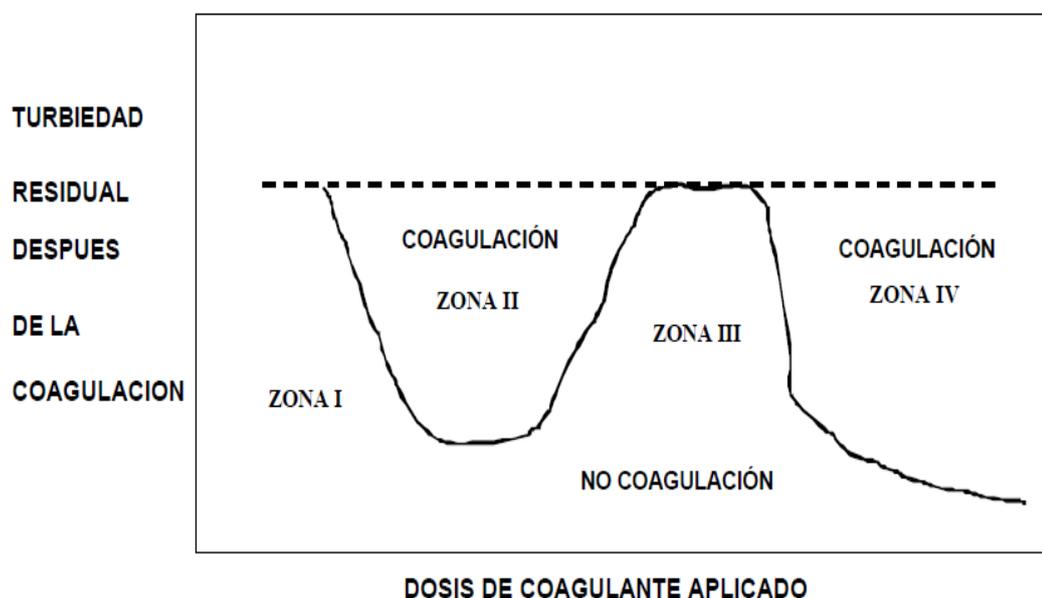


Fig. 2.14 Diagrama de Remoción de Turbiedad. ("CEPIS", 1973).

2.14 Remoción del color

Según Christmas y Ghassemi (1961) la aparición de color en el agua se puede deber a:

- La extracción producida por el agua de sustancias provenientes de maderas.
- La solución de productos de descomposición de las maderas.
- La solución de materia orgánica del suelo.
- Una combinación de estos procesos (BÁEZ, 2012).

Los mecanismos que eliminan el color no son los mismos que los utilizados para la turbiedad. Esto se debe a la diferente naturaleza del color.

Se denomina al color producido como sustancia húmicas, término que cubre una variedad de complejos compuestos químicos no definidos, de cambiante peso molecular, que están en estado coloidal y poseen una afinidad(hidrofílica) por el agua.

El tamaño del coloide de color es demasiado fino. Ensayos realizados por Black y Cristman demostraron que la membrana filtrante de 10 μ de abertura de malla retiene solo el 13 % del color original. Mientras que las membranas de colodión con poros de 3.5 μ retuvieron el 91%. Esto indica que las partículas varían entre 3,5-10 μ , lo que está muy cerca del límite entre dispersión coloidal y solución verdadera.

Otra propiedad del color es que disminuye su intensidad con la disminución de pH. La fig. 2.15 tomada del citado estudio de Black y Christman, muestra el cambio de color producido con el pH para las distintas muestras analizadas("CEPIS", 1973).

Muestras de Agua	Unidades de Color		Aumento de color a pH 10 sobre color a pH 2.0 - %
	A pH 2.0	A pH 10	
A	100	270	67
B	237	412	74
C	102	182	78
D	71	130	83
E	50	82	64
F	54	82	62
G	190	290	73
H	42	86	105
I	330	440	30
J	150	265	77

Fig. 2.15 Variación de Color con pH

El color del agua es causa de la descomposición de materias orgánica que tienen los humos de los suelos; esto depende de una variedad de compuestos orgánicos como las sustancias húmicas que son de masa molecular de 800 a 50000 gr/mol (Cárdenas., 2000).

2.15 Floculación

2.15.1 Objetivo de la floculación

El propósito de la floculación del agua residual es crear agregados o floculos a partir de la materia finamente dividida. Sin embargo, generalmente, no se suele incluir en las instalaciones típicas de tratamiento, vale la pena tener en cuenta el uso de la floculación del agua residual por agitación mecánica o con aire cuando los objetivos sean:

1. Aumentar la eliminación de los sólidos en suspensión y de la DBO en las instalaciones de decantación primaria.
2. Acondicionar el agua residual que contenga vertidos industriales.

3. Mejorar la eficiencia de los decantadores secundarios especialmente cuando se trata del proceso de fangos activados (Metcalf & Eddy, 1995).

2.15.2 Definición

Es el proceso que sigue a la coagulación, radica en la agitación de la masa coagulada para permitir el crecimiento y aglomeración de los flóculos recién formados con el propósito de aumentar el tamaño y peso necesarios para lograr sedimentar con facilidad. Suceden que los flóculos formados por la aglomeración de varios coloides no sean lo que suficientemente grande como para sedimentar con rapidez deseada, por lo que el uso de un floculante es necesario para reunir en forma de red, formando puentes de una superficie a otra enlazando las partículas individuales en aglomerados, tal como se está mostrando en la fig. 2.16 (Cárdenas., 2000).

La floculación tiene dos propósitos:

1. Aglomerar las partículas pequeñas recién desestabilizados para formar agrupaciones de partículas o flóculos de mayor peso específico que la del agua para que sedimenten con mayor eficiencia (Vargas).

2. Compactar los flóculos para disminuir su grado de hidratación y lograr características tales como mayor tamaño y buena solidez para su fácil remoción por filtración (Castaño, 2011).

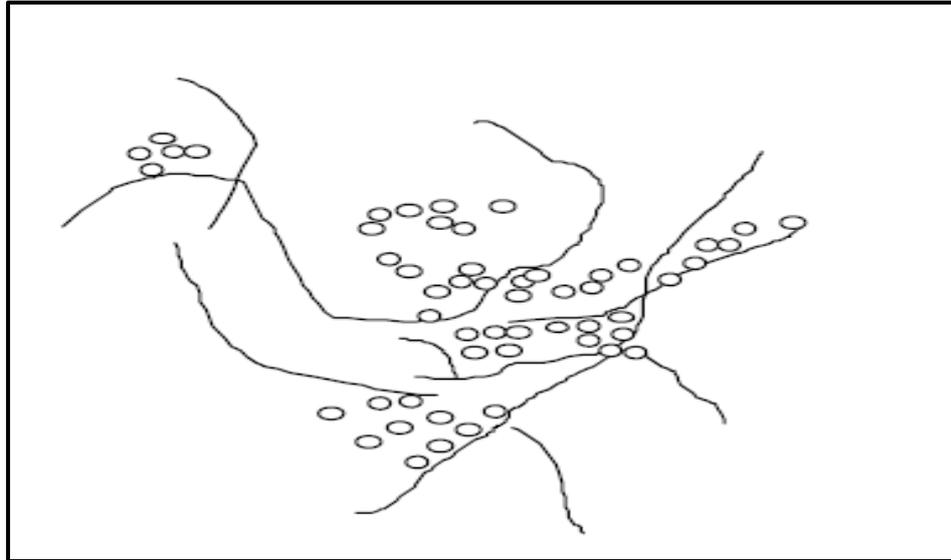


Fig. 2.16 Aglomeración de partículas coloidales empleando floculante (Puentes, 2005).

2.16 Consideraciones generales

1. La tasa de aglomeración es dependiente del tiempo de floculación. Mediante ensayos de laboratorio pueden determinarse el tiempo óptimo de floculación.
2. Al aumentar el gradiente de velocidad los flóculos aumentan su tamaño y a la vez aumentan las fuerzas de cizallamiento.
3. La tasa de agrupación y la floculación depende también de la concentración y el tamaño inicial de los coloides.

4. La compartimentalización mejora la eficiencia de la floculación. A mayor número de cámaras la eficiencia aumenta.
5. Gradientes altos en las primeras cámaras favorecen una aglomeración más rápida y gradientes bajos en las últimas reducen la ruptura de los flóculos.
6. La estancia del agua en el floculador durante un tiempo inferior o superior al óptimo produce resultados de baja eficiencia (Puentes, 2005).

2.17 Cinética y tipos de floculación

Apenas se añaden coagulantes a una suspensión coloidal, una serie de reacciones hidrolíticas empiezan, las cuales adhieren iones a la superficie de las partículas presentes en la suspensión, así se tendrá sucesivas colisiones hasta formar flóculos que crecen con el tiempo.

La rapidez con que sucede depende del tamaño de las partículas con relación al estado de agitación del líquido, de la concentración de las mismas y de su “grado de desestabilización”, que es el que permite que las colisiones sean efectivas para producir adherencia (Osorno, 2009).

Los contactos pueden realizarse por dos modos distintos:

2.17.1 Floculación pericinética

En el año 1827, el botánico Brown observó el movimiento al azar de las partículas coloidales utilizando un microscopio para apreciar una suspensión acuosa de polen, este contacto que se produce entre partículas se conoce como movimiento Browniano (Walter J. Weber, 2003). Al momento de dispersar el coagulante en el agua, se requiere de la floculación pericinética para que las partículas coloidales de tamaño inferior a una micra comiencen aglutinarse.

Así el movimiento browniano actúa formando el flóculo inicial. Y cuando este alcanza el tamaño de una micra, actúa la floculación ortocinética impulsando su mayor desarrollo. Por ello los dos modelos son complementarios, ya que no se da una buena eficiencia si los dos no interactúan (BÁEZ, 2012). Sólo actúa al comienzo del proceso, en los primeros 6 a 10 s (Osorno, 2009).

2.17.2 Floculación ortocinética

Se fundamenta en colisiones de partículas debido al movimiento del agua, el que es inducido por una energía exterior a la masa de agua y que puede ser de origen mecánico o hidráulico. Luego que el agua es coagulada es necesario la aglomeración de los

microflóculos; para que esto suceda se produce primero la floculación pericinética después se produce la floculación ortocinética (Cárdenas., 2000). De esta forma se logra gradientes de velocidad originados por la disipación de energía hidráulica o mecánica, logrando que las partículas se muevan con diferentes velocidades, lo cual aumenta su probabilidad de contacto (Amorocho, 2010). Efectivo sólo con partículas mayores a un micrón. Actúa durante el resto del proceso, de 20 a 30 min (Osorno, 2009).

2.18 Factores que influyen en la floculación

2.18.1 Concentración y naturaleza de las partículas

La concentración y naturaleza de las partículas tienen influencia en el proceso de floculación. La velocidad de formación de floculo es proporcional a la concentración de partículas así como también del tamaño inicial de las partículas.

En la práctica por regla general, es más fácil flocular aguas con excelsa turbiedad y que presenten una amplia distribución de tamaños de partículas. En tanto las partículas de mayor tamaño, tales como arena fina durante picos de excelsa turbiedad, interfieren con la floculación porque prohíben o impiden el proceso (Vargas).

2.18.2 Tiempo de mezcla lenta

Normalmente, el tiempo de mezcla no excede de 15 minutos. Un tiempo excesivo puede crear calentamiento de la muestra originando una floculación más eficiente, pero a su vez una pobre sedimentación, ya que ocurre la liberación de los gases disueltos en el agua, formando burbujas que se adhieren a los flóculos y los hacen flotar. En la práctica se recomienda de 3-15 min, 20-40 rpm (Acosta, 2006).

2.18.3 Gradiente de velocidad

Para conseguir que la velocidad de aglomeración se de lo más pronto posible, es indispensable el aumento en el gradiente de velocidad.

Al mismo tiempo que los flóculos aumentan de tamaño, crecen también las fuerzas de cizallamiento hidrodinámico las cuales permiten que dos partículas entren en contacto en función de la diferencia de velocidad que hay en las zonas de fluido en que se encuentran, por ello la permanencia del agua en el floculador durante un tiempo inferior o superior al óptimo produce resultados de baja eficiencia. Si la velocidad de mezcla es muy alta, los flóculos pueden romperse, además la frecuencia en que se vuelvan a unir y conservar la fuerza inicial óptima es muy accidental. (Amarocho, 2010).

2.19 Parámetros de la floculación

Los parámetros que determinan la floculación son los siguientes:

- Floculación Ortocinética (Se da por el grado de agitación proporcionada: Mecánica o Hidráulica).
- Gradiente de Velocidad (energía necesaria para producir la mezcla).
- Número de colisiones (choque entre microfloculos).
- Tiempo de retención (tiempo que permanece el agua en la unidad de floculación).
- Densidad y tamaño de floc.
- Volumen de lodos (los floculos formados no deben sedimentar en las unidades de floculación) (Cárdenas., 2000).

2.20 Diagramas de coagulación

La coagulación de las aguas para abastecimientos, mediante la utilización de sales de aluminio, sucede con el predominio de dos mecanismos:

- I. Adsorción de especies solubles hidrolizadas, provocando desestabilización; o neutralización.
- II. Barrido, resultante de arrastre de partículas en los precipitados de aluminio.

Últimamente, fue propuesta una nueva forma de presentación de los resultados de los ensayos de coagulación-floculación, con la elaboración de un diagrama donde está el pH en la abscisa, la dosis de coagulante en la ordenada, y se manifiestan las diversas especies complejas de aluminio y la eficiencia de remoción de turbiedad y color. La fig. 2.17 muestra este diagrama, donde se verifica la presencia de regiones bien diferenciadas, en función del pH final, para las cuales la coagulación, con una cierta dosis de coagulante, puede producir resultados gratos (BVSDE:ECUADOR).

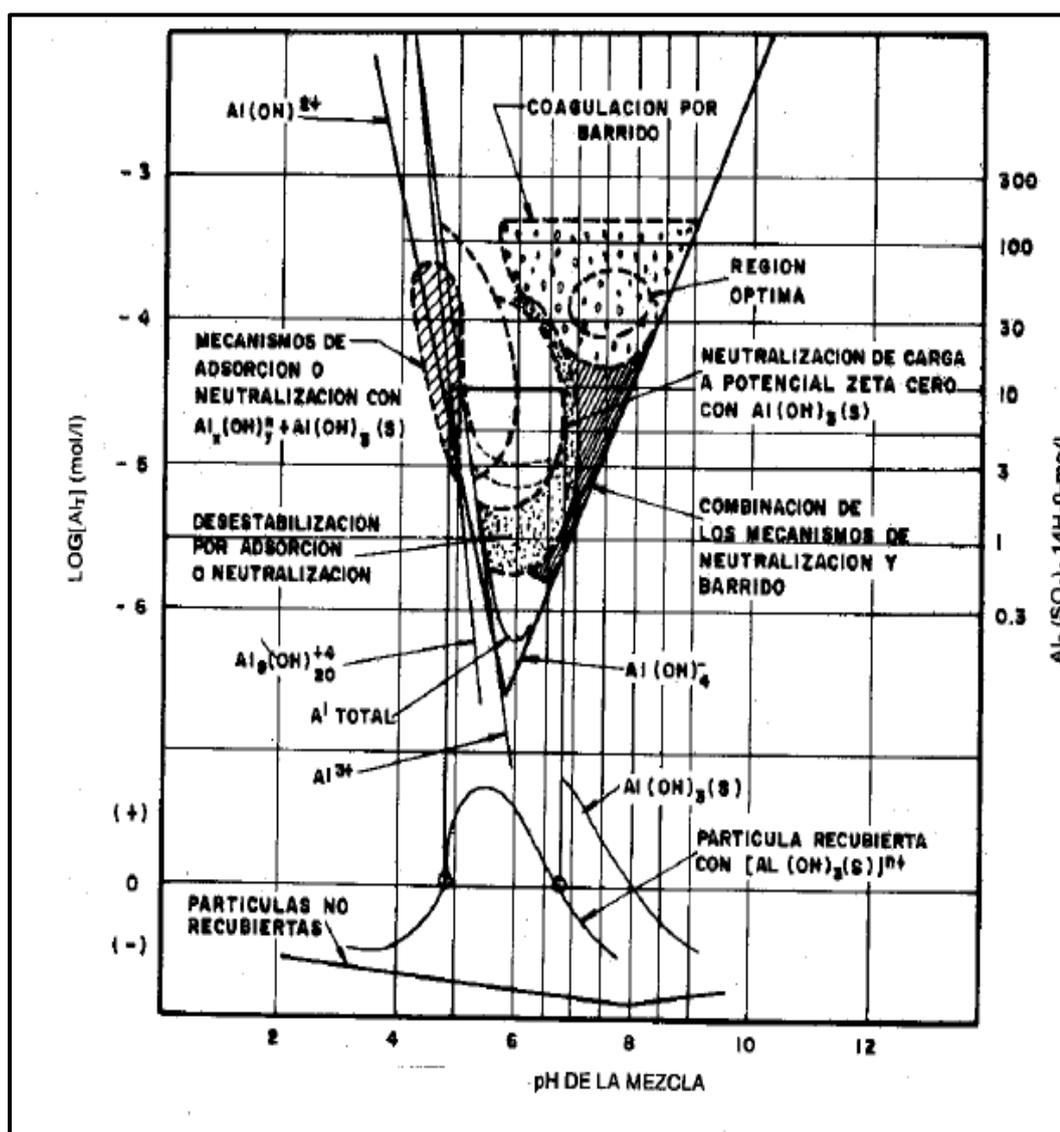


Fig. 2.17 Diagrama de Coagulación con Sulfato de Aluminio (BVSDE:ECUADOR).

2.21 Normas de calidad del agua

Para poder realizar el proceso de potabilización de aguas se debe cumplir con varias disposiciones y normas, que aseguran la calidad del agua a tratar. Permitiendo así alcanzar un nivel mínimo y máximo requerido de parámetros necesarios, que brindan un nivel de confianza para que el agua potable sea apta para el uso doméstico.

Los parámetros a considerar se comprenden entre físicos y microbiológicos, cuyo rango se encuentra debidamente establecido y su cumplimiento se logra mediante un correcto proceso de potabilización. A continuación se explicaran cada uno de estos requerimientos en detalle, junto con los respectivos procesos de recolección, preservación y almacenaje de muestras.

2.21.1 Fosfato

En las aguas naturales y residuales, el fósforo se encuentra mayoritariamente en forma de fosfatos. Estos son clasificados en ortofosfatos, fosfatos condensados (piro, meta y otros polifosfatos) y fosfatos enlazados orgánicamente. Se hallan en solución, en partículas o detritus o en cuerpos de organismos acuáticos y pueden provenir de diversas fuentes. El método es aplicable a todo tipo de aguas, incluyendo las marinas, ya que la influencia de la salinidad es despreciable en la intensidad del color. Está dirigido esencialmente a verificar el cumplimiento de la legislación para aguas potables (≤ 0.5 mg/L) (Carlos Alberto Severiche Sierra, 2013).

La concentración de fosfatos en un agua natural es primordial para evaluar el riesgo de eutrofización. Este elemento suele ser el factor limitante en los ecosistemas para el crecimiento de los vegetales, y un gran incremento de su concentración puede provocar la eutrofización de las aguas. Así, Los fosfatos están

directamente relacionados con la eutrofización de ríos, pero

Recolección, preservación y almacenaje de muestras
<ul style="list-style-type: none"> • Las muestras deben recolectarse en frascos polietileno o de vidrio
<ul style="list-style-type: none"> • Las botellas de vidrio tiene la ventaja de que el estado de su superficie interior es fácilmente visible.
<ul style="list-style-type: none"> • Refrigerar a temperaturas cercanas al punto de congelación o más bajas y realizar el análisis lo antes posible
<ul style="list-style-type: none"> • Se puede usar cloruro de mercurio como alternativa de preservante a una concentración a una 40 mg/l. Especialmente si se necesita mayor tiempo de almacenamiento. (Se recomienda solo para casos

especialmente de lagos y embalses. Con respecto a las aguas de consumo humano, un contenido elevado modifica las características organolépticas y dificulta la floculación - coagulación en las plantas de tratamiento (Departamento de Desarrollo Rural, 2012).

Tabla II. (Esparza, 1983)

especiales)
<ul style="list-style-type: none"> • Excepto las muestras cloradas que pueden conservarse por 14 días.

Ensayo	Mecanismo a seguir
fosfato disuelto (fósforo reactivo disuelto)	filtrar inmediatamente a través de membrana de 0.45 μm .
Concentración de fósforo total	Homogeneizar la muestra y después hidrolizarla

Tabla III. (Departamento de Desarrollo Rural, 2012).

2.21.2 Coliformes totales y fecales

Es crucial evaluar la contaminación fecal del agua de consumo ya que gracias a esta se determina microorganismos cuya presencia indica que la muestra estuvo expuesta a condiciones que determinan la llegada de microorganismos peligrosos, permitiendo la proliferación de especies patógenas. Estos grupos de microorganismos son indicadores de calidad sanitaria, y estos son: Coliformes totales, Coliformes fecales y aerobios mesófilos,

entre otros. De acuerdo al tema microbiológico, el objetivo del examen de la calidad sanitaria del agua es determinar la presencia de grupos de bacterias, que indiquen una contaminación reciente por materia fecal o materia orgánica, siendo este el criterio más utilizado de acuerdo a la determinación de la clase y número de microorganismos que ésta contiene. El grupo de bacterias Coliformes ha sido el principal indicador de calidad de aguas; el número de Coliformes en una muestra, sirve como criterio de contaminación y, por ende, de calidad sanitaria de la misma (Silva J, 2004).

