



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

TRATAMIENTO DE AGUA CONGÉNITA MEDIANTE
PROCESOS DE COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN PARA
LA REMOCIÓN DE SALES INORGÁNICAS

TESIS

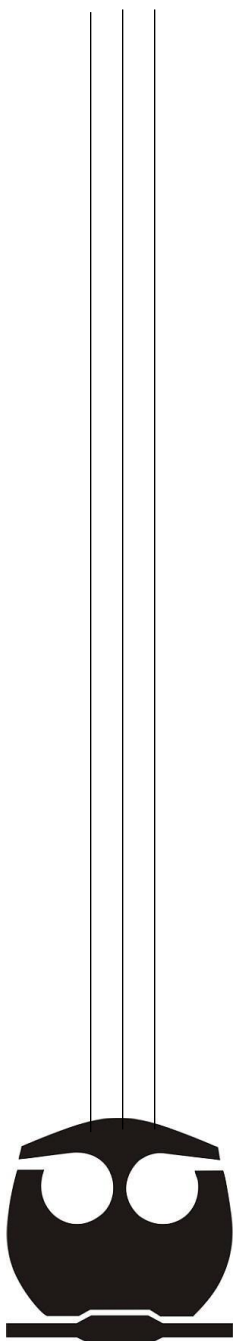
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERA QUÍMICA

PRESENTA:

NILDRE ABRIL RAMÍREZ CASTILLO

Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 2017





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: Profa.: MARÍA RAFAELA GUTIÉRREZ LARA

VOCAL: Prof.: JOSÉ AGUSTÍN GARCÍA REYNOSO

SECRETARIO: Prof.: SERGIO ADRIÁN GARCÍA GONZÁLEZ

1er. SUPLENTE: Profa.: ILEANA RODRÍGUEZ CASTAÑEDA

2do. SUPLENTE: Profa.: ALEJANDRA MENDOZA CAMPOS

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA: FACULTAD DE QUÍMICA,
LABORATORIO 103, EDIFICIO F2, UNIDAD DE SERVICIOS PARA LA
INDUSTRIA PETROLERA (USIP).

ASESOR DEL TEMA: MARÍA RAFAELA GUTIÉRREZ LARA

SUPERVISOR TÉCNICO: CLAUDIA JULIETA ESPINOSA PÉREZ

SUSTENTANTE: NILDRE ABRIL RAMÍREZ CASTILLO

Agradecimientos

Al proyecto: PAPIIT IN 116717 "Evaluación de un tren de tratamiento a escala laboratorio, como una alternativa para el reúso o aprovechamiento de agua residual tipo congénita proveniente de pozos por recuperación mejorada de crudo" por el apoyo en la realización experimental, así como en la asignación de una beca.

A la M. en I. Rafaela Gutiérrez, por brindar todas las facilidades y el apoyo para la realización de este trabajo desde sus inicios con el servicio social y la estancia académica hasta su culminación con el presente trabajo. Gracias por la confianza y por la disposición constante para las revisiones de resultados y conclusiones.

A la Universidad Nacional Autónoma de México y a la Facultad de Química, que han brindado todo lo necesario para realizar mis estudios de licenciatura y con quienes estaré siempre agradecida.

ÍNDICE DE CONTENIDO

<u>Resumen</u>	1
<u>Capítulo 1. Introducción</u>	2
<u>Capítulo 2. Justificación</u>	
2.1 Objetivo general	4
2.2 Objetivos particulares	4
2.3 Alcance	5
<u>Capítulo 3. Antecedentes</u>	6
<u>3.1. Agua congénita</u>	
3.1.1 Características generales del agua congénita	7
3.1.2 Regulación en la descarga de agua congénita	13
3.1.3 Efectos del agua congénita	14
3.1.4 Tratamiento de agua congénita	15
<u>3.2. Coagulación y floculación</u>	
3.2.1 Estabilidad y desestabilización	20
3.2.2 Coloides e interfases.....	22
3.2.3 Mecanismos de coagulación	24
3.2.4 Floculación	29
3.2.5 Influencia de las condiciones de mezclado.....	31
<u>3.3. Coagulantes</u>	
3.3.1 Coagulantes metálicos.....	33
3.3.2 Coagulantes de hierro y aluminio pre-polimerizados.....	38
3.3.3 Coagulantes polielectrolitos.....	40
<u>3.4. Tratamiento de lodos generados</u>	
3.4.1 Características de los lodos producidos por el tratamiento primario.....	41
3.4.2 Alternativas de tratamiento y disposición de lodos	43
3.4.3 Lodos generados en el proceso de coagulación-floculación	46
3.4.4 Caracterización de lodos generados (difracción de rayos X)	46
<u>Capítulo 4. Procedimiento experimental para las pruebas de coagulación-floculación</u>	
4.1 Caracterización de las muestras	48
4.2 Prueba de jarras	49
4.3 Propuesta de coagulantes.....	50
<u>Capítulo 5. Resultados experimentales y discusión</u>	
5.1 Primera etapa	
5.1.1 Caracterización inicial de M203.....	52
Análisis de la caracterización	52

5.1.2 Prueba 1: Cloruro férrico (FeCl_3)	53
Resultados de la prueba 1: FeCl_3	55
5.1.3 Prueba 2: Cloruro de aluminio (AlCl_3)	59
Resultados de la prueba 2: AlCl_3	61
5.1.4 Prueba 3: Sulfato férrico: $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	64
Resultados de la prueba 3: $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	67
5.1.5 Prueba 4: Policloruro de Aluminio (PCA).....	69
Resultados de la prueba 4: PCA	72
5.1.6 Tabla comparativa de coagulantes.....	75
5.2 Segunda etapa	
5.2.1 Caracterización de M085.....	77
5.2.2 Caracterización de M660.....	78
5.2.3 Prueba 5-1: M203 (B1, D1 y D2)	79
Resultados de la prueba 5-1	81
5.2.4 Prueba 5-2: M085 (B2, D3 y D4)	82
Resultados de la prueba 5-2	83
5.2.5 Prueba 6: M660 (B3, D5 y D6)	84
Resultados de la prueba 6	86
5.2.6 Comparación de muestras	88
5.2.7 Resultados de caracterización de lodos base seca.....	91
<u>Capítulo 6. Conclusiones</u>	92
<u>Referencias</u>	93
<u>Anexos</u>	98
Anexo A. Metodología y diseño experimental	
I. Procedimientos experimentales para la caracterización de las muestras	98
pH, temperatura y salinidad	98
Turbiedad	98
Sólidos Totales.....	98
Sólidos Suspendidos.....	99
Sólidos Disueltos.....	99
Demanda Química de Oxígeno	100
Sulfatos	100
Dureza Total.....	101
Dureza de Calcio.....	102
Dureza de Magnesio	102
Cloruros.....	103
Metales.....	103
Caracterización de lodos generados	103
Anexo B.	

I. Curva de calibración de DQO.....	104
II. Curva de calibración de sulfatos	105
Anexo C. Caracterización de lodos por difracción de rayos X.....	106

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Reacciones de hidrólisis del Al^{3+}	36
Tabla 2. Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos	42
Tabla 3. Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos	43
Tabla 4. Diseño experimental para pruebas de coagulación – floculación.....	49
Tabla 5. Parámetros de operación de la prueba de jarras	49
Tabla 6. Resultados de la caracterización inicial de M203.....	52
Tabla 7. Características del coagulante cloruro férrico	53
Tabla 8. Resultados de la caracterización post-tratamiento con $FeCl_3$	58
Tabla 9. Características del coagulante cloruro de aluminio	59
Tabla 10. Resultados de la caracterización post-tratamiento con $AlCl_3$	63
Tabla 11. Características del coagulante sulfato férrico.....	64
Tabla 12. Resultados de la caracterización post-tratamiento con $Fe_2(SO_4)_3$	68
Tabla 13. Características del coagulante PCA disponible.....	69
Tabla 14. Resultados de la caracterización post-tratamiento con PCA.....	74
Tabla 15. Resultado comparativo: mejor dosis de cada coagulante	75
Tabla 16. Caracterización completa de M085	77
Tabla 17. Caracterización completa de M660	78
Tabla 18. Resultados de la caracterización post-tratamiento con dosis óptima de PCA (M203).....	81
Tabla 19. Resultados de la caracterización post-tratamiento con dosis óptima de PCA (M085).....	83
Tabla 20. Resultados de la caracterización post-tratamiento con dosis óptima de PCA (M660).....	87
Tabla 21. Curva de calibración de DQO.....	104
Tabla 22. Curva de calibración de sulfatos	105

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Disposición típica de una reserva	6
Figura 2. Perfil típico de producción en una reserva	8

Figura 3. Partículas con carga negativa atraen iones positivos y existe una solución estable.....	25
Figura 4. Partículas desestabilizadas se atraen por fuerzas de van der Waals ..	25
Figura 5. A) Las partículas son negativas y se repelen, el agua es estable. B) Las partículas tienen carga neta cero, pueden flocular y el agua es inestable. C) Las partículas son positivas, se repelen y el agua es estable.....	26
Figura 6. Ejemplo de prueba de jarras	27
Figura 7. Un polímero se adhiere a múltiples partículas	27
Figura 8. Floculación por puentes entre partículas.....	28
Figura 9. Alternativas planteadas para tratamiento y disposición de sólidos	45
Figura 10. Equipo de prueba de jarras	50
Figura 11a. Prueba 2 FeCl ₃ . Dosis: 178.6, 357.1 y 535.7 mg/L	54
Figura 11b. Prueba 2 FeCl ₃ . Dosis: 714.3, 1785.7 y 2500 mg/L	54
Figura 12a. Vista superior de dosis de FeCl ₃ : 178.6, 357.1 y 535.7 mg/L.....	55
Figura 12b. Vista superior de dosis de FeCl ₃ : 714.3, 1785.7 y 2500 mg/L.....	55
Figura 13. Resultados de turbiedad en dosis de FeCl ₃	56
Figura 14. Resultados de sólidos totales en dosis de FeCl ₃	56
Figura 15. Resultados de DQO en dosis de FeCl ₃	57
Figura 16. Resultados de sulfatos en dosis de FeCl ₃	57
Figura 17a. Prueba 3 AlCl ₃ . Dosis: 71.4, 178.6 y 357.1 mg/L	59
Figura 17b. Prueba 3 AlCl ₃ . Dosis: 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L	60
Figura 18a. Vista superior de dosis de AlCl ₃ : 71.4, 178.6 y 357.1 mg/L.....	60
Figura 18b. Vista superior de dosis de AlCl ₃ : 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L.....	60
Figura 19. Resultados de turbiedad en dosis de AlCl ₃	61
Figura 20. Resultados de sólidos totales en dosis de AlCl ₃	62
Figura 21. Resultados de DQO en dosis de AlCl ₃	62
Figura 22. Resultados de sulfatos en dosis de AlCl ₃	63
Figura 23a. Prueba 4 Fe ₂ (SO ₄) ₃ . Dosis: 71.4, 178.6 y 357.1 mg/L.....	65
Figura 23b. Prueba 4 Fe ₂ (SO ₄) ₃ . Dosis: 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L.....	65
Figura 24a. Vista superior de dosis de Fe ₂ (SO ₄) ₃ : 71.4, 178.6 y 357.1 mg/L.....	66
Figura 24b. Vista superior de dosis de Fe ₂ (SO ₄) ₃ : 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L...	66
Figura 25. Resultados de turbiedad en dosis de Fe ₂ (SO ₄) ₃	67

Figura 26. Resultados de sólidos totales en dosis de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	67
Figura 27. Resultados de DQO en dosis de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	68
Figura 28a. Prueba 1 PCA. Dosis: 0 mg/L, 178.6 mg/L, 357.1 mg/L.....	70
Figura 28b. Prueba 1 PCA. Dosis: 535.7 mg/L, 714.3 mg/L, 1785.7 mg/L.....	70
Figura 29a. Vista superior de dosis de PCA: 0 mg/L, 178.6 mg/L y 357.1 mg/L. .	71
Figura 29b. Vista superior de dosis de PCA: 535.7 mg/L, 714.3 mg/L y 1785.7 mg/L	71
Figura 30. Resultados de turbiedad en dosis de PCA.....	72
Figura 31. Resultados de sólidos totales en dosis de PCA	72
Figura 32. Resultados de DQO en dosis de PCA.....	73
Figura 33. Resultados de sulfatos en dosis de PCA	73
Figura 34. Prueba 5: B1, D1, D2 (M203); B2, D3 y D4 (M085)	79
Figura 35a. Prueba 5-1 PCA dosis óptima en M203 (B1, D1 y D2).....	80
Figura 35b. Vista superior. Prueba 5-1 PCA en M203 (B1, D1 y D2).....	80
Figura 36a. Prueba 5-2 PCA dosis óptima en M085 (B2, D3 y D4).....	82
Figura 36b. Vista superior. Prueba 5-2 PCA en M085 (B2, D3 y D4).....	83
Figura 37a. Prueba 6 PCA dosis óptima en M660 (B3, D5 y D6).....	85
Figura 37b. Prueba 6 PCA dosis óptima en M203, M085 y M660 para generar sólidos. (S1, S2 y S3).....	85
Figura 38. Prueba 6 PCA (B3, D5, D6; S1, S2, S3)	86
Figura 39. Porcentajes de remoción de turbiedad en agua congénita	88
Figura 40. Porcentajes de remoción de sólidos totales en agua congénita.....	89
Figura 41. Porcentajes de remoción de DQO en agua congénita	89
Figura 42. Porcentajes de remoción de sulfatos en agua congénita	90
Figura 43. Curva de calibración de DQO	104
Figura 44. Curva de calibración de sulfatos	105
Figura 45. Resultados de DRX para M203.....	106
Figura 46. Resultados de DRX para M085.....	106
Figura 47. Resultados de DRX para M660.....	107
Figura 48. Resultados de DRX para M203 tratada con dosis óptima de PCA (duplicados).....	107

Figura 49. Resultados de DRX para M085 tratada con dosis óptima de PCA (duplicados).....	108
Figura 50. Resultados de DRX para M660 tratada con dosis óptima de PCA (duplicados).....	109

Resumen

El presente trabajo consistió en la evaluación de la efectividad del tratamiento de agua congénita en la remoción de contaminantes mediante el proceso de coagulación y floculación. Se emplearon tres sales coagulantes comerciales: cloruro férrico, cloruro de aluminio y sulfato férrico; además de la forma polimerizada de una de estas sales, el policloruro de aluminio (PCA).

Los cuatro coagulantes fueron probados en diferentes dosis por medio del uso de prueba de jarras para encontrar la de mejor efectividad, posteriormente se eligió el coagulante óptimo. De igual manera, se realizó la comparación de sus efectos en tres distintas muestras de agua congénita y se repitieron los experimentos para calcular un porcentaje de error entre los mismos. Los parámetros utilizados para la elección del coagulante con mayor efectividad fueron la turbiedad, sólidos totales (ST), demanda química de oxígeno (DQO) y sulfatos.

Se encontró una remoción favorable de los aspectos de interés en el agua con todos los coagulantes, a excepción del contenido de sólidos, los cuales permanecieron dentro del mismo rango de valores. Sin embargo, al elegir una sustancia óptima se tiene al policloruro de aluminio (PCA) como mejor alternativa.

Por otra parte, se evaluó la composición cualitativa de los lodos generados en el proceso de coagulación-floculación mediante la técnica de difracción de rayos X para realizar una propuesta preliminar de manejo de este residuo. Se encontró que éste se compone principalmente de sales naturalmente presentes en el agua congénita, lo cual representa que no existió una remoción significativa de metales pesados durante el proceso.

Capítulo 1. Introducción

Recientemente, la explotación de recursos naturales para satisfacer las necesidades de la población se ha convertido en un tema controversial debido a la falta de una adecuada planeación en cuanto a la sustentabilidad y el desarrollo de las futuras generaciones. En el caso de un recurso tan importante como lo es el agua potable, siendo además escaso y fundamental para la vida y los ecosistemas, es aún de mayor relevancia el trabajo que se realiza para crear técnicas de aprovechamiento que permitan su utilización de manera responsable.

Los procesos de tratamiento de agua, ya sea para potabilización o para su reintegración al ambiente, han sido ampliamente estudiados y actualmente son utilizados alrededor del mundo en miles de industrias. Además, nuevas tecnologías se investigan continuamente con el fin de mejorar y optimizar dichos procesos. Un caso particular es el de la industria petrolera, en la que durante el proceso de extracción de petróleo y gas natural se genera un subproducto conocido como agua congénita o agua de producción, proveniente de las reservas subterráneas.

Las aguas congénitas son aquellas asociadas a la obtención de hidrocarburos de un yacimiento petrolero, surgen durante la extracción y por lo general contienen una gran cantidad de materiales disueltos y en suspensión tales como sales y metales, además de aceites, grasas y otras sustancias orgánicas. Se consideran como un subproducto no aprovechable (PEMEX, 2014), están presentes en una reserva con el hidrocarburo y son extraídas a la superficie con el crudo o gas natural.

En México, durante 2002, se produjeron aproximadamente 12 millones de metros cúbicos de agua congénita, de los cuales se reinyectó el 86.4% y lo restante se descargó a cuerpos receptores. Sólo en 2003, aproximadamente 667 toneladas métricas (800 millones de m³) de agua congénita o agua de producción fueron descargadas al océano en Norteamérica (Neef, Lee & DeBlois, 2011). El agua congénita es una mezcla compleja de químicos orgánicos e inorgánicos disueltos

o suspendidos que oscilan en un rango entre esencialmente agua dulce y salmuera salina concentrada.

La importancia del tratamiento a este tipo de agua radica en el alto volumen producido y pocas veces reutilizado (Al-Maamari, R.S., *et al.*, 2012), además de sus efectos perjudiciales al ambiente en el caso de existir una fuga o derrame a cuerpos de agua o suelos. En algunos países, el agua congénita es descargada en lagos para su evaporación o directamente al océano.

Sin embargo, se pretende que el agua congénita tenga alguna nueva aplicación útil como la reinyección a los pozos de producción de aceite o gas, y de este modo contribuir al proceso de extracción conocido como recuperación mejorada de aceite (EOR, por sus siglas en inglés, Enhanced Oil Recovery). Para que esto sea posible, se plantean implementar tecnologías y procesos de tratamiento, ya que el agua tratada debe cumplir con ciertas características como la remoción de sales y otros componentes que puedan causar corrosión o incrustaciones en las líneas de tubería.

En el caso especial del agua congénita, el proceso de coagulación y floculación se emplea principalmente para la separación de los sólidos suspendidos presentes en el agua y que contribuyen a la turbiedad gracias a la aglomeración de grasas, aceites y sales que le confieren una coloración verdosa o amarillenta y en ocasiones negra, muchas veces también debido a la concentración de sulfatos y sulfuros. Después de la clarificación, se espera que el agua presente un mejor aspecto por la reducción de la turbiedad y una calidad al menos aceptable para la reutilización.

Capítulo 2. Justificación

La alta generación de agua congénita durante la extracción de aceite y gas, precisa de propuestas de mejora en el tratamiento de este recurso para así poder ser reutilizada en la reinyección a los pozos y contribuir a la sustentabilidad de los proyectos de explotación de pozos petroleros. El proceso de coagulación y floculación para el tratamiento de agua congénita supone una alternativa viable para una remoción efectiva de sólidos y contaminantes de interés.

2.1 Objetivo general

Ensayar diferentes tipos de coagulantes para la remoción de sólidos suspendidos y otros contaminantes en una muestra de agua congénita procedente de un pozo petrolero, determinar el coagulante óptimo, así como la mejor dosis y comparar su efecto en otras muestras de agua.

2.2 Objetivos particulares

2.2.1 Caracterizar las muestras de agua a utilizar antes y después del tratamiento, teniendo en cuenta los parámetros siguientes:

- pH y temperatura
- Turbiedad y salinidad
- Contenido de sólidos: Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Disueltos Totales (SDT) Sólidos Sedimentables (SS) y Sólidos Totales (ST)
- Demanda Química de Oxígeno (DQO)
- Sulfatos
- Dureza de calcio y dureza total
- Cloruros
- Metales

2.2.2 Selección del mejor agente coagulante que genere la mayor reducción de turbiedad, sólidos totales, DQO y sulfatos.

2.2.3 Selección de la mejor dosis de coagulante

2.2.4 Comparación de resultados en distintas muestras de agua

2.4.5 Caracterización de los lodos producidos en base seca.

2.3 Alcance

Mediante pruebas de coagulación y floculación, reducir la concentración de sales inorgánicas: turbiedad, sólidos totales, DQO y sulfatos en aguas congénitas, comparando diferentes agentes coagulantes para realizar la disminución de contaminantes y así poder ser reinyectada como agua tratada. Proponer un proceso para la disposición de lodos generados en el tratamiento.

Capítulo 3. Antecedentes

3.1 Agua congénita

El agua congénita es generada durante la producción de aceite y gas proveniente de pozos, ya sea dentro o fuera de la costa. El agua de formación es agua marina o dulce que ha estado atrapada por millones de años con aceite y gas natural en una reserva geológica consistente de una formación de roca porosa sedimentada entre capas de roca impermeable en la corteza terrestre, ver *Figura 1*. (Collins, 1975).

Tanto el agua dulce, como la salmuera, el agua de mar y algunos químicos de producción son en ocasiones inyectados en una reserva para mejorar tanto las tasas de recuperación como la seguridad de la operación; estos químicos y aguas superficiales a veces penetran a la zona de producción y son recuperados con el aceite y gas durante la producción (Neff, 2000; Veil et al., 2004). Básicamente, se puede considerar al agua congénita actual como una mezcla de agua de formación con agua reinyectada.



Figura 1. Disposición típica de una reserva (Adaptado de Igunnu, E. T. & Chen, G. Z., 2012)

Existe una preocupación considerable sobre el posible daño ecológico provocado por la descarga de agua congénita proveniente de operaciones de producción en el océano, debido a que ésta es continua durante la producción, los volúmenes de descarga aumentan en la mayoría de áreas de producción fuera de costa, y la

concentración de muchos compuestos orgánicos potencialmente tóxicos y metales es más alta en el agua congénita acondicionada que en los cuerpos receptores.

Los riesgos ambientales que se presentan en el manejo y disposición de las aguas congénitas son: la eventual contaminación de acuíferos con el proceso de inyección a formaciones receptoras, la contaminación de aguas nacionales si no se cuenta con parámetros de limpieza, y la contaminación del suelo cuando se producen derrames accidentales en su transporte (UNESCO-WHO, 1998).

3.1.1 Características generales del agua congénita

El agua congénita es una mezcla compleja de químicos orgánicos e inorgánicos disueltos o suspendidos. Las características y propiedades físicas del agua congénita varían considerablemente dependiendo de la localización geográfica del pozo, la formación geológica con la cual el agua ha estado en contacto por miles de años, y del tipo de hidrocarburo que se está produciendo, así como la composición química de las fases oleosas y gaseosas en la reserva, y de los químicos añadidos durante el proceso.

Estas propiedades y el volumen pueden variar incluso a través del ciclo de vida de la reserva. También varían bastante de un punto a otro e incluso pueden cambiar con el tiempo en el mismo pozo. Como no hay dos aguas congénitas iguales, es necesario realizar estudios específicos en cada región para establecer los riesgos ambientales de su descarga.

El volumen de agua congénita de pozos de aceite y gas no permanece constante con el tiempo. La proporción de agua respecto a la de aceite aumenta con la vida de un pozo convencional. Para este tipo de pozos, el porcentaje de agua producida es pequeño si el pozo es nuevo. Con el tiempo, el porcentaje de agua producida aumenta mientras que el porcentaje de producto disminuye.

Perfil típico de producción para un pozo petrolero

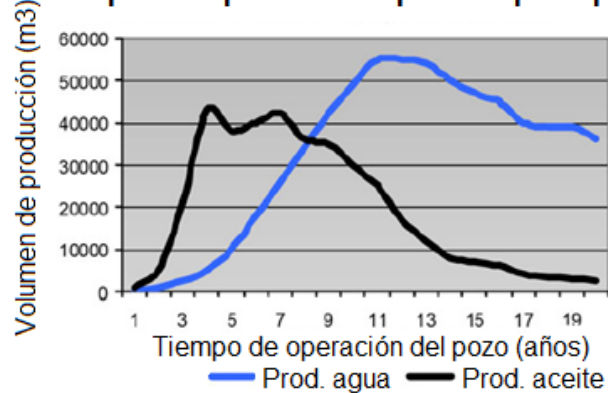


Figura 2. Perfil típico de producción en una reserva (Adaptado de Igunnu, E. T. & Chen, G. Z., 2012)

El agua congénita contiene una variedad de componentes naturalmente presentes que fueron disueltos o dispersos de las formaciones geológicas y rutas de migración en las cuales el agua ha residido por millones de años. Estos químicos incluyen sales inorgánicas, metales, radioisótopos, y una gran variedad de químicos orgánicos, principalmente hidrocarburos.

Los componentes orgánicos están normalmente dispersos o disueltos en el agua e incluyen grasas y aceites y algunos compuestos disueltos. Las grasas y aceites son los componentes del agua congénita que reciben mayor atención tanto en operaciones costeras como fuera de ellas, mientras que el contenido de sales (expresado como salinidad, conductividad o sólidos disueltos totales, SDT) es un parámetro de especial interés para operaciones en costa.

Los componentes orgánicos e inorgánicos del agua congénita descargados desde pozos fuera de costa pueden estar en una variedad de estados incluyendo en solución, suspendidos, emulsionados, partículas adsorbidas y dispersas (Tibbetts *et al.* 1992). Además de sus componentes naturales, las aguas congénitas de los pozos de aceite también pueden contener agua fresca o marina (generalmente llamada "agua de inyección) introducida para mantener la presión en la reserva, además de diferentes sólidos y bacterias.

El agua inyectada puede también incluir sustancias adicionales para mejorar la separación y extracción de aceite, tales como:

- inhibidores y absorbedores de oxígeno para reducir la corrosión en los equipos,
- inhibidores de incrustación para limitar los depósitos minerales,
- biocidas para mitigar el ensuciamiento y taponamiento por colonias bacterianas,
- rompedores de emulsiones y clarificadores,
- coagulantes, floculantes y clarificadores para la remoción de sólidos, y
- solventes para reducir los depósitos de parafinas (Cline, 1998).

En el agua congénita, estos químicos pueden afectar el coeficiente de partición aceite/agua, toxicidad, biodisponibilidad y biodegradabilidad (Brendehaug *et al.*, 1992).

Salinidad e iones inorgánicos

El agua congénita contiene las mismas sales que el agua marina, siendo sodio y cloruro las más abundantes. Los iones inorgánicos más abundantes en el agua congénita de alta salinidad son: sodio, cloruro, calcio, magnesio, potasio, sulfato, bromuro, bicarbonato y yoduro. La concentración de estos iones en el agua congénita y el agua salada es diferente, posiblemente contribuyendo a la toxicidad acuática del agua congénita. (Pillard *et al.*, 1996).

Las concentraciones de sulfatos y sulfuros suelen ser bajas, permitiendo al bario y otros elementos que forman compuestos insolubles estar presentes en solución y en altas concentraciones. El agua congénita de pozos de aceite o gas puede contener altas concentraciones de sulfuro y azufre elemental. El agua de mar de forma natural contiene una alta concentración de sulfatos (~2,712 mg/L), si es inyectada a un pozo para mejorar la recuperación de agua y aceite, y ésta se mezcla con el agua de formación, el bario y el calcio pueden precipitar e incrustarse en las tuberías y la concentración de bario disuelto en el agua congénita disminuye. (Stephenson *et al.*, 1994).

El ion amonio puede estar presente en algunas aguas congénitas en alta concentración, posiblemente provocando una respuesta inhibitoria (tóxica) o estimuladora (eutrofización) en los microorganismos presentes (Anderson *et al.*, 2000).

Carbono orgánico total

La concentración de carbono orgánico total (COT) en agua congénita, va desde menos de 0.1 a más de 11000 mg/L y cambia mucho de un pozo a otro. (Neff, 2000; Veil et al., 2004).

Bacterias

Las colonias bacterianas pueden tapar equipos y tuberías, también pueden formar emulsiones difíciles de romper y generar sulfuro de hidrógeno, que puede ser corrosivo. (Neff, 2000; Veil et al., 2004).

Formadores de incrustación

Las incrustaciones pueden formarse cuando los iones supersaturados en agua reaccionan para formar precipitados y cuando las presiones y temperaturas son disminuidas durante la producción. Las incrustaciones comúnmente incluyen: carbonato de calcio, sulfato de calcio, sulfato de bario y sulfatos de hierro. Éstas pueden tapar líneas, formar lodos aceitosos que deber ser removidos y formar emulsiones que suelen ser difíciles de romper (Cline, 1998).

Ácidos orgánicos

Los ácidos orgánicos contenidos en el agua congénita son ácidos mono- y dicarboxílicos (-COOH) de hidrocarburos saturados (alifáticos) y aromáticos. Gran cantidad del COT en agua congénita consiste en una mezcla de ácidos carboxílicos de bajo peso molecular, como el fórmico, acético, propanoico, butanoico, pentanoico y hexanoico (Somerville *et al.*, 1987). El ácido más abundante suele ser el fórmico o acético, y la abundancia normalmente decrece al aumentar el peso molecular (Fisher, 1987). Pequeñas cantidades de ácidos aromáticos también pueden estar presentes en el agua congénita (Rabalais *et al.*, 1991).

Los ácidos orgánicos de bajo peso molecular son biosintetizados y biodegradados por bacterias, hongos y plantas, y representan nutrientes para el crecimiento de

fitoplancton y zooplancton. Muchos aceites crudos, particularmente los que fueron biodegradados en la formación, contienen concentraciones altas de naftalenos (ciclo alcanos o bencenos), que son ligeramente solubles en agua. Si el aceite crudo contiene una gran abundancia de naftalenos, algunos pueden estar también presentes en el agua asociada a éste.

Los naftalenos y sus ácidos son de especial preocupación, ya que su acidez contribuye a la corrosión de las tuberías de operación y a la toxicidad del agua congénita (Thomas *et al.*, 2009).

Hidrocarburos del petróleo

Los hidrocarburos del petróleo, químicos orgánicos consistentes de carbono e hidrógeno, son las sustancias con mayor preocupación ambiental en el agua congénita. Los hidrocarburos del petróleo están clasificados en dos grupos: hidrocarburos saturados e hidrocarburos aromáticos. La solubilidad de los hidrocarburos del petróleo en el agua decrece al aumentar su peso molecular; los hidrocarburos aromáticos son más solubles en agua que los hidrocarburos saturados del mismo peso molecular. Los hidrocarburos en agua congénita se presentan tanto disueltos como suspendidos (gotas de aceite).

Existen separadores de agua y aceite, como los hidrociclones, que son bastante eficientes en la remoción de gotas de aceite, pero no en la de los hidrocarburos disueltos, ácidos orgánicos, fenoles y metales del agua congénita. Como consecuencia, muchos de los hidrocarburos del petróleo descargados al océano en el agua congénita propiamente tratada son hidrocarburos aromáticos de bajo peso molecular disueltos y pequeñas cantidades de hidrocarburos saturados. Como no existe un proceso de tratamiento 100% efectivo, el agua congénita tratada aún contiene aceite disperso con los hidrocarburos aromáticos y saturados menos solubles y de mayor peso molecular (Faksness *et al.*, 2004).

Metales

El agua congénita puede contener muchos metales en formas disueltas o como micropartículas. El tipo, concentración y la especie química de metales en el agua

congénita de diferentes fuentes es variable, dependiendo de la edad y geología de la formación de la cual el aceite y gas son producidos (Collins, 1975) y la cantidad y composición inorgánica del agua de inyección utilizada en la reserva de hidrocarburo. Algunos metales de diferentes fuentes pueden estar presentes en aguas congénitas en mayores concentraciones que aquellas en el agua marina natural. Los metales frecuentemente presentes en el agua congénita en concentraciones elevadas relativas al agua de mar incluyen: bario, hierro, manganeso, mercurio y zinc (Neff *et al.*, 1987), aunque también se pueden encontrar trazas de arsénico, cadmio, cromo, cobre, plomo, molibdeno, níquel y vanadio.

Radioisótopos

Los Materiales Radiactivos de Origen Natural (NORM por sus siglas en inglés, Naturally Occurring Radioactive Materials) están presentes en el agua congénita en muchas partes del mundo. Los radionúclidos NORM más abundantes en el agua congénita son los elementos naturalmente radiactivos, radio-226 y radio-228 (^{226}Ra y ^{228}Ra). El radio se deriva del decaimiento radiactivo del uranio-238 y el torio-232 asociados a ciertas rocas y arcillas en la reserva petrolera (Reid 1983; Kraemer and Reid 1984; Michel 1990).

La concentración de radionúclidos, como el radio, en el ambiente se mide como la razón de decaimiento radiactivo (número de desintegraciones por minuto), normalmente como picocuries/L (pCi/L) o bequerels/L (Bq/L). El agua congénita de algunas instalaciones en costa y fuera de costa alrededor del mundo contiene una muy alta actividad de ^{226}Ra y ^{228}Ra (Jonkers *et al.*, 1997), relativa a la actividad en aguas cercanas a la costa y del océano.

