



Universidad de Cuenca

Facultad de Ciencias Químicas

Carrera de Ingeniería Ambiental

Optimización de los procesos de Coagulación y Floculación para potenciar la eficiencia en la Planta de Tratamiento de agua cruda de una industria cerámica

Trabajo de titulación previo a la
obtención del título de Ingeniero
Ambiental

Autores:

Cintha Michelle González Alvarado

John Fabricio Sinchi Payana

Director:

Fausto Fernando García Ávila

ORCID:  0000-0002-9274-9769

Cuenca, Ecuador

2024-09-10

Resumen

La dosificación de sustancias químicas en los procesos de coagulación y floculación es crucial para la eficiencia del tratamiento de agua y gastos operativos. Este trabajo de titulación evaluó los procesos de coagulación y floculación en la planta de tratamiento de agua de una industria cerámica, enfocándose en las condiciones hidráulicas y la dosificación óptima. Se analizó el comportamiento hidráulico de la unidad de floculación compuesta por tres tramos. Los resultados indicaron que el flujo pistón predomina en la unidad, sin embargo, se identificaron espacios muertos y cortocircuitos. El tramo 3 presentó las peores condiciones hidráulicas y mediante un alargamiento de 30 cm a las pantallas el flujo pistón aumentó su presencia. La evaluación hidráulica permitió determinar los parámetros de intensidad de mezcla y tiempos de retención, replicados a escala de laboratorio en pruebas de jarras para evaluar la efectividad de tres coagulantes: sulfato de aluminio Tipo A, sulfato de aluminio Iron Free y policloruro de aluminio. A nivel de planta se fijaron las dosis de floculante a 0.5 y 0.75 mg/l, obteniendo porcentajes de remoción superiores al 90 %. Aunque los test estadísticos indicaron que no hay diferencia significativa en los porcentajes de remoción de turbidez entre los coagulantes, sí se encontró una diferencia significativa en los costos calculados, destacando el sulfato de aluminio Tipo A como el más eficiente. Los resultados proporcionarán a la industria información valiosa para la toma de decisiones y la operación eficiente de la planta mediante una curva de dosificación óptima de coagulante

Palabras clave de los autores: prueba de jarras, curva de dosificación, sulfato de aluminio, PAC, condiciones hidráulicas



El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Cuenca ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por la propiedad intelectual y los derechos de autor.

Repositorio Institucional: <https://dspace.ucuenca.edu.ec/>

Abstract

Chemical dosing in coagulation and flocculation processes is crucial for water treatment efficiency and operating costs. This thesis evaluated the coagulation and flocculation processes in the water treatment plant of a ceramic industry, focusing on hydraulic conditions and optimal dosing. The hydraulic behavior of the three-section flocculation unit was analyzed. The results indicated that piston flow prevailed in the unit; however, dead spaces and short circuits were identified. The third section presented the worst hydraulic conditions, but through an extension of 30 cm in the deflectors, the presence of piston flow increased. The hydraulic evaluation enabled the determination of mixing intensity parameters and retention times, which were replicated on a laboratory scale in jar tests to evaluate the effectiveness of three coagulants: Type A aluminum sulfate, Iron Free aluminum sulfate, and Poly aluminum chloride (PAC). At the plant level, flocculant doses were set at 0.5 and 0.75 mg/l, resulting in removal percentages of more than 90 %. Although the statistical tests indicated no significant difference in turbidity removal percentages between the coagulants, a significant difference was found in the cost calculations, highlighting Type A aluminum sulfate as the most efficient. The results will provide the industry with valuable information for decision-making and efficient plant operation through an optimal coagulant dosing curve.

Authors Keywords: jar test, dosing curve, aluminum sulfate, PAC, hydraulic conditions



The content of this work corresponds to the right of expression of the authors and does not compromise the institutional thinking of the University of Cuenca, nor does it release its responsibility before third parties. The authors assume responsibility for the intellectual property and copyrights.

Institutional Repository: <https://dspace.ucuenca.edu.ec/>

Índice de contenido

1. Capítulo I: Introducción.....	13
1.1. Antecedentes.....	13
1.2. Problemática.....	13
1.3. Justificación	15
1.4. Objetivos.....	15
1.4.1. Objetivo General.....	15
1.4.2. Objetivos Específicos.....	16
2. Capítulo II: Marco teórico	17
2.1. Generalidades	17
2.1.1. Parámetros fisicoquímicos del agua	18
2.2. Procesos de una planta convencional de tratamiento de agua cruda.....	19
2.3. Mezcla rápida	20
2.3.1. Teoría de la coagulación.....	21
2.3.2. Coloides.....	21
2.3.3. Factores que influyen en la coagulación	23
2.3.4. Mecanismos de coagulación.....	24
2.3.5. Tipos de coagulantes.....	26
2.3.6. Tipos de mezcladores rápidos	27
2.4. Mezcla lenta.....	28
2.4.1. Teoría de la floculación.....	28
2.4.2. Clasificación de floculantes.....	29
2.4.3. Tipo de floculadores.....	30
2.4.4. Factores que influyen en la floculación	31
2.5. Prueba de jarras	33
3. Capítulo III: Metodología	35
3.1. Descripción de la zona de estudio	35
3.1.1. Fuente de aprovisionamiento de agua de la industria	35
3.2. Características hidráulicas existentes	37
3.2.1. Determinación del caudal.....	37
3.2.2. Evaluación de mezcla rápida - coagulación	42
3.2.3. Evaluación de mezcla lenta - floculación.....	48
3.2.4. Configuración estructural de la unidad.....	48
3.2.5. Intensidad de floculación	49

3.2.6.	Tiempo de retención	50
3.2.7.	Evaluación del comportamiento hidráulico	51
3.3.	Comparación de la efectividad del sulfato de aluminio Tipo A, sulfato de aluminio Iron Free y policloruro de aluminio (PAC).	56
3.3.1.	Toma de muestras	56
3.3.2.	Preparación de las sustancias coagulantes	57
3.3.3.	Preparación de polímero catiónico	57
3.3.4.	Cálculo de las dosis de coagulantes y floculante	58
3.3.5.	Prueba de jarras	58
3.3.6.	Curva de la dosis óptima de cada coagulante	62
3.3.7.	Reducción de turbiedad con sustancia floculante	63
3.3.8.	Índice de Willcomb	63
3.4.	Análisis costo - beneficio en función de la dosificación óptima de coagulantes y floculante a partir de la eficiencia en la reducción de turbiedad.	65
3.4.1.	Cálculo del peso dosificado	65
3.4.2.	Cálculo del costo por Kilogramo	65
3.5.	Cálculo de la producción de lodos	66
4.	Capítulo IV: Resultados y Discusiones	69
4.1.	Parámetros físico químicos del agua	69
4.2.	Caudal de agua cruda	70
4.2.1.	Aforo volumétrico	70
4.2.2.	Vertedero rectangular	71
4.2.3.	Por trazadores de inyección instantánea	72
4.2.4.	Comparación de metodologías para el aforo de caudal	73
4.3.	Evaluación mezcla rápida- coagulación	74
4.3.1.	Intensidad de mezcla en vertedero rectangular	74
4.4.	Evaluación mezcla lenta - floculación	78
4.4.1.	Configuración estructural de la unidad	78
4.4.2.	Tiempo de retención	81
4.4.3.	Intensidad de mezcla lenta	87
4.5.	Evaluación del comportamiento hidráulico	88
4.5.1.	Curva de tendencia	88
4.5.2.	Método Wolf-Resnick	92
4.5.3.	Índice de Morril	95
4.6.	Comparación de coagulantes sulfato de aluminio Tipo A, sulfato de aluminio Iron Free y policloruro de aluminio	98

4.6.1.	Pruebas de jarras	98
4.6.2.	Curvas de dosificación de los coagulantes	99
4.6.3.	Curva de reducción de turbiedad con sustancia floculante.....	105
4.6.4.	Índice de Willcomb.....	106
4.7.	Análisis costo - beneficio en función de la dosificación óptima de coagulantes y floculante a partir de la eficiencia en la reducción de turbiedad	108
4.8.	Cálculo de la producción de lodos	113
4.9.	Análisis estadístico	116
5.	Capítulo V: Conclusiones y Recomendaciones.....	119
5.1.	Conclusiones	119
5.2.	Recomendaciones	121
6.	Capítulo VI: Referencias	123
7.	Capítulo VII: Anexos	138

Índice de figuras

Figura 1. Clasificación y tamaño de partículas en el agua.	19
Figura 2. Esquematización de la doble capa eléctrica.	23
Figura 3. Proceso de coagulación por adsorción.	25
Figura 4. Proceso de coagulación por adsorción.	25
Figura 5. Clasificación de las unidades de mezcla rápida.	28
Figura 6. Mecanismos de floculación.	29
Figura 7. Floculador hidráulico de pantallas de flujo horizontal.	31
Figura 8. Vista superior de las unidades de mezcla rápida y lenta.	35
Figura 9. Variación de caudal en el río.	36
Figura 10. Toma de agua para el cálculo de caudal por medio del método de aforo volumétrico.	38
Figura 11. Perfil tradicional de un vertedero de cresta ancha.	39
Figura 12. Vista superior unidad de floculación. Puntos de medición e inyección.	41
Figura 13. Vista superior de la zona de mezcla rápida.	43
Figura 14. Corte lateral de la zona de mezcla y dosificación.	43
Figura 15. Pérdida de carga en la unidad de floculación - Corte lateral.	49
Figura 16. Pérdida de carga para cada tramo de la unidad de floculación - Corte lateral. ..	50
Figura 17. Concentración del trazador en el efluente de un reactor.	51
Figura 18. Curva $1-F(t)$ vs la relación t/t_0 . Modelo simplificado Wolf - Resnick.	53
Figura 19. Equipo de jarras del laboratorio de análisis ambiental Universidad de Cuenca.	59
Figura 20. Equipo de jarras Velp Scientifica FP4.	60
Figura 21. Ábaco que relaciona revoluciones por minuto con gradientes de velocidad.	62
Figura 22. Esquematización de las categorías de floc según su tamaño.	64
Figura 23. Esquematización de vertedero rectangular y sus dimensiones.	72
Figura 24. Diferencia entre metodologías empleadas para el aforo de caudales.	73
Figura 25. Adición en las pantallas en el tramo 3 del reactor.	79
Figura 26. Dimensiones del sistema de floculación a) previa modificación y b) posterior modificación de las dimensiones de las pantallas.	80
Figura 27. Fisuras en una de las pantallas del tramo 3 del sistema de floculación.	81
Figura 28. Tiempo de retención real (pico de conductividad en la curva gaussiana) y teórico (línea entrecortada de color rojo) del Tramo 1.	84
Figura 29. Tiempo de retención real (pico de conductividad en la curva gaussiana) y teórico (línea entrecortada de color rojo) del Tramo 2.	85
Figura 30. Tiempo de retención real (pico de conductividad en la curva gaussiana) y teórico (línea entrecortada de color rojo) del Tramo 3 antes de la modificación de pantallas.	85
Figura 31. Tiempo de retención real (pico de conductividad en la curva gaussiana) y teórico (línea entrecortada de color rojo) del Tramo 3 posterior a la modificación de pantallas.	86
Figura 32. Curva de tendencia del Tramo 1.	89
Figura 33. Curva de tendencia del Tramo 2.	90
Figura 34. Curva de tendencia del Tramo 3 previa a la modificación de las pantallas.	90
Figura 35. Curva de tendencia del Tramo 3 posterior a la modificación de las pantallas. ...	91
Figura 36. Curva Log $(1 - F(t))$ usada para el modelo de Wolf Resnick en el tramo 1.	92
Figura 37. Curva Log $(1 - F(t))$ usada para el modelo de Wolf Resnick en el tramo 2.	93
Figura 38. Curva Log $(1 - F(t))$ usada para el modelo de Wolf Resnick en el tramo 3 sin modificación.	93

Figura 39. Curva Log (1 - F(t)) usada para el modelo de Wolf Resnick en el tramo 3 con modificación.	94
Figura 40. Índice de Morril del Tramo 1. Tiempo en segundo en relación con el porcentaje de trazador que pasa.	97
Figura 41. Índice de Morril del Tramo 2. Tiempo en segundo en relación con el porcentaje de trazador que pasa.	97
Figura 42. Índice de Morril del Tramo 3 previa a la modificación de pantallas. Tiempo en segundo en relación con el porcentaje de trazador que pasa.....	97
Figura 43. Índice de Morril del Tramo 3 posterior a la modificación de pantallas. Tiempo en segundo en relación con el porcentaje de trazador que pasa.....	98
Figura 44. Curvas de dosis óptima para cada coagulante	101
Figura 45. Curvas de dosis óptima en escala semilogarítmica para cada coagulante	102
Figura 46. Porcentaje de remoción de turbiedad de los coagulantes.....	104
Figura 47. Porcentaje de remoción de turbiedad para los tres coagulantes.....	106
Figura 48. Pesos de los coagulantes determinados para las pruebas experimentales y peso actual del coagulante aplicado.	109
Figura 49. Pesos del floculante actual determinado por los operadores y de las dosis fijadas.	110
Figura 50. Costos anuales calculados para dosis el sulfato de aluminio Tipo A dosificado por los operadores y para las dosis determinadas experimentalmente para sulfato de aluminio Tipo A, sulfato Iron Free y policloruro de aluminio.....	112
Figura 51. Costos anuales calculados para las dosis de floculante dosificado por los operadores y con las dosis establecidas como fijas.	113

Índice de tablas

Tabla 1. Clasificación de partículas presentes en el agua cruda.....	21
Tabla 2. Clasificación de las unidades de mezcla rápida.....	27
Tabla 3. Clasificación de las unidades de mezcla lenta.....	30
Tabla 4. Valores recomendados por diferentes autores para floculadores hidráulicos.....	33
Tabla 5. Condiciones del río Machángara correspondientes al periodo 2012 - 2015.....	37
Tabla 6. Relación de temperatura.....	47
Tabla 7. Análisis de la curva de tendencia del trazador.....	52
Tabla 8. Análisis del Índice de Morril.....	56
Tabla 9. Número de ensayos realizados en la prueba de jarras.....	57
Tabla 10. Descripción de valores del Índice de Willcomb.....	64
Tabla 11. Valores máximos, mínimos y el promedio de los parámetros físico-químicos del agua del río Machángara.....	69
Tabla 12. Resumen de datos obtenidos para el aforo volumétrico.....	71
Tabla 13. Caudales obtenidos en cada tramo de la unidad de floculación.....	73
Tabla 14. Resumen de datos obtenidos para el aforo volumétrico.....	74
Tabla 15. Número de pantallas y compartimentos en los tres tramos.....	78
Tabla 16. Resumen de las dimensiones entre pantallas y la pared.....	79
Tabla 17. Peso del trazador para cada tramo.....	81
Tabla 18. Tiempos de retención real en los tramos de la unidad de floculación.....	82
Tabla 19. Cálculo del volumen para el tramo 1.....	83
Tabla 20. Volumen y tiempo teóricos.....	84
Tabla 21. Resumen de intensidad de mezcla en floculación.....	87
Tabla 22. Parámetros y relaciones que intervienen en la curva de tendencia para cada tramo.....	88
Tabla 23. Resumen de resultados obtenidos por el método de Wolf-Resnick.....	95
Tabla 24. Resumen de tiempos en que pasa el 10 % y 90 % en segundos y la relación para el índice de Morril.....	96
Tabla 25. Resumen de condiciones para Jar-test.....	98
Tabla 26. Ecuaciones de curvas de dosificación.....	101
Tabla 27. Ecuaciones curvas de dosificación semilogarítmica.....	102
Tabla 28. Descripción de propiedades de coagulantes sulfato de aluminio Tipo A y sulfato de aluminio Iron Free.....	103
Tabla 29. Descripción de propiedades de policloruro de aluminio.....	104
Tabla 30. Resumen de resultado Índice de Willcomb.....	107
Tabla 31. Pesos mensuales de coagulantes y floculante (kg/mes).....	110
Tabla 32. Promedio mensual de los pesos de coagulantes y floculante (kg/día).....	111
Tabla 33. Costos económicos proporcionados por la empresa.....	111
Tabla 36. Resumen ANOVA para la variable de porcentaje de remoción.....	117
Tabla 37. Resumen test de normalidad a residuos de ANOVA.....	117
Tabla 38. Resumen test Kruskal - Wallis.....	117
Tabla 39. Resumen de ANOVA.....	118
Tabla 40. Resumen del análisis post-hoc de Tukey aplicado a los Costos.....	118

Agradecimientos

Quisiéramos expresar nuestro más sincero agradecimiento a todas las personas que han hecho posible la realización de este trabajo de titulación. En primer lugar, agradecemos al Ingeniero Fausto García, cuyos consejos y apoyo fueron indispensables para la culminación de este trabajo. Asimismo, a los ingenieros Aleksandr Kachatryan y Geovanny Larriva por su constante apoyo y su valiosa colaboración.

De manera especial, agradecemos a los Ingenieros Juan Carlos Garzón y Juan Andrés Ordoñez por brindar los recursos y el acceso necesario en la industria cerámica. Sin su apoyo, esta investigación no hubiera sido posible.

A todos ustedes, nuestro más profundo agradecimiento.

Dedicatoria

Dedico este trabajo a Dios, a mis padres y mi hermano, quienes son el motor fundamental en mi vida. Cada logro, por pequeño que sea, está dedicado a ellos. Sus consejos, paciencia, amor, apoyo y la confianza que han depositado en mí son, sin duda, los pilares claves en mi vida. Gracias por creer en mí, por guiarme con su sabiduría y por estar siempre a mi lado en cada paso de este camino.

A toda mi familia, cuyo amor incondicional y comprensión han sido fundamentales durante estos años de esfuerzo y dedicación. A mis abuelos: Eladio, Amada, María y a mi ángel celestial Félix, quienes me han enseñado el valor de la perseverancia. A mis tíos y primos, cuya alegría siempre me ha dado fuerzas para continuar. A Mayte, por ser mi apoyo incondicional, gracias por estar ahí en todo momento. No puedo dejar de mencionar a mi fiel compañero de desveladas, Doggy. Gracias, mi incondicional amigo de cuatro patas, por tu compañía y amor incondicional.

Mi gratitud también se extiende a mis compañeros de estudios. Su compañía y palabras de aliento han sido una fuente constante de inspiración. De manera especial, a mi amigo Nayo, gracias por estar conmigo desde el principio.

Quiero agradecer profundamente a mi compañero de titulación. Tu dedicación y esfuerzo en este trabajo han sido invaluable, y juntos hemos superado cada desafío.

Gracias a todos los que han sido parte de este camino.

“Lo que tiene que ser, será”

Cintha Michelle González Alvarado

A Dios por sus bendiciones y cuidado a lo largo de mi vida. A mis padres, a mis hermanos, y a mi hermana quienes me han apoyado en esta etapa. A las personas que me acompañaron a lo largo de mi vida y que hoy ya no están conmigo; su legado y palabras de aliento permanecen presentes siempre. A mi familia formada en las aulas de clase, con quienes compartí varios momentos y cuyo apoyo mutuo hizo posible cumplir esta meta. A mis mascotas por su compañía incondicional sin importar la hora o las circunstancias.

Por último, pero no menos importante, una dedicatoria y agradecimiento a mi compañera de tesis y a mí mismo por haber superado los obstáculos que se presentaron, el esfuerzo y dedicación que entregamos, así como la confianza en nosotros mismos para la culminación de este trabajo de titulación.

John Fabricio Sinchi Payana

1. Capítulo I: Introducción

1.1. Antecedentes

El tratamiento del agua cruda desempeña un papel fundamental en las operaciones industriales, debido a que influye directamente en la eficiencia del proceso productivo, el mantenimiento de equipos, la limpieza de la infraestructura, entre otros aspectos. Un tratamiento adecuado permite eliminar impurezas, microorganismos y componentes no deseados del agua cruda. Así mismo, un tratamiento ineficiente tiene un riesgo potencial en la salud humana siendo nocivo para la ingesta y/o absorción por la dermis (Azumamah et al., 2023).

Los métodos disponibles para el tratamiento de agua cruda para uso industrial son amplios e incluye tecnologías como la filtración por membranas, la ósmosis inversa, el intercambio iónico, entre otros. Sin embargo, muchas industrias optan por el método tradicional de coagulación-floculación a través de plantas de tratamiento convencionales de agua cruda, siendo procesos fundamentales para la clarificación del agua por su eficacia y bajo costo (Prabhakar & Chidambaram, 2023).

La dosificación óptima de coagulantes y floculantes es esencial en el proceso de clarificación, una incorrecta administración de estos productos químicos puede afectar significativamente el sistema de tratamiento. Esto repercute directamente en los parámetros de calidad que, aunque no sean tan restrictivos como los aplicados en la clarificación de agua potable, siguen siendo críticos para la operación efectiva de la planta. Donde, una dosificación ineficiente produce un bajo rendimiento en el tratamiento del agua. Mientras que, una sobredosificación puede provocar contaminación del agua, producción excesiva de lodos y mayores costos operativos resultantes en pérdidas económicas (Dadebo et al., 2023).

Dentro de los factores que influyen en los procesos de coagulación y floculación se encuentran las características del agua cruda, características de las sustancias químicas coagulantes, características estructurales de la unidad de tratamiento; así como, características hidráulicas como el tipo de flujo, cortocircuitos y espacios muertos (Canepa de Vargas, 2004). En concordancia, Romero (2009) destaca tres partes claves en el proceso de clarificación del agua: la elección del coagulante a implementar, la dosificación óptima y el manejo eficiente de la planta de tratamiento.

1.2. Problemática

La fabricación de piezas de cerámica implica el uso de considerables cantidades de energía y recursos, incluida el agua (Mezquita et al., 2017). Generalmente en las industrias cerámicas, el agua es empleada en procesos, calderas y usos múltiples. Para el acondicionamiento del

agua cruda, estas industrias cuentan con estructuras para el tratamiento de la misma; dentro de estas se encuentran los procesos de coagulación, floculación, sedimentación y/o filtración para remover turbiedad y color (Nordell, 1963). Entre ellos, los procesos de coagulación y floculación son los principales influyentes en el proceso de tratamiento (Wei et al., 2022).

El proceso de coagulación tiene el propósito de desestabilizar las cargas de las partículas suspendidas en el agua mediante la adición de sustancias químicas (Romero, 2009). La falta de control de dosificación influye en la calidad final del agua, así como costos relacionados con la operatividad de la planta de tratamiento (Wei et al., 2022). Comúnmente la dosificación de sustancias químicas se realiza de manera controlada y no controlada (empírica). Las dosificaciones controladas representan la cantidad óptima de sustancias para el proceso. Por otro lado, las dosis no controladas se pueden clasificar en dos tipos: la subdosificación y sobredosificación.

La ineficiencia en la sobredosificación o subdosificación de sustancias químicas ocasiona que las partículas de agua cruda no se desestabilicen y no sean eliminadas (Koul et al., 2022). De esta manera se compromete la producción de flocs, ya que a una baja dosificación se obtienen flocs inestables y pequeños que afectan el rendimiento del proceso de tratamiento del agua (Masmoudi et al., 2016). Por otro lado, una sobredosificación puede llevar a una disminución de la turbiedad, pero ocasiona un residual de coagulantes que representan pérdidas económicas y de recursos (Wei et al., 2022). Además, podría conllevar a la reestabilización de las partículas generando flocs de tamaño pequeño (Fuentes et al., 2011).

Wei et al. (2022) mencionan que una sobredosificación conlleva la generación de grandes cantidades de lodos. Estos lodos pueden producir una paralización continua de la planta por mantenimiento y limpieza de las unidades y conductos, lo cual es indeseado para el proceso de tratamiento. Por lo cual, una dosificación no controlada debe sustituirse por la aplicación de curvas de dosificación adecuadas a las características de las unidades de coagulación y floculación de la planta.

La industria cerámica, en la que se desarrolló el presente trabajo de titulación, posee un proceso convencional de tratamiento de agua cruda, en el cual los procesos de coagulación y floculación son cruciales en cuanto a gastos operativos y eficiencia, por lo que debe abordarse de manera técnica y no empírica. En el caso específico de la planta, la operación de la misma se llevaba a cabo de una manera empírica. Lo que permitió plantear la hipótesis de que la dosificación de productos químicos es ineficiente.

La falta de cuantificación precisa en la dosificación de coagulantes puede impactar negativamente en la eficiencia del proceso de clarificación, afectando tanto la calidad del agua

tratada como los costos operativos asociados con la dosificación no controlada. Por lo cual, se buscó regular la dosificación de sustancias químicas en los procesos de coagulación y floculación; así como, el monitoreo continuo de parámetros fisicoquímicos del agua cruda.

1.3. Justificación

La industria cerámica, en la que se desarrolló el presente trabajo de titulación, ha alcanzado un récord de ventas en el penúltimo año y se encuentra en un proceso de ampliación y mejora continua. Esta industria, una de las líderes en cerámica en el Ecuador, no solo se destaca por sus altos estándares de calidad en producción, sino que también busca ser eficiente y amigable con el medio ambiente al reducir sus residuos sólidos y reutilizando el agua residual en su proceso productivo, siendo fundamental tener agua cruda con un buen tratamiento para ser introducida en el proceso.

Es importante que esta empresa líder en el sector implemente mejoras relacionadas con el tratamiento de agua, aire y otros elementos junto con la eficiencia de sus recursos, con el objetivo de convertirse en un ejemplo a seguir para otras industrias. En este contexto, la optimización del proceso de coagulación mediante la elaboración de una curva de dosificación se vuelve fundamental; ya que, proporcionará a los operadores información valiosa, aportando conocimiento sobre la dosis óptima de coagulante a utilizar. Para lo cual, se tomaron en cuenta las condiciones hidráulicas de la infraestructura actual de la planta de tratamiento de agua cruda de la industria cerámica, garantizando estándares de calidad y eficiencia operativa, generando impactos positivos en la industria, así como ahorros económicos al tener una adecuada dosificación.

La información derivada de esta curva de dosificación óptima permitirá que los operarios tomen decisiones más acertadas en relación con la adición de coagulante con la turbidez inicial del agua cruda, lo que tendrá un impacto significativo en el tratamiento y la calidad del agua. Sumando a esto, se busca reducir la cantidad de coagulante presente en los lodos residuales con un uso eficiente de recursos, así como optimizar la dosificación del coagulante que no solo mejora la calidad del agua tratada, sino que también puede mejorar la eficiencia operativa de la planta, junto con la reducción de costos. Adicionalmente, este enfoque proporciona una perspectiva práctica que podría ser de interés para investigadores y profesionales del campo del tratamiento de aguas y la gestión de recursos hídricos.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo General

Optimizar los procesos de Coagulación y Floculación para potenciar la eficiencia en la Planta de Tratamiento de agua cruda de una Industria Cerámica.

1.4.2. Objetivos Específicos

- Evaluar las características hidráulicas existentes en los procesos de floculación y coagulación de la planta de tratamiento de agua cruda.
- Comparar la efectividad de los coagulantes sulfato de aluminio Tipo A, sulfato de aluminio Iron Free y policloruro de aluminio (PAC) para seleccionar el más efectivo en función de la reducción de turbiedad utilizando prueba de jarras.
- Elaborar la curva de dosificación óptima para el coagulante más efectivo en función de la turbiedad del agua cruda.
- Realizar un análisis costo - beneficio en función de la dosificación óptima de coagulantes y floculante a partir de la eficiencia en la reducción de turbiedad.

2. Capítulo II: Marco teórico

2.1. Generalidades

La calidad del agua destinada a uso industrial varía según el fin específico para el que se la requiera. El agua destinada a uso industrial, como detalla Nordell (1963), se puede clasificar en:

- Agua de alimentación de calderas.
- Agua de enfriamiento.
- Agua de proceso.
- Agua para propósitos generales.

La Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1108 establece los límites permisibles para la calidad del agua potable destinada al consumo humano, donde la turbiedad no debe exceder los 5 NTU; y de color debe ser hasta las 15 unidades de color aparente (Pt-Co). El agua tratada para uso industrial es usada exclusivamente en operaciones industriales y no para el consumo humano. Sin embargo, se ha establecido que la turbiedad para uso industrial sea menor a 3 NTU de turbiedad y 15 unidades de color aparente (Pt-Co). Esto se debe a que pueden causar daños en los equipos que usen agua en el proceso, provocando obstrucciones en los sistemas que usen o distribuyan el agua; así mismo, puede influir en el consumo de energía, disminuyendo la calidad de sus productos.

En la industria cerámica, el agua desempeña varias funciones dentro del proceso industrial, en el funcionamiento de las calderas y otros usos generales dentro de la planta industrial. Se utiliza como auxiliar en la elaboración de pastas y esmaltes, además es usada en la limpieza de los equipos e instalaciones de la industria cerámica (Bermeo Chiriboga, 2018).

El agua utilizada en la industria cerámica, donde se realizó el presente trabajo de titulación, se emplea en los siguientes procesos:

- Uso en líneas de rectificadoras para limpieza de equipos, proceso de desbaste con el disco, enfriamiento y limpieza de máquinas.
- En el proceso de mosaicos, limpieza de equipos, refrigeración en el proceso de corte con disco en listeladora y biseladora.
- En el uso en líneas de esmaltación para preparación de engobes y base final, lavados de campanas, limpieza de canales, piso, limpieza de maquinaria.
- En el proceso de Molienda para limpieza de canales, piso, limpieza de maquinaria; carga molinos y en el lavado atomizador.

2.1.1. Parámetros fisicoquímicos del agua

2.1.1.1. Turbiedad

La turbiedad, expresada en Unidades de Turbidez Nefelométrica (NTU), es un indicador que mide la capacidad de transmitir la luz en el agua. Esta propiedad varía en función de la fuente de luz y el método de medición empleado, así como las propiedades de absorción de luz de las partículas suspendidas (Trujillo et al., 2014). Siendo de gran importancia para establecer el nivel de tratamiento que debe ser aplicado al agua cruda, así como determinar la calidad del agua en relación con el material suspendido.

2.1.1.2. Color

El color se puede definir como una propiedad organoléptica en función de la composición espectral de la luz y de la capacidad de los objetos para absorber, reflejar, refractar o emitir ondas electromagnéticas. Esta propiedad se ve afectada por la presencia de material disuelto, suspendido o coloidal (Osorio & Martínez, 2018).

El color aparente en cuerpos de agua es producto de la presencia de partículas, incluyendo partículas disueltas y sedimentables. Mientras que, el color real o verdadero hace referencia al color del agua una vez que se han eliminado las partículas asociadas a la turbidez (Chacón, 2017).

2.1.1.3. Temperatura

La temperatura se define como la medición del calor presente en el agua e interviene en las características físicas, químicas y biológicas de las masas de agua, teniendo impacto en la velocidad de las reacciones y fisiología de los organismos, entre otros aspectos (Ramos Olmos et al., 2003).

2.1.1.4. Sólidos Totales

La concentración de sólidos es un factor físico que perjudica la calidad de los cuerpos de agua y su evaluación involucra un desafío para su uso destinado al consumo humano y/o industrial.

- Los sólidos totales engloban los sólidos disueltos y los sólidos suspendidos, tal como se indica en la *Figura 1*. Estos se definen como el material residual posterior a la evaporación de una muestra de agua y posterior secado en horno a 103 - 105 °C (McCleskey et al., 2023).
- Los sólidos disueltos, llamados también filtrables, se definen como aquellos sólidos que pueden pasar a través de un filtro, con un tamaño entre 0.001 y una micra (Ramos

Olmos et al., 2003). Así mismo, se pueden determinar mediante la diferencia entre los sólidos totales y los sólidos suspendidos (Romero Rojas, 2009).

- Los sólidos suspendidos son aquellas partículas sólidas presentes en la masa de agua como material no disuelto, y estos son medidos por el residual seco retenido mediante procesos de filtración. Estos sólidos comprenden sólidos sedimentables (partículas que se depositan debido a la fuerza de la gravedad determinada a través del uso de un cono Imhoff), flotantes y no sedimentables (coloides). Sin embargo, no incluyen la materia orgánica disuelta coloreada (Adjovu et al., 2023).

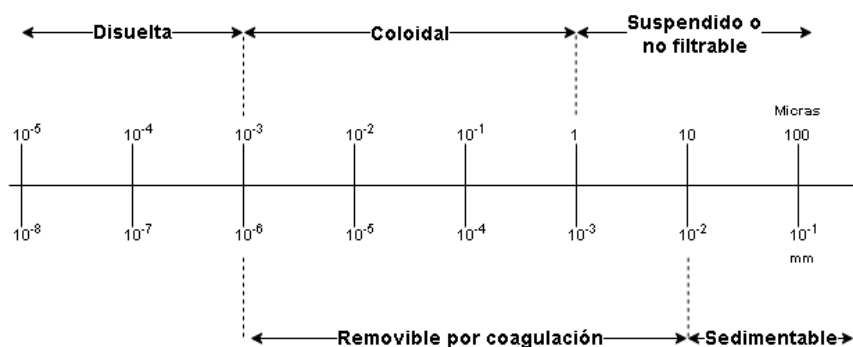


Figura 1. Clasificación y tamaño de partículas en el agua.

Fuente: Adaptado de (Ramos Olmos et al., 2003).

2.1.1.5. Conductividad

Esta propiedad hace referencia a la capacidad del agua en transportar corriente eléctrica, y esta depende de las sustancias disueltas ionizadas en el agua y de la temperatura (Chacón, 2017; Romero, 2009).