La presencia de bacterias coliformes es indicio de que el agua puede estar contaminada con aguas negras u otro tipo de desechos en descomposición. Habitualmente, las bacterias coliformes están en mayor abundancia en la capa superficial del agua o en los sedimentos del fondo. El primer riesgo sanitario en el agua ha sido y sigue siendo hasta ahora la contaminación fecal, puesto que supone la incorporación de microorganismos patógenos que provocan enfermedades en la salud humana. Por consiguiente, el control sanitario de riesgos microbiológicos es primordial, y compone una medida sanitaria básica para mantener un grado de salud adecuado en la población (LINA MARÍA RAMOS-ORTEGA, 2008).

La presencia de Coliformes totales debe analizarse de acuerdo con el tipo de aguas: no deben estar presentes en un 85% de las muestras de aguas potables tratadas. En caso de estar presentes, su número no puede exceder de 2-3 Coliformes. Esta contaminación a pesar de no ser tan alta, no puede ocurrir en tres muestras recolectadas en días consecutivos. En aguas tratadas, los Coliformes totales sirven como alerta de que hubo contaminación, sin identificar el origen. Son indicadores de que hubo fallas en el tratamiento, en la distribución o en las propias fuentes domiciliarias. Su presencia acciona los mecanismos de control de calidad y de procesamiento dentro de la planta de tratamiento de agua, y aumenta la vigilancia en la red de distribución (Mireya del Pilar Arcos Pulido, 2005).

Recolección, preservación y almacenaje de muestras
<ul style="list-style-type: none"> • Las muestras deben recolectarse en dos frasco esterilizados (envase de farmacia).ej.: frascos para muestras de orina.
<ul style="list-style-type: none"> • Mantener muestras bacteriológicas refrigeradas durante el transporte, a $T^{\circ} \leq 10^{\circ} C$ evitando el congelamiento.
<ul style="list-style-type: none"> • Una vez recibidas en laboratorio refrigerar entre $1-4^{\circ} C$, salvo si se analizan inmediatamente.
<ul style="list-style-type: none"> • Tiempo máximo de almacenamiento es de 20 horas.

Tabla IV. (Superintendencia de servicios sanitarios, 2007).

2.21.3 Sólidos suspendidos totales

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 (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

Recolección, preservación y almacenaje de muestras
<ul style="list-style-type: none"> • Las muestras deben recolectarse en frascos plásticos o de vidrio
<ul style="list-style-type: none"> • Deben ser mantenidas en un lugar y ambiente seguro, para que no sufran alteraciones, y ser trasladadas al laboratorio donde se le realizaran las pruebas.
<ul style="list-style-type: none"> • Deben ser manejadas con precaución, debido a que si está, no se preserva a una temperatura de 4°C, puede alterar la lectura o mediciones de las mismas.

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Las muestras deben cumplir estrictamente, el procedimiento de sólidos suspendidos en cuanto a enfriamiento, reposo y mediciones necesarias. |
|---|

Tabla V. (Molinares, 2005).

2.21.4 Sólidos totales

La obtención y análisis de los sólidos totales permite estimar los contenidos de materias disueltas y suspendidas que se encuentran presentes en el agua, pero el resultado está condicionado debido a la temperatura y la duración de la desecación. Su determinación se basa en una medición cuantitativa del incremento de peso que experimenta una cápsula previamente tarada tras la evaporación de una muestra y secado a peso constante a 103-105°C (Carlos Alberto Severiche Sierra, 2013).

Recolección, preservación y almacenaje de muestras
<ul style="list-style-type: none"> • Se utilizan frascos de vidrio de 250 – 500 mL, boca ancha, con tapa rosca, los cuales han sido previamente lavados, secados , esterilizados
<ul style="list-style-type: none"> • Con los guantes puestos, (a fin de evitar contaminación cruzada), tomar la muestra directamente del cuerpo de agua, para ello.
<ul style="list-style-type: none"> • Una vez obtenida la muestra se colocará en un cooler, a una temperatura menor a 10° C hasta llegar al laboratorio.

- La muestra deberá ser analizada dentro de las 24 horas luego de haber sido recolectada.

Tabla VI. (Agurto Romero & Montero Rodríguez, 2009).

2.21.5 Alcalinidad

La alcalinidad total es la capacidad del agua para neutralizar ácidos y constituye la suma de las bases que pueden ser tituladas. Dado que la alcalinidad de aguas superficiales está obtenida por el contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, ésta es un indicador de dichas especies iónicas. No sólo es el principal sistema amortiguador del agua dulce, sino también es vital en la productividad de cuerpos de agua naturales, actuando como fuente de reserva de CO₂ para la fotosíntesis. Internacionalmente es aceptada una alcalinidad mínima de 20 mg de CaCO₃/L para mantener la vida acuática. Cuando las aguas tienen alcalinidades inferiores se tornan muy sensibles a la contaminación, ya que no tienen capacidad para oponerse a las modificaciones que generen disminuciones del pH. Se han enunciado clasificaciones de las aguas según su capacidad amortiguadora (alcalinidad), lo que permite manejar descriptores categóricos sencillos a ser utilizados en el análisis de calidad de agua (tabla VII) (Goyenola, 2007).

Descriptor	Alcalinidad (mg/L)
Mínimo aceptable	20
Pobrementemente amortiguadas	<25
Moderadamente amortiguadas	25-75
Muy amortiguadas	>75

Tabla VII.- Clasificación de los cuerpos de agua según su alcalinidad total (ACUÑA, 2012).

Recolección, preservación y almacenaje de muestras
<ul style="list-style-type: none"> • Colectarse en frascos plásticos o de vidrio no menos de 200 mL, los que deben llenarse completamente y taparse herméticamente.
<ul style="list-style-type: none"> • Analizar las muestras lo más pronto posible después de su llegada al laboratorio.
<ul style="list-style-type: none"> • Si esto no es posible se recomienda, mantener refrigerada la muestra a 4° C, y pueden ser almacenadas en un tiempo no mayor de 14 días.
<ul style="list-style-type: none"> • Evitar el uso de hielo seco debido a que puede alterar el pH de la muestra, además de que las congela y puede causar la ruptura de los recipientes si son de vidrio.

Tabla VIII. (Calderón Sáenz, 2009).

2.21.6 Nitritos

Los niveles de nitritos y nitratos en aguas naturales son un indicador significativo de la calidad del agua. Ambos están

relacionados con el ciclo del nitrógeno de suelo y plantas superiores aunque los nitratos son agregados por medio de fertilizantes que pueden causar que los niveles de estos aumenten. Los nitritos también se forman durante la biodegradación de nitratos, nitrógeno amoniacal u otros compuestos orgánicos nitrogenados y se emplean como indicador de contaminación fecal en aguas naturales. También pueden producir compuestos cancerígenos, las nitrosaminas, por su reacción con aminas secundarias o terciarias, además de interaccionar con los glóbulos rojos de la sangre originando metahemog (Cabrera Molina, Hernández Garcíadiego, Gómez Ruíz, & Cañizares Macías, 2003).

Recolección, preservación y almacenaje de muestras
<ul style="list-style-type: none">• Las muestras deben recolectarse en frascos polietileno o de vidrio
<ul style="list-style-type: none">• Las botellas de vidrio tiene la ventaja de que el estado de su superficie interior es fácilmente visible.

<ul style="list-style-type: none"> • Refrigerar a temperaturas cercanas al punto de congelación o más bajas y realizar el análisis lo antes posible
<ul style="list-style-type: none"> • Se puede usar cloruro de mercurio como alternativa de preservante a una concentración a una 40 mg/l. Especialmente si se necesita mayor tiempo de almacenamiento. (Se recomienda solo para casos especiales)
<ul style="list-style-type: none"> • Excepto las muestras cloradas que pueden conservarse por 14 días.

Tabla IX. (Esparza, 1983).

2.21.7 Nitratos

El nitrato es uno de los contaminantes que más se suscita en las aguas subterráneas y su presencia puede relacionarse con problemas de salud humana, especialmente en grupos sensibles como los lactantes. Estos, al ingerir fórmulas lácteas preparadas con agua que poseen altas concentraciones de nitrato, pueden presentar metahemoglobinemia o «síndrome del niño azul». A pesar de que esto ha sido recientemente discutido, las normativas relativas a la calidad del agua y los métodos de análisis de riesgo suponen esta hipótesis dentro de su fundamentación, pues tienen como misión proteger la salud humana (José Luis Arumi, 2006).

Recolección, preservación y almacenaje de muestras

<ul style="list-style-type: none"> • Las muestras deben recolectarse en frascos plásticos o de vidrio
<ul style="list-style-type: none"> • No existe método de preservación por lo que deben analizarse sin dilación.
<ul style="list-style-type: none"> • Se debe refrigerar inmediatamente y realizar el análisis lo antes posible
<ul style="list-style-type: none"> • Debe refrigerarse a 4°C o congelación a - 20°C por un tiempo no mayor de 24-48 horas
<ul style="list-style-type: none"> • Excepto las muestras cloradas que pueden conservarse por 14 días.

Tabla X. (Carlos Alberto Severiche Sierra, 2013).

Interferencias:

<ul style="list-style-type: none"> • Interferencias: 	
Interferencias de Sustancias	Nivel de Interferencias y Tratamiento
Hierro	<p>Todos los niveles se corrigen de la siguiente forma:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Determine la cantidad de hierro presente en la mezcla siguiendo los procedimientos de hierro total. 2. Agregue la misma concentración de hierro con el agua de amonia en el paso d, la interferencia debe ser eliminada

Fig. 2.18. (Molinares, 2005).

2.21.8 Determinación del pH

El pH de la mayor parte de aguas naturales está en el rango de 4 a 9. La mayoría de aguas son ligeramente básicas a causa de la presencia de carbonatos y bicarbonatos. La desviación del valor normal en un agua determinada puede ser originada por desechos industriales ácidos o básicos. El control y medida del pH en afluentes industriales es trascendental para controlar la contaminación del agua. Es también importante el ajuste del pH

Recolección, preservación y almacenaje de muestras

en
las
pla
nta
s
de
trat
ami

ento para controlar la corrosión en los sistemas de distribución (Instituto Ecuatoriano de Normalización, 1981).

Las variaciones en la acidez pueden ser causadas por la actividad propia de los organismos, deposición atmosférica (lluvia ácida), características geológicas de la cuenca y descargas de aguas de desecho. El pH afecta procesos químicos y biológicos en el agua. La mayor parte de los organismos acuáticos prefieren un rango entre 6,5 y 8,5. pHs por fuera de este rango se crea disminución en la diversidad, por el estrés generado en los organismos no adaptados. Bajos pHs también pueden hacer que sustancias tóxicas se movilicen o se hagan disponibles para los animales (Goyenola, 2007).

<ul style="list-style-type: none">• La muestra será tomada en un balde plástico, introduciendo en él el electrodo del potenciómetro.
<ul style="list-style-type: none">• Esperar que la medida se estabilice, anotar el valor observado. También se puede usar una cinta indicadora de pH para tener un valor referencial de este parámetro.
<ul style="list-style-type: none">• Aunque no es recomendable se puede recolectar 100 ml en un frasco de plástico, etiquetar y rotular la muestra debidamente.
<ul style="list-style-type: none">• Almacenar en refrigeración a 4° C, y trasladar lo antes posible al laboratorio de análisis.

Tabla XI. (Agurto Romero & Montero Rodríguez, 2009)

CAPÍTULO 3

3. METODOLOGÍA

Es importante llevar un control y seguimiento de todos los pasos a seguir para la realización de este ensayo debido a que al trabajar con compuestos químicos como son los coagulantes se corre riesgo para la salud propia, así también cuando se está manipulando aguas de cualquier origen que van a ser analizadas microbiológicamente, los cuidados que estas demandan son de suma importancia. Debido a todo esto el correcto seguimiento de la metodología de trabajo es primordial para lograr el éxito de esta práctica.

3.1 Materiales equipos e instrumentos para la toma y análisis de muestras

A continuación se procede a la recolección de muestras de agua. Para la realización de los ensayos las muestras fueron recogidas en el horario de las 6 de la tarde, en el sector donde empieza el río Milagro.

Para la recolección y toma de muestras del agua del rio milagro se necesitaron

machete, botas, guantes quirúrgicos, botellas de 1 litro esterilizadas con su tapón hermético, frascos esterilizados de 150 ml, contando cada una de estas con sus respectivas tapas de sellamiento.

Previo a la captación de las muestras los envases de plástico mencionados anteriormente, fueron enjuagados con agua de río ya que con esto se trató de eliminar cualquier partícula o residuo que no pertenezca al río. Luego utilizando guantes quirúrgicos para prevenir cualquier contaminación adicional que pueda afectar los resultados, se procedió a llenar los envases verificando que el agua quede al tope con el propósito de evitar que quede oxígeno dentro de los recipientes. La metodología para la captación de muestras fue tomada de la norma NTE INEN-ISO 5667-3 Primera edición 2014-01 CALIDAD DEL AGUA. MUESTREO. PARTE 3: CONSERVACIÓN Y MANIPULACIÓN DE LAS MUESTRAS DE AGUA (ISO 5667-3:2012, IDT)

Inmediatamente después de la recolección, las muestras fueron colocadas en hieleras para su respectiva refrigeración manteniéndolas a una temperatura de 4 ° C hasta el momento de su análisis y tratamiento, todo esto con la finalidad de evitar el crecimiento bacteriano el cual afectaría notablemente los valores de los resultados.

Una vez que estas muestras fueron recolectadas se procedió a llevar una muestra inicial, que consiste en una botella esterilizada de 1 litro, y 2 frascos esterilizados para muestras, a un laboratorio químico registrado y certificado en donde se realizaron los siguientes ensayos químicos y microbiológicos:

- Coliformes Totales
- Coliformes Fecales
- Solidos Suspendidos Totales
- Solidos Disueltos Totales
- pH
- Alcalinidad
- Fosforo Total
- Nitritos
- Nitratos

El resto de muestras fueron utilizadas para los ensayos de jarras donde posteriormente fueron llevados para el laboratorio donde se le realizaron los ensayos antes mencionados.

3.2 Caracterización del agua cruda proveniente del río milagro

Las muestras de agua fueron tomadas del río Milagro, este atraviesa la ciudad de Milagro la cual se encuentra a 45 km. de Guayaquil. La ciudad cuenta con una superficie de 401,1 Km² y población de 166,634 habitantes (Censo, s.f.) y asentada entre 8 y 15 m.s.n.m. Su temperatura promedio anual es del orden de 25° C y su precipitación es de 1361 mm. (Guayas, s.f.) . Las coordenadas del punto de captación de las muestras la obtuvimos mediante un GPS y estas son:

Latitud y Longitud	UTM:
S 02° 07' 48,09''	17M Norte Y: 9764494
W 79° 34' 16,87''	17M Este X: 658880

Tabla XII Coordenadas del punto de captación de la muestra.

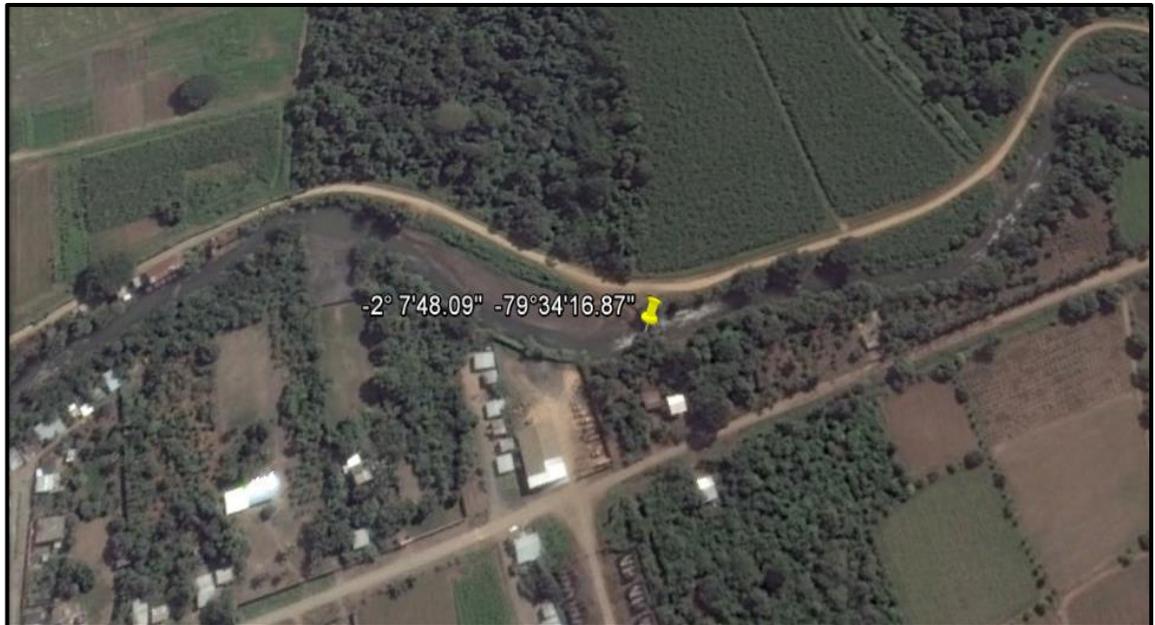


Fig. 3.1. Ubicación satelital de captación de muestras (Google Earth, s.f.).



Fig. 3.2 Punto de captación de muestras

3.3 Ensayos de coagulación – floculación

La Prueba de Jarras es la práctica más ampliamente usada para determinar la dosis óptima o mejor dosis de químicos para procesos de coagulación-floculación y sedimentación a nivel de laboratorio.

Estos ensayos fueron realizados en el laboratorio de Suelos de la Facultad de Ciencias de la Tierra, E.S.P.O.L.

3.3.1 Objetivo de la práctica

La coagulación radica en la eliminación de una fracción de sólidos que se contengan en aguas residuales y que no puedan ser eliminados por una simple sedimentación. Con la ayuda de coagulantes se llevara a cabo la unión de estas partículas en agregados mayores, más fácilmente decantables, por medio de un proceso de coagulación/floculación.

El inconveniente de este tratamiento es la generación de gran cantidad de lodos, por lo que con este ensayo se pretende encontrar la dosis que optimice el tratamiento y que reduzca al mínimo los costos producidos por la generación de lodos

3.3.2 Material y equipo necesario para la realización de la práctica.

Se debe tener en cuenta el material y equipo que se debe ser utilizado al momento de realizar el ensayo, a fin de no cometer ningún error al momento de manipular las muestras y recoger la misma para su estudio y análisis posterior. Por ende aquí se tiene una lista completa que abarca todo lo necesario para que el ensayo sea realizado exitosamente.

- a) Probetas de 2000 ml
- b) Balanza Digital con 3 decimales
- c) Recipientes metálicos
- d) Agitadores de madera
- e) Botellas plásticas de 1 litro
- f) Envase plásticos de 150 ml
- g) Pipetas
- h) Peras
- i) Guantes quirúrgicos
- j) Hielera con hielos
- k) Cronometro
- l) Trapos limpios

3.3.3 Reactivos necesarios para la realización de la práctica.

Para poder realizar el ensayo de jarras, la parte crucial es la utilización del coagulante para que el proceso de coagulación se dé inicio. Existen varios tipos de coagulantes y varían según su precio y disponibilidad. A continuación tenemos los coagulantes escogidos para este ensayo.

1. Sulfato de Aluminio
2. Cloruro Férrico
3. Cal
4. Sulfato Ferroso

3.3.4 Procedimiento a seguir en realización de la práctica

La realización de la dosis óptima se lleva a cabo mediante los ensayos denominados “Ensayos de jarras”. Este ensayo consiste en realizar una serie de coagulaciones y floculaciones con diferentes cantidades del reactivo a ensayar.

Los pasos a realizar fueron:

- a) Se recolecto una muestra (aproximadamente 20 litros) de agua de rio en botellas de 1 litros y 3 litros los cuales fueron mantenidos a temperatura de 4° C hasta el día del ensayo.

- b) Se pesó en las balanzas muestras de 100 mg y 200 mg con cada uno de los reactivos.
- c) Luego las muestras pesadas se colocaron en los recipientes metálicos.
- d) Utilizando las probeta graduadas de 2000 ml, se procedió a llenar cada una de estas con 2 litro de agua de rio.
- e) Después se mojó los agitadores con agua de rio
- f) Posterior a esto se colocó las dosificaciones de 100 mg en la probeta con muestra de rio y 200 mg en la probeta restante.
- g) Luego se comenzó a mezclar rápido cada uno de las probetas con sus muestras dosificadas durante 1 minuto. El objetivo de la mezcla rápida (entre 40-60 rpm.) es producir turbulencia o movimiento necesario en el líquido contenido en la probeta para poner en contacto los reactivos químicos con las partículas coloidales del agua, de tal modo de poder neutralizar sus cargas, desestabilizarlas y hacer que se aglomeren en muy poco tiempo.
- h) Al instante que la mezcla rápida finalizo se continuo con la mezcla lenta (20-40 rpm) durante un tiempo de 10 minutos. Un tiempo mayor a 15 minutos puede crear calentamiento de la muestra causando una floculación más eficaz, pero a su vez una carente sedimentación, ya que sucede la liberación de los

gases disueltos en el agua, creando burbujas que se adhieren a los floculos y los hacen flotar.

- i) Posterior a estas fases de mezcla se comenzó la etapa de sedimentación para esta se dejó reposar la mezcla durante un tiempo de 20 minutos
- j) Una vez concluidos los 20 minutos de reposo, se procedió a tomar una muestra de líquido clarificado de cada probeta para su respectivo análisis químico y microbiológico.