Químicos de producción y acondicionamiento

Un gran número de aditivos de especialidad (químicos de acondicionamiento) son utilizados en el sistema de producción de un pozo para ayudar en la recuperación y el bombeo de hidrocarburos, para proteger al sistema de la corrosión, para

facilitar la separación de aceite, gas y agua, y para prevenir la formación de hidratos de metano (hielo) en los sistemas de producción de gas. Estos incluyen biocidas, inhibidores de incrustación, rompedores de emulsión y químicos para el tratamiento de gas (como metanol y glicol). La mayoría de estos químicos son más solubles en aceite que en el agua congénita y se quedan en la fase oleosa. Otros son solubles en agua, se quedan en el agua congénita y se desechan con ésta. La concentración de la mayoría de los químicos de producción es baja en el agua congénita tratada.

El sitio de inyección en la corriente de producción donde se agregan los químicos tiene influencia sobre la cantidad que puede ser descargada o reinyectada en el agua congénita. Los químicos de tratamiento se utilizan para resolver problemas específicos y no son agregados a menos que exista una necesidad probada. Los problemas ambientales pueden aumentar si los químicos de tratamiento como los biocidas y los inhibidores de corrosión, son utilizados con una frecuencia o concentración mayor a la necesaria.

3.1.2 Regulación en la descarga de agua congénita

En su gran mayoría, las agencias de regulación ambiental en los países que tienen una producción significativa de aceite y gas en sitios fuera de costa limitan la concentración de petróleo (normalmente medido como grasas y aceites totales), así como de sólidos y otros contaminantes, que puede estar presente en el agua congénita destinada a descarga en el océano. Los diferentes países han propuesto diferentes métodos estándar para la medición de grasas y aceites, entre otros contaminantes en agua congénita.

En México, el límite máximo permisible de hidrocarburos para la descarga de agua congénita en cuerpos receptores de agua dulce es de 15 mg/L y en aguas costeras y zonas marinas es de 40 mg/L. El límite máximo permisible de sólidos disueltos totales (SDT) para la descarga de agua congénita en cuerpos receptores de agua dulce es de 500 mg/L y en aguas costeras es de 32,000 mg/L y su

descarga debe ser a una distancia que sobrepase los 2 km mar adentro (NOM-143-SEMARNAT-2003).

3.1.3 Efectos del agua congénita

Los distintos constituyentes químicos encontrados en el agua congénita, presentes individualmente o en conjunto en grandes concentraciones, pueden representar una amenaza para la vida acuática cuando son descargados o utilizada para riego en los cultivos. El agua congénita puede tener impactos potenciales de acuerdo con el lugar de descarga: si la descarga se realiza en corrientes pequeñas es posible que exista un mayor impacto que si es realizada en el océano gracias a la dilución que tiene lugar después de la descarga.

a) En las instalaciones de proceso: La presencia de sales en distintas proporciones puede dar lugar a la formación de incrustaciones, dependiendo de las condiciones en las que se encuentre el sistema, dando lugar a un efecto desfavorable y un aumento de los costos de operación y mantenimiento de los equipos. Por otra parte, la existencia de bacterias también puede ocasionar obstrucciones en los equipos y tuberías, además de la formación de emulsiones con sulfuro de hidrógeno, si éste se encuentra presente en el agua, que suelen ser difíciles de romper y tienen un efecto corrosivo.

b) En los cuerpos receptores: De acuerdo a las concentraciones y la toxicidad relativa de los químicos contenidos en el agua congénita y la predicción de tasas de dispersión y biodegradabilidad o transformación en el agua receptora, es probable que sólo exista un potencial limitado para que la toxicidad sea aguda más allá del límite de la vecindad inmediata a las descargas de agua congénita a aguas oceánicas (Lee et al, 2005). Una exposición continua y crónica puede causar cambios casi letales en poblaciones y comunidades, incluyendo la disminución de la diversidad genética, menor éxito reproductivo, menor crecimiento, problemas respiratorios, desórdenes de conducta y fisiológicos, entre otros.

c) En los pozos de reinyección: En México, la inyección de agua congénita, ya sea al mismo pozo del que provino (reinyección), o a una formación receptora, es el procedimiento más común, ya que es el más económico, para la disposición de este producto. Para poder ser utilizada en el método de recuperación de yacimientos y así disminuir el consumo de agua de primer uso, requiere de un tratamiento previo, ya que de no realizarse se pueden generar problemas de sedimentación, reducción de permeabilidad e incluso taponamiento de las formaciones (Mijaylova-Nacheva *et al.*, 2006).

3.1.4 Tratamiento de agua congénita

Las tecnologías convencionales actuales para tratamiento de agua congénita tienen como objetivo la remoción de metales pesados, grasas y aceites, sólidos suspendidos y sales, lo que en ocasiones lleva a la generación de grandes volúmenes de residuos secundarios, como es el caso de los lodos generados (Khosravi, J., Alamdari, A., 2009). Dentro de las opciones que se emplean en la industria para tratar el problema de la generación de agua congénita se incluyen tres, principalmente: minimización de agua, reutilización y recirculación.

El primer grupo de opciones, minimización de agua, incluye técnicas como aparatos bloqueadores mecánicos o un tipo especial de químicos que permiten al aceite entrar al equipo de extracción del pozo mientras se bloquea el flujo de agua. El segundo grupo de opciones, reutilización y recirculación, incluye la inyección al subsuelo para estimular la producción de aceite, uso para riego, ganado o vida silvestre y ecosistemas, entre otros usos industriales.

El manejo del agua congénita es generalmente costoso, independientemente del costo por barril producido, debido a los grandes volúmenes de agua que deben ser extraídos a la superficie, separados del petróleo, tratados (usualmente), y después reinyectados o dispuestos como residuo.

Los objetivos generales para el tratamiento del agua congénita son: remoción de aceite y grasa, partículas suspendidas y arena, orgánicos solubles, gases

disueltos y materiales radiactivos, desinfección y ablandamiento para remover dureza excesiva en el agua (Daniel, A. J., Langhus, B. G., Patel, C., 2005).

Las principales alternativas utilizadas hoy en día son la inyección al subsuelo, descarga a cuerpos receptores y la reutilización benéfica. Cuando es posible, la minimización de agua puede en muchos casos ahorrar dinero en las operaciones y resulta en una mayor protección al ambiente. Para el agua que es aún producida después de la minimización, se procede a la segunda alternativa, que es reutilizarla o reciclarla. Algunos tipos de agua no pueden ser reciclados y debe disponerse de ellos mediante inyección o descarga.

Los equipos utilizados en muchas plataformas para eliminar las grasas y aceites del agua congénita incluyen unidades de flotación de gas, ya sean mecánicas o hidráulicas, desnatadoras, coalescedores, hidrociclones y filtros. La eficiencia de remoción de estas sustancias tóxicas se puede incrementar por medio de centrifugas y membranas. Algunos químicos se pueden agregar a las corrientes de proceso para mejorar la eficiencia de la separación de agua, gas y aceite.

La combinación del tratamiento químico y mecánico es efectiva en la remoción de compuestos volátiles y aceites dispersos en el agua congénita, pero es ineficiente en la remoción de compuestos orgánicos disueltos, iones y metales. Sin embargo, incluso con el proceso o el equipo más avanzado, la separación de agua y aceite no es 100% eficiente. El agua congénita proveniente de pozos y plataformas es tratada para remover hidrocarburos volátiles, petróleo disperso y sólidos suspendidos en la mayor cantidad posible con los procesos y las tecnologías actuales. La calidad del agua congénita es función en primera instancia de la eficiencia de los tratamientos existentes y la severidad de las regulaciones pertinentes.

Opciones de reciclaje y reutilización del agua

En ocasiones el agua puede ser utilizada sin tratamiento, particularmente cuando el agua producida está muy limpia o el uso final no requiere una calidad muy alta. Algunos de los procesos de tratamiento más utilizados son: separación de

hidrocarburo, oxidación del hierro, coagulación–floculación, filtración, desinfección y flotación. Dependiendo del uso o disposición que se piense dar al agua tratada, ésta debe cumplir con ciertos parámetros después del tratamiento.

Opciones para la disposición del agua

Idealmente, se podrá encontrar un enfoque sobre el manejo del agua congénita que sea efectivo en cuanto a costos utilizando la minimización, reciclaje o reutilización. Sin embargo, la mayoría del agua congénita producida en el mundo no es manejada de esta manera. En su lugar, se dispone de ella por medio de descarga a cuerpos receptores o inyección al subsuelo.

En ocasiones, la disposición del agua producida sin ningún tipo de tratamiento es posible. Pero en la mayoría de los casos es necesario tratarla primero. El tipo y la extensión del tratamiento dependerán de varios factores:

- a dónde irá el agua finalmente (cuerpo de agua dulce, océano, subsuelo),
- las regulaciones y requerimientos aplicables,
- el costo del transporte y tratamiento del agua,
- factores específicos del lugar (clima, disponibilidad de infraestructura),
- la responsabilidad potencial a largo plazo, y
- la familiaridad o preferencia específica de la compañía por alguna de las opciones.

El agua congénita que se pretende descargar en el océano se trata usualmente en la plataforma o en una instalación de tratamiento para alcanzar los límites regulatorios. Los objetivos del acondicionamiento del aceite, gas y agua en una plataforma petrolera, son la producción de aceite crudo estabilizado y gas que puedan ser transportados por medio de tuberías o tanques a instalaciones en costa para su aprovechamiento, y generar un agua congénita que alcance los requerimientos para su descarga (si es descargada en el océano) o que sea adecuada para su reinyección en la formación de producción u otra formación geológica (Bothamley, 2004).

Los requerimientos para la descarga al océano se basan en la mejor tecnología disponible para tratar el agua congénita. En varios países se realiza investigación

para determinar si los límites establecidos protegen adecuadamente el ecosistema marino. Es necesario tratar el agua congénita antes de descargarla al océano para evitar los efectos dañinos que los químicos y el agua contaminada puedan tener en los cuerpos receptores. El tratamiento convencional remueve los sólidos presentes y los líquidos no-acuosos del agua residual, incluyendo aceite disperso, sólidos suspendidos, incrustaciones y partículas bacteriológicas, así como los hidrocarburos más volátiles y los gases corrosivos como CO₂ y H₂S.

Si el agua tratada se pretende disponer en cuerpos receptores de agua dulce, recircular para las tecnologías de recuperación mejorada, o para la reinyección en la formación geológica, la mayoría de las sales disueltas y metales también deben removerse. La remoción de sales no es necesaria si se pretende descargar al océano.

Tratamiento previo a la inyección

Es importante asegurarse que el agua que será inyectada sea compatible con las formaciones receptoras, para prevenir atascamientos prematuros de la formación u otro tipo de daños a los equipos. Puede ser necesario tratar el agua para controlar sólidos excesivos, aceite disuelto, corrosión, reacciones y crecimiento de microbios. Los sólidos son normalmente tratados por sedimentación o filtración. Los aceites residuales en el agua no sólo representan pérdidas en la producción, sino que también pueden contribuir a la obstrucción de tuberías o formaciones receptoras de la inyección. Muchos químicos de tratamiento se utilizan para romper emulsiones o para hacer al aceite disuelto más fácil de remover.

La corrosión puede ser producida por varios gases disueltos como el oxígeno, dióxido de carbono y sulfuro de hidrógeno; para controlarlos se pueden utilizar absorbedores de oxígeno y otros químicos que minimizan los niveles de estos gases indeseables. Las bacterias, algas y hongos pueden estar presentes en el agua congénita o se pueden introducir durante el manejo del agua en la superficie, estos son generalmente controlados agregando biocidas o por filtración.

Inyección subterránea para mejorar la recuperación de aceite

El proceso más utilizado para el manejo del agua producida en costa es la reinyección a una formación subterránea. Aunque una parte del agua es inyectada únicamente como disposición, la mayoría del agua congénita (71%) es inyectada para mantener la presión de la reserva y para impulsar hidráulicamente al aceite en el pozo. Esta práctica se conoce como impulsión con agua, o si el agua se calienta para hacer vapor, impulsión con vapor. Cuando se utiliza para mejorar la recuperación de aceite, el agua congénita deja de ser un residuo y se convierte en un recurso.

El uso de agua proveniente de ríos y lagos está limitado por las normas ambientales, además el agua de mar no está disponible salvo en proyectos de alta mar; por estas razones la fuente de agua es el agua producida. Hoy en día las autoridades reguladoras requieren que se recicle el agua congénita y que se establezcan depósitos de las mismas, sin embargo, para las empresas es un proceso que incrementa los costos, pero favorecen su producción (Dwyer, 2015). De esta manera el agua previamente tratada se inyecta en la reserva de hidrocarburo para lograr incrementar la producción del campo o pozo de extracción.

Recuperación mejorada

El proceso químico de recuperación mejorada de aceite es utilizado para incrementar la producción de hidrocarburo, en especial en campos de extracción maduros. El proceso consiste en la inyección de agentes químicos como tensoactivos, polímeros y álcalis que favorecen la recuperación (Green & Willhite, 1998).

3.2 Coagulación y floculación

En las áreas de tratamiento de agua residual, los procesos de coagulación y floculación pueden ser importantes. En plantas de tratamiento sobrecargadas, una manera de mitigar las operaciones subsecuentes es la práctica de un tratamiento

primario mediante químicos que reduzcan los sólidos suspendidos y la carga orgánica, con clarificadores primarios. En esta instancia, el control sobre las dosis de coagulante y el mezclado inicial de acuerdo al volumen de agua entrante son aspectos importantes (Parker *et al.*, 1971, 1983).

3.2.1 Estabilidad y desestabilización

El material que se encuentra en el agua y el agua residual proviene de la erosión al suelo, la disolución de minerales, el deterioro de la vegetación, y de las descargas industriales y domésticas. Para algún tipo de agua, este material puede comprender sólidos suspendidos, materia orgánica e inorgánica disuelta y muchos microorganismos como bacterias, algas y virus. Las partículas de tamaño de aproximadamente 10^{-5} mm se conocen como coloides, o partículas coloidales. Las partículas coloidales incluyen sustancias minerales, pequeños agregados de materia precipitada y floculada, sedimentos, bacterias, plancton, virus, biopolímeros y macromoléculas (Bratby, 2016).

Las partículas de aproximadamente 10^{-6} mm se conocen como soluciones. Estos materiales incluyen iones inorgánicos simples y complejos, moléculas y especies poliméricas, polielectrolitos, moléculas orgánicas, solutos sin disociar y pequeños agregados. Las partículas coloidales o de dimensiones menores son capaces de mantener un estado disperso gracias a ciertas características inherentes que promueven su estabilidad. El término estabilidad se refiere a esta capacidad de las partículas de mantenerse como entidades independientes dentro de una dispersión.

Toda partícula en un medio líquido posee ciertas propiedades asociadas con los fenómenos interfaciales. Estos fenómenos incluyen los efectos de la carga superficial que tienen las partículas y el grado de hidratación o solvatación de las capas superficiales de las partículas. Es gracias a la influencia primordial de los fenómenos de superficie que los coloides, que poseen una gran área superficial relativa a su masa, tienen la habilidad de existir como dispersiones estables. Es

factible que las partículas coloidales puedan ser removidas de la dispersión por métodos más allá de aquellos que dependen de efectos gravitatorios. Estos métodos incluyen la adsorción y procesos físicos.

Desde el punto de vista de la ingeniería, considerando los volúmenes involucrados en el tratamiento de agua, la adsorción directa o un proceso como la filtración no es en general económicamente factible, aunque pueden existir excepciones en ciertos casos.

El valor de los procesos que convierten partículas finas, material coloidal o suspendido a una forma en la cual la separación de la dispersión o el solvente es evidente. Estos procesos pueden:

- a) Alterar las propiedades de la superficie de la materia y por lo tanto incrementar la capacidad de adsorción de las partículas a algún medio de filtración, o generar una tendencia para la agregación de las pequeñas partículas en unidades más grandes; o pueden,
- b) precipitar material suspendido y de este modo crear material que pueda ser separado por sedimentación o filtración.

Esta conversión de un estado estable de una dispersión o solución dada a un estado inestable se conoce como desestabilización. Los procesos que son capaces de lograr la desestabilización de las partículas en el agua o del material suspendido son la coagulación y floculación.

- La coagulación es el proceso por el cual se efectúa la desestabilización de una solución o suspensión dada. Es decir, la función de la coagulación es vencer aquellos factores que promuevan la estabilidad de un sistema dado.
- La floculación es el proceso por el cual las partículas desestabilizadas, o las partículas formadas como resultados de una desestabilización, son inducidas a acercarse, hacer contacto y de este modo formar aglomerados más grandes.
- Un coagulante primario hace referencia a aquel químico o sustancia agregada a una suspensión o solución para desestabilizarla.
- Un floculante es aquel químico o sustancia agregado a una suspensión o solución desestabilizada para acelerar la velocidad de floculación o para fortalecer los flóculos formados durante la floculación.

- Un acondicionador de lodos es aquel químico o sustancia agregada a una suspensión para promover y fortalecer a los flóculos antes de los procesos de espesamiento o secado de lodos.

En general, la fase inicial de un estudio para tratamiento apropiado es evaluar el grado de remoción de los parámetros pertinentes mediante coagulación y floculación. En esta fase, varios tipos de coagulantes primarios por separado y en combinaciones, y también floculantes, pueden ser añadidos al agua en estudio a través de un rango de condiciones experimentales determinadas.

En la mayoría de los casos, muchos de los parámetros del agua son de especial preocupación y esencialmente, un análisis del agua después de la coagulación y floculación se basará en la remoción de cada uno. Sin embargo, regularmente habrá un constituyente en particular que se tomará como representativo y será utilizado como el criterio de la eficiencia del proceso.

La floculación es el proceso en el cual la manifestación de la desestabilización es evidente en términos prácticos. En efecto, la floculación acelera la formación de flóculos, influencia las características físicas de los flóculos formados (por ejemplo, su fuerza, tamaño y densidad) y gobierna la concentración final de partículas desestabilizadas.

3.2.2 Coloides e interfases

Las sustancias contenidas en el agua a la que se aplica el proceso de coagulación y floculación pueden ser descritas como generalmente entre o menores al rango de tamaño coloidal. Con los coloides, el término estabilidad describe la habilidad de las partículas individuales de mantenerse como entidades separadas o, en otras palabras, a mantener un estado de dispersión. La estabilidad de los materiales coloidales surge de la predominancia de fuerzas asociadas con la interfase sólido-líquido. Principalmente, las fuerzas interfaciales que promueven la estabilidad de una dispersión coloidal surgen de:

- La presencia de una carga superficial en la interfase coloide-líquido y,

- La hidratación de las capas superficiales del coloide.

Existen dos clases generales de coloides, los que reciben los nombres de liófilo y liófilo. En el tratamiento de agua, los términos son más específicos con los nombres hidrofóbico e hidrofílico. Hidro- se refiere a la fase acuosa en la que existen los coloides y -fóbico y -fílico al grado de afinidad de los coloides por la fase líquida. Es decir, hidrofóbico infiere repelencia al agua mientras que hidrofílico infiere una fuerte afinidad por las moléculas de agua en las capas superficiales del coloide.

En el tratamiento de agua, es normalmente difícil clasificar un agua particular como una dispersión hidrofóbica o hidrofílica; ambos tipos pueden coexistir en un sistema y puede haber una transición continua de un estado al otro. Aunque el término hidrofóbico infiere un límite definido entre el sólido y el agua, en realidad hay una capa de moléculas de agua, quizá a veces con el espesor de una molécula, ligada tan fuertemente a la superficie del coloide que mientras el coloide se mueve por el agua, el plano de corte es un límite agua-agua.

Los efectos de la dipolaridad de la molécula de agua y la carga superficial del coloide son:

- Ligar las moléculas de agua a la interfase sólido-líquido
- Orientar las moléculas de agua, o alterarla la manera en que están organizadas, en la región de la superficie con carga.

La influencia de la superficie cargada en el arreglo molecular del agua se refleja en las diferentes constantes dieléctricas de capas sucesivas de agua con respecto a la distancia de la superficie cargada. El mecanismo de desestabilización de coloides hidrofóbicos se considera en ocasiones en términos de lo siguiente: reducción de la carga superficial; reducción de la zona de influencia de la superficie cargada; reducción del número de moléculas de agua adsorbidas o extensión de la zona de moléculas de agua ordenadas en una estructura.

El efecto de estos factores es que las partículas coloidales adyacentes, que hasta ahora permanecían separadas principalmente debido a la repulsión electrostática

y a cierta extensión de la estructura ordenada del agua a su alrededor, son ahora capaces de acercarse lo suficiente para que las fuerzas de atracción de London-Van der Waals las mantengan unidas. Aunque este mecanismo ciertamente ocurre y es dominante durante la desestabilización, existen otros fenómenos de la misma importancia, como la adsorción de iones poliméricos o moléculas.

Otro mecanismo de importancia para la remoción de sustancias dispersas del agua durante la coagulación, es la formación de precipitados. Este mecanismo es también muy significativo durante la desestabilización de dispersiones coloidales hidrofílicas. La desestabilización ocurre principalmente por la deshidratación y reacciones de coordinación entre el coagulante aplicado y los grupos funcionales en la superficie del coloide. Las reacciones de desestabilización de coloides en dispersión acuosa son complejas y ocurren por diferentes mecanismos. Los mecanismos predominantes dependen ampliamente en dos factores:

- La naturaleza de la dispersión coloidal y si prevalecen partículas hidrofóbicas o hidrofílicas; la naturaleza de la superficie del coloide; los tipos de grupos funcionales presentes; la intensidad de la carga superficial que tiene el coloide y;
- El tipo de coagulante agregado a la dispersión, si las especies coagulantes están o no cargadas; la capacidad de adsorción de las especies; y la capacidad de formar puentes entre coloides adyacentes.

3.2.3 Mecanismos de coagulación

La coagulación, seguida por la floculación permite que las partículas pequeñas aumenten su tamaño y puede causar la precipitación de materiales suspendidos para poder ser removidos. Estos son los dos procesos básicos que pueden alterar una suspensión coloidal y producir flóculos para subsecuentemente lograr la separación de los sólidos, y pueden darse por diferentes mecanismos.

Neutralización de carga

Muchas de las partículas contenidas en el agua tienen carga y en su mayoría son negativas; esto produce una fuerza de repulsión entre ellas y resulta en una suspensión estable, es decir no existe aglomeración. Es posible superar estas

fuerzas de repulsión agregando una dosis de coagulante para desestabilizar a las partículas mediante la reducción de carga negativa.

Las partículas suspendidas a menudo tienen carga negativa, esto atrae iones positivos a su superficie, conocidos como contraiones, por ejemplo: Na^+ , Ca^{2+} , polímeros cargados positivamente, etc. En ocasiones, aún existe una carga negativa neta, por lo que las partículas se repelen resultando en una solución estable (Figura 3).

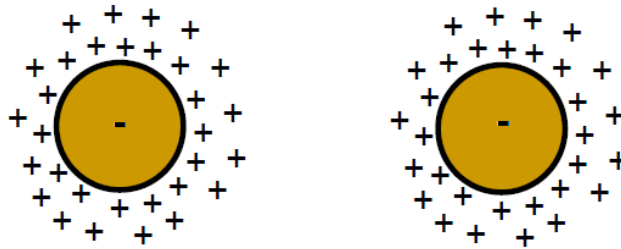


Figura 3. Partículas con carga negativa atraen iones positivos y existe una solución estable.

Al agregar especies positivas (coagulantes) que están naturalmente atraídas a la superficie de las partículas, se puede neutralizar la carga total en estas y anular las fuerzas de repulsión. Aplicando una fuerza, como un mezclado lento, se induce la floculación al hacer que estas partículas desestabilizadas choquen y queden atraídas mediante fuerzas de Van der Waals. (Figura 4)

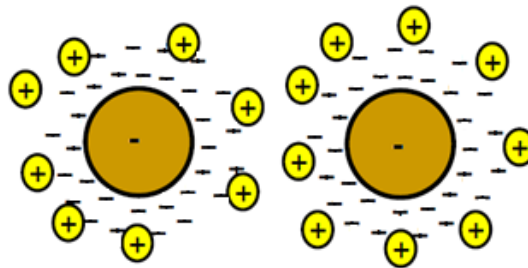


Figura 4. Partículas desestabilizadas se atraen por fuerzas de Van der Waals.

Este mecanismo de coagulación se conoce como neutralización de carga. La neutralización de carga funciona mejor con iones polivalentes, como Al^{3+} , Fe^{3+} > Ca^{2+} > Na^+ etc., ya que un ion polivalente es capaz de neutralizar más carga.

Algunos de los coagulantes más comunes son el sulfato de aluminio, cloruro férrico y sulfato férrico; además de formulaciones comerciales como polímeros de aluminio.

Re-estabilización

Cuando se agrega una cantidad muy pequeña de coagulante, la suspensión se mantiene estable, ya que la fuerza de repulsión no es removida. Si se agrega coagulante en exceso, se obtiene una vez más una carga neta contraria, es decir una re-estabilización, detalle en la *Figura 5*.

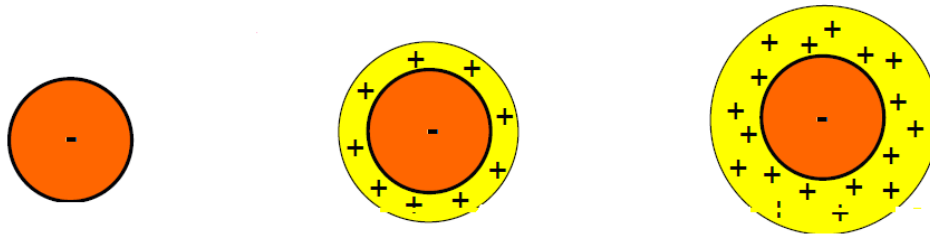


Figura 5. A) Las partículas son negativas y se repelen, el agua es estable. B) Las partículas tienen carga neta cero, pueden flocular y el agua es inestable. C) Las partículas son positivas, se repelen y el agua es estable.

Para evitar la re-estabilización es necesario determinar la dosis correcta de coagulante de manera experimental utilizando un procedimiento conocido como prueba de jarras. La dosis óptima de coagulante es altamente dependiente del pH y puede tener una ligera dependencia con la temperatura del agua. En la prueba de jarras, el protocolo general es el siguiente:

- Se agrega la dosis de coagulante
- Se realiza una agitación rápida por un periodo de 30 a 60 segundos
- Se realiza una agitación lenta para permitir la floculación por un periodo de 20 a 30 minutos
- Se detiene la agitación y se deja sedimentar por un periodo de 1 a 2 horas
- Se miden los parámetros de interés, generalmente se utiliza la turbiedad

Ver la *Figura 6* para un ejemplo de determinación de dosis.

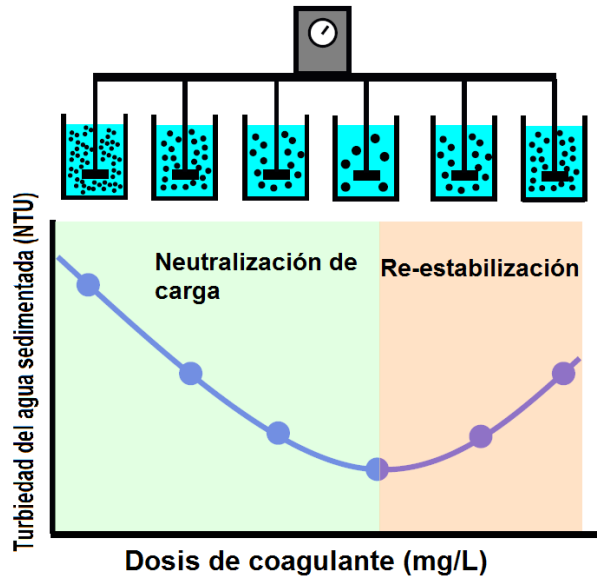


Figura 6. Ejemplo de prueba de jarras

Floculación por barrido (o coagulación por barrido)

Normalmente involucra sobredosificar una muestra de agua con el coagulante más allá del punto de la neutralización, el exceso de coagulante da como resultado grandes moléculas poliméricas de metales que se adhieren a las partículas formando flóculos grandes que son independientes de la carga superficial, ver *Figura 7*.

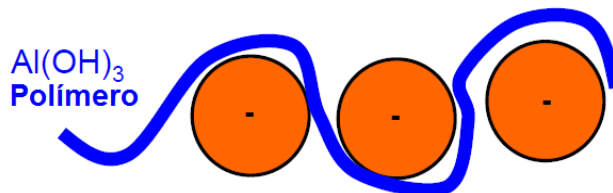


Figura 7. Un polímero se adhiere a múltiples partículas.

En ocasiones es mejor utilizar la neutralización de carga, y en otras la floculación por barrido. La neutralización de carga utiliza menor cantidad de coagulante, pero puede ser menos estable, ya que es muy dependiente de mantener la estequiometría correcta (cantidad de coagulante respecto a las partículas) y la floculación por barrido no es muy sensible a la estequiometría. Siempre es

necesario realizar pruebas de jarras para determinar la mejor dosis de coagulante en cuanto a costos de operación.

Formación de puentes entre partículas

La formación de puentes es el mecanismo de desestabilización de partículas que involucra el uso de polímero de alto peso molecular ($>10^6$) como coagulantes. Algunos de los grupos funcionales del polímero se unen a la superficie de los contaminantes, y otros se extienden y hacen contacto con la superficie de otras partículas en la solución, como se puede observar en la *Figura 8*. El polímero actúa como un puente entre dos o más partículas. (O'Melia, 1972). Los polímeros utilizados suelen ser moléculas orgánicas que contienen varios grupos ionizables en una sola cadena molecular, estos pueden ser catiónicos, aniónicos o no iónicos (los polímeros catiónicos pueden ser efectivos para la neutralización de carga).

Algunas de las ventajas de la utilización de polímeros son:

- Suelen ser menos sensibles al pH
- Necesitan un menor mezclado para minimizar la ruptura de los flóculos
- Reducen la producción de lodos ya que requieren dosis menores comparados con los coagulantes convencionales
- Producen flóculos fuertes y de alta densidad

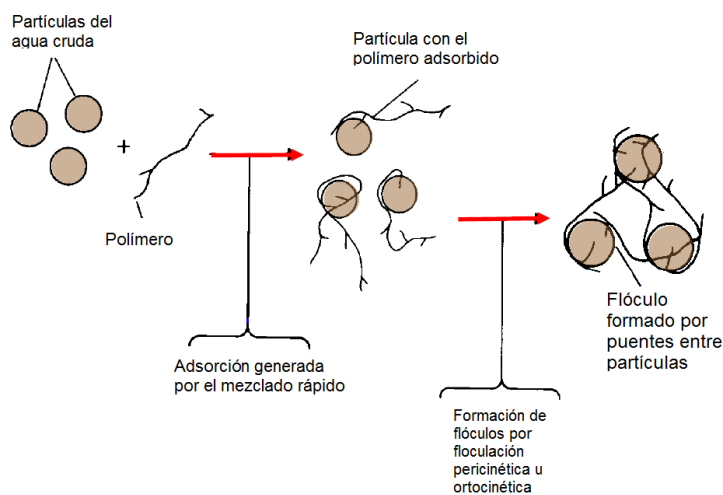


Figura 8. Floculación por puentes entre partículas

3.2.4 Floculación

El mecanismo adjunto a la desestabilización, es la inducción de partículas a acercarse lo suficiente para hacer contacto y progresivamente formar aglomerados de mayor tamaño. Este paso del proceso se conoce como floculación. Existen dos etapas en el proceso de floculación: la primera, llamada floculación pericinética, se produce por la agitación térmica (movimiento Browniano) y es un proceso natural y aleatorio. La floculación en esta etapa comienza inmediatamente después de la desestabilización y se completa en segundos, pues existe un tamaño de flóculo limitante después del cual el movimiento Browniano tiene poco o nulo efecto.

Por otro lado, aunque la barrera de energía potencial entre las partículas coloidales puede superarse por la energía térmica y cinética del movimiento Browniano, mientras las partículas coalescen progresivamente la magnitud de esta barrera energética aumenta proporcionalmente al área del flóculo, por lo que eventualmente la floculación pericinética de estas partículas potencialmente repelentes debe terminar (Wilson & French, 1978).

La segunda etapa en la floculación recibe el nombre de floculación ortocinética y surge de gradientes de velocidad inducidos en el líquido. Estos gradientes de velocidad pueden ser inducidos al poner el líquido en movimiento por:

- a) el paso alrededor de paneles o agitación mecánica en un tanque de floculación;
- b) el paso a través de los intersticios de una cama de filtración granular
- c) velocidades de sedimentación diferenciales dentro de una palangana de sedimentación, etcétera.

El efecto de los gradientes de velocidad dentro de un cuerpo de agua es establecer velocidades relativas entre las partículas y de este modo brindar oportunidad de contacto. Para un sistema floculante dado, el parámetro principal que lidera la razón de floculación ortocinética es el gradiente de velocidad aplicado. El grado o alcance de la floculación es gobernado por los gradientes de velocidad aplicados y el tiempo de floculación. Estos dos parámetros tienen

influencia sobre la razón y alcance de la aglomeración de partículas y la razón y alcance de la ruptura de estos agregados.