2.1.1.6. pH

El pH indica la concentración de iones H^+ y OH^- en una solución que actúan como agentes reductores u oxidantes. El pH cuenta con una escala de 0 a 14, que van del grado más ácido al más básico, respectivamente (Wang et al., 2005).

Al elevar el pH, las soluciones se vuelven alcalinas, lo que resulta en una mayor carga negativa en la superficie debido a la desorción de protones. Esto conlleva a una disminución en la concentración de iones de hidrógeno y un aumento de hidróxidos, los cuales actúan como agentes oxidantes. Por el contrario, en soluciones con una alta concentración de iones de hidrógeno, se vuelven ácidas actuando como agentes reductores (Celis et al., 2014).

2.2. Procesos de una planta convencional de tratamiento de agua cruda.

Según Araujo et al. (2018), las plantas convencionales de tratamiento de agua cruda incluyen los procesos de coagulación, floculación, sedimentación y filtración. Dependiendo de los usos

finales del agua, estos van a poseer más procesos. Pérez et al. (2018) consideran adicionalmente los procesos de desinfección y ajuste de pH.

Los procesos de coagulación y floculación son los más importantes dentro del proceso convencional. Debido a que, con la dosificación adecuada de sustancias químicas se logra eliminar impurezas del agua cruda que influyen en diferentes parámetros como color y turbidez (Izquierdo et al., 2023). Así mismo, en estos procesos las partículas presentes en el agua se aglomeran formando pequeños gránulos o también denominados flocs. En un proceso posterior de sedimentación, los flocs que se han formado en la coagulación - floculación son removidos debido a su mayor peso específico. Este proceso de sedimentación contribuye a la clarificación del agua eliminando los sólidos suspendidos que se han aglomerado (Ramírez & Jaramillo, 2016).

La filtración suele ser el último proceso del tratamiento convencional. Sin embargo, si el uso final del agua es de consumo humano, se añade el proceso de cloración para alcanzar los criterios de calidad. La filtración se realiza para retener materia fina y patógenos dependiendo de la granulometría del material filtrante. Como material filtrante se emplea comúnmente grava y arena (Torres-Parra et al., 2017).

Al ser los procesos de coagulación y floculación los procesos más importantes en el tratamiento convencional de agua cruda, estos deben ser evaluados adecuadamente para que los siguientes procesos se desarrollen óptimamente. Estos se evalúan desde sus estructuras de mezcla rápida (coagulación) y mezcla lenta (floculación), así como el comportamiento del agua dentro de las mismas (CEPIS & OPS., 2006d). Además, son los procesos en los cuales se añaden sustancias químicas y su mal manejo conlleva gastos operacionales y residuos con una alta concentración de contaminantes que deben ser manejados correctamente (Wei et al., 2022).

2.3. Mezcla rápida

Se denomina como mezcla rápida a la magnitud de agitación y el tiempo de retención que debe poseer una masa de agua al momento en que se administra el coagulante, cuyo objetivo es que se presenten las condiciones necesarias para el mecanismo de coagulación dominante (Barrenechea, 2004).

La coagulación es un proceso unitario esencial para tratar la turbidez y el color del agua cruda. Diversas plantas de purificación poseen este proceso y la eficiencia del mismo compromete procesos posteriores como la floculación y filtración (Yamamura et al., 2020).

2.3.1. Teoría de la coagulación

El agua cruda posee comúnmente diferentes impurezas, partículas solubles e insolubles, materia orgánica del suelo y microorganismos. El proceso de coagulación se define como el proceso de agregar una sustancia química denominada coagulante a materia suspendida, en estado coloidal y disuelta para su remoción en posteriores procesos (Wei et al., 2022). Las sustancias químicas son comúnmente sales metálicas de aluminio o hierro (Barrenechea, 2004).

En la *Tabla 1* se presenta la clasificación de partículas y su correspondiente tiempo de sedimentación. Cabe recalcar que, a un menor diámetro, el tiempo de caída de las partículas aumenta significativamente. Por lo cual, se deben agregar sustancias que posibiliten el proceso de sedimentación de las partículas por acción de la gravedad.

Tabla 1. Clasificación de partículas presentes en el agua cruda.

Tipo de Partículas	Tiempo requerido para que una esfera de 2.65 gr sp se sedimente 30.48 cm	Diámetro mm	Área superficial total
Grava	0.3 s.	10	3.14 cm ²
Arena Gruesa	3 s.	1.0	31.41 cm ²
Arena fina	38 s.	0.1	314.16 cm ²
Lodo fino	33 s.	0.01	0.3141 m ²
Bacterias	55 s.	0.001	3.1416 m ²
Coloides	230 días	0.0001	3.177 m ²
	6.3 años	0.00001	2832.8 m ²
	63 años mínimo	0.000001	28328.1m ²

Fuente: (Flinn et al., 1965).

2.3.2. Coloides

En cuanto a partículas insolubles comunes en el agua cruda, se enfatizan las partículas coloidales. Las partículas coloidales o coloides poseen una carga superficial negativa (Lead & Wilkinson, 2006). Esta carga negativa genera repulsión entre las mismas, lo que las estabiliza en toda la masa de agua. Las partículas coloidales son las responsables de la turbiedad y color (Barrenechea, 2004).

En sistemas acuáticos naturales, Lead & Wilkinson (2006) definen a los coloides como materia que poseen un tamaño entre 1 nm a 1 µm. Comúnmente los coloides son conjuntos de varias moléculas o átomos. Sin embargo, también existen partículas únicas y de gran tamaño como las proteínas (Pivokonsky et al., 2024).

Las propiedades que mayormente influyen en los coloides son: el movimiento browniano y área superficial. Debido a la extensa área de los coloides, estos absorben iones en diferentes cantidades, originando una carga eléctrica que favorece su estabilidad (Romero, 2009).

Por otro lado, el potencial Z se define como el nivel de estabilidad del sistema entre las diferentes fuerzas (Samari-Kermani et al., 2021). Por lo general, las partículas grandes son arrastradas hacia abajo por efecto de la gravedad, pero las partículas de menor tamaño como los coloides no pueden aglomerarse y decantar debido a las cargas electrocinéticas. El valor de las cargas electrocinéticas se denomina potencial z. En aguas superficiales, el valor de la carga oscila en un rango de -15 y -25 mV. En teoría, si se reduce el potencial a un valor cercano a cero, las fuerzas repulsivas se reducen desestabilizando el sistema y permitiendo que las partículas puedan aglomerarse y sedimentarse (Bean et al., 1964).

2.3.2.1. Teoría de la capa doble

Las partículas coloidales presentes en el agua se encuentran cargadas en su mayoría por iones negativos. Debido a esta carga negativa, se crea una barrera repulsiva entre los coloides lo que genera la estabilidad de los mismos (Wei et al., 2022). Inicialmente, se crea una capa de contraiones denominada como capa de Stern. Esta capa es causada por la atracción del coloide negativo, y hace que los iones positivos generen una capa adherida rodeando la superficie del coloide. Seguido, los iones positivos aún son atraídos por la carga negativa del coloide; sin embargo, son repelidos por la capa de Stern, lo que genera un estado de equilibrio dinámico, dando paso a la formación de una capa difusa de contraiones (Ravina, 1993).

Por otro lado, existe una falta de iones negativos en las cercanías de la superficie debido a que son repelidos por el coloide negativo. Los iones negativos son denominados como co-iones por tener la misma carga que el coloide. La contracción de estos iones se incrementa a medida que los iones positivos eliminan las fuerzas repulsivas del coloide alcanzando un nuevo estado de equilibrio (Ravina, 1993).

En la *Figura 2*, se observan las diferentes capas que poseen las partículas coloidales. Además, se representan las diferentes cargas eléctricas presentes en las capas interna y externa.

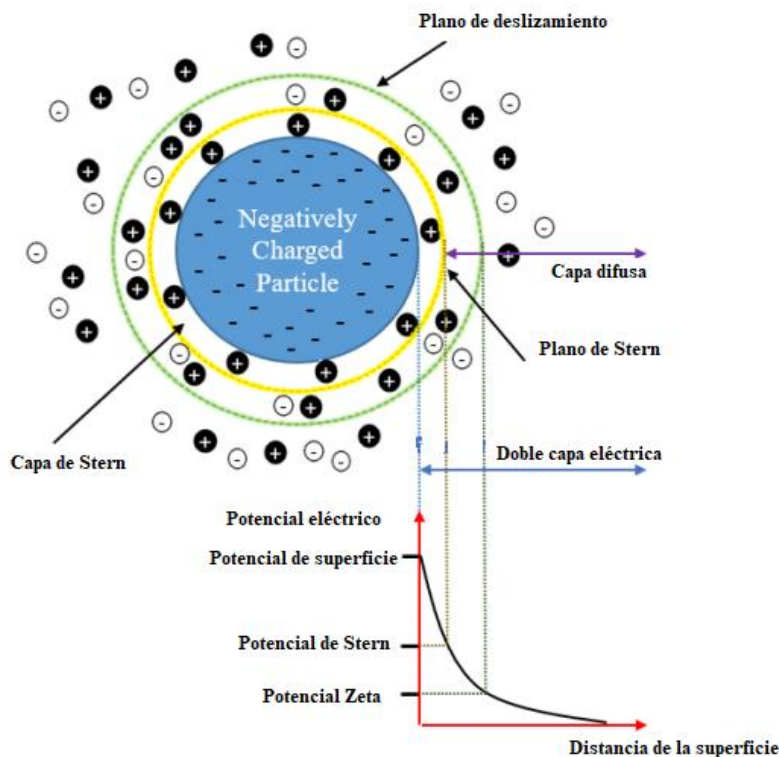


Figura 2. Esquematación de la doble capa eléctrica.

Fuente: (Wei et al., 2022)

Para la desestabilización de las cargas se agrega una sustancia que contengan iones cargados positivamente. La inclusión de iones positivos produce la desestabilización de las partículas permitiendo su sedimentación. Al incrementar la concentración iónica, la capa doble es comprimida debilitando las cargas repulsivas que estabilizan a los coloides y dando paso a la coagulación debido a las fuerzas de Van der Waals (Wei et al., 2022).

2.3.3. Factores que influyen en la coagulación

Andía (2000) destaca los factores que se deben tomar en cuenta para que el proceso de coagulación funcione correctamente y de una manera óptima, los mismos son descritos a continuación.

- **pH:** Los coagulantes se ven influenciados debido a la variabilidad de pH. Estas sustancias poseen un determinado rango de pH en el que funcionan de una manera activa en el proceso de coagulación.
- **Temperatura:** un aumento de temperatura genera diferentes densidades, lo cual afecta a las partículas suspendidas, haciendo desfavorable el proceso de coagulación. Una disminución de temperatura conlleva complicaciones en la sedimentación de los flocs debido a un aumento en la viscosidad.

- **Dosis de coagulante:** Una dosis adecuada de coagulante influye positivamente en el proceso de coagulación. Sin embargo, una sobredosificación conlleva efectos contrarios (Rachid et al., 2024). Por otro lado, una escasa dosificación no desestabiliza la carga de las partículas, por ende, la formación de flocs es baja.
- **Mezcla rápida:** para el correcto desarrollo del proceso de coagulación, el grado de agitación debe ser homogéneo para evitar que los coagulantes se concentren en distintas áreas de la masa de agua.
- **Turbiedad:** para cada nivel de turbidez se requiere una cantidad específica de coagulante. A medida que aumenta la turbidez se requiere una mayor dosis de coagulantes. Sin embargo, en escenarios de baja turbidez puede darse el caso que la cantidad de coagulante necesaria sea igual o incluso mayor que en casos de alta turbidez.

2.3.4. Mecanismos de coagulación

Al usar coagulantes inorgánicos existen dos mecanismos dominantes: coagulación por adsorción y coagulación por barrido.

2.3.4.1. Coagulación por adsorción (desestabilización - neutralización)

Ocurre debido a la alta concentración de partículas coloidales. La sustancia usada como coagulante se agrega al agua que posee un alto grado de turbidez. El coagulante es absorbido por las partículas coloidales neutralizando la carga opuesta y dando paso a la formación de precipitados (Fúquene & Yate, 2018). Debido a la alta cantidad de partículas coloidales, la distancia entre las mismas es limitada. Por lo cual, la fuerza de atracción es mayor y la energía necesaria para la desestabilización es menor (Andía, 2000).

En la *Figura 3* se puede apreciar la esquematización del proceso de coagulación por adsorción usando como sal inorgánica al sulfato de aluminio. El sulfato de aluminio es añadido a un agua turbia, el cual permite la formación de especies hidrolizadas (Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$ y $\text{Al}(\text{OH})_4$). Estas especies desestabilizan las partículas coloidales y facilita la formación de flocs. El proceso es casi inmediato, con un tiempo máximo de duración de 1 segundo (Barrenechea, 2004).

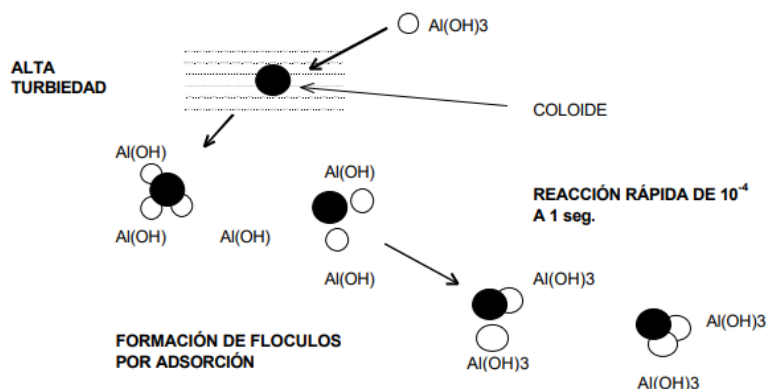


Figura 3. Proceso de coagulación por adsorción

Fuente: (Andía, 2000).

2.3.4.2. Coagulación por barrido

Se evidencia este tipo de coagulación en agua poca turbia, es decir, agua clara y con una baja cantidad de partículas coloidales (Andía, 2000). Este mecanismo se genera mediante una alta adición de sustancia coagulante como sulfato de aluminio o cloruro férrico, dando paso a la formación de precipitados y origen de flóculos que atrapan a los coloides facilitando su sedimentación (Fúquene & Yate, 2018).

En la *Figura 4* se esquematiza el proceso de coagulación por barrido, el coagulante (sulfato de aluminio) es agregado al agua cruda formando hidróxidos de aluminio. Los hidróxidos de aluminio se adhieren a las partículas coloidales y estas son arrastradas por acción de la gravedad. Este proceso es más tardío en comparación con la coagulación por adsorción.

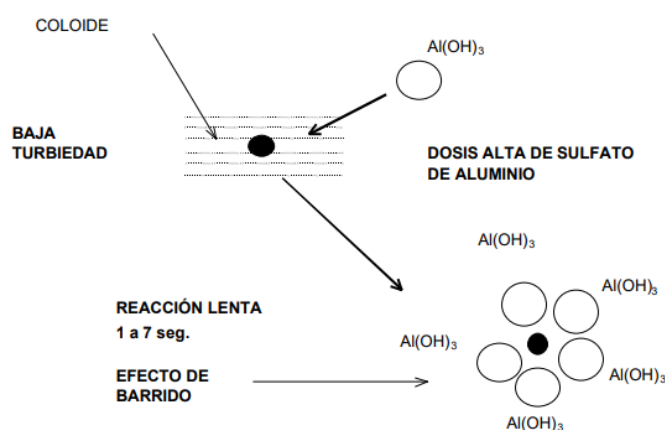


Figura 4. Proceso de coagulación por adsorción

Fuente: (Andía, 2000).

2.3.5. Tipos de coagulantes

Guzmán et al., (2013) clasifican a los coagulantes como inorgánicos y naturales (orgánicos).

2.3.5.1. Coagulantes inorgánicos

Son las sustancias más usadas tradicionalmente en la calificación del agua. Dependiendo de la sustancia puede actuar como coagulante y floculante al mismo tiempo. Estas sustancias químicas se disuelven en el agua formando compuestos hidratados. Los coagulantes químicos comúnmente utilizados incluyen sustancias como el sulfato de aluminio, sulfato ferroso, cloruro férrico, entre otros (Guzmán et al., 2013).

2.3.5.1.1. Sulfato de aluminio

De fórmula $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, es una sal de color blanco. Es obtenida mediante la reacción de un mineral de aluminio con ácido sulfúrico. Existen dos tipos de sulfato de aluminio A y B, la diferencia entre ellos es el nivel de porcentaje ya que poseen hierro inferior al 0.5 % y 1.5 % respectivamente. Posee un rango óptimo de pH de 4 - 7 para el proceso de coagulación. Es empleado en el tratamiento de agua cruda como coagulante y genera la sedimentación de sólidos. En la industria de papel es empleado como ajustador de pH. También es usado en la remoción de fósforo en aguas residuales (Torres et al., 2023).

2.3.5.1.2. Policloruro de aluminio (PAC)

De fórmula química $\text{Al}_2(\text{OH})_3\text{Cl}$, el policloruro de aluminio presenta ventajas frente a los coagulantes tradicionales. En el tratamiento de aguas naturales y a dosis equivalente de Al, el PAC logra obtener una menor turbidez residual que el coagulante tradicional (sulfato de aluminio). El rango de pH efectivo se encuentra en el rango de 4 a 8 frente al sulfato de aluminio, que posee un rango de 5.5 a 7.5. Se obtiene una menor cantidad de Al residual frente a coagulantes tradicionales e incrementa al elevar la basicidad del PAC. Con el PAC se logra una mejor separación de flóculos, se elevan los tiempos de lavado de filtros y se obtiene una mayor producción de agua tratada (Torra et al., 1998).

2.3.5.2. Coagulantes naturales:

Son considerados como una alternativa a las sustancias químicas tradicionales. Se encuentran en fase de desarrollo y se han investigado sus aplicaciones potenciales. Estas sustancias se generan en la naturaleza a partir de reacciones bioquímicas ocurrientes en los seres vivos como animales y plantas (Guzmán et al., 2013).

2.3.6. Tipos de mezcladores rápidos

La mezcla rápida puede llevarse a cabo mediante dos grupos de mezcladores: dispositivos hidráulicos y mecánicos. El objetivo principal de estos equipos es generar una mezcla homogénea del coagulante en la masa del agua, donde su clasificación se basa en el tipo de energía empleada al generar turbulencia, véase *Tabla 2* (Vargas, 2004a).

Tabla 2. Clasificación de las unidades de mezcla rápida.

Mecánicas La turbulencia es generada por una fuente externa. Las condiciones de mezcla son fáciles de controlar.	Retromezclador en línea		
Hidráulicas La turbulencia se produce debido a la actividad interna del fluido y está directamente relacionada con la geometría del mezclador y las propiedades del flujo. Las condiciones de mezcla son difíciles de controlar.	Resalto hidráulico	Canaleta Parshall	
		Canal de fondo inclinado	
		Vertedero rectangular	
	En línea	Difusores	En tuberías
			En canales
		Inyectores	
		Estáticos	
	Caídas	Orificios	
		Vertederos	
	Contracciones	Medidor Venturi	
		Reducciones	
		Orificios ahogados	
	Velocidad o cambio de flujo	Línea de bombeo	
		Codos	

Fuente: Adaptado de (Vargas, 2004).

Los vertederos rectangulares son usados en caudales pequeños (Vargas, 2004a). Este es usado para mezclar los coagulantes mediante la generación de turbulencia, producto de la actividad del fluido, resultando en gradientes de velocidad (G). Esta mezcla es producida en un corto período de tiempo, garantizando una dispersión uniforme y completa. Una mezcla insuficiente da lugar a una distribución desigual de coagulantes con concentraciones mayores en algunas áreas y menores en otras, degradando de esta forma el proceso en general (Al-Husseini et al., 2019).

El proceso de mezclado por salto hidráulico tiene su origen debido al empuje generado por la masa de agua, el cual altera la trayectoria del chorro en sentido horizontal (Loaiza, 1988). Cierta cantidad de energía permanece después de la caída y se libera en el salto hidráulico y puede ser empleada para dispersar coagulantes, como se observa en la *Figura 5*.

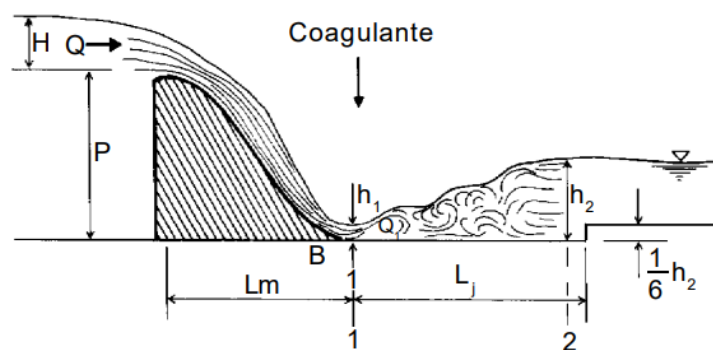


Figura 5. Clasificación de las unidades de mezcla rápida.

Fuente: (CEPIS & OPS, 2006b).

2.4. Mezcla lenta

2.4.1. Teoría de la floculación

Durante el proceso de floculación (mezcla lenta), las partículas que fueron desestabilizadas previamente en la etapa de coagulación se juntan para formar partículas más estables (Aguilar et al., 2002). En este proceso, los flóculos aumentan su tamaño al unirse con otros, por lo cual es importante que las partículas en suspensión incrementen su superficie de contacto. Este aumento en la masa de las partículas, que poseen un peso específico mayor que el agua, facilita su sedimentación (Rigola, 1989).

Como menciona Cárdenas (2022), generalmente se distinguen dos tipos de floculación: la pericinética y ortocinética. En plantas de tratamiento de agua cruda, luego de la etapa de coagulación, se lleva a cabo de forma rápida y turbulenta la floculación pericinética. Posteriormente, mediante un movimiento lento, se produce la floculación ortocinética, facilitando la formación de flóculos.

- La floculación pericinética hace referencia al proceso producido por el movimiento Browniano o sedimentación, siendo un movimiento espontáneo y aleatorio de las moléculas pequeñas presentes en el fluido (Cárdenas, 2022; Weber, 2021).
- La floculación ortocinética se produce debido a las colisiones impulsadas por la agitación externa del agua, lo que acelera la agregación de las partículas coloidales. Este tipo de floculación es resultado del gradiente de velocidad. Por lo cual, este tipo de floculación depende del número de colisiones y el tiempo de agitación (Cárdenas, 2022).

Así mismo, existen dos mecanismos de floculación detallados por Varjani et al. (2020): el mecanismo de puente y la neutralización de cargas. En el primer mecanismo se eliminan fuerzas repulsivas al capturar múltiples partículas de cadena ramificada, mientras que en el

segundo se utiliza un floculante de carga opuesta para neutralizar la repulsión de las partículas, véase *Figura 6*.

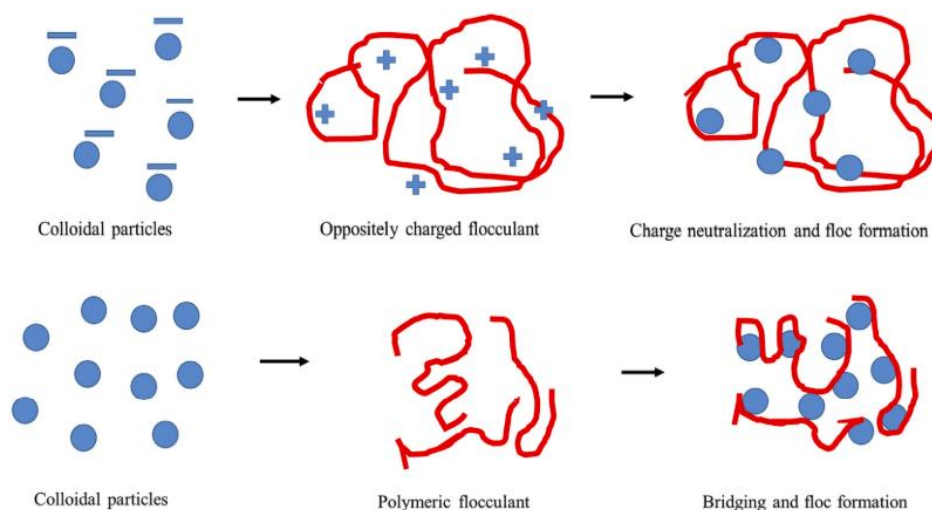


Figura 6. Mecanismos de floculación.

Fuente: (Joshi et al., 2020).

La floculación es influenciada por una variedad de fuerzas químicas como físicas que afectan este proceso. Estas fuerzas incluyen la carga eléctrica de las moléculas, las capacidades de intercambio iónico, el tamaño y la estabilidad de los flóculos, el pH, la temperatura del agua, la concentración de electrolitos y flóculos, el tiempo y tipo de agitación. Se debe destacar que la agitación debe ser moderada y controlada, caso contrario, con una agitación brusca se pueden destruir los flóculos formados previamente (Cárdenas, 2022; Romero Rojas, 1999).

2.4.2. Clasificación de floculantes

Para acelerar el proceso de floculación, se emplean agentes floculantes que se clasifican en dos categorías principales: químicos y naturales, los cuales a su vez pueden ser aniónicos (cargas eléctricas negativas) o catiónicos (cargas eléctricas positivas).

2.4.2.1. Floculantes químicos

De forma general, los floculantes químicos contienen altos pesos moleculares, trabajan en un amplio rango de pH y baja densidad de carga, así mismo, son económicos comercialmente. Los floculantes inorgánicos usualmente son usados donde se demanda una fuente de carga positiva (catiónica), siendo los más comunes las sales de calcio, aluminio y hierro. Sin embargo, de forma menos frecuente, son usados los polímeros de carga negativa (aniónicos) (Bulatovic, 2007; Varjani et al., 2020).

Por otro lado, los floculantes orgánicos se pueden clasificar en tres clases: polímeros no iónicos, polielectrolitos (los cuales pueden ser aniónicos o catiónicos) y copolímeros (Bulatovic, 2007; Varjani et al., 2020).

2.4.2.2. Floculantes naturales

Los floculantes naturales son sintetizados a partir de fuentes de origen animal, vegetal y bacteriano, siendo este último el que se utiliza en menor dosis en comparación con los floculantes naturales mencionados. Estos agentes son comúnmente empleados en procesos de floculación selectiva. Entre los más comunes de origen vegetal se encuentran el tanino, la celulosa, entre otros; mientras que de origen animal se obtiene el quitosano, el cual se obtiene a partir de la quitina de los mariscos, además de los biofloculantes (Bulatovic, 2007; Varjani et al., 2020).

2.4.3. Tipo de floculadores

La mezcla lenta, al igual que la mezcla rápida, puede llevarse a cabo de forma mecánica o hidráulica, véase la *Tabla 3*. Donde, la elección entre estos dos tipos de floculadores dependerá de las características del sistema y los objetivos de tratamiento.

Tabla 3. Clasificación de las unidades de mezcla lenta

Tipo de floculador	Nombre	Descripción	Aplicaciones
Hidráulicas	Flujo horizontal	Tanque de concreto dividido por tabiques, baffles o pantallas. La masa de agua sigue un recorrido de ida y vuelta entre los extremos libres del tabique. ^a	Plantas pequeñas de caudales menores de 50 L/s. ^a
	Flujo vertical	La masa de agua sigue un recorrido de arriba hacia abajo, por encima y por debajo de los tabiques. ^a	Plantas grandes y más profundas de 2-3 metros. ^a
Mecánicas	Paleta de eje horizontal	Movimiento de paletas acopladas al motor cuyo eje es horizontal. ^b	
	Paleta de eje vertical	Movimiento de paletas acopladas al motor cuyo eje es vertical. ^b	
	Flujo axial	Produce un campo paralelo al eje principal o rotor del motor. ^b	

Fuente: ^a(Romero Rojas, 1999) . ^b(Barreto Tejada, 2015).

Uno de los floculadores más utilizados son los hidráulicos de pantallas de flujo horizontal, donde se produce la mezcla de coagulante con la masa de agua. Estos canales se producen por cambios direccionales generados por canales deflectores horizontales. Esto produce que las partículas se aglutinen para promover la floculación. Esta unidad no posee piezas móviles, por el contrario, cuenta con una serie de canales conectados por curvas en “zig-zag” formadas por pantallas o tabiques paralelos, véase *Figura 7*. En estas unidades se obtiene un buen ajuste de retención debido al flujo pistón predominante (Vargas, 2004b; Ismail et al., 2012).

Estas unidades, como señalan Ismail et al. (2012), tienen la ventaja de ser fáciles de operar, mantener y presentar pérdidas de carga mínimas a través del reactor. Sin embargo, los gradientes de velocidad son excesivos entre canales, provocando un menor grado de control.



Figura 7. Floculador hidráulico de pantallas de flujo horizontal.

2.4.4. Factores que influyen en la floculación

2.4.4.1. Caudal

El caudal en el que opera una planta de tratamiento de agua está relacionado con los tiempos de retención y los gradientes de velocidades. Donde, al aumentar el caudal de operación, se reduce el tiempo de retención e incrementa el gradiente de velocidad y viceversa. En los floculadores mecánicos, el tiempo de retención aumenta o disminuye de manera significativa de acuerdo con la variación del caudal (Vargas, 2004b).

2.4.4.2. Naturaleza del agua

El proceso de floculación se ve afectado por las propiedades fisicoquímicas del agua cruda. Usualmente, la floculación se favorece en aguas con alta turbidez y partículas de gran tamaño ya que estas partículas facilitan la unión mediante los agentes floculantes mejorando así el proceso de sedimentación y posterior eliminación. Sin embargo, partículas más grandes como la arena fina pueden dificultar la aglomeración de partículas durante este proceso. Por esta razón, cuando la turbidez es igual o superior a 1000 NTU, se requiere la implementación de tanques de presedimentación para mejorar el proceso (Vargas, 2004b).

Otras condiciones que pueden tener impacto en el proceso de floculación incluyen el pH del agua ya que puede provocar una disminución en la estabilidad de la suspensión coloidal (Lorenzo-Acosta, 2006), así como la alcalinidad y otros aspectos relacionados.

2.4.4.3. Gradiente de velocidad

A mayor gradiente de velocidad, mayor rapidez en la aglomeración de partículas debido al cambio de velocidad que, a su vez, puede incrementar las fuerzas de cizallamiento hidrodinámico que tienen el potencial de romper los flóculos en partículas más pequeñas. Como menciona Vargas (2004b), el gradiente de velocidad se debe regular de manera decreciente a lo largo de las diferentes cámaras del floculador para de esta forma se eviten tramos intermedios con altos gradientes, siendo uno de los casos más desfavorables.

Checa-Fernández et al. (2024) consideran al gradiente de velocidad como uno de los factores operativos más relevantes para la coagulación y floculación.

2.4.4.4. Tiempo de retención

El tiempo de retención está vinculado con la velocidad de aglomeración de partículas. Donde un tiempo de retención inferior o uno superior al recomendado pueden influir en los resultados de formación del floc. Es esencial tener en cuenta la presencia de las denominadas "zonas muertas" o cortocircuitos que pueden afectar el tiempo de retención. Estas zonas muertas se refieren a áreas en los floculadores donde el movimiento del agua es limitado o nulo, lo que puede reducir la eficiencia del proceso al afectar la agitación y la interacción entre las partículas y los floculantes. Para mitigar este problema se recomienda aumentar el número de compartimentos en el tanque de floculación, lo que mejora la distribución del flujo y el tiempo de contacto entre partículas y agentes floculantes (Vargas, 2004b).

En la *Tabla 4* se presentan el gradiente de velocidad, tiempo de retención, velocidad de flujo y la pérdida de carga recomendados por diferentes autores recopilados en el libro de Romero Rojas (1999).

Tabla 4. Valores recomendados por diferentes autores para floculadores hidráulicos.

Autor	Gradiente velocidad (s ⁻¹)	Tiempo de retención (minutos)	Velocidad de flujo (m/s)	Pérdida de carga (m)
Smethurst	20-100	10-60	0.15-0.5	0.15-0.6
Arboleda	10-100	15-20	0.1-0.6	
Fair & Geyer		10-90	0.1-0.9	0.3-0.9
AWWA	5-100	10-60	0.09-0.3	
Insfopal		15-60	0.15-0.45	
Hardenbergh & Rodie		20-50	0.15-0.45	

Fuente: (Romero Rojas, 1999).

2.5. Prueba de jarras

La prueba de jarras o jar-test son usadas ampliamente en la industria, especialmente en el tratamiento de agua cruda o residual para los procesos de coagulación y floculación (Bouyer et al., 2005). Se emplean los equipos de prueba de jarras para la selección de coagulantes apropiados en función de los criterios de calidad o parámetros de interés como turbidez residual, producción de lodos y el porcentaje de remoción de DQO, SST, TDS y grasas (Esteki et al., 2024).

La coagulación se ve influenciada principalmente por el pH y la dosis de coagulantes (Yamamura et al., 2020). Es importante considerar que, debido a la variabilidad de calidad de los efluentes o agua cruda, la prueba de jarras se debe repetir la cantidad de veces necesarias para alcanzar una buena eficiencia en la remoción de parámetros de interés. Fúquene & Yate (2018) mencionan la importancia de la prueba de jarras y la consideran esencial para identificar el comportamiento de sustancias químicas usadas. El correcto desarrollo de la prueba permite definir dosis óptimas a usar a nivel de laboratorio o escala real en una planta de tratamiento.

La intensidad de la agitación, representada por el gradiente de velocidad, es el parámetro más importante en las pruebas de jarras (J. Pérez, 1997). Se usa el equipo junto con los datos de intensidad de agitación o mezcla para simular procesos de coagulación y floculación. Durante la prueba de jarras se observa la formación de flocs, la resistencia de los mismos, la turbidez residual y el pH óptimo (Rodríguez et al., 2016).