3.4 Proceso de control de calidad del agua

Con respecto al control de calidad, se mantuvo las muestras bien refrigeradas en hieleras verificando que siempre contengan hielo en abundancia y estén herméticamente selladas para ser utilizadas poco a poco al momento de realizar cada ensayo de coagulación - floculación.

Una vez iniciado cada ensayo se procedió a tener listas las botellas esterilizadas de 1 litro y envases de 150 ml donde se colocó la parte clarificada de líquido al momento de concluido el ensayo. Estas botellas fueron debidamente etiquetadas con el nombre de su coagulante y dosificación del mismo e inmediatamente refrigeradas en las hieleras de manera que mantengan la temperatura ya especificada.

Por cada dosificación de coagulante se llenó una botella de 1 litro y dos frascos de 150 ml cada uno.

Apenas terminados los ensayos se llevó las muestras refrigeradas al laboratorio químico para la ejecución de los mismos análisis que le fueron realizados a la muestra inicial. Con la finalidad de realizar comparación de resultados.

3.5 Importancia del parámetro alcalinidad

La alcalinidad de agua residual está asociada con la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos como el calcio, el magnesio, el sodio el potasio o el amoniaco. Regularmente el agua residual es alcalina, propiedad que obtiene de las aguas de tratamiento, el agua subterránea, y los materiales añadidos en los usos domésticos (METCALF & EDDY, 1995).

Se conoce que la concentración de alcalinidad en agua residual es muy importante en los tratamientos químicos como es en el caso de coagulación y floculación, ya que cada coagulante requiere de una dosis mínima necesaria de alcalinidad presente en el agua para que reaccione de una manera eficiente y así poder conseguir la mayor remoción posible en diferentes parámetros.

Por tal motivo se llevó a cabo el cálculo de alcalinidad que es requerida por cada coagulante.

SULFATO DE ALUMINIO:

$$50 \frac{mg.}{l} \left[AL_2 (SO_4)_3 * 18 H_2 O * \frac{1 gr.}{1000 mg.} * \frac{1 mol AL_2 (SO_4)_3}{666.7 gr.} \right. \\ \left. * \frac{3 mol Ca (HCO_3)_2}{1 mol AL_2 (SO_4)_3} * \frac{100 gr.}{1 mol Ca (HCO_3)_2} \right] \\ = 22.5 mg./l$$

La alcalinidad necesaria para reaccionar con 50 mg/l de sulfato de aluminio será 22.5 mg/l, si la alcalinidad fuese inferior a dicha cantidad, deben añadirse más hasta alcanzar este valor, por lo general se suele usar cal.

$$100 \frac{mg.}{l} \left[AL_2 (SO_4)_3 * 18 H_2 O * \frac{1 gr.}{1000 mg.} * \frac{1 mol AL_2 (SO_4)_3}{666.7 gr.} \right. \\ \left. * \frac{3 mol Ca (HCO_3)_2}{1 mol AL_2 (SO_4)_3} * \frac{100 gr.}{1 mol Ca (HCO_3)_2} \right] = 45 mg./l$$

La alcalinidad necesaria para reaccionar con 100 mg/l de sulfato de aluminio será 45 mg/l.

SULFATO FERROSO

$$50 \frac{mg.}{l} [Fe S O_4 * 7 H_2 O * \frac{1 gr.}{1000 mg.} * \frac{1 mol Fe S O_4}{278 gr.} * \frac{1 mol Ca (H C O_3)_2}{1 mol Fe S O_4} * \frac{100 gr.}{1 mol Ca (H C O_3)_2}]$$

$$= 17.99 mg./l$$

La alcalinidad necesaria para reaccionar con 50 mg/l de sulfato ferroso será 17.99 mg/l.

$$100 \frac{mg.}{l} [Fe S O_4 * 7 H_2 O * \frac{1 gr.}{1000 mg.} * \frac{1 mol Fe S O_4}{278 gr.} * \frac{1 mol Ca (H C O_3)_2}{1 mol Fe S O_4} * \frac{100 gr.}{1 mol Ca (H C O_3)_2}]$$

$$= 35.97 mg./l$$

La alcalinidad necesaria para reaccionar con 100 mg/l de sulfato ferroso será 35.97 mg/l.

CLORURO FÉRRICO:

$$50 \frac{mg.}{l} [Fe C L_3 * \frac{1 gr.}{1000 mg.} * \frac{1 mol Fe C L_3}{162.1 gr.} * \frac{3 mol H_2 O}{1 mol Fe C L_3} * \frac{18 gr.}{1 mol H_2 O}] = 16.65 mg./l$$

La alcalinidad necesaria para reaccionar con 50 mg/l de cloruro férrico será 16.65 mg/l.

$$100 \frac{mg.}{l} [Fe C L_3 * \frac{1 gr.}{1000 mg.} * \frac{1 mol Fe C L_3}{162.1 gr.} * \frac{3 mol H_2 O}{1 mol Fe C L_3} * \frac{18 gr.}{1 mol H_2 O}] = 33.31 mg./l$$

La alcalinidad necesaria para reaccionar con 100 mg/l de cloruro férrico será 33.31 mg/l.

CAPÍTULO 4

4. INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

A continuación se muestran los datos experimentales de los parámetros fisicoquímicos del agua cruda evaluados y sus respectivos resultados después del tratamiento con sulfato de aluminio, cal, sulfato ferroso, cloruro férrico mediante el ensayo de jarras.

4.1 Coliformes totales

Se realizó el análisis de las concentraciones de coliformes totales del sobrenadante, realizando graficas comparativas con respecto a las dosificaciones que utilizamos con cada coagulante. Para posteriormente obtener los porcentajes de remoción mediante la realización de cálculos y graficar los mismos en comparación con las dosificaciones de coagulante, con la finalidad de interpretar su comportamiento. La remoción de coliformes totales no necesariamente se logra con el proceso de coagulación debido a que esta depende del

número de coliformes que queden atrapados al momento de la formación del floc que luego decanta con la adición del coagulante

4.1.1 Cal

La siguiente tabla XIII contiene los valores de concentración y miligramos de cal utilizados en este ensayo.

CAL (mg.)	COLIFORMES TOTALES (NMP/100mL)
0	16500
50	2419.6
100	2419.6

Tabla XIII. Dosis de Cal vs. Cantidad de Coliformes Totales.

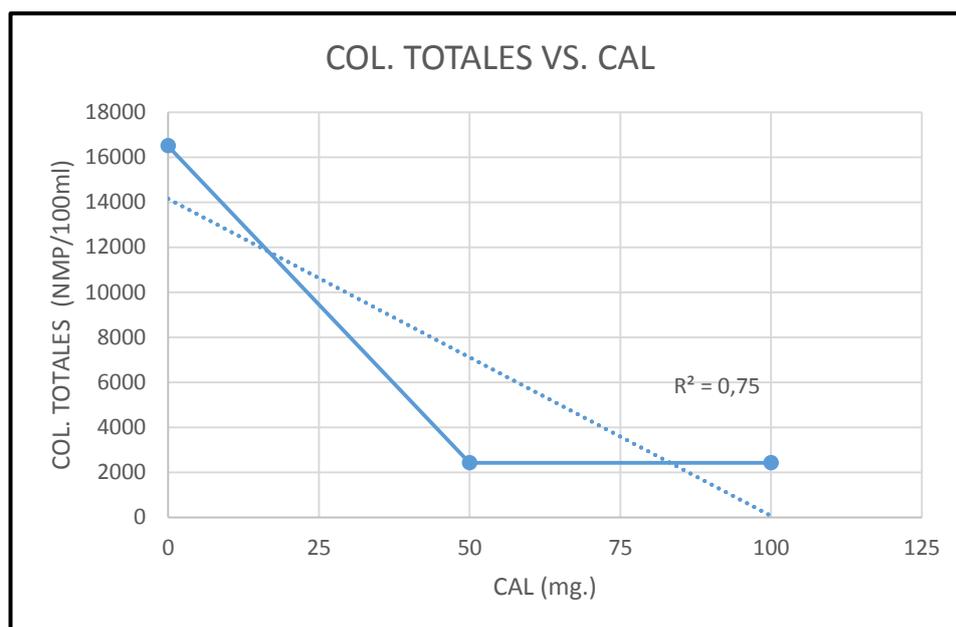
La tabla XIV presenta los porcentajes de remoción alcanzados y miligramos de cal utilizados.

CAL (mg.)	% REMOCION.
0	0
50	85.34
100	85.34

Tabla XIV. Porcentaje de Remoción con dosis de Cal.

La posterior figura 4.1 analiza los valores de concentración NMP/100ml y los compara con los miligramos de cal utilizada en

e



y

o.

Fig. 4.1 Coliformes Totales vs. Cal.**4.1.2 Cloruro Férrico**

La tabla XV presenta las concentraciones en NMP/100ml y miligramos de cloruro férrico empleado en este ensayo.

CLORURO FÉRRICO (mg.)	COLIFORMES TOTALES (NMP/100ml)
0	16500
50	2419.6
100	691

Tabla XV. Dosis de Cloruro Férrico vs. Cantidad de Coliformes Totales

La próxima tabla XVI presenta los porcentajes de remoción y miligramos de cloruro férrico usados en este ensayo.

COLORURO FÉRRICO (mg.)	% REMOCIÓN
0	0
50	85.34
100	95.81

Tabla XVI. Porcentaje de Remoción con dosis de Cloruro Férrico.

La siguiente figura 4.2 compara los valores de concentración con los valores de miligramos de cloruro férrico empleados.

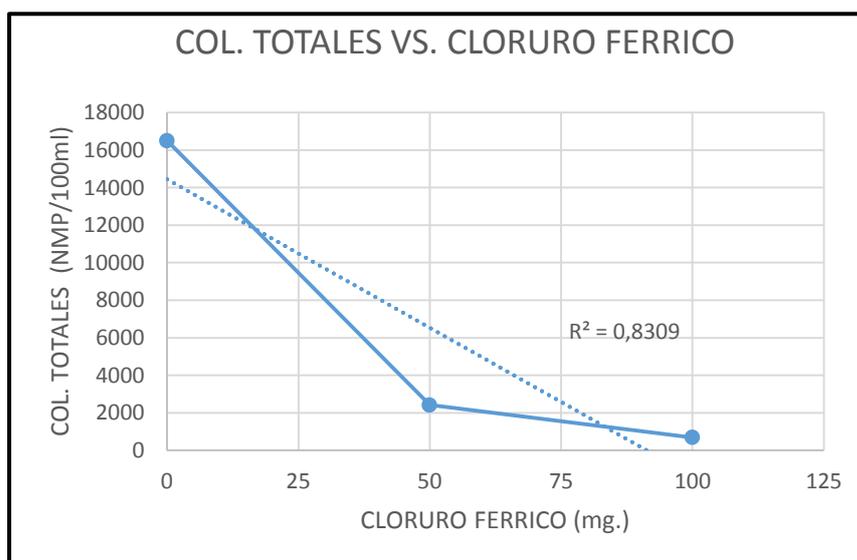


Fig. 4.2 Coliformes Totales vs. Cloruro Férrico.

4.1.3 Sulfato Aluminio

La posterior tabla XVII compara los valores de concentración y miligramos de sulfato de aluminio que se trabajaron en este ensayo.

SULFATO DE ALUMINIO (mg)	COLIFORMES TOTALES (NMP/100ml)
0	16500
50	2419.6
100	691

Tabla XVII. Dosis de Sulfato Aluminio vs. Cantidad de Coliformes Totales

La tabla XVIII muestra los valores de porcentaje de remoción y miligramos de sulfato de aluminio empleados en este ensayo.

SULFATO DE ALUMINIO (mg)	% REMOCIÓN.
0	0
50	85.34
100	95.81

Tabla XVIII. Porcentaje de Remoción con dosis de Sulfato Al.

La próxima figura 4.3 nos permite observar y analizar los valores de concentración comparándolos con los miligramos de sulfato de aluminio utilizados.

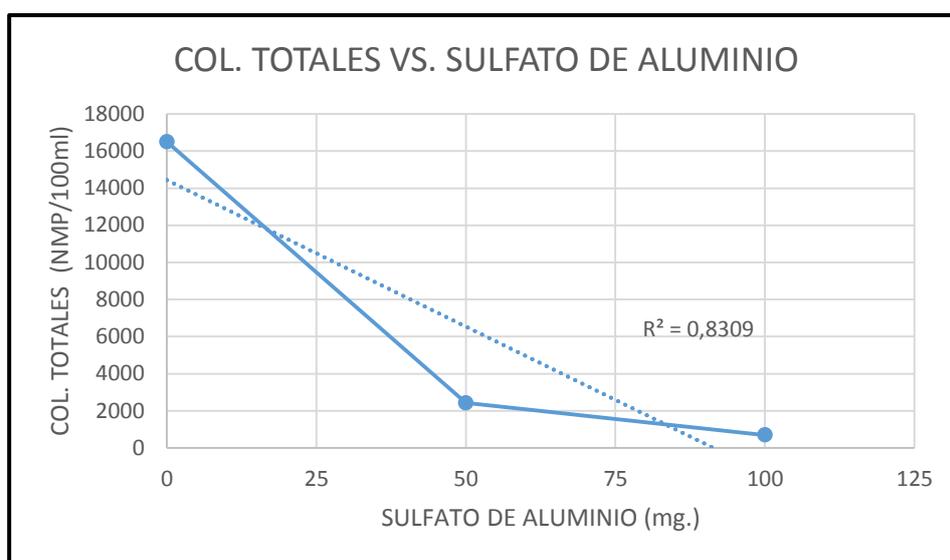


Fig. 4.3 Coliformes Totales vs. Sulfato Aluminio

4.1.4 Sulfato Ferroso

La siguiente tabla XIX enuncia los valores de concentración y miligramos de sulfato ferroso que se utilizaron en este ensayo.

SULFATO FERROSO (mg.)	COLIFORMES TOTALES (NMP/100mL)	COLIFORMES TOTALES (NMP/100mL)
0	16500	791.5
50	-	571.7

100	2419.6	-
-----	--------	---

Tabla XIX. Dosis de Sulfato Ferroso vs. Cantidad de Coliformes Totales

La tabla XX de a continuación contiene los porcentajes de remoción y miligramos de sulfato ferroso que se emplearon.

SULFATO FERROSO (mg)	% REMOCION.
0	0
50	27.77
100	85.34

Tabla XX. Porcentaje de Remoción con dosis de Sulfato Ferroso.

La posterior figura 4.4 compara las diversas concentraciones de coliformes totales en comparación con su dosis respectiva de coagulante en miligramos. Se puede observar que los coagulantes que logran mayor disminución en la concentración con una dosis de 50 mg. son el sulfato de aluminio, cloruro férrico y la cal. En cambio el sulfato ferroso presenta la menor disminución en comparación con los demás coagulantes.

Por otro lado cuando analizamos las concentraciones obtenidas con una dosis de 100 mg. el cloruro férrico y sulfato de aluminio

disminuyen aún más sus concentraciones, el sulfato ferroso logra una disminución mucho mayor que la obtenida con la dosis de 50 mg. y la cal no logra ninguna disminución en comparación con la dosis anterior.

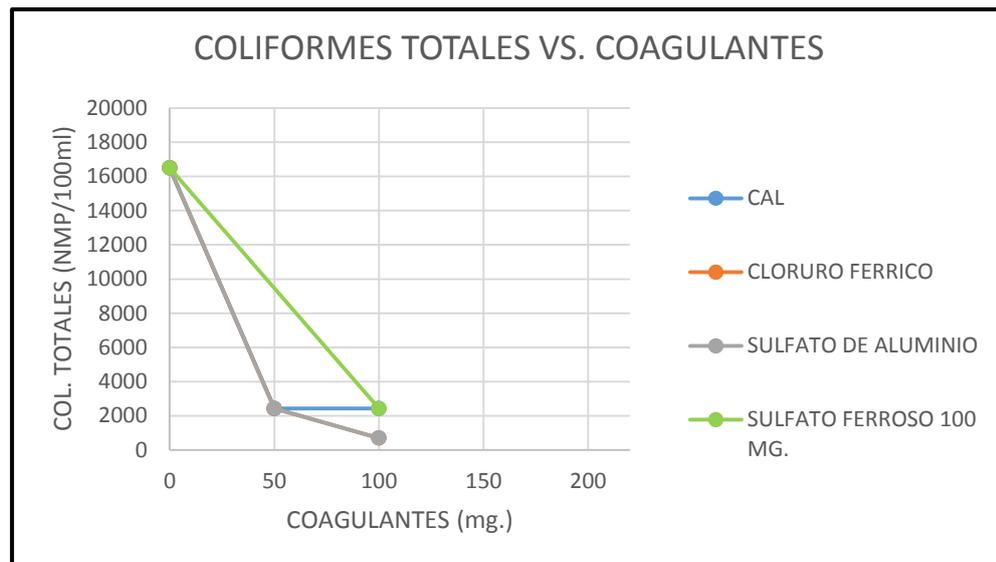


Fig. 4.4 Coliformes Totales vs. Coagulantes

4.1.5 Análisis de las gráficas de porcentajes de remoción vs. mg de coagulante

En la figura 4.5 se puede apreciar que los coagulantes con dosificación de 100 mg/l logran la mayor remoción de coliformes totales como sucede con el cloruro férrico y sulfato de aluminio, los cuales alcanzan un valor mayor al 90% en cambio la cal y el sulfato ferroso logran una remoción un tanto menor pero que se

mantiene de todas maneras en un rango considerable mayor a 80%.

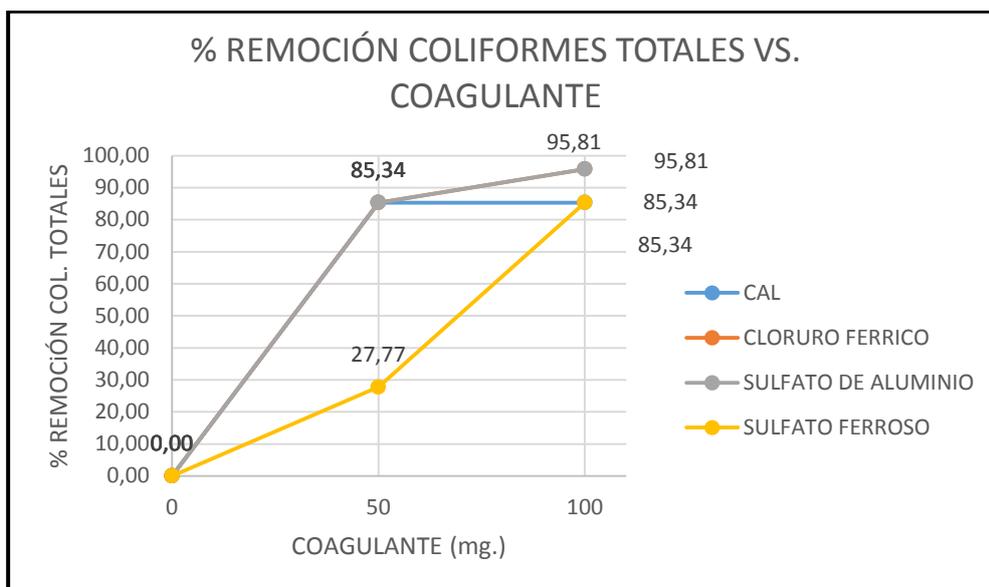


Fig. 4.5 Porcentaje de Remoción Coliformes Totales vs. Coagulantes

Esto se puede apreciar mejor en las siguientes graficas 4.6 y 4.7 las cuales han sido ampliadas para efectos de visualización.