Floculación pericinética

Von Smoluchowski (1916, 1917) desarrolló un modelo para la floculación pericinética donde la frecuencia de las colisiones fue obtenida del flux de difusión de las partículas hacia una sola partícula estacionaria. Asumió que las partículas difusas hacia la partícula estacionaria lo hacían en la dirección radial. El número de partículas difundándose radialmente hacia dentro de la superficie de una esfera centrada en la partícula estacionaria es proporcional al coeficiente de difusión Browniano de las partículas, el área superficial de la esfera, y el gradiente de concentración de las partículas en la dirección radial.

Floculación ortocinética

Una vez que la floculación pericinética termina, la única manera en que el contacto apreciable entre partículas puede ser promovido es induciendo movimiento cortante en el líquido. Esto se logra induciendo gradientes de velocidad por los cuales las partículas hacen contacto debido al movimiento del líquido que las rodea. Este proceso de aglomeración de flóculos se conoce como floculación ortocinética.

Entre mayor sea el gradiente de velocidad inducido en el líquido, mayor será el número de partículas que harán contacto en un tiempo determinado. Sin embargo, entre más grande sea el gradiente de velocidad, el tamaño promedio de los flóculos disminuirá porque habrá ruptura de los flóculos más grandes. Por consiguiente, para un gradiente de velocidad dado habrá un tiempo de floculación limitado a partir del cual las partículas floculadas ya no crecerán. Entre menor sea el gradiente de velocidad, se necesitará mayor tiempo para alcanzar el tamaño de flóculo óptimo, pero el mayor gradiente dará el tamaño final de flóculo.

3.2.5 Influencia de las condiciones de mezclado

La agitación promovida en los procesos de coagulación y floculación es determinante para la efectividad en general; el agua a la que se le ha agregado un coagulante requiere un mezclado uniforme y una agitación intensa en todo el volumen utilizado para asegurar una reacción completa y que el mecanismo de coagulación se lleve a cabo de manera adecuada. La neutralización de cargas requiere que se lleve a cabo un contacto entre las partículas de contaminante cargadas y las especies de coagulante resultantes de la hidrólisis (Amirtharajah & Mills, 1982). Para lograr esto, por lo general la agitación se realiza en dos etapas: una agitación rápida y posterior agitación lenta.

Agitación rápida

El propósito de la agitación rápida es promover la dispersión rápida y uniforme de los coagulantes añadidos al agua y crear las especies que neutralizarán las cargas. Si la dosis de coagulante no se añade en la etapa turbulenta, no se efectúa una mezcla adecuada y se aumenta la presencia de productos químicos en el agua. Sin embargo, esta etapa no debe ser considerada únicamente como eficiencia en la dispersión del coagulante. La agitación rápida es posiblemente la operación más importante en el proceso, pues es aquí donde ocurren las reacciones de desestabilización y se forman los primeros flóculos, estas características influyen fuertemente en la subsecuente cinética de la floculación.

De un estudio de calidad del agua en cerca de veinte plantas de tratamiento, Cleasby *et al.* (1989) concluyeron que la eficiencia del mezclado rápido era esencial y una de las operaciones unitarias más importantes del tratamiento de agua. En realidad, la floculación parecía ser menos importante que la agitación rápida para las siguientes operaciones de filtración.

Agitación lenta

La agitación lenta es especialmente importante si se pretende realizar coagulación por barrido; tiene como propósito permitir el contacto entre los flóculos para que

aumenten su tamaño, sin exceder la velocidad en que estos comienzan a romperse.

Las colisiones entre las partículas ocurren por movimientos Brownianos, movimientos del fluido y sedimentación diferencial. La frecuencia de las colisiones depende de propiedades del agua y de las partículas, así como del tipo de mezclado. Las propiedades del agua incluyen la temperatura, viscosidad y densidad. Las propiedades de las partículas a remover incluyen la concentración, densidad y tamaño. Las condiciones de mezclado pueden variar dependiendo del tiempo de retención, condiciones de flujo e intensidad de mezclado.

3.3 Coagulantes

De manera general, un coagulante es un agente que induce el cuajado o congelación (coagulación). En el tratamiento de agua, se trata de una sustancia química que genera la remoción de partículas coloidales o en suspensión presentes en el agua cruda en forma de flóculos (Gebbie, 2005). Los mecanismos de neutralización promovidos por coagulantes que, a diferencia de los electrolitos simples, son capaces de llevar a cabo otros mecanismos como la coagulación por barrido y formación de puentes. Estos coagulantes incluyen aquellos llamados generalmente coagulantes metálicos y polímeros o polielectrolitos (Bratby, 2016).

Cuando un coagulante inorgánico (metálico) es añadido al agua cruda, este disminuye su alcalinidad. Como consecuencia, el pH del agua adicionada con coagulante disminuirá y en ocasiones, se necesitará agregar alcalinidad de nuevo en forma de cal, bicarbonato de sodio, sosa cáustica o algún otro compuesto alcalino. No todos los coagulantes tendrán los mismos efectos, por ejemplo, los coagulantes orgánicos no suelen afectar el pH y la alcalinidad del agua, lo cual puede representar una ventaja en algunos casos.

Todos los coagulantes producen lodos en la forma de hidróxidos metálicos junto con el material coloidal removido del agua cruda durante el tratamiento. No todos

los coagulantes producen la misma cantidad de lodo, y de igual forma los coagulantes orgánicos suelen producir menor cantidad. Los coagulantes metálicos o inorgánicos aumentan la cantidad de sólidos disueltos totales (SDT) del agua tratada, esto puede ser indeseable, ya que con algunos se puede generar un aumento de sulfatos.

Una desventaja que puede presentar la utilización de coagulantes, es cuando no se determina adecuadamente la dosis a utilizar, lo que genera gastos innecesarios en el proceso y aumenta los costos asociados, además de conducir a la rápida degradación de la calidad del agua (Andía-Cárdenas, Y., 2000). Es por esto que la dosis óptima de coagulante es esencial para el funcionamiento de los equipos de sedimentación, y del tratamiento en general, ya que mejora o dificulta los procesos posteriores, como sedimentación y filtración, dependiendo de la determinación por medio de la prueba de jarras.

3.3.1 Coagulantes metálicos

Los coagulantes metálicos utilizados comúnmente caen en alguna de las siguientes categorías: aquellos basados en aluminio y los basados en hierro. Los coagulantes de aluminio incluyen:

- Sulfato de aluminio
- Cloruro de aluminio
- Aluminato de sodio
- Clorhidrato de aluminio
- Policloruro de aluminio (PCA)
- Polisulfato y cloruro de aluminio
- Polisilicato de aluminio
- Formas de policloruro de aluminio con polímeros orgánicos

Los coagulantes basados en hierro son:

- Sulfato férrico
- Sulfato ferroso
- Cloruro férrico
- Cloruro y sulfato férrico
- Polisulfato férrico

- Sales férricas con polímeros orgánicos

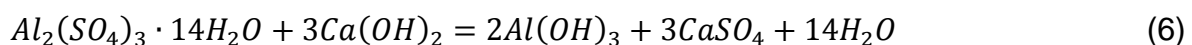
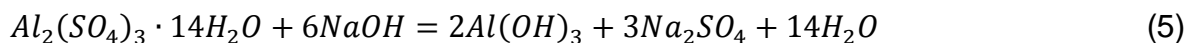
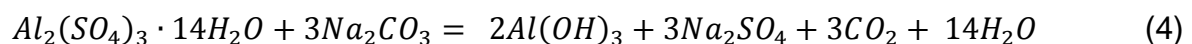
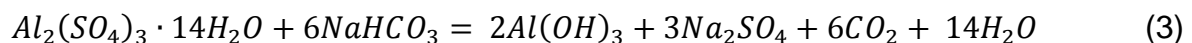
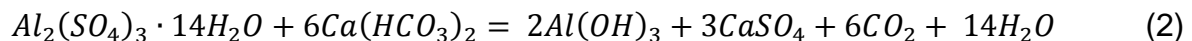
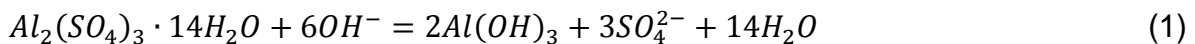
Otros químicos empleados como coagulantes incluyen a la cal hidratada y al carbonato de magnesio.

La popularidad de los coagulantes de aluminio y hierro proviene no sólo de sus efectividades como coagulantes, sino también de su relativa disponibilidad y bajo costo. La eficacia de estos compuestos se debe principalmente a su habilidad de formar complejos multinucleares y policargados en solución con características de adsorción mejoradas. La naturaleza de estos complejos puede depender del pH del sistema.

A continuación, se mencionan las características principales de los coagulantes más relevantes comúnmente empleados. Las ecuaciones químicas presentadas dan una idea general de las reacciones que pueden ocurrir, en la realidad la hidrólisis de las sales de hierro y aluminio es más complicada e incluso en muchos casos la desestabilización no procede realmente a un equilibrio.

Sulfato de aluminio

Es probablemente el coagulante más utilizado y ha estado en uso para tratamiento de agua por varios siglos. El producto tiene la fórmula aproximada $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$ con un contenido de aluminio que va del 7.4% al 9.5% (normalmente cerca de 9%) en masa. Asumiendo que el sulfato de aluminio en agua procede a precipitar como hidróxido, $Al(OH)_3$, lo cual no es necesariamente el caso, las principales reacciones con la alcalinidad del agua son:



Cloruro de aluminio

Este coagulante ($\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) se encuentra normalmente en una solución al 10.5% de Al con un pH de aproximadamente 2.5, se ha utilizado ampliamente como un acondicionador de lodos. Como resultado de la hidrólisis, se libera ácido clorhídrico (HCl), por lo que esta solución debe ser almacenada en condiciones especiales. Se puede también encontrar en forma anhidra con una pureza máxima de 98%.

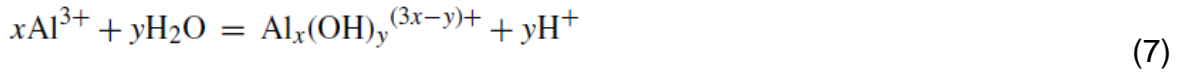
El cloruro de aluminio es una buena elección como coagulante para muchas aplicaciones de aguas residuales sanitarias e industriales, debido a su alta eficiencia y efectividad en la clarificación, siendo muy beneficioso como agente desaguador de lodos. El producto no deja color residual y ofrece una remoción muy buena de turbiedad.

Algunas de sus aplicaciones típicas son:

- Tratamiento de agua industrial y sanitaria
- Tintas, alimentos, metales y emulsión de aceite
- Remoción de fósforo y color
- Papeleras
- Desaguado de lodos
- G y A, SS, precipitación de metales
- Remoción de DBO y DQO

El cloruro de aluminio anhidro presenta un leve olor ácido y puede ser de incoloro a amarillo claro. Es un polvo de color blanco cuando es puro, es altamente soluble en agua y reacciona violentamente al contacto con agua, es soluble en varios solventes orgánicos como el benceno, tetracloruro de carbono, cloroformo, etc. El cloruro de aluminio diluido en solución es un líquido de color pajizo, más denso que el agua. El contacto con la piel puede ser muy irritante y puede ser tóxico si es ingerido.

Cuando el cloruro de aluminio se añade en solución acuosa, ocurren diferentes reacciones de hidrólisis que dan como resultado diferentes productos. La reacción de hidrólisis del Al^{3+} puede ser representada como:



La *Tabla 1* muestra las posibles reacciones de hidrólisis. Aunque el proceso de hidrólisis es complejo, se considera en general que existe Al^{3+} cuando el $pH < 4$ y que $Al(OH)^{2+}$ y $Al(OH)_2^+$ existen cuando el $pH < 6$. Los productos principales de la hidrólisis son: $Al(OH)_{3(am)}$ pH 6-8 y $Al(OH)_4^-$ cuando $pH > 8$ (Ge, F. *et al.*, 2007).

Tabla 1. Reacciones de hidrólisis del Al^{3+} (Bratby, 2016)

Reacción de hidrólisis del Al (III) en coagulación
Ecuación de reacción
$Al^{3+} + H_2O \rightleftharpoons Al(OH)^{2+} + H^+$
$Al^{3+} + 2 H_2O \rightleftharpoons Al(OH)_2^+ + 2H^+$
$Al^{3+} + 3H_2O \rightleftharpoons Al(OH)_3_{(ac)}^a + 3H^+$
$Al^{3+} + 3H_2O \rightleftharpoons Al(OH)_3_{(am)}^b + 3H^+$
$Al^{3+} + 4H_2O \rightleftharpoons Al(OH)_4^- + 4H^+$
^a ac, acuoso; ^b am, amorfo

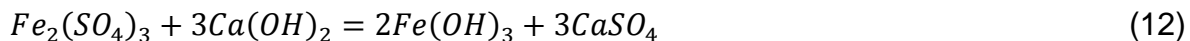
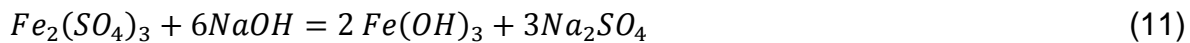
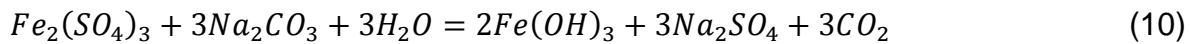
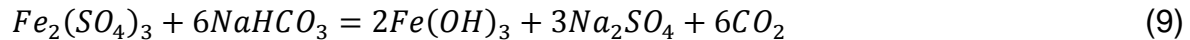
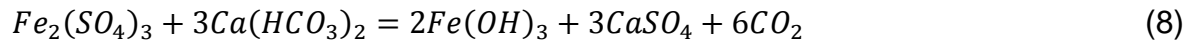
Sulfato férrico

El sulfato férrico es una sal coagulante inorgánica utilizada para el tratamiento de aguas crudas, ya sea para potabilización o para agua residual. Algunas de sus características más importantes son:

- Alta calidad y eficiencia como coagulante inorgánico.
- Tiene una buena función de coagulación permitiendo flóculos gruesos y sedimentación rápida.
- Tiene un excelente efecto de purificación.
- Se puede utilizar en la descoloración, deshidratación, desodorización, desengrase y esterilización, así como en el desecho del hierro de metales pesados, sustancias radiactivas y agentes carcinógenos en el agua.
- Puede tratar agua con pH a partir de 4 a 11, (el grado óptimo de pH es 6-9), el pH cambia apenas después del tratamiento, y tiene poco efecto corrosivo en el equipo.
- Tiene un efecto muy bueno en la purificación del agua de río con algas, baja temperatura y turbiedad baja y levemente contaminado.
- Tiene un mejor efecto en la purificación de agua de río de alta turbiedad.

Este coagulante, que comúnmente tiene la fórmula $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 8H_2O$ se puede encontrar de forma sólida o líquida. El sólido es un material granular de pureza de 72% a 75%. En forma líquida se encuentra de 40% a 42%. En general, todos los coagulantes férricos se pueden utilizar en un rango amplio de pH : 4 a 11. El

sulfato férrico es particularmente útil en la remoción de color a pH bajos y remoción de hierro y manganeso, además de ablandamiento químico a pH altos. Las posibles reacciones del sulfato férrico con la alcalinidad son las siguientes:



Cloruro férrico

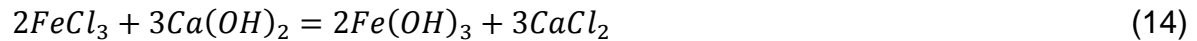
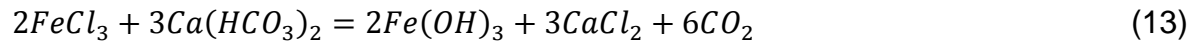
El cloruro férrico es el coagulante a elegir para muchas aplicaciones de tratamiento de agua industrial o sanitaria, debido a su alta eficiencia, efectividad en clarificación y utilización en eliminación de agua en lodos. Este químico deja un ligero color como residuo y ofrece una muy buena remoción de turbiedad. El cloruro férrico hexahidratado puede encontrarse como un sólido de color anaranjado a rojizo. Cuando se disuelve en agua, el cloruro férrico sufre hidrólisis y libera calor en una reacción exotérmica. De ello resulta una solución ácida y corrosiva de color ámbar-marrón que se utiliza como coagulante en el tratamiento de aguas residuales, para la potabilización del agua, y en la industria electrónica para el grabado químico de placas de circuito impreso.

Algunas de sus aplicaciones típicas son:

- Tratamiento de agua residual industrial o sanitaria
- Aguas residuales con tintas, alimentos, metales y aceites
- Remoción de sangre
- Destrucción de quelatos
- Secado de lodos
- Precipitación de metales
- Remoción de Sólidos Suspendidos Totales, grasas y aceites, Demanda Bioquímica de Oxígeno y Demanda Química de Oxígeno

Este coagulante se encuentra disponible comercialmente como líquido, cristal o forma anhidra, aunque la forma líquida es la más común. Las formas líquida y

cristalina son extremadamente corrosivas y deben manejarse de la misma manera en que se almacena el ácido clorhídrico. Las reacciones del cloruro férrico con la alcalinidad son las siguientes:



3.3.2 Coagulantes de hierro y aluminio pre-polimerizados

Cuando se añade un coagulante metálico al agua, los iones (Fe y Al) hidrolizan rápidamente, pero de manera descontrolada, formando una serie de especies de metal hidrolizado. La eficiencia del mezclado rápido, el pH y la dosis de coagulante determinan qué especies de la hidrólisis serán efectivas para el tratamiento.

Ha habido un considerable interés en el desarrollo de coagulantes inorgánicos pre-polimerizados, basados tanto en aluminio como en hierro, para producir las especies de hidrólisis correctas independientemente de las condiciones del proceso durante el tratamiento. Las principales ventajas de los coagulantes inorgánicos pre-polimerizados son que estos son capaces de funcionar eficientemente en rangos amplios de pH y temperaturas del agua cruda.

La pre-polimerización mejora efectivamente las interacciones de carga entre el coagulante y los coloides al retardar las reacciones de hidrólisis del coagulante metálico después de que es añadido al agua. En general, estos coagulantes son menos sensibles a temperaturas bajas; se requiere una menor dosis para alcanzar los objetivos del tratamiento; se producen menos residuos; queda un menor remanente de cloruros o sulfatos, lo que resulta en una menor cantidad de sólidos disueltos totales; y producen una menor cantidad de residuos metálicos.

Policloruros de aluminio

El PCA es un coagulante inorgánico elaborado con sales de aluminio polimerizadas, es ampliamente utilizado en un sinnúmero de procesos industriales sobre todo en el tratamiento de aguas producidas o aguas congénitas debido a los

buenos resultados que brinda en la separación de hidrocarburos presentes y a la reducción de la turbiedad. Desestabiliza los microorganismos y las partículas coloidales, permitiendo que éstas se unan entre sí, formando flóculos de mayor tamaño, se puede utilizar a distintas condiciones de pH y tipos de mezclado.

Es utilizado principalmente para remover color y materia coloidal en sistemas acuosos, plantas potabilizadoras, clarificación de efluentes industriales y como reemplazo de sulfato de aluminio, cloruro de aluminio, cloruro férrico, sulfato férrico y otras sales inorgánicas convencionales no polimerizadas.

Es ampliamente usado como coagulante primario en sistemas de potabilización de aguas superficiales o profundas, tratamiento de agua residual industrial. En dichos procesos, contribuye a la remoción de sólidos suspendidos, color, turbiedad y algunos otros contaminantes tales como partículas orgánicas. También tiene aplicación en el tratamiento adecuado para la clarificación de todos los efluentes industriales generados en este sector.

El coagulante policloruro de aluminio (PCA) se produce al adicionar una base al cloruro de aluminio hasta lograr la fórmula empírica $Al(OH)_nCl_{3-n}$, donde n toma valores que van de 1 a 2.5. Los diferentes policloruros de aluminio comerciales se clasifican por su contenido de óxido de aluminio (Al_2O_3), de sulfatos (SO_4^{2-}) y contenido de hidróxidos (OH^- , porcentaje de basicidad). La basicidad en este caso se refiere al número promedio de iones hidróxido (OH^-) presentes en cada átomo de aluminio.

La reacción de hidrólisis del PCA se da por etapas y dependiendo de las condiciones del proceso, forman los siguientes productos intermedios (Cogollo-Flórez, 2011):

I. Dímeros $[Al_2(OH)_2(H_2O)_8]^{4+}$;

II. Complejos polihidróxido $[Al_8(OH)_{20}]$, $[Al_8(OH)_{22}]^{2+}$, $[Al_8(OH)_{24}]$, $[Al_{13}O_4(OH)_{24}(H_2O)_{12}]^{7+}$, $[Al_{14}(OH)_{38}]^{8+}$, $[Al_{30}Cl_9(OH)_{81}(H_2O)_{38}]^{5+}$;

III. Compuestos complejos $[Al_8(OH)_{20}(H_2O)_{10}]Cl_4$

IV. Partículas y agregados en la forma original del PAC $[Al(OH)_nCl_{3-n}]$.

Las propiedades físicas y químicas del policloruro de aluminio pueden variar de acuerdo al fabricante y al tipo de uso que se le pretende dar. Este producto se encuentra en solución acuosa y su rango de color va desde incoloro a ámbar y de apariencia clara a turbia.

3.3.3 Coagulantes polielectrolitos

Los polielectrolitos contienen grupos funcionales a lo largo de la cadena principal, que pueden o no contener una carga. Si el polímero está cargado, los grupos pueden dar un carácter catiónico o aniónico a la cadena. La intensidad de la carga que tiene el polielectrolito depende del grado de ionización de los grupos funcionales, o del grado de co-polimerización o sustituciones: ambos describen el alcance de la hidrólisis.

El alcance de la polimerización del polielectrolito se caracteriza por su peso molecular. Un peso molecular alto indica una cadena larga. Los grupos funcionales a lo largo de la cadena, además de la posibilidad de estar cargados, contienen sitios que pueden ser de adsorción.

3.4 Tratamiento de sólidos

El manejo de los sólidos originados por el tratamiento de aguas residuales es un proceso complejo y muchas veces costoso que, si no se realiza adecuadamente puede comprometer las ventajas esperadas en el sistema de tratamiento. Los objetivos principales para la gestión de los sólidos son la reducción de su producción, el incremento máximo de las actividades de reutilización y reciclado, y promover un proceso de tratamiento y disposición integral de residuos.

El término “lodos” se utiliza para designar a los subproductos sólidos generados en el tratamiento de aguas. En los tratamientos biológicos, parte de la materia orgánica es absorbida y convertida en biomasa, generalmente conocida como lodos biológicos o secundarios. Esta se compone principalmente de sólidos biológicos, y por eso también se les llama biosólidos. La utilización de este término implica que las propiedades biológicas y químicas de los lodos sean compatibles

con actividades productivas como, por ejemplo, la agricultura. El término biosólidos es una forma de enfatizar sus aspectos benéficos, dando mayor valor a sus posibles usos productivos, a diferencia de los lodos no productivos que deben ser dispuestos por medio de rellenos sanitarios o incineración.

Aunque la generación de sólidos suele representar entre el 1% y 2% del volumen de agua tratado, su manejo es complicado y tiene un costo muy elevado que oscila entre el 20% y el 60% de los costos de operación totales de la planta de tratamiento (von Sperling, M. & Andreoli, C.V., 2007). Además de su importancia económica, la disposición final de los lodos es una operación compleja porque frecuentemente se realiza fuera de la planta de tratamiento de agua.

3.4.1 Características de los lodos producidos por el tratamiento primario

Algunos componentes del agua residual, mientras pasan por los sistemas de tratamiento, pueden aumentar la concentración de los lodos. Aunque muchos de los constituyentes minerales y orgánicos de los lodos tienen características fertilizantes, otros pueden ser indeseables, debido a los riesgos sanitarios y ambientales que conllevan. (da Silva, S. M. C. P. *et al.*, 2007). Estos componentes indeseables pueden ser agrupados en:

- Metales
- Contaminantes orgánicos en trazas
- Organismos patógenos

Su presencia en los lodos es muy variable y depende de las características del agua tratada y del sistema de tratamiento.

Metales

Algunos metales pueden ser tóxicos para plantas y animales, incluso en pequeñas concentraciones. Los metales en las aguas residuales se deben principalmente a las descargas de las industrias, tales como:

- Galvanoplastia
- Químicas (farmacéuticas, fabricación de compuestos orgánicos, curtido, etc.)
- Fundición y procesamiento de metal

- Petroquímicas

La NOM-004-SEMARNAT-2002 establece los límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos y se muestran en la *Tabla 2*:

Tabla 2. Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos

CONTAMINANTE (determinados en forma total)	EXCELENTES mg/kg en base seca	BUENOS mg/kg en base seca
Arsénico	41	75
Cadmio	39	85
Cromo	1 200	3 000
Cobre	1 500	4 300
Plomo	300	840
Mercurio	17	57
Níquel	420	420
Zinc	2 800	7 500

Orgánicos en trazas

Las principales fuentes de compuestos orgánicos son: industrias químicas, plásticas, de productos mecánicos, farmacéuticas, de pesticidas, del acero, petroleras, entre otras. En el caso del agua congénita, ya se ha mencionado el tipo de compuestos que puede llegar a contener dependiendo del origen y del sitio de extracción. Los contaminantes más comunes provenientes de las descargas industriales son: cianuros, fenoles, cloruro de metilo, toluenos, bencenos, naftalenos, xilenos, etc. Una variedad de compuestos orgánicos recibe mayor atención debido a su potencial fuente de contaminación para suelos, plantas y aguan como consecuencia de su la aplicación de lodos en suelos.

Organismos patógenos

Los organismos encontrados en los lodos pueden ser de diferentes tipos, pero sólo los considerados parásitos representan un riesgo para la salud, estos pueden ser: helmintos, protozoarios, hongos, virus y bacterias. La cantidad de organismos patógenos encontrada en los lodos depende de diferentes factores como:

- Nivel socioeconómico de la población
- Condiciones de sanidad
- Región geográfica

- Presencia de agroindustrias
- Tipo de tratamiento de lodos

El tratamiento de agua residual concentra la mayor cantidad de organismos inicialmente presentes en el influente en el lodo; en las etapas de separación los organismos se adhieren a la superficie de los sólidos y sedimentan. También es necesario considerar que el tratamiento puede desnaturalizar a los organismos y hacer que algunos pierdan su efectividad.

La NOM-004-SEMARNAT-2002 también establece límites para los microorganismos presentes en lodos y biosólidos, se muestran en la *Tabla 3*.

Tabla 3. Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos

CLASE	INDICADOR BACTERIOLOGICO DE CONTAMINACION	PATOGENOS	PARASITOS
	Coliformes fecales NMP/g en base seca	<i>Salmonella spp.</i> NMP/g en base seca	Huevos de helmintos/g en base seca
A	Menor de 1 000	Menor de 3	Menor de 1(a)
B	Menor de 1 000	Menor de 3	Menor de 10
C	Menor de 2 000 000	Menor de 300	Menor de 35

(a) Huevos de helmintos viables

NMP número más probable

3.4.2 Alternativas de tratamiento y disposición de lodos

Desde el punto de vista sustentable, existe una jerarquía en las alternativas que se toman en cuenta para el tratamiento o disposición de lodos (Fernandes *et al.*, 2007). Los objetivos principales, en orden, son los siguientes:

- Reducción del volumen de lodos generados mediante la utilización adecuada de las tecnologías de tratamiento de agua
- Mejoramiento de la calidad del lodo a través del correcto manejo de los efluentes industriales, con la finalidad de preservar su posible aplicación a suelos
- Máximo reciclaje de los lodos producidos, aplicación de biosólidos en tierras cultivables, pastizales y suelos forestales

Los lodos deben someterse a un análisis previo a la determinación de su manejo. Este análisis sirve para verificar si es o no un residuo peligroso y consta de determinar sus características de corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad y biológico-infecciosas (análisis CRETIB). En la NOM-052-SEMARNAT-2005 se establecen los parámetros que se deben tomar en cuenta para esta determinación el proceso de clasificación de los residuos y brinda un listado de los posibles orígenes de lodos de tratamientos de diferentes industrias.

El tratamiento por medio de coagulación-floculación es un tratamiento primario, que genera lodos generalmente con un alto contenido de agua y que requieren de pasos de estabilización antes de poder ser aprovechados o desechados. En la *Figura 10* se muestra un procedimiento propuesto por Oropeza (2006) para la clasificación y posibilidades de reutilización y disposición de lodos.

El tratamiento de lodos que se pretenden utilizar como biosólidos o en rellenos sanitarios se puede clasificar en cuatro procesos principales (Oropeza, 2006):

- a) Digestión anaerobia: formación de ácidos volátiles y metano.
- b) Digestión aerobia: auto-oxidación y reducción de material celular.
- c) Tratamiento químico: acción bactericida, generalmente utilizando cal.
- d) Incineración: combustión de materia orgánica y reducción de masa.

Si el producto obtenido es un residuo peligroso, se debe tratar de asegurar su estabilización mediante diferentes tratamientos (*Figura 9*) y en caso de no ser posible, se confinarán en un lugar controlado.

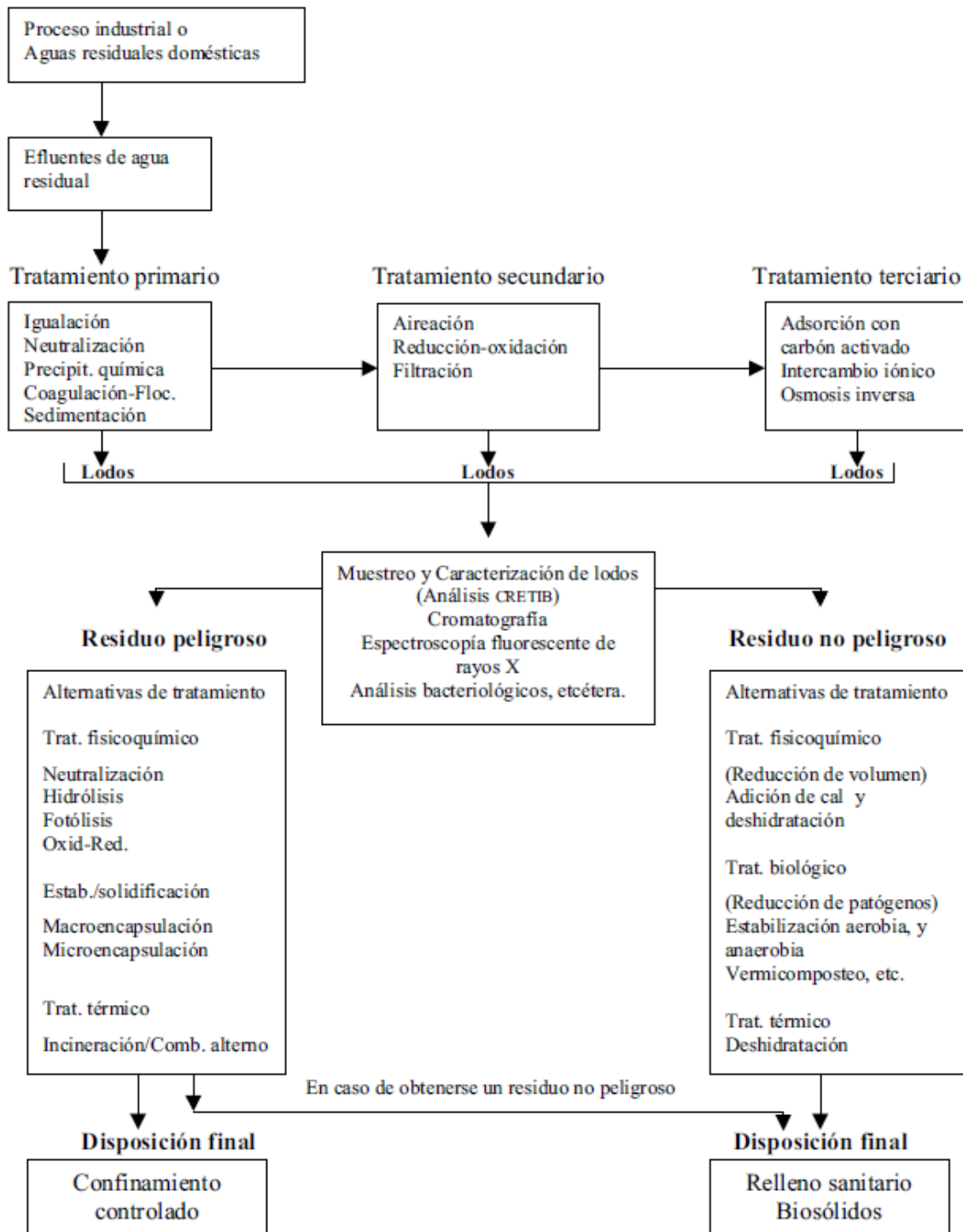


Figura 9. Alternativas planteadas para tratamiento y disposición de lodos (Oropeza, 2006)

3.4.3 Lodos generados en el proceso de coagulación-floculación

Se caracterizan por tener un mayor contenido de agua que otros lodos generados en otros tratamientos secundarios o terciarios, esto es gracias a la naturaleza del procedimiento de hidrólisis antes explicado. Requieren un procedimiento de reducción de volumen o de secado antes de poder ser analizados y que se realice su disposición o tratamiento.