En el diseño de plantas de tratamiento de agua cruda o residual, la información proporcionada por la prueba de jarras es crucial para determinar los parámetros óptimos de operación como

la intensidad de mezcla y tiempos de retención deseados en la infraestructura (Rodríguez et al., 2007). Por otro lado, la prueba de jarras proporciona información que permite describir los parámetros ideales para los procesos de coagulación y floculación, y así lograr una mejor clarificación del agua a bajos costos (Fúquene & Yate, 2018). Por lo cual, estas pruebas aportan información para la correcta operatividad y toma de decisiones.

Existen variaciones entre los equipos de jarras según su fabricante; estos están conformados principalmente por un agitador mecánico con paletas (comúnmente de 3 a 6). Se emplean ábacos para relacionar la intensidad de mezcla de la planta representado por el gradiente de velocidad y la velocidad de rotación de las paletas. Así mismo, los factores más importantes a tomar en cuenta en pruebas de jarras son: el equipo empleado, dosificación de coagulante, concentración de coagulante, dosificación de sustancia floculante, tiempos de retención y gradientes de velocidad (De Vargas, 2006).

3. Capítulo III: Metodología

3.1. Descripción de la zona de estudio

La industria cerámica se encuentra ubicada al norte de la ciudad de Cuenca (Ecuador), dentro del parque industrial. La industria capta agua del río Machángara, la misma que es tratada en una planta de tratamiento convencional de agua cruda. Esta planta cuenta con procesos de coagulación, floculación, sedimentación y filtración. El presente trabajo de titulación se centró en los dos procesos iniciales del tratamiento del agua. En la *Figura 8*, se representan las unidades de mezcla rápida y mezcla lenta de la industria cerámica objeto de este estudio.

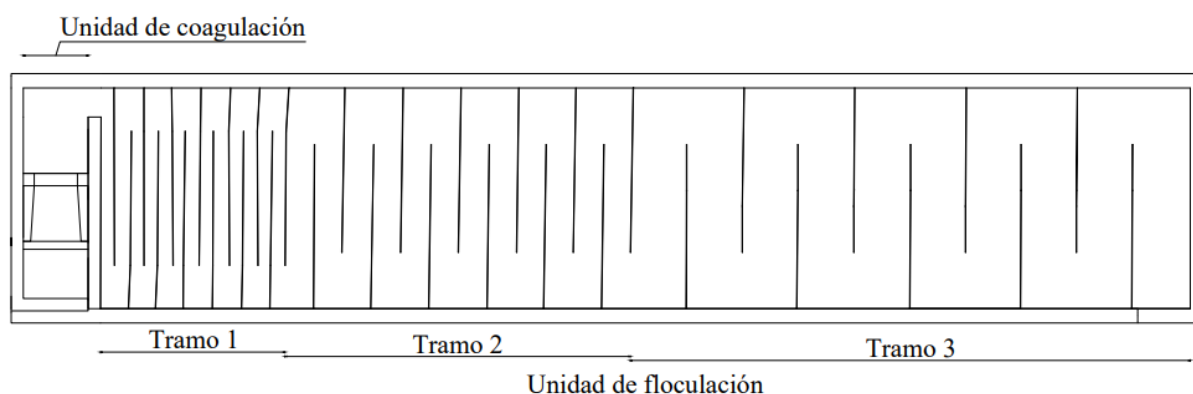


Figura 8. Vista superior de las unidades de mezcla rápida y lenta.

La configuración estructural de mezcla rápida consta de 3 cámaras. En la primera ingresa el agua, la segunda posee un vertedero rectangular y la tercera se conecta con la unidad de floculación. La configuración estructural de la mezcla lenta consta de 3 tramos con diferentes características que se detallan posteriormente.

3.1.1. Fuente de aprovisionamiento de agua de la industria

La industria cerámica se abastece de agua proveniente del río Machángara a la altura del parque industrial. La captación se realiza mediante un canal de concreto equipado con rejillas metálicas que evita el ingreso de materiales sólidos de gran tamaño. El agua cruda del río es conducida hasta una pequeña estructura de embalsamamiento, desde donde es bombeada por tuberías metálicas hasta la planta de tratamiento de agua cruda.

Debido a las condiciones variables del río, el agua requiere un proceso de tratamiento y la industria cuenta con una planta de tratamiento de agua cruda con unidades de coagulación, floculación, decantación y sedimentación. El presente estudio se centró en el tratamiento de agua cruda en las primeras unidades de la planta para su evaluación y optimización.

3.1.1.1. Calidad de agua del río Machángara

En su estudio, Pauta et al. (2019) evaluaron la calidad del río Machángara durante el periodo de 2012 a 2015; seleccionaron 5 puntos de monitoreo a lo largo del río (Chiquintad, Ochoa León, Feria de ganado, Parque industrial y AJ Tomebamba). En cuanto al caudal, se destacan caudales altos, medios y bajos. Dependiendo del periodo hidrológico las condiciones son variables, como se observa en la *Figura 9*.

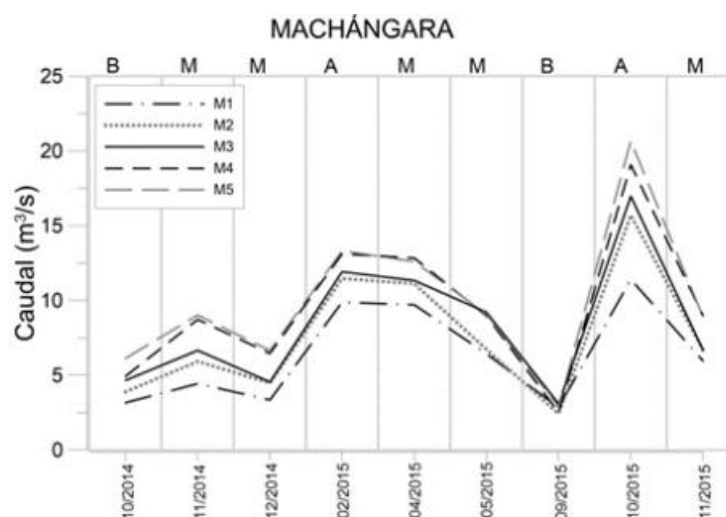


Figura 9. Variación de caudal en el río.

Fuente: (Pauta et al., 2019)

En enero del 2024 ETAPA EP reportó que tres de los cuatro ríos de Cuenca presentan un nivel de caudal bajo, siendo el río Machángara el único que conservaba su caudal promedio de 4.58 m³/s (Campoverde, 2024). El caudal del río Machángara se encuentra regulado mediante las represas de El labrado y Chanlud, esta regulación aminora el riesgo de inundaciones manteniendo el caudal ecológico (Cajamarca, 2022).

La regulación de caudal provoca que los sedimentos sean retenidos en los embalses y el agua que es liberada por la represa, contiene un menor contenido de materia suspendida; además, al regularse el caudal se disminuye la fuerza necesaria que mueve depósitos de sedimentos a lo largo del río (Graf, 2006). Por lo cual, las características fisicoquímicas no varían significativamente, siendo afectadas principalmente por la urbanización y por efluentes industriales que son descargados al río (Montalvo et al., 2020).

Pauta et al. (2019) evaluaron los parámetros fisicoquímicos y biológicos de los ríos de la ciudad de Cuenca. En la *Tabla 5* se resumen los resultados obtenidos para el río Machángara.

Tabla 5. Condiciones del río Machángara correspondientes al periodo 2012 - 2015.

Parámetro	Unidad	Valor Max.	Valor Min.
Color	UC (Pt-Co)	61	2
Turbiedad	NTU (FTU)	54.7	2.26
Sólidos suspendidos	mg/L	134	2
Oxígeno disuelto	mg/L	8.9	6.25
DBO ₅	mg/L	10.08	0.15
Conductividad	uS/cm	150.3	67.2
Cloruros	mg/L	9.1	3
E. Coli	NMP/100 ml	2.00E ⁺⁰⁶	33

Fuente: (Pauta et al., 2019).

El río posee un ICA máximo de 79.6 y un mínimo de 53.4 (Pauta et al., 2019). Cabe recalcar que para un valor de ICA bajo, el agua requiere un tratamiento para su uso industrial. Por lo cual, el agua requiere ser tratada para su uso dentro de las industrias de la zona, debido a que se presenta variabilidad del ICA entre poco contaminado y contaminado.

3.2. Características hidráulicas existentes

Las características hidráulicas que fueron determinadas en las unidades de coagulación y floculación de la planta de tratamiento de la industria fueron el caudal, la configuración estructural de la unidad; así como una evaluación de la mezcla rápida y lenta que incluye la intensidad de mezcla y tiempo de retención.

3.2.1. Determinación del caudal

Para determinar el caudal de agua cruda que ingresa a la planta de tratamiento se aplicaron tres metodologías: medición por vertedero rectangular, dilución con trazadores y aforo volumétrico. La infraestructura existente de la planta cuenta con un vertedero rectangular, el cual se usó como medidor de caudal. El uso de trazadores es otra metodología que ayudó a medir caudales y que adicionalmente proporcionó información que fue usada en el análisis de flujos. Por otro lado, se aplicó el método de aforo volumétrico en la tubería que conduce el agua hacia la planta.

3.2.1.1. Aforo volumétrico

Para determinar el caudal se empleó la metodología descrita por Ramón et al. (2007). El método consistió en conducir una masa de agua a un recipiente impermeable, cuyo volumen es conocido, y se registró el tiempo total requerido para llenar dicho recipiente.

Es importante describir las limitaciones del método de aforo volumétrico como: el uso de un recipiente pequeño conlleva un tiempo reducido de llenado (poca precisión) y el uso de un recipiente grande implica problemas al momento de transportarlo o manipularlo (Ramón et al., 2007). La elección del recipiente fue acorde al espacio reducido de la estructura en donde ingresa el agua cruda a la planta de tratamiento, véase *Figura 10*.



Figura 10. Toma de agua para el cálculo de caudal por medio del método de aforo volumétrico.

El procedimiento se llevó a cabo con la ayuda de dos operadores de la planta y en colaboración con el ingeniero responsable del control de agua de la industria. Es importante recalcar que el agua cruda es bombeada mediante bombas eléctricas y conducida por tuberías metálicas desde la captación hasta la planta de tratamiento.

Primero, se procedió a pesar un recipiente plástico vacío con un volumen aproximado de 60 litros. Luego se abrieron las llaves de paso para permitir que el agua fluyera a un flujo constante y se colocó el recipiente debajo del flujo para su llenado. Se registró el tiempo requerido para que el recipiente se llenara por completo usando un cronómetro. Posteriormente, se usó una balanza para pesar la masa de agua contenida en el recipiente y simultáneamente se midió la temperatura. Se utilizó la *ecuación 1* para el cálculo del volumen de la masa contenido en el recipiente. Finalmente, se calculó el caudal mediante la *ecuación 2*.

$$v = \frac{m}{d} \quad (1)$$

Donde:

v : Volumen de agua (m^3)

d : Densidad del agua a una temperatura específica (kg/m^3)

m : Masa del agua contenida en el recipiente plástico (kg)

$$Q = \frac{v}{t} \quad (2)$$

Donde:

Q : Caudal de ingreso a la planta

v : Volumen del recipiente

t : Tiempo de llenado de recipiente

3.2.1.2. Vertedero rectangular sin contracciones.

Mediante una previa inspección se analizó la estructura que posee la planta de tratamiento de agua cruda. Se observó que posee un vertedero rectangular sin contracciones. Para calcular el caudal en función de la carga de agua, se procedió a determinar si es un vertedero rectangular de pared gruesa o delgada. En la *Figura 11*, se esquematiza la estructura común de un vertedero rectangular de pared gruesa.

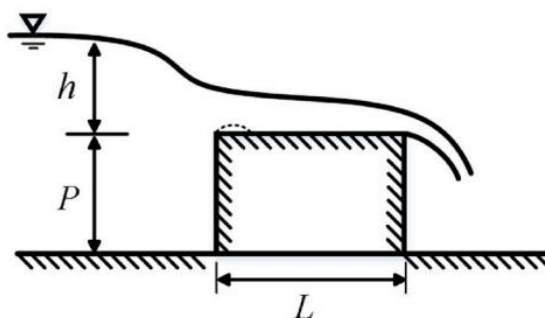


Figura 11. Perfil tradicional de un vertedero de cresta ancha.

Fuente: (Chan et al., 2020).

Para que un vertedero sea considerado de pared gruesa la relación $\frac{h}{L}$ debe ser menor o igual a 1.5, véase ecuación 3. Caso contrario, se considera un vertedero de pared delgada (Chan et al., 2020).

$$\frac{h}{L} \leq 1.5 \quad (3)$$

Donde:

L: longitud de la cresta

h: Carga hidráulica sobre el vertedero (m)

Con ayuda de un flexómetro se procedió a medir las dimensiones del vertedero rectangular y se obtuvieron las medidas necesarias para reemplazar los valores en la *ecuación 3*. Una vez determinado el tipo de vertedero rectangular, se procedió a calcular el caudal.

Al tratarse de un vertedero rectangular de pared gruesa, se empleó la *ecuación 4* propuesta por Azevedo & Fernández (2015).

$$Q = 1.71 * L * h^{1.5} \quad (4)$$

Donde:

Q: Caudal (m^3 / s)

h: Carga hidráulica sobre el vertedero (m)

L: longitud de vertedero (m)

3.2.1.3. Dilución con trazadores por inyección instantánea.

Se empleó la metodología de trazadores por inyección instantánea con el fin de incrementar la conductividad. A medida que avanza el trazador empleado, aumenta la conductividad en el reactor hasta alcanzar su nivel máximo para luego comenzar a decrecer hasta su valor inicial (CEPIS & OPS. (2006a). La conductividad fue medida a partir del medidor multiparámetro portátil HI 9811-5.

Para implementar esta metodología se introdujo una dilución que contenía Cloruro de Sodio (NaCl) a una concentración del 89 % de pureza. El trazador NaCl fue diluido en un volumen de 7.01 litros; este volumen fue usado para la dilución de cada uno de los pesos de sal (NaCl) calculados según el tramo de la unidad de mezcla lenta.

El peso del trazador usado para el cálculo del caudal fue determinado a partir del volumen útil del canal, para lo cual se aplicó la *ecuación 5*. La *ecuación 6* se aplicó con el fin de obtener una medida precisa del peso del trazador necesario para el cálculo del caudal. Estas ecuaciones fueron basadas en el estudio de Vargas (2004b).

$$V = L * A * p \quad (5)$$

$$P = \frac{V * k * Co}{l * 10^3} \quad (6)$$

Donde:

V : Volumen útil del canal (m^3)

L : Largo de la sección del canal (m)

A : Ancho del canal (m)

p : Profundidad del canal (m)

P : Peso del trazador en solución por añadir al canal de conducción (Kg)

k : Constante de corrección del trazador. Generalmente, la constante de Cloruro de sodio es 1.65 descrito por Vargas (2004b).

Co : Concentración del trazador, determinado en 50 mg/l

l : Grado de pureza del trazador con un valor de 0.89.

En la *Figura 12*, se presenta con un punto verde la entrada de agua a la unidad y punto de inyección de trazador. Los puntos con color amarillo representan los puntos de medición de conductividad.

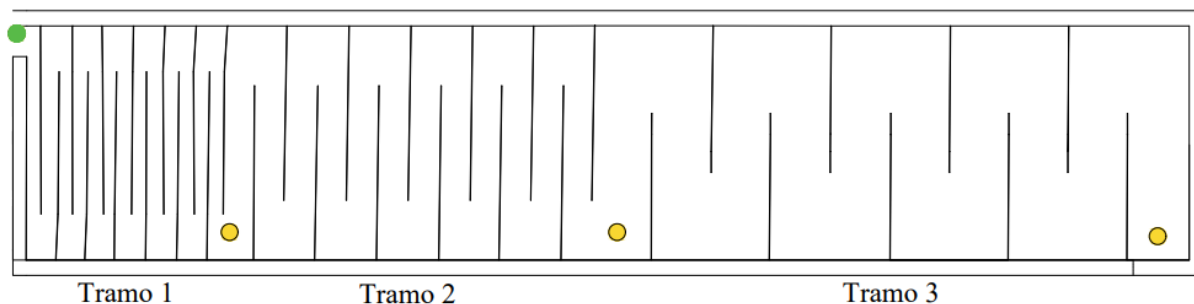


Figura 12. Vista superior unidad de floculación. Puntos de medición e inyección.

La conductividad obtenida permitió determinar la concentración de sólidos disueltos totales debido a que estos parámetros están correlacionados en cada fuente de agua (Choo -In, 2019). Para el cálculo de los sólidos totales disueltos (TDS) se utilizó la *ecuación 7*.

$$TDS(ppm) = k * EC \quad (7)$$

Donde EC representa la conductividad y k un factor de conversión. El factor de conversión más comúnmente utilizado suele ser de 0.64 (Rusydi, 2018). No obstante, para el conductímetro HI 9811-5, empleado en este estudio, se establece un factor de conversión de

0.5 determinado por la guía de Hanna Instruments (n.d.). Por lo tanto, este valor se utilizó en el cálculo mencionado anteriormente.

Se realizaron dos cálculos para determinar el caudal, uno haciendo uso de la forma integral detallada en la ecuación 8.

$$Q = \frac{V_1 C_1}{\int_{t_1}^{t_2} (SDT - SDT_o) dt} \quad (8)$$

Donde:

Q : Caudal (l/s)

V_1 : Volumen del trazador – cloruro de sodio (l)

C_1 : Sólidos disueltos totales en la solución trazadora (mg/l)

SDT : Sólidos disueltos totales del agua al final (mg/l)

SDT_o : Sólidos disueltos totales del agua al inicio (mg/l)

$\int_{t_1}^{t_2} (SDT - SDT_o) dt$: Representa el área bajo la curva

Y la otra por la regla de Simpson, la misma que se encuentra descrita en la ecuación 9.

$$Q = \frac{V_1 (SDT_1)}{\sum (SDT) \Delta t} \quad (9)$$

Q : Caudal (l/s)

V_1 : Volumen del trazador – cloruro de sodio (l).

SDT_1 : Sólidos disueltos totales en la solución trazadora (mg/l).

SDT : Sólidos disueltos totales (mg/l) en el tiempo t en el punto de muestra.

Δt : Intervalo de tiempo en la toma de muestras (s).

$\sum (SDT) \Delta t$: Representa el área bajo la curva.

SDT_n : Sólidos disueltos totales (mg/l) en el tiempo t en el punto de muestra.

3.2.2. Evaluación de mezcla rápida - coagulación

Como se mencionó previamente, la unidad de mezcla rápida de la planta de la industria consta de tres secciones. En la primera sección ingresa el agua que es conducida desde la captación hacia la planta por medio de una tubería metálica que genera un primer mezclado por salto hidráulico. La segunda y tercera sección, forman parte del vertedero rectangular. La

tercera sección es donde se produce un nuevo mezclado. Las zonas que generan la mezcla son esquematizadas en las Figuras 13 y 14, respectivamente.

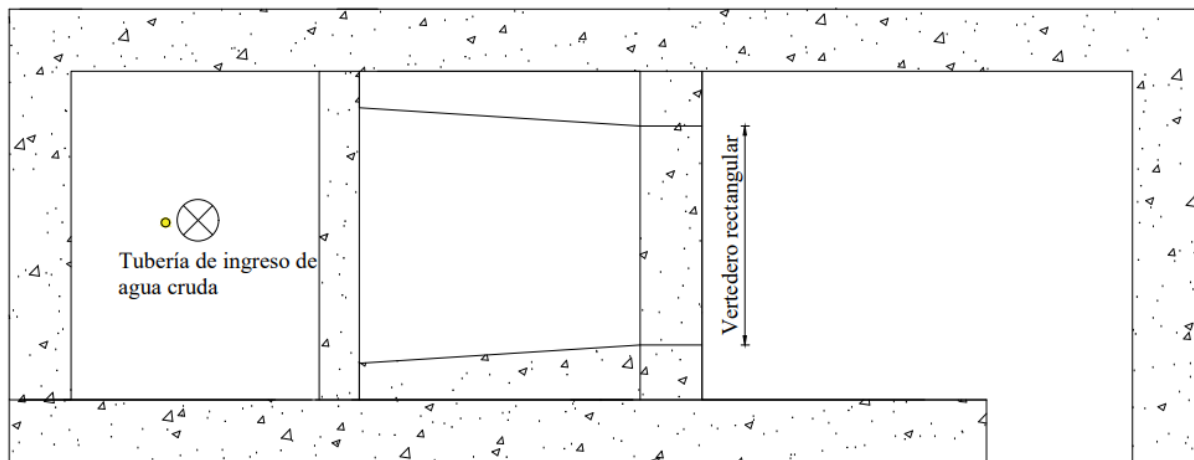


Figura 13. Vista superior de la zona de mezcla rápida

Es importante mencionar que la dosificación del coagulante se realiza mediante una pequeña tubería de plástico junto a la salida de la tubería de agua cruda. En la Figura 14 se representa de color amarillo el punto de dosificación de sustancia coagulante.

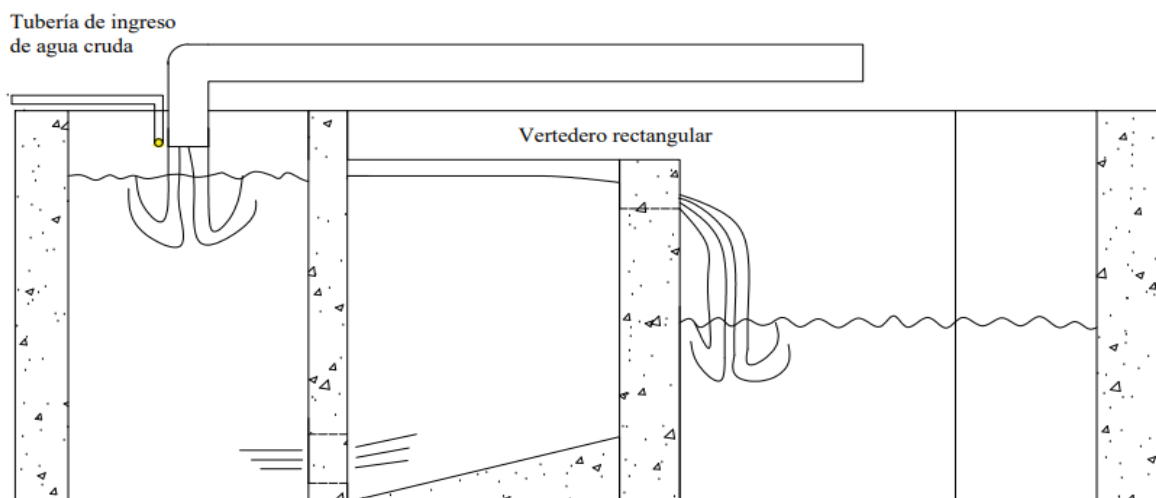


Figura 14. Corte lateral de la zona de mezcla y dosificación

Siguiendo el enfoque de Bautista & Romero (2006), se evaluó la intensidad de mezcla rápida basándose en el gradiente de velocidad representado por la ecuación 10. Se evaluó la intensidad de mezcla en el vertedero rectangular y este pertenece a la categoría de mezcladores con salto hidráulico (CEPIS & Arboleda, 1973).

$$G = \sqrt{\frac{\gamma}{\mu}} * \sqrt{\frac{H}{T_R}} \quad (10)$$

Donde:

G: Gradiente de velocidad

H: Pérdida de carga de la unidad (m)

T_r: Tiempo de retención de la unidad (s)

$\sqrt{\frac{\gamma}{\mu}}$: Función de temperatura

γ : Peso específico del agua (N/m³)

μ : Viscosidad del agua (Pa.s)

Se siguieron las metodologías descritas por CEPIS & OPS (2006b) y Loaiza (1988) para determinar el valor de las variables requeridas en el cálculo del gradiente de velocidad.

3.2.2.1. Pérdida de carga

Primero se procedió a determinar la pérdida de carga expresada por la ecuación 11.

$$H = \frac{(h_2 - h_1)^3}{4 * h_2 * h_1} \quad (11)$$

Donde:

H: Pérdida de carga

h₁: Altura en sección 1

h₂: Altura en sección 2

Las variables *h₁* y *h₂* se las determinó con las Ecuaciones 12 y 13, respectivamente.

$$h_1 = \frac{hc * \sqrt{2}}{\sqrt{2.56 + \frac{P}{hc}}} \quad (12)$$

Donde:

h₁: Altura en sección 1

hc: Profundidad crítica

P: Altura del vertedero

$$h_2 = \frac{h_1}{2} (\sqrt{1 + 8F_1^2} - 1) \quad (13)$$

Donde:

h_2 : Altura en sección 2

F_1 : Número de Froude

h_1 : Altura en sección 1

El cálculo de la profundidad crítica es representado por la ecuación 14.

$$h_c = \sqrt[3]{\frac{q^2}{g}} \quad (14)$$

Donde:

h_c : Profundidad crítica

q : Caudal específico

g : Aceleración de la gravedad

El caudal específico viene definido por la ecuación 15:

$$q = \frac{Q}{b} \quad (15)$$

Donde:

q : Caudal específico

Q : Caudal de ingreso de la planta

b : Base del vertedero

El cálculo de F_1 fue realizado a partir de la ecuación 16.

$$F_1 = \frac{V_1}{\sqrt{g * h_1}} \quad (16)$$

Donde:

h_c : Profundidad crítica

F_1 : Número de Froude

g : Aceleración de la gravedad

Se determinó una velocidad promedio del resalto; las velocidades se estimaron para las alturas de las secciones 1 y 2 con las *Ecuaciones 17 y 18*, respectivamente.

$$V_1 = \frac{q}{h_1} \quad (17)$$

Donde:

V_1 : Velocidad sección 1

q : Caudal específico

h_1 : Altura sección 1

$$V_2 = \frac{q}{h_2} \quad (18)$$

Donde:

V_2 : Velocidad sección 2

q : Caudal específico

h_2 : Altura sección 2

El promedio de velocidad se determinó con la *ecuación 19*.

$$V_m = \frac{V_1 + V_2}{2} \quad (19)$$

Donde:

V_m : Velocidad promedio

V_1 : Velocidad sección 1

V_2 : Velocidad sección 2

3.2.2.2. Tiempo de retención

El tiempo de retención de la mezcla se determinó mediante la *ecuación 20*.

$$t = \frac{L_j}{V_m} \quad (20)$$

Donde:

t : Tiempo de retención

V_m : Velocidad promedio

L_j : longitud del resalto

La longitud del resalto se determinó empleando la ecuación 21.

$$L_j = 6(h_2 - h_1) \quad (21)$$

Donde:

L_j : Longitud del resalto

h_1 : Altura en sección 1

h_2 : Altura en sección 2

3.2.2.3. Función de temperatura $\sqrt{\frac{\gamma}{\mu}}$

A partir de datos registrados por la empresa, se obtuvo información de la temperatura de agua cruda que ingresa a la planta, la misma que tiene un promedio de 17.23 °C. Esta información fue empleada con el objetivo de establecer la función de temperatura $\sqrt{\frac{\gamma}{\mu}}$. Se realizó una interpolación utilizando los datos proporcionados en la *Tabla 6*, obteniéndose un valor de 3006.87 1/m*s.

Tabla 6. Relación de temperatura

Temperatura (°C)	$\sqrt{\frac{\gamma}{\mu}}$
0	2 337
4	2 502
10	2 737
15	2 910
17	2 998
20	3 115
25	3 267

Fuente: (CEPIS & OPS, 2006d)

3.2.3. Evaluación de mezcla lenta - floculación

Posterior a la evaluación del proceso de mezcla rápida o proceso de coagulación, se analizó el proceso de mezcla lenta. Se observó que la planta posee una unidad de floculación con tres tramos, la misma que presenta características del tipo hidráulico con flujo horizontal.

El proceso de floculación se lleva a cabo bajo determinadas variables operacionales que de manera simultánea ayudan en la formación de flóculos de tamaño adecuado para su eliminación en posteriores procesos. Entre las variables identificadas se encuentran la configuración estructural de la unidad, la intensidad de la mezcla y el tiempo de retención. Estas mediciones tuvieron como finalidad la recopilación de datos requeridos para la realización de pruebas de jarras.

3.2.4. Configuración estructural de la unidad

Como se mencionó anteriormente, la unidad de floculación cuenta con tres tramos, cada uno de los cuales poseen diferentes dimensionamientos estructurales. Se realizó un análisis de la configuración estructural a cada uno de los tramos. Mediante inspección visual, se analizó el estado de desgaste de las pantallas. Así mismo, se realizaron mediciones métricas recolectando datos de las dimensiones de cada pantalla (baffles) y el espaciamiento existente entre ellas para evaluar la homogeneidad de dimensiones. Posteriormente, se determinó el número de paneles y compartimentos para cada tramo mediante las Ecuaciones 22 y 23 (Canepa de Vargas, 2004).

$$N = \frac{I}{B} \quad (22)$$

Dónde,

I: Longitud total del recorrido del agua por los canales (m)

B: Ancho del floculador (m)

N: Número de compartimentos

$$N_p = N - 1 \quad (23)$$

Dónde,

N_p: Número de pantallas

N: Número de compartimentos

3.2.5. Intensidad de floculación

De manera similar a la intensidad de mezcla rápida, la intensidad en la floculación se determinó empleando la *ecuación 10*. Es importante mencionar que, a diferencia de la intensidad de mezcla en la coagulación, se empleó una metodología diferente para el proceso de floculación. El gradiente de velocidad fue calculado para cada uno de los tramos del floculador.

3.2.5.1. Pérdida de carga.

Para determinar la pérdida de carga en la unidad de floculación con tres tramos consecutivos, se siguió el siguiente procedimiento:

Se colocó una cuerda a lo largo de la unidad de floculación. Esta cuerda fue debidamente nivelada y actuó como línea de referencia. En la *Figura 15* se observa la línea de referencia representada con color rojo, mientras que la línea de color azul representa la superficie del agua. Los puntos de color amarillo representan el lugar en donde se midieron las diferencias de altura. El punto verde representa el ingreso de agua, y el punto morado representa la salida del agua.

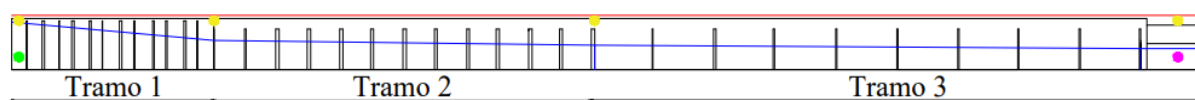


Figura 15. Pérdida de carga en la unidad de floculación - Corte lateral.

Siguiendo el enfoque de CEPIS & OPS (2006d), se aplicó la *ecuación 24* que describe la diferencia de altura medida en cada punto. Esta diferencia de altura corresponde a la pérdida de carga en cada tramo de la unidad de floculación.

$$H = \text{Altura del agua } h_2 - \text{Altura del agua } h_1 \quad (24)$$

Donde:

H : Pérdida de carga (m)

h_1 : Altura 1 (m)

h_2 : Altura 2 (m)

Se midió la diferencia de altura entre la superficie del agua y la línea de referencia (cuerda) en los siguientes puntos: entrada de la unidad de floculación, final del primer tramo, final del segundo tramo, y final del tercer tramo. En la *Figura 16* se observa para cada tramo los puntos de medición (puntos color amarillo), línea de referencia (línea roja), superficie del agua (línea azul) y la entrada y salida del agua (puntos color verde y morado respectivamente) en la unidad de floculación.

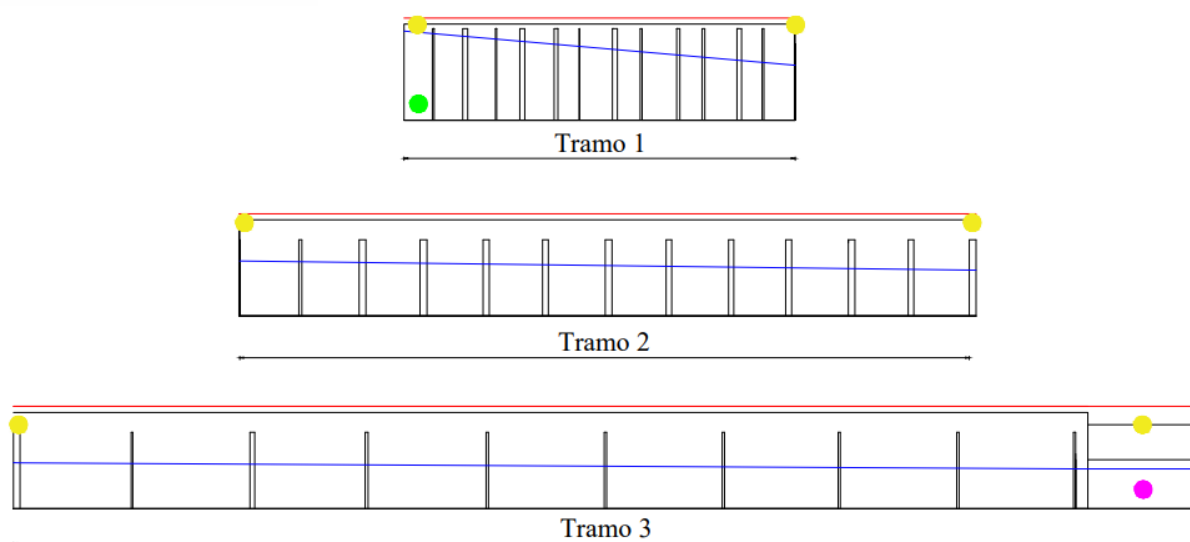


Figura 16. Pérdida de carga para cada tramo de la unidad de floculación - Corte lateral.