Se puede notar que tanto el sulfato de aluminio, como el cloruro férrico con una dosificación de 72 mg. de coagulante alcanzan una remoción del 90%, en cambio sí se emplea una dosificación de 100 mg. de cal o sulfato ferroso se obtiene una remoción en el orden del 85%. Esto nos indica que los coagulantes más eficientes son el sulfato de aluminio y el cloruro férrico debido a

que con menor dosificación se obtiene un porcentaje de remoción mayor en comparación con los demás coagulantes

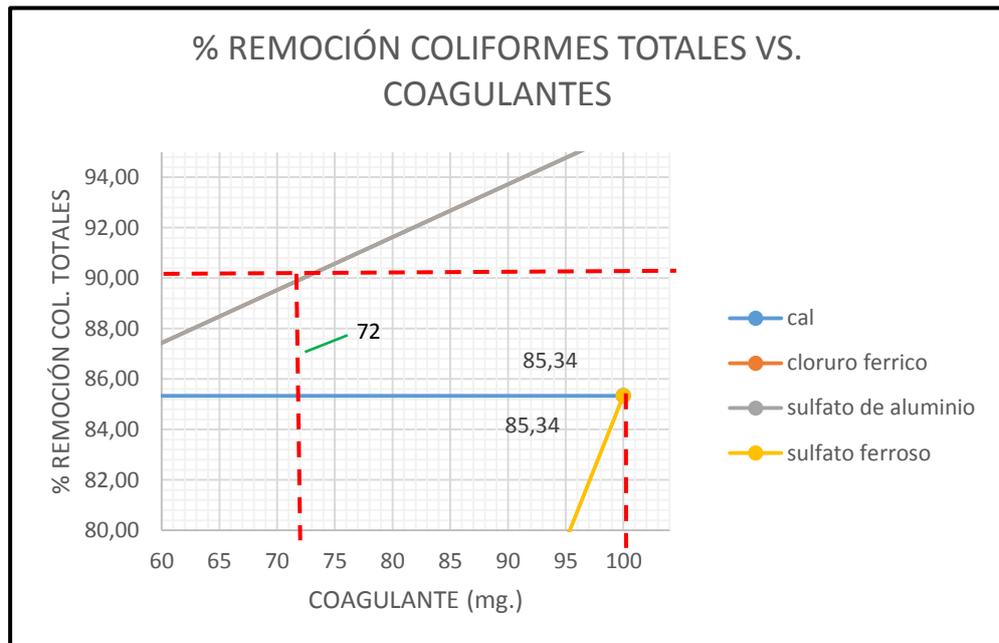


Fig. 4.6 Porcentaje de Remoción Coliformes Totales vs. Coagulantes

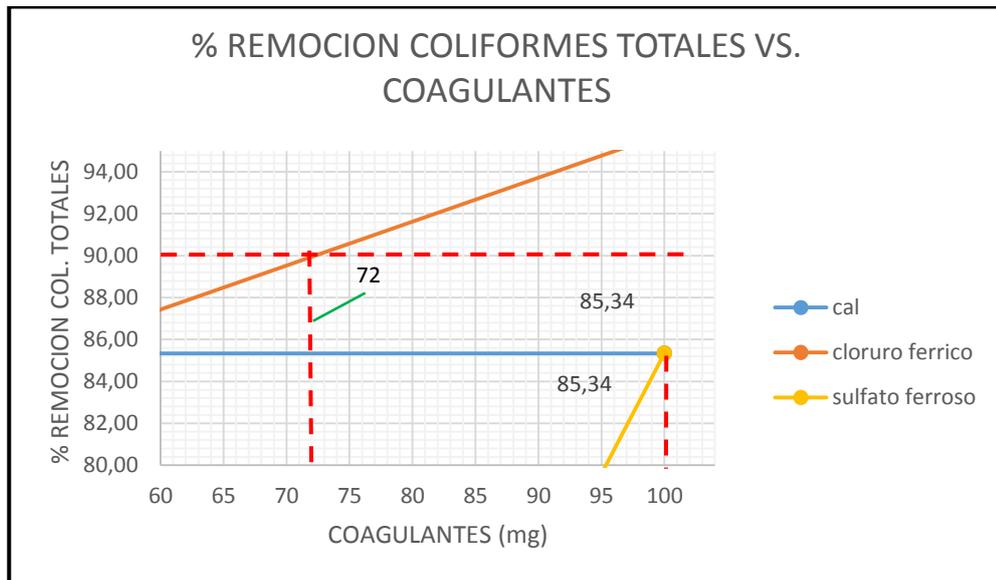


Fig. 4.7 Porcentaje de Remoción Coliformes Totales vs. Coagulantes

4.1.6 Análisis de remoción de contaminantes vs. precio de coagulantes

En la próxima tabla XXI se muestra la comparación entre las diferentes remociones obtenidas mediante la adición de 50 y 100 mg. de cada coagulante, con respecto a sus precios respectivos por unidad de kilogramo.

Los valores más altos de remoción poseen una diferencia con respecto al tema económico, debido a que el cloruro férrico es el coagulante más caro entre los cuatro analizados, y el sulfato de aluminio es el más barato por debajo del sulfato ferroso. Con respecto a su disponibilidad en el mercado local el cloruro férrico está menos disponible en relación con el sulfato de aluminio, el

cual es el más comúnmente usado. Por ende el coagulante más óptimo en términos de remoción y economía es el sulfato de aluminio.

Tabla XXI Total de Rem ocion es de los Coag ulant es y sus Preci os por Kg.	COAGULANTE	% REMOCIÓN DE COLIFORMES TOTALES CON 50 MG/L	% REMOCIÓN DE COLIFORMES TOTALES CON 100 MG/L	PRECIO \$ POR KG.
	CAL	85.34	85.34	3.00
	CLORURO FÉRRICO	85.34	95.81	8.00
	SULFATO DE ALUMINIO	85.34	95.81	1.50
	SULFATO FERROSO	27.77	85.34	2.00

4.2 Coliformes fecales

Se realizó el análisis de las concentraciones de coliformes fecales, dibujando graficas comparativas con respecto a las dosificaciones que utilizamos con cada coagulante. Posteriormente se realizó la obtención

de porcentajes de remoción verificando su comportamiento con respecto a la dosis de coagulante usada, mediante la realización de gráficas.

4.2.1 Cal

La posterior tabla XXII presenta las concentraciones de coliformes fecales y las dosificaciones del coagulante empleado.

CAL (mg.)	COLIFORMES FECALES (NMP/100ml)
0	14600
50	209.8
100	120.1

Tabla XXII. Dosis de Cal vs. Cantidad de Coliformes Fecales.

La tabla XXIII presenta los porcentajes de remoción y miligramos de cal usados en este ensayo.

CAL (mg.)	% REMOCION.
0	0
50	98.56
100	99.18

Tabla XXIII. Porcentaje de Remoción con dosis de Cal.

La siguiente figura 4.8 nos permite observar y analizar los valores de concentración comparándolos con los miligramos de cal utilizados.

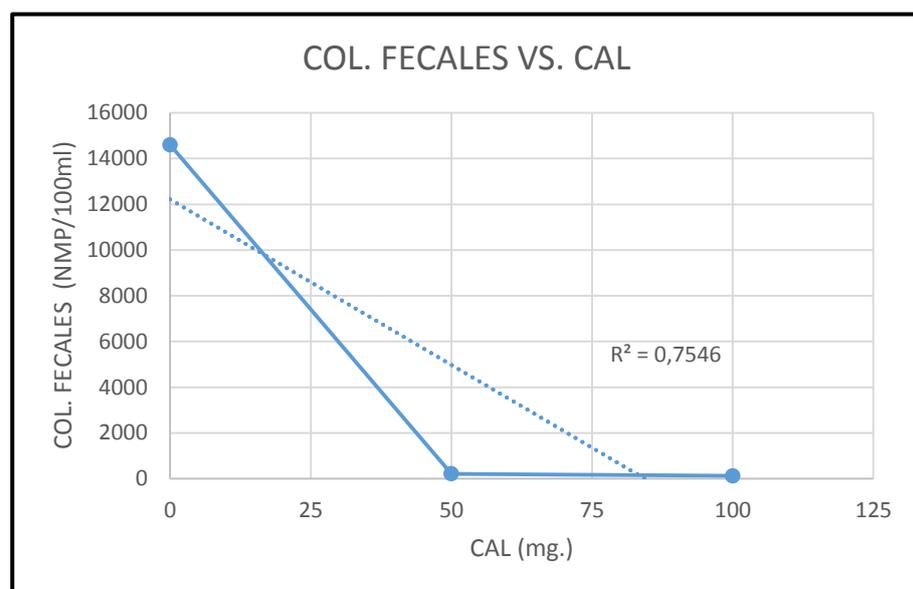


Fig. 4.8 Coliformes Fecales vs. Cal

4.2.2 Cloruro Férrico

La tabla XXIV presenta las concentraciones en NMP/100ml y miligramos de cloruro férrico empleado en este ensayo.

CLORURO FERRICO (mg.)	COLIFORMES FECALES (NMP/100ml)
0	14600
50	313
100	35

Tabla XXIV. Dosis de Cloruro Férrico vs. Cantidad de Coliformes Fecales

La próxima tabla XXV presenta los porcentajes de remoción y miligramos de cloruro férrico usados en este ensayo.

CLORURO FERRICO (mg.)	% REMOCION.
0	0
50	97.86
100	99.76

Tabla XXV. Porcentaje de Remoción con dosis de Cloruro Férrico.

La próxima figura 4.9 realiza la comparación entre la concentración y los miligramos de cloruro férrico utilizados.

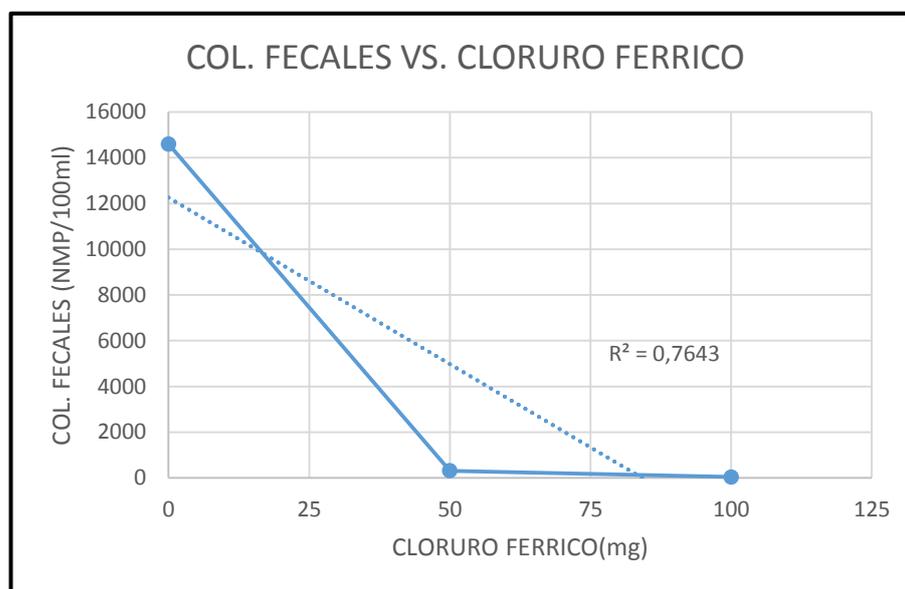


Fig. 4.9 Coliformes Fecales vs. Cloruro Férrico

4.2.3 Sulfato de Aluminio

La siguiente tabla XXVI contiene los valores de concentración y miligramos de sulfato de aluminio utilizados en este ensayo.

SULFATO DE ALUMINIO (mg.)	COLIFORMES FECALES (NMP/100ml)
0	14600
50	344.8
100	158.5

Tabla XXVI. Dosis de Sulfato Aluminio vs. Cantidad de Coliformes Fecales

La tabla XXVIII presenta los porcentajes de remoción y miligramos de sulfato de aluminio usados en este ensayo.

SULFATO DE ALUMINIO (mg.)	% REMOCIÓN.
0	0
50	97.64
100	98.91

Tabla XXVII. Porcentaje de Remoción con dosis de Sulfato de Aluminio.

La figura 4.10 nos permite observar y analizar los valores de concentración comparándolos con los miligramos de sulfato de aluminio utilizados.

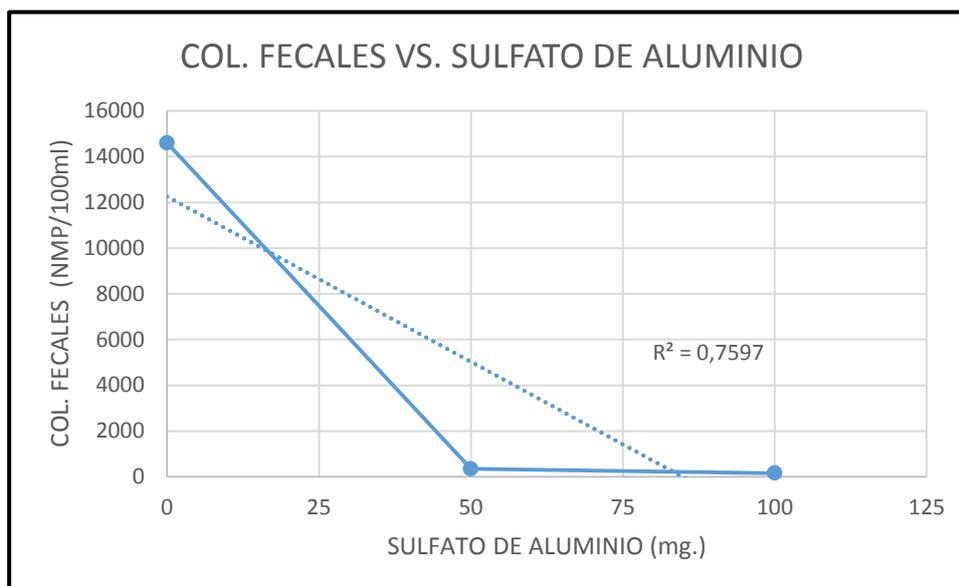


Fig. 4.10 Coliformes Fecales vs. Sulfato de Aluminio.

4.2.4 Sulfato Ferroso

La próxima tabla XXVIII enuncia los valores de concentración y miligramos de sulfato ferroso que se utilizaron en este ensayo.

SULFATO FERROSO (mg.)	COLIFORMES FECALES (NMP/100ml)
0	14600
50	1610
100	155.3

Tabla XXVIII. Dosis de Sulfato Ferroso vs. Cantidad de Coliformes Fecales

La tabla XXIX contiene los porcentajes de remoción y miligramos de sulfato ferroso que se emplearon.

SULFATO FERROSO (mg.)	% REMOCIÓN.
0	0
50	88.97
100	98.94

Tabla XXIX. Porcentaje de Remoción con dosis de Sulfato Ferroso.

La siguiente figura 4.11 realiza la comparación entre la concentración y los miligramos de sulfato ferroso utilizados.

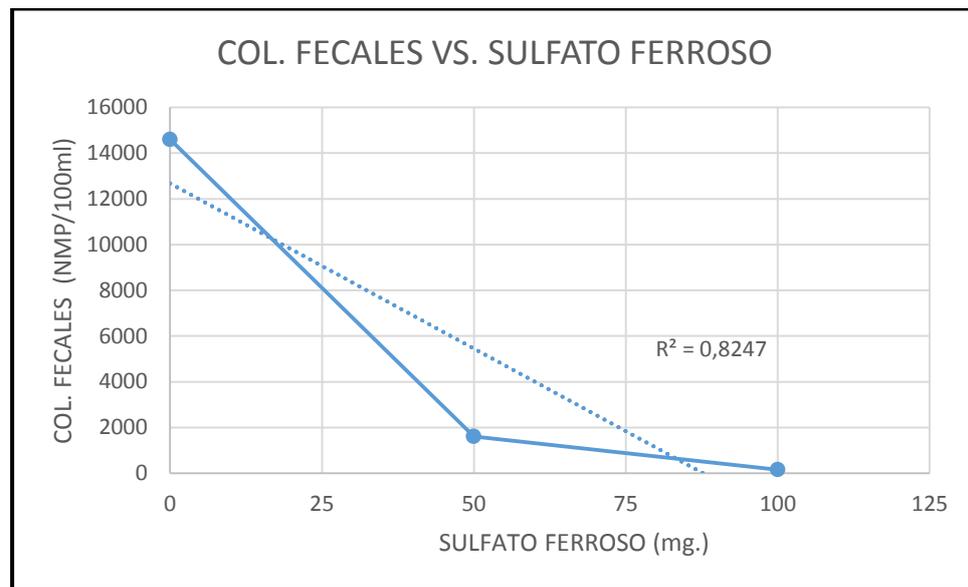


Fig. 4.11 Coliformes Fecales vs. Sulfato Ferroso.

La figura 4.12 muestra la relación que existe entre la concentración de coliformes fecales y la dosificación de coagulante utilizada.

Como se puede observar el sulfato de aluminio, cloruro férrico y la cal logran la mayor disminución en la concentración, no tan atrás está el sulfato ferroso el cual logra una disminución un tanto menor pero de todas maneras considerable. Los cuatro coagulantes alcanzan una disminución de aproximadamente 13000 NMP/100ml coliformes fecales con una dosis de 50 mg/l y aproximadamente 14450 NMP/100ml con 100 mg/l.

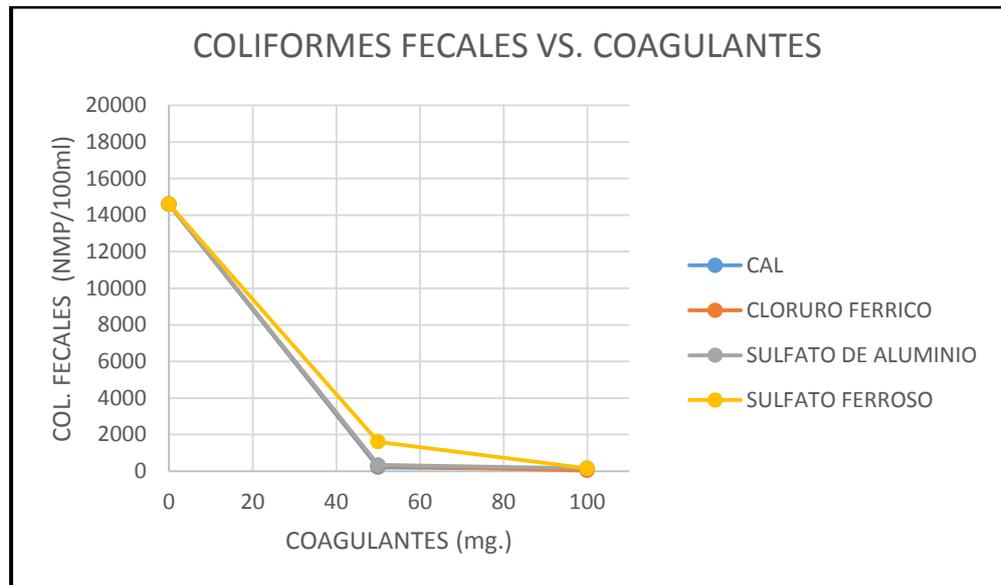


Fig. 4.12 Coliformes Fecales vs. Coagulantes.

4.2.5 Análisis de las gráficas de porcentajes de remoción vs. mg de coagulante

En el siguiente figura 4.13 podemos observar que las remociones que alcanzan los 4 coagulantes analizados son mayores al 80 % cuando se agrega una dosificación igual a los 50 mg/l, y mayor del 90% cuando se emplea una dosificación menor o aproximada a los 100 mg/l.

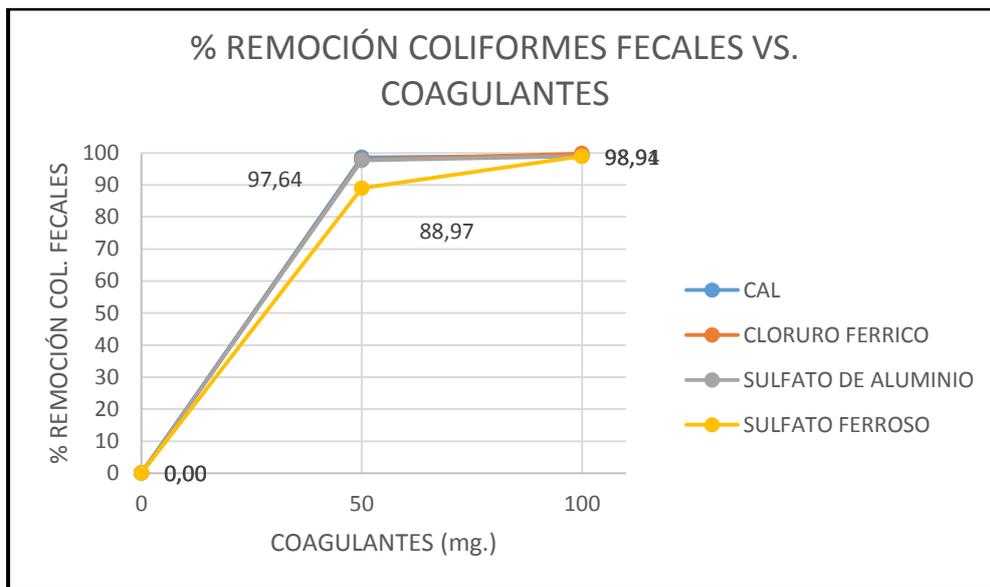


Fig. 4.13 Porcentaje de Remoción de Coliformes Fecales vs. Coagulantes.

Como se puede apreciar en esta ampliación del gráfico % de remoción de coliformes fecales vs mg. de coagulante, los coagulantes que más coliformes fecales remueven en orden descendente son: la cal, el cloruro férrico, el sulfato de aluminio y el sulfato ferroso. Siendo la cal el coagulante, que al igual que los demás, alcanza un porcentaje de remoción del 90 % pero utilizando la menor cantidad de dosificación 45.65 mg/l. El segundo coagulante que alcanza el mismo porcentaje de remoción es el cloruro férrico, pero para esta remoción se necesita emplear una dosificación de 46 mg/l de coagulante. El siguiente coagulante es el sulfato de aluminio el cual logra dicha remoción con una dosificación de 46.1 mg/l. Estos tres

coagulantes realizan una labor muy eficiente con una dosificación de coagulante menor a los 50 mg/l.

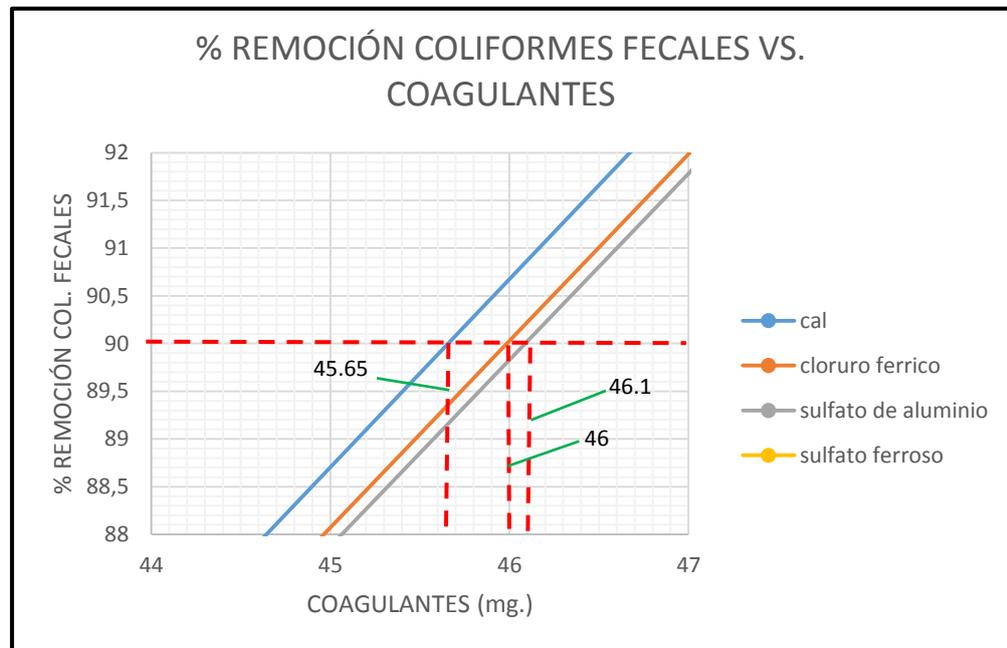


Fig. 4.14 Porcentaje de Remoción de Coliformes Fecales vs. Coagulante.