Un análisis cualitativo efectuado en las muestras de agua congénita resultó en indicar la presencia de bacterias anaerobias y sulfato-reductoras. Sin embargo, no se tiene información precisa sobre la posible presencia de organismos patógenos. Por lo tanto, los lodos obtenidos en la coagulación-floculación pueden también contener cierta cantidad de organismos patógenos. Naturalmente, debido al origen del agua congénita es probable que los lodos generales también contengan trazas de compuestos orgánicos tóxicos.

De acuerdo al Listado 1 de la NOM-052-SEMARNAT-2005, bajo el rubro E4/02 los lodos del tratamiento de agua congénita se podrían considerar como un residuo con posibles riesgos crónicos, por lo que la principal alternativa para estos es el secado y posterior incineración. De no ser posible, debe considerarse su confinamiento controlado.

3.4.4 Caracterización de lodos generados (Difracción de rayos X)

El contenido de metales se determina en un análisis de difracción de rayos X, lo que da una idea de las especies contenidas en los lodos, pero la cantidad exacta es difícil de definir. La difracción de rayos X se produce por la interacción entre el haz de rayos X y los electrones del entorno ordenado de un cristal debido a que las distancias entre los centros de dispersión son del mismo orden de magnitud que la longitud de onda de la radiación. En el método de polvo cristalino o de Debye-Scherrer, el cristal a analizar es pulverizado de tal manera que forme un conjunto de microcristales en todas las posibles orientaciones de la red recíproca. Con esta geometría todas las reflexiones se pueden medir en un solo patrón de

difracción, consistente en círculos, uno para cada reflexión. Aunque el método de rotación de cristal resulta en valores más exactos de la intensidad de las reflexiones, el método de polvo es a veces la única opción cuando el material a estudiar no forma monocristales de un tamaño suficiente para producir difracción detectable. Este método se usa mayoritariamente cuando no es necesario determinar la estructura; por ejemplo, en el análisis de minerales presentes en una muestra.

La Difracción de Rayos X (DRX) es un método efectivo para identificar las fases presentes en polvos policristalinos desconocidos. El análisis se efectúa mediante la comparación de patrones de difracción recopilados de una muestra desconocida con los patrones de difracción de compuestos conocidos. El proceso automatizado se llama análisis de búsqueda/coincidencia (B/C).

Capítulo 4. Procedimiento experimental para las pruebas de coagulación-floculación

El procedimiento general para la experimentación se describe a continuación: para la primera etapa se utilizó la muestra M203 para la realización de las pruebas de jarras con los cuatro diferentes coagulantes y las diferentes dosis. Antes de la realización de cada una de las pruebas, se caracterizó la muestra a utilizar. Una vez que se eligió la dosis y el coagulante óptimo, se utilizaron dos muestras más: M085 y M660 para comparar y comprobar el efecto del coagulante y dosis seleccionados, mediante la caracterización de las muestras después del tratamiento propuesto y así calcular el porcentaje de error correspondiente. También se enviaron las muestras de lodos de la coagulación para ser analizadas por difracción de rayos X.

4.1 Caracterización de las muestras

La primera actividad realizada fue la caracterización de la muestra de agua congénita “M203” cruda, procedente de la Central de Almacenamiento y Bombeo (CAB) del Activo de Producción Poza Rica-Altamira (APPRA). Los parámetros analizados fueron: pH, temperatura, turbiedad salinidad, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, sólidos totales, sólidos sedimentables, demanda química de oxígeno (DQO), sulfatos, dureza total, de calcio y de magnesio y cloruros totales.

Después del tratamiento de coagulación y floculación, los mismos parámetros fueron evaluados en la muestra M203 para determinar la sustancia coagulante óptima al igual que la mejor dosis de coagulante respecto a los resultados. Posteriormente, se realizaron las mismas pruebas en otras muestras de agua congénita “M085” y “M660” para comparar la efectividad del coagulante y la dosis óptima.

Como parte del diseño experimental, para cada coagulante a utilizar se planteó determinar la dosis más adecuada que permita una mejor remoción de los contaminantes presentes en la muestra de agua congénita. Además, se realizó

una filtración de las muestras de agua posteriormente al procedimiento de coagulación - floculación para contribuir a la remoción de sólidos.

Para cada prueba de coagulante a una determinada concentración, en este caso, 25% m/v, se proponen 6 dosis diferentes. La concentración 25% m/v equivale a 250,000 mg/L. En la *Tabla 4*, se resume la propuesta de dosis y concentración de coagulante a utilizar en las pruebas de coagulación-floculación, con un volumen de muestra de 700 mL.

Tabla 4. Diseño experimental para pruebas de coagulación – floculación

Coagulante	Concentración (%m/v)	Concentración (mg/L)	Dosis (mL)	Dosis (mg/L)
<ul style="list-style-type: none"> • Cloruro de aluminio • Cloruro férrico • Sulfato férrico • Policloruro de aluminio (PCA) 	25	250,000	0.2	71.4
			0.5	178.6
			1	357.1
			1.5	535.7
			2	714.3
			5	1785.7
			7	2500

4.2 Prueba de jarras

El procedimiento experimental para las pruebas de coagulación y floculación se conoce como prueba de jarras y consiste en: utilizar un equipo que contiene 6 vasos de precipitados de 1000 mL adaptados a una serie de agitadores mecánicos, además de un control de velocidad rotacional que permite que todas las muestras se mezclen con las mismas condiciones de operación. La *Tabla 5* muestra los parámetros propuestos que se analizarán para los experimentos durante la prueba de jarras con diferentes coagulantes propuestos.

Tabla 5. Parámetros de operación de la prueba de jarras

Equipo	Prueba de jarras
Volumen de muestra por vaso	700 mL
Periodo de agitación rápida	
Velocidad de rotación	150 rpm
Tiempo	3 min
Periodo de agitación lenta	
Velocidad de rotación	25 rpm

Tiempo	25 min
Sedimentación	2 h

En la *Figura 10* se muestra una fotografía del equipo de jarras que se utilizó para el proceso de coagulación-floculación.

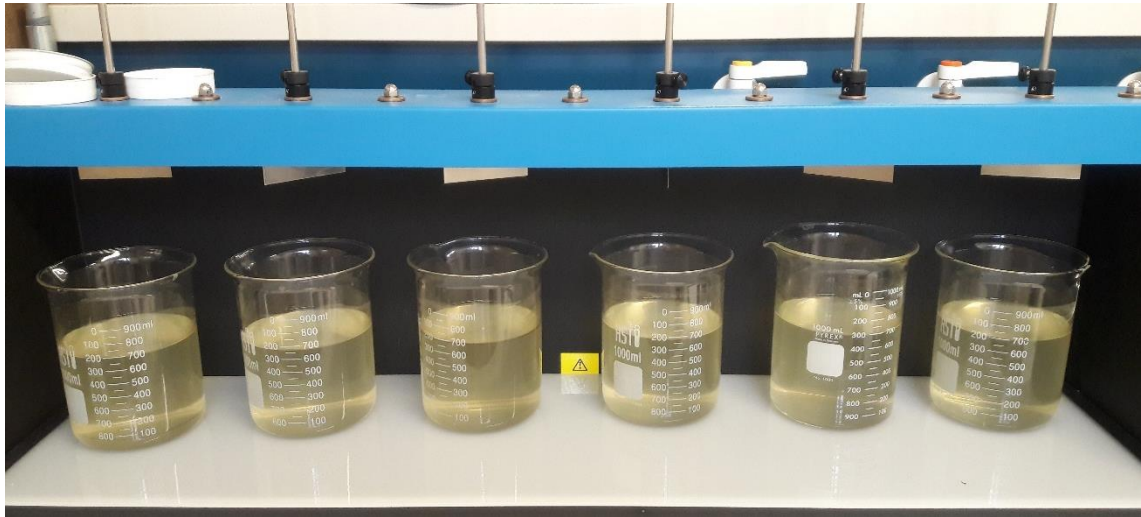


Figura 10. Equipo de prueba de jarras

Las dosificaciones adecuadas de coagulante y acondicionador de pH, en caso de ser necesario, se determinan mediante la realización de pruebas de jarras, dependiendo principalmente de las condiciones de turbiedad del agua cruda.

La dosis de coagulante es un parámetro crítico dado que si éste se adiciona por debajo de la cantidad requerida, no se neutralizan totalmente las cargas de las partículas, la formación de microfloculos es escasa y la turbiedad del agua tratada es elevada; si se adiciona exceso de coagulante, se produce la inversión de las cargas de las partículas y la sucesiva formación de una gran cantidad de microfloculos muy pequeños, velocidades de sedimentación muy bajas y la turbiedad del agua tratada es de igual manera elevada.

4.3 Propuesta de coagulantes

Con base en la bibliografía consultada, las características de la muestra de agua congénita y la disponibilidad, se seleccionaron tres tipos de sales coagulantes: cloruro de aluminio ($AlCl_3$), cloruro férrico ($FeCl_3$) y sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$) con

el propósito de compararlas con una de sus formas polimerizadas: policloruro de aluminio (PCA). Además, se decidió que las muestras de agua a tratar se utilizaran crudas, es decir, tal y como provienen del muestreo de la extracción: sin realizar una dilución ni ningún tipo de pretratamiento. De igual manera, se determinó realizar una filtración posterior a la sedimentación y determinación de sólidos.

Capítulo 5. Resultados experimentales y discusión

5.1 Primera etapa

5.1.1 Caracterización inicial de M203

En la *Tabla 6* se muestran los resultados finales de las determinaciones realizadas para la caracterización de la muestra M203.

Tabla 6. Resultados de la caracterización inicial de M203

Caracterización inicial de M203	
pH	7.62 ± 0.03
Temperatura (°C)	20.60 ± 0.28
Salinidad (x10 ⁻⁶ mg/L)	31.31 ± 0.01
Turbiedad (NTU)	102.00 ± 2.12
SST(mg/L)	287.00 ± 9.90
SDT (mg/L)	28888.00 ± 246.07
ST(mg/L)	29175.00 ± 255.97
SS (mL/L)	4.29 ± 0.05
DQO (mg/L)	1156.67 ± 94.28
Sulfatos (mg/L)	55.71 ± 0.87
Dureza total (mgCaCO ₃ /L)	4554.08 ± 70.77
Dureza Ca (mgCaCO ₃ /L)	3953.43 ± 70.77
Dureza Mg (mgCaCO ₃ /L)	600.64 ± 0.00
Cloruros (mg/L)	17,867 ± 37.48

Análisis de la caracterización

El agua tipo congénita M203 presentó un pH cercano a la neutralidad, por lo que no fue necesario realizar algún tipo de acondicionamiento previo a las pruebas de coagulación-floculación. Todas las determinaciones y pruebas se realizaron a temperatura ambiente. Además, se apreció un valor no tan alto de sales inorgánicas y turbiedad moderada; sin embargo, existe una alta concentración de sólidos, de los cuales la mayoría corresponden a materia oxidable, como lo indica el valor obtenido de la DQO.

De acuerdo a las determinaciones realizadas a la muestra de agua congénita y a las características y composición de la zona donde se podría realizar la reinyección de del agua tratada, se identificaron los contaminantes cuya remoción es necesaria. Con el propósito de evitar el fenómeno de incrustación o

sedimentación de sólidos, se necesita remover la mayor cantidad posible de sólidos totales (ST) y turbiedad, además de los compuestos que precipiten, es decir iones metálicos o divalentes, carbonatos y sulfatos. La materia orgánica puede contribuir a la incrustación de estructuras porosas en el subsuelo, por lo cual también es necesario removerla.

Como análisis complementario de la caracterización de la muestra M203, se puede notar que contiene un valor elevado de cloruros totales para este tipo de agua; además de que la dureza total está conformada en gran medida por compuestos de calcio que sería necesario remover o disminuir en el caso de ser reutilizada.

5.1.2 Prueba 1. Cloruro férrico (FeCl₃)

Las características del cloruro férrico utilizado se muestran en la *Tabla 7*.

Tabla 7. Características del coagulante cloruro férrico

Parámetro	FeCl ₃
Nombre comercial	Cloruro férrico hexahidratado
Fórmula empírica	FeCl ₃ · 6 H ₂ O
pH	<1.0
Gravedad específica	1.38 – 1.43

En la realización de la prueba 1 de coagulación, se preparó una solución al 25% m/V de cloruro férrico hexahidratado tomando en cuenta los cálculos siguientes:

Masa molecular de cloruro férrico (FeCl₃) = 162.3 g/mol

Masa molecular de cloruro férrico hexahidratado (FeCl₃ · 6 H₂O) = 270.3 g/mol

Para obtener 25 g en 100 mL de cloruro férrico, se multiplicó por la fracción $270.3/162.3 = 1.639$, como resultado se diluyeron 40.9836 g de FeCl₃ · 6 H₂O en 100 mL de agua.

Las dosis utilizadas de coagulantes fueron de 178.6, 357.1, 535.7, 714.3, 1785.7, y 2500 mg/L de coagulante (ver *Tabla 4*) por cada volumen de jarra de 700 mL, respectivamente. En esta ocasión no fue necesario repetir la prueba de 0 mg/L

(blanco reactivo). Se administró la dosis correspondiente a cada jarra y se procedió a la agitación rápida seguida por la agitación lenta y la sedimentación.

En la *Figura 10* se muestran los vasos con agua y la dosis de coagulante añadida antes de comenzar con la agitación. En las *Figuras 11a y 11b* se muestran los vasos después de la sedimentación. Del mismo modo que en la Prueba 1 con PCA, se puede notar que un exceso de coagulante es inefectivo en la dosis más alta (2500 mg/L).

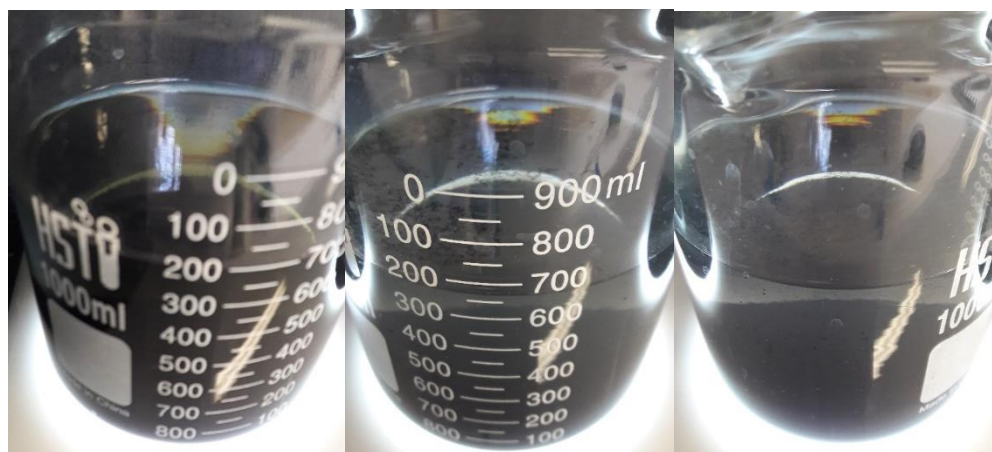


Figura 11a. Prueba 1 FeCl₃. Dosis: 178.6, 357.1 y 535.7 mg/L

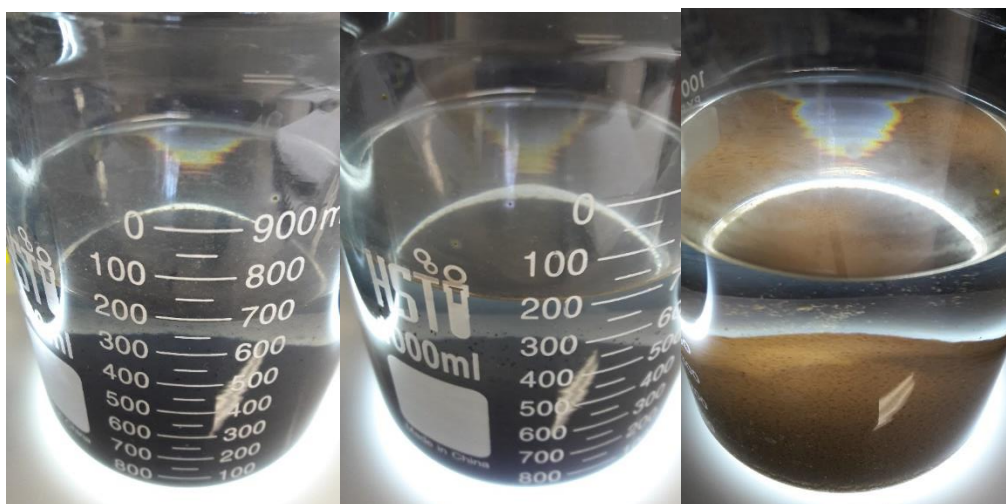


Figura 11b. Prueba 1 FeCl₃. Dosis: 714.3, 1785.7 y 2500 mg/L

Se puede resaltar la coloración negra de los flóculos en las primeras 5 dosis, lo que indicaría la formación de compuestos del ión Fe³⁺, sin embargo, al tener un exceso de coagulante como en la *Figura 11b* se puede apreciar una coloración

naranja característica de los iones Fe^{3+} que no reaccionaron. En las Figuras 12a y 12b se muestra una vista superior de las dosis sedimentadas.



Figura 12a. Vista superior de dosis de FeCl_3 : 178.6, 357.1 y 535.7 mg/L



Figura 12b. Vista superior de dosis de FeCl_3 : 714.3, 1785.7 y 2500 mg/L

Después del periodo de sedimentación, se decantó el líquido resultante de cada vaso y se almacenó en frascos de vidrio de 1 L previamente etiquetados, se llevaron a cabo las pruebas de caracterización y el agua y los desechos generados fueron almacenados para su posterior envío al manejo de residuos.

Resultados de la Prueba 1: Cloruro férrico, FeCl_3

Las siguientes Figuras (13 a 16) ilustran los cambios conseguidos en los principales parámetros que se tomaron en cuenta para determinar la efectividad del tratamiento. Se muestran las dosis realizadas (178.6, 357.1, 535.7, 714.3, 1785.7 y 2500 mg/L de FeCl_3 , ver *Tabla 4*).

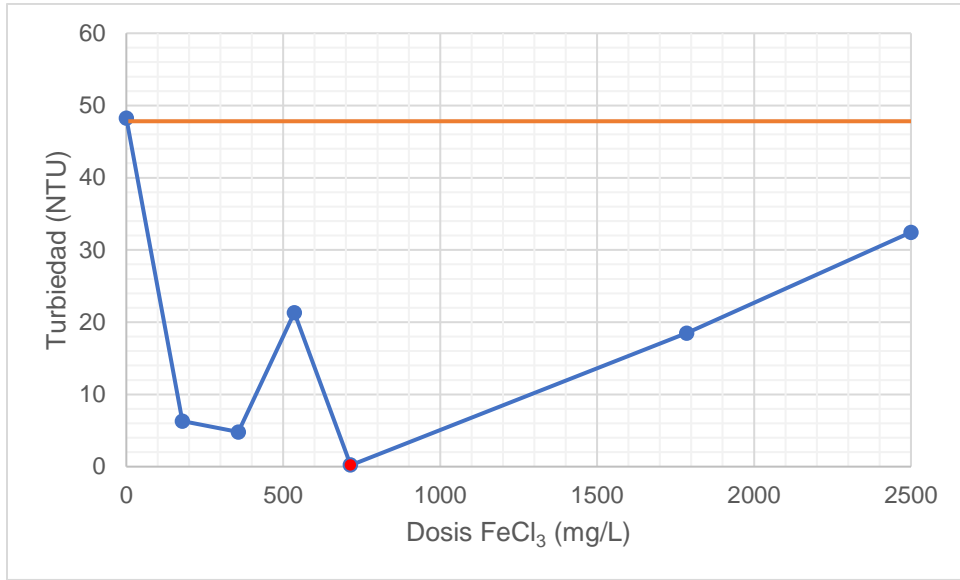


Figura 13. Resultados de turbiedad en dosis de FeCl₃ para la prueba 1.

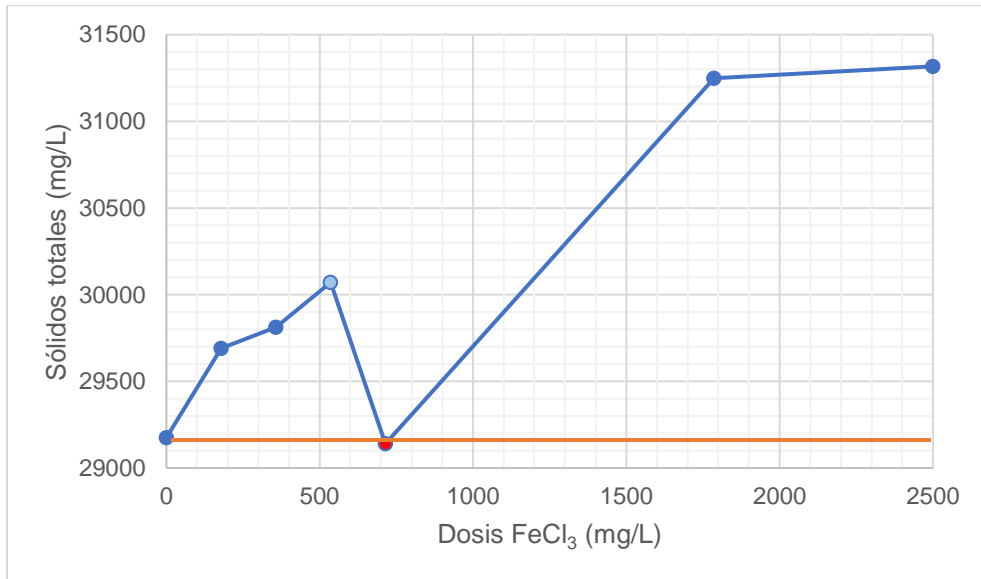


Figura 14. Resultados de sólidos totales en dosis de FeCl₃ para la prueba 1.

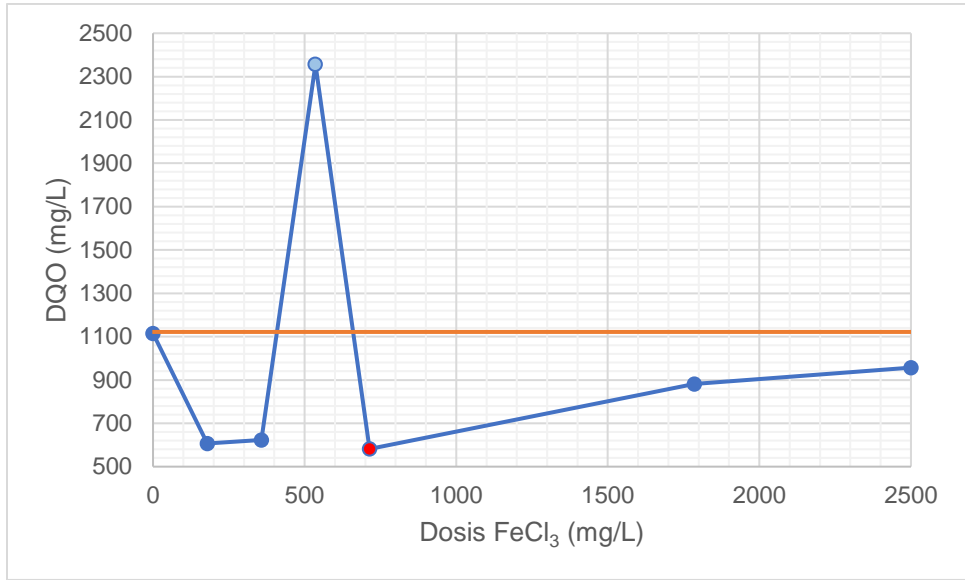


Figura 15. Resultados de DQO en dosis de FeCl₃ para la prueba 1.

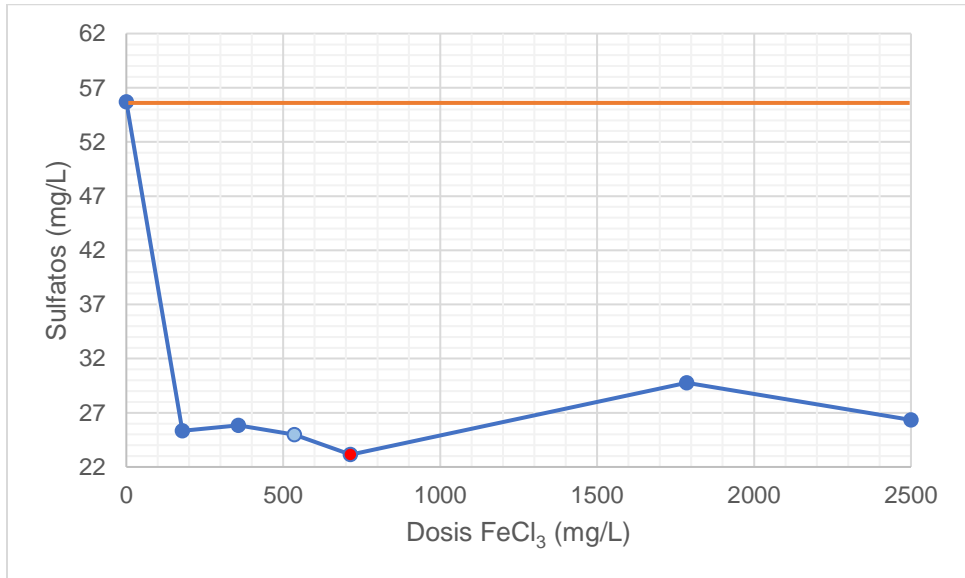


Figura 16. Resultados de sulfatos en dosis de FeCl₃ para la prueba 1.

En la *Tabla 8*, se muestran los resultados de la caracterización post-tratamiento con el coagulante cloruro férrico, FeCl₃ de las dosis: 178.6, 357.1, 535.7, 714.3, 1785.7 y 2500 mg/L de FeCl₃.

Tabla 8. Resultados de la caracterización post-tratamiento con FeCl₃

Dosis (mg/L FeCl ₃)	pH	Temperatura (°C)	Salinidad (x10 ⁻⁶ mg/L)	SST (mg/L)	SD (mg/L)
0	7.84 ± 0.03	21.70 ± 0.28	31.27 ± 0.01	287.00 ± 9.90	28888.00 ± 246.07
178.6	7.62 ± 0.03	20.40 ± 0.17	30.86 ± 9.26	239.00 ± 4.24	29452.00 ± 404.47
357.1	7.35 ± 0.03	20.27 ± 0.21	34.16 ± 1.53	218.00 ± 1.41	29595.00 ± 76.37
535.7	7.08 ± 0.01	20.40 ± 0.00	33.81 ± 4.37	383.00 ± 14.14	29687.00 ± 152.74
714.3	6.87 ± 0.01	20.23 ± 0.06	35.47 ± 1.00	191.50 ± 28.99	28948.50 ± 1014.70
1785.7	6.18 ± 0.02	20.30 ± 0.26	35.82 ± 2.90	423.00 ± 9.90	30825.00 ± 465.28
2500	5.62 ± 0.05	20.57 ± 0.06	38.01 ± 1.29	261.5 ± 6.36	31055.5 ± 721.96

En el caso del coagulante cloruro férrico, se puede notar la tendencia a disminuir el pH de la muestra de acuerdo a una mayor dosis de coagulante debido a la naturaleza ácida del mismo. Las mediciones se realizaron dentro del mismo rango de temperatura. La salinidad sólo fue reducida en la dosis de 178.6 mg/L, en todos los demás casos este parámetro aumentó su valor. En todas las dosis se nota una favorable disminución de la turbiedad, siendo la dosis de 714.3 mg/L la más efectiva.

En los sólidos suspendidos (SST) existe una disminución para las dosis excepto las de 535.7 y 1785.7 mg/L, en las que aumenta la cantidad de SST. Para los sólidos totales (ST) se registra un aumento en todas las dosis excepto la de 714.3 mg/L, sin embargo, la reducción de ST es mínima. Se puede notar una reducción importante de DQO en todas las dosis, siendo la de 714.3 mg/L la de mejor efectividad. En el caso de los sulfatos, también se puede notar una reducción en todas las dosis, siendo la de 714.3 mg/L la más efectiva.

En esta prueba tenemos resultados similares a la realizada con PCA, en donde se nota una reducción de los parámetros de interés, sin embargo, el agua resultante de estos tratamientos aún no podría ser reutilizada debido a que parámetros como

la DQO son aún elevados. La dosis elegida para este coagulante es la de 714.3 mg/L de FeCl_3 .

5.1.3 Prueba 2. Cloruro de aluminio (AlCl_3)

El cloruro de aluminio utilizado cuenta con las características resumidas en la *Tabla 9*.

Tabla 9. Características del coagulante cloruro de aluminio

Parámetro	AlCl_3
Nombre comercial	Cloruro de aluminio anhidro
Fórmula empírica	AlCl_3
Pureza	98%
Gravedad específica	1.27-1.35

Se preparó una solución al 25% m/v, añadiendo 25 g en 100 mL de agua. Se procedió a preparar los vasos para la prueba de jarras, colocando un volumen de 700 mL de M203 en cada uno. Las dosis utilizadas de coagulante fueron de 71.4, 178.6, 357.1, 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L respectivamente. Se procedió a realizar la agitación rápida, lenta y sedimentación de las jarras. En las *Figuras 17a y 17b* se muestran la sedimentación y remoción conseguida para cada una de las dosis en el orden previamente especificado.

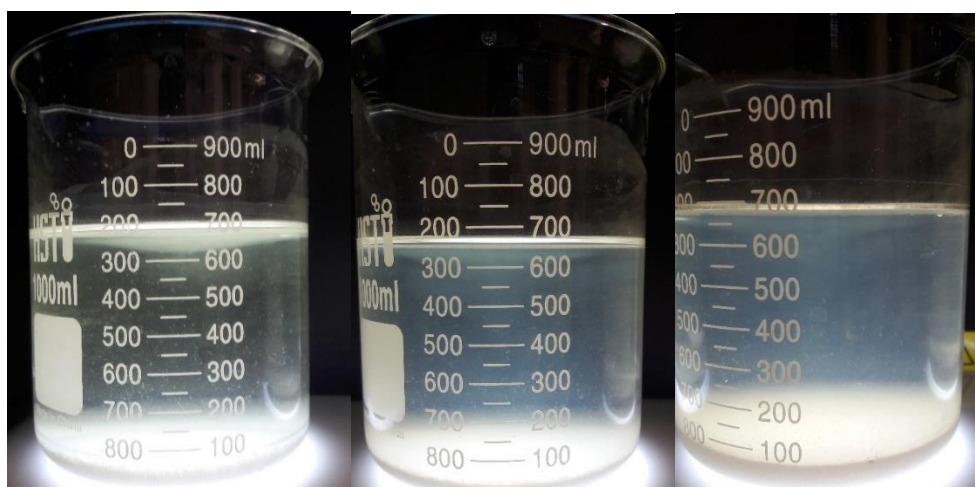


Figura 17a. Prueba 2 AlCl_3 . Dosis: 71.4, 178.6 y 357.1 mg/L

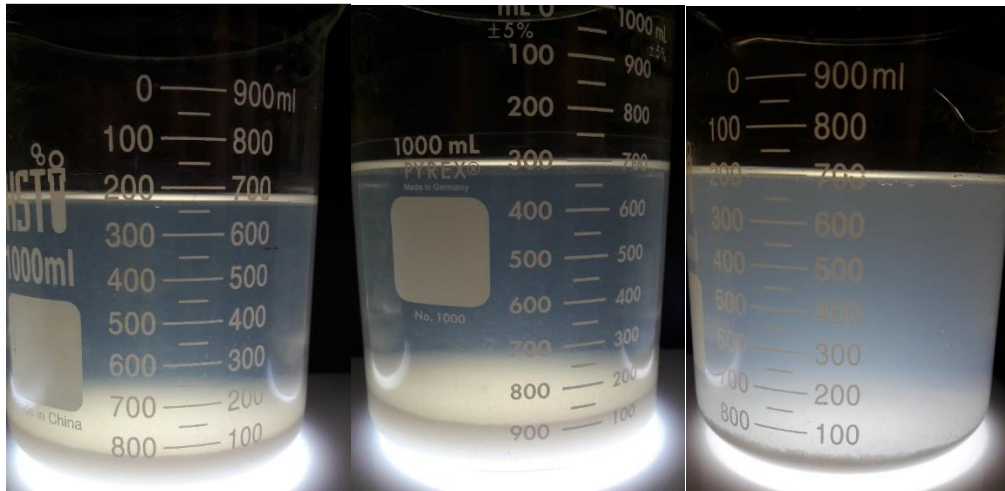


Figura 17b. Prueba 2 $AlCl_3$. Dosis: 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L

Se puede resaltar la misma tendencia encontrada en las dos pruebas anteriores, a mayor dosis de coagulante, este se vuelve inefectivo y existe una menor floculación y sedimentación de la materia coagulada. En las *Figuras 18a y 18b* se muestra una vista superior de las dosis sedimentadas.