La pérdida de carga total en la unidad de floculación se calculó como la suma de las pérdidas de carga en cada uno de tres tramos consecutivos.

3.2.5.2. Función de temperatura $\sqrt{\frac{\gamma}{\mu}}$

Con base en los datos registrados en la industria, la temperatura promedio del agua cruda fue de 17.23 °C. A esta temperatura se determinó la función de temperatura $\sqrt{\frac{\gamma}{\mu}}$. Este valor se obtuvo realizando una interpolación empleando los datos presentados por CEPIS & OPS (2006d) y que son descritos en la Tabla 6. Se obtuvo el valor de 3006.864 L/m*s y fue empleado para determinar la intensidad de mezcla lenta.

3.2.6. Tiempo de retención

3.2.6.1. Tiempo de retención real.

Se determinó el tiempo de retención mediante pruebas con trazador. Se emplearon los datos calculados con las Ecuaciones 5 y 6 para determinar la cantidad de trazador (NaCl) a usar. Se realizó la inyección instantánea de trazador en cada una de las entradas y salidas de cada tramo del floculador. El intervalo de tiempo fue de 10 segundos para la medición de conductividad en el primer tramo y para los tramos dos y tres fue cada 30 segundos. Se registró cada medición con la finalidad de tener una representación gráfica de la dispersión y movimiento del trazador a lo largo del sistema.

3.2.6.2. Tiempo de retención teórico

Para la determinación del tiempo de retención teórico se procedió con la medición de las dimensiones de cada tramo para el cálculo de su respectivo volumen. El procedimiento es

similar para la evaluación de la configuración estructural de la unidad. Finalmente, se empleó la ecuación 25 y se calculó el tiempo teórico en cada una de los tramos.

$$t = \frac{V}{Q} \quad (25)$$

Dónde:

V : Volumen en cada una cámara de la unidad (l)

Q : Caudal de ingreso a la unidad (l/s)

t : Tiempo de retención (s)

3.2.7. Evaluación del comportamiento hidráulico

3.2.7.1. Curva de tendencia

La aplicación de la prueba de trazador en la zona de floculadores proporcionó datos sobre la concentración del mismo, lo que a su vez permitió determinar las características del flujo. Se graficó la concentración y el tiempo obtenido en la prueba de trazadores con inyección instantánea. La curva de tendencia de la concentración del trazador permitió conocer el comportamiento del trazador en el sistema, véase la *Figura 17*. Este gráfico representa la concentración en el eje vertical (y) y el tiempo en el eje horizontal (x) dando lugar a una curva con una distribución de campana de Gauss (Pérez, 1992). La *Figura 17* muestra el momento en el que la concentración alcanza su punto máximo y posteriormente disminuye gradualmente a medida que el trazador sale del sistema de floculación.

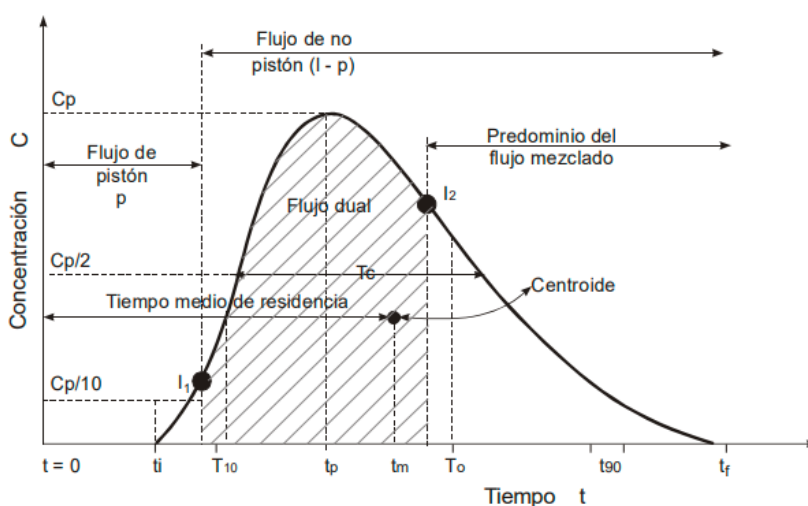


Figura 17. Concentración del trazador en el efluente de un reactor.

Fuente: (Maldonado, 1992).

Una vez obtenida la conversión de la conductividad a concentración de SDT (*ecuación 7*), se realizó la resta de la concentración inicial de NaCl en el agua cruda (C_0) con respecto a cada concentración de NaCl (C). En la *ecuación 26*, se representa el acumulado de concentración en cada tramo, con el que se analizó la curva de tendencia, el índice de Morril y el modelo simplificado Wolf - Resnick.

$$F(t) = \frac{\sum(C - C_0) \times 100}{\sum(C - C_0)} \quad (26)$$

A partir de los datos, se obtuvieron los siguientes valores de tiempo: tiempo inicial (t_i) que indica el momento una vez aplicado el trazador hasta que su concentración es detectada en el agua, el tiempo teórico de retención calculado mediante la *ecuación 25* (t_0), el tiempo en que pasa el 50 % de la concentración del trazador (t_m), el tiempo en el que se registra la máxima concentración de NaCl en el efluente (t_p), y el tiempo en el que sale el trazador por completo, es decir, cuando el reactor vuelve a tener su conductividad inicial (t_f). Estos criterios permitieron llevar a cabo un análisis correspondiente para cada tramo del floculador, tal como se detalla en la *Tabla 7*.

Tabla 7. Análisis de la curva de tendencia del trazador.

Parámetros	Criterios	Análisis
$\frac{t_i}{t_0}$	1	Flujo pistón
	0	Flujo mezclado
	< 0.3	Paso directo del trazador entre la entrada y la salida (cortocircuito hidráulico).
$\frac{t_m}{t_0}$	<1	Cortocircuitos hidráulicos y/o zonas muertas
	>1	Existencia de espacios muertos o errores experimentales
$\frac{t_p}{t_0}$	$\frac{t_p}{t_0} \approx 1$ y; $\frac{t_i}{t_0} > 0.5$	Flujo pistón
	≈ 0	Flujo mezclado
$e = \frac{(t_f - t_p) - (t_p - t_i)}{t_0}$	= 0	Flujo pistón
	≥ 2.3	Flujo mezclado ideal

Fuente: (Maldonado, 1992).

3.2.7.2. Método Wolf - Resnick simplificado

El modelo matemático simplificado de Wolf - Resnick ayudó a la obtención de los valores porcentuales de flujo pistón, flujo mezclado y espacios muertos (Rojas & García, 2010). El modelo representado por la función $F(t)$ corresponde a la fracción acumulativa del cloruro de sodio (NaCl), sustancia usada como trazador, en la unidad de floculación (Pérez & Torres, 2008). Se describe al modelo mediante la *ecuación 27*.

$$F(t) = 1 - e^{\left[-\frac{1}{(1-p)*(1-m)} * \left(\frac{t}{t_0} - p*(1-m)\right)\right]} \quad (27)$$

Donde:

p : Valor porcentual de flujo pistón

m : Espacios muertos

t : Tiempo

t_0 : Tiempo de retención teórico

Se aplicaron logaritmos a la ecuación 27. Obteniendo la ecuación 28, que corresponde a la ecuación de una línea recta.

$$\log[1 - F(t)] = \frac{-\log(e)}{(1-p)*(1-m)} * \left(\frac{t}{t_0} - p*(1-m)\right) \quad (28)$$

La pendiente de la línea recta viene expresada por la ecuación 29.

$$\text{Tang} \propto \frac{\log(e)}{(1-p)*(1-m)} \quad (29)$$

Para aplicar el modelo simplificado, se graficó la curva $1-F(t)$ vs relación $\frac{t}{t_0}$ en escala semilogarítmica. Posteriormente, se trazó una recta tangente donde la curva presenta una tendencia vertical (Sánchez & Cardona, 2009). En la *Figura 18*, se esquematiza el modelo simplificado de Wolf-Resnick.

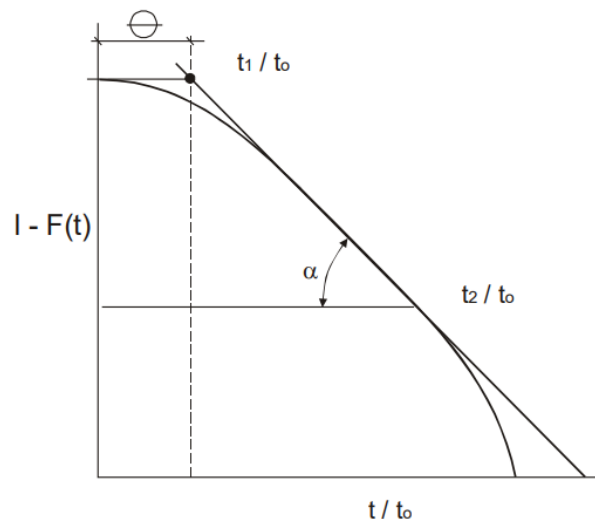


Figura 18. Curva $1-F(t)$ vs la relación $\frac{t}{t_0}$. Modelo simplificado Wolf - Resnick

Fuente: (CEPIS & OPS, 2006a)

Los parámetros esquematizados en la *Figura 18* son descritos a continuación.

- θ : valor en las ordenadas cuando la recta intersecta con el valor $1-F(t) = 1$.
- $\frac{t_1}{t_0}$: corresponde al valor de θ .
- $\frac{t_2}{t_0}$: valor de la ordenada en la recta tangente cuando $1-F(t) = 0.1$.
- $Tang \propto = \frac{1}{\frac{t_1}{t_0} - \frac{t_2}{t_0}}$: expresión que corresponde a la pendiente de la recta

De la *Figura 18* se deduce la ecuación 30.

$$\theta = p(1 - m) \quad (30)$$

Al sustituir la ecuación 30 en la ecuación 29, se obtuvo la ecuación 31, la cual describe el porcentaje de flujo pistón en la unidad de floculación.

$$p = \frac{\theta * Tang \propto}{0.435 + \theta * Tang \propto} \quad (31)$$

La ecuación 32 representa los espacios muertos, esta es deducida a partir de la ecuación 30.

$$m = 1 - \frac{\theta}{p} \quad (32)$$

Por lo tanto, el flujo mezclado es calculado la diferencia del porcentaje de flujo pistón mediante la ecuación 33.

$$M = (1 - p)(1 - m) \quad (33)$$

Para el cálculo de porcentajes de flujo pistón, flujo mezclado y espacio muertos, se usaron los datos obtenidos mediante pruebas de trazadores descritas en el apartado de dilución con trazadores por inyección instantánea. Las mediciones de tiempo, conductividad y concentraciones del trazador fueron tabuladas y los valores correspondientes a $F(t)$ fueron calculados empleando la ecuación 26.

Por lo tanto, el valor de $1-F(t)$ se calculó mediante la ecuación 34.

$$1 - F(t) = 100 - F(t) \quad (34)$$

Previamente, se calculó el tiempo de retención teórico de cada tramo; este dato fue requerido para el cálculo de la relación de tiempo $\frac{t}{t_0}$. Con ayuda del software estadístico Excel, se

procedió a graficar los valores correspondientes a $\text{Log}(1 - F(t))$ vs $\frac{t}{t_0}$. Para graficar la recta tangente, se procedió a trazar una línea de tendencia entre los puntos que poseen un comportamiento lineal. De esta manera se obtuvo una ecuación lineal representada por la *ecuación 35*. Los valores de los coeficientes se los obtuvo con ayuda del software Excel con la función “Línea de tendencia”. Una vez obtenidos los valores de la pendiente e intercepto, se los empleó para calcular los valores de θ y α .

$$y = m'x + b \quad (35)$$

Donde:

y: Representa el valor de $\text{Log}(1 - F(t))$

x: Representa el valor de $\frac{t}{t_0}$.

m': Pendiente de la recta

b: Intercepto

El valor de θ viene representado por el valor de *x*. Se considera que el valor de “*y*” es igual a cero, por lo tanto, se calculó el valor de *x* mediante la *ecuación 36*.

$$x = \frac{-b}{m'} = \theta \quad (36)$$

Donde:

m': Pendiente de la recta

b: Intercepto

Dado que el valor de $\tan \alpha$ es igual a la pendiente de la recta, se obtuvieron los valores requeridos para el cálculo de porcentaje de flujo pistón, espacios muertos y flujo mezclado empleando las *Ecuaciones 31, 32 y 33*, respectivamente. Este proceso fue realizado para cada tramo de la unidad de floculación.

3.2.7.3. Índice de Morril

Así como se obtuvo la curva de tendencia, el índice de Morril también puede ser calculado a partir del análisis de trazadores al graficar el tiempo transcurrido en el eje vertical (*y*) y el porcentaje de trazador que pasa en el eje horizontal (*x*). Para ello, se establece una relación entre el tiempo en que pasa el 90 % y el 10 % del trazador debido a que este segmento es el más regular (Teixeira & do Nascimento, 2010), como se describe en la *ecuación 37*.

$$\text{Índice de Morril} = \frac{\text{Tiempo en que pasa el 90 \%}}{\text{Tiempo en que pasa el 10 \%}} \quad (37)$$

A partir de esto, se puede examinar la forma de la curva entre el rango antes mencionado y comprender el comportamiento hidráulico del reactor en estudio, como se detalla en la *Tabla 8*.

Tabla 8. Análisis del Índice de Morril.

Tipo de curva	Tipo de flujo
La curva es horizontal	Pistón
La curva tiende a una inclinación	Mezclado

Fuente: (Maldonado, 1992).

3.3. Comparación de la efectividad del sulfato de aluminio Tipo A, sulfato de aluminio Iron Free y policloruro de aluminio (PAC).

3.3.1. Toma de muestras

Las muestras simples de agua cruda fueron recolectadas manualmente en la entrada de la zona de la mezcla rápida. A partir de estas muestras se llevaron a cabo mediciones in situ de temperatura, pH, conductividad y sólidos disueltos. El período de muestreo abarcó desde el mes de febrero hasta el mes de mayo 2024, con la finalidad de abordar el periodo de invierno, con el objetivo de obtener las turbiedades más desfavorables.

La recolección de muestras se llevó a cabo siguiendo las directrices establecidas en la Norma Técnica Ecuatoriana Agua sobre la Calidad de Agua en el apartado de Muestreo y Técnicas de Muestreo: NTE INEN 2176, 2013. El procedimiento se describe a continuación.

1. La toma de agua cruda se realizó utilizando dos recipientes plásticos de 20 litros cada uno. Antes de cada toma de muestra, los recipientes fueron lavados tres veces con agua del río Machángara para evitar contaminación.
2. Se realizó la medición de turbiedad con un turbidímetro marca HACH que tiene un rango de medición entre 0 a 1000 NTU.
3. Posteriormente, se llevó a cabo el análisis y registro de pH, conductividad, sólidos disueltos y temperatura utilizando el equipo multiparámetro con electrodo marca HI1285-51.
4. Luego, la muestra fue trasladada al laboratorio de la industria cerámica. No se requirió refrigeración ni otros acondicionamientos dado que el laboratorio se encuentra en las proximidades de la captación del agua del río.

5. Las muestras de agua fueron analizadas el mismo día en que fueron tomadas. Se analizaron a nivel de laboratorio dureza y alcalinidad del agua cruda.

Se realizaron numerosos ensayos de pruebas de jarras para obtener resultados con el menor error posible. En la *Tabla 9* se detallan los meses de muestreo y el número de ensayos realizados en cada prueba de jarras.

Tabla 9. Número de ensayos realizados en la prueba de jarras.

Mes	Número de ensayos de pruebas de jarra
Febrero	17
Marzo	34
Abril	20
Mayo	20

3.3.2. Preparación de las sustancias coagulantes

A nivel industrial, el coagulante es preparado a una concentración del 5 %. Es decir, se disuelven 50 kg en 1 m³ de agua o 50 g en un litro de agua. A nivel de laboratorio, los tres coagulantes se prepararon cada 48 horas disolviendo 2.5 gramos en un volumen de 50 ml de agua. Los coagulantes no presentan directrices específicas en su hoja de seguridad.

3.3.3. Preparación de polímero catiónico

La preparación de la sustancia floculante a nivel industrial se realiza mediante la dilución de 1.6 kg de polímero catiónico en un recipiente plástico de 1000 litros, la misma que tiene un proceso de mezclado con un batidor eléctrico. Con la cantidad descrita se obtiene una concentración de 0.16 %.

$$0.16 \% = \frac{1.16 \text{ kg}}{1000 \text{ litros}} * 100$$

Siguiendo las directrices de la hoja de seguridad, el polímero fue usado después de 60 minutos de su preparación. Es importante destacar que actualmente la solución a escala industrial es preparada cada 4 días, por lo cual su eficiencia puede verse afectada.

A escala de laboratorio se pesó 0.2 gramos de polímero catiónico y se disolvió en 125 ml. Y de igual manera, se siguieron las instrucciones establecidas en la hoja de seguridad.

3.3.4. Cálculo de las dosis de coagulantes y floculante

3.3.4.1. Dosis de sulfato de aluminio Tipo A, sulfato de aluminio Iron Free y policloruro de aluminio (PAC)

Las dosis para los diferentes coagulantes fueron calculadas mediante la ecuación 38, la cual describe el balance de masas (Huamán et al., 2020).

$$V * D = v * c \quad (38)$$

Donde:

V: volumen de jarra (mililitros)

D: dosis de coagulante (miligramos/litro)

v: volumen de solución coagulante (mililitros)

c: concentración de coagulante (miligramos/litros)

Las dosis calculadas fueron aplicadas en prueba de jarras. Cabe recalcar que la dosis varía en función de las condiciones de agua cruda, especialmente de los parámetros de turbiedad y color. Por lo cual, se modificó la dosis hasta alcanzar los criterios de calidad. El volumen de agua con el que se realizaron las pruebas de jarras fue de 1000 ml para cada jarra.

3.3.4.2. Dosificación de Polímero catiónico

La dosis de floculante se determinó utilizando la ecuación 38 de balance de masas. Se usó una misma dosis de floculante en las pruebas de jarras con las respectivas dosis óptimas de coagulante obtenidas previamente acorde a la turbiedad de agua cruda (Fúquene & Yate, 2018). Gutiérrez-Rosero et al. (2014) mencionan que no existe diferencia significativa entre el uso de altas y bajas dosis de polímero para la remoción de turbidez. Por lo tanto, las dosis de floculantes fueron fijadas en función de un determinado rango de turbidez del agua cruda.

3.3.5. Prueba de jarras

El laboratorio de análisis de agua de la industria cuenta con un equipo de jarras básico, con capacidad para cuatro recipientes. El equipo presenta una limitación al momento de su uso debido a que las revoluciones por minuto del equipo se encuentran predeterminadas y no pueden ajustarse a las características de la planta.

Por lo cual, se procedió a realizar las pruebas de jarras con dos equipos. Uno suministrado por la industria y otro perteneciente al laboratorio de Análisis Ambiental de la Universidad de Cuenca, el cual cuenta con programación digital de revoluciones por minuto y tiempo. Para

el uso del equipo de la industria, los datos de gradientes de velocidad y tiempos de retención fueron ajustados.

3.3.5.1. Ensayos realizados en laboratorio de la Universidad de Cuenca

El equipo posee un uso práctico debido al ajuste deseado de diferentes revoluciones por minuto dentro de un rango de 0 a 300 rpm, así como configurar diversos intervalos de tiempos como se observa en la *Figura 19*. Se emplearon los valores de gradientes de velocidad y tiempos de retención reales para simular los procesos de coagulación y floculación.



Figura 19. Equipo de jarras del laboratorio de análisis ambiental Universidad de Cuenca.

3.3.5.2. Ensayos en laboratorio de la industria

La industria posee un equipo *Velp Scientifica FP4* con capacidad de 4 recipientes, como se observa en la *Figura 20*. El equipo cuenta con un temporizador de cuerda de 30 minutos en intervalos de 5 minutos y revoluciones por minutos establecidas de fábrica, las cuales son: 200, 100, 50, 40 y 20. Debido a que no se logró ajustar las revoluciones por minuto deseadas en el equipo, se procedió a calcular el tiempo de retención necesario para las revoluciones por minuto existentes en el equipo para simular la misma intensidad de mezcla de la planta.



Figura 20. Equipo de jarras Velp Scientifica FP4

Con ayuda del ábaco que relaciona revoluciones por minuto con gradientes de velocidad, véase *Figura 21*, se procedió a estimar las revoluciones por minuto del equipo con los gradientes de velocidad correspondientes.

A partir de la *ecuación 10*, que representa la intensidad de mezcla, se despejó el tiempo de retención dando como resultado la *ecuación 39*. Se reemplazaron los datos y los resultados obtenidos fueron llevados al equipo de jarras.

$$Tr = \left(\sqrt{\frac{\gamma}{\mu}} * \frac{\sqrt{H}}{G} \right)^2 \quad (39)$$

Donde:

G: Gradiente de velocidad

H: Pérdida de carga de la unidad (m)

Tr: Tiempo de retención de la unidad (s)

$\sqrt{\frac{\gamma}{\mu}}$: Función de temperatura

γ : Peso específico del agua (N/m³)

μ : Viscosidad del agua (Pa.s)

3.3.5.3. Procedimiento prueba de jarras

El procedimiento fue similar tanto para los ensayos realizados en el laboratorio de la industria como en el laboratorio de análisis ambiental de la Universidad de Cuenca. Así mismo, el

procedimiento fue realizado para cada uno de los coagulantes evaluados en el presente trabajo de investigación.

- a. Se colocaron 1000 ml de agua cruda en cada uno de los cuatro vasos de precipitación y fueron llevados al equipo de jarras.
- b. Se dosificó las dosis de coagulantes calculadas mediante jeringas de 1 ml. Para turbiedades bajas se inició con la dosis de 5 mg/l hasta la dosificación que presente mejor un tamaño de flocs y una menor turbiedad residual.
- c. Se programó el tiempo y revoluciones por minuto en el equipo de jarras. Los gradientes de velocidad obtenidos previamente fueron transformados a revoluciones por minutos de acuerdo al ábaco de la *Figura 21*. Para simular el proceso de mezcla rápida se definió 200 rpm por el tiempo de 1 minuto con 30 segundos (Shahzadi et al., 2024).
- d. Las sustancias químicas (coagulante y floculante) fueron inyectadas a los vasos de precipitación acorde al tiempo que son agregadas a nivel de planta.
- e. Se aplicó un tiempo de decantación de 15 minutos.
- f. Posterior al tiempo de decantación se midieron nuevamente los parámetros de interés como son turbiedad y color.
- g. Se analizaron los resultados obtenidos.
- h. Se repitió el ensayo de jarras en caso de no encontrar la dosis óptima de coagulante o de haber la existencia de un factor externo influyente.

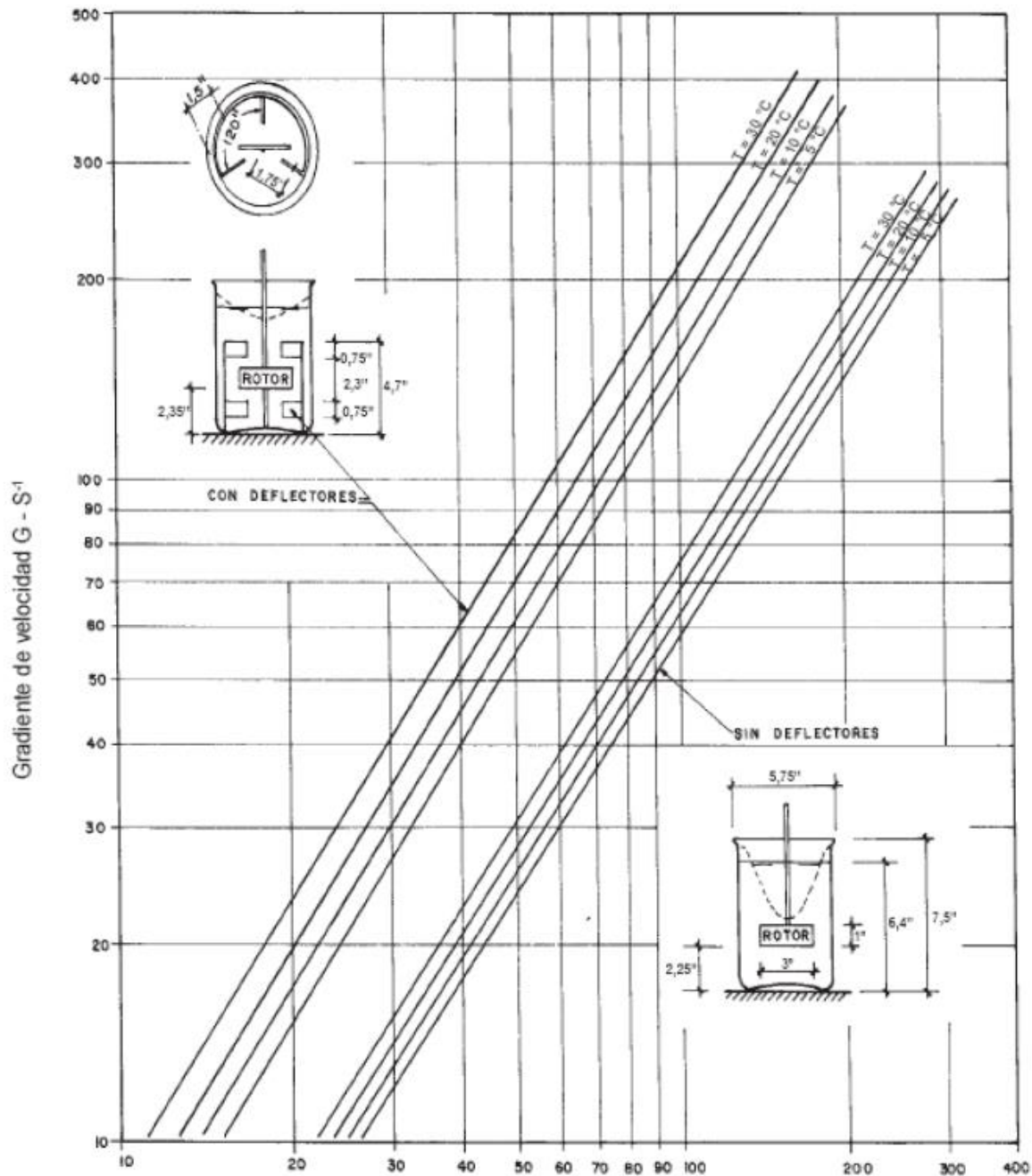


Figura 21. Ábaco que relaciona revoluciones por minuto con gradientes de velocidad

Fuente: (De Vargas, 2006).

3.3.6. Curva de la dosis óptima de cada coagulante

Posterior a la realización de las pruebas de jarras, los resultados obtenidos fueron tabulados acordes a la dosis óptima de cada uno de los coagulantes con la respectiva turbiedad de agua cruda. Se graficó la turbiedad del agua cruda versus la dosis óptima de cada coagulante (García-Ávila et al., 2021). Con ayuda del software Excel se determinaron las ecuaciones para calcular la dosis óptima de coagulante en función de la turbiedad de agua cruda (Takić et al., 2019). Este procedimiento se realizó para cada uno de los coagulantes.

Se analizó el grado de ajuste de la curva y los valores de las dosis fueron replicados con nuevas pruebas de jarras para validar las dosis o ajustar la curva de dosificación. Para una mayor comprensión por parte de los operadores, se procedió a graficar a escala semilogarítmica los valores de turbiedad versus dosis óptima. De esta manera se obtuvo una línea recta, la cual es visualmente fácil de interpretar. Cabe mencionar que la gráfica posee su propia ecuación para determinar la dosis óptima a aplicar.

3.3.7. Reducción de turbiedad con sustancia floculante

Los resultados finales de las dosis óptimas obtenidas, a partir de la prueba de jarras a diferentes turbiedades, fueron usadas para calcular los porcentajes de reducción de turbiedad. A partir de estos datos, se realizó una gráfica de líneas tendenciales donde el eje de las abscisas representa la turbiedad inicial del agua cruda y en el eje vertical el porcentaje de remoción, como se define en la *ecuación 40*, con el objetivo de analizar el comportamiento del floculante y su eficiencia con respecto a los tres coagulantes analizados sulfato de aluminio Tipo A, sulfato de aluminio Iron Free y policloruro de aluminio.

$$EFRm = \frac{T_m(cruda) - T_m(sedimentada)}{T_m(cruda)} \quad (40)$$

Donde:

EFRm: Eficiencia promedio general de reducción de la turbiedad.

T_m(cruda): Turbidez promedio de agua cruda (NTU)

T_m(sedimentada): Turbidez promedio de agua sedimentada (NTU)

3.3.8. Índice de Willcomb

Para analizar el tamaño de floc se empleó el índice de Willcomb siguiendo el enfoque de Chulluncuy (2011). El cálculo del índice se realizó mediante la prueba de jarras. Posterior a la adición de coagulante y floculante se llevó registro del tiempo de formación del floc. Una vez concluida la prueba de jarras y seguido de un tiempo de decantación, se midió la turbidez residual.

El índice considera tres aspectos importantes que son: la dosis que conlleva la formación de un floc de tamaño considerable, la velocidad de decantación y la turbiedad residual (Chulluncuy, 2011). El tamaño de flocs observado en las pruebas de jarras fue comparado según los esquemas presentados en la *Figura 22*.

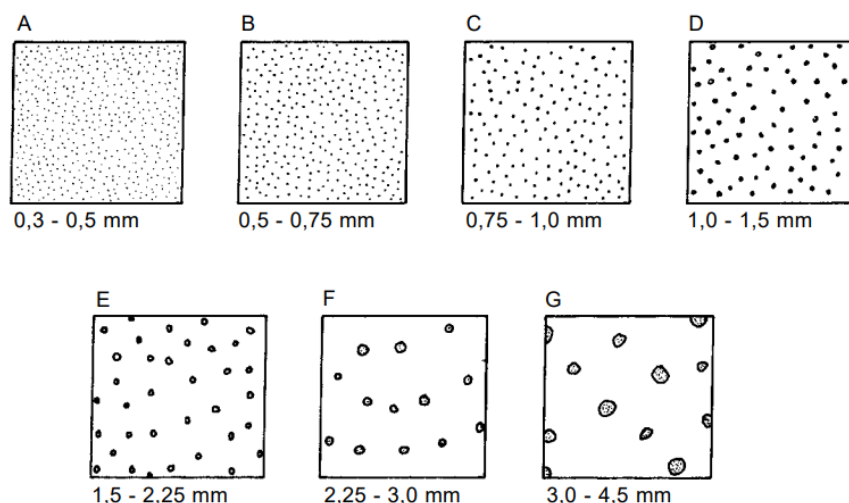


Figura 22. Esquematzación de las categorías de floc según su tamaño.

Fuente: (CEPIS & OPS, 2006d)

Dependiendo del tamaño de los flocs formados y mediante una inspección visual se determinó el número del Índice de Willcomb correspondiente, estos valores son descritos en la *Tabla 10*. Con base en el análisis visual y comparativo de los tamaños de flocs en cada una de las jarras de los ensayos realizados, se eligieron las dosis y sustancias que presentan una mejor formación de flocs.

Tabla 10. Descripción de valores del Índice de Willcomb

Número de Índice de Willcomb	Descripción e interpretación de número de índice.
0	Flóculo coloidal
2	Visible. Flóculo muy pequeño, casi imperceptible para un observador no entrenado
4	Disperso. Flóculo bien formado, pero uniformemente distribuido (sedimenta muy lentamente o no sedimenta).
6	Claro. Flóculo de tamaño relativamente grande pero que precipita con lentitud.
8	Bueno. Flóculo que se deposita, pero no completamente
10	Excelente. Flóculo que se deposita completamente dejando el agua cristalina.

Fuente: (Escalera & Ormachea, 2012).

3.4. Análisis costo - beneficio en función de la dosificación óptima de coagulantes y floculante a partir de la eficiencia en la reducción de turbiedad.

Inicialmente, se llevó a cabo un análisis económico basado en la información suministrada por la empresa. Para conocer los beneficios generados por la implementación de la dosificación adecuada, se realizó un análisis de las cantidades de sustancias químicas usadas actualmente y las determinadas experimentalmente en la ejecución del proyecto de titulación. Siguiendo el enfoque de Huamán et al. (2020), se calculó el peso dosificado actual y posterior, para consecutivamente calcular el costo por kilogramo.