La posterior figura 4.15 muestra al coagulante restante sulfato ferroso, el cual alcanza igual remoción que los demás coagulantes pero por otro lado es el que más dosificación necesita, ya que emplea 55.2 mg/l. Lo cual nos indica que es el menos eficiente en términos de dosificación.

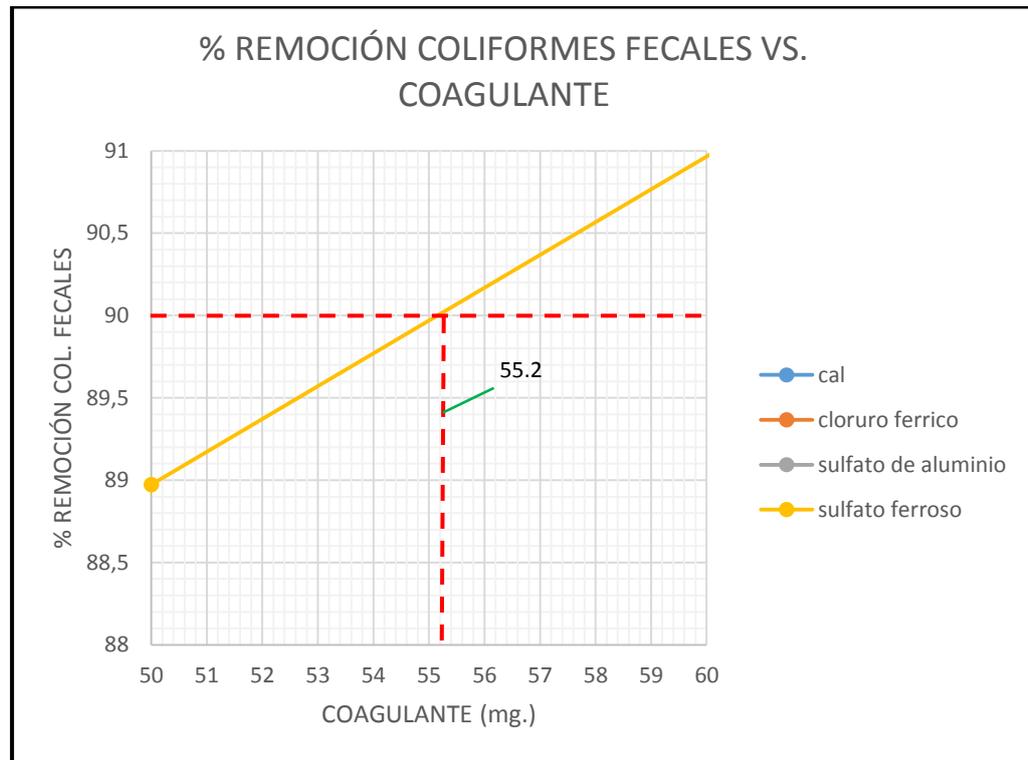


Fig. 4.15 Porcentaje de Remoción de Coliformes Fecales vs. Coagulante.

4.2.6 Análisis de remoción de contaminantes vs. precio de coagulantes

En la siguiente tabla XXX muestra la comparación entre las diferentes remociones obtenidas mediante la adición de 50 y 100 mg. de cada coagulante, con respecto a sus precios respectivos por unidad de kilogramo.

El coagulante más óptimo es el sulfato de aluminio ya que es el más barato y posee la mayor disponibilidad en el mercado, y al mismo tiempo alcanza una remoción del 90% con una

dosificación menor a los 50 mg/l lo que lo convierte en el más eficiente en términos de porcentaje de remoción, economía y disponibilidad.

COAGULANTE	% REMOCIÓN DE COLIFORMES FECALES CON 50 MG/L	% REMOCIÓN DE COLIFORMES FECALES CON 100 MG/L	PRECIO \$ POR KG
CAL	98.56	99.18	3.00
CLORURO FÉRRICO	97.86	99.76	8.00
SULFATO DE ALUMINIO	97.64	98.91	1.50
SULFATO FERROSO	88.97	98.94	2.00

Tabla XXX Total de Remociones de los Coagulantes y sus Precios por Kg.

4.3 Fósforo total

Se procedió al estudio de las concentraciones de fosforo total del sobrenadante, realizando graficas comparativas con respecto a las dosificaciones que utilizamos con cada coagulante. Posteriormente se realizó el cálculo de la remoción en manera porcentual y se interpretó su comportamiento con respecto a la dosis de coagulante usada, mediante la realización de gráficas.

4.3.1 Cal

La posterior tabla XXXI contiene los valores de concentración de fosforo total y miligramos de cal utilizados en este ensayo.

CAL (mg.)	FÓSFORO TOTAL (mg/l)
0	0.38
50	0.18
100	0.29

Tabla XXXI. Dosis de Cal vs. Concentración de Fosforo Total

La siguiente figura 4.16 analiza los valores de concentración y los compara con los miligramos de cal utilizada en este ensayo.

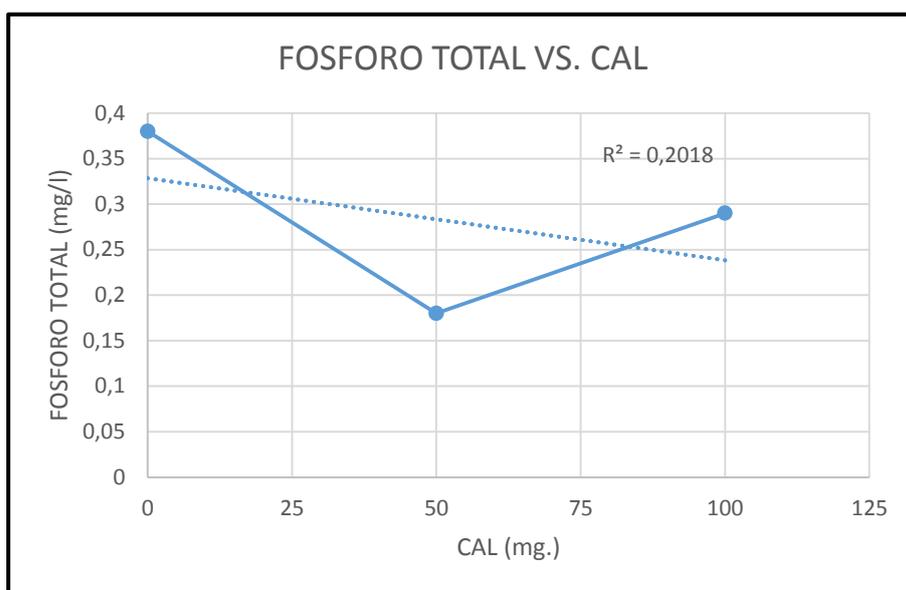


Fig. 4.16 Fosforo Total vs. Cal.

4.3.2 Cloruro Férrico

En la tabla XXXII se presenta las concentraciones de fosforo total y miligramos de cloruro férrico empleado en este ensayo.

CLORURO FÉRRICO (mg.)	FÓSFORO TOTAL (mg/l)
0	0.38
50	0.23

100	0.17
-----	------

Tabla XXXII. Dosis de Cloruro Férrico vs. Concentración de Fosforo Total

La siguiente figura 4.17 compara los valores de concentración con los valores de miligramos de cloruro férrico empleados.

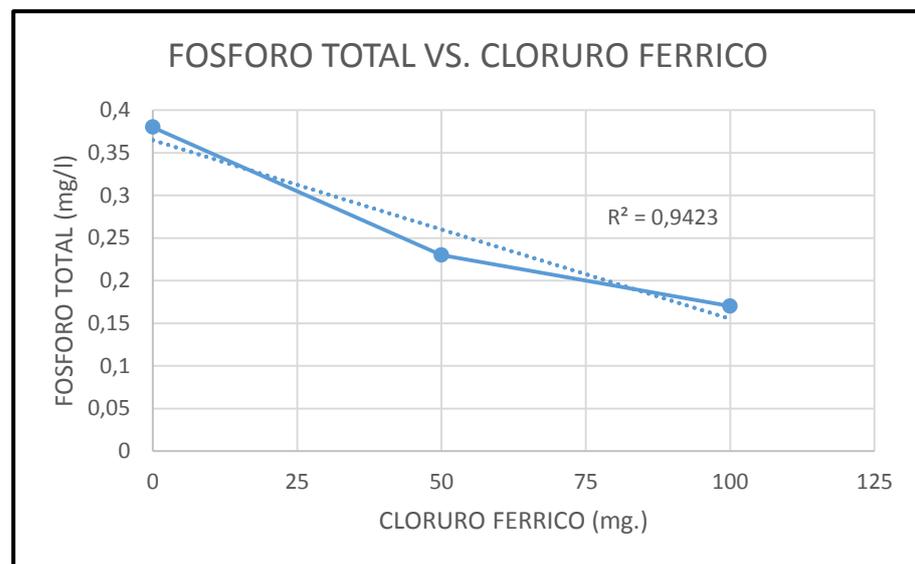


Fig. 4.17 Fosforo Total vs. Cloruro Férrico

4.3.3 Sulfato de Aluminio

En la tabla XXXIII compara los valores de fosforo total con los miligramos de sulfato de aluminio que se trabajaron en este ensayo.

SULFATO DE ALUMINIO (mg.)	FÓSFORO TOTAL (mg/l)
---------------------------	----------------------

0	0.38
50	0.23
100	0.16

Tabla XXXIII. Dosis de Sulfato Aluminio vs. Concentración de Fosforo Total

La siguiente figura 4.18 nos permite observar y analizar los valores de concentración comparándolos con los miligramos de sulfato de aluminio utilizados.

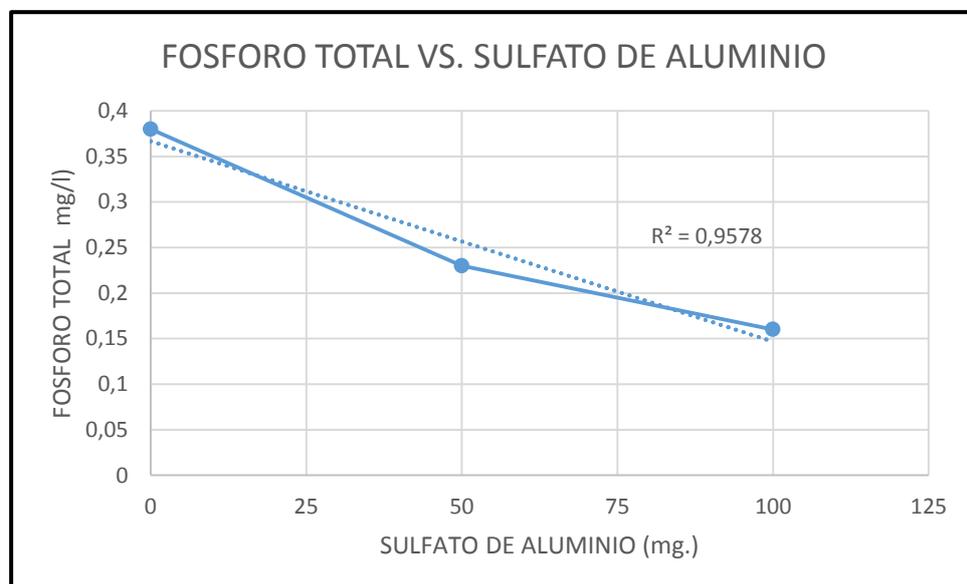


Fig. 4.18 Fosforo Total vs. Sulfato Aluminio

4.3.4 Sulfato Ferroso

La tabla XXXIV enuncia los valores de concentración y miligramos de sulfato ferroso que se utilizaron en este ensayo.

SULFATO FERROSO (mg.)	FOSFORO TOTAL (NMP/100ml)
0	0.38
50	0.19
100	0.16

Tabla XXXIV. Dosis de Sulfato Ferroso vs. Concentración de Fosforo Total

La siguiente figura 4.19 realiza la comparación entre la concentración y los miligramos de sulfato ferroso utilizados.

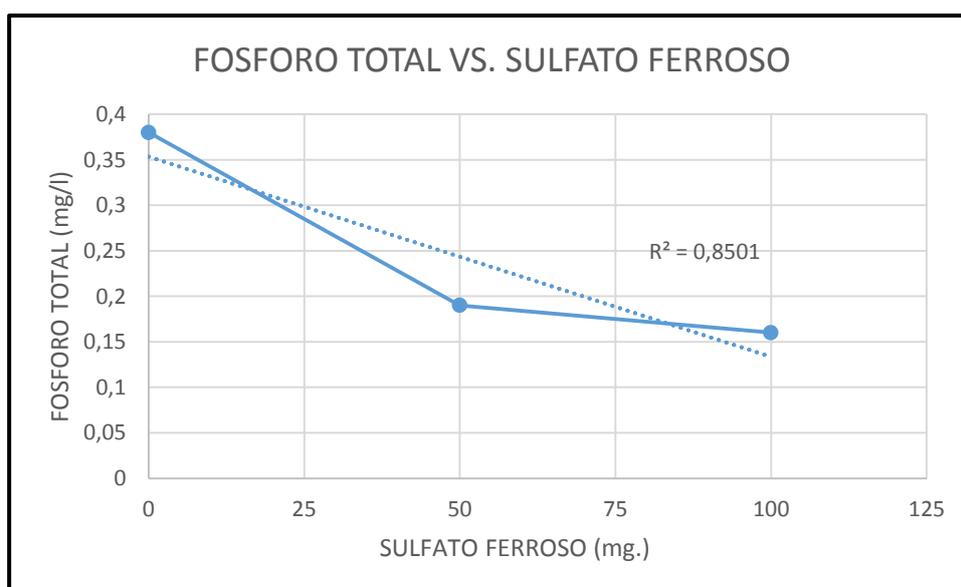


Fig. 4.19 Fosforo Total vs. Sulfato Ferroso

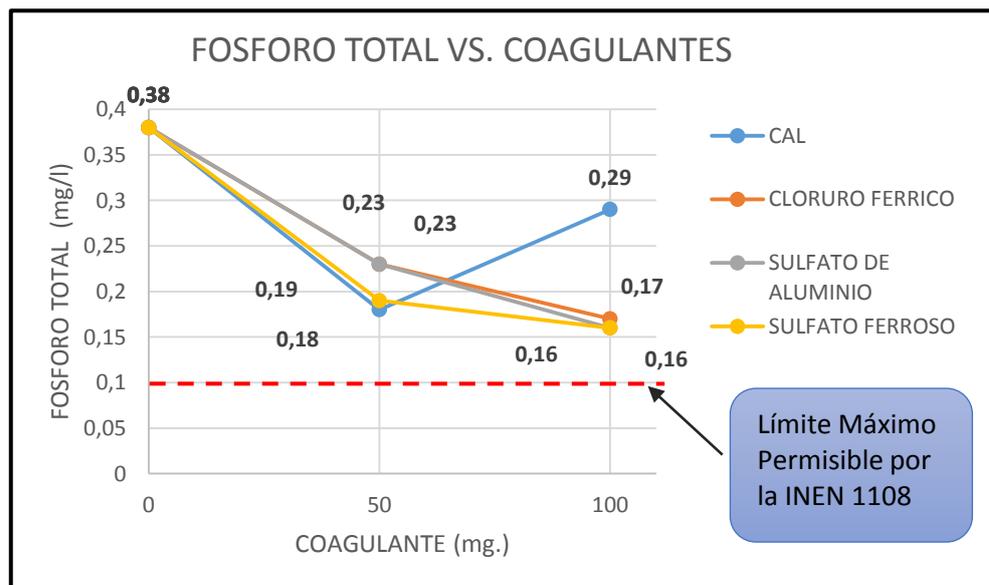
4.3.5 Análisis de gráficas de concentraciones vs. mg de coagulante

En la figura 4.20 se analiza el comportamiento de la concentración de fosforo total con respecto a la dosificación de coagulante empleado.

Como se puede observar con la dosis de 50 miligramos la cal y el sulfato ferroso son los coagulantes que más disminuyen la concentración, reduciéndola aproximadamente 0.2 mg/l. En cambio, el sulfato de aluminio junto con el cloruro férrico logran una disminución un tanto menor, 0.15 mg/l. Cuando se utiliza una dosis de 100 miligramos ocurre una variación con la cal puesto que la concentración disminuye apenas un aproximado de 0.1 mg/l, la mitad de lo que disminuyo con la dosis de 50 mg/l, en cambio esto no sucede con el resto de coagulantes ya que los mismos disminuyen un poco más su concentración, en comparación con la dosis anterior, pasan de 0.15 y 0.20, a 0.22 mg/l. Por otro lado se puede evidenciar que luego de los ensayos

el parámetro obtenido no cumple con el límite máximo permisible de INEM 1180:2014.

Fig. 4.20 Fosforo Total vs. Coagulantes



4.4 Potencial hidrógeno

Se desarrolló el análisis de las concentraciones de pH, realizando graficas comparativas con respecto a las dosificaciones que utilizamos con cada coagulante. Para posteriormente obtener los porcentajes de remoción mediante la realización de cálculos y graficar los mismos en comparación con las dosificaciones de coagulante, con la finalidad de interpretar su comportamiento.

4.4.1 Cal

La siguiente tabla XXXV muestra las cantidades de Cal que se añadieron al agua de rio de estudio y las concentraciones de pH que se obtuvieron posteriormente.

CAL(mg.)	pH
0	7.88
50	9.72
100	7.93

Tabla XXXV. Dosis de Cal vs. Concentración de pH.

En la posterior figura 4.21 se presenta las variaciones que se dieron con el parámetro de pH aplicando diversas cantidades de Cal.

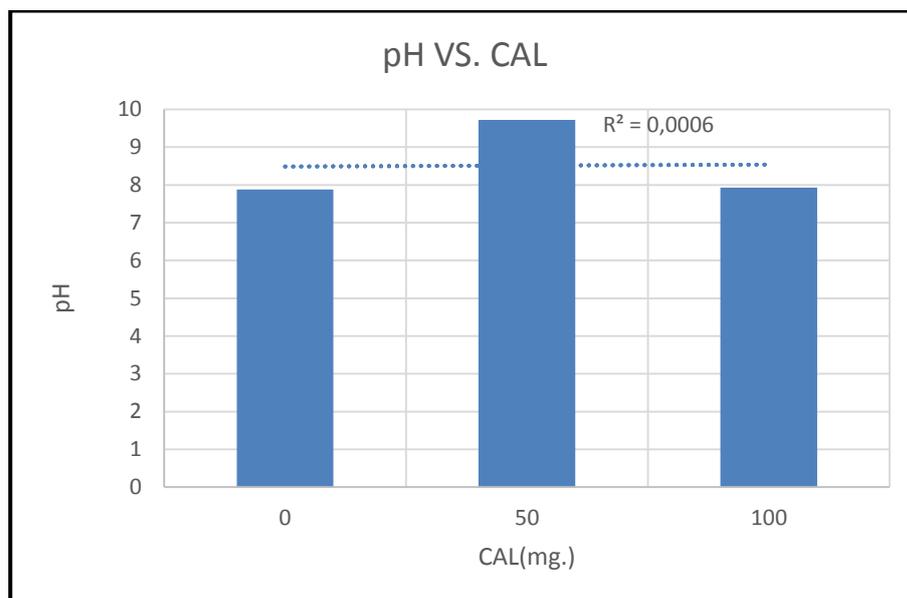


Fig. 4.21 Potencial de Hidrogeno vs. Cal

4.4.2 Cloruro Férrico

En la tabla XXXVI se da a exponer las cantidades de Cloruro Férrico utilizadas con sus respectivos valores de pH alcanzados.

COLORURO FERRICO(mg.)	pH
0	7.88
50	7.15
100	6.52

Tabla XXXVI. Dosis de Cloruro Férrico vs. Concentración de pH.

A continuación la figura 4.22 muestra la fluctuación de pH que ocurren luego de añadir las cantidades de Cloruro Férrico.