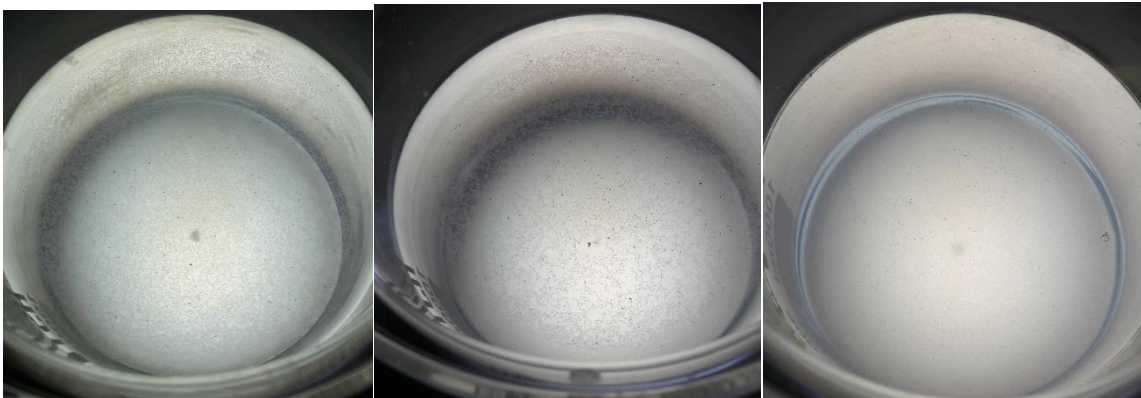


Figura 18a. Vista superior de dosis de $AlCl_3$: 71.4, 178.6 y 357.1 mg/L



Figura 18b. Vista superior de dosis de $AlCl_3$: 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L

Después del periodo de sedimentación, se decantó el líquido resultante de cada vaso y se almacenó en frascos de vidrio de 1 L previamente etiquetados, se llevaron a cabo las pruebas de caracterización y el agua y los desechos generados fueron almacenados para su posterior envío al manejo de residuos.

Resultados de la Prueba 2: Cloruro de aluminio, $AlCl_3$

Las siguientes figuras (19 a 22) ilustran los cambios conseguidos en los principales parámetros que se tomaron en cuenta para determinar la efectividad del tratamiento. Se muestran las dosis realizadas (71.4, 178.6, 357.1, 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L de $AlCl_3$).

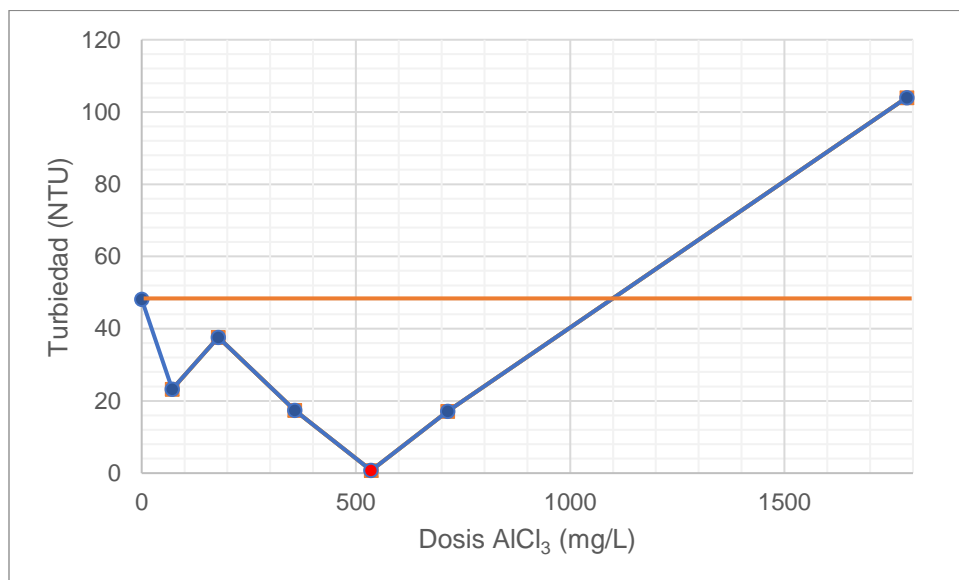


Figura 19. Resultados de turbiedad en dosis de $AlCl_3$ para la prueba 2.

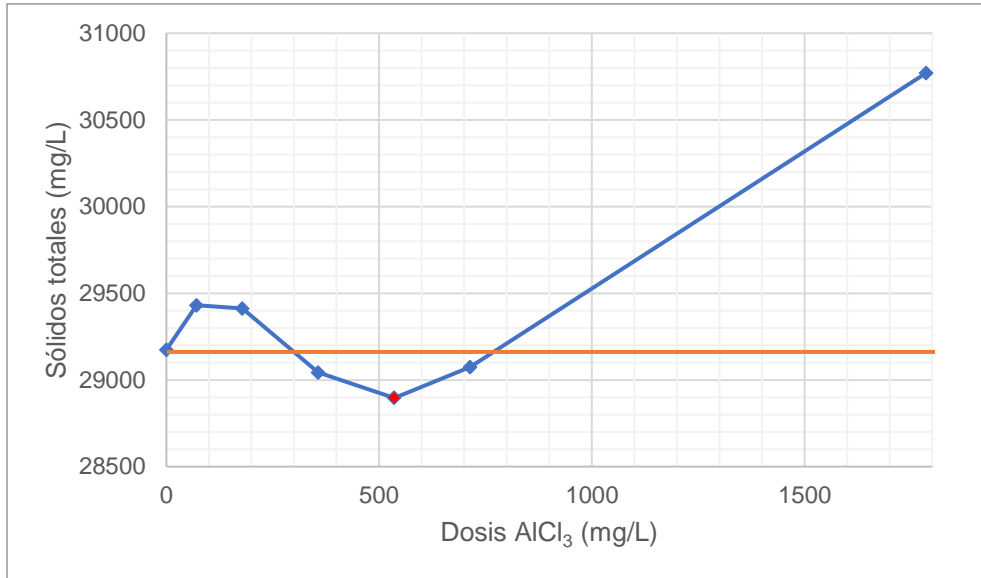


Figura 20. Resultados de sólidos totales en dosis de $AlCl_3$ para la prueba 2.

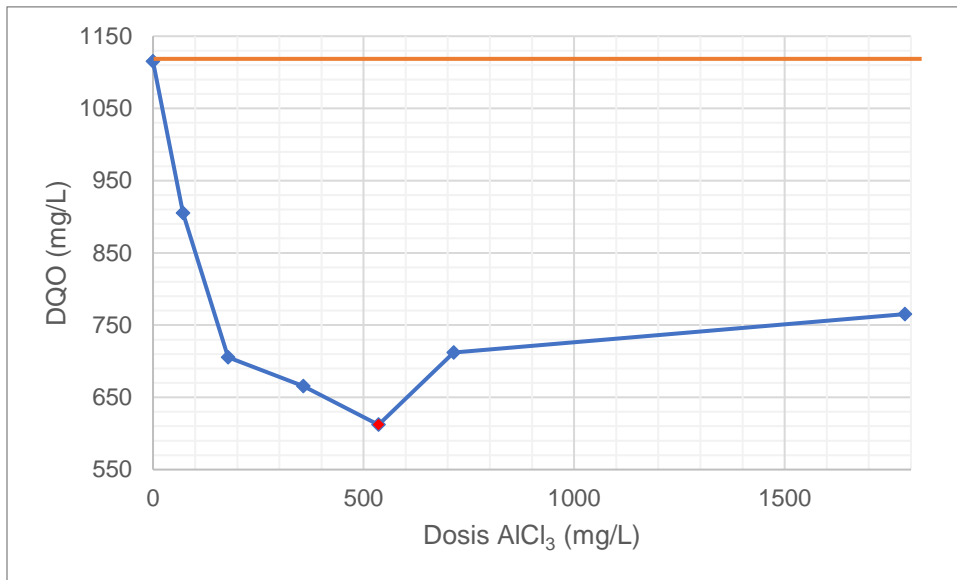


Figura 21. Resultados de DQO en dosis de $AlCl_3$ para la prueba 2.

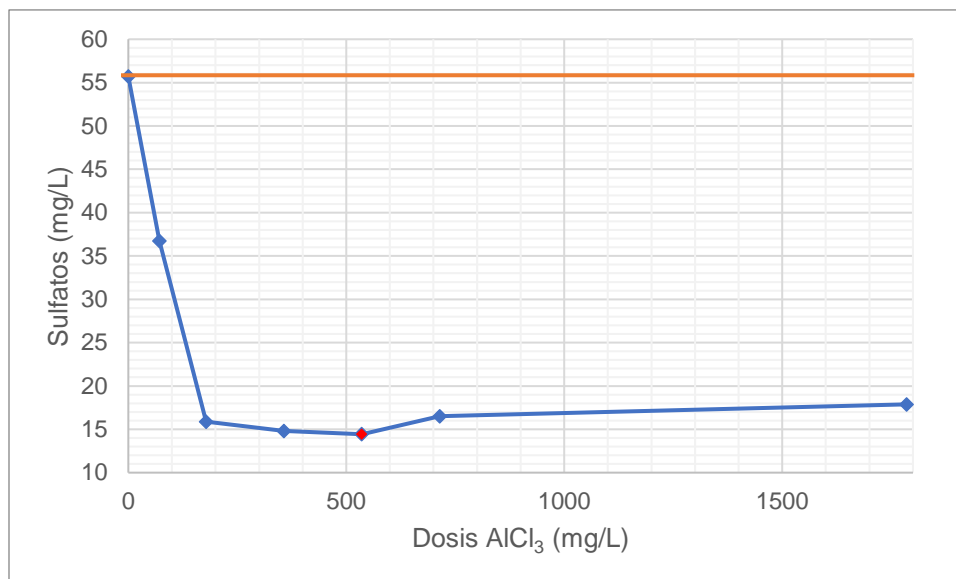


Figura 22. Resultados de sulfatos en dosis de AlCl₃ para la prueba 2.

En la *Tabla 10*, se muestran los resultados de la caracterización post-tratamiento con el coagulante cloruro de aluminio, AlCl₃ de las dosis: 71.4, 178.6, 357.1, 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L de AlCl₃.

Tabla 10. Resultados de la caracterización post-tratamiento con AlCl₃

Dosis (mg/L AlCl ₃)	pH	Temperatura (°C)	Salinidad (x10 ⁻⁶ mg/L)	SST (mg/L)	SD (mg/L)
0	7.84 ± 0.03	21.70 ± 0.28	31.27 ± 0.01	287.00 ± 9.90	28888.00 ± 246.07
71.4	7.34 ± 0.02	21.60 ± 0.35	28.89 ± 0.38	281.00 ± 12.73	29151.00 ± 272.94
178.6	7.30 ± 0.02	20.90 ± 0.10	29.10 ± 0.00	262.00 ± 2.83	29150.00 ± 511.95
357.1	6.98 ± 0.01	21.17 ± 0.12	27.78 ± 0.70	282.50 ± 10.61	28760.50 ± 38.89
535.7	6.73 ± 0.01	21.23 ± 0.15	28.39 ± 0.14	313.50 ± 38.89	28582.50 ± 184.55
714.3	6.54 ± 0.01	21.43 ± 0.12	28.52 ± 0.15	260.00 ± 15.56	28814.00 ± 725.49
1785.7	4.64 ± 0.01	22.00 ± 0.10	29.18 ± 0.19	332 ± 16.97	30439 ± 603.87

El coagulante cloruro de aluminio tiene una mayor tendencia a disminuir el pH del agua conforme aumenta la dosis. Los rangos de temperatura se mantienen para

las mediciones correspondientes. En general, se nota una disminución en la salinidad de la muestra, siendo la dosis de 357.1 mg/L la más efectiva.

En el caso de la turbiedad, existe una reducción para todas las dosis excepto para la mayor, en la que este valor aumenta. Para los sólidos suspendidos (SST), se nota una ligera disminución en todas las dosis excepto las de 535.7 y 1785.7 mg/L, en las que aumentan. Los sólidos totales disminuyen en las dosis de 357.1, 535.7 y 714.3 mg/L y aumentan en las de 71.4, 178.6 y 1785.7 mg/L.

La disminución de DQO es favorable en todas las dosis, se registra una mayor efectividad con la de 535.7 mg/L. Del mismo modo, los sulfatos disminuyen con todas las dosis, siendo la de 535.7 mg/L la de mayor efectividad. Comparado con su forma polimerizada, se puede decir que para la remoción de turbiedad y DQO el PCA es más efectivo que el cloruro de aluminio; sin embargo, en la salinidad y el contenido de sulfatos el cloruro de aluminio logra una mayor reducción. Para este coagulante, la dosis más efectiva fue la de 535.7 mg/L.

5.1.4 Prueba 3: Sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$)

En la *Tabla 11*, se muestran las características del sulfato férrico utilizado para las pruebas.

Tabla 11. Características del coagulante sulfato férrico.

Nombre comercial	Sulfato férrico
Fórmula empírica	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$
Aspecto	Polvo amarillo claro
Contenido Fe^{3+}	19 % Mín.
Pureza	21.1 %
pH	2.0-3.0

En la realización de la prueba 3 de coagulación, se preparó una solución al 25% m/V de sulfato férrico hidratado tomando en cuenta los cálculos siguientes:

Masa molecular de sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) = 399.9 g/mol, Pureza = 21.2%

Para obtener 25 g en 100 mL de cloruro férrico, se dividió por la pureza $25 \text{ g} / 21.1\% = 118.4834 \text{ g}$, se diluyeron 118.4834 g de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ en 100 mL de agua.

Las dosis utilizadas de coagulantes fueron de 71.4, 178.6, 357.1, 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L de coagulante al 25% m/V por cada volumen de jarra de 700 mL, respectivamente. Se administró la dosis correspondiente a cada jarra y se procedió a la agitación rápida seguida por la agitación lenta y la sedimentación. En las *Figuras 23a y 23b* se muestran la sedimentación y remoción conseguida para cada una de las dosis en el orden previamente especificado.



Figura 23a. Prueba 3 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$. Dosis: 71.4, 178.6 y 357.1 mg/L



Figura 23b. Prueba 3 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$. Dosis: 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L

Se puede resaltar la misma tendencia encontrada en las tres pruebas anteriores, a mayor dosis de coagulante, este se vuelve inefectivo y existe una menor floculación y sedimentación de la materia coagulada.

Del mismo modo que con el cloruro férrico (FeCl_3), se puede resaltar la coloración negra de los flóculos en las primeras 5 dosis, lo que indicaría la formación de compuestos del ión Fe^{3+} , sin embargo, al tener un exceso de coagulante como en la *Figura 24b* se pueden observar remanentes del ión Fe^{3+} . En las *Figuras 24a* y *24b* se muestra una vista superior de las dosis sedimentadas.

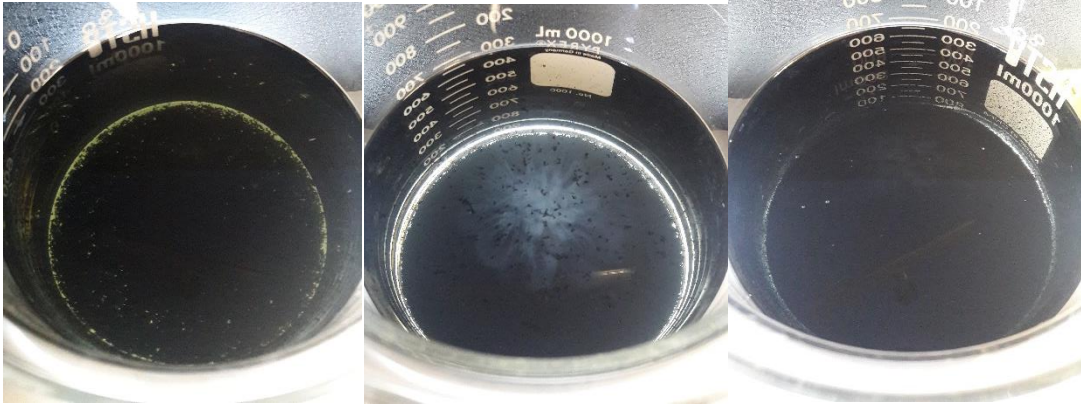


Figura 24a. Vista superior de dosis de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$: 71.4, 178.6 y 357.1 mg/L

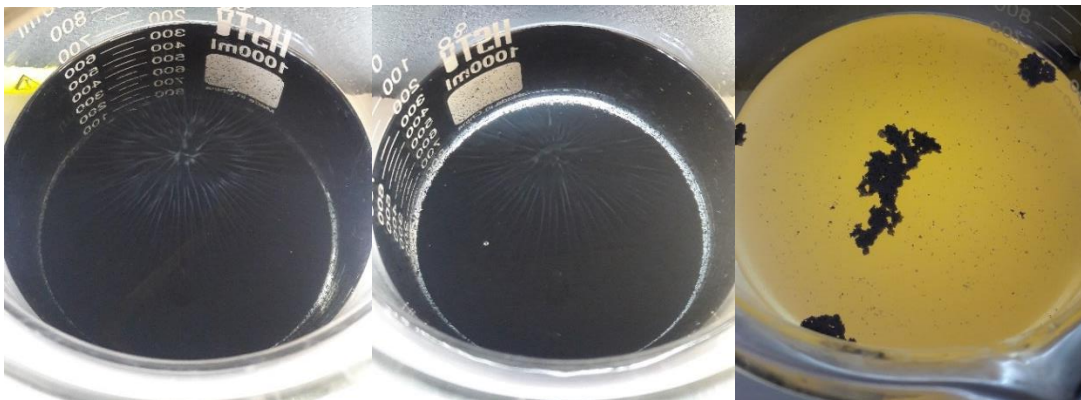


Figura 24b. Vista superior de dosis de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$: 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L

Después del periodo de sedimentación, se decantó el líquido resultante de cada vaso y se almacenó en frascos de vidrio de 1 L previamente etiquetados, se llevaron a cabo las pruebas de caracterización y el agua y los desechos generados fueron almacenados para su posterior envío al manejo de residuos.

Resultados de la prueba 3, sulfato férrico: $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$

Las figuras 25 a 27 muestran los resultados de los parámetros principales de efectividad del tratamiento, los sulfatos no fueron determinados para este coagulante, ya que no pueden ser un parámetro al estar siendo agregados al agua.

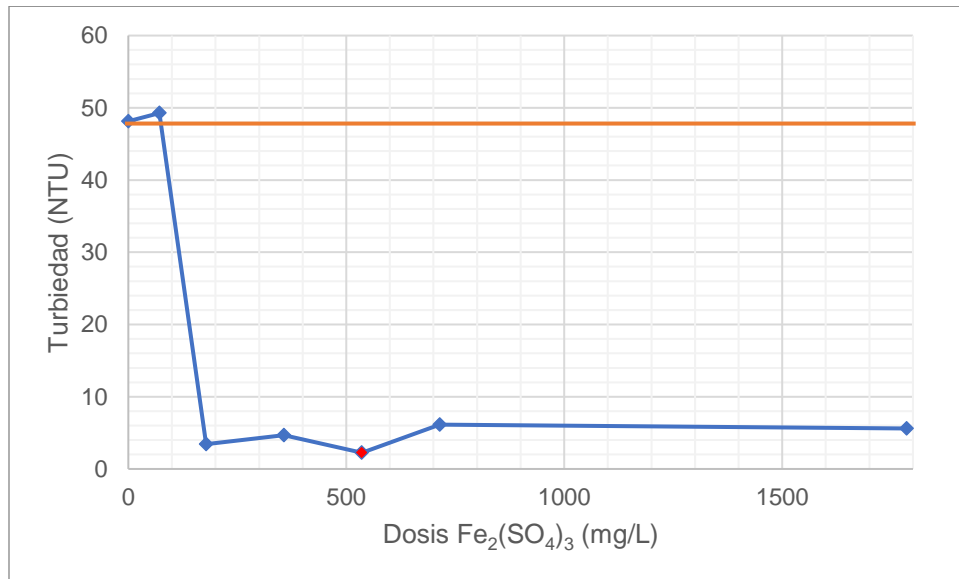


Figura 25. Resultados de turbiedad en dosis de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ para la prueba 3.

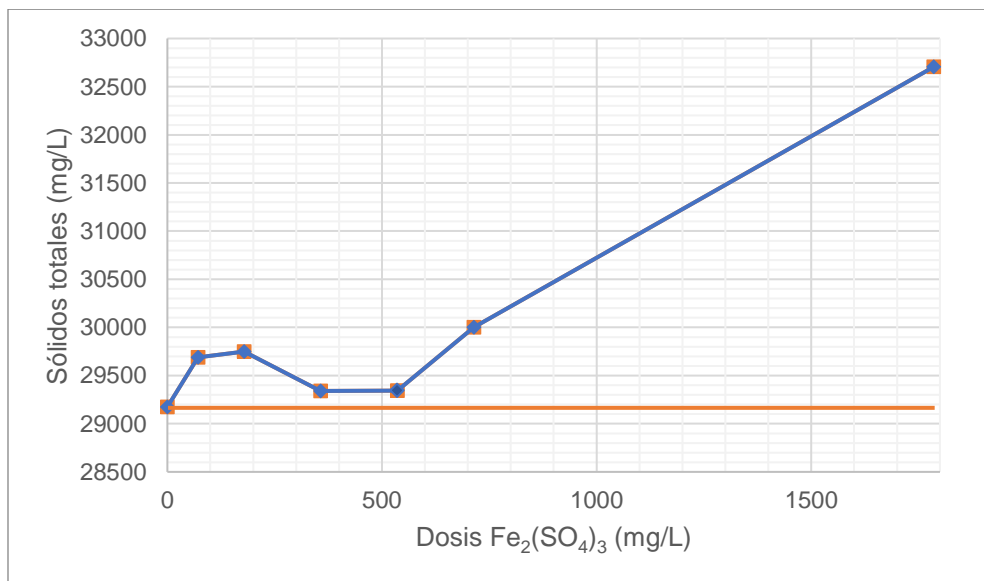


Figura 26. Resultados de sólidos totales en dosis de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ para la prueba 3.

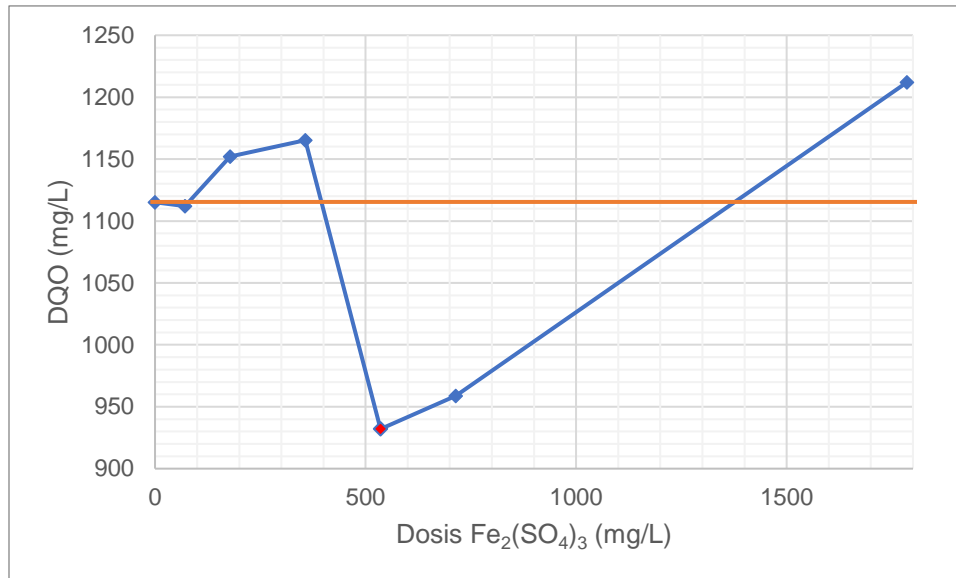


Figura 27. Resultados de DQO en dosis de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ para la prueba 3.

En la *Tabla 12*, se muestran los resultados de la caracterización post-tratamiento con el coagulante sulfato férrico, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ de las dosis: 71.4, 178.6, 357.1, 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$.

Tabla 12. Resultados de la caracterización post-tratamiento con $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$

Dosis (mg/L $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$)	pH	Temperatura (°C)	Salinidad ($\times 10^{-6}$ mg/L)	SST (mg/L)	SD (mg/L)
0	7.84 ± 0.03	21.70 ± 0.28	31.27 ± 0.01	287.00 ± 9.90	28888.00 ± 246.07
71.4	7.68 ± 0.02	20.03 ± 0.23	24.60 ± 0.46	260.50 ± 13.44	29428.50 ± 185.97
178.6	7.32 ± 0.01	20.80 ± 0.61	25.12 ± 0.28	216.00 ± 8.49	29532.00 ± 178.19
357.1	6.87 ± 0.02	20.27 ± 0.06	25.35 ± 0.18	226.50 ± 16.26	29112.50 ± 310.42
535.7	6.63 ± 0.02	20.27 ± 0.15	25.49 ± 0.12	281.00 ± 5.66	29064.00 ± 335.17
714.3	6.41 ± 0.03	20.27 ± 0.21	25.59 ± 0.13	230.00 ± 5.66	29770.00 ± 229.10
1785.7	6.27 ± 0.05	22.20 ± 1.73	25.33 ± 0.62	282.5 ± 9.19	32423 ± 725.49

El sulfato férrico como coagulante no disminuyó en gran medida el pH de la muestra, los rangos de temperatura para las mediciones se mantuvieron. La

salinidad disminuyó similarmente para todas las dosis. La remoción de turbiedad fue efectiva en todas las dosis, siendo la de 535.7 mg/L la mejor. En el caso de los sólidos suspendidos totales (SST) hubo una disminución en todas las dosis, la más efectiva fue la de 178.6 mg/L. Para los sólidos totales se registró un aumento en todas las dosis. Se registró una remoción de DQO en sólo dos de las dosis, siendo la de 535.7 mg/L la de mayor efectividad. En el caso de este coagulante, la medición de sulfatos no se consideró como un parámetro de comparación ya que se están agregando iones sulfato al agua. La dosis elegida es de 535.7 mg/L.

5.1.5 Prueba 4. Policloruro de aluminio (PCA)

En la *Tabla 13* se ilustran las características que presenta el PCA disponible para las pruebas.

Tabla 13. Características del coagulante PCA disponible

Parámetro	PCA
Nombre comercial	Poli + Cat 40
Fórmula empírica	$Al_2(OH)_nCl_{3-n}$
Alúmina (Al_2O_3), %m	13 – 15
Densidad, g/mL	1.220
Basicidad, %	40

Para la realización de la prueba 4 con PCA, se preparó una disolución al 25% m/v (250,000 ppm) del coagulante. Se midieron volúmenes de 700 mL de muestra M203 previamente aclimatada a temperatura ambiente y se colocaron en cada uno de los seis vasos de la prueba de jarras.

Las dosis utilizadas de coagulante fueron de 0 (blanco reactivo), 178.6, 357.1, 535.7, 714.3 y 1785.7 mg/L, respectivamente (ver *Tabla 4*). Se procedió a realizar la agitación rápida, lenta y sedimentación de las jarras. En las *Figuras 28a* y *28b* se muestran la sedimentación y remoción conseguida para cada una de las dosis en el orden previamente especificado.



Figura 28a. Prueba 4 PCA. Dosis: 0 mg/L, 178.6 mg/L, 357.1 mg/L

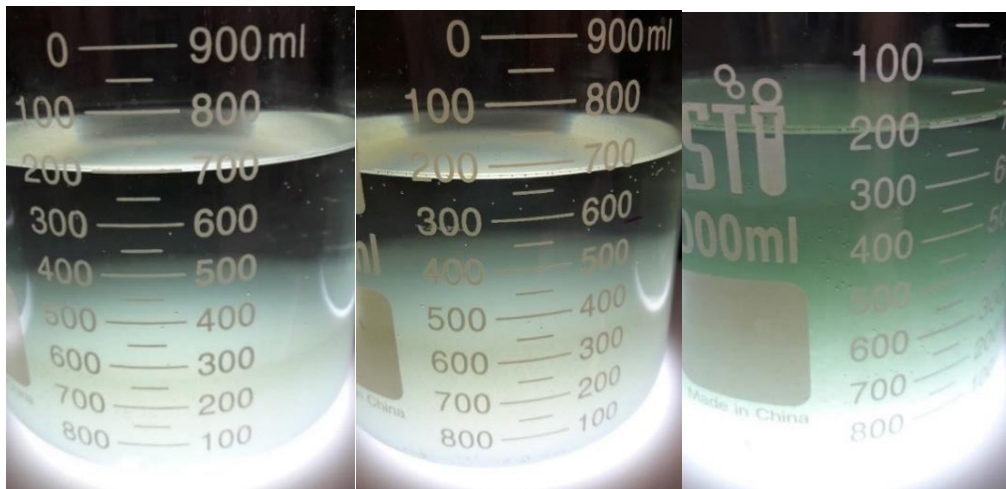


Figura 28b. Prueba 4 PCA. Dosis: 535.7 mg/L, 714.3 mg/L, 1785.7 mg/L

Durante el desarrollo de la primera prueba, el periodo de sedimentación posterior a la agitación fue de sólo 30 minutos, es decir, menor a las 2 horas establecidas en la propuesta experimental. Se hizo explícita la tendencia de que un exceso en la dosis de coagulante tiene un efecto negativo en la efectividad del proceso de coagulación-floculación, ya que genera coágulos y flóculos de menos estabilidad que no se aglomeran y no sedimentan, como se aprecia en la *Figura 29b* principalmente.

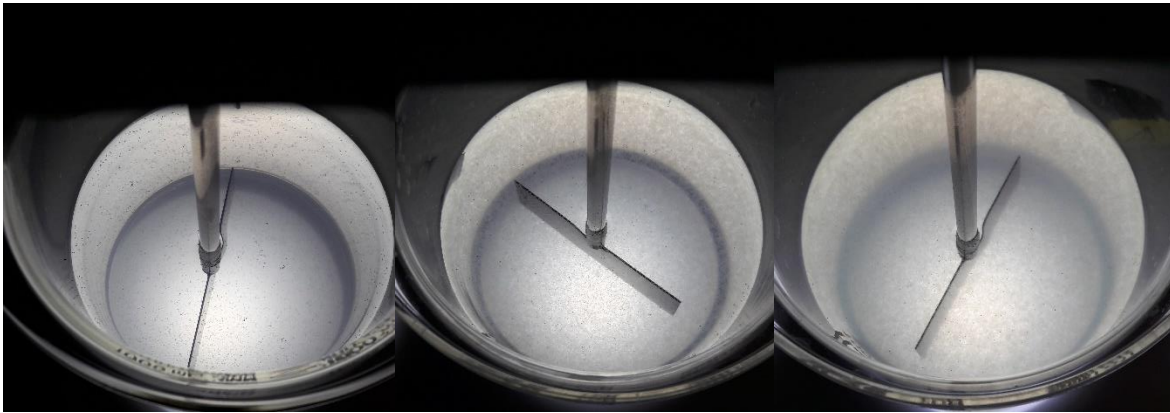


Figura 29a. Vista superior de dosis de PCA: 0 mg/L, 178.6 mg/L y 357.1 mg/L.

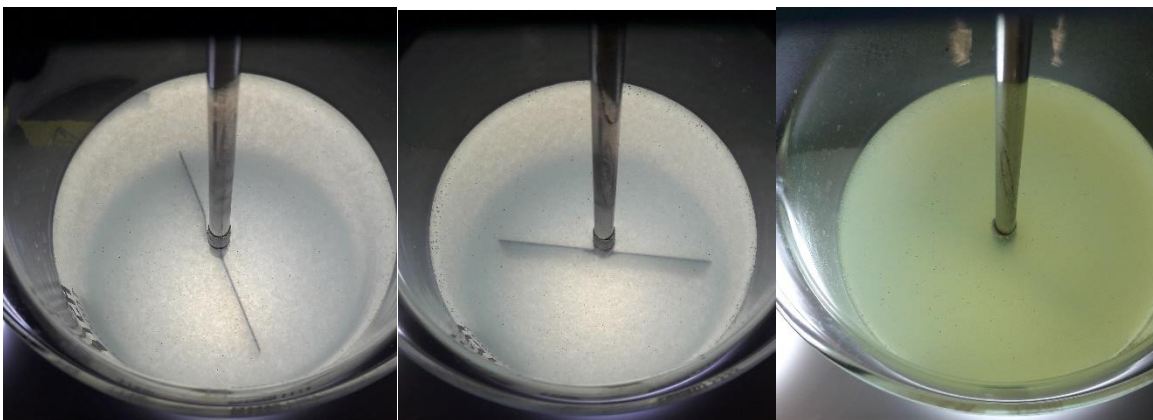


Figura 29b. Vista superior de dosis de PCA: 535.7 mg/L, 714.3 mg/L y 1785.7 mg/L

Después de este primer periodo de sedimentación, se decantó el líquido resultante de cada vaso y se almacenó en frascos de vidrio de 1 L previamente etiquetados. El agua correspondiente a la dosis de 1785.7 mg/L de PCA (*Figura 29b*), no fue suficiente para poder ser almacenada y caracterizada.