3.4.1. Cálculo del peso dosificado

Se multiplicó el caudal por la dosis promedio de coagulante y floculante, transformándolo a unidades de kg/año, véase ecuación 41.

$$P = Q * D = q * C \quad (41)$$

Donde:

P = peso del reactivo dosificado (en m³/s o kg/d)

D = Dosis promedio de coagulante (mg/L)

Q = caudal de diseño de la planta (L/s)

q = caudal promedio de solución por aplicar (L/s)

C = concentración de la solución (mg/L)

3.4.2. Cálculo del costo por Kilogramo

Se multiplicó el peso dosificado por el costo por kilogramo del coagulante y floculante, como se detalla en la ecuación 42.

$$Ca = P * Ckg \quad (42)$$

Donde:

Ca : costo anual (\$/unidad de tiempo)

P : peso dosificado (kg/unidad de tiempo)

Ckg : costo por kilogramo (\$/kg)

3.5. Cálculo de la producción de lodos

En este apartado se realizó el cálculo de la predicción de lodos. Existen varios modelos empíricos para predecir la producción de lodos en plantas de tratamiento de agua, los cuales relacionan el consumo de coagulantes y otras sustancias químicas que intervienen en el proceso. Sin embargo, se ha seleccionado el modelo empírico descrito en la *ecuación 43*, el cual, según mencionan Torres-Lozada et al. (2022) en su trabajo investigativo, presenta buen ajuste frente a los datos observados. Así mismo se realizó el cálculo de la cantidad de sólidos secos por medio de la *ecuación 44* para el sulfato de aluminio tipo A, el sulfato de aluminio Iron Free y policloruro de aluminio.

$$P = (kD + 1.5T + A) \times 10^{-3} \quad (43)$$

$$W = t \times P \times Q \quad (44)$$

Donde:

P: Producción de sólidos (kg de materia seca/m³ de agua tratada)

k: factor de multiplicación para cada coagulante. 0.44 para sulfatos de aluminio (Torres-Lozada et al., 2022) y 0.8 para policloruro de Aluminio (Azizah et al., 2022).

D: Dosis de coagulante (mg/L).

A: Otros aditivos como polímeros (mg/L)

W: Cantidad de sólidos secos (Kg/día)

Q: Caudal de agua cruda-tratada (m³/s)

T: Turbiedad agua cruda (UTN)

t: Tiempo de operación de la planta al día

Este cálculo tiene el propósito de obtener información para optimizar el uso de coagulantes, diseñar o mejorar sistemas de deshidratación natural o mecánica de los lodos y evaluar opciones de aprovechamiento en términos de la estimación del material (Torres-Lozada et al., 2022).

3.6. Comparación de la efectividad de los coagulantes sulfato de aluminio Tipo A, sulfato de aluminio Iron Free y policloruro de aluminio (PAC).

Para la comparación de la efectividad de los tres coagulantes se utilizaron los datos del porcentaje de remoción a una misma dosis y turbiedad. Para esto se aplicó el test de ANOVA de una vía para evaluar las diferencias entre los grupos. Adicionalmente, se realizaron los test estadísticos de Shapiro - Wilks y la prueba de Levene sobre los residuos para determinar si estos siguen una distribución normal y si son homoscedásticos. Por último, se aplicó un post hoc de Tukey para identificar el grupo con mayor diferencia. Para los tests se empleó un nivel de significancia del 5 %.

Se empleó el análisis de varianza (ANOVA) de una vía debido a su utilidad para hacer comparaciones en más de dos grupos (Dagnino, 2014). El desarrollo de los tests se realizó a través de la interfaz *Rstudio*, para lo cual se plantearon las siguientes hipótesis:

Hipótesis nula (H_0): Las medias de los grupos son iguales

Hipótesis alternativa (H_1): Al menos una de las medias es diferente

Posteriormente, se evaluaron los requisitos detallados por Toledo (2010) sobre los residuos de ANOVA. Uno de ellos es la determinación de la homogeneidad que se realizó con la prueba de Levene. Mientras que la distribución normal de los errores aleatorios se realizó con el test de Shapiro - Wilks (SW). Se plantearon las siguientes hipótesis.

H_0 : Los datos siguen una distribución normal

H_1 : Los datos no se distribuyen normalmente

Al no cumplir con la normalidad, se aplicó el test no paramétrico Kruskal-Wallis, siendo este el equivalente no paramétrico del test de ANOVA (Ostertagová et al., 2014). Se usaron las hipótesis descritas por Nwobi & Akanno (2021).

$H_0: \eta_1 = \eta_2 = \eta_3$: Las medianas de los grupos son iguales

H_1 : Al menos una de las medianas es diferente

Al cumplir con los requisitos de normalidad y homocedasticidad, se aplicó prueba de Tukey como análisis post-hoc de Anova para comparar las medias de dos conjuntos y determinar si la relación entre estos es estadísticamente significativa (Nanda et al., 2021). Se plantearon las siguientes hipótesis:

H_0 : Las medias de los grupos son iguales

H_1 : Las medias de los grupos no son iguales

En función del p-value la hipótesis nula fue rechazada o aceptada. Cuando el valor de p-value fue mayor que el nivel de significancia (0.05), la hipótesis nula fue aceptada en todos los tests aplicados. Caso contrario, se rechazó la hipótesis nula (Ostertagová et al., 2014).

4. Capítulo IV: Resultados y Discusiones

4.1. Parámetros físico químicos del agua

En la *Tabla 11* se presentan los valores máximos, mínimos y el promedio de cada parámetro monitoreado durante 98 días, entre los meses de noviembre del año 2023 y mayo del año 2024. Se recolectaron muestras en el punto de toma de agua para la medición de parámetros *ex situ* como turbidez, dureza total y alcalinidad. Los parámetros de pH, temperatura, sólidos totales disueltos y conductividad fueron medidos *in situ*.

Los valores de pH, turbidez, sólidos disueltos y la temperatura del agua son de gran importancia en los procesos de coagulación y floculación. Como menciona Trujillo et al. (2014), el pH del agua afecta significativamente la coagulación, y fuera de un rango específico, existe la necesidad de aumentar la cantidad de coagulante. Para el sulfato de aluminio, el pH óptimo se encuentra en un rango entre 4-7, como menciona el autor Torres et al. (2023). Por otro lado, para el policloruro de aluminio según Torra et al. (1998), el rango de pH es de 4 a 8. Por lo tanto, el pH del agua se encuentra dentro de los rangos óptimos.

Un parámetro de gran importancia en el proceso de coagulación es la alcalinidad. Como menciona Romero (1999), la alcalinidad interviene como buffer del agua, es decir, atenúa cambios volátiles de pH. Esto es crucial porque los coagulantes pueden reducir el pH del agua, por lo que tener una alcalinidad en exceso es fundamental para que ocurra una coagulación eficaz. El promedio de alcalinidad en el agua del río Machángara durante el periodo de monitoreo fue de 54.39 mg/l de CaCO₃.

El promedio de dureza en el agua cruda es de 136 mg/l, lo que la clasifica como agua moderadamente dura según la clasificación presentada por Romero (2009). Según esta clasificación, el agua con una dureza de 0-75 mg/l se considera blanda, de 75-150 mg/l moderadamente dura, de 150-300 mg/l dura, y mayores a 300 mg/l muy dura.

Tabla 11. Valores máximos, mínimos y el promedio de los parámetros físico-químicos del agua del río Machángara.

	pH	Turbidez (NTU)	SDT (mg/l)	Dureza total (mg/l)	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	Conductivi dad (μs/cm)	Tempera tura (°C)
Mínimo	6.4	3.17	50	34.2	30	60	12.9
Máximo	7.9	453	210	136	140	430	21.5
Promedio	7.21	38.05	112.86	72.32	54.39	229.93	16.54

Estos parámetros se mantuvieron constantes a lo largo de los meses de monitoreo. De acuerdo con Pauta et al. (2019), en el río Machángara no se observa una influencia significativa del periodo climatológico debido a que existen pequeñas variaciones en la calidad del agua como consecuencia de la regulación de caudal aguas arriba. Esto conlleva condiciones estables para los procesos de coagulación y floculación.

Pauta et al. (2019) mencionan en su estudio que la turbiedad presenta un valor mínimo de 2.26 NTU y un máximo de 54.7 NTU, siendo el valor máximo inferior al obtenido en este trabajo. En cuanto a los sólidos suspendidos, se reporta un valor mínimo de 2 mg/L y un máximo de 134 mg/L. La diferencia en el valor mínimo de sólidos suspendidos puede atribuirse a que el estudio de Pauta et al. (2019) se realizó considerando aguas arriba del río, mientras que este trabajo se llevó a cabo aguas abajo en el parque industrial. Además, la conductividad en su estudio varió entre 67.2 y 150.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo este último inferior a la obtenida en el presente trabajo.

Así mismo, Berrezueta & Cabrera (2024), monitorearon la calidad del agua de 16 muestras en el Parque Industrial y mencionan que el pH fluctúa entre 7.22 y 8.2. Sin embargo, en el presente estudio se encontraron valores inferiores con un mínimo de 6.4. Similar a los hallazgos de Pauta et al. (2019), donde las autoras obtuvieron un valor máximo de 158 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad; sin embargo, el valor máximo encontrado en este estudio fue de 430 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esto sugiere que existen factores ambientales o actividades antropogénicas que afectan este punto específico. La temperatura máxima encontrada en el estudio de Berrezueta & Cabrera (2024) fue de 16.9 °C, siendo también inferior al máximo encontrado en este estudio, pero concuerda con la temperatura promedio obtenida.

4.2. Caudal de agua cruda

4.2.1. Aforo volumétrico

En la *Tabla 12* se presentan los datos medidos para el cálculo de caudal por la metodología de aforo volumétrico.

Tabla 12. Resumen de datos obtenidos para el aforo volumétrico

Descripción	Valor	Unidad s
Masa del recipiente	2.14	kg
Masa total = masa del agua + masa del recipiente	62.1	kg
Temperatura de agua	15	°C
Densidad del agua a 15 °C	999.19	kg/m ³
Tiempo requerido para llenar recipiente	2.35	s
Masa de agua = masa recipiente - masa total	59.96	kg
Volumen de la masa de agua (<i>ecuación 1</i>)	0.06	m ³

Mediante la *ecuación 2* se estimó un caudal de 0.0255 m³/s o 25.54 l/s.

$$Q = \frac{v}{t}$$

$$Q = \frac{0.06 \text{ m}^3}{2.35 \text{ s}}$$

$$Q = 0.0255 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$Q = 25.54 \text{ l/s}$$

4.2.2. Vertedero rectangular

En la *Figura 23* se esquematizan las dimensiones expresadas en centímetros del vertedero rectangular.

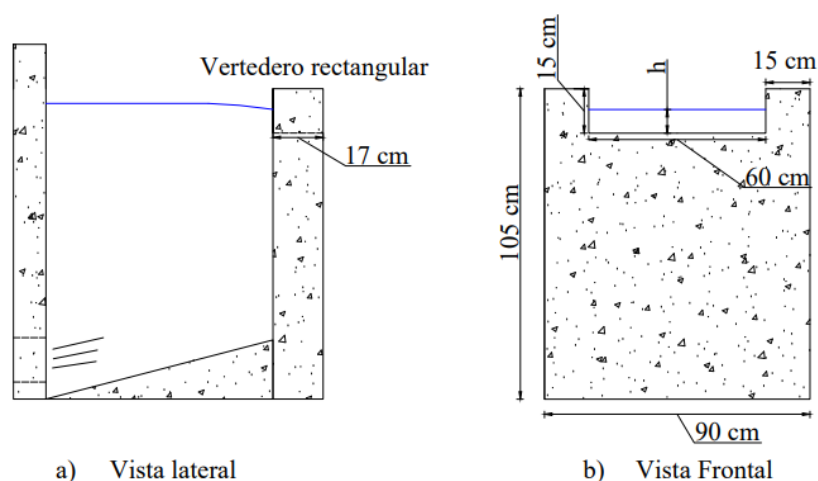


Figura 23. Esquemización de vertedero rectangular y sus dimensiones.

Aplicando el criterio de evaluación dado por la ecuación 3, se determinó que la relación entre la carga sobre el vertedero y la longitud de la cresta es de 0.53, y es menor a 1.5.

$$\frac{h}{L} \leq 1.5$$

$$\frac{9}{17} \leq 1.5$$

$$0.53 \leq 1.5$$

Se realizaron mediciones respecto a la carga de agua sobre el vertedero, obteniéndose un valor promedio de 9 cm. Empleando la ecuación 4 se obtuvo un caudal estimado de 0.0277 m³/s o 27.7 l/s.

$$Q = 1.71 * L * h^{1.5}$$

$$Q = (1.71 * 0.6 * 0.09^{1.5}) m^3/s$$

$$Q = 0.0277 m^3/s$$

$$Q = 27.7 l/s$$

4.2.3. Por trazadores de inyección instantánea

El caudal que ingresa a la unidad de floculación se mantiene constante debido a que no existen desviaciones del agua cruda ni entradas adicionales. Como se observa en la Tabla 13, el caudal posee pequeñas variaciones entre tramos, donde se obtuvo un caudal promedio de 28.01 l/s.

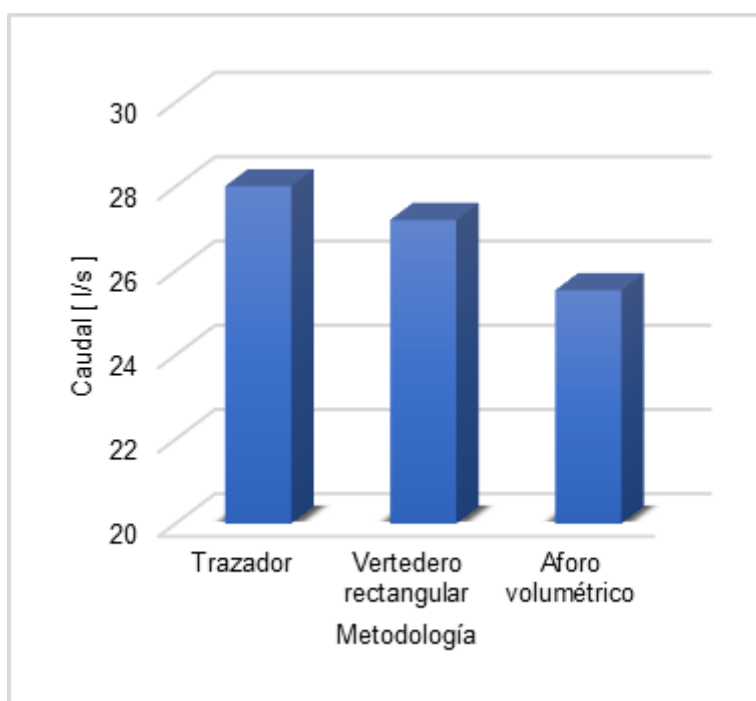
Tabla 13. Caudales obtenidos en cada tramo de la unidad de floculación.

Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3
27.81 l/s	28.58 l/s	27.64 l/s

4.2.4. Comparación de metodologías para el aforo de caudal

Como se observa en la *Figura 24*, el caudal determinado por las metodologías de trazadores y vertedero rectangular poseen una mínima diferencia, por lo que se estableció que la planta se encuentra operando con un caudal de 27.7 l/s.

El caudal determinado por el método de aforo volumétrico presenta un valor inferior frente a las demás metodologías, lo que podría indicar inexactitud debido a la influencia de la capacidad del recipiente y el caudal. Como lo describe Ramón et al. (2007), al poseer un recipiente de baja capacidad y un caudal significativo, el valor calculado puede resultar subestimado.

**Figura 24.** Diferencia entre metodologías empleadas para el aforo de caudales.

En su estudio, Gualpa et al. (2022) emplearon las metodologías de trazadores, aforo volumétrico y vertederos para medir el caudal en pequeños ríos andinos del Ecuador. Entre sus hallazgos se destaca que en condiciones de bajo caudal el método de trazadores subestima el caudal en un 10 %. Mientras que, el método de aforo volumétrico es el más adecuado y preciso en estas condiciones. Comparando con los resultados obtenidos, se corrobora que el método de aforo volumétrico resulta inexacto para condiciones de alto

caudal, ya que se aleja de los valores calculados por las demás metodologías. Sin embargo, el método de trazadores resulta adecuado para la medición de caudales cuando el flujo es turbulento (Jaramillo, 2005).

Guarin (2019), en su estudio para el aforo de caudales en canales abiertos no prismáticos, evaluó las metodologías para trazadores, vertedero, volumétrico y medidor automático; este autor destaca que el método de trazadores posee una alta confiabilidad y una aproximación del 88 % a los métodos mencionados. Dicha evaluación se realizó en condiciones de caudales bajos (< 2.5 l/s). En la planta evaluada en el presente estudio, las metodologías de trazadores y vertedero rectangular presentaron resultados similares, lo que refuerza la confiabilidad de las metodologías. Por otro lado, se resalta que no hubo similitud al compararlos con la metodología de aforo volumétrico, esto debido a que el caudal que ingresa a la planta es moderadamente alto.

Por lo tanto, se pueden implementar las metodologías de trazadores y vertederos de manera conjunta o individual en futuras evaluaciones debido a su alta relación y confiabilidad, y optar por el método de aforo volumétrico para caudales bajos. Debido a la simpleza, se puede optar por el cálculo de caudal por vertedero. En concordancia con el estudio realizado por Godoy (2019) referente a la comparación y validación de ecuaciones para vertederos, a escala de laboratorio, el uso de vertedero como aforador da resultados similares a los medidos por el método de molinete.

4.3. Evaluación mezcla rápida- coagulación

4.3.1. Intensidad de mezcla en vertedero rectangular

Partiendo de los datos resumidos en la *Tabla 14*, se determinó la intensidad de mezcla rápida generada por el vertedero rectangular.

Tabla 14. Resumen de datos obtenidos para el aforo volumétrico

Variables	Valor	Unidades	Símbolo
Caudal	0.0277	m ³ /s	Q
Base del vertedero	0.6	m	b
Altura del vertedero	0.9	m	P
Función de temperatura	3006.864	l/m*s.	$\sqrt{\frac{\gamma}{\mu}}$

4.3.1.1. Pérdida de carga en el vertedero rectangular

- Cálculo de caudal específico (*ecuación 15*):

$$q = \frac{Q}{b}$$

$$q = \frac{0.0277 \frac{m^3}{s}}{0.6 m}$$

$$q = 0.046 \frac{m^3}{m s}$$

- Cálculo de profundidad crítica (ecuación 14):

$$h_c = \sqrt[3]{\frac{q^2}{g}}$$

$$h_c = \sqrt[3]{\frac{(0.046 \frac{m^3}{m s})^2}{9.81 \frac{m}{s^2}}}$$

$$h_c = 0.06 m$$

- Cálculo de altura sección 1 (ecuación 12):

$$h_1 = \frac{h_c * \sqrt{2}}{\sqrt{2.56 + \frac{P}{h_c}}}$$

$$h_1 = \frac{0.06 m * \sqrt{2}}{\sqrt{2.56 + \frac{0.9 m}{0.06 m}}}$$

$$h_1 = 0.017 m$$

- Cálculo de velocidad sección 1 (ecuación 17):

$$V_1 = \frac{q}{h_1}$$

$$V_1 = \frac{0.046 \frac{m^3}{m s}}{0.017 m}$$

$$V_1 = 2.78 \frac{m}{s}$$

- Cálculo del número de Froude (ecuación 16):

$$F_1 = \frac{V_1}{\sqrt{g * h_1}}$$

$$F_1 = \frac{2.78 \frac{m}{s}}{\sqrt{9.81 \frac{m}{s^2} * 0.017 m}}$$

$$F_1 = 6.89$$

- Cálculo de altura sección 2 (ecuación 13):

$$h_2 = \frac{h_1}{2} (\sqrt{1 + 8F_1^2} - 1)$$

$$h_2 = \frac{0.017 \text{ m}}{2} (\sqrt{1 + 8 * (6.89)^2} - 1)$$

$$h_2 = 0.15 \text{ m}$$

- Cálculo de velocidad sección 2 (ecuación 18):

$$V_2 = \frac{q}{h_2}$$

$$V_2 = \frac{0.046 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}}{0.15 \text{ m}}$$

$$V_2 = 0.3 \frac{\text{m}}{\text{s}}$$

- Cálculo de la pérdida de carga (ecuación 11):

$$H = \frac{(h_2 - h_1)^3}{4 * h_2 * h_1}$$

$$H = \frac{(0.15 \text{ m} - 0.017 \text{ m})^3}{4 * 0.15 \text{ m} * 0.017 \text{ m}}$$

$$h_p = 0.25 \text{ m}$$

4.3.1.2. Tiempo de retención

- Cálculo de la longitud de resalto (ecuación 21):

$$L_j = 6(h_2 - h_1)$$

$$L_j = 6 * (0.15 \text{ m} - 0.017 \text{ m})$$

$$L_j = 0.82 \text{ m}$$

- Cálculo de la velocidad media del resalto (ecuación 19):

$$V_m = \frac{V_1 + V_2}{2}$$

$$V_m = \frac{2.78 \frac{\text{m}}{\text{s}} + 0.3 \frac{\text{m}}{\text{s}}}{2}$$

$$V_m = 1.54 \frac{\text{m}}{\text{s}}$$

- Cálculo del tiempo de retención (*ecuación 20*):

$$t = \frac{L_j}{V_m}$$

$$t = \frac{0.82 \text{ m}}{1.54 \frac{\text{m}}{\text{s}}}$$

$$t = 0.53 \text{ s}$$

4.3.1.3. Gradiente de velocidad.

Cálculo del gradiente de velocidad (*ecuación 10*):

$$G = \sqrt{\frac{\gamma}{\mu}} * \sqrt{\frac{H}{T_R}}$$

$$G = 3006.864 * \sqrt{\frac{0.25 \text{ m}}{0.53 \text{ s}}}$$

$$G = 2066.11 \text{ s}^{-1}$$

Según CEPIS & OPS (2006b), en unidades hidráulicas la mezcla rápida es producida por el resalto hidráulico que genera un gradiente de velocidad aproximado de 1000 s^{-1} y el valor del número de Froude se debe encontrar entre 4.5 y 9. Al-Husseini et al. (2019) describen que a valores elevados de gradiente de velocidad se requiere menor tiempo de mezcla. Por otro lado, al tener un gradiente de velocidad bajo en la mezcla rápida, se obtienen valores elevados de turbidez residual.

El gradiente de velocidad estimado en el vertedero rectangular fue de 2066.11 s^{-1} , cabe recalcar que el tiempo de retención es menor a un segundo y el número de Froude se encuentra dentro del rango recomendado. Acorde a van Dijk (2007), se recomienda que el gradiente de velocidad en mezcla rápida sea al menos de 1500 s^{-1} . El valor obtenido en este estudio es mayor se encuentra por encima de dicha recomendación, lo cual resulta adecuado para la desestabilización de las partículas coloidales.

El proceso de mezcla rápida por vertedero rectangular resulta adecuado ya que cumple con diferentes criterios. Si bien se tuvo un valor cercano al rango de 1000 a 2000 s^{-1} , recomendado por CEPIS & Arboleda (1973). Sin embargo, diferentes estudios como el de Al-Husseini et al. (2019) recomiendan una intensidad de mezcla en un rango de 800 a 1000 s^{-1} para lograr un proceso óptimo.

Si bien en las pruebas de jarras se trata de simular el proceso de mezcla rápida, el ábaco de transformación de gradiente de velocidad a revoluciones por minuto no abarca estos valores. Se optó por tomar la capacidad máxima de revoluciones por minuto del equipo perteneciente a la industria cerámica (200 rpm).

4.4. Evaluación mezcla lenta - floculación

4.4.1. Configuración estructural de la unidad

Primero se determinó la velocidad en cada tramo a partir de la relación entre el caudal, que se estableció en la sección 4.2.2 *Vertedero rectangular*, y el área calculada a partir de las distancias entre tabiques y la altura del agua.

Posteriormente, se calculó el recorrido del agua con la velocidad y el tiempo teórico determinado en la sección 4.2.2.2 *sobre el Tiempo de retención teórico*. Finalmente, a partir de las Ecuaciones 22 y 23, se calculó el número de pantallas y compartimentos de los tramos. A continuación, se presentan los resultados en la *Tabla 15* junto con la velocidad y el recorrido del agua. Estos coinciden con el número de compartimentos existentes en la planta de tratamiento, por lo cual se determina que la unidad se encuentra dimensionada correctamente.

Tabla 15. Número de pantallas y compartimentos en los tres tramos.

	Velocidad (m/s)	Recorrido del agua (m)	Número de pantallas	Número de canales
Tramo 1	0.34	40	13	12
Tramo 2	0.21	36.48	12	11
Tramo 3	0.11	30.73	10	9

Vargas (2004) menciona que el ancho entre la pantalla y la pared (el giro entre canales) del reactor debe ser igual a 1.5 del espaciamiento entre pantallas. Teniendo en cuenta una separación mínima entre pantallas de 0.45 m, con el objetivo de facilitar su limpieza, basado en los criterios de diseño propuestos por Romero (1999).

$$\text{Ancho de la vuelta} = 1.5 * \text{Ancho del canal}$$

Ninguno de los tres tramos cumplía con este criterio como se evidencia en la *Tabla 16*. Sin embargo, solo en el tramo 3 se realizó la adición de 30 centímetros (por temas de construcción se redondeó la diferencia calculada de 27.03 centímetros), véase la *Figura 25*. Esta modificación se llevó a cabo debido a que la distancia entre tabiques, así como la distancia

entre el extremo del tabique y la pared impedían la formación óptima del floc, corroborando lo mencionado por Arrieta Lozano (2019). En la *Figura 26*, se presenta un plano con las dimensiones pre y post modificación de las pantallas.

Tabla 16. Resumen de las dimensiones entre pantallas y la pared.

	Ancho del canal (m)	Ancho de la vuelta medido (m)	Ancho de la vuelta con criterio (m)	¿Se cumple el criterio?	Diferencia (m)
Tramo 1	0.19	0.6	0.29	No	0.31
Tramo 2	0.4	0.78	0.60	No	0.18
Tramo 3	0.77	1.41	1.14	No	0.27



Figura 25. Adición en las pantallas en el tramo 3 del reactor.

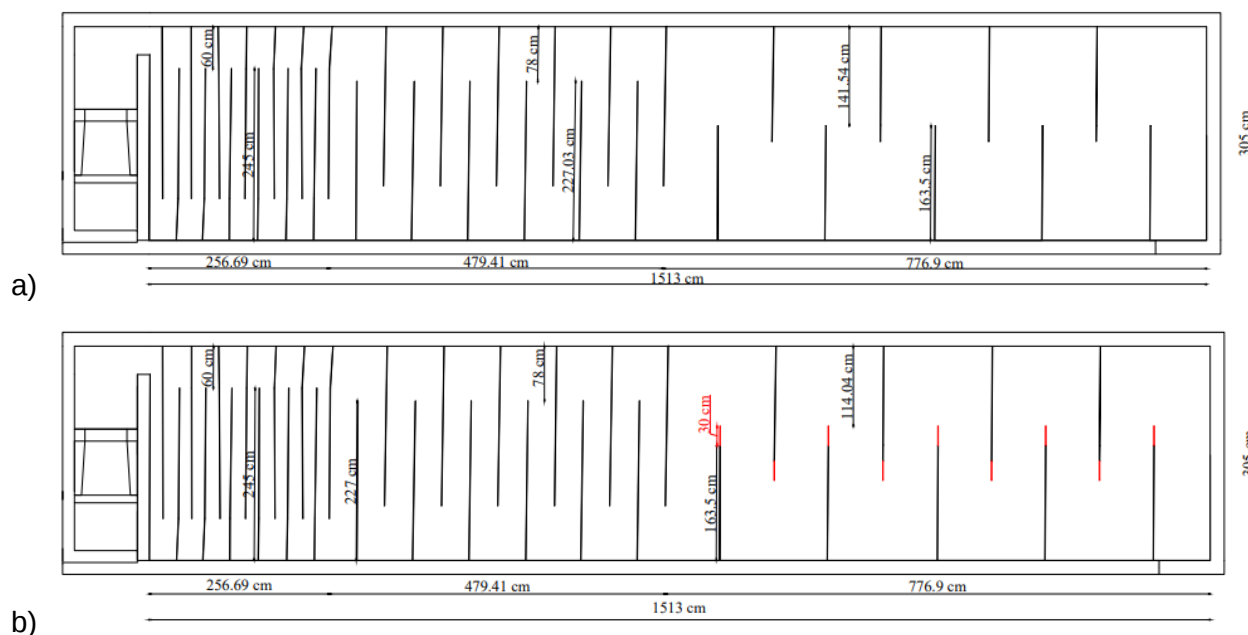


Figura 26. Dimensiones del sistema de floculación a) previa modificación y b) posterior modificación de las dimensiones de las pantallas.

Además, se hizo una inspección visual de las pantallas y se verificó que existen fisuras que no fueron reparadas durante la realización de este trabajo de titulación, véase *Figura 27*. Las fisuras pueden provocar que el agua no fluya continuamente entre los compartimientos, lo cual puede verse representado en cortocircuitos impidiendo la formación óptima del floc, tal como lo menciona Arrieta Lozano (2019). Para lo cual, se realizó el análisis de curva de tendencia y el índice de Morril que se detalla en apartados posteriores.



Figura 27. Fisuras en una de las pantallas del tramo 3 del sistema de floculación.

4.4.2. Tiempo de retención

4.4.2.1. Tiempo de retención real

Para determinar el tiempo de retención real se realizaron pruebas con trazador. Se llevaron a cabo seis pruebas en cada tramo, calculando con la *ecuación 6* el peso del NaCl necesario, véase *Tabla 17*.

Tabla 17. Peso del trazador para cada tramo.

Tramos	Peso del trazador (g)
Tramo 1	240
Tramo 2	460
Tramo 3	570

Los tiempos de retención reales para cada tramo se detallan en la *Tabla 18*. Además, en las *Figuras 28, 29, 30 y 31* se representa la conductividad en función del tiempo para cada tramo. Los tiempos reales se grafican en la curva de línea azul que sigue una distribución gaussiana, mientras que los tiempos teóricos se indican con una línea roja, la cual será descrita en la siguiente sección.

Tabla 18. *Tiempos de retención real en los tramos de la unidad de floculación.*

	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3*	Tramo 3**
Tiempo de retención (s)	140	176	240	222
Tiempo de retención (min)	2.33	2.93	4	3.7

*Nota: * indica el tiempo de retención antes de la modificación de los paneles. ** indica el tiempo de retención posterior a la modificación de las pantallas en el tramo 3.*

4.4.2.2. Tiempo de retención teórico

El volumen de cada tramo se calculó utilizando el largo del floculador (305 cm), junto con la altura de agua y el ancho de cada canal, como se indica en la *Tabla 19*. La medición de la altura del agua y el ancho de cada canal se realizó en cada uno de los tramos, ya que estos varían.

Con la siguiente ecuación se calculó el volumen para el primer canal del primer tramo. Este procedimiento fue el mismo para todos los canales a lo largo del tramo 1.

$$V = \text{ancho del canal} * \text{altura del agua} * \text{largo}$$

$$V = 58.5 \text{ cm} * 18.45 \text{ cm} * 305 \text{ cm} = 329194.13 \text{ cm}^3$$

Tabla 19. Cálculo del volumen para el tramo 1.

Altura agua (cm)	Ancho (cm)	Volumen (cm ³)	Volumen (l)
58.5	18.45	329 194.13	329.19
56.42	22.47	386 643.16	386.64
54.33	17.67	292 821.35	292.82
52.25	18.88	300 876.4	300.88
50.17	19.98	305 710.65	305.71
48.08	15.65	229 513.78	229.51
46.00	21.01	294 770.3	294.77
44.33	18.01	243 525.22	243.53
42.67	21.82	283 950.93	283.95
41.00	18.72	234 093.6	234.09
39.33	19.84	238 013.87	238.01
37.67	18.54	212 993.7	212.99
36.00	19.32	212 133.6	212.13
Total			3 564.24

Para la determinación de los tiempos teóricos en cada tramo se usó la *ecuación 25* considerando un caudal de $0.0277 \text{ m}^3/\text{s}$ descrito en la sección 4.2.2. A continuación se describe el procedimiento para el cálculo del tiempo para el tramo 1 y este fue replicado para los tramos 2 y 3. Los tiempos y los volúmenes calculados se detallan en la *Tabla 20*.

$$t = \frac{V}{Q}$$

$$t = \frac{3\,564.24 \text{ l}}{27.7 \text{ l/s}} = 128.67 \text{ s}$$

$$t = \frac{1 \text{ min}}{60 \text{ s}} * 128.67 \text{ s} = 2.14 \text{ min}$$

Tabla 20. Volumen y tiempo teóricos.

Tramos	Volumen (l)	Tiempo (s)	Tiempo (min)
Tramo 1	3 564.24	128.67	2.14
Tramo 2	4 820.15	174.01	2.9
Tramo 3*	6 829.79	246.56	4.11
Tramo 3**	6 665.77	240.64	4.01

*Nota:** Indica el volumen y tiempo de retención antes de la modificación de los paneles. **** Indica el volumen y el tiempo de retención posterior a la modificación de los paneles en el tramo 3.

Las diferentes configuraciones en las dimensiones permiten que la velocidad de cada tramo varíe, lo que a su vez afecta el tiempo de retención. En la *Figura 28* se representa el tiempo de retención teórico (línea entrecortada de color rojo) y el tiempo real cuando la conductividad alcanza su máximo. El tiempo teórico es de 128.67 segundos y el tiempo real es de 140 segundos, lo que indica una diferencia de 11.33 segundos entre estos dos tiempos.