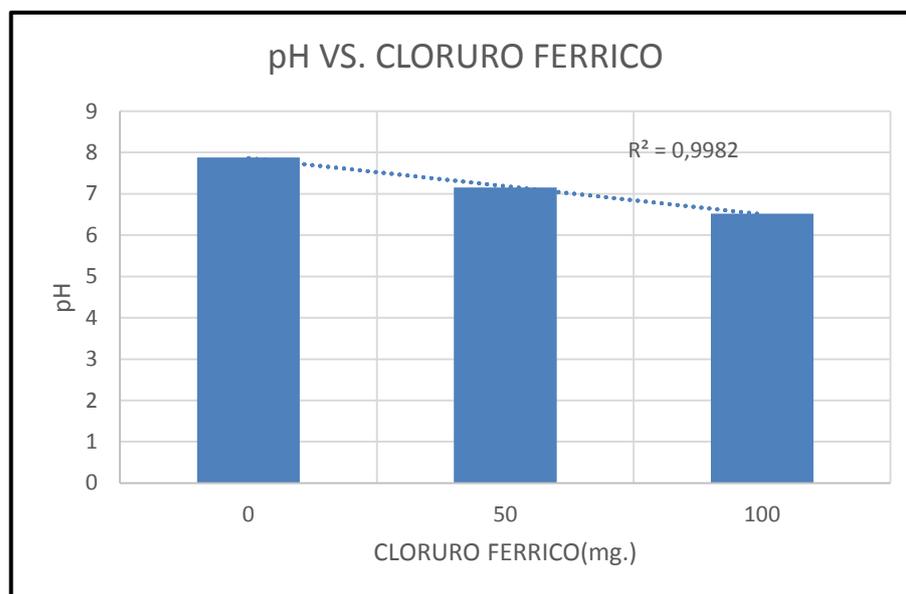


Fig. 4.22 Potencial de Hidrogeno vs. Cloruro Férrico

4.4.3 Sulfato de Aluminio

En la próxima tabla XXXVII se da a exponer las cantidades de sulfato aluminio con su respectiva concentración de pH.

SULFATO DE ALUMINIO(mg.)	pH
0	7.88
50	7
100	6.89

Tabla XXXVII. Dosis de Sulfato Aluminio vs. Concentración de pH.

La figura 4.23 de a continuación muestra la variación de pH que se alcanzó luego de añadir las cantidades de sulfato aluminio.

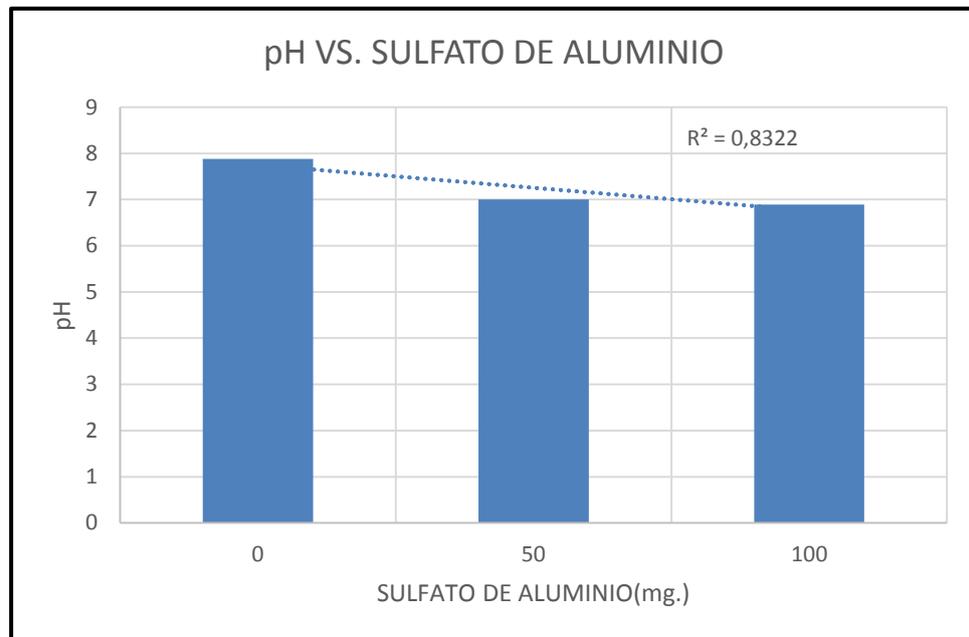


Fig. 4.23 Potencial de Hidrogeno vs. Sulfato de Aluminio

4.4.4 Sulfato Ferroso

La siguiente tabla XXXVIII se da a conocer las cantidades de sulfato ferroso que se añadieron al agua de río y las concentraciones de pH que se obtuvieron posteriormente.

SULFATO	pH
---------	----

FERROSO(mg.)	
0	7.88
50	7.16
100	6.87

Tabla XXXVIII. Dosis de Sulfato Ferroso vs. Concentración de pH.

En la próxima figura 4.24 presenta las variaciones que se dieron con el parámetro de pH luego de ser dosificadas con el coagulante sulfato ferroso.

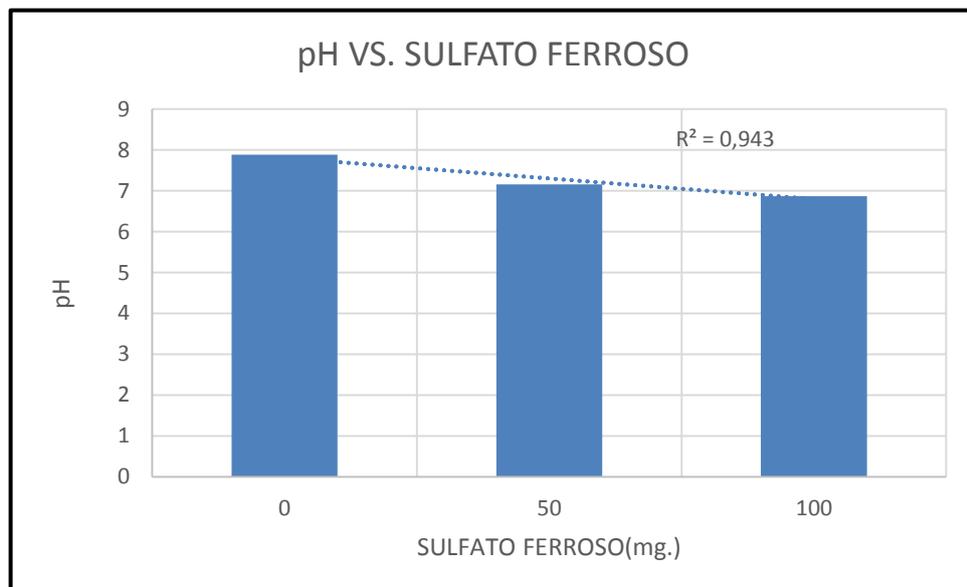


Fig. 4.24 Potencial de Hidrogeno vs. Sulfato Ferroso

4.4.5 Análisis de graficas de variación de pH vs mg de concentración

Para una mejor interpretación y evaluación de efectividad se realiza la siguientes figuras la cual presenta todas las variaciones del parámetro pH que se dan en los 4 coagulantes al utilizar las dosis de 50 mg y 100 mg.

De la figura 4.25 se puede observar que se presentan unos valores atípicos de pH al aplicar las dosificaciones de 50 mg y 100 mg en la muestra de agua de rio, dado que no coincide con el patrón de reducción. Estos valores están asociados con la cal, dado que tal coagulante es una sustancia alcalina o también llamada básica lo que hace que el pH aumente considerablemente con respecto a la concentración inicial de pH.

Se puede apreciar que en la dosis de 50 mg, los 4 coagulantes reaccionan de diferentes formas unas presentan mayor variación de pH que otras, tal es el caso de la cal que es la que más fluctuación presenta con un valor de 1,84, en segundo lugar se ubica el sulfato aluminio con una variación de pH igual a 0,88 y finalmente en un tercer y cuarto lugar se encuentran los coagulantes cloruro férrico y sulfato ferroso, la cuales presentan una variación muy similar del 0,73 y 0,72 respectivamente.

En cuanto se refiere a la dosis de 100mg se presenta un cambio de variación en ciertos coagulantes, en primer lugar ahora se encuentra el cloruro férrico con una variación del 1,36, en segundo lugar se sitúa el sulfato ferroso con una variación del 1,01, con una variación muy similar a la anterior se ubica en un tercer lugar el sulfato aluminio con una fluctuación del 0,99. Por último ubicándose en cuarto sitio se encuentra la cal presentando una variación del 0,05.

En lo que tiene que ver con los valores de pH tanto en las muestras iniciales como después de ser dosificadas cumplen con el límite máximo permitido por el NTE INEN 1180:2014 que es de 6,5-8,5 mg/l, excepto la cal llegando alcanzar un valor del 9,72 con la dosis de 50 mg, por lo tanto no es necesario ajustar el pH en todos los coagulantes a excepción de la Cal. Este parámetro es de suma importancia ya que prevenimos la corrosión del sistema de distribución y a la vez la caries dental.

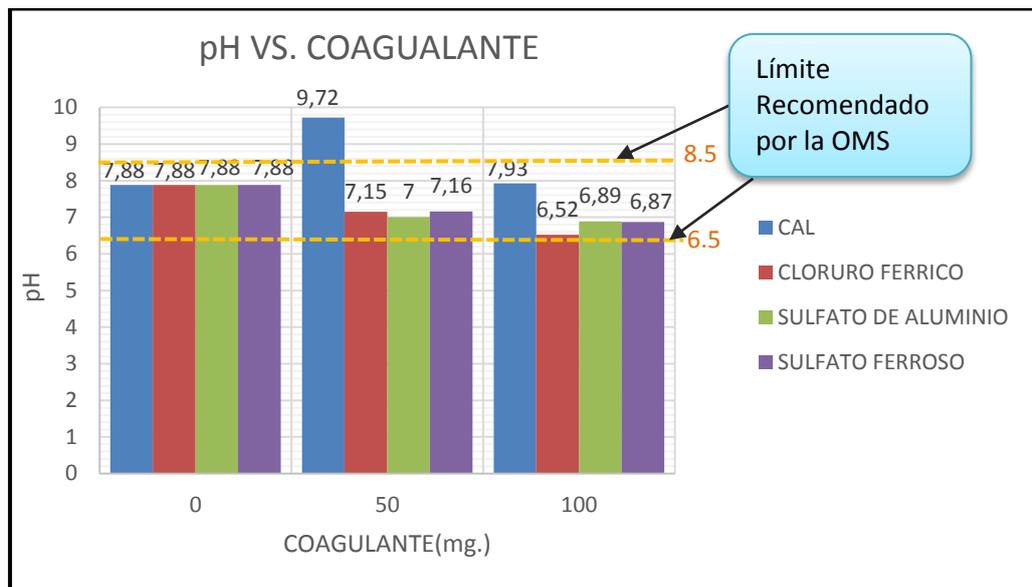


Fig. 4.25 Potencial de Hidrogeno vs. Coagulantes

4.5 Nitratos

Se realizó el análisis de las concentraciones de nitrato, desarrollando tablas comparativas con respecto a las dosificaciones que se empleó con cada coagulante. Consecutivamente se realizó la obtención de porcentajes de remoción verificando su comportamiento con respecto a la dosis de coagulante usada, mediante la realización de tablas.

4.5.1 Cal

La posterior tabla XXXIX muestra las cantidades de Cal que se añadieron a la muestra de agua de río y las concentraciones de Nitratos que se lograron.

CAL(mg.)	NITRATOS(mg/l)
0	1,33
50	1,33
100	0,89

Tabla XXXIX. Dosis de Cal vs. Nitratos.

En la siguiente figura 4.26 presenta las variaciones de concentración que se dieron con el parámetro de Nitrato posterior a las dosis con Cal.

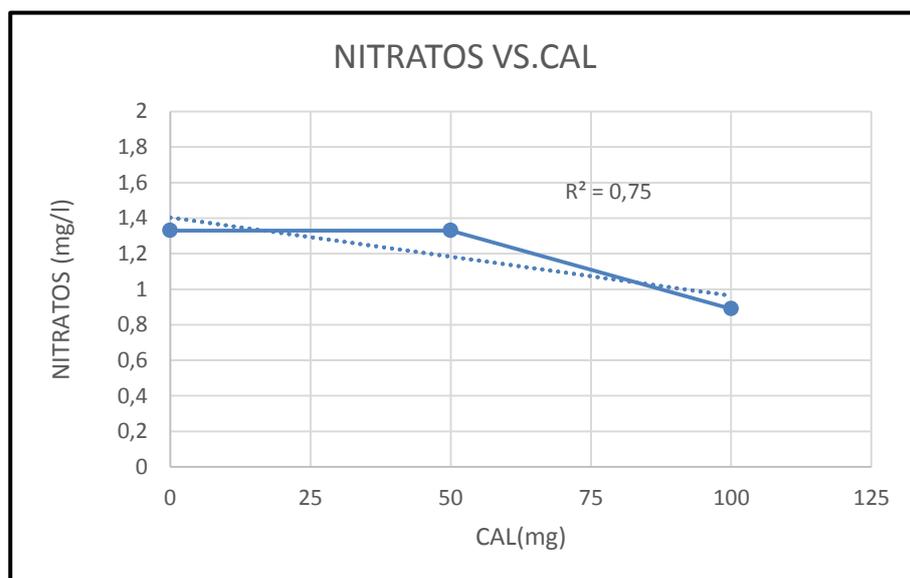


Fig. 4.26 Nitratos vs. Cal

4.5.2 Cloruro Férrico

En la próxima tabla XL se da a mostrar las cantidades de Cloruro Férrico con su respectiva concentración de Nitratos.

CLORURO FERRICO(mg.)	NITRATOS(mg/l)
0	1.33
50	2.66
100	0.42

Tabla XL. Dosis de Cloruro Férrico vs. Nitratos.

En la siguiente figura 4.27 se presenta los cambios de concentración que se dieron con el parámetro de Nitratos luego de agregar las dosificaciones de Cloruro Férrico.

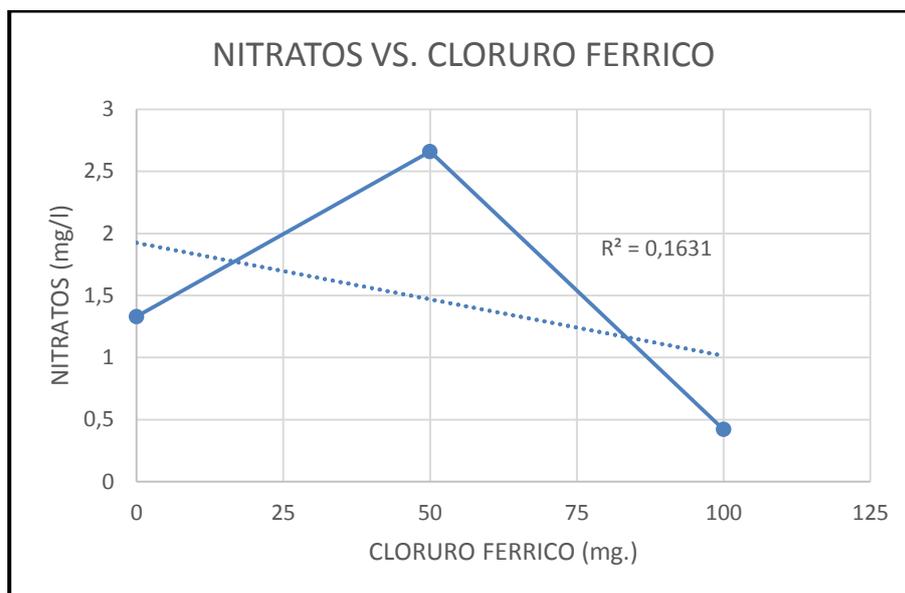


Fig. 4.27 Nitratos vs. Cloruro Férrico

4.5.3 Sulfato de Aluminio

En la inferior tabla XLI muestra las cantidades de sulfato aluminio que se añadieron a la muestra de agua de río y sus concentraciones de Nitratos que se obtuvieron posteriormente.

SULFATO DE ALUMINIO(mg.)	NITRATOS(mg/l)
0	1.33
50	3.54
100	0.89

Tabla XLI. Dosis de Sulfato de Aluminio vs. Nitratos.

En la siguiente figura 4.28 presenta las variaciones que se obtuvieron con el parámetro de Nitratos luego de las dosificaciones con sulfato aluminio.

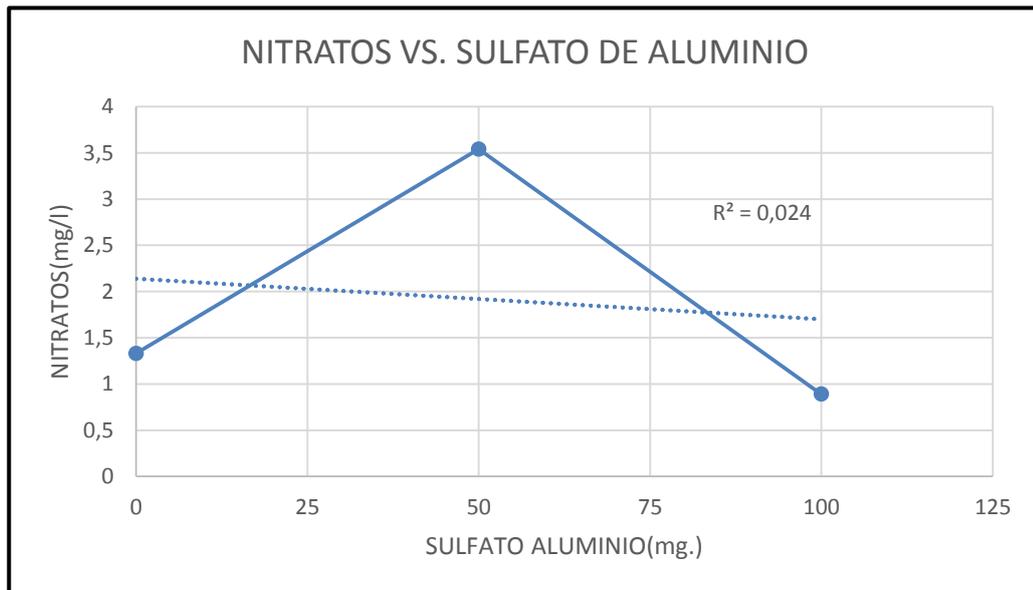


Fig. 4.28 Nitratos vs. Sulfato de Aluminio

4.5.4 Sulfato Ferroso

En la próxima tabla XLII se da a conocer las cantidades de sulfato ferroso que se utilizaron y su respectiva concentración de nitratos obtenidos.

SULFATO FERROSO(mg.)	NITRATOS(mg/l)
0	1.33
100	0.44
200	2.21

Tabla XLII. Dosis de Sulfato Ferroso vs. Nitratos.

En la posterior figura 4.29 presenta los cambios de concentración que se dieron con el parámetro de Nitratos luego de añadir las dosificaciones de sulfato ferroso.

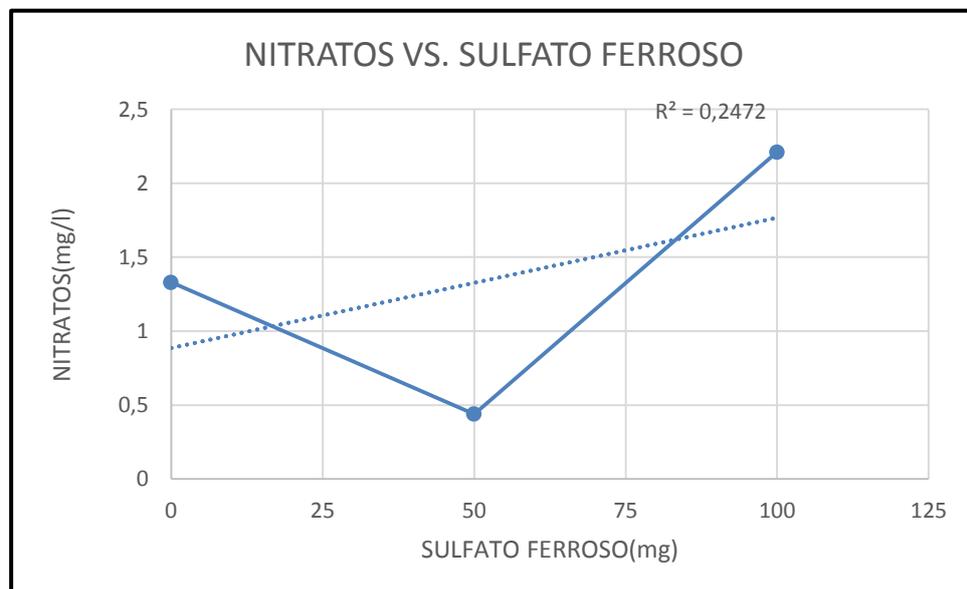


Fig. 4.29 Nitrato vs. Sulfato Ferroso

4.5.5 Análisis de gráficas de concentraciones vs. mg de coagulante

La próxima figura 4.30 muestra todos los resultados de los ensayos de Nitratos realizados con las concentraciones de 50 mg y 100 mg; aplicando los coagulantes de sulfato Aluminio, sulfato ferroso, cloruro férrico, cal.

Se observa notoriamente que todos los valores de Nitratos obtenidos luego de utilizar las dos dosificación de coagulantes están por debajo del límite máximo permitido que es de 50 mg/l, hay que tener en cuenta que este valor es cuando el oxígeno es medido a la vez que el nitrógeno.

Este límite permitido es de gran importancia ya que valores mayores a este pone en riesgo a la salud de la persona, tal es el caso en los niños infantes menores a seis meses cuyo resultado es una disminución en el suplemento de oxígeno al cuerpo, a menudo llamado el síndrome del bebé azul (o metahemoglobinemia). Un riesgo mayor sucede en adultos con problemas de salud crónicos, como enfermedades del corazón o pulmones o deficiencias de enzimas ya que elevados niveles de nitrato/nitrito pueden ser fatales para ellos (Bauder).