El agua remanente se dejó sedimentar durante la noche, para comprobar el efecto de un mayor periodo de sedimentación. Al día siguiente, el agua resultante presentó un olor y apariencia desagradables. El agua y los desechos generados fueron almacenados para su posterior envío al manejo de residuos.

Después de los resultados obtenidos para la propuesta del periodo de sedimentación de veinticuatro horas, no se recomienda que las pruebas de coagulación y la caracterización del agua resultante se realicen en periodos de tiempos largos, ya que aún si las muestras son refrigeradas ocurre una gradual descomposición de las mismas, por lo que se requiere realizar el análisis de los

resultados no más de dos semanas después de realizada la prueba con un nuevo coagulante.

Resultados de la Prueba 4: Policloruro de aluminio, PCA

Las Figuras (30 a 33) ilustran los cambios obtenidos en los principales parámetros que se tomaron en cuenta para determinar la efectividad del tratamiento. Se muestran las dosis realizadas (0, 178.6, 357.1, 535.7, y 714.3 mg/L de PCA). La dosis correspondiente a 1785.7 mg/L no fue analizada.

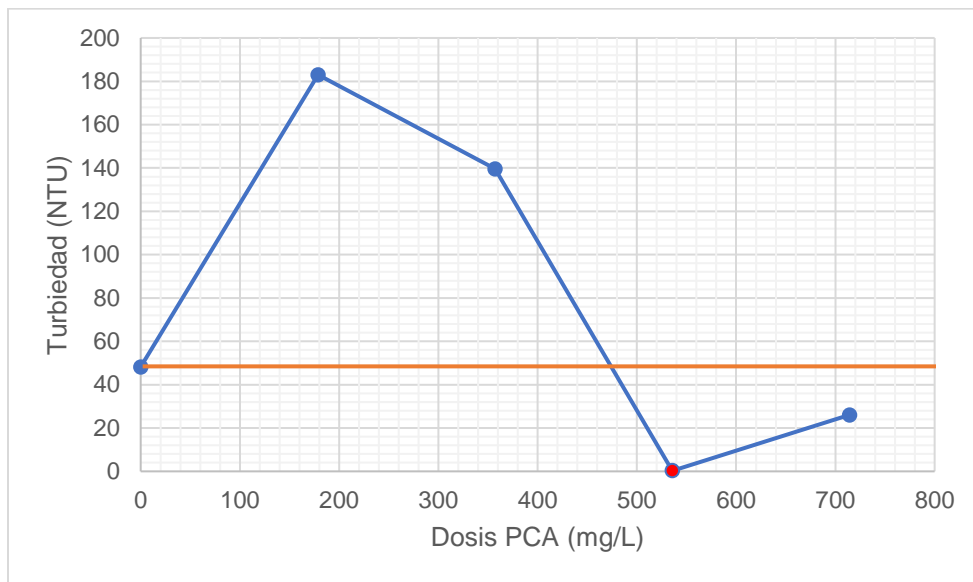


Figura 30. Resultados de turbiedad en dosis de PCA para la prueba 4.

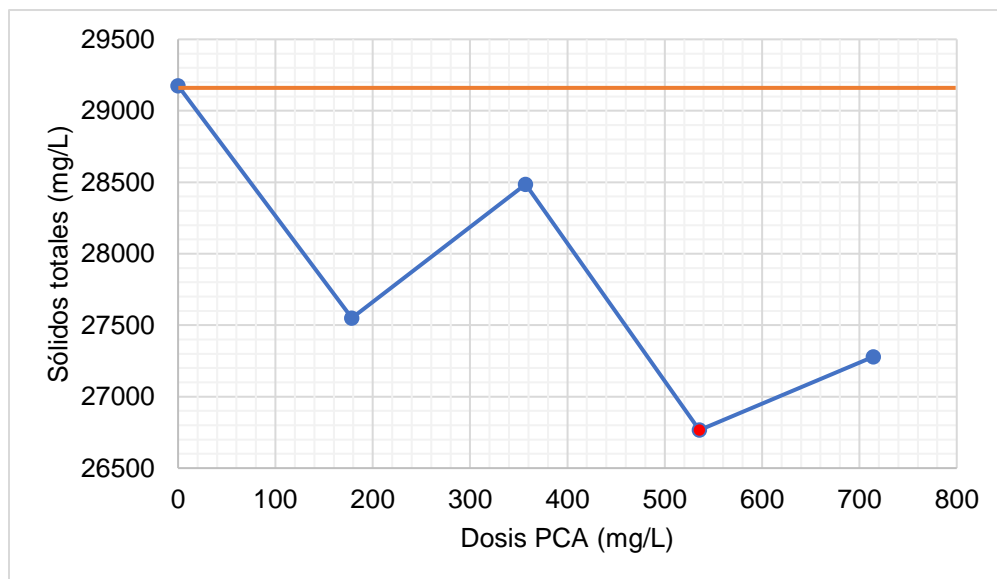


Figura 31. Resultados de sólidos totales en dosis de PCA para la prueba 4.

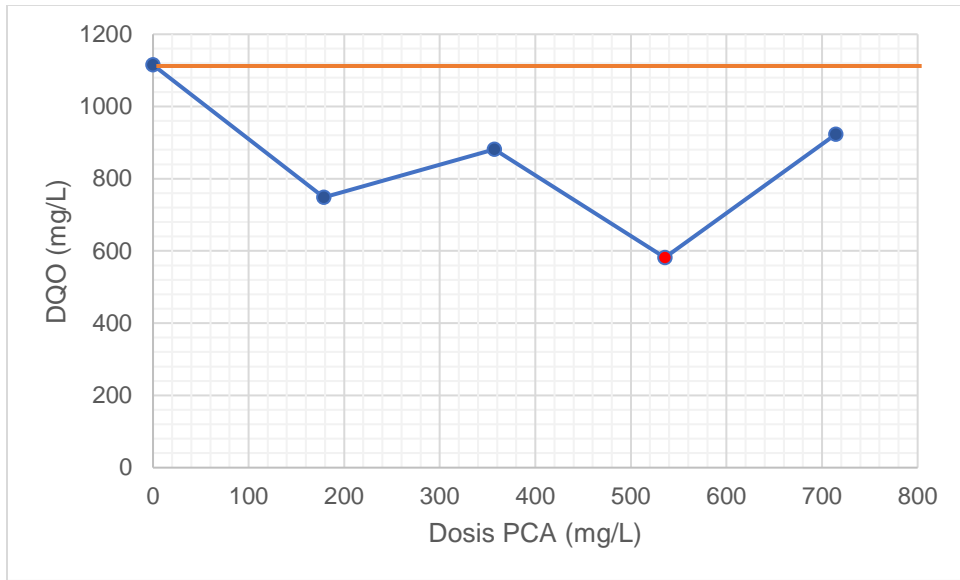


Figura 32. Resultados de DQO en dosis de PCA para la prueba 4.

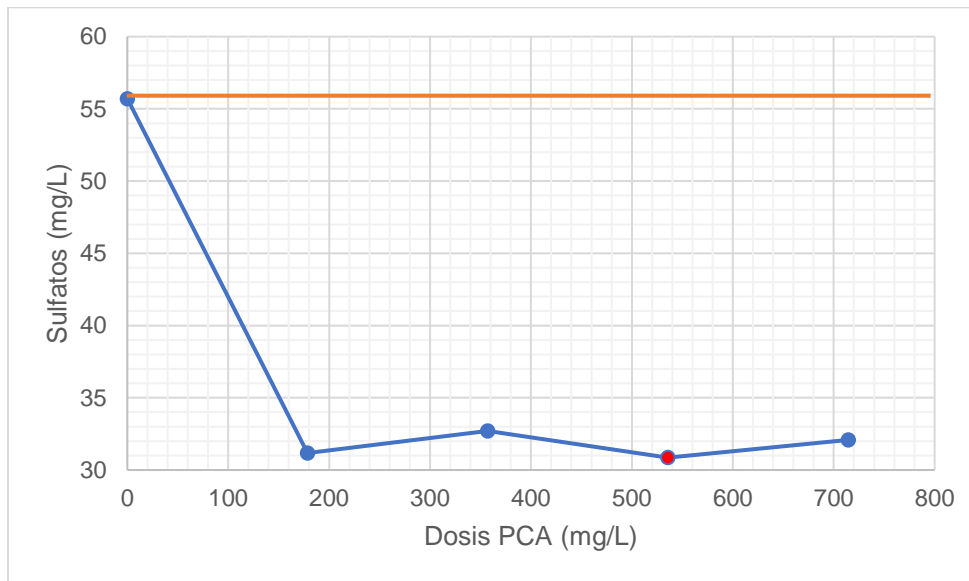


Figura 33. Resultados de sulfatos en dosis de PCA para la prueba 4.

En la *Tabla 14*, se ilustran los resultados completos de la caracterización post-tratamiento con el coagulante policloruro de aluminio, PCA de las dosis: 0, 178.6, 357.1, 535.7 y 714.3 mg/L de PCA.

Tabla 14. Resultados de la caracterización post-tratamiento con PCA

Dosis (mg/L PCA)	pH	Temperatura (°C)	Salinidad ($\times 10^{-6}$ mg/L)	SST (mg/L)	SD (mg/L)
0	7.84 \pm 0.01	21.70 \pm 0.28	31.27 \pm 0.01	287.00 \pm 9.90	28888.00 \pm 246.07
178.6	7.34 \pm 0.06	20.50 \pm 0.14	32.25 \pm 0.03	262.50 \pm 13.44	27288.50 \pm 516.90
357.1	7.22 \pm 0.03	20.50 \pm 0.14	31.80 \pm 0.28	248.00 \pm 63.64	28237.00 \pm 166.88
535.7	7.22 \pm 0.03	20.10 \pm 0.14	29.17 \pm 0.03	262.50 \pm 26.16	26503.50 \pm 774.28
714.3	7.27 \pm 0.03	20.30 \pm 0.14	32.16 \pm 0.01	595.00 \pm 97.58	26684.00 \pm 296.98

Con el agente coagulante policloruro de aluminio no se registra un cambio significativo en el pH y la salinidad de la muestra. Sólo en el caso de la dosis correspondiente a 535.7 mg/L de PCA existe una ligera disminución en salinidad. Además, las mediciones de temperatura se realizaron en un rango muy cercano. En el parámetro correspondiente a la turbiedad de la muestra, se aprecia un aumento para las dosis de PCA excepto las de 535.7 y 714.3 mg/L, siendo la dosis de 535.7 mg/L la más efectiva en cuanto a remoción de turbiedad (*Figura 30*).

De acuerdo con los resultados obtenidos para la primera prueba del procedimiento de coagulación-floculación, se puede señalar que existe una efectividad en las dosis de policloruro de aluminio hasta un límite de 714.3 mg/L, donde una mayor dosis comienza a ser contraproducente, pues genera una mayor turbiedad y cantidad de sólidos suspendidos.

Los sólidos disueltos y sólidos totales se mantienen dentro del mismo rango de valores (*Figura 31*); en el caso de los sólidos suspendidos, para la dosis de 714.3 mg/L de PCA se nota un aumento significativo. Todas las dosis de PCA logran disminuir la carga de materia oxidable (DQO), siendo la dosis de 535.7 mg/L de

PCA la de mayor efectividad (*Figura 32*), sin embargo, este parámetro sigue siendo muy elevado para los propósitos de reutilización. Lo mismo se puede decir acerca de los sulfatos, en donde existe una ligera disminución, siendo la dosis de 535.7 mg/L de PCA la más efectiva (*Figura 33*).

Para esta prueba, se hace evidente que la mejor dosis de PCA en la muestra de agua congénita fue la de 535.7 mg/L.

5.1.6 Tabla comparativa de coagulantes

La *Tabla 15* muestra los porcentajes de remoción alcanzado por cada una de las mejores dosis encontradas para cada coagulante, con el propósito de mostrar los resultados alcanzados. Para la realización de la *Tabla 15*, se seleccionó la mejor dosis de cada coagulante, tomando en cuenta como principales parámetros de remoción a la turbiedad, los sólidos totales, la DQO y la cantidad de iones sulfato (excepto en el caso del sulfato férrico).

Tabla 15. Resultado comparativo: mejor dosis de cada coagulante.

	Prueba 1 PCA al 25% Dosis=535.7 mg/L	Prueba 2 FeCl₃ al 25% Dosis=714.3 mg/L	Prueba 3 AlCl₃ al 25% Dosis=535.7 mg/L	Prueba 4 Fe₂(SO₄)₃ al 25% Dosis=535.7 mg/L
M203	% Remoción	% Remoción	% Remoción	% Remoción
pH	5.25	9.89	11.64	13.04
Salinidad (x10 ⁻⁶ mg/L)	6.83	Aumentó 13.29	9.34	18.60
Turbidez (NTU)	99.71	99.80	99.26	97.62
SST (mg/L)	8.54	Aumentó 33.45	Aumentó 9.23	2.09
SDT (mg/L)	8.25	0.45	1.06	Aumentó 0.61
ST (mg/L)	8.26	0.12	0.96	Aumentó 0.58
DQO (mg/L)	49.71	49.71	47.09	19.42
Sulfatos (mg/L)	44.60	58.46	74.10	N/D

Como se puede observar en la *Tabla 15*, se tienen resultados positivos para todos los coagulantes, es decir, con la dosis seleccionada de cada coagulante se logra una disminución en los parámetros de mayor interés (la turbiedad, los sólidos totales, la DQO y la cantidad de iones sulfato). Los valores de porcentaje negativos indican que en lugar de lograr una remoción en el parámetro correspondiente se registró un aumento.

En primera instancia, se puede descartar el uso de sulfato férrico como coagulante, ya que se busca eliminar el contenido de sulfatos de la muestra. No obstante, se puede resaltar que la remoción de turbiedad (97.62%) y salinidad (18.6%) es alta, aunque el pH de la muestra disminuye bastante (13.04%). Existen casos como el del cloruro férrico, cuya remoción de turbiedad (99.8%) y de DQO (49.71%) son las mayores, sin embargo, se podría descartar como sustancia a utilizar debido a que su generación de sólidos suspendidos (SST) es muy alta (33.45%) además de que aumenta del mismo modo la salinidad de la muestra (13.29%).

Al hacer la comparación entre el cloruro de aluminio y su forma polimerizada PCA, se encuentra una capacidad de remoción similar entre ambos coagulantes. Como diferencias notables podemos encontrar que el PCA es capaz de remover sólidos suspendidos (8.54%) y el cloruro de aluminio produce una pequeña cantidad de los mismos (9.23%); el PCA disminuye el pH de la muestra (5.25%) en menor medida que el cloruro de aluminio (11.64%), aunque ambos son capaces de remover una cantidad similar de materia orgánica DQO (49.71%). Por estos motivos, es que se elige al PCA como mejor coagulante, y la dosis de 535.7 mg/L.

5.2 Segunda etapa

En la segunda etapa, se propuso analizar y experimentar con otras dos nuevas muestras: M085 y M660.

5.2.1 Caracterización de M085

En la *Tabla 16* se muestran los resultados de la caracterización completa a la muestra M085 antes de realizar las pruebas de coagulación y floculación.

Tabla 16. Caracterización completa de M085

Caracterización completa de M085	
pH	7.57 ± 0.01
Temperatura (°C)	20.37 ± 0.15
Salinidad (x10 ⁻⁶ mg/L)	27.15 ± 4.80
Turbiedad (NTU)	242.67 ± 41.30
SST(mg/L)	750.33 ± 19.09
SDT (mg/L)	28889.00 ± 12.02
ST(mg/L)	29639.33 ± 31.11
SS (mL/L)	4.29 ± 0.05
DQO (mg/L)	2173.33 ± 664.79
Sulfatos (mg/L)	136.07 ± 4.94
Dureza total (mgCaCO ₃ /L)	5504.93 ± 141.55
Dureza Ca (mgCaCO ₃ /L)	4854.21 ± 70.77
Dureza Mg (mgCaCO ₃ /L)	650.71 ± 17.20
Cloruros (mg/L)	22,003 ± 40.31

El agua tipo congénita M085 presenta, al igual que la muestra M203, un pH cercano a la neutralidad, por lo que no es necesario realizar algún tipo de acondicionamiento previo a las pruebas de coagulación-floculación. Todas las determinaciones y pruebas serán realizadas a temperatura ambiente. Además, se puede apreciar un valor menor de sales inorgánicas y una mayor turbiedad; existe una alta concentración de sólidos, de los cuales la mayoría corresponden a compuestos orgánicos como lo indica el valor obtenido de la DQO y sulfatos.

Se puede notar que contiene un valor elevado de cloruros totales para este tipo de agua; además de que la dureza total está conformada en gran medida por compuestos de calcio, siendo esta mayor que en la muestra anterior.

5.2.2 Caracterización de M660

En la *Tabla 17* se muestran los resultados de la caracterización completa a la muestra M660 antes de realizar las pruebas de coagulación y floculación.

Tabla 17. Caracterización completa de M660

Caracterización completa de M660	
M660	jun-17
pH	7.49 ± 0.02
Temperatura (°C)	21.67 ± 0.12
Salinidad (x10 ⁻⁶ mg/L)	31.52 ± 0.14
Turbiedad (NTU)	408.67 ± 3.21
SST(mg/L)	281.00 ± 0.00
SDT (mg/L)	31123.00 ± 67.88
ST(mg/L)	31404.00 ± 67.88
SS (mL/L)	4.43 ± 0.05
DQO (mg/L)	2356.67 ± 282.84
Sulfatos (mg/L)	94.05 ± 25.14
Dureza total (mgCaCO ₃ /L)	6739.37 ± 188.73
Dureza Ca (mgCaCO ₃ /L)	4103.56 ± 141.54
Dureza Mg (mgCaCO ₃ /L)	2635.80 ± 11.47
Cloruros (mg/L)	18,627 ± 28.28

El agua tipo congénita M660 presenta, al igual que la muestra M203 y M085, un pH cercano a la neutralidad, por lo que no es necesario realizar algún tipo de acondicionamiento previo a las pruebas de coagulación-floculación. Todas las determinaciones y pruebas serán realizadas a temperatura ambiente. Además, se puede apreciar un valor típico de sales inorgánicas y una mayor turbiedad; existe una mayor concentración de sólidos, de los cuales la mayoría corresponden a compuestos orgánicos como lo indica el valor obtenido de la DQO y sulfatos.

Se puede notar que contiene un valor muy alto de cloruros totales para este tipo de agua; además de que la dureza total está conformada en gran medida por compuestos de calcio, siendo esta mayor que en las muestras anteriores.

Prueba 5

Para la prueba 5 se colocaron dos muestras simultáneamente: M203 y M085, de las cuales dos vasos (B1 y B2) correspondieron a los blancos reactivos y las demás fueron repeticiones de la dosis óptima para cada muestra, D1 y D2 para la M203 y D3 y D4 para la M085. La *Figura 34* muestra la distribución de los vasos antes de comenzar la prueba de coagulación-floculación.



Figura 34. Prueba 5: B1, D1, D2 (M203); B2, D3 y D4 (M085)

5.2.3 Prueba 5-1: M203 (B1, D1 y D2)

Durante la segunda etapa se procedió a realizar pruebas de efectividad de la dosis y sustancia seleccionada como coagulante óptimo, es decir los 2.15 mL/L (535.7 mg/L, ver *Tabla 4*) de PCA. Para esto, se repitió la prueba con la muestra M203 utilizando 1 vaso como blanco reactivo (B1) y dos vasos con la dosis óptima (D1 y D2) para probar su reproducibilidad.

Para la realización de la prueba 5-1 con PCA, se utilizó una disolución al 25% m/v del coagulante previamente preparada. Se midieron volúmenes de 700 mL de muestra M203 previamente aclimatada a temperatura ambiente y se colocaron en cada uno de los tres vasos de la prueba de jarras. Las dosis fueron de 0 (blanco reactivo) y 535.7 mg/L c/u en los otros dos vasos.

Se procedió a realizar la agitación rápida, lenta y sedimentación de las jarras. En la *Figura 35a* se muestra la sedimentación y remoción conseguida para cada una de las dosis en el orden previamente especificado.

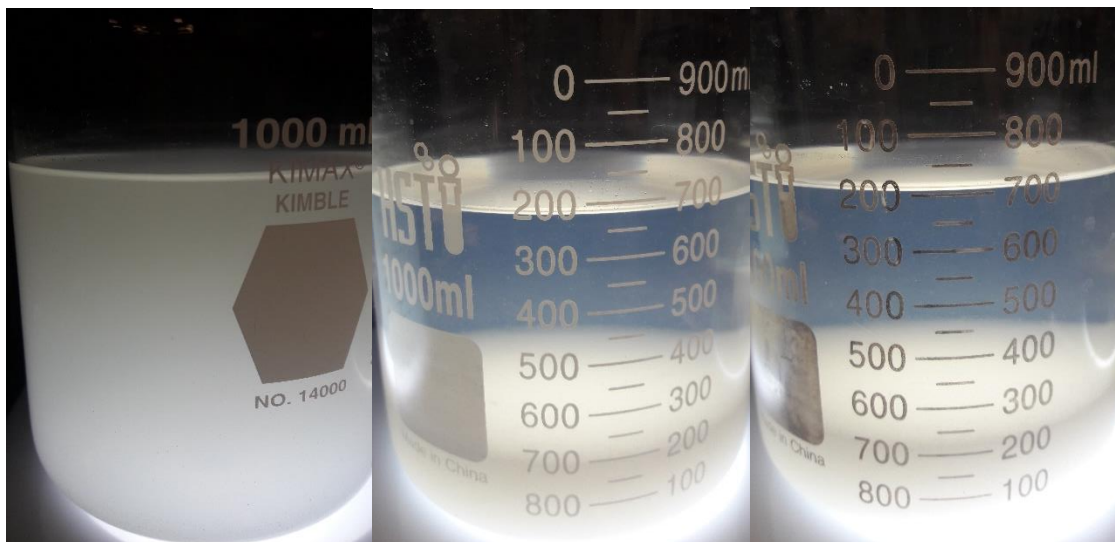


Figura 35a: Prueba 5-1 PCA dosis óptima en M203 (B1, D1 y D2)

Durante el desarrollo de la prueba se observaron resultados similares a la etapa 1 (Prueba 1 PCA, dosis 535.7 mg/L). Se consiguió una buena sedimentación y remoción, como se esperaba al repetir la dosis con la misma muestra. En la *Figura 35b*, se muestra una vista superior de los vasos B1, D1 y D2.

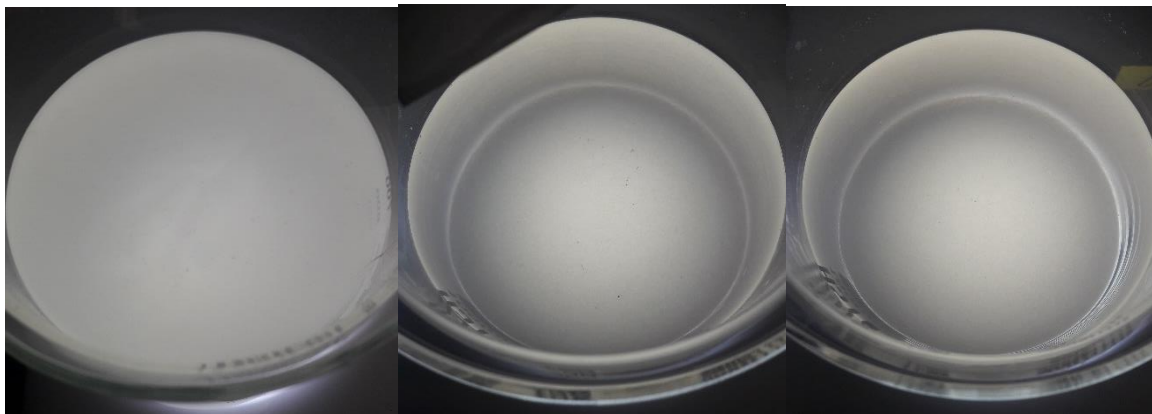


Figura 35b: Vista superior. Prueba 5-1 PCA en M203 (B1, D1 y D2)

Después del periodo de sedimentación, se decantó el líquido resultante de cada vaso y se almacenó en frascos de vidrio de 1 L previamente etiquetados, se llevaron a cabo las pruebas de caracterización y el agua y los desechos generados fueron almacenados para su posterior envío al manejo de residuos.

Resultados de la prueba 5-1: M203 (B1, D1 y D2)

En la *Tabla 18* se muestran los resultados de la caracterización completa después del tratamiento con la dosis óptima para B1, D1 y D2.

Tabla 18. Resultados de la caracterización post-tratamiento con dosis óptima de PCA (M203)

Jarra dosis PCA	pH	Temperatura (°C)	Salinidad (x10 ⁻⁶ mg/L)	Turbiedad (NTU)
B1	8.08 ± 0.00	20.23 ± 0.12	30.90 ± 0.08	45.43 ± 0.06
D1	7.38 ± 0.01	20.23 ± 0.12	31.08 ± 0.12	0.28 ± 0.06
D2	7.35 ± 0.00	20.50 ± 0.26	30.73 ± 0.13	0.18 ± 0.04
Jarra dosis PCA	SST (mg/L)	SD (mg/L)	ST (mg/L)	SS (mL/L)
B1	245.00 ± 15.56	29542.00 ± 325.27	29787.00 ± 340.83	4.29 ± 0.05
D1	228.00 ± 12.73	29828.00 ± 340.83	30056.00 ± 353.55	464.29 ± 0.05
D2	191.50 ± 10.61	29674.50 ± 159.10	29866.00 ± 169.71	464.29 ± 0.05
Jarra dosis PCA	DQO (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	Dureza Total (mgCaCO ₃ /L)	Dureza Ca (mgCaCO ₃ /L)
B1	1065.00 ± 129.64	55.09 ± 0.87	7306.54 ± 141.55	4453.87 ± 70.77
D1	690.00 ± 164.99	32.70 ± 2.17	7156.41 ± 353.87	3953.43 ± 70.77
D2	681.67 ± 58.93	33.01 ± 1.74	7056.32 ± 212.32	4053.52 ± 70.77
Jarra dosis PCA	Dureza Mg (mgCaCO ₃ /L)	Cloruros (mg/L)		
B1	2852.67 ± 17.20	24047.00 ± 707.11		
D1	3202.97 ± 68.81	27197.00 ± 70.71		
D2	3002.80 ± 68.81	26347.00 ± 141.42		

En la prueba 5-1, se puede corroborar la efectividad de la dosis seleccionada de PCA con la muestra M203 al obtener resultados similares a los obtenidos en la Prueba 1 que se realizó anteriormente. No se registró un cambio significativo en el pH ni en la salinidad y hay una excelente disminución de la turbiedad. Los sólidos

totales y suspendidos no presentan un cambio significativo, sin embargo, los sólidos sedimentables generados son el producto esperado de la coagulación. Existe una disminución de la DQO, y en el caso de los sulfatos, cloruros y la dureza tampoco registran una disminución significativa.

5.2.4 Prueba 5-2: M085 (B2, D3 y D4)

Como parte de la prueba 5, también se propuso verificar la efectividad de la dosis y sustancia seleccionada como coagulante óptimo, es decir los 2.15 mL/L de PCA (535.7 mg/L, ver *Tabla 4*) en una muestra de agua distinta a la M203. Para esto, se realizó la prueba con la muestra M085 utilizando 1 vaso como blanco reactivo (B2) y dos vasos con la dosis óptima (D3 y D4) para probar su reproducibilidad.

Para la realización de la prueba 5-2 con PCA, se utilizó la disolución al 25% m/v del coagulante previamente preparada. Se midieron volúmenes de 700 mL de muestra M085 previamente aclimatada a temperatura ambiente y se colocaron en cada uno de los tres vasos de la prueba de jarras. Las dosis fueron de 0 (blanco reactivo) y 535.7 mg/L c/u en los otros dos vasos.

Se procedió a realizar la agitación rápida, lenta y sedimentación de las jarras. En la *Figura 36a* se muestra la sedimentación y remoción conseguida para cada una de las dosis en el orden previamente especificado.

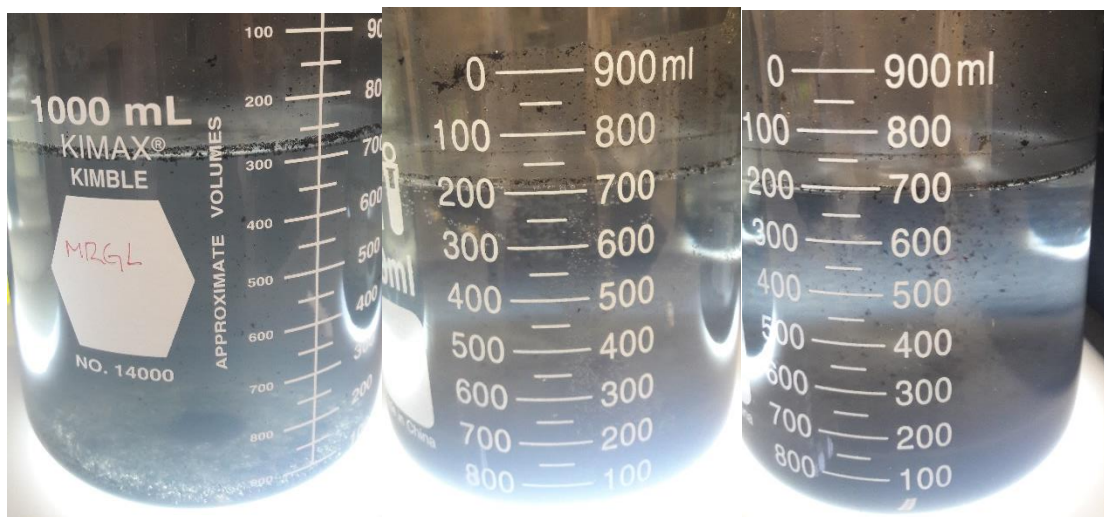


Figura 36a. Prueba 5-2 PCA dosis óptima en M085 (B2, D3 y D4)

Durante el desarrollo de la prueba se observaron resultados similares a las realizadas con la muestra M203 (Prueba 1 PCA, dosis 535.7 mg/L y Prueba 5-1). Se consiguió una buena sedimentación y remoción, como se esperaba al utilizar la dosis óptima. En la *Figura 36b*, se muestra una vista superior de los vasos B2, D3 y D4.



Figura 36b. Vista superior. Prueba 5-2 PCA en M085 (B2, D3 y D4)

Después del periodo de sedimentación, se decantó el líquido resultante de cada vaso y se almacenó en frascos de vidrio de 1 L previamente etiquetados, se llevaron a cabo las pruebas de caracterización y el agua y los desechos generados fueron almacenados para su posterior envío al manejo de residuos.

Resultados de la prueba 5-2: M085 (B2, D3 y D4)

En la *Tabla 19* se muestran los resultados de la caracterización completa después del tratamiento con la dosis óptima para B2, D3 y D4.

Tabla 19. Resultados de la caracterización post-tratamiento con dosis óptima de PCA (M085)

Jarra dosis PCA	pH	Temperatura (°C)	Salinidad ($\times 10^{-6}$ mg/L)	Turbiedad (NTU)
B2	7.64 ± 0.01	20.10 ± 0.10	30.05 ± 0.10	2.17 ± 0.12
D3	7.18 ± 0.00	20.30 ± 0.17	30.16 ± 0.13	0.33 ± 0.01
D4	7.21 ± 0.01	20.27 ± 0.15	30.35 ± 0.17	0.13 ± 0.04
Jarra dosis PCA	SST (mg/L)	SD (mg/L)	ST (mg/L)	SS (mL/L)
B2	357.50 ± 6.36	28995.50 ± 849.24	29353.00 ± 855.60	4.29 ± 0.05

D3	296.50 ± 24.75	29911.50 ± 342.95	30208.00 ± 367.70	321.43 ± 0.05
D4	296.00 ± 24.04	29983.00 ± 421.44	30279.00 ± 445.48	321.43 ± 0.05
Jarra dosis PCA	DQO (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	Dureza Total (mgCaCO₃/L)	Dureza Ca (mgCaCO₃/L)
B2	1715.00 ± 648.18	54.48 ± 0.43	7406.63 ± 141.55	5454.74 ± 70.77
D3	1690.00 ± 235.70	29.63 ± 0.22	7606.81 ± 0.00	4904.26 ± 0.00
D4	1806.67 ± 0.00	31.47 ± 0.65	7756.94 ± 70.77	5004.35 ± 0.00
Jarra dosis PCA	Dureza Mg (mgCaCO₃/L)	Cloruros (mg/L)		
B2	1951.89 ± 51.60	21397.00 ± 353.55		
D3	2702.55 ± 0.00	22747.00 ± 424.26		
D4	2752.60 ± 17.20	24097.00 ± 70.71		

En la prueba 5-2, se pueden apreciar los resultados de la utilización de la dosis óptima de coagulante PCA en la muestra M085. No se registró un cambio significativo en el pH ni en la salinidad y hay una excelente disminución de la turbiedad. Los sólidos suspendidos disminuyen en una cantidad mínima, sin embargo, los sólidos totales aumentan al igual que los sólidos sedimentables como era de esperar como resultado del procedimiento. En ambos casos existe una disminución de la DQO. Los sulfatos presentan una disminución considerable, aunque los cloruros y la dureza no registran una disminución significativa.