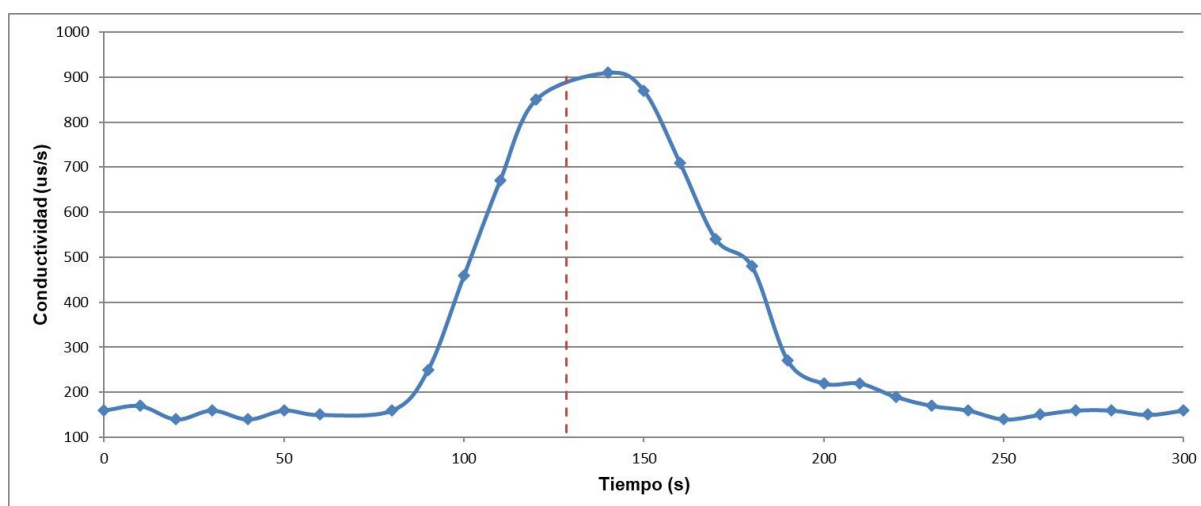


Figura 28. Tiempo de retención real (pico de conductividad en la curva gaussiana) y teórico (línea entrecortada de color rojo) del Tramo 1.

En la *Figura 29* se presentan los tiempos de retención en el tramo 2. La diferencia entre el tiempo teórico (174.01 segundos) y el tiempo de retención real (176 segundos) es de 1.99 segundos.

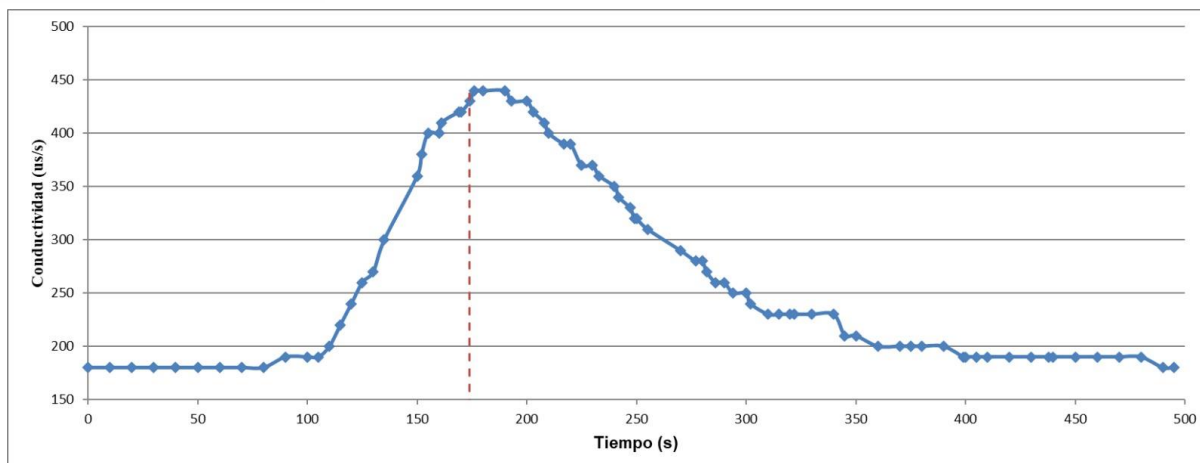


Figura 29. Tiempo de retención real (pico de conductividad en la curva gaussiana) y teórico (línea entrecortada de color rojo) del Tramo 2.

En la Figura 30 se presenta el tiempo de retención real y teórica en el tramo 3 antes de la modificación en las pantallas, con valores de 246.56 segundos y 240 segundos, respectivamente. Esto representa una diferencia de 6.56 segundos entre ambos tiempos.

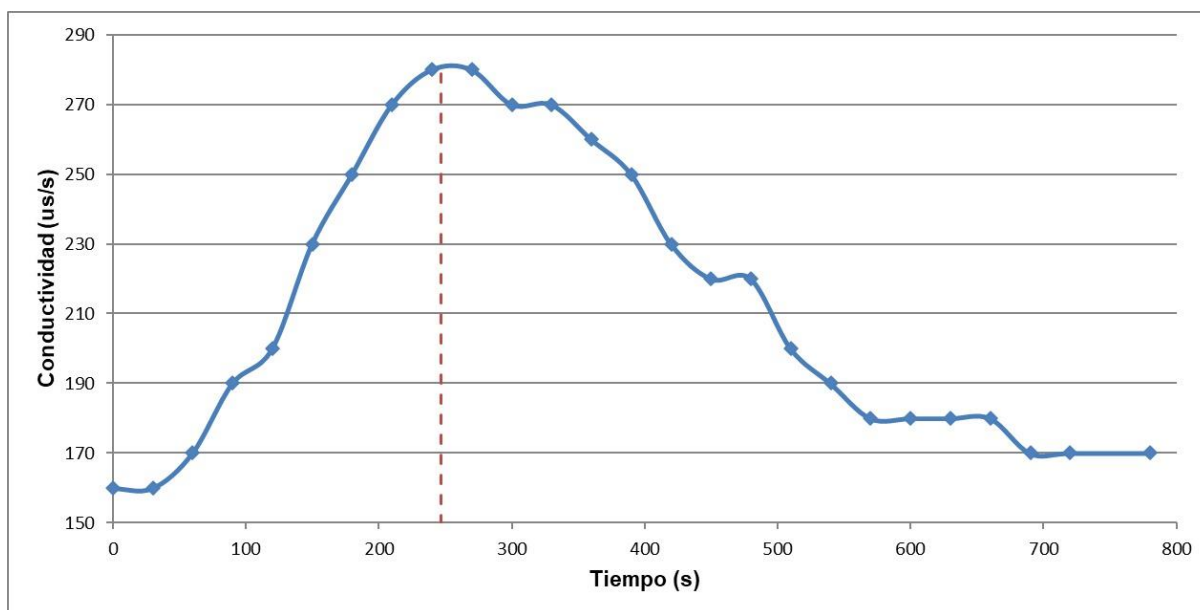


Figura 30. Tiempo de retención real (pico de conductividad en la curva gaussiana) y teórico (línea entrecortada de color rojo) del Tramo 3 antes de la modificación de pantallas.

El tiempo de retención posterior a la modificación de las pantallas se presenta en la Figura 31. El tiempo de retención real (222 segundos) y teórico (240.64 segundos) tienen una diferencia de 18 segundos, siendo este tramo el que presenta la mayor diferencia entre los tiempos. El tiempo de retención teórico en el tramo 3, antes y después del alargamiento de pantallas, es similar; sin embargo, existió un cambio en el tiempo de retención real. En la gráfica, se evidencia que el trazador sale antes del reactor, es decir, no se queda retenido en las últimas pantallas del tramo.

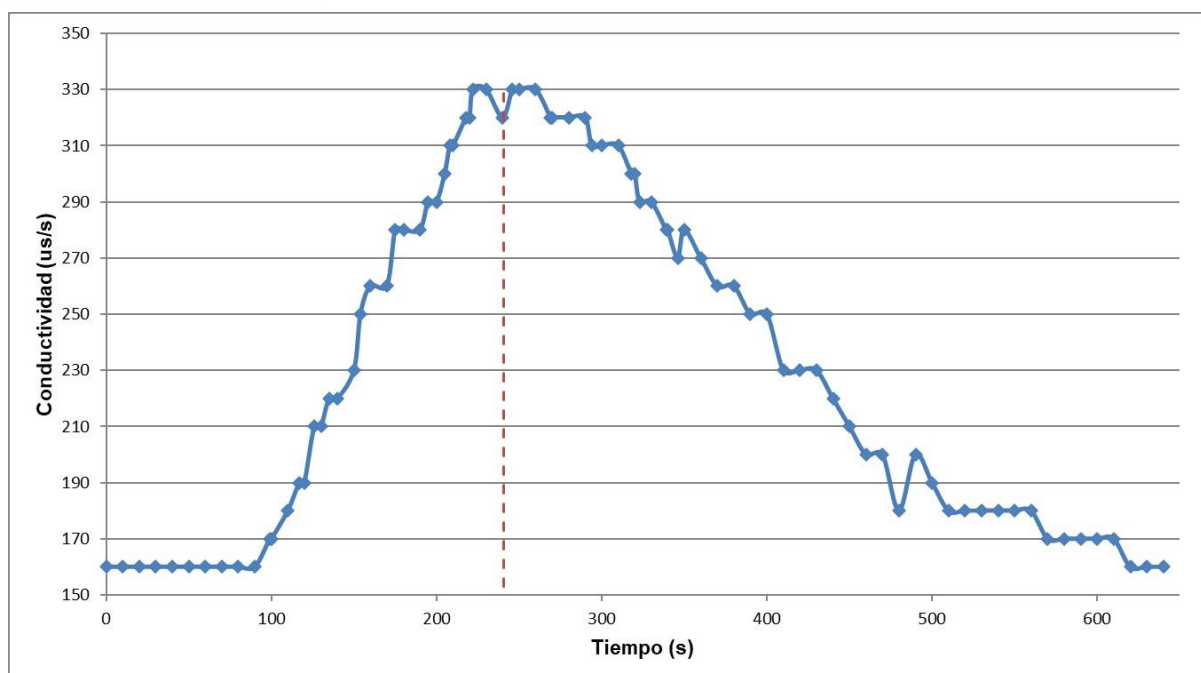


Figura 31. Tiempo de retención real (pico de conductividad en la curva gaussiana) y teórico (línea entrecortada de color rojo) del Tramo 3 posterior a la modificación de pantallas.

Arboleda (1969) menciona un tiempo de retención ideal de 15 a 20 minutos para floculadores hidráulicos. Por otro lado, Vargas (2004) indica que el tiempo de retención varía entre 10 a 30 minutos, dependiendo del tipo de unidad y la temperatura del agua. Según esta autora, a temperaturas de 10 a 15 °C, el proceso mejora con un tiempo de retención igual o mayor a 20 minutos. Binnie et al. (2002) amplían este rango entre 10 y 60 minutos.

El promedio de la temperatura del agua, como se mencionó anteriormente, es de 16.54 °C. El tiempo de retención real en el sistema de floculación de la industria cerámica es de 8 minutos con 58 segundos, lo que indica que el sistema no cumple con ninguno de los criterios antes expuestos.

Según Maldonado (1992), en la evaluación a PTAPs con un gradiente de velocidad de 80 s^{-1} y un tiempo de retención de 15 minutos se logra una eficiencia de remoción del 95 %. Sin embargo, para tiempos de retención de 10 y 20 minutos, esta eficiencia disminuye aproximadamente un 2.5 % y 2 %, respectivamente. Esto sugiere que la planta podría estar operando con una eficiencia inferior a la que se obtendría al prolongar el tiempo de retención óptimo de 15 minutos.

Se puede incrementar el tiempo de retención al aumentar los compartimentos en el sistema, manteniendo un flujo pistón en el reactor, controlando los gradientes de velocidad, disminuyendo cortocircuitos (disminuye el tiempo) o espacios muertos (aumenta el tiempo de

retención) y manteniendo constante el caudal. Estas estrategias son mencionadas por las autoras Cháfuel (2010) y Vargas (2004).

4.4.3. Intensidad de mezcla lenta

En la *Tabla 21* se presentan los resultados de la intensidad de mezcla lenta obtenidos en cada uno de los tramos de la unidad de floculación. Analizando los resultados se observa que el tramo 2 posee un gradiente de velocidad menor al tramo 3. Los valores del gradiente de velocidad entre los tramos 2 y 3 evidencian una pequeña diferencia en la intensidad de mezcla, siendo el tramo 3 el que presenta una mayor intensidad. Debido a esta diferencia entre gradientes, el proceso de floculación se ve influenciado ya que los flocs ingresan a un tramo con mayor intensidad de mezcla del que salieron.

Tabla 21. Resumen de intensidad de mezcla en floculación

Tramo	Tiempo de retención (mm:ss)	Hi (m)	Hf (m)	Pérdida de carga (m)	Relación de temperatura $\sqrt{\frac{\gamma}{\mu}}$	Gradiente de velocidad s^{-1}
1	02:20	0.145	0.286	0.141	3006.86	96.1
2	02:56	0.286	0.33	0.044	3006.86	48.4
3	03:42	0.33	0.41	0.08	3006.86	57.08

Según CEPIS & OPS (2006c), para que el proceso de floculación funcione óptimamente estas unidades deben poseer gradientes de velocidad en un rango de 70 y 20 s^{-1} ; asimismo, se destaca que los gradientes deben ir decreciendo de forma uniforme y que el tiempo mínimo de retención en la unidad sea de 15 minutos. Sin embargo, autores como Smethurst (1979) y AWWA (1971) proponen que los gradientes deben ser menores a 100 s^{-1} con tiempos de retención mínima de 10 minutos. En los resultados obtenidos se cumplen los criterios respecto al gradiente de velocidad, pero ligeramente alejado del tiempo mínimo de retención óptimo. Además, se enfatiza que los gradientes de velocidad obtenidos no decrecen uniformemente.

Como describe William et al. (2020), los gradientes de velocidad altos implican la ruptura de flocs; así mismo, los gradientes muy bajos no permiten la formación de flocs. El gradiente creciente en el tramo 3 implica la ruptura de los flocs formados en los anteriores tramos; además, este gradiente debería ser menor para permitir la agrupación de flocs.

Arrieta (2019) describe que uno de los causantes de que los gradientes no se encuentren en un rango adecuado es el espaciamiento entre las pantallas; mientras más separadas se encuentren las pantallas, se van a generar condiciones que impiden la formación de flocs de

tamaño óptimo. En la unidad de floculación evaluada se evidencia que el espaciamiento entre pantallas es el adecuado en los tramos. Sin embargo, la distancia entre las pantallas y la pared resulta inadecuada dejando pasar el agua sin que se retenga adecuadamente. Esta característica se evidencia en el tramo 3.

4.5. Evaluación del comportamiento hidráulico

4.5.1. Curva de tendencia

La curva que se obtiene al graficar la concentración del trazador y el tiempo en el que aparece en el reactor, permiten conocer el comportamiento hidráulico existente junto con el tipo de flujo que se presenta en el floculador (Pérez-Vidal et al., 2015).

En las Figuras 32, 33, 34 y 35 se representa el tiempo de retención real expresado en segundos de cada tramo en el eje x, en el eje y se encuentra representada la diferencia entre cada concentración medida con respecto a la concentración inicial del ensayo. Además, se indica el tiempo modal que representa el 50 % de la concentración del trazador. En la Tabla 22 se sintetizan los tiempos para cada tramo.

Tabla 22. Parámetros y relaciones que intervienen en la curva de tendencia para cada tramo

		Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3*	Tramo 3**
Parámetro (s)	ti	90	90	90	99
	to	128.67	174.01	246.56	240.64
	tf	240	461	780	620
	tm	139	202	296	265
	tp	120	169	240	260
Relación	ti/to	0.70	0.52	0.37	0.41
	tm/to	1.08	1.16	1.20	1.10
	tp/to	1.09	0.97	0.97	1.08
	e	0.39	1.22	1.58	0.83

Nota: * Indica el volumen y tiempo de retención antes de la modificación de los paneles. ** Indica el volumen y el tiempo de retención posterior a la modificación de los paneles en el tramo 3.

En la Figura 32 se presenta la curva de tendencia para el tramo 1 del floculador. Los resultados indican que la concentración inicial es de 80 mg/l y la máxima concentración de

trazador se observa a los 140 segundos con una concentración de 455 mg/l. A los 240 segundos, la concentración vuelve al valor inicial.

Las relaciones t_i/t_o y t_p/t_o tienen valores de 0.70 y 1.08, respectivamente. Ambas cercanas a 1 indican un predominio del flujo tipo pistón. Además, el valor de la excentricidad (e) tiende a cero, lo que confirma la presencia y el predominio del flujo pistón en este tramo. En cuanto a la relación t_m/t_o , se obtuvo un valor de 1.08, lo cual indica la presencia de espacios muertos en el reactor.

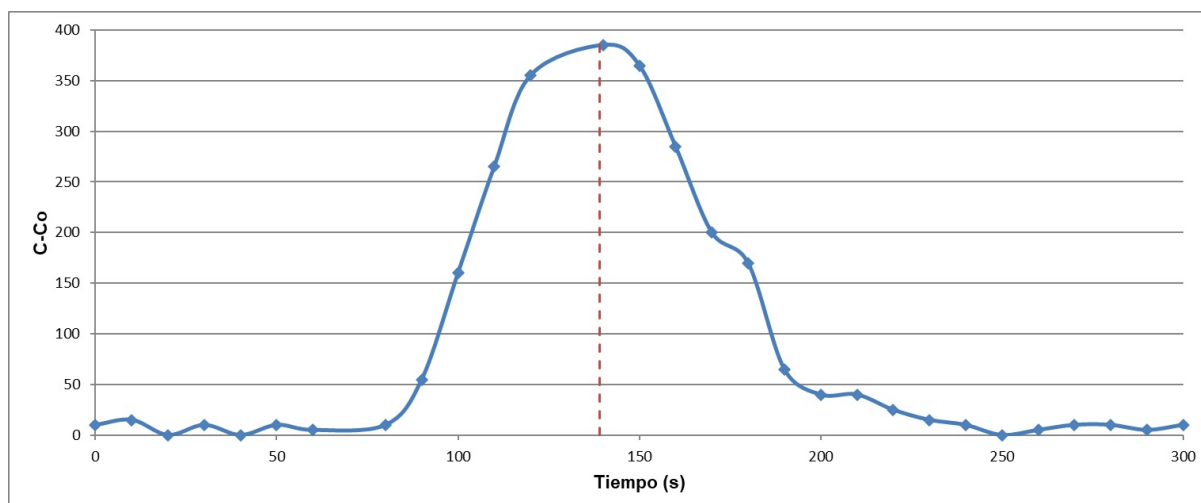


Figura 32. Curva de tendencia del Tramo 1.

En la *Figura 33* se representa la curva de tendencia para el tramo 2 del floculador. El tiempo modal se observa a los 201.59 segundos. A los 461 segundos se recupera su concentración inicial de 80 mg/l.

El valor de t_i/t_o es de 0.52 que no tiene una tendencia marcada. Sin embargo, la relación entre t_p/t_o tiende a 1 con un valor de 0.97, mientras que t_i/t_o superior a 0.5 y la excentricidad de 1.22 indican la presencia de flujo pistón. Así mismo, t_m/t_o es de 1.16, lo que sugiere la existencia de espacios muertos en el sistema.

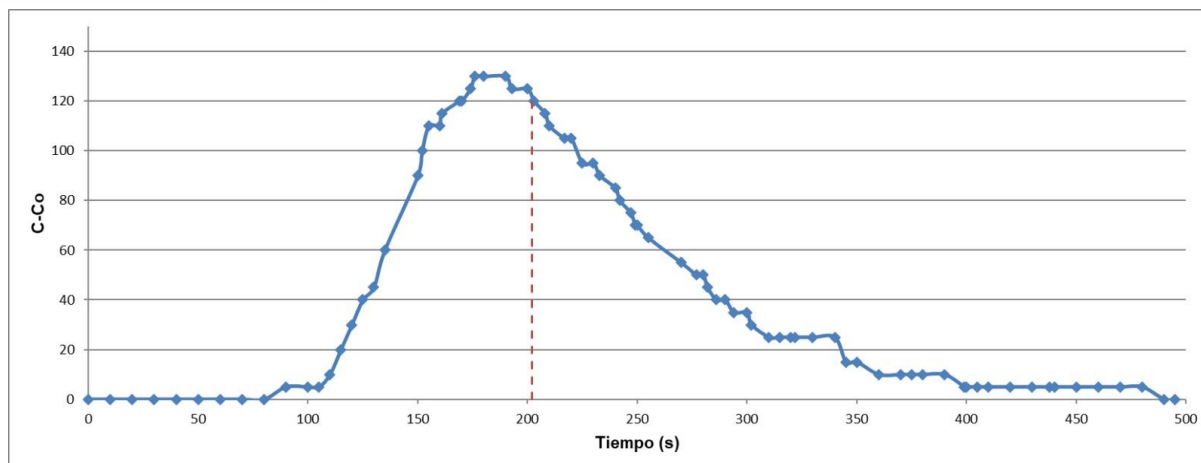


Figura 33. Curva de tendencia del Tramo 2.

En la curva de tendencia del tramo 3 previa a la modificación de las pantallas se obtuvo un valor de 0.97 para la relación t_p/t_o y la excentricidad evidencian la presencia de flujo pistón. Sin embargo, la relación t_i/t_o muestra una tendencia hacia el flujo con mezcla completa, pero al estar cercano a 0.3 existen cortocircuitos poco apreciables. La relación de la excentricidad confirma nuevamente la presencia de flujo pistón. La concentración máxima de trazador se alcanzó a los 240 segundos con una concentración de 140 mg/l y el tiempo modal se da a los 295.91 segundos. La concentración inicial de 80 mg/l se recuperó a los 780 segundos, como se muestra en la Figura 34.

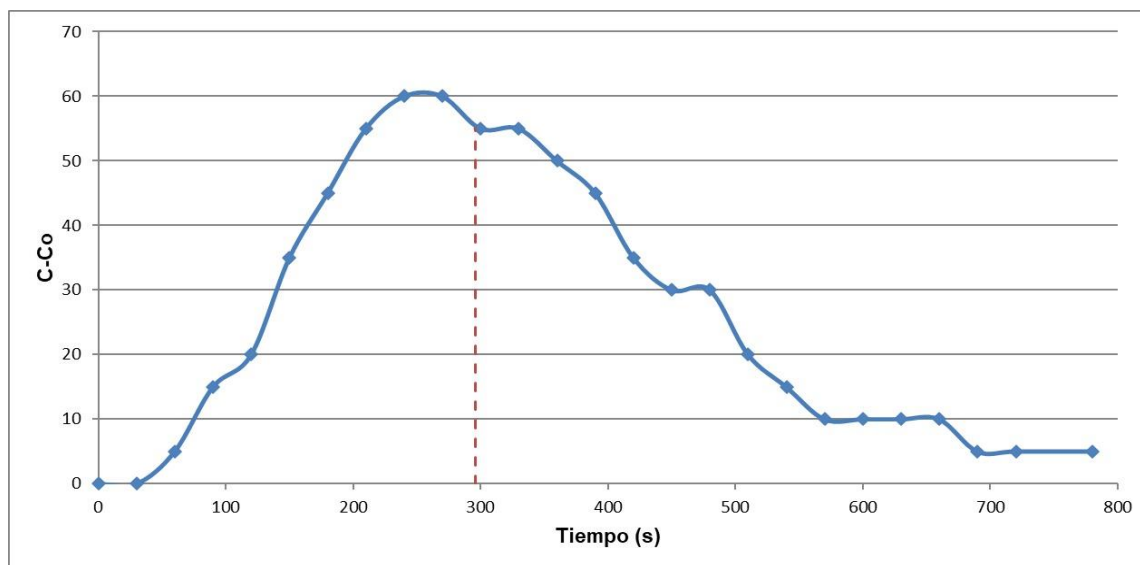


Figura 34. Curva de tendencia del Tramo 3 previa a la modificación de las pantallas.

En la Figura 35 se representa la curva de tendencia del tramo 3 luego del alargamiento de 30 cm en cada pantalla de este tramo del floculador. La concentración máxima es de 165 mg/l a los 222 segundos y se mantiene por 38 segundos. La concentración inicial fue de 80 mg/l y se retoma a los 10 minutos con 20 segundos. La excentricidad es superior a la unidad, por lo cual demuestra la existencia de espacios muertos. Después de la adición, aún se observa la

presencia de flujo mezclado en la relación t_i/t_o , mientras que las relaciones t_m/t_o y t_p/t_o indican el predominio de flujo pistón.

Según Pérez & Torres (2008), los picos que se forman en la curva antes de que el trazador alcance su concentración máxima indican la existencia de cortocircuitos en el tramo tras el alargamiento en el tamaño de los paneles, esto se puede asociar a las fisuras presentes en los paneles de este tramo, como se visualiza en la *Figura 27*. Así mismo, las *Figuras 34 y 35* presentan picos al final de la salida del trazador, lo que indica la presencia de espacios muertos.

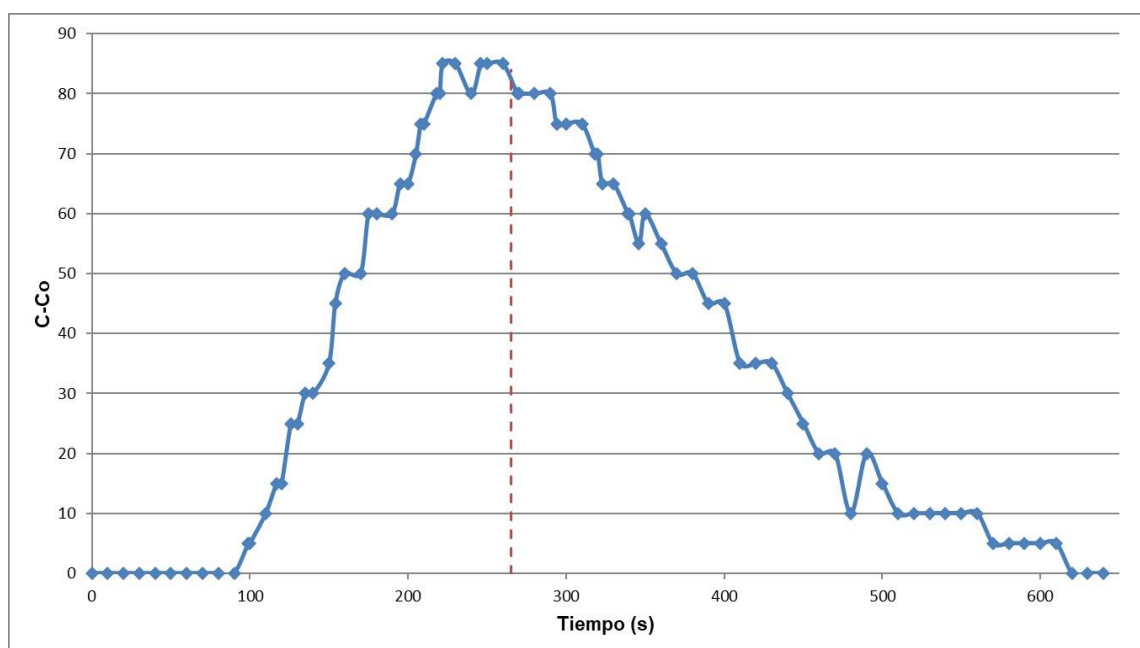


Figura 35. Curva de tendencia del Tramo 3 posterior a la modificación de las pantallas.

En los tres tramos, la relación t_m/t_o es superior a la unidad, lo que indica que en todo el reactor existen zonas o espacios muertos. Según Gallo & Sánchez (2009), el fluido queda retenido en zonas de los tramos, generalmente en las esquinas de cada pantalla, y posteriormente sale lentamente. Cháfuel (2010) menciona que, al presentarse los espacios muertos la forma de la curva descendente es alargada, como se evidencia en el tramo 3.

En el análisis de la curva de tendencia de los trazadores no se evidenció la presencia de cortocircuitos, sin embargo, esta falla hidráulica, junto con los espacios muertos que se evidencian en los tres tramos, afectan la eficiencia del proceso de floculación. Esto se debe a que el tiempo teórico de retención no es el adecuado, tal como menciona Cháfuel (2010) esto disminuye la calidad del tratamiento de agua, y puede empeorar las condiciones operativas de la planta según Zapata & Gonzálías (2020).

En los tres tramos existe la presencia del flujo pistón (a excepción del tramo 3 en la relación t_i/t_o), y como establece Wolf & Resnick (1963) el porcentaje de flujo pistón es directamente proporcional a la eficiencia del sistema; es decir, a mayor flujo pistón en floculadores hidráulicos de pantallas la eficiencia del reactor aumenta.

4.5.2. Método Wolf-Resnick

En las Figuras 36, 37, 38 y 39 se representan las curvas $\text{Log}(1 - F(t))$ vs t/t_o para cada uno de los tramos de la unidad de floculación. A partir de las curvas se obtuvieron las ecuaciones de tendencia lineal con sus respectivos coeficientes. Los puntos de color naranja en cada una de las figuras representan la tendencia lineal de la curva. Con cada uno de los coeficientes se determinaron los parámetros requeridos para el análisis del comportamiento hidráulico. Los datos detallados se describen en los Anexos B, C, D y E.

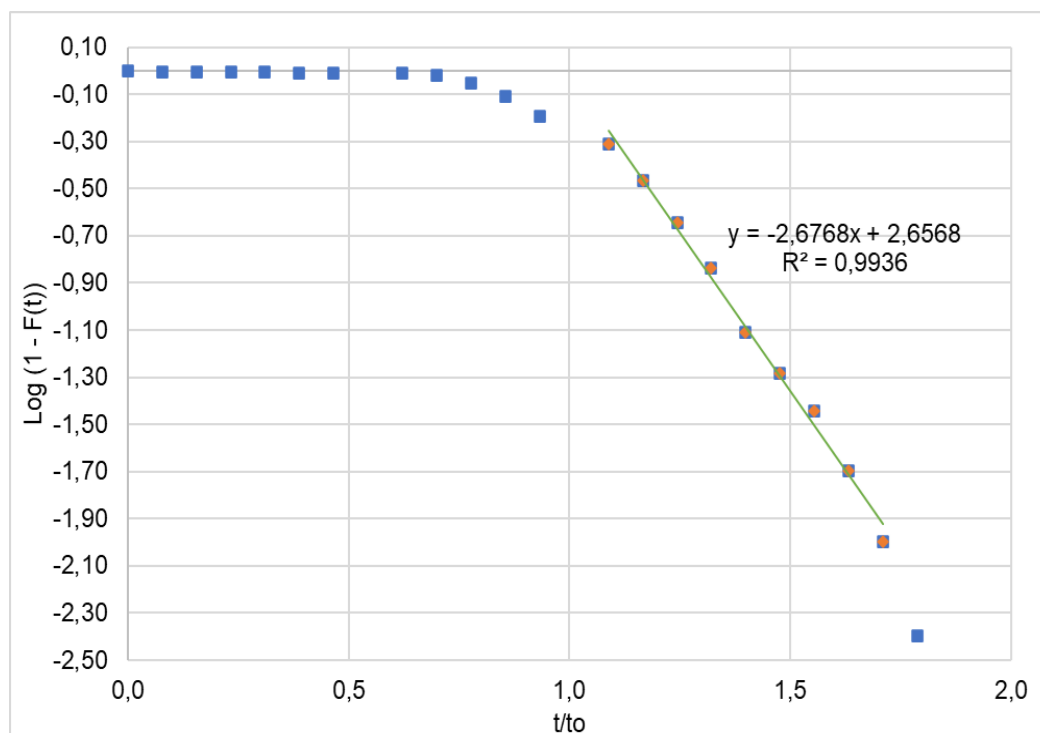


Figura 36. Curva $\text{Log}(1 - F(t))$ usada para el modelo de Wolf Resnick en el tramo 1

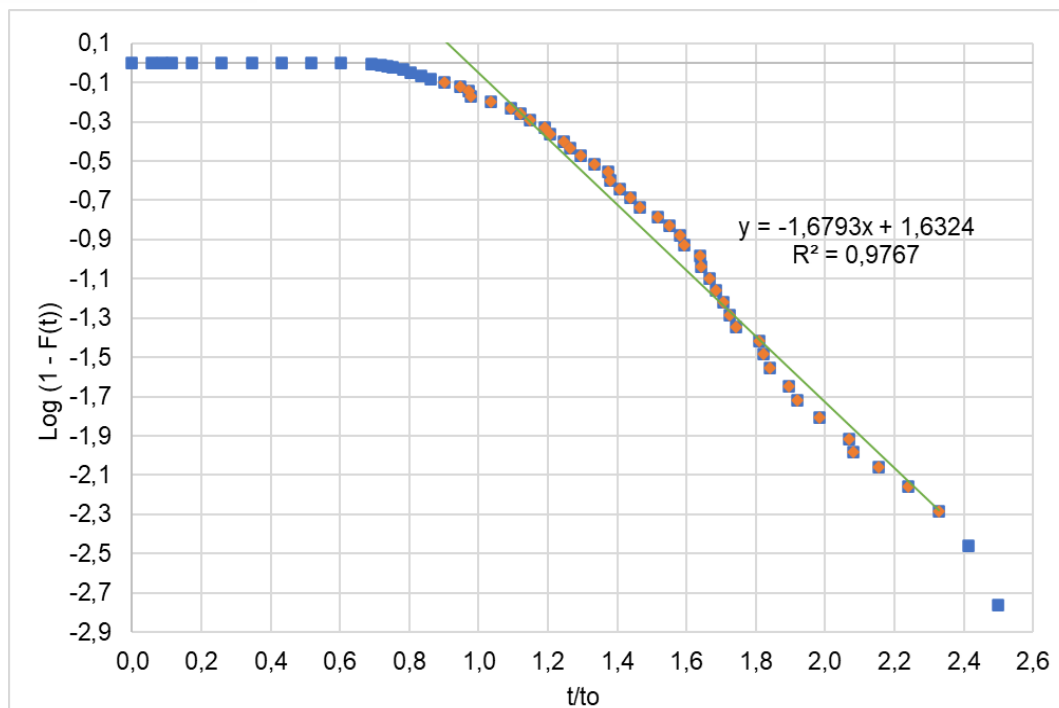


Figura 37. Curva $\text{Log}(1 - F(t))$ usada para el modelo de Wolf Resnick en el tramo 2.