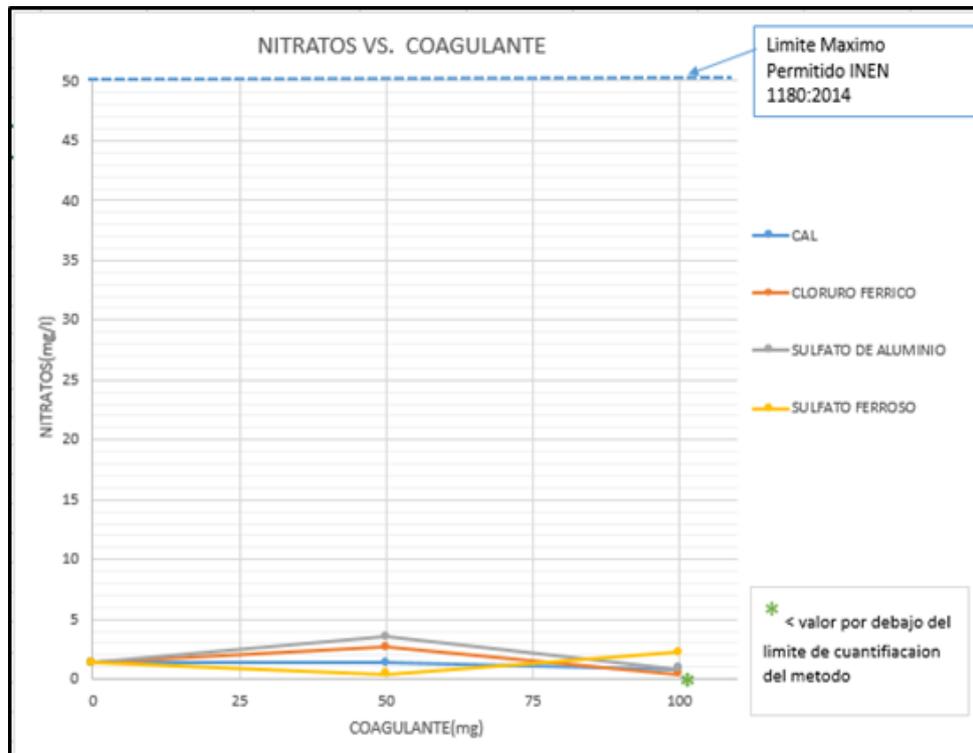


Fig. 4.30 Nitrato vs Coagulantes

Para una mejor apreciación de los valores obtenidos en la dosificación de 50mg se realizó la siguiente figura 4.31.

Se observa a simple vista que en la dosificación de 50 mg, la mayor concentración de Nitratos es 3,54 mg/l ocurre con el coagulante de sulfato aluminio ubicándolo de esta forma en el primer lugar en relación a la concentración (mg/l), de igual forma se aprecia que la segunda mayor concentración de Nitrato sucede con el cloruro férrico logrando un alcance del 2,66 mg/l,

en tercera ubicación se encuentra la cal llegando a obtener una concentración de 1,33 mg/l, y finalmente en cuarto lugar se sitúa el sulfato ferroso obteniendo una concentración del 0,44 mg/l.

En esta dosificación ocupa el primer lugar el sulfato aluminio, cual es lógico teniendo en cuenta que al adicionar una sal (Sulfato Aluminio) el Nitrato debe aumentar, teniendo en cuenta que este parámetro es una sal que se obtiene por reacción del ácido nítrico con una base

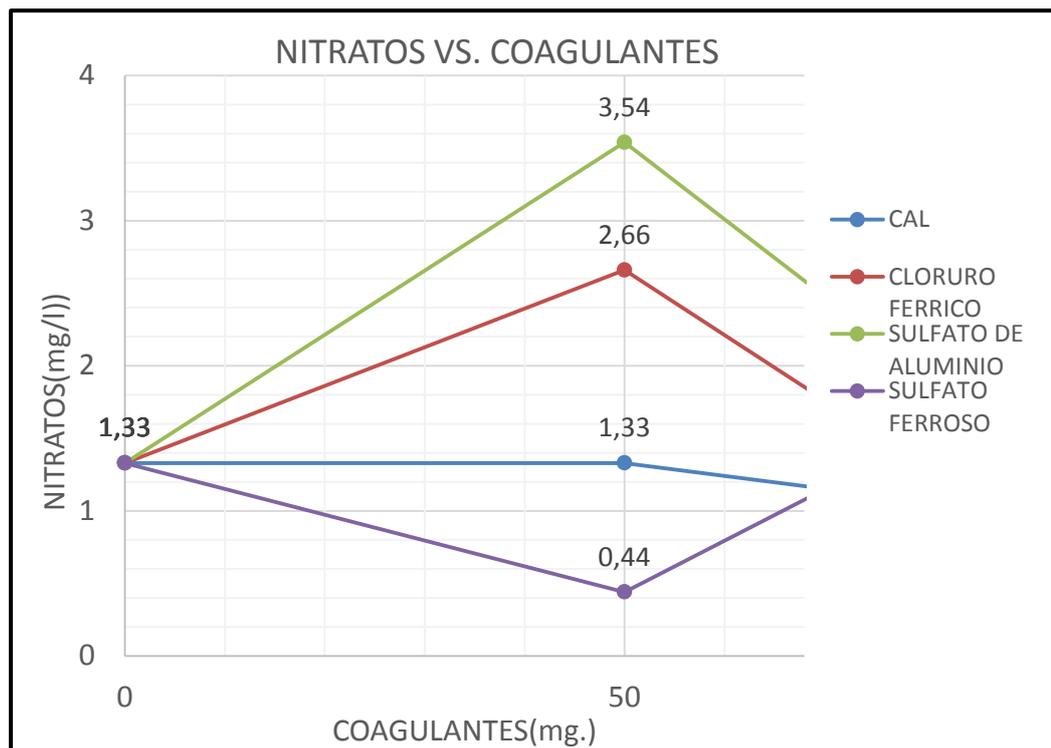
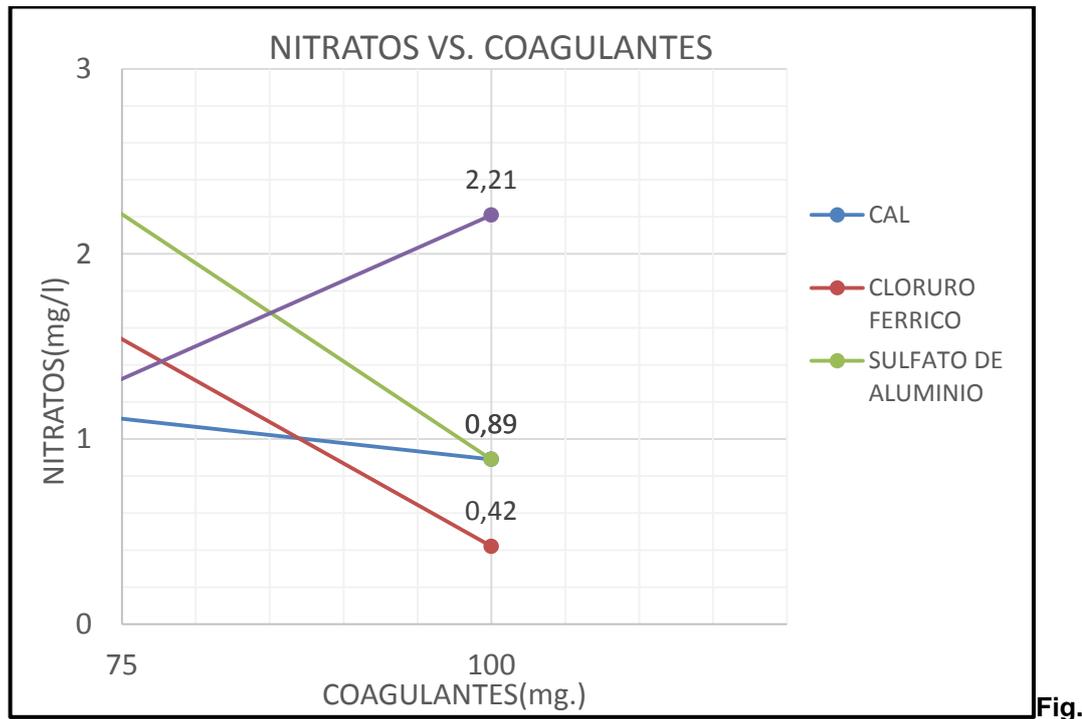


Fig. 4.31 Nitratos vs. Coagulantes

A continuación se elaboró la figura 4.32 con la finalidad de dar una mejor observación del comportamiento al aplicar la dosis de 100 mg.

Con lo que corresponde a la dosificación de 100 mg se puede observar en la figura inferior que la mayor concentración de Nitrato ocurre con el sulfato ferroso alcanzando un valor de 2,21mg/l, en segundo lugar lo ocupan tanto el sulfato aluminio y cal con una concentración en ambas de 0,89 mg/l, y en último lugar se encuentra el cloruro férrico llegando a una concentración del 0,42 mg/l.



4.32 Nitratos vs. Coagulante

4.6 Nitritos

Se procedió al estudio de las concentraciones de Nitritos del sobrenadante, realizando graficas comparativas con respecto a las dosificaciones que utilizamos con cada coagulante. Después se realizó el cálculo de la remoción en forma porcentual y se interpretó su comportamiento con respecto a la dosis de coagulante usada, mediante la realización de gráficas.

4.6.1 Cal

En la inferior tabla XLIII muestra las dosificaciones de cal que se añadieron a la muestra de agua de río y las concentraciones de Nitratos que se obtuvieron posteriormente.

CAL(mg.)	NITRITOS(mg/l)
0	0,049
50	0,056
100	0,072

Tabla XLIII. Dosis Sulfato Ferroso vs. Nitritos.

La posterior tabla XLIV contiene los porcentajes de remoción y miligramos de cal que se emplearon.

CAL (mg.)	% REMOCIÓN.
0	0
50	-14.29
100	-46.94

Tabla XLIV. Porcentaje de remoción con dosis de Cal.

La gráfica la figura 4.33 presenta los cambios de concentración que surgieron con el parámetro de Nitrito luego de agregar las dosificaciones de cal.

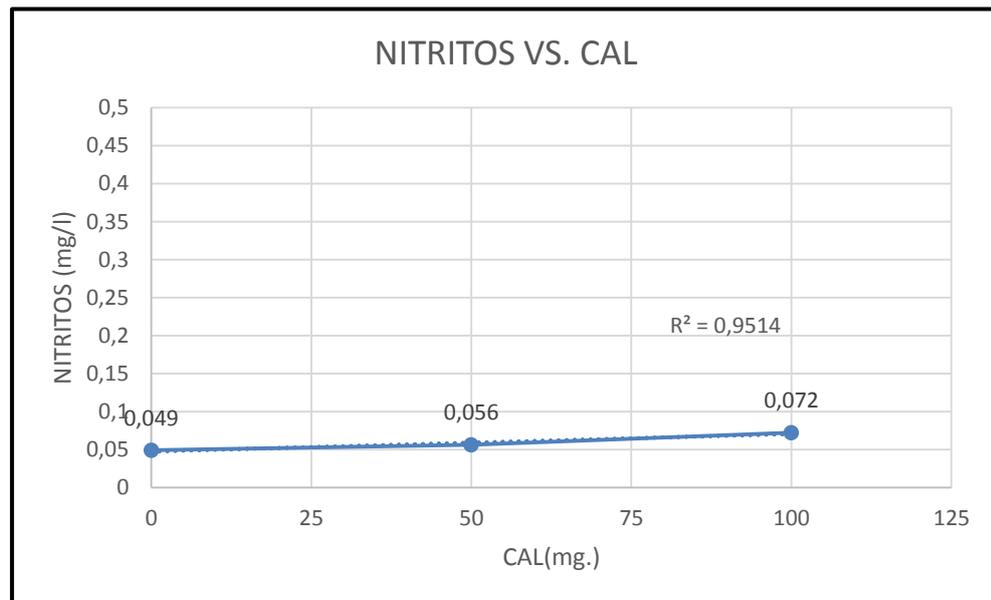


Fig. 4.33 Nitritos vs. Cal

4.6.2 Cloruro Férrico

La siguiente tabla XLV se da a conocer las cantidades de cloruro férrico que se adicionaron al agua de río y las concentraciones de nitritos que se alcanzan posteriormente.

COLORURO FERRICO(mg.)	NITRITOS(mg/l)
0	0,049
50	0,046
100	0,008

Tabla XLV. Dosis Cloruro Férrico vs. Nitritos.

En la inferior figura 4.34 presenta los cambios de concentraciones que se dieron con el parámetro de Nitritos después de las dosificaciones con el cloruro férrico.

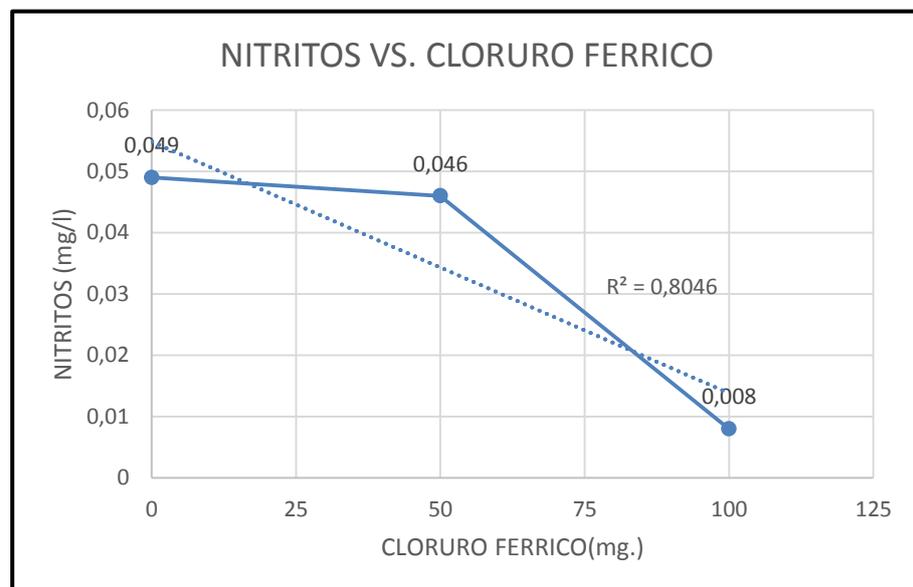


Fig. 4.34 Nitritos vs. Cloruro Férrico

4.6.3 Sulfato de Aluminio

En la próxima tabla XLVI se da a conocer las cantidades de

SULFATO ALUMINIO (mg.)	NITRITOS(mg/l)
0	0,049
50	0,062
100	0,043

sulfato
aluminio
que se
utilizaron
para el
estudio y

sus respectivas concentraciones de nitritos obtenidas después.

Tabla XLVI. Dosis Sulfato Aluminio vs. Nitritos

En la figura 4.35 presenta los cambios de concentración del parámetro de Nitrito que se obtuvieron luego de agregar las dosificaciones de sulfato aluminio.

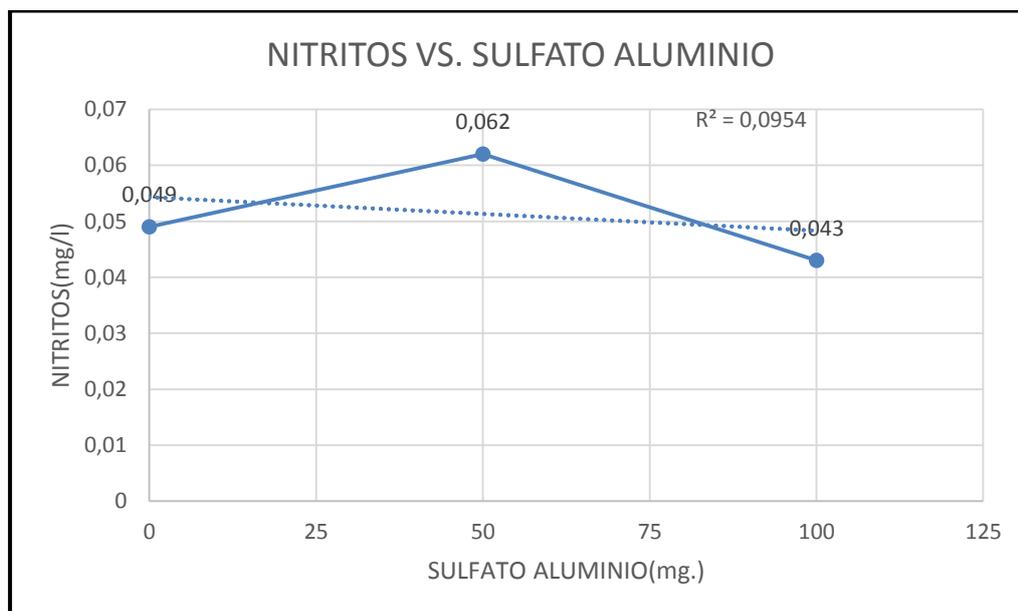


Fig. 4.35 Nitritos vs. Sulfato Aluminio

4.6.4 Sulfato Ferroso

En la siguiente tabla XLVII se da a conocer las cantidades de sulfato Ferroso que se emplearon para el estudio y sus respectivas concentraciones de nitritos logradas.

SULFATO FERROSO(mg.)	NITRITOS(mg/l)
0	0,049
50	0,033
100	0,079

Tabla XLVII. Dosis Sulfato Ferroso vs. Nitritos

En la próxima figura 4.36 se presenta las variaciones de concentraciones que ocurrieron con el parámetro de Nitrito después de aplicar las dosificaciones con el coagulante de sulfato ferroso.

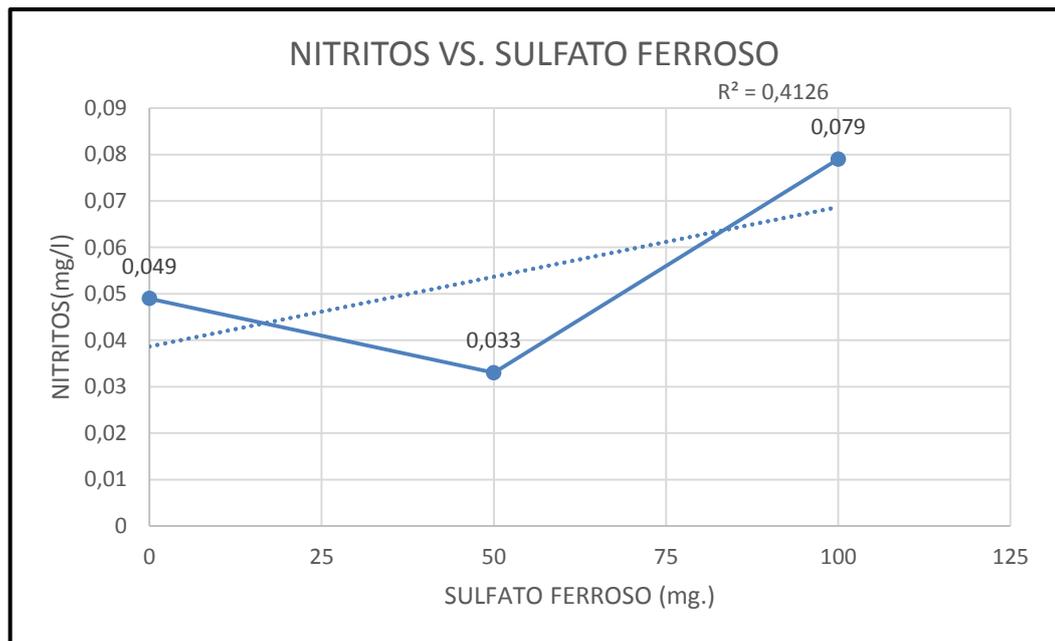


Fig.

4.36 Nitritos vs. Sulfato Ferroso

4.6.5 Análisis de gráficas de concentraciones vs. mg de coagulante

La figura 4.37 que se muestra a continuación indica todas las concentraciones de nitritos que alcanzan los 4 coagulantes de estudio luego de ser dosificadas a 50 mg y 100 mg respectivamente.

También a partir de la siguiente podemos denotar que existen un par valores atípicos de Nitritos en los resultados de los ensayos, dado que no coinciden con el patrón de variación. En el Sulfato Ferroso con dosis de 100 mg se obtiene la mayor concentración de Nitrito, debido a que adicionar esta sal el Nitrito aumenta, lo cual tiene sentido conociendo que este parámetro está compuesto por lo general sal o un éster de ácido nitroso.

También podemos evidenciar que todos los valores de concentración Nitrito, tanto inicial como posterior al proceso de Coagulación- Floculación están dentro del límite máximo permitido por la norma INEN 1180:2014.

Este límite permitido máximo es de suma importancia ya que valores mayores a este pone en riesgo a la salud de la personas.