5.2.5 Prueba 6: M660 (B3, D5 y D6: S1, S2 y S3)

La prueba 6 consistió en utilizar la dosis óptima en un blanco y dos vasos de M660 (B3, D5 y D6), los tres vasos restantes fueron utilizados para sedimentar los lodos generados por la coagulación y posteriormente caracterizarlos. Estos tres últimos se denominaron S1 (M203), S2 (M085) y S3 (M660) y se les aplicó la dosis correspondiente (dosis óptima). Se utilizó, al igual que en las muestras anteriores, la disolución preparada de PCA al 25% m/v. Se midieron volúmenes de 700 mL de muestra previamente aclimatada a temperatura ambiente y se colocaron en cada

uno de los seis vasos de la prueba de jarras. Las dosis fueron de 0 (blanco reactivo) y 535.7 mg/L c/u en los otros cinco vasos. Se procedió a realizar la agitación rápida, lenta y sedimentación de las jarras. En la Figuras 37a y 37b se muestra la sedimentación y remoción conseguida para cada una de las dosis en el orden previamente especificado.

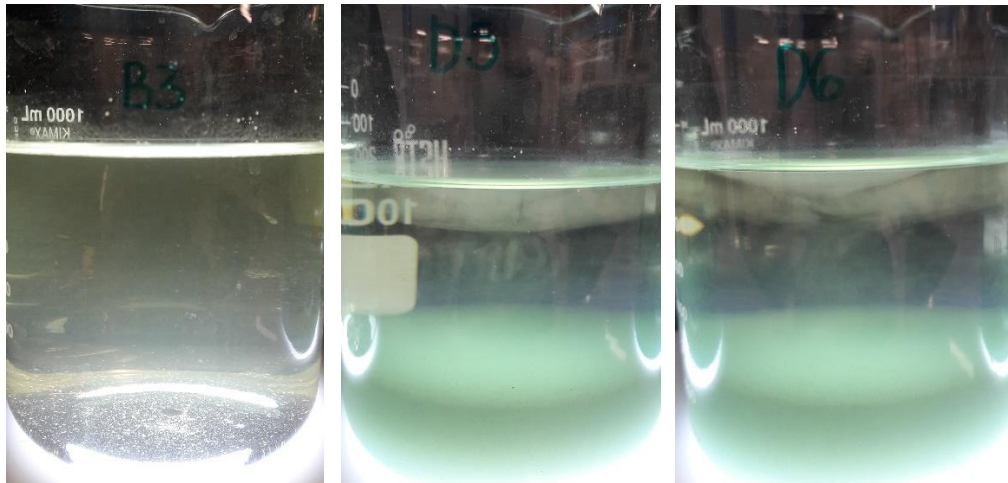


Figura 37a. Prueba 6 PCA dosis óptima en M660 (B3, D5 y D6)

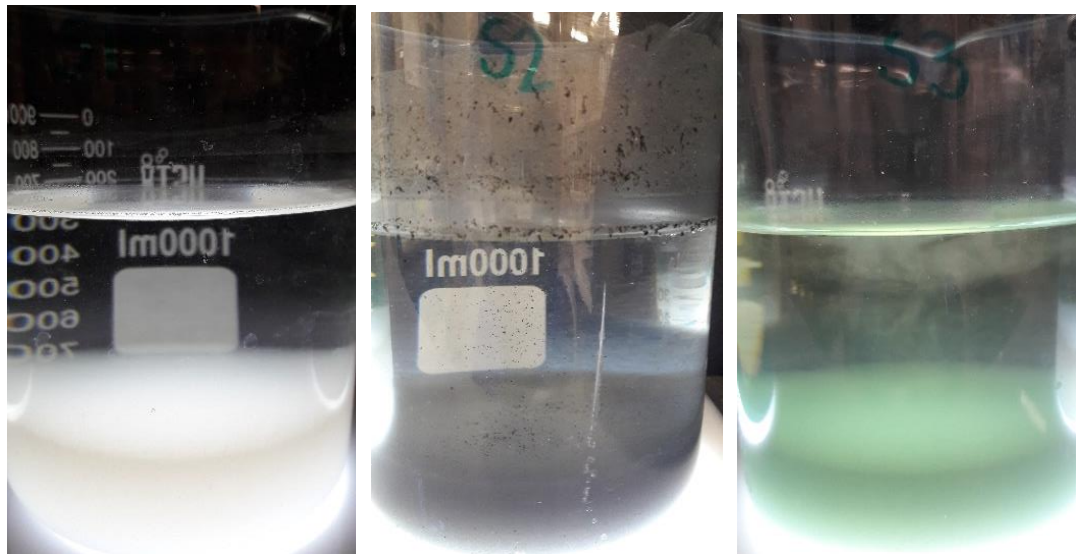


Figura 37b. Prueba 6 PCA dosis óptima en M203, M085 y M660 para generar lodos. (S1, S2 y S3)

Durante el desarrollo de la prueba se observaron resultados similares a las realizadas con las muestras anteriores (Prueba 1 PCA, dosis 535.7 mg/L, Prueba 5-1 y 5-2). Se consiguió una buena sedimentación y remoción, como se esperaba al utilizar la dosis óptima. En la Figura 38 se muestra una vista superior de los vasos B3, D5 y D6; S1, S2 y S3.

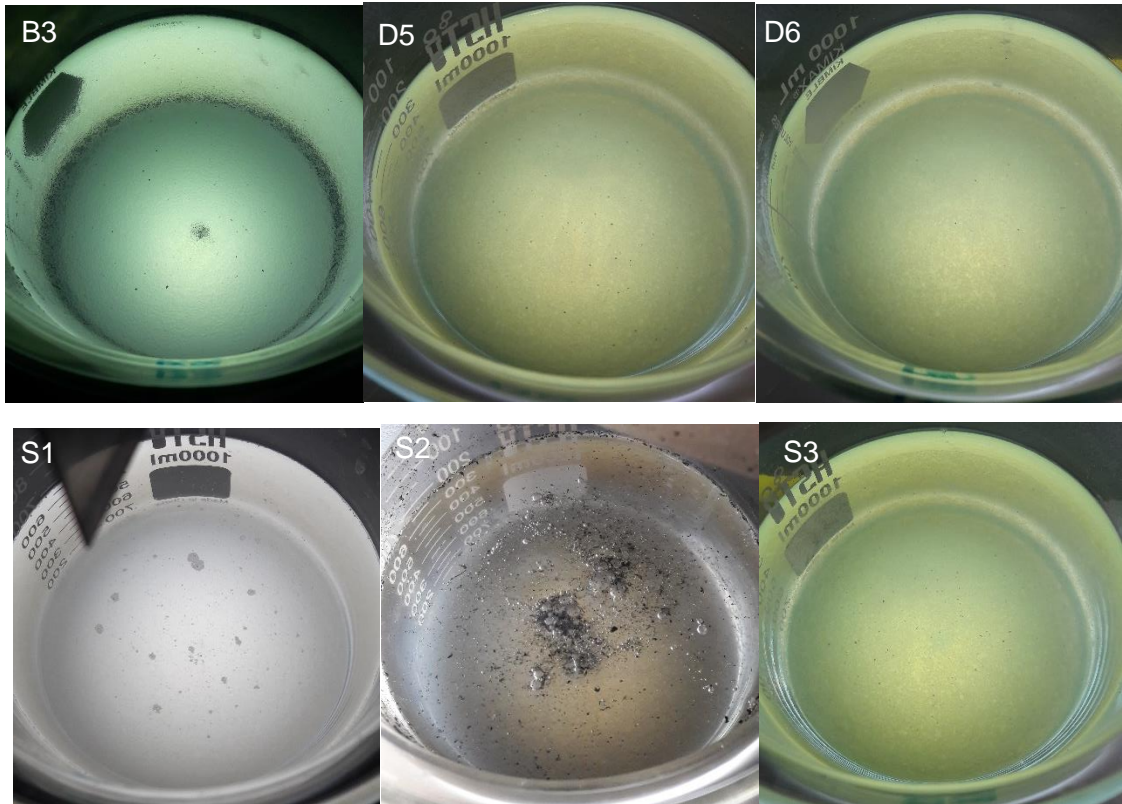


Figura 38. Prueba 6 PCA (B3, D5, D6; S1, S2, S3)

Después del periodo de sedimentación, se decantó el líquido resultante los primeros tres vasos y se almacenó en frascos de vidrio de 1 L previamente etiquetados, se llevaron a cabo las pruebas de caracterización y el agua y los desechos generados fueron almacenados para su posterior envío al manejo de residuos. En el caso de S1, S2 y S3, se decantó el líquido excedente y los sedimentos se trasladaron a cápsulas para llevarlos a sequedad y posteriormente caracterizar los lodos resultantes.

Resultados de la Prueba 6: M660 (B3, D5 y D6)

En la *Tabla 20* se muestran los resultados de la caracterización completa después del tratamiento con la dosis óptima para B3, D5 y D6.

Tabla 20. Resultados de la caracterización post-tratamiento con dosis óptima de PCA (M660)

Jarra dosis PCA	pH	Temperatura (°C)	Salinidad ($\times 10^{-6}$ mg/L)	Turbiedad (NTU)
B3	7.81 \pm 0.03	21.50 \pm 0.10	31.61 \pm 0.07	383.33 \pm 1.15
D5	7.01 \pm 0.01	21.00 \pm 0.17	31.35 \pm 0.17	0.77 \pm 0.10
D6	7.01 \pm 0.02	21.53 \pm 0.06	31.24 \pm 0.14	0.71 \pm 0.14
Jarra dosis PCA	SST (mg/L)	SD (mg/L)	ST (mg/L)	SS (mL/L)
B3	239.50 \pm 0.71	31117.50 \pm 226.98	31357.00 \pm 227.69	4.43 \pm 0.05
D5	330.50 \pm 4.95	30657.50 \pm 526.79	30988.00 \pm 531.74	214.29 \pm 0.05
D6	282.50 \pm 21.92	30779.50 \pm 68.59	31062.00 \pm 90.51	214.29 \pm 0.05
Jarra dosis PCA	DQO (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	Dureza Total (mgCaCO ₃ /L)	Dureza Ca (mgCaCO ₃ /L)
B3	1065.00 \pm 106.07	35.52 \pm 1.30	6439.10 \pm 47.18	4203.65 \pm 0.00
D5	956.67 \pm 23.57	20.49 \pm 0.43	5905.29 \pm 47.18	3553.08 \pm 70.77
D6	1023.33 \pm 212.13	17.12 \pm 0.00	6038.74 \pm 47.18	3753.26 \pm 70.77
Jarra dosis PCA	Dureza Mg (mgCaCO ₃ /L)	Cloruros (mg/L)		
B3	2235.45 \pm 11.47	27852.92 \pm 1555.63		
D5	2352.20 \pm 5.73	24327.92 \pm 1767.77		
D6	2285.48 \pm 5.73	24309.81 \pm 848.53		

En la prueba 6, se pueden apreciar los resultados de la utilización de la dosis óptima de coagulante PCA en la muestra M660. No se registró un cambio significativo en el pH ni en la salinidad y hay una buena disminución de la turbiedad. Los sólidos suspendidos y los sólidos totales aumentan al igual que los sólidos sedimentables como era de esperar como resultado del procedimiento. En uno de los casos existe una disminución de la DQO y en el otro un ligero aumento, siendo en general una variación diferente a la esperada. Los sulfatos presentan

una disminución considerable, aunque los cloruros y la dureza registran una leve disminución.

5.2.6 Comparación de muestras

En las *Tablas 18, 19 y 20*, se puede observar que los parámetros como pH, temperatura y salinidad no registran una variación considerable, los cloruros registran una disminución y en el caso de la dureza total, la M203 y M085 aumentan, mientras que M660 disminuye su valor, sin embargo, se puede notar que, a pesar de estos resultados, en el caso de la dureza total las muestras tratadas contienen un rango de valores semejantes aun cuando hayan aumentado o disminuido. Con el propósito de comparar los resultados obtenidos tomando en cuenta los parámetros elegidos al utilizar la dosis óptima de PCA y los otros coagulantes en diferentes muestras de agua congénita, se presentan las siguientes figuras.

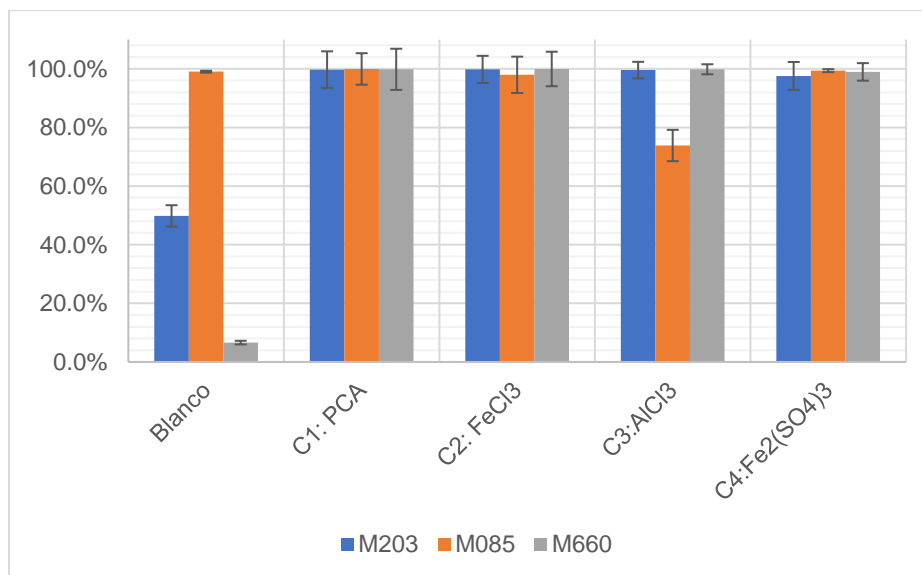


Figura 39. Porcentajes de remoción de turbiedad en agua congénita

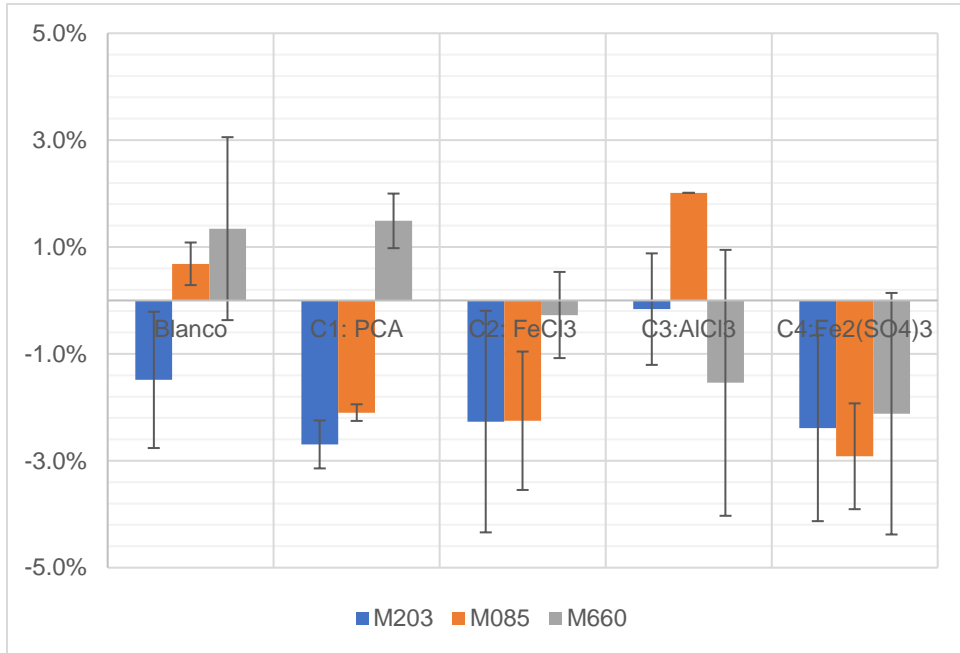


Figura 40. Porcentajes de remoción de sólidos totales en agua congénita

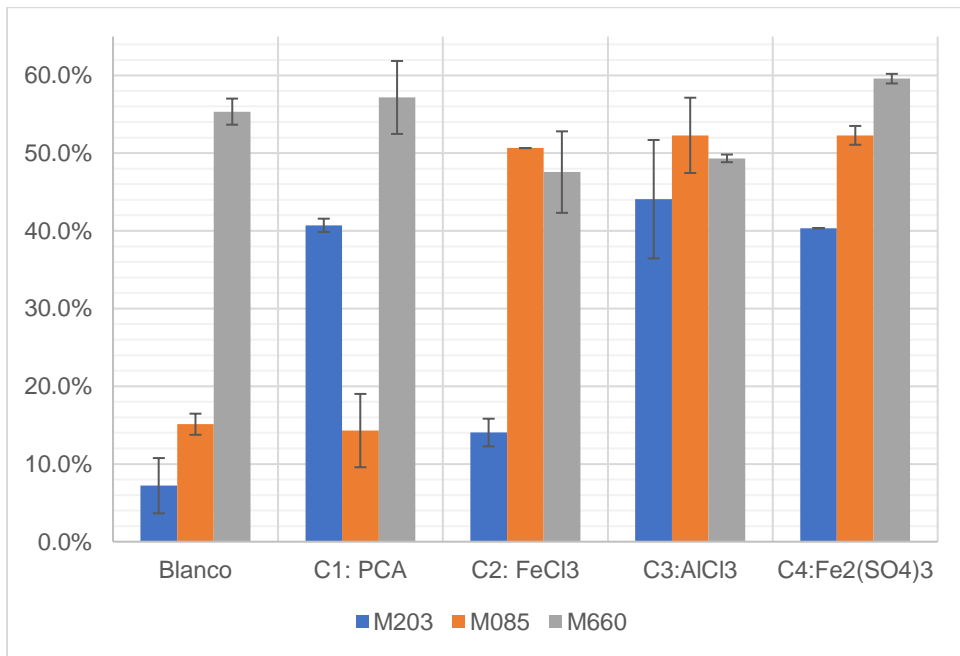


Figura 41. Porcentajes de remoción de DQO en agua congénita

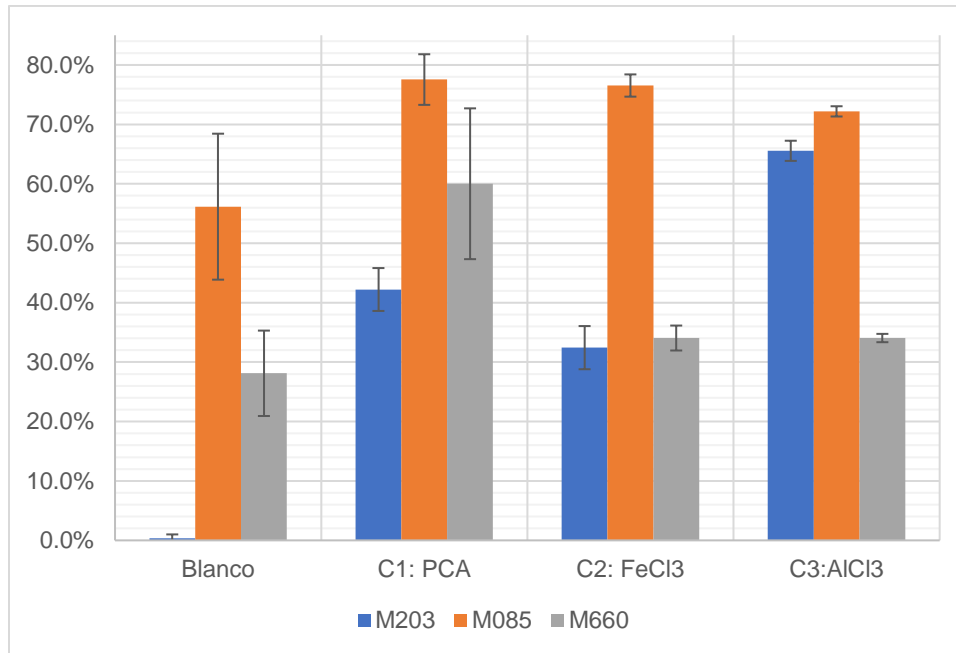


Figura 42. Porcentajes de remoción de sulfatos en agua congénita

Como se puede observar en las *Figuras 39, 41 y 42*, se tienen resultados positivos para todas las muestras, es decir, con la dosis seleccionada se logra una disminución en los parámetros de mayor interés (la turbiedad, DQO y la cantidad de iones sulfato). En el caso de los sólidos totales se registra un aumento para las muestras M203 y M085, siendo la M660 la única que disminuye, aunque en una cantidad mínima. Los valores de porcentaje negativos corresponden a que en lugar de lograr una remoción en el parámetro correspondiente se registró un aumento.

Como se puede observar en la *Figura 39*, la remoción de turbiedad es muy efectiva en todas las muestras, excepto en el caso particular de la M085, en donde con el coagulante AlCl₃ se nota una menor remoción de este parámetro. Se puede también notar que, aunque por una ligera diferencia, el coagulante que tiene la mejor remoción de turbiedad es el PCA. En el caso de los sólidos totales (*Figura 40*), sólo son casos aislados en los que se logra una remoción de sólidos totales y no es muy significativa. En los demás existe una ligera generación de sólidos, pero en general se puede decir que este parámetro no cambia en ninguna de las muestras, con ninguno de los coagulantes.

La muestra que logra la mayor remoción de DQO es la M660, incluso sólo con el filtrado se puede notar una diferencia muy grande (55.3%). En la *Figura 41*, se sugiere que el coagulante que genera la mayor remoción es el PCA en la muestra M660, aunque todos presentan remoción limitada en general.

Los sulfatos son un parámetro que en general presentan una buena remoción, siendo el PCA el mejor coagulante y la M085 la muestra que alcanza la mayor remoción con cualquier coagulante (*Figura 42*).

5.2.7 Resultados de caracterización de lodos base seca

En el *Anexo C*, se pueden consultar los difractogramas correspondientes a las muestras analizadas por esta técnica. Se puede observar que, en general, los lodos de la sedimentación de las muestras crudas contienen sales inorgánicas como era esperado, tales como halita, silvita (cloruro de sodio), carbonato de calcio, sulfato de sodio y hierro, y cloruros, por ejemplo, de silicio.

Para las muestras tratadas, se observa que mantienen la composición de los lodos crudos, es decir, contienen las mismas sales que provienen naturalmente del agua congénita. La técnica de DRX no indica el contenido de material orgánico o bacteriológico, pero da una idea aproximada de los componentes minerales de una muestra sólida.

Respecto al tratamiento de los lodos generados, debido al probable contenido de compuestos orgánicos en trazas y organismos patógenos, lo más conveniente a realizar sería el secado y su posterior incineración. Podría considerarse determinar el poder calorífico de estos materiales, para alguna posible generación o ahorro de energía. De no resultar plausible esta propuesta, se tendría que recurrir al almacenamiento controlado de este residuo.

Capítulo 6. Conclusiones

De acuerdo con los objetivos de este proyecto, se ensayaron cuatro tipos de coagulantes disponibles comercialmente: cloruro de aluminio, cloruro férrico, sulfato férrico y policloruro de aluminio.

Se llevó a cabo la caracterización de las muestras de agua a utilizar en las pruebas. A continuación, se realizaron pruebas para determinar la mejor dosis de cada uno de los coagulantes en el agua congénita.

Las pruebas con los diferentes coagulantes mostraron que pueden ser efectivos en la remoción de los parámetros de interés, aunque se tiene que tomar en cuenta que el agua resultante de este proceso aún necesita de otros pasos de tratamiento para que pueda ser utilizada en la reinyección a pozos.

De igual manera, las pruebas realizadas con los coagulantes en distintas muestras de agua comprobaron la efectividad existente en la remoción de los contaminantes considerados en este trabajo.

Las pruebas mostraron que el mejor coagulante para tratar agua del tipo congénita es el Policloruro de Aluminio (PCA), con una dosis de 535.7 mg/L; ya que presenta una mejor remoción en los parámetros de mayor interés (turbiedad, sólidos totales, DQO y sulfatos) y no presenta una gran variación en el pH o salinidad de la muestra.

Los lodos generados por la coagulación fueron caracterizados mediante la técnica de difracción de rayos X, mostraron un contenido de sales inorgánicas provenientes naturalmente del agua congénita.

Referencias

- Al-Maamari, R. S., Sueyoshi, M., Tasaki, M., Keisuke, K., Okamura, K. (2014) Polymer flood produced water treatment trials. Society of Petroleum Engineers.
- Amirtharajah, A., Mills, K. (1982). Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. *Jour. AWWA*, 74(4), (pp. 210–216).
- Anderson, M.R., Rivkin, R.B., Warren, P. (2000) The influence of produced water on natural populations of marine bacteria. Proceedings of the 27th annual toxicity workshop. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2331 (pp. 91–98)
- Andia, Y., SEDAPAL (2000). Tratamiento de agua coagulación floculación. SEDAPAL. *Evaluación de plantas y desarrollo tecnológico*.
- Bothamley, M. (2004) Offshore processing options vary widely. *Oil and Gas Journal*. 102, 45 (pp.47–55).
- Bratby, J. (2016). Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment. IWA Publishing, London, UK.
- Brendehaug, J., Johnsen, S., Bryne, K.H., Gjose, A.L., Eide, T.H. (1992), Toxicity Testing and Chemical Characterization of Produced Water: A Preliminary Study. En: Ray, J.P., Englehart, F.R. (Eds.), *Produced Water*, Plenum Press, New York, NY.
- Cleasby, J.L. et al, 1989. Design and Operation Guidelines for Optimization of the High- rate Filtration Process: Plant Survey Results. AWWA Res. Fdn., Denver.
- Cline, J.T. (1998) Treatment and Discharge of Produced Water for Deep Offshore Disposal, presented at the *API Produced Water Management Technical Forum and Exhibition*, Lafayette, LA. (pp. 17-18).
- Cogollo-Flórez, J. M. (2011). Clarificación de aguas usando coagulantes polimerizados: caso del hidroxiclورو de aluminio. *Dyna*, Vol. 78, Núm. 165
- Collins A.G (1975) Geochemistry of oilfield waters. *Elsevier*, New York, (pp. 496).
- Comité Normalizado de Petróleos Mexicanos y Organismos Subsidiarios (2014). Sistemas de tratamiento de Aguas Residuales en Instalaciones PEMEX - Exploración y Producción. Recuperado de <http://www.pemex.com/procura/procedimientos-de-contratacion/normas-referencia/Documents/NRF-104-PEMEX-2014.pdf>

- Da Silva, S. M. C. P., Fernandes, F., Soccol, V. T. y Morita, D.M. (2007) Main contaminants in Sludge. En: Von Sperling, M. (Ed.) *Sludge Treatment and Disposal*. IWA Publishing, London, UK.
- Daniel-Arthur, J., Langhus, B.G., Patel, C. (2005) Technical Summary of Oil & Gas Produced Water Treatment Technologies. *NETL*.
- Dwyer, P., Delamaide, E., (2015). Produced water treatment - preparing for EOR projects, (pp.1–13).
- Faksness, L.-G., Grini, P.G., Daling, P.S. (2004) Partitioning of semi-soluble organic compounds between the water phase and oil droplets in produced water. *Marine Pollution Bulletin*, 48 (pp. 731–742).
- Fisher, J.B. (1987) Distribution and occurrence of aliphatic acid anions in deep subsurface waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 51 (pp. 2459–2468).
- Ge, F., Shu, H., Dai, S. (2007) Removal of bromide by aluminium chloride coagulant in the presence of humic acid. *Journal of Hazardous Materials*: 147 (pp 457-462)
- Gebbie, P. (2005). A Dummy's Guide to Coagulants. *Earth Tech Engineering*. 68th Annual Water Industry Engineers and Operators' Conference
- Green, D.W., Willhite, G.P. (1998). Enhanced oil recovery. *Society of Petroleum Engineers Textbook Series, Vol. 6*.
- Igunnu, E. T., Chen G. Z. (2012) Produced water treatment technologies. *International Journal of Low-Carbon Technologies*, 9 (pp. 157-177).
- Jonkers, G., Hartog, F.A., Knaepen, A.A.I., Lancee, P.F.J. (1997) Characterization of NORM in the oil and gas production (E&P) industry. Proceedings of the international symposium on radiological problems with natural radioactivity in the non-nuclear industry. KEMA, Arnhem
- Khosravi J., Alamdari A. (2009) Copper removal from oil-field brine by coprecipitation. *Journal of Hazardous Materials*; 166 (pp. 695–700).
- Kraemer, T.F., Reid, D.F. (1984) The occurrence and behavior of radium in saline formation water of the U.S. Gulf coast region. *Isotope Geoscience*, 2 (pp.153–174).
- Michel, J. (1990) Relationship of radium and radon with geological formations. En: Cothorn CR, Ribers PA (Eds.) *Uranium in drinking water*. Lewis Publishers, Chelsea, MI, (pp. 83–95).
- Mijaylova-Nacheva, P., Birkle, P., Ramírez-Camperos, E., Sandoval-Yoval, L., (2006). Tratamiento de aguas de la desalación del petróleo para su

aprovechamiento en inyección al subsuelo. *Instituto Mexicano de Tecnologías del Agua*.

- Neef, J., Lee, K. and DeBlois, E. M. (2011) Produced Water: Overview of composition, fates and effects. En: Lee, K. and Neff, J. (Eds.) *Produced Water. Environmental Risks and Advances in Mitigation Technologies*. Springer, New York, NY, (pp. 3).
- Neff, J.M. (1987) Biological effects of drilling fluids, drill cuttings and produced waters. En: Boesch, D.F., Rabalais, N.N. (Eds) *Long-term effects of offshore oil and gas development*. Elsevier Applied Science Publishers, London, (pp. 469–538).
- Neff, J.M. (2002) Bioaccumulation in marine organisms. Effects of contaminants from oil well produced water. *Elsevier*, Amsterdam, (pp. 452).
- Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, que establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final.
- Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005, que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.
- Norma Oficial Mexicana NOM-143-SEMARNAT-2003, que establece las especificaciones ambientales para el manejo de agua congénita asociada a los hidrocarburos.
- O' Melia, C.R. (1972) Coagulation and Flocculation. En: Webber, W.J. (Ed.) *Physicochemical Processes for Water Quality Control*. Jon Wiley and Sons. New York, NY
- Oropeza-García, N. (2006) Lodos residuales: estabilización y manejo. *Caos conciencia 1*: 51-58.
- Parker, D. S. (1983). Assessment of secondary clarification design concepts. *Jour. WPCF*, 55(4), (pp. 349–359).
- Parker, D. S., Kaufman, W. J., Jenkins, D. (1971). Physical conditioning of activated sludge floc. *Jour. WPCF*, 43(9), (pp. 1817–1833).
- Pillard, D.A., Tietge, J.E., Evans, J.M. (1996) Estimating the acute toxicity of produced waters to marine organisms using predictive toxicity models. En: Reed, M., Johnsen, S. (Eds.) *Produced water 2. Environmental issues and mitigation technologies*. Plenum Press, New York, (pp 49–60).

- Rabalais, N.N., McKee, B.A., Reed, D.J., Means, J.C. (1991) Fate and effects of nearshore discharges of OCS produced waters. Vol. 1: executive summary. Vol. 2: Technical Report. Vol. 3. Appendices. OCS Studies MMS 91-004, MMS 91-005, and MMS 91-006. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Regional Office, New Orleans, LA.
- Reid, D.F. (1983) Radium in formation waters: how much and is it a concern? 4th Annual Gulf of Mexico Information Transfer Meeting, New Orleans, LA. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Office, New Orleans, LA, (pp 187–191).
- Somerville, H.J., Bennett, D., Davenport, J.N., Holt, M.S., Lynes, A., Mahieu, A., McCourt, B., Parker, J.G., Stephenson, R.R., Watkinson, R.J., Wilkinson, T.G. (1987) Environmental effect of produced water from North Sea oil operations. *Marine Pollution Bulletin*, 18 (pp. 549–558).
- Stephenson, M.T., Ayers, R.C., Bickford, L.J., Caudle, D.D., Cline, J.T., Cranmer, G., Duff, A., Garland, E., Herenius, T.A., Jacobs, R.P.W.M., Inglesfield, C., Norris, G., Petersen, J.D., Read, A.D. (1994) North Sea produced water: fate and effects in the marine environment. Report No. 2.62/204. *E&P Forum*, London, UK, (pp. 48).
- Thomas, K.V., Langford, K., Petersen, K., Smith, A.J., Tollefsen, K.E. (2009) Effect-directed identification of naphthenic acids as important in vitro xenoestrogens and anti-estrogens in North Sea offshore produced water discharges. *Environmental Science and Technology*, 43 (pp. 8066–8071).
- Tibbetts, P.J.C., Buchanan, I.T., Gawel, L.J., Large, R. (1992) A comprehensive determination of produced water composition. En: Ray, J.P., Engelhardt F.R. (Eds.) *Produced water: technological environmental issues and solutions*. Plenum Press, New York, NY, (pp. 97–112).
- UNESCO-WHO (1998) International Glossary of Hydrology, *Geneva*, 12, (pp. 343).
- Veil, J.A., Puder, M.G., Elcock, D., Redweik, R.J. (2004) A white paper describing produced water from production of crude oil, natural gas, and coal bed methane. Report to the U.S. Dept. of Energy, National Energy Technology Laboratory. Argonne National Laboratory, Washington, DC.
- Von Smoluchowski, M. (1916). Drei Vorträge über Diffusion, Brownsche molekulare Bewegung und Koagulation von Kolloidteilchen. *Physik. Z.*, 17, (pp. 557).