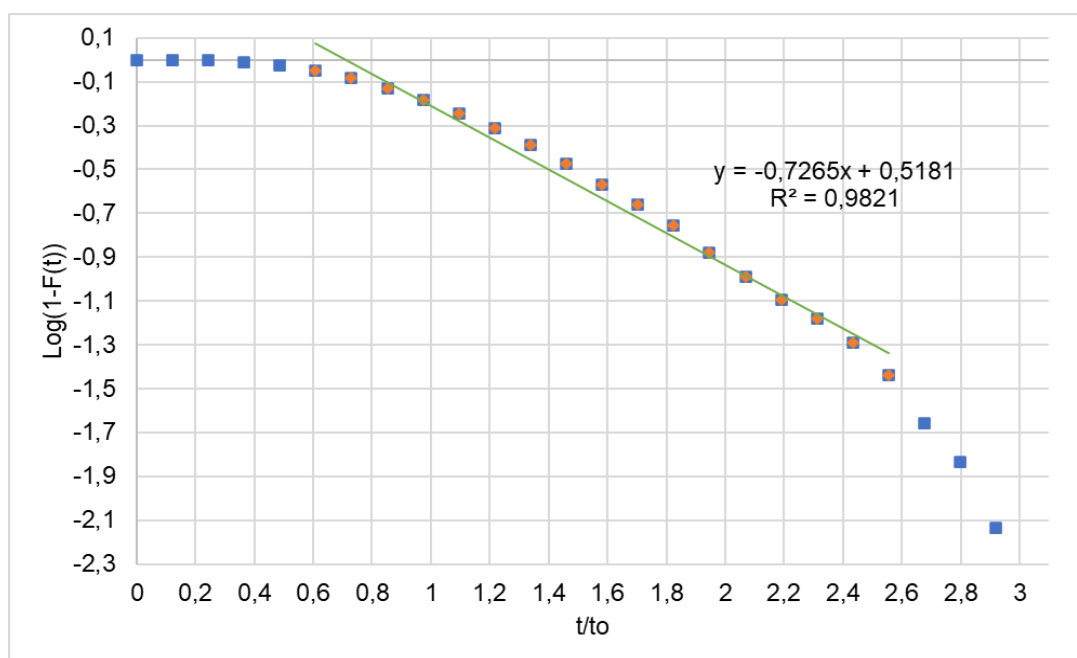


Figura 38. Curva $\text{Log}(1 - F(t))$ usada para el modelo de Wolf Resnick en el tramo 3 sin modificación.

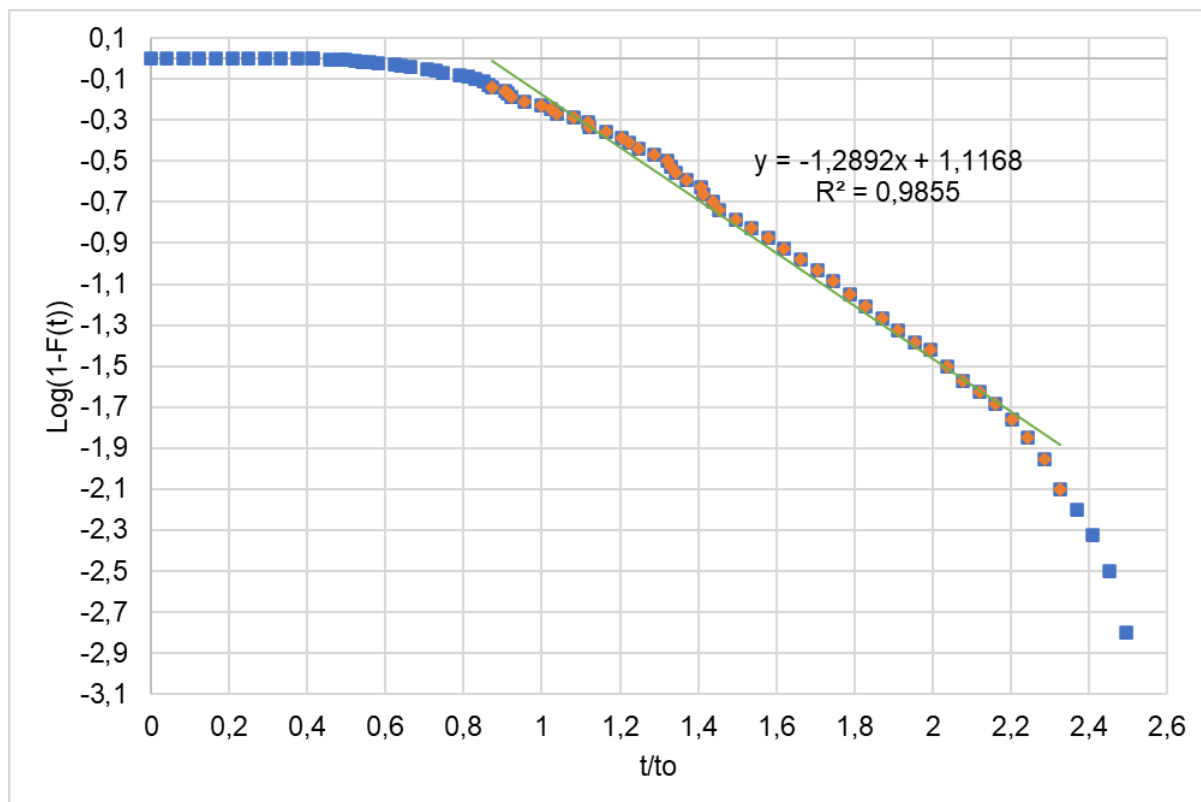


Figura 39. Curva $\text{Log}(1 - F(t))$ usada para el modelo de Wolf Resnick en el tramo 3 con modificación.

Acorde a García et al. (2023), el método proporcionó información que permitió interpretar las condiciones hidrodinámicas presentes en la unidad de floculación. En la *Tabla 23* se detallan los valores obtenidos de flujo pistón, flujo mezclado y zonas muestras por cada tramo. Es importante resaltar la influencia del alargamiento de pantallas (baffles) en el tramo 3.

Al analizar los resultados presentados en la *Tabla 23*, se evidencia que el flujo pistón predomina en los tramos 1 y 2 con un 85.93 % y 78.96 %, respectivamente. En el caso particular del tramo 3, previo a la modificación de las pantallas, se obtuvo un 54.36 % de flujo pistón. Posterior a la expansión de las pantallas se obtuvo un 71.97 % de flujo pistón, es decir, un incremento del 17.61 % de este, y por ende el flujo mezclado disminuyó. Dado el elevado porcentaje de flujo pistón y la presencia considerable de flujo mezclado, se demuestra la existencia de un flujo no ideal en la unidad de floculación.

Se obtuvieron valores negativos en el cálculo de espacios muertos en los 3 tramos. Espinoza & Mori (2011) mencionan que el signo negativo indica que el trazador se retiene en el floculador (reactor) y este sale lentamente del mismo. Esto genera que la curva de distribución del trazador sea asimétrica, con una cola alargada.

Tabla 23. Resumen de resultados obtenidos por el método de Wolf-Resnick

Descripción	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3*	Tramo 3**
Pendiente = $\text{tang } \alpha$	2.68	1.68	0.73	1.29
Intercepto	2.66	1.63	0.52	1.12
Si $Y = 0$	0	0	0	0
$x = 0$	0.99	0.97	0.71	0.87
Flujo pistón P	85.93 %	78.96 %	54.36 %	71.97 %
Espacios muertos m	- 0.16	- 0.23	- 0.31	- 0.20
Flujo mezclado M	14.07 %	21.04 %	45.64 %	28.03 %

*Nota: * indica el tiempo de retención antes de la modificación de los paneles. ** indica el tiempo de retención posterior a la modificación de las pantallas en el tramo 3.*

En concordancia con el estudio realizado por Quintuña (2019), en una unidad de floculación de características similares, se resalta que el predominio del flujo pistón indica un comportamiento apropiado para floculadores hidráulicos. En el tramo 3, antes de la expansión de pantallas, los porcentajes de flujo pistón y flujo mezclado resultaron similares, lo cual no es apropiado. Posterior al alargamiento de pantallas, el flujo pistón fue predominante frente al flujo mezclado lo cual mejoró el proceso de floculación. Aparte de los flujos dominantes y zonas muertas, se recalca que el modelo de Wolf-Resnick no aborda el análisis de cortocircuitos, siendo estos influyentes en los tiempos de retención adecuados para la formación de flocs.

Al comparar los resultados obtenidos del modelo de Wolf - Resnick con los obtenidos mediante la curva de tendencia, las interpretaciones son similares. Aplicando el modelo Wolf - Resnick se determinó que no existen zonas muertas debido al valor negativo; sin embargo, Lindarte & Zárate (2015) indican que el signo negativo revela el estancamiento del flujo y una posible recirculación. Mediante el análisis de la curva de tendencia, se determinó que existen zonas muertas en todos los tramos, lo cual guarda relación con lo obtenido mediante el modelo simplificado Wolf - Resnick.

4.5.3. Índice de Morril

En la *Tabla 24* se presentan los resultados del índice de Morril para los tres tramos del floculador, así como los tiempos en que pasa el 10 % y el 90 % del trazador.

Maldonado (1992) menciona que un valor de 1 es asignado al flujo pistón; sin embargo, los resultados obtenidos en los tramos son superiores a este valor. Adicionalmente, el trabajo de Wills et al. (2013) aporta otro criterio, donde señalan que la EPA considera un valor menor a

2 para un flujo pistón. Por otro lado, CEPIS (2005) afirma que el flujo mezclado se presenta mientras el valor del índice se aleja de la unidad.

Tabla 24. Resumen de tiempos en que pasa el 10 % y 90 % en segundos y la relación para el índice de Morril.

	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3*	Tramo 3**
T 10 %	98.66	151.2	144.43	165.2
T 90 %	178.92	292.29	513	404
Índice de Morril	1.81	1.93	3.56	2.45

Nota: * Indica el volumen y tiempo de retención antes de la modificación de los paneles. ** Indica el volumen y el tiempo de retención posterior a la modificación de los paneles en el tramo 3.

Los valores obtenidos del índice de Morril en los tramos 1 y 2 son 1.81 y 1.93, respectivamente. A partir del criterio de Wills et al. (2013) mencionado anteriormente, se evidencia la presencia del flujo pistón en estos tramos. En el tramo 3, pre y post modificación de pantallas, se presenta un flujo mezclado.

Estos resultados, comparados con el análisis de la curva de tendencia junto con los valores alejados de la unidad en el índice de Morril, indican que en el reactor no existe un flujo puramente pistón, sino que también existe un flujo mezclado, es decir, un flujo no ideal. Que, como menciona Vargas & Pérez (2010), este flujo corresponde a un intermedio entre los flujos pistón y de mezcla completa con otras alteraciones como zonas muertas, cortocircuitos hidráulicos y recirculaciones.

En las Figuras 40, 41, 42 y 43 se representa en el eje de las abscisas el porcentaje acumulado de trazador que pasa y el tiempo en escala logarítmica en el eje de las ordenadas. Pascal & Rodríguez (2016) mencionan que el intervalo comprendido entre el 10 % y 90 % se toma como índice de dispersión debido a que es el más regular. En el tramo 1 y 2, se observa una línea ligeramente inclinada; mientras que, para el tramo 3, tanto antes como después de la modificación de las pantallas, se observa un aumento en el ángulo de la curva con la horizontal. Esto, según Pérez (1992), es un indicativo del tipo de flujo en el sistema. Si la línea es horizontal, el trazador saldría en el tiempo $t=t_0$, lo que indica un flujo pistón puro. Como menciona el autor, es ideal, debido a que el trazador es retenido durante un tiempo constante en el reactor. Sin embargo, a medida que aumenta el ángulo de la curva, también se incrementa el tiempo de retención, predominando el flujo mezclado.

Cabe mencionar que en el tramo 3, después de la modificación de las pantallas, se reduce el ángulo de inclinación de la curva en comparación con este mismo tramo antes de la

modificación. Esto se debe a que, como se mencionó anteriormente en el método de Wolf-Resnick, el porcentaje de flujo pistón aumentó al realizar la modificación de las pantallas, disminuyendo de esta forma el flujo mezclado. Esto se corrobora con el índice de Morril, al tener la relación más cercana a la unidad luego de la modificación con un valor de 2.45 en comparación del 3.56 previa a la modificación.

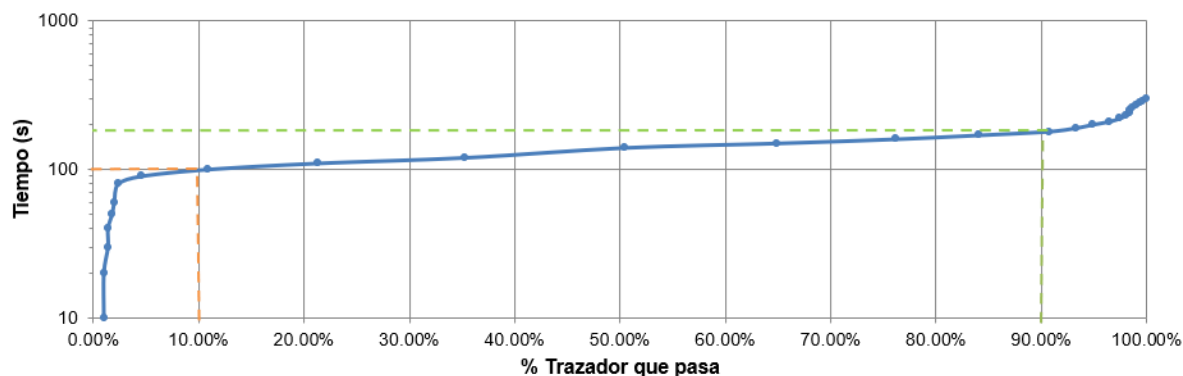


Figura 40. Índice de Morril del Tramo 1. Tiempo en segundo en relación con el porcentaje de trazador que pasa.

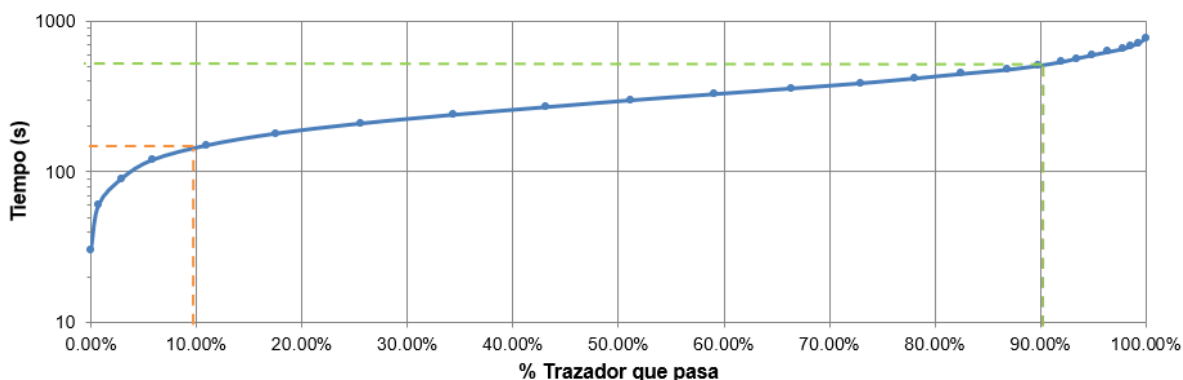


Figura 41. Índice de Morril del Tramo 2. Tiempo en segundo en relación con el porcentaje de trazador que pasa.

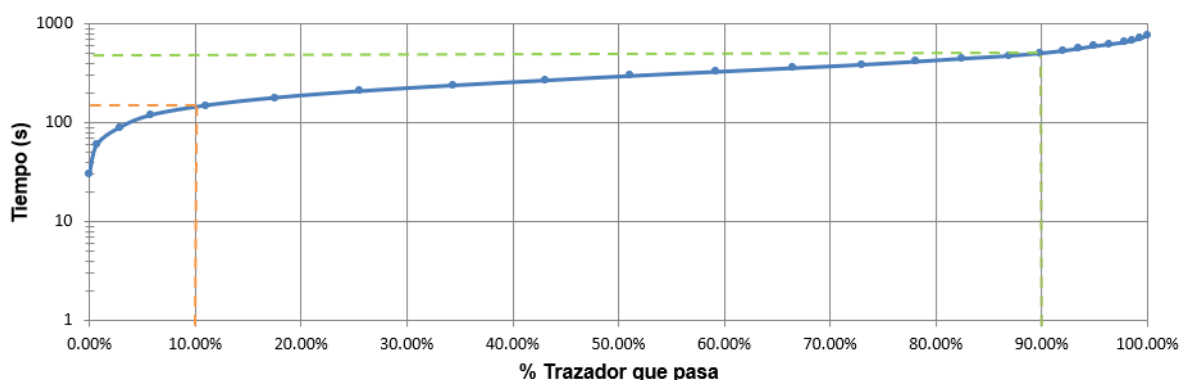


Figura 42. Índice de Morril del Tramo 3 previa a la modificación de pantallas. Tiempo en segundo en relación con el porcentaje de trazador que pasa.

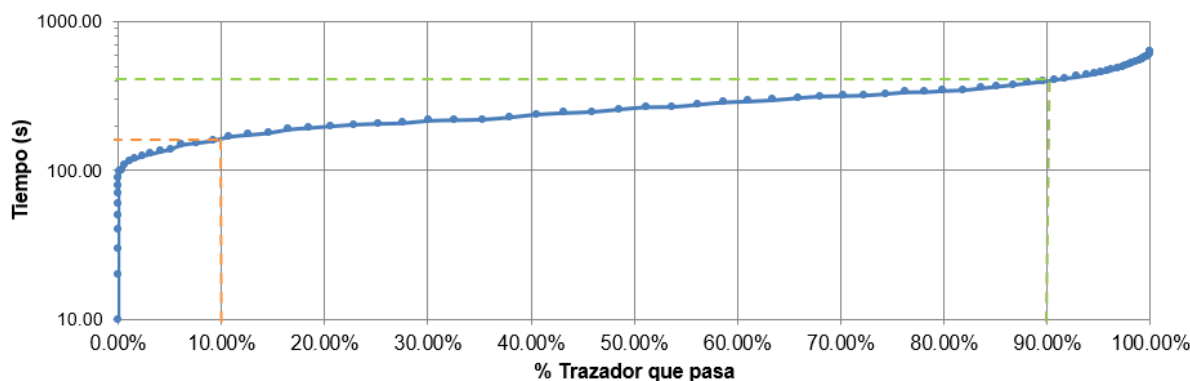


Figura 43. Índice de Morril del Tramo 3 posterior a la modificación de pantallas. Tiempo en segundo en relación con el porcentaje de trazador que pasa.

4.6. Comparación de coagulantes sulfato de aluminio Tipo A, sulfato de aluminio Iron Free y policloruro de aluminio.

4.6.1. Pruebas de jarras

Los resultados del gradiente de velocidad de la mezcla lenta obtenidos para las pruebas de jarras fueron transformados a revoluciones por minutos por medio del ábaco representado en la *Figura 21*. En la *Tabla 25* se resumen las condiciones a las cuales se llevaron a cabo las pruebas de jarras, las mismas que simulan la intensidad de mezcla real en los procesos de coagulación y floculación de la planta.

Cabe recalcar que estas condiciones pueden ajustarse de acuerdo a las características del equipo de jarras que se emplee, cuya finalidad es simular adecuadamente las condiciones reales de coagulación y floculación (Fúquene & Yate, 2018).

Como se observa en la *Tabla 25*, se determinó la intensidad de mezcla para cada tramo de la unidad de floculación. De esta manera, se trató de simular el proceso de floculación lo más cercano a la realidad. Posterior a la agitación o mezclado, el tiempo de sedimentación fue de 15 minutos (Vargas, 2004c).

Tabla 25. Resumen de condiciones para Jar-test

Procesos	Tramo	Gradiente de velocidad s^{-1}	Revoluciones por minuto - (rpm)	Tiempo de mezclado (mm:ss)
Mezcla rápida			200	01:30
Mezcla lenta	1	96.1	133	02:20
	2	48.4	74	02:56
	3	57.08	85	03:42
Sedimentación				15:00

Las condiciones para las pruebas de jarras simulan el proceso de floculación que, según los criterios para floculadores hidráulicos propuestos por Smethurst (1979) y AWWA (1971), se encuentran dentro del rango propuesto al tener gradientes de velocidad menores a 100 s^{-1} . A pesar de no cumplir con los criterios de tiempo de retención descritos anteriormente, se obtuvo un elevado porcentaje de remoción de turbidez. Con cada ensayo de las pruebas de jarras, se obtuvo la información necesaria para la construcción de las curvas de dosificación óptima de los coagulantes evaluados (García-Ávila et al., 2021).

4.6.2. Curvas de dosificación de los coagulantes

Las curvas de dosificación representadas en la *Figura 44* fueron realizadas a partir de los resultados obtenidos en las pruebas de jarras, véase *Anexos F, G, H e I*. Las pruebas de jarras fueron realizadas por duplicado para validar la dosificación y ajustar la curva acorde a la turbiedad de agua cruda. Como se mencionó anteriormente, las características del río son poco variables debido a la regulación del caudal de río aguas arriba.

Las curvas de dosificación abarcan un rango de turbiedad de agua cruda comprendido entre 10 y 300 NTU. Dado que la captación de agua no se realiza todo el día, los operadores de la planta poseen un límite tolerable de turbiedad en el agua cruda para tratar la misma.

Este límite de turbiedad, cuyo objetivo es el uso eficiente de recursos, se ha establecido en un rango de 0 hasta 100 NTU. Este rango de turbidez fue establecido por el departamento de calidad de agua en función de costos y uso de sustancias químicas. Comúnmente, el río presenta turbiedades bajas, y en episodios de lluvia se han llegado a reportar valores superiores a 200 NTU. No obstante, en estos episodios el agua cruda no es tratada hasta que las condiciones del río mejoren y la turbidez se encuentre dentro del rango preestablecido. En el presente trabajo se han abarcado turbiedades hasta de 280 NTU, cuyo propósito es ampliar el rango de captación de agua, haciendo un uso adecuado de sustancias químicas.

En la *Figura 44* se presentan las curvas de dosificación óptima para cada uno de los coagulantes evaluados. Se determinó que la dosificación actual de la planta se encuentra alejada de la dosificación óptima de sulfato de aluminio Tipo A. Cabe mencionar que el coagulante sulfato de aluminio Tipo A y el empleado actualmente en la planta son los mismos. Por lo tanto, se deduce que a nivel de planta se está realizando una sobredosificación de coagulante. Comparando las curvas del sulfato de aluminio Tipo A y sulfato de aluminio Iron Free, se observó que la diferencia de dosificación es pequeña en un rango de 1 a 3 mg/l. Ambos coagulantes poseen el mismo contenido de aluminio (17 %), sin embargo, difieren en el contenido de hierro e insolubles.

La diferencia de dosificación entre los coagulantes sulfato de aluminio Tipo A y Iron free con respecto al policloruro de aluminio (PAC) es de alrededor de 3 a 5 mg/l. Al comparar la dosificación de policloruro de aluminio con respecto a la dosificación actual de la planta, se observó que la diferencia de dosificación es aproximadamente 10 mg/l. Por lo cual, al usar policloruro de aluminio, se requiere una menor cantidad de sustancia coagulante. Esto se contrasta con el estudio de García-Ávila et al. (2021), en donde las dosis requeridas de policloruro de aluminio son menores en comparación al sulfato de aluminio.

Galvis & Marín (2020) recopilaron los estudios comparativos entre PAC y sulfato de aluminio, siendo el PAC el que la mayoría de autores concluyen como el más eficiente y recomendado para la optimización de plantas. Con base en las curvas de dosificación obtenidas se corrobora que para el policloruro se emplea una menor cantidad de dosis frente a los coagulantes de sulfato de aluminio. En su estudio Sierra & Guatame (2016), destacan que dependiendo la fuente del agua cruda las dosis de PAC y sulfato de aluminio pueden llegar a ser diferentes o similares.

En el presente estudio es notable la diferencia de dosificación entre coagulantes. Por lo cual, en función de las curvas de dosificación es recomendable el uso de policloruro de aluminio debido a que requiere una menor cantidad de dosis. Sin embargo, también se consideraron factores como el tamaño de flocs formados y el costo de cada coagulante, que son descritos posteriormente.

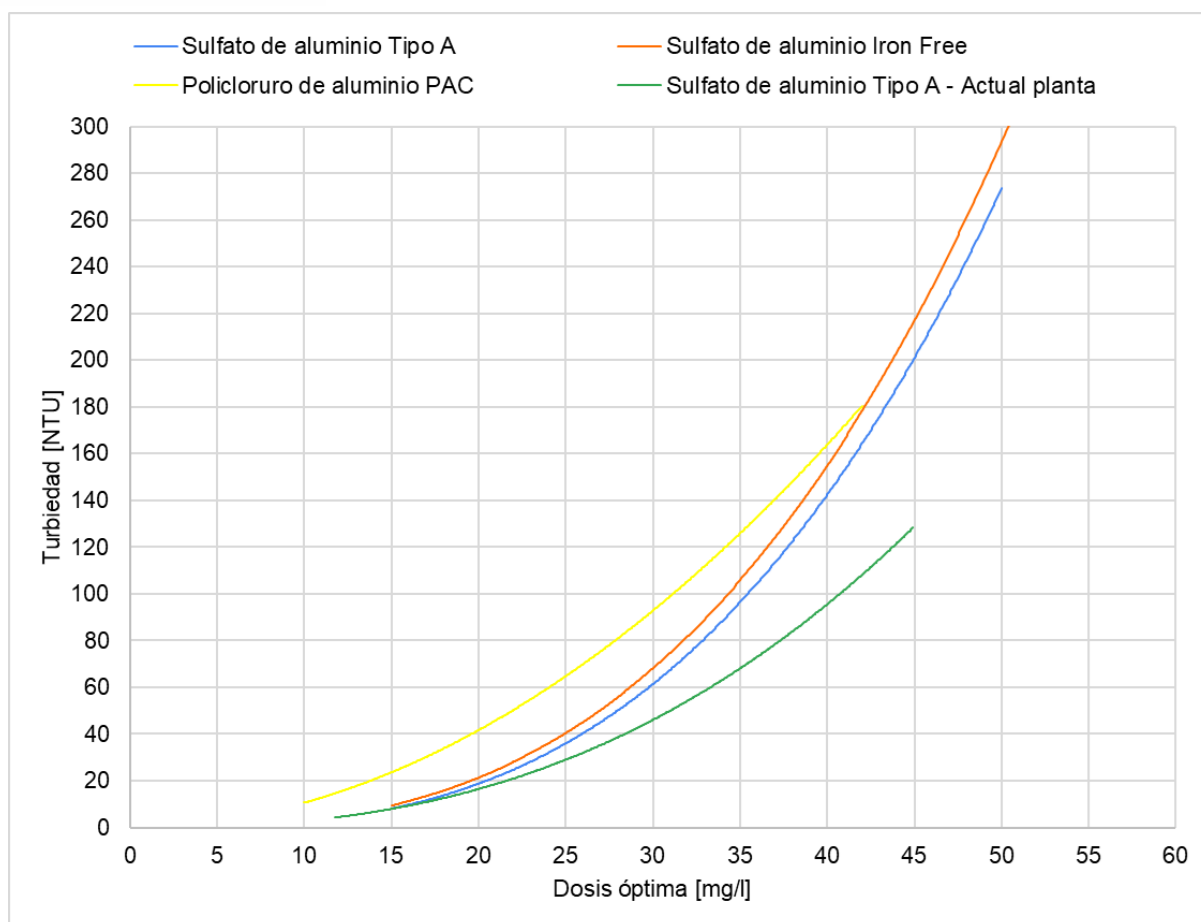


Figura 44. Curvas de dosis óptima para cada coagulante

En la *Tabla 26* se presentan las ecuaciones de cada una de las curvas de los coagulantes. El valor de “y” representa la turbiedad de agua cruda y la variable “x” representa la dosis óptima a dicha turbiedad. Las ecuaciones de cada curva de dosificación brindan a los operadores la facilidad de determinar la dosis óptima de coagulante a aplicar en función de la turbidez del agua cruda, lo cual evita la subjetividad y promueve un ahorro de tiempo.

Tabla 26. Ecuaciones de curvas de dosificación

Coagulante	Ecuación
Sulfato de aluminio Tipo A	$x = \left(\frac{y}{0.0029} \right)^{\frac{1}{2.9258}}$
Sulfato de aluminio Iron Free	$x = \left(\frac{y}{0.0041} \right)^{\frac{1}{2.8597}}$
Policloruro de aluminio	$x = \left(\frac{y}{0.1121} \right)^{\frac{1}{1.9756}}$

Las curvas presentadas en la *Figura 44* fueron ajustadas a escala semilogarítmica para una representación lineal, esto permitirá a los operadores visualizar las dosis de coagulante a aplicar. En la *Figura 45* se presentan las curvas de dosificación en escala semilogarítmica

para cada coagulante. Se destaca que la dosificación con policloruro de aluminio es menor frente a los coagulantes de sulfato de aluminio Tipo A y sulfato de aluminio Iron Free.

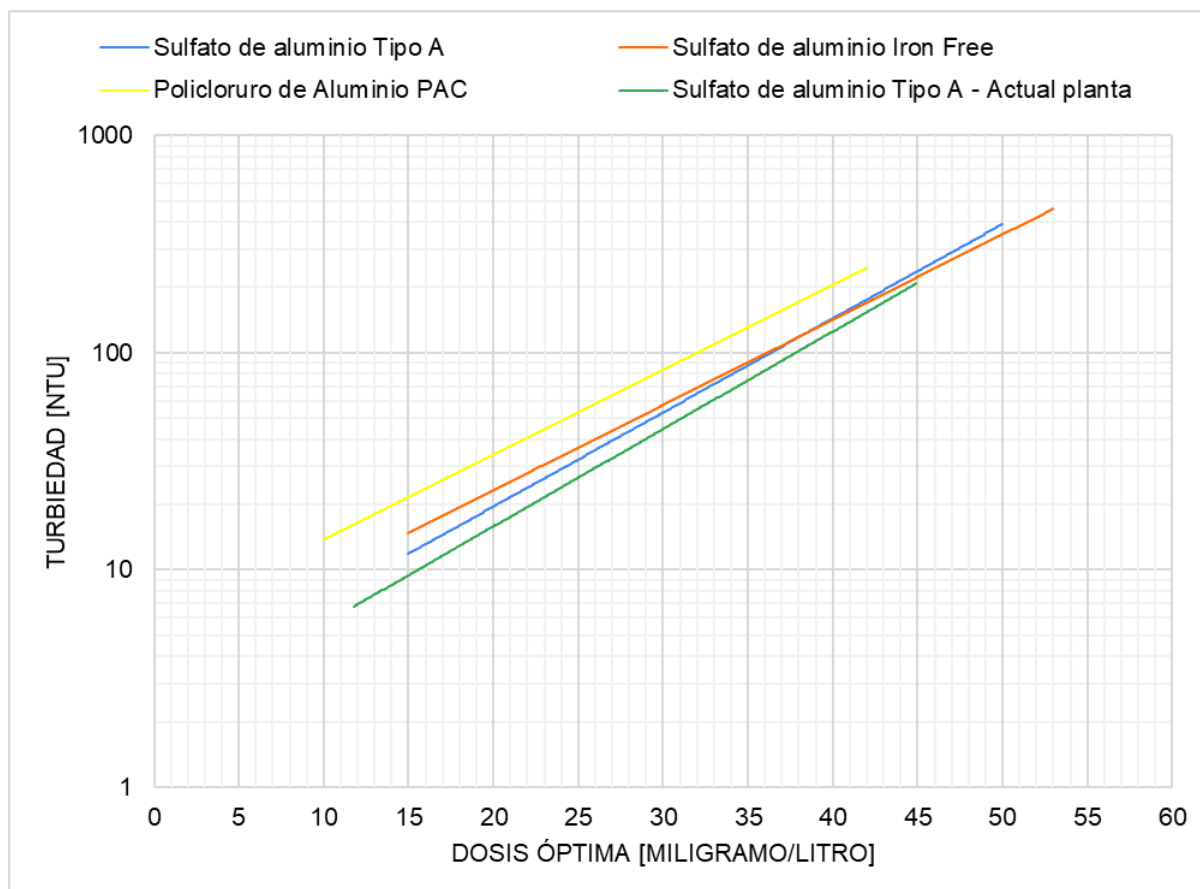


Figura 45. Curvas de dosis óptima en escala semilogarítmica para cada coagulante

En la *Tabla 27* se presentan las ecuaciones para cada una de las curvas de los coagulantes representados en escala semilogarítmica. El valor de “y” representa la turbiedad de agua cruda y la variable “x” representa la dosis óptima. Estas ecuaciones proporcionarán a los operadores la facilidad de calcular la dosis óptima de coagulante a aplicar en el tratamiento del agua cruda.

Tabla 27. Ecuaciones curvas de dosificación semilogarítmica

Coagulante	Ecuación
Sulfato de aluminio Tipo A	$x = \frac{\ln\left(\frac{y}{2.6582}\right)}{0.0998}$
Sulfato de aluminio Iron Free	$x = \frac{\ln\left(\frac{y}{3.8059}\right)}{0.0905}$
Policloruro de aluminio	$x = \frac{\ln\left(\frac{y}{5.6144}\right)}{0.0899}$

Las características del sulfato de aluminio Tipo A y Iron Free son descritas en la *Tabla 28*. Según Edzwald (2011), en los coagulantes de sal de aluminio el contaminante más importante es el hierro. Dentro de la norma NTE INEN 1903 acerca de los requisitos de productos químicos industriales como es el sulfato de aluminio, se establece que el contenido de hierro máximo en coagulantes con 17 % de aluminio debe ser hasta el 0.01 %. De esta manera el coagulante sulfato de aluminio Iron Free cumple con lo establecido en dicha norma.

Tabla 28. Descripción de propiedades de coagulantes sulfato de aluminio Tipo A y sulfato de aluminio Iron Free.

Propiedades	Sulfato de aluminio Tipo A	Sulfato de Aluminio - Iron Free
Apariencia estándar	Cristales color blanco	Gránulos blancos
Contenido de Aluminio, % de Al_2O_3 mínimo	17	17
Contenido de hierro, % de Fe_2O_3 máximo	0.05	0.008
Basicidad como % de Al_2O_3 Libre mínimo	0.6	0.05
Insolubles en agua, % máximo	0.2	0.1
Granulometría	100 % pasa la malla 6 y el 90 % pasa la malla 10.	100 % pasa la malla 4, 90 % pasa la malla 10, y 90 % se queda retenido en la malla 100.

Nota: La información presentada en la tabla fue obtenida a partir de las fichas técnicas de los productos.

En la *Tabla 29* se describen características del policloruro de aluminio, se observó que el contenido de hierro es menor al coagulante sulfato de aluminio Iron Free. Según Daryabeigi & Hoveidi (2015), el policloruro de aluminio remueve en mayor porcentaje parámetros de interés en la clarificación del agua como la turbidez, pudiendo alcanzar porcentajes mayores al 96 %; además, estos autores destacan que es recomendable usar policloruro de aluminio (PAC) en episodios de alta turbiedad. Rodríguez-Díaz et al. (2019) afirman que el policloruro de aluminio o PAC es más eficiente para la remoción de parámetros como SST y turbidez.

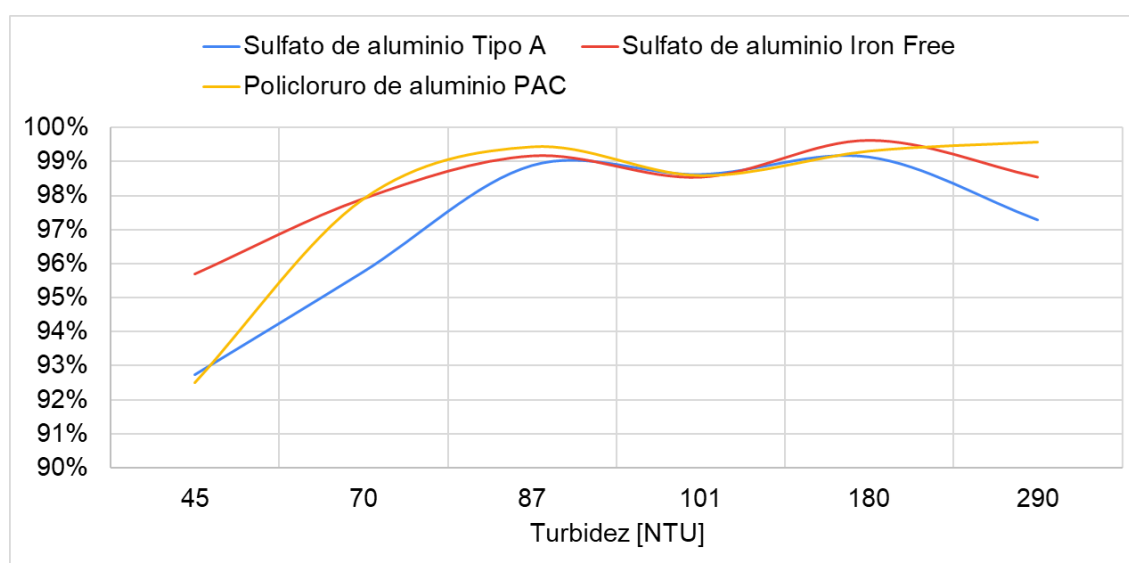
Tabla 29. Descripción de propiedades de policloruro de aluminio.

Policloruro de Aluminio PAC			
Aspecto	Alúmina	Insoluble	Hierro
Polvo higroscópico amarillento	30.2 %	0.005	<0.001

Nota: La información presentada en la tabla fue obtenida a partir de la ficha técnica del producto.

Para determinar la diferencia del porcentaje de remoción de turbidez de los coagulantes, se realizaron pruebas de jarras con diferentes turbiedades a las cuales se aplicó una misma dosis de cada coagulante. En la *Figura 46* se grafica los resultados obtenidos, véase Anexo M. Se observa que el comportamiento de las curvas es similar en las diferentes turbiedades. El policloruro de aluminio posee ligeramente un mayor porcentaje de remoción de turbidez frente a los demás coagulantes. Cabe recalcar la importancia de la turbidez del agua cruda, ya que a valores elevados el porcentaje de remoción de turbidez puede resultar similar entre coagulantes. En su estudio Daryabeigi & Hoveidi (2015), mencionan que el porcentaje de remoción de turbidez con PAC se mantiene constante (>90 %) en rangos de alta turbidez, a pesar de una diferente dosificación.

Por ejemplo, a una turbidez de 100 NTU, la diferencia de turbidez residual, al usar los diferentes coagulantes, resultó entre 0.5 - 1 NTU y los valores del porcentaje de remoción resultaron cercanos. Mientras que, a una misma dosis de coagulantes y una turbiedad mayor de 280 NTU, el porcentaje de remoción con PAC resultó mayor, ya que se obtuvo una turbiedad residual de 1.18 NTU frente a 7.87 NTU y 4.15 NTU de los coagulantes de sulfato de aluminio Tipo A y Iron Free respectivamente.

**Figura 46.** Porcentaje de remoción de turbiedad de los coagulantes

4.6.3. Curva de reducción de turbiedad con sustancia floculante

En la *Figura 47* se presenta el porcentaje de remoción de turbiedad con un asistente coagulante (floculante). Como se observa en la gráfica, el policloruro de aluminio (PAC) tiene la mayor remoción de turbiedad, es decir, es el más eficaz al trabajar con floculante. Por otro lado, el sulfato de aluminio Iron Free es el que cuenta con una menor remoción, aunque es similar al del sulfato de aluminio Tipo A. Sin embargo, los porcentajes de remoción superan el 89 % y alcanzan remociones superiores al 99 % con los tres coagulantes.

Kudryavtsev y Kudryavtsev (2020) mencionan que el floculante es más efectivo al combinarse con coagulantes que contienen aluminio, logrando una relación de coagulante/floculante de 20:1. Además, este estudio destaca que este floculante asociado con sulfato de aluminio es ampliamente utilizado en el tratamiento de agua debido al aumento en la tasa de sedimentación de contaminantes.

Según el estudio de Yagual y Torres (2013), los flóculos formados con floculante tienen buena consistencia y un tamaño de entre 3 y 4.5 mm. Además, los flóculos tienden a unirse entre sí y formar cadenas. En relación con el índice de Willcomb, los flóculos se encuentran en una categoría de 8 (Bueno: flóculo que se deposita, pero no completamente). Este autor menciona que la calidad del flóculo está directamente relacionada con la operación del sistema; flóculos de calidad se sedimentan con facilidad, disminuyendo el tiempo de retención, aumentando la eficiencia del sistema y reduciendo los costos de operación.

Conforme a Nourmoradi et al. (2016), a partir del uso de floculantes, las dosis de coagulantes se reducen, aumentando el porcentaje de reducción de turbiedad. Además, este autor señala que los costos asociados al polímero se recuperan completamente debido a la reducción en el uso de coagulantes.

Sumado a esto, Cardona (2022) reporta un ahorro cercano al 20 % en los costos asociados a la dosificación de químicos para turbiedades y colores bajos, y un 40 % para turbiedades y colores altos.

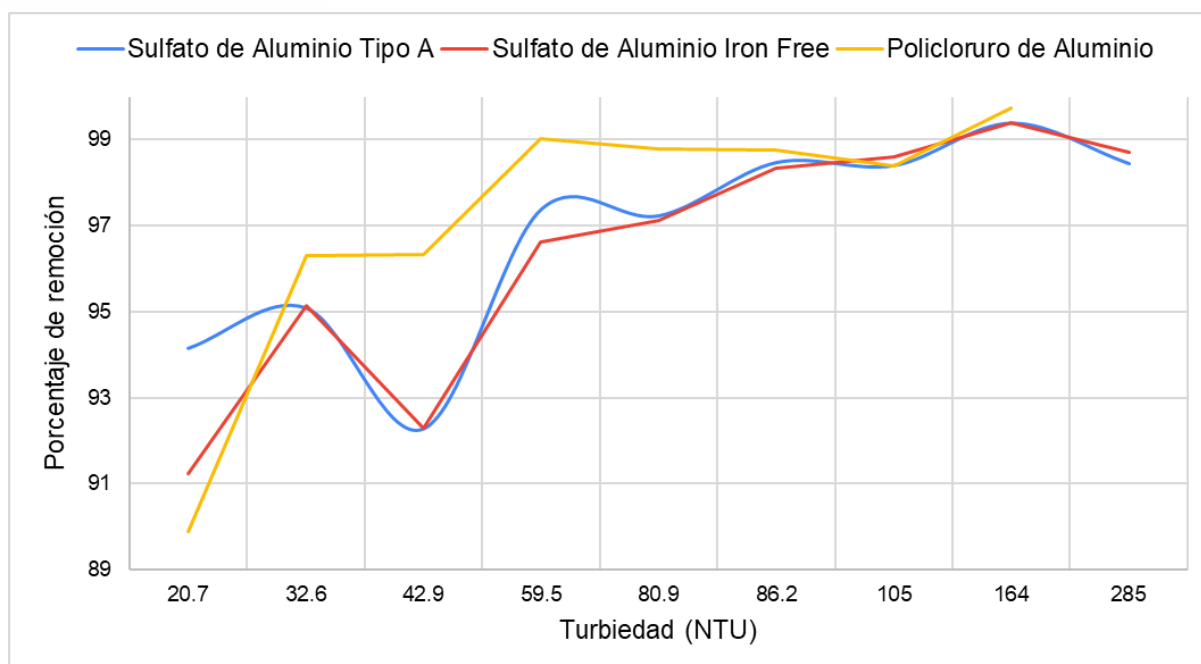


Figura 47. Porcentaje de remoción de turbiedad para los tres coagulantes.

4.6.4. Índice de Willcomb

Para la determinación del índice de Willcomb se realizaron pruebas de jarras empleando los gradientes de velocidad que fueron calculados en las unidades de coagulación y floculación. Para las pruebas se emplearon las dosis óptimas de coagulantes y una dosis fija de sustancia floculante.

En la *Tabla 30* se presentan los valores obtenidos del índice de Willcomb, se observó que los coagulantes sulfato de aluminio Tipos A y sulfato de aluminio Iron Free poseen un mismo comportamiento con respecto a los valores del índice de Willcomb. Estos coagulantes presentan un valor de índice de 8 y 10, es decir, forman flóculos buenos y/o excelentes que precipitan fácilmente. Con respecto al policloruro de aluminio, este toma un valor de índice de 6, ya que generó un floc claro de tamaño relativamente grande, pero que en comparación con los formados con los demás coagulantes resultó de menor tamaño. Cabe recalcar que el porcentaje de remoción es ligeramente mayor con el policloruro de aluminio. Sin embargo, esta diferencia no es significativa. En cuanto al tiempo de formación de flocs, los 3 coagulantes forman flocs al mismo tiempo dependiendo de la turbidez del agua cruda.

Tabla 30. Resumen de resultado Índice de Willcomb

	Turbiedad	Dosis Coagulante (mg/l)	Dosis floculante (mg/l)	Tiempo de aparición de flocs (s)	Índice de Willcomb
CA	164	47	1	15	10
	105	35	1	25	8
	86.2	31	1	25	8
	80.9	28	1	18	8
CB	175	44	1	15	10
	105	32	1	25	8
	87	31	1	25	8
	80.7	24	1	18	8
CC	172	50	1	15	8
	105	32	1	25	6
	85	29	1	25	6
	74.3	24	1	18	6

Nota: CA es coagulante sulfato de aluminio Tipo A. CB es sulfato de aluminio Iron Free. CC es policloruro de aluminio (PAC)

En el estudio de Molano (2016) sobre tratamiento de agua residual de una industria alimentaria, el índice de Willcomb de los coagulantes sulfato de aluminio y policloruro de aluminio con floculante aniónico fue en promedio de 8 y 6 respectivamente. Estos resultados son semejantes a los obtenidos a pesar de la diferencia de aguas. Por otro lado, Chulluncuy (2011) obtuvo un valor del índice de 8 para el coagulante sulfato de aluminio en el tratamiento de aguas de consumo humano.

Yagual & Torres (2013) evaluaron el índice de Willcomb en dos ríos de la provincia del Guayas, entre sus resultados se resalta que obtuvieron un valor de índice de 8 empleando sulfato de aluminio como coagulante y floculante catiónico. Sus resultados guardan relación a los obtenidos en el presente estudio ya que las sustancias químicas usadas son similares. Con base a los resultados analizados, es recomendable emplear coagulante de sulfato de aluminio y floculante para la generación de flocs de tamaño adecuado.

4.7. Análisis costo - beneficio en función de la dosificación óptima de coagulantes y floculante a partir de la eficiencia en la reducción de turbiedad

Antes de la ejecución de este trabajo de titulación, no se llevaba un registro de las dosis de coagulante y floculante que se incorporaban en la planta de tratamiento de agua. Con la implementación de este registro, se obtuvieron 62 datos de turbiedades junto con las respectivas dosis establecidas por los operadores utilizando sulfato de aluminio Tipo A. Cabe mencionar que el tratamiento de agua no se realiza las 24 horas del día, sino un promedio de cuatro a cinco horas.

Los pesos de los reactivos se calcularon para las dosis de los coagulantes de sulfato de aluminio Tipo A, sulfato de aluminio Iron Free y policloruro de aluminio determinados a partir de las pruebas experimentales, así como el peso para el coagulante dosificado actualmente por los operadores.

Como ejemplo, se realiza el cálculo del peso para la dosis experimental del coagulante a partir de la *Ecuación 41* para el día 04/03/2023, que presentó una turbiedad de 30.2 NTU. Este procedimiento fue el mismo para los 62 días y para las dosis de sulfato de aluminio Tipo A, Iron Free y policloruro de aluminio, así como para el peso actual del coagulante. Véase *Figura 47*.

$$P = Q * D$$

$$P = 27.7 \text{ l/s} * 23.61 \text{ mg/l}$$

$$P = 654.10 \text{ mg/s}$$

Posteriormente, se calculó el peso en kilogramos para las horas en que se capta y se trata el agua. Cabe mencionar que las dosis y el tiempo de captación varían diariamente.

$$P = 654.10 \frac{\text{mg}}{\text{s}} ** \frac{1 \text{ kg}}{1\,000\,000 \text{ mg}} * 20\,400 \frac{\text{s}}{\text{día}}$$

$$P = 13.34 \text{ kg/día}$$

En la *Figura 48* se representa el peso al día de coagulante en kg calculado para los 62 días, en esta figura se observan picos y estos se deben a que existieron períodos de turbiedades mayores al promedio, lo que conlleva un aumento en la dosificación y en el peso de los coagulantes utilizados. El 28/04/2024 se presentó una turbiedad de 67.5 NTU y se observa un pico pronunciado en la curva de la dosis actual por parte de los operadores. Sin embargo, los picos de las curvas con dosis experimentales para los tres coagulantes se mantienen por debajo de los 25 kg. Esto evidencia una sobre dosificación de coagulante, lo que altera los procesos de coagulación y floculación que conllevan a pérdidas económicas para la empresa.

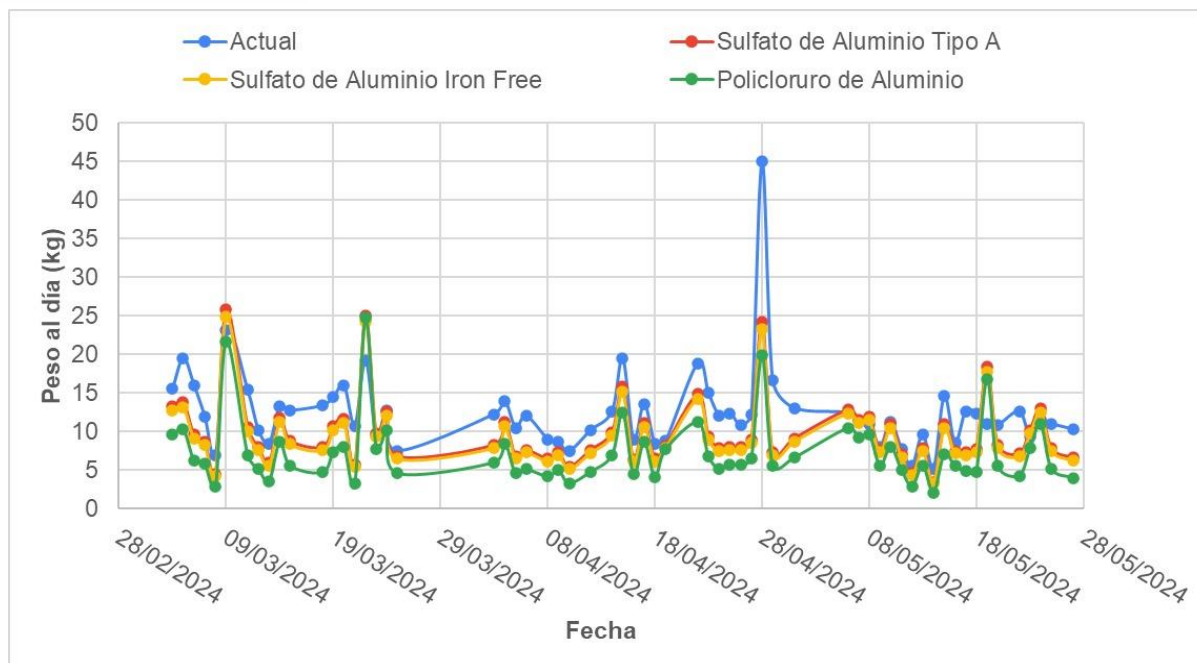


Figura 48. Pesos de los coagulantes determinados para las pruebas experimentales y peso actual del coagulante aplicado.

Además, se propone fijar la dosis de floculante a 0.5 mg/l para turbiedades bajas y 0.75 mg/l para turbiedades (> 30 NTU). Esto se debe a que, a través de ensayos a escala de planta utilizando dosis óptimas de coagulante junto con las dosis fijas previamente mencionadas, se obtuvieron resultados satisfactorios. A continuación, se presenta el cálculo del peso para el día 04/03/2023 con una turbiedad de 30.2 NTU y una dosis fija de floculante de 0.75 mg/l.

$$P = 27.7 \text{ l/s} * 0.75 \text{ mg/l}$$

$$P = 20.78 \text{ mg/s}$$

Posteriormente, se calculó el peso en kilogramo para las horas en que se capta y se trata el agua.

$$P = 20.78 \frac{\text{mg}}{\text{s}} ** \frac{1 \text{ kg}}{1\,000\,000 \text{ mg}} * 20\,400 \frac{\text{s}}{\text{día}}$$

$$P = 0.42 \text{ kg/día}$$

Se realizó el mismo procedimiento para determinar los pesos de los floculantes tanto para los pesos actuales de floculante como para la dosis fijada anteriormente. Los pesos diarios se representan en la *Figura 49*.

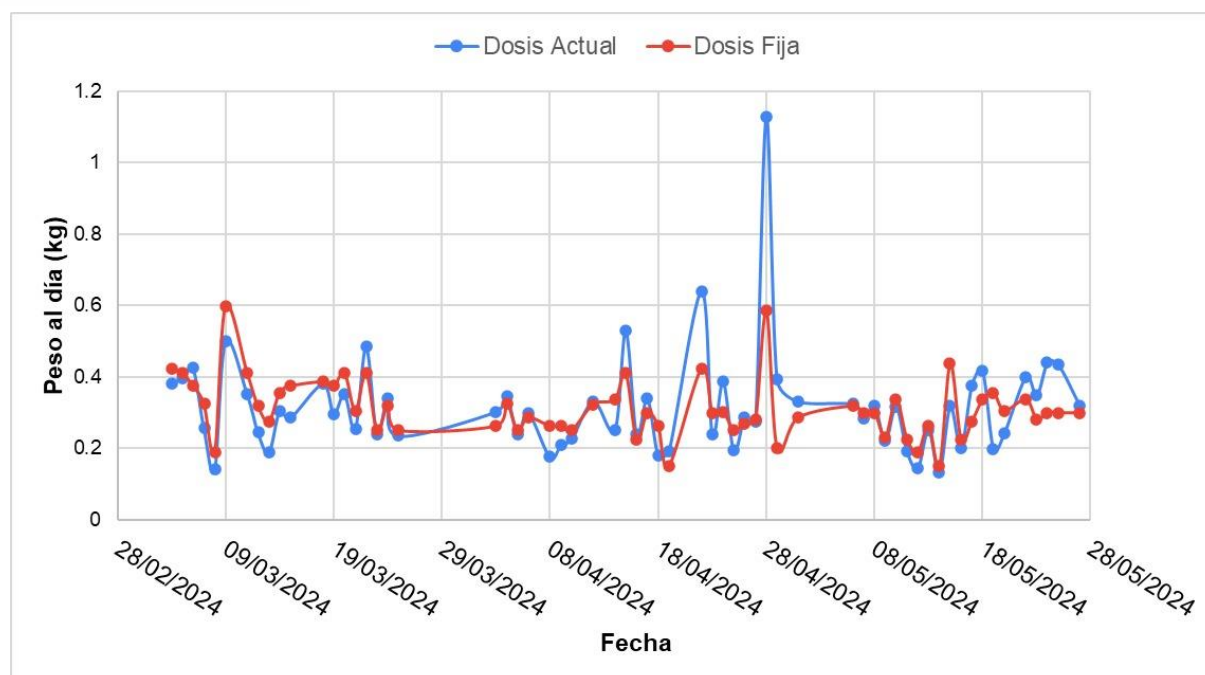


Figura 49. Pesos del floculante actual determinado por los operadores y de las dosis fijadas.

En la *Tabla 31* se presenta el peso por mes en kilogramos de coagulantes y floculante, a partir de las dosis determinadas por las pruebas experimentales, y el peso actual de coagulante y floculante dosificado por los operadores.

Tabla 31. Pesos mensuales de coagulantes y floculante (kg/mes).

	Nº de días*	Coagulantes				Floculante	
		Actual	CA	CB	CC	Actual	Fija
Marzo	19	256.79	211.37	201.66	156.92	6.05	6.75
Abril	22	298.92	207.64	198.06	152.52	7.40	6.51
Mayo	21	219.92	192.26	183.44	142.26	6.21	6.04

Nota: *Número de días en el que se registraron datos. CA es el coagulante sulfato de aluminio Tipo A. CB es sulfato de aluminio Iron Free. CC es policloruro de aluminio (PAC).

En la *Tabla 32* se presentan los pesos promedios mensuales usados para coagulantes y el floculante. Se presenta un ejemplo del cálculo del peso promedio para el mes de marzo para el coagulante sulfato de aluminio Tipo A, este procedimiento se siguió para los meses de abril y mayo para las dosis de coagulantes y floculante. Estos promedios fueron determinados a partir de los datos recogidos de los 62 días, véase *Anexos O, P, Q, R y S*.

$$P_{promedio} = \frac{\Sigma \text{Pesos diarios ((kg/día))}}{\text{Número de días}}$$

$$P_{promedio} = 256.79 \frac{kg}{día} * \frac{19 días}{1 mes}$$

$$P_{promedio} = 13.52 \frac{kg}{mes}$$

Tabla 32. Promedio mensual de los pesos de coagulantes y floculante (kg/día).

	Coagulantes				Floculante	
	Actual	CA	CB	CC	Actual	Fija
Marzo	13.52	11.12	10.61	8.26	0.32	0.36
Abril	13.59	9.44	9.00	6.93	0.34	0.3
Mayo	10.47	9.16	8.73	6.77	0.3	0.29
Promedio	12.51	9.86	9.41	7.29	0.32	0.31

Nota: Nota: CA es el coagulante sulfato de aluminio Tipo A. CB es sulfato de aluminio Iron Free. CC es policloruro de aluminio (PAC).

De igual forma que se hizo el cálculo del peso de coagulante y floculante, se calculó el costo diario de estas sustancias y se obtuvo un promedio diario. Los datos de costos fueron proporcionados por la industria, véase *Tabla 33*. Posteriormente, se multiplicó por 365 días para calcular el costo anual de cada coagulante y floculante, tanto con las dosis consignadas por los operadores como con las calculadas mediante las curvas de dosis óptimas. Los costos fueron únicamente los de los productos químicos, excluyendo gastos del proceso en general, es decir, no se incluyen precios de transporte y logística.

Tabla 33. Costos económicos proporcionados por la empresa.

Costos económicos				
Producto químico	CA	CB	CC	Floculante
\$/kg	0.45	0.62	0.78	8.75

Nota: CA es el coagulante sulfato de aluminio Tipo A. CB es sulfato de aluminio Iron Free. CC es policloruro de aluminio (PAC).

A continuación, se presenta el cálculo del costo económico anual para el coagulante de sulfato de aluminio, determinado a partir de las pruebas experimentales. Primero, se calculó el peso anual a partir del promedio del peso diario del coagulante.

$$P = 9.86 \frac{kg}{día} * \frac{365 días}{1 año}$$

$$P = 3598.61 kg/año$$

Posteriormente, se realizó el cálculo del costo anual a partir de la *Ecuación 42*. Este procedimiento se siguió tanto para los otros dos coagulantes como para la dosificación actual realizada por los operadores.

$$Ca = P * Ckg$$

$$Ca = 3598.61 \frac{kg}{año} * 0.45 \frac{\$}{kg}$$

$$Ca = 1619.38 \$/año$$

En la *Figura 50* se puede apreciar el comportamiento del costo anual de los coagulantes A, B y C. Asimismo, se presenta el costo del sulfato de aluminio Tipo A dosificado actualmente. Las dosis óptimas a partir de la curva de dosificación para los coagulantes sulfato de aluminio Tipo A y sulfato de aluminio Iron Free son similares, sin embargo, el coste del coagulante de este último es mayor por 0.17 \$ lo cual influye en los costos anuales. Así mismo, se evidencia que el policloruro de aluminio es el coagulante más costoso.

Por último, el coagulante dosificado por los operadores (C. Planta) es superior al costo en comparación a las dosis óptimas con el sulfato de Aluminio Tipo A, por lo cual se prevé un ahorro del 21.19 %.

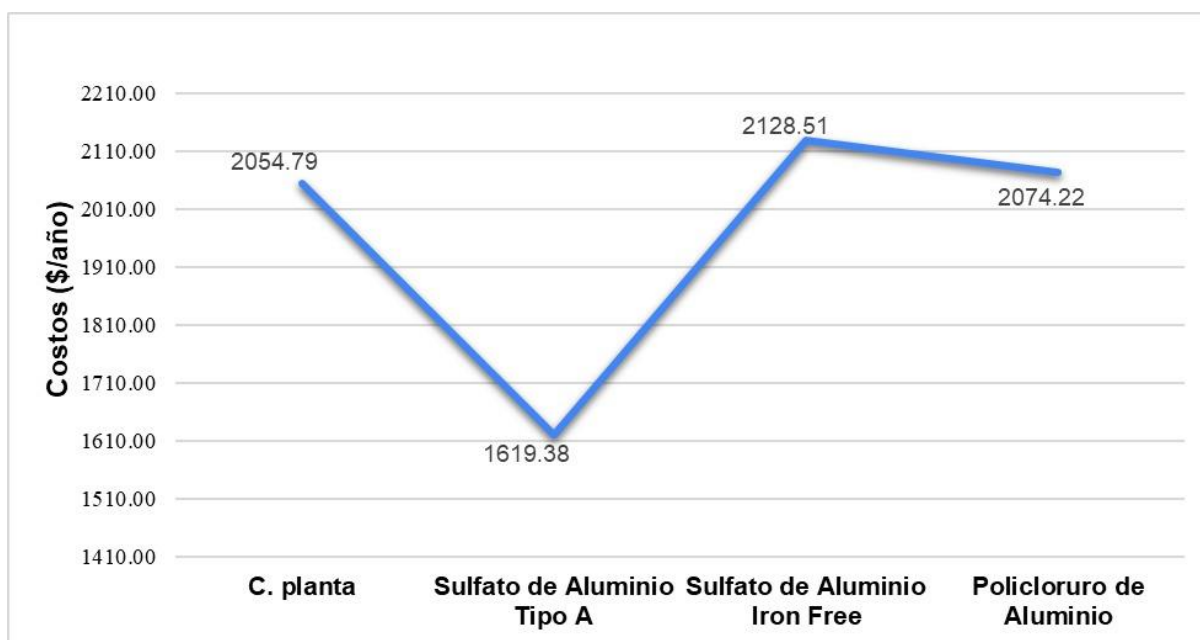


Figura 50. Costos anuales calculados para dosis el sulfato de aluminio Tipo A dosificado por los operadores y para las dosis determinadas experimentalmente para sulfato de aluminio Tipo A, sulfato Iron Free y policloruro de aluminio.

Birhanu y Leta (2021) mencionan que, para lograr un resultado deseable en el proceso de clarificación, se debe alcanzar una alta eficiencia en el tratamiento, aunque los costos del tratamiento juegan un papel importante. Es crucial calcular los costos de estos productos

químicos, ya que el proceso de coagulación-floculación representa el 5 % de costos operativos totales en el tratamiento de agua cruda, esto según lo mencionado por Nayeri & Mousavi (2022). Así mismo, Bratby (1981) menciona que también se debe realizar un cálculo de costos de capital en el sistema de sedimentación debido al uso de floculantes.

Walsh et al. (2009) señalan que dosis más bajas de coagulantes y floculantes tienen un efecto directo en el ahorro de costos. Los costos con dosis fijas de 0.5 y 0.75 mg/l, en comparación con las dosis de floculante dosificadas por los operadores, presentan una diferencia de 18.74 \$. Esta variación en los costos no es significativa durante un año. En la *Figura 51* se muestra el costo anual del floculante, dosificado tanto por los operadores como con las dosis establecidas como fijas.

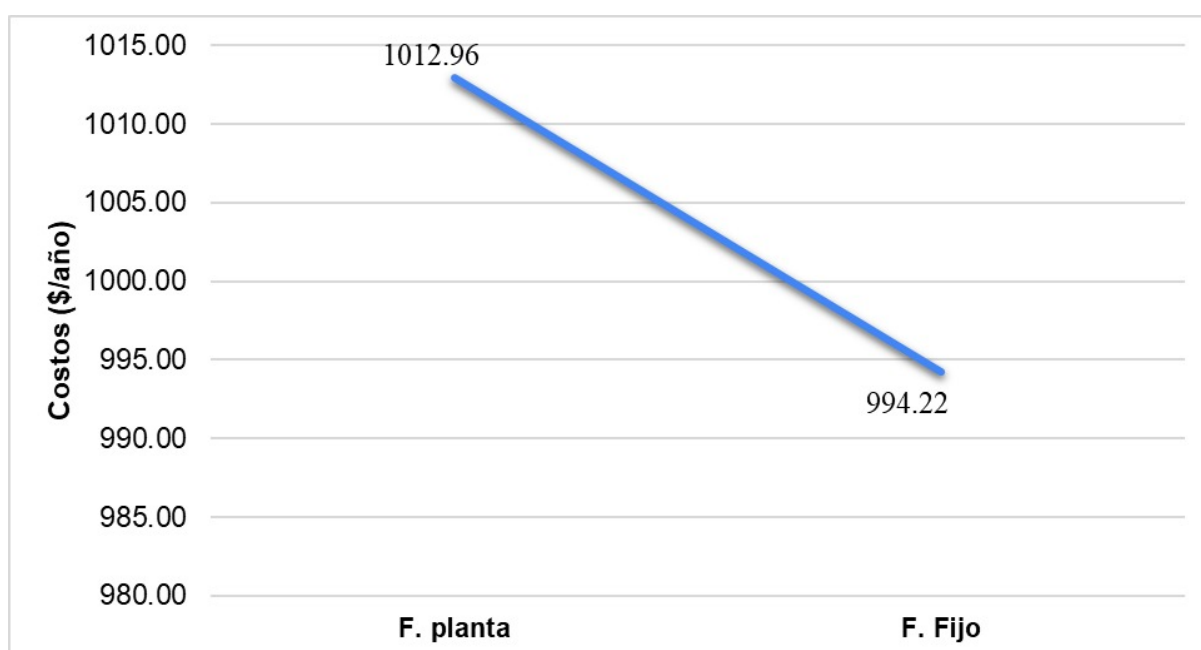


Figura 51. Costos anuales calculados para las dosis de floculante dosificado por los operadores y con las dosis establecidas como fijas.

4.8. Cálculo de la producción de lodos

Los lodos son subproductos conocidos como WTS (Lodos de tratamiento de agua cruda por sus siglas