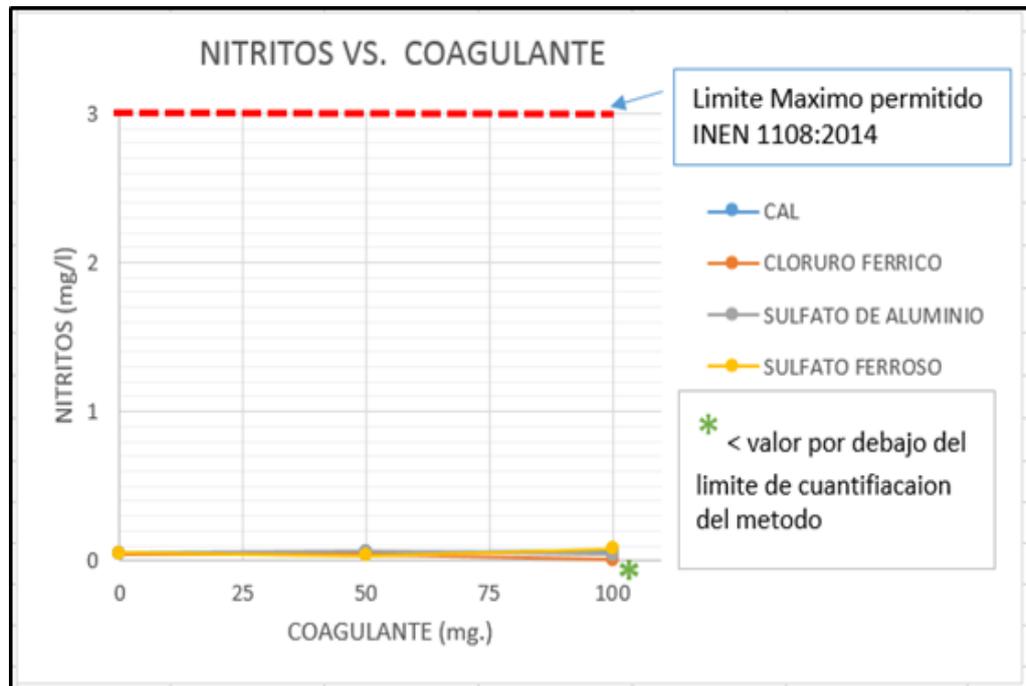


Fig. 4.37 Nitritos vs. Coagulantes.

Con el objetivo de tener una mejor visualización de la variación de concentración de Nitrito con respecto a la dosis de 50 mg se elabora la siguiente figura 4.38.

Podemos diferenciar fácilmente de la figura inferior que la mayor concentración ocurre con el coagulante de sulfato aluminio logrando un valor del 0,062 mg/l, luego ubicándose en un segundo lugar se encuentra la cal llegando a obtener una concentración de 0,056 mg/l, en una tercera posición con respecto a la remoción se sitúa el cloruro férrico con 0,046 mg/l,

y por último en un cuarto lugar se ubica el sulfato ferroso con 0,033 mg/l.

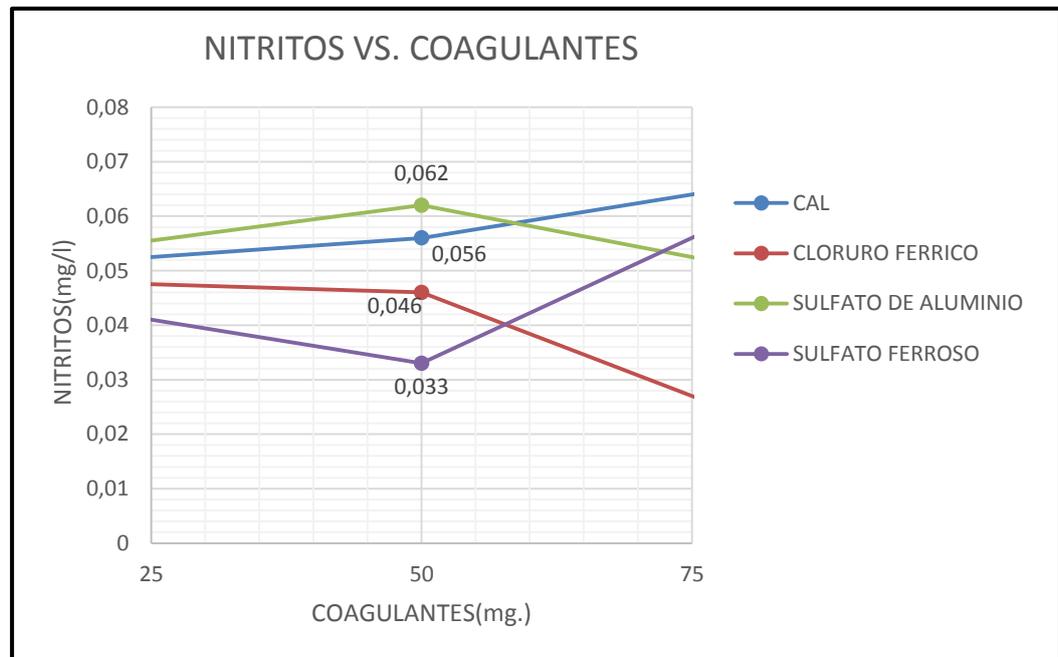


Fig. 4.38 Nitritos vs. Coagulantes.

En cuanto se refiere a la dosis de 100 mg como se muestra en la siguiente figura 4.39, se puede distinguir que la mayor concentración la obtiene el sulfato ferroso con una concentración del 0,079mg/l, posteriormente se sitúa la cal con una remoción del 0,072mg/l, en tercer lugar se ubica el sulfato aluminio con una concentración del 0,043 mg/l y en último lugar se sitúa el cloruro férrico con una concentración del 0,008, cabe recalcar que este

último valor está por debajo del límite de cuantificación del método.

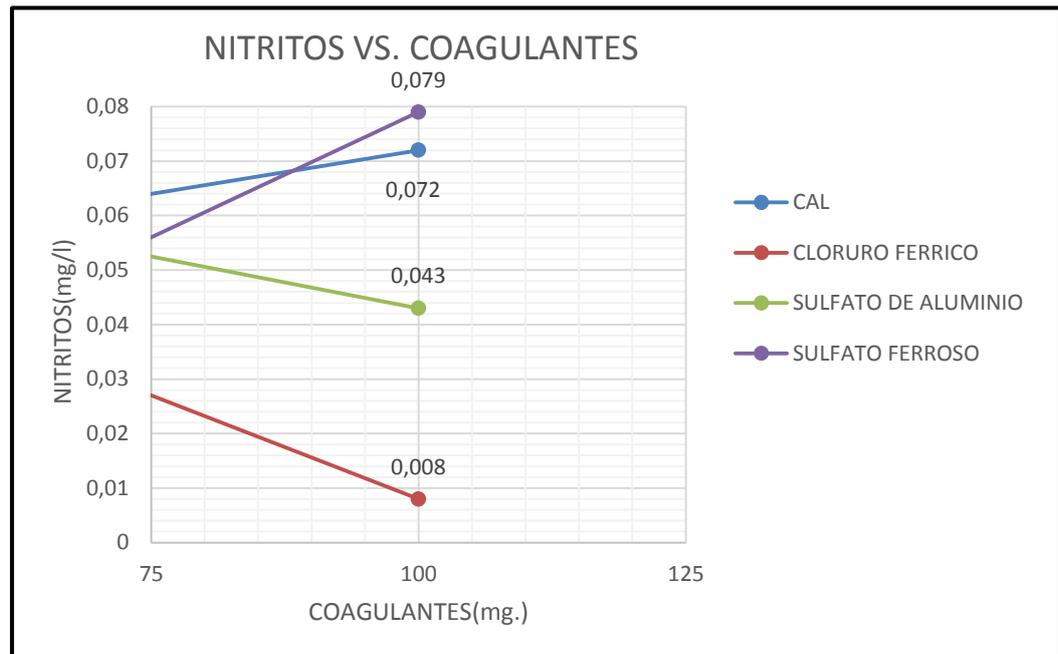


Fig. 4.39 Nitritos vs. Coagulantes.

4.7 Solidos totales y suspendidos

Podemos observar que la cantidad de solidos totales aumenta luego de los procesos de Coagulación- Floculación esto es debido a que se agrega cierta cantidad de coagulante lo que hace aumentar la materia presente en el cuerpo de agua de rio.

Con referencia a los sólidos suspendidos totales se puede apreciar que se produce un aumento en la cantidad de este parámetro, esto ocurre debido a que no se forman correctamente las cadenas o puentes que atrapan los coloides individuales por ello no se llegan a formar los floculos de mayor tamaño y así poder decantar quedando suspendidos.

Parámetro	Inicial	100 mg de cal	100 mg de sulfato ferroso	100 mg de cloruro férrico	100 mg de sulfato aluminio
Sólidos Totales (mg/l)	310	280	320	400	290
Parámetro	Inicial	50 mg de cal	50 mg de sulfato ferroso	50 mg de cloruro férrico	50 mg de sulfato aluminio
Sólidos Suspendidos Totales (mg/l)	2	2	16	11	5
Sólidos Totales (mg/l)	310	330	320	330	370
Sólidos Suspendidos Totales (mg/l)	2	2	16	11	5

Tabla XLVIII Resultados Finales de Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos Totales con dosis de 50 mg

Tabla XLIX Resultados Finales de Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos Totales con dosis de 100 mg

4.8 Alcalinidad

Como se puede apreciar en las siguientes tablas L y LI, todos los valores de la alcalinidad necesaria de cada uno de los coagulantes están por debajo de la alcalinidad del agua de río el cual es de 212 mg/l, por lo tanto tienen el suficiente valor para que los procesos de coagulación sucedan de manera correcta o sin ningún problema, al momento de emplear cualquiera de los cuatro coagulantes de este ensayo con cualquiera de las dos dosificaciones.

COAGULANTE	ALCALINIDAD (mg/l) CON 50mg	ALCALINIDAD DE RIO (mg/l)
CLORURO FERRICO	16.65	212.00
SULFATO DE ALUMINIO	22.49	212.00
SULFATO FERROSO	17.98	212.00

Tabla L Valores de Alcalinidad inicial de Río y después de cada Ensayos.

COAGULANTE	ALCALINIDAD (mg/l) CON 100mg	ALCALINIDAD DE RIO (mg/l)
CLORURO FERRICO	33.31	212.00
SULFATO DE ALUMINIO	44.99	212.00
SULFATO FERROSO	35.97	212.00

Tabla LI Valores de Alcalinidad inicial de Río y después de cada Ensayos.

CAPÍTULO 5

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

1. El cloruro férrico, sulfato de aluminio y cal logran una remoción aproximadamente del 98% de coliformes fecales con la dosis de 50 mg/l.
2. El porcentaje de remoción de coliformes totales fue mayor al 90% aplicando una dosis aproximada de 80mg/l de sulfato de aluminio y cloruro férrico.

3. El porcentaje de remoción de coliformes totales y fecales superó el 85 % con todos los coagulantes aplicando una dosis de 100mg/l, por lo que se reducirían los costos en el tratamiento de desinfección.

4. La concentración de fósforo total disminuyó de 0.38 a 0.16mg/l aproximadamente, con una dosis de 100mg/l, con todos los coagulantes a excepción de la cal. Notando que dicha concentración sigue por encima de la recomendada se debe ejecutar otros tratamientos como carbón activado, para que ésta cumpla.

5. Todos los coagulantes, excepto la cal, cumplen con el límite máximo permisible del pH acorde con la OMS.

6. Se pudo comprobar que todos los coagulantes requieren una concentración de alcalinidad inferior a la que el agua de río posee, lo cual conlleva a que las reacciones se den de manera exitosa.

7. Todos los valores de concentración del nitrito y nitrato, tanto al inicio como al final de los ensayos están dentro del límite máximo permitido por la norma INEN 1108:2014.

8. El sulfato de aluminio con una dosificación de aproximadamente 80mg/l, es el coagulante más óptimo para la disminución de concentraciones de coliformes totales, fecales, fósforo total, pH, nitrito y nitrato en lo referente a economía, y disponibilidad.

5.2. Recomendaciones

1. Al momento de la recolección de muestras procurar siempre captar en la mitad del río de manera que sea la más representativa posible en favor de la investigación.

2. Las muestras deben estar siempre refrigeradas en hieleras al momento de su captación en el río, y al momento de la captación del litro del sobrenadante durante el ensayo en el laboratorio y se

debe llenar con bastante cantidad de hielo, cada cierto tiempo, de manera que el nivel del hielo nunca baje, para que así se mantenga a una temperatura aproximada de 4 grados centígrados.

3. Durante el ensayo de jarras, luego de pesar la dosificación de cloruro férrico que se va utilizar, se debe procurar verter un poco de agua de la muestra del río en el envase donde se encuentra dicho coagulante, a fin de q no se comience a oxidar.

4. Procurar siempre tener cada envase para la recolección de muestras y sobrenadante esterilizados y con su respectiva etiqueta con nombre, con la finalidad que las muestras estén debidamente clasificadas y se puedan diferenciar.

5. Procurar tomar más muestras de sobrenadante durante el ensayo de jarras, como mínimo tomar tres muestras de sobrenadante, una inicial, una intermedia y una al final de manera que se facilite graficar posteriormente el orden de la reacción de cada coagulante.

6. Al momento de realizar el ensayo de jarras se debe tomar por lo general muestras por triplicado para tener la facilidad de descartar los datos aberrantes.

7. Utilizar en todo momento guantes esterilizados y mascarilla para evitar contaminar la muestra de agua que se encuentra en la probeta.

BIBLIOGRAFIA

1. "CEPIS", C. P. (1973). *Teoría, Diseño y Control de lo Procesos de Clarificación del Agua*.
2. Acosta, Y. L. (2006). Estado del arte del tratamiento de aguas por coagulación-floculación. *Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal*, 4.
3. ACUÑA, J. (2 de Septiembre de 2012). *Química Analítica, UNESR (CANOABO)*. Obtenido de <http://quimicaanaliticaunesr.blogspot.com/2012/09/practica-de-alcalinidad-del-agua.html>

4. Agurto Romero, K. L., & Montero Rodríguez, P. A. (2009). RECOLECCIÓN Y CONSERVACIÓN DE MUESTRAS EN CAMPO DESPUÉS DE ORIGINADO ALGÚN DAÑO O PERJUICIO SOBRE UN CUERPO DE AGUA Y SU ENTORNO. *INSTITUTO DEL MAR DEL PERÚ, SEDE REGIONAL DE TUMBES, ÁREA DE ESTUDIOS AMBIENTALES*, 18.
5. Amorocho, M. F. (2010). *Repositorio de Universidad Pontificia Bolivariana "Repository.upb.edu.co"*. Obtenido de Repositorio de Universidad Pontificia Bolivariana "Repository.upb.edu.co": http://repository.upb.edu.co:8080/jspui/bitstream/123456789/848/1/digital_19174.pdf
6. APHA-AWWA-WPCF. (1992). *Metodos normalizados para el analisis de aguas potables y residuales*. Madrid: Ediciones Díaz de Santos.
7. BÁEZ, L. F. (Enero de 2012). Obtenido de <http://www.dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/3866/1/UPS-QT03424.pdf>
8. Bauder, W. A. (s.f.). *www.region8water.org*. Obtenido de www.region8water.org: http://region8water.colostate.edu/PDFs/we_espanol/Nitrate%202012-11-15-SP.pdf
9. *BVSDE:ECUADOR*. (s.f.). Obtenido de BVSDE:ECUADOR: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd68/025022/cap2.pdf>
10. *BVSDE:ECUADOR*. (s.f.). Obtenido de BVSDE:ECUADOR: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd68/025022/cap2.pdf>
11. Cabrera Molina, E., Hernández Garcíadiego, L., Gómez Ruíz, H., & Cañizares Macías, M. d. (2003). Determinación de nitratos y nitritos en agua. Comparación de costos entre un método de flujo continuo y un

método estándar. *Journal of the Mexican Chemical Society*, vol. 47, núm. 1, 88-92.

12. Calderón Sáenz, F. (8 de mayo de 2009). *Dr. Calderon Labs*. Obtenido de http://www.drcalderonlabs.com/Metodos/Analisis_De_Aguas/Toma_De_Muestras.htm
13. Cárdenas., I. Y. (Abril de 2000). Obtenido de <http://www.frm.utn.edu.ar/archivos/civil/Sanitaria/Coagulaci%C3%B3n%20y%20Floculaci%C3%B3n%20del%20Agua%20Potable.pdf>
14. Cardona, A. J. (Noviembre de 2003). *Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza*. Obtenido de <http://orton.catie.ac.cr/REPDOC/A0118E/A0118E.PDF>
15. Carlos Alberto Severiche Sierra, M. E. (2013). *Biblioteca virtual.eumed.net*. Obtenido de <http://www.eumed.net/libros-gratis/2013a/1326/1326.pdf>
16. Castaño, D. M. (2011). Obtenido de <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/11059/2081/1/628161M977.pdf>
17. Censo, I. N. (s.f.). *www.ecuadorencifras.gob.ec*. Obtenido de www.ecuadorencifras.gob.ec: <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/censo-de-poblacion-y-vivienda/>
18. Departamento de Desarrollo Rural, M. A. (2012). *Navarra.es*. Obtenido de https://www.navarra.es/home_es/Temas/Medio+Ambiente/Agua/Documentacion/Parametros/ParametrosNutrientes.htm
19. Esparza, M. I. (1983). Procedimientos Simplificados de Analisis Quimicos de Aguas Residuales. *Centro Panamericano de Ingenieria*

- Sanitaria y Ciencias del Ambiente*, 101. Obtenido de
<http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsacd/scan/013453/013453-02.pdf>
20. Espinosa-Lloréns María del Carmen, L.-H. Y.-P. (2013). Problemática de la determinación de especies nitrogenadas (nitrógeno total y amoniacal) en aguas residuales. *Revista CENIC. Ciencias Químicas*, vol. 44, 12.
21. *Google Earth*. (s.f.). Obtenido de Google Earth.
22. Goyenola, G. (junio de 2007). *Red de Monitoreo Ambiental Participativo de Sistemas Acuáticos*. Obtenido de
http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso_2007/cartillas/tematicas/alcalinidad.pdf
23. Guayas, L. P. (s.f.). *www.guayas.gob.ec*. Obtenido de *www.guayas.gob.ec*: <http://www.guayas.gob.ec/cantones/milagro>
24. Instituto Ecuatoriano de Normalización, I. (4 de Junio de 1981). *Norma Técnica Ecuatoriana INEM*. Obtenido de
<https://law.resource.org/pub/ec/ibr/ec.n.te.0973.1984.pdf>
25. J. E. Singley, P. D. (s.f.). Revisión de la teoría de coagulación del agua. *Universidad de Florida, Departamento de Ingeniería Ambiental*, 26.
26. José Luis Arumi, J. N. (2006). Evaluación del riesgo de contaminación con nitrato de pozos de suministro de agua potable rural en Chile. *Universidad de Concepción, Departamento de Recursos Hídricos, Chillán, Chile*.
27. LINA MARÍA RAMOS-ORTEGA, L. A.-D. (Diciembre de 2008). *Scielo*. Obtenido de
http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-548X2008000300007&lang=es

28. M., I. P., & Canepa de Vargas, L. M. (s.f.). Obtenido de http://www.bvcooperacion.pe/biblioteca/bitstream/123456789/3938/5/BVCI0003303_3.pdf
29. Martel, Q. A. (s.f.). *BVSDE:ECUADOR*. Obtenido de BVSDE:ECUADOR: <http://www.bvsde.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manuall/tomol/cuatro.pdf>
30. Martel, Q. A. (s.f.). *BVSDE:ECUADOR*. Obtenido de BVSDE:ECUADOR: http://www.bvsde.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manuall/tomol/ma1_tomo1_cap4.pdf
31. Mc Aguilar, J. S. (2002). *Tratamiento Fisico- Quimico de Aguas Residuales Coagulacion- Flocuacion*. Murcia: F.G. GRAF S.L.
32. METCALF & EDDY, I. (1995). *INGENIERIA DE AGUAS RESIDUALES*. MADRID: IMPRESOS Y REVISTAS,S.A.
33. Metcalf & Eddy, I. (1995). *Tratamiento, vertido y reutilización*. España.
34. Mireya del Pilar Arcos Pulido, S. L. (2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. 11. Obtenido de http://www.unicolmayor.edu.co/invest_nova/NOVA/ARTREVIS2_4.pdf
35. Molinares, I. C. (24 de Octubre de 2005). *Universidad Tecnológica de Panamá*. Obtenido de <http://www.utp.ac.pa/documentos/2011/pdf/PCUTP-CIHH-LSA-209-2006.pdf>
36. Osorno, H. A. (2009). Obtenido de http://www.bdigital.unal.edu.co/8777/1/15372239_2009.pdf
37. Prieto, J. V. (1 de Enero de 2001). *INESE*. Obtenido de INESE: <http://www.inese.es/html/files/pdf/amb/iq/375/09articulo.pdf>

38. Puentes, N. A. (2005). Obtenido de <http://www.bdigital.unal.edu.co/1214/1/nestoralejandrogomezpuentes.2005.pdf>
39. Silva J, R. L. (2004). Determinación de microorganismos indicadores de calidad sanitaria. Coliformes totales, coliformes fecales y aerobios mesófilos en agua potable envasada y distribuida en San Diego, estado Carabobo, Venezuela. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*.
40. Superintendencia de servicios sanitarios, D. D. (2007). MANUAL DE MÉTODOS DE ENSAYO PARA AGUA POTABLE. *Superintendencia de servicios sanitarios, Gobierno de Chile*, 252. Obtenido de http://www.siss.gob.cl/577/articles-9648_recurso_1.pdf
41. *TRIPOD*. (s.f.). Obtenido de TRIPOD: <http://arturobola.tripod.com/turbi.htm#Procedimiento>
42. Valencia, J. A. (1992). Teoría de la Coagulación del Agua. En J. A. Valencia, *Teoría y práctica de la Purificación del agua*. Colombia: Acodal.
43. Vargas, I. L. (s.f.). *BVSDE:ECUADOR*. Obtenido de BVSDE:ECUADOR: <http://www.bvsde.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/MANUALI/TOMO1/seis.pdf>
44. Walter J. Weber, J. (2003). *Control de la Calidad del Agua Procesos Físicoquímico*. Barcelona: REVERTÈ,S.A.
45. Yoval, L. S., Palacios, L. M., & Olivia, M. P. (s.f.). www.bvsde.paho.org. Obtenido de www.bvsde.paho.org: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/tratagua/mexicona/R-0150.pdf>

ANEXOS