- Von Smoluchowski, M. (1917). Versuch einer mathematischen Theorie der Koagulationskinetik kolloid Losungen. *Z. Physik. Chem.*, 92, (pp. 155).
- Von Sperling, M., Andreoli, C. V. (2007) Introduction to Sludge Management. En: Von Sperling, M. (Ed.) *Sludge Treatment and Disposal*. IWA Publishing, London, UK.
- Wilson, D. J., French, R. H. (1978). Kinetic and equilibrium aspects of floc coagulation. II. Slow mixing criteria. *Separation Science and Technology*, 13(2), (pp. 95–106).

Anexos

Anexo A. Caracterización de parámetros fisicoquímicos

I. Procedimientos experimentales para la caracterización de las muestras

pH, temperatura y salinidad (NMX-AA-008-SCFI-2011, NMX-AA-007-SCFI-2000 y NMX-AA-093-SCFI-2000)

La medición de pH, temperatura y salinidad en la muestra se realizó utilizando un equipo salinómetro multiparamétrico de la marca HANNA modelo HI452201, con electrodos para pH y conductividad. Estas mediciones se realizan sobre la muestra con el equipo previamente calibrado para los electrodos de pH (con buffer de 7.01, 4.01 y 10.01) y conductividad (con la solución ECO50 de 100 mS/cm).

Turbiedad (NMX-AA-038-SCFI-2001)

Para determinar la turbiedad en agua, se utiliza un equipo conocido como turbidímetro, que da una lectura sobre una muestra de agua al hacer pasar un haz de luz incidente y medir la cantidad de luz que pasa a través de una distancia determinada: a mayor turbiedad, menor es la cantidad de luz medida. Las unidades para turbiedad se conocen como NTU (por sus siglas en inglés: Nephelometric Turbidity Unit). El turbidímetro utilizado para las pruebas fue un equipo de la marca Oakton modelo T100, calibrado con estándares de 0.02, 20, 100 y 800 NTU.

Sólidos Totales, ST (NMX-AA-034-SCFI-2015)

Para la determinación de este parámetro se sigue el siguiente procedimiento:

1. Preparación de material a peso constante: las cápsulas de porcelana se introducen a una mufla u horno similar a una temperatura de $500^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$, durante 20 minutos como mínimo. Después de este tiempo, se mantienen a una temperatura entre $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$ aproximadamente por 20 minutos.
2. Se sacan y enfrían a temperatura ambiente dentro de un desecador, para después pesarse en una balanza analítica y registrar los datos.

3. Se repite el ciclo hasta el peso constante, el cual se obtiene hasta que la variación del peso no es mayor a ± 0.5 mg.
4. Se toman 100 mL de muestra, y se transfieren a las cápsulas de porcelana que previamente han sido puestas a peso constante.
5. Se llevan a sequedad en una estufa a $103\text{ }^{\circ}\text{C} - 105\text{ }^{\circ}\text{C}$.
6. Después se enfrían en el desecador hasta temperatura ambiente y se determina su peso hasta alcanzar el peso constante.

Sólidos Suspendidos Totales, SST (NMX-AA-034-SCFI-2015)

Procedimiento para la determinación:

1. Preparación de filtros: los filtros con poro de $0.45\text{ }\mu\text{m}$ se introducen a la mufla a una temperatura de $103\text{ }^{\circ}\text{C} - 105\text{ }^{\circ}\text{C}$ aproximadamente 20 min.
2. Se secan y enfrían a temperatura ambiente dentro de un desecador, posteriormente se pesan y llevan a peso constante.
3. Se toman 100 mL de muestra y se filtran al vacío con un matraz kitasato y uno de los filtros que se llevaron a peso constante previamente.
4. Se llevan a sequedad los filtros con muestra en la mufla a $103\text{ }^{\circ}\text{C} - 105\text{ }^{\circ}\text{C}$.
5. Se enfrían en el desecador hasta temperatura ambiente y se determina su peso constante.

Para el cálculo de los ST y SST, se usa la siguiente ecuación:

$$\text{ST, SST} = \frac{(G1-G)*1000}{V} \quad (15)$$

Dónde:

ST = Son los sólidos totales en mg/L

G1 = es el peso constante de la cápsula (o filtro) con el residuo, después de la evaporación, en mg.

G = es el peso constante de la cápsula (o filtro) vacía, en mg.

V = es el volumen de muestra en mL

Sólidos Disueltos Totales, SDT (NMX-AA-034-SCFI-2015)

La determinación de los sólidos disueltos totales (SDT) es por diferencia entre los sólidos totales (ST) menos los sólidos suspendidos totales (SST).

Demanda Química de Oxígeno, DQO (NMX-AA-030/2-SCFI-2001)

Para la determinación de este parámetro se sigue el siguiente procedimiento:

1. Se preparó una curva de calibración para las posibles concentraciones de la muestra y así poder obtener la absorbancia correspondiente en el espectrofotómetro (ver *Anexo 1*).
2. Tratamiento de la muestra: Se preparó una dilución de la muestra, comúnmente del 20% - 25% en volumen para asegurar que la prueba esté dentro del rango de absorbancia de la curva de calibración.
3. De cada dilución preparada y del blanco (agua destilada) se toman 2,5 mL y se vierten dentro de un tubo de ensaye, después se agregan 1,5 mL de solución digestor A y 3,5 mL de solución digestor B.
4. Los tubos bien cerrados se introducen al reactor de digestión por 2 horas a 150 °C. Se revisan constantemente para evitar derrames.
5. Transcurrida la digestión se dejan enfriar y reposar a temperatura ambiente por lo menos 1 día, posteriormente se sellan con Parafilm® y son centrifugados a 1000 rpm durante 20 minutos en caso de existir sólidos suspendidos que puedan generar interferencia en la lectura espectrofotométrica.
6. Se mide la absorbancia de cada tubo en el espectrofotómetro con longitud de onda de 600 nm, midiendo primero el blanco para generar una referencia (cero).
7. Se calcula la DQO de las muestras en miligramos por litro (mg/L) utilizando la ecuación obtenida de la curva de calibración.

Sulfatos (APHA Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Method 4500E.)

El procedimiento para la determinación de ion sulfato en agua es el siguiente:

1. Se prepara una curva de calibración para las posibles concentraciones de la muestra y así poder obtener la absorbancia correspondiente en el espectrofotómetro o turbidímetro (ver *Anexo 2*).

2. Tratamiento de la muestra: si la muestra presenta sólidos suspendidos, debe filtrarse antes de realizar la determinación. Se prepara una dilución de la muestra, con volumen de 100 mL (comúnmente del 20% - 25% en volumen) para asegurar que la prueba esté dentro del rango de absorbancia de la curva de calibración.
3. Para generar la turbiedad de sulfatos, de cada dilución preparada y del blanco (agua destilada) se toman 100 mL y se vierten dentro de un matraz Erlenmeyer de 250 mL, después se agregan 5 mL de reactivo acondicionador de sulfatos y aproximadamente 0.1 g de cloruro de bario anhidro.
4. Una vez agregado el cloruro de bario, se debe agitar durante 1 minuto y asegurarse que el sólido se disuelva.
5. Una vez transcurrido un minuto de agitación, se debe transferir 10 mL de solución a una celda espectrofotométrica para su lectura.
6. Se mide la absorbancia de cada muestra en el espectrofotómetro con longitud de onda de 420 nm, tomando una lectura cada 30 segundos por 4 minutos o hasta que no haya una variación en la absorbancia. De estas lecturas, se toma el valor más alto. O bien se determina la turbiedad considerando los mismos intervalos de frecuencia de lectura.
7. Se calcula la concentración de ion sulfato de las muestras en miligramos por litro (mg/L) utilizando la ecuación obtenida de la curva de calibración.

Dureza Total (NMX-AA-072-SCFI-2001)

Para la determinación de este parámetro se sigue el siguiente procedimiento:

1. Se toman alícuotas de 2 mL y se diluyen a 50 mL con agua destilada en un matraz aforado para trasvasar la muestra en un matraz Erlenmeyer de 125 mL.
2. Se prepara un blanco de 50 mL de agua destilada y se le realiza el mismo tratamiento que las muestras.
3. A las muestras y el blanco se les añaden 2 mL de disolución amortiguadora de amonio/amoniaco, hasta tener un pH de 10,0 a 10,1.
4. Después se añade una cantidad adecuada (0,2 g) del indicador negro de Eriocromo T. La muestra debe de tomar un color vino rojizo.

5. Se titulan con una disolución de EDTA 0,01 M agitando continuamente hasta que desaparecen los últimos matices rojizos. Las últimas gotas se añaden con intervalos de 3 a 5 s. En el punto final la muestra cambia de color rojizo a azul.

Dureza de Calcio

Para la determinación de este parámetro se sigue el siguiente procedimiento:

1. Se toma una alícuota de 2 mL y se diluye con 50 mL de agua destilada en un matraz aforado para trasvasar la muestra en un matraz Erlenmeyer de 125 mL.
2. Se prepara un blanco con 50 mL de agua destilada y se le realiza el mismo tratamiento que a las muestras.
3. Se añaden 2mL de disolución de NaOH 0,01N hasta tener un pH de entre 12 ó 13.
4. Se añade una cantidad adecuada (0,2 g) del indicador Murexida. La muestra debe de tomar un color rosa.
5. Finalmente se titula con una disolución de EDTA 0,01 M agitando continuamente hasta que desaparecen los últimos matices rosas. Se añaden las últimas gotas con intervalos de 3 a 5 s. En el punto final la muestra cambia de color rosa a morado. El volumen obtenido de las titulaciones se utiliza para obtener la dureza total y la dureza de calcio por medio de la ecuación:

$$\text{Dureza Total o de Calcio } \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \text{ de CaCO}_3 = \frac{(A-B) \cdot C \cdot 1000}{D} \quad (16)$$

Dónde:

A = mL de EDTA gastados en la titulación muestra

B = mL de EDTA gastados en la titulación en el blanco

C = mg de CaCO₃ equivalentes a 1mL de EDTA

D = mL de muestra (alícuota)

Dureza de Magnesio

La determinación de la dureza de magnesio se considera como la diferencia entre la dureza total menos la dureza de calcio.

Cloruros (NMX-AA-073-SCFI-2001)

La medición de cloruros totales en la muestra se realizó utilizando un equipo salinómetro multiparamétrico de la marca HANNA modelo HI452201, con un electrodo para cloruros (HI4107, mide la cantidad de cloruros totales en unidades de mg/L o ppm), además de un termopar. Estas mediciones se realizan sobre la muestra con el equipo previamente calibrado para el electrodo de cloruros con soluciones de calibración de 100 y 1000 mg/L (ppm).

Metales (NMX-AA-051-SCFI-2001)

El método para la determinación de metales por espectrofotometría de absorción atómica en aguas naturales, potables y residuales se basa en la generación de átomos en estado basal y en la medición de la cantidad de energía absorbida por estos, la cual es directamente proporcional a la concentración de ese elemento en la muestra analizada. En este caso la determinación se envió a un laboratorio externo para su realización.

Caracterización de lodos generados

El método de difracción de rayos X de polvos para la caracterización de sólidos pretende lograr la detección de compuestos que contienen metales pesados que se encuentran comúnmente en el agua y que después del proceso de coagulación y floculación pudieron haber migrado al sólido resultante. Es una determinación cualitativa en la que principalmente se esperan encontrar compuestos como carbonato de calcio, sulfatos (de bario, etc.), compuestos con hierro y cobre, entre otros. En este caso, al igual que con la determinación de metales, la determinación se realizó por un laboratorio externo.

Anexo B. Curvas de calibración para la cuantificación de parámetros

I. DQO

Para la realización de la curva de calibración de DQO, se preparan soluciones de diferentes concentraciones a partir de una disolución estándar de biftalato de potasio (1 mL = 1 mg de DQO) y se digieren conforme a lo establecido en la NMX-AA-030-SCFI-2001, posteriormente se leen en el equipo de espectrofotometría con una longitud de onda de 600 nm.

Tabla 21. Curva de calibración de DQO

Curva de Calibración	
Concentración (mg/L)	Absorbancia
0	0.000
50	0.001
150	0.021
250	0.048
350	0.092
450	0.113
550	0.153
650	0.174
750	0.198
850	0.236

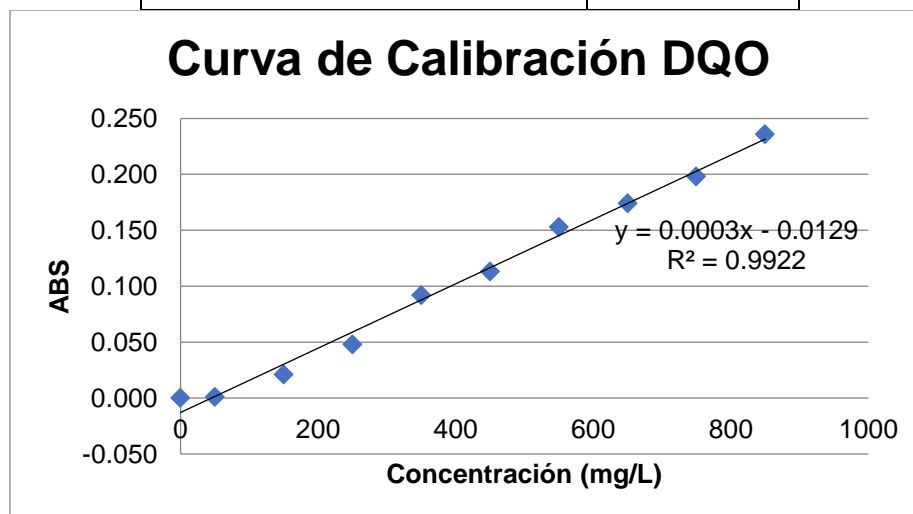


Figura 43. Curva de calibración de DQO

II. Sulfatos (turbiedad)

La lectura de sulfatos se puede realizar tanto en un equipo espectrofotómetro con longitud de onda de 420 nm, como en un turbidímetro. Para ambos casos la preparación y tratamiento de las soluciones con diferentes concentraciones se realiza de la misma manera, a partir de una disolución estándar de sulfato de sodio anhidro, de acuerdo a lo establecido en APHA Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Method 4500E.

Tabla 22. Curva de calibración de sulfatos

Concentración (mg/L)	Turbiedad (NTU)
0	0.28
5	13.61
10	29
15	70.4
20	81.5
25	107
30	139
35	171
40	200

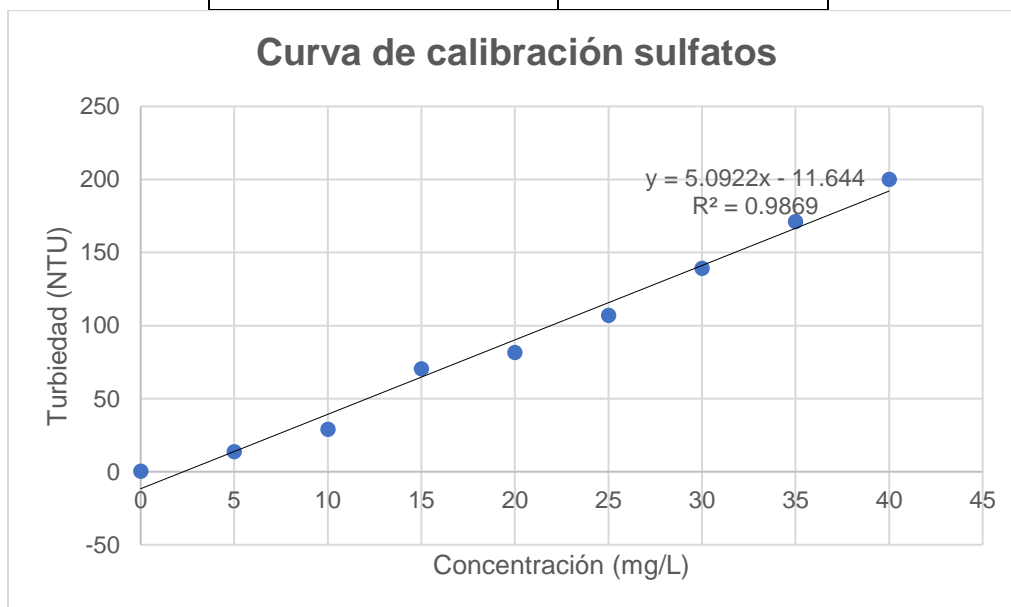


Figura 44. Curva de calibración de sulfatos

Anexo C. Caracterización de lodos por difracción de rayos X.

En las siguientes figuras (45 – 50) se pueden observar los resultados de la caracterización de lodos por el método de difracción de rayos X. Los códigos S0001, S0002 y S0003 corresponden a los blancos de las muestras M203, M085 y M660, respectivamente. Los códigos D0001 y D0002 corresponden a los lodos del tratamiento de M203 con la dosis óptima de PCA; los D0003 y D0004 al tratamiento de M085 con PCA y los D0005 y D0006 a la M660 tratada del mismo modo con PCA.

Facultad de Química, USAI, UNAM México
S0001 (Coupled TwoTheta/Theta)

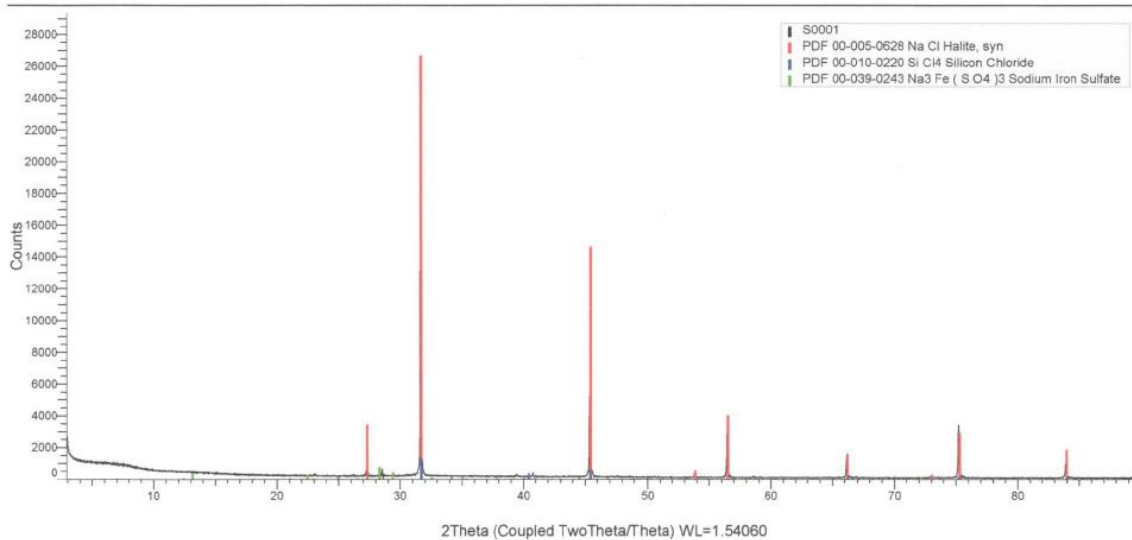


Figura 45. Resultados de DRX para M203

Facultad de Química, USAI, UNAM México
S0002 (Coupled TwoTheta/Theta)

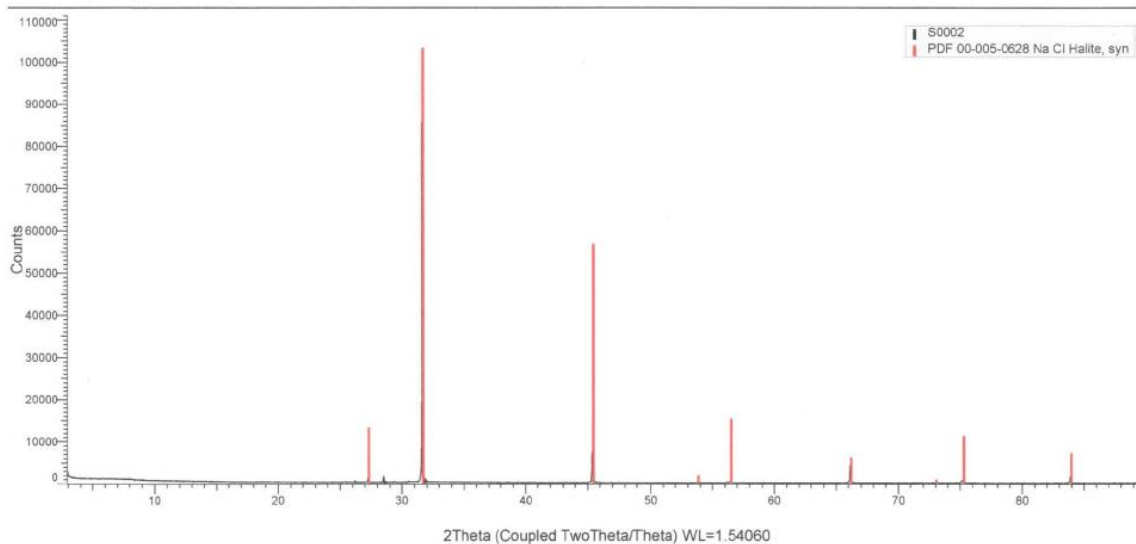


Figura 46. Resultados de DRX para M085

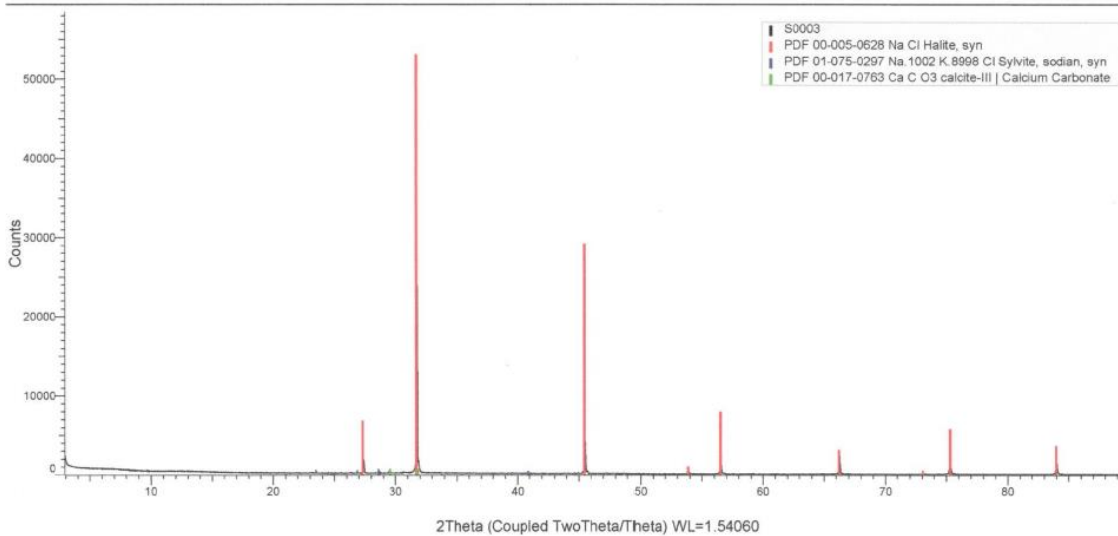


Figura 47. Resultados de DRX para M660

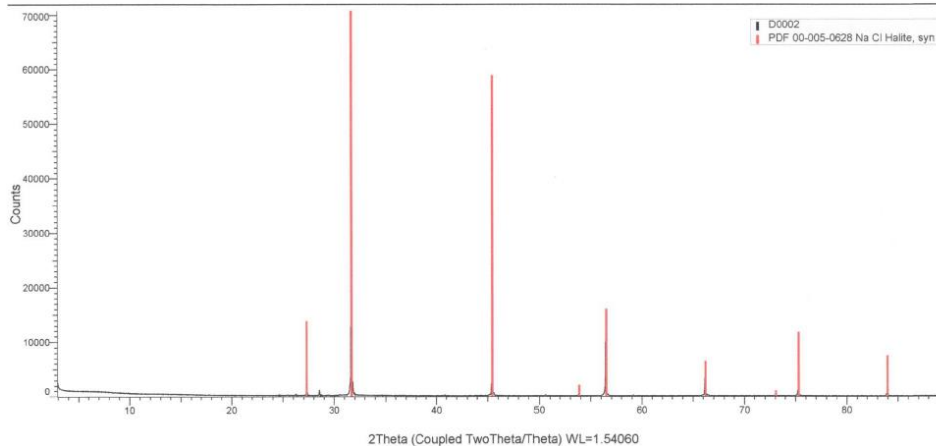
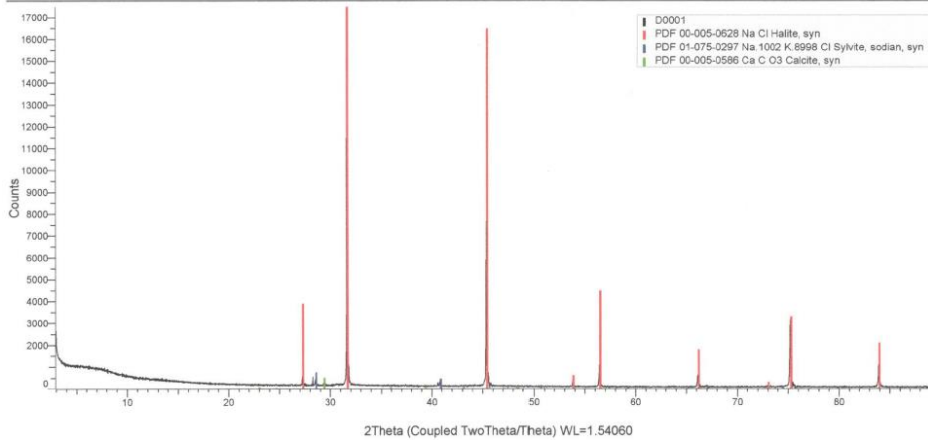


Figura 48. Resultados de DRX para M203 tratada con dosis óptima de PCA (duplicados)

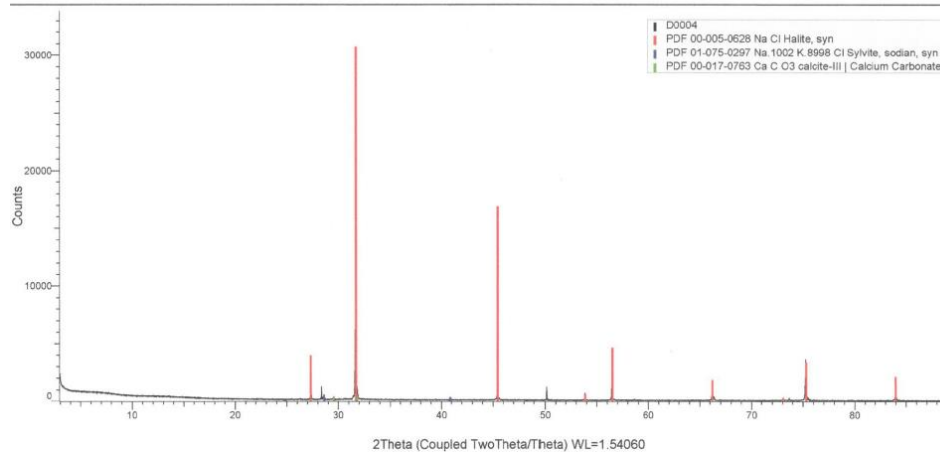
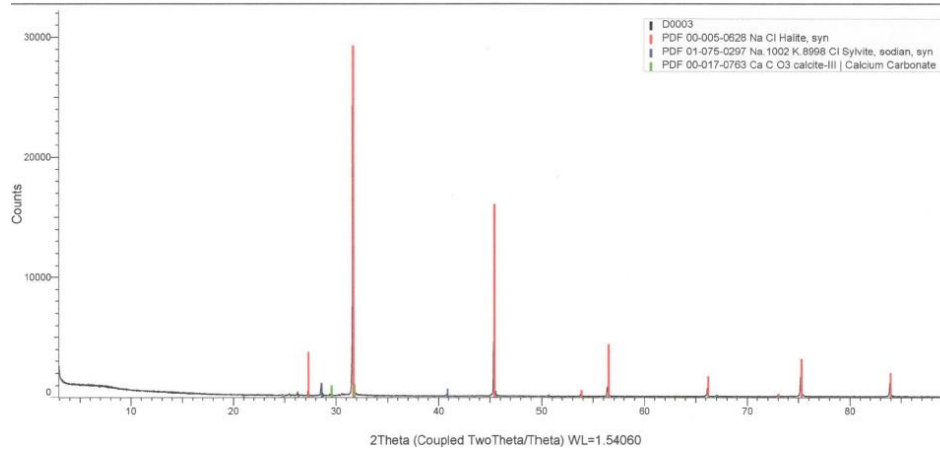
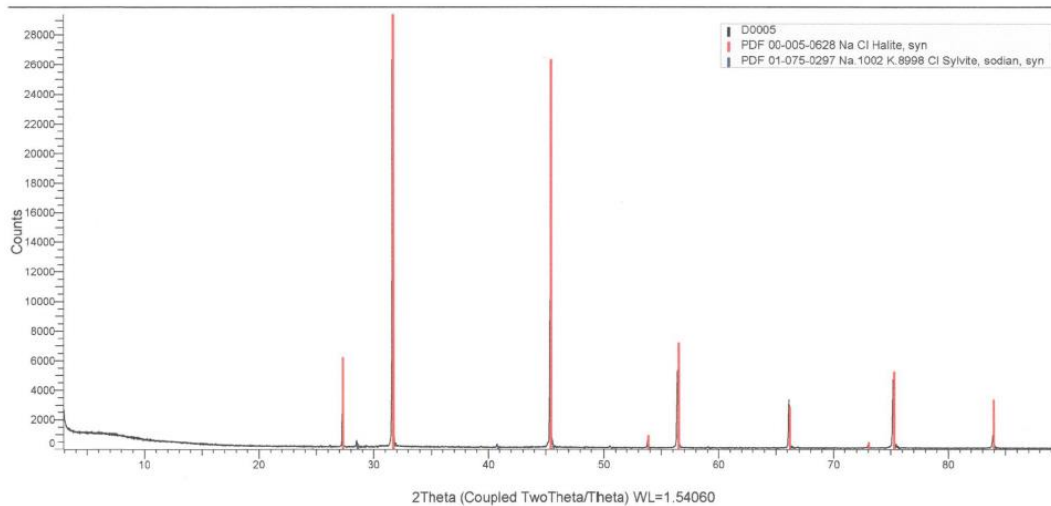


Figura 49. Resultados de DRX para M085 tratada con dosis óptima de PCA (duplicados)

Facultad de Química, USAII, UNAM México
D0005 (Coupled TwoTheta/Theta)



Facultad de Química, USAII, UNAM México
D0006 (Coupled TwoTheta/Theta)

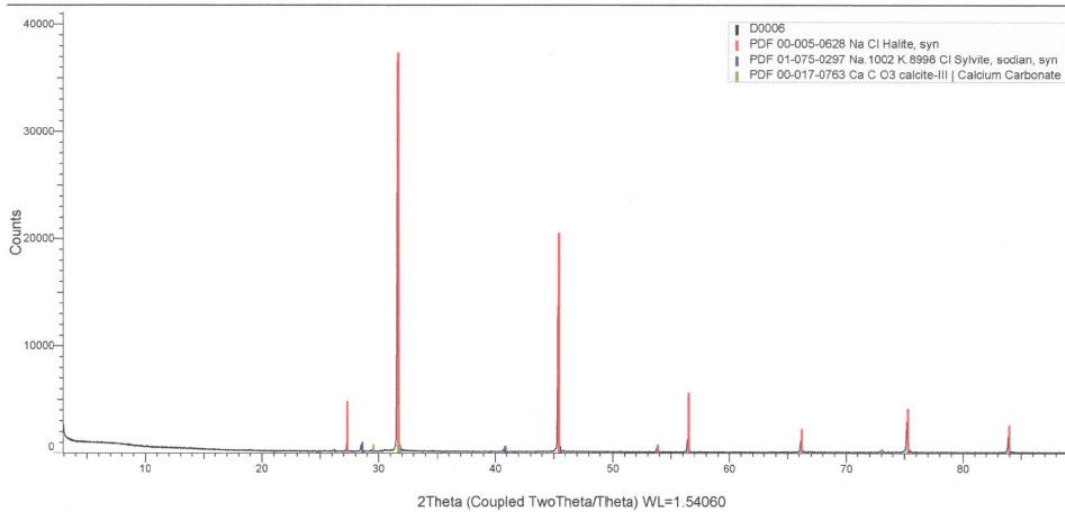


Figura 50. Resultados de DRX para M660 tratada con dosis óptima de PCA (duplicados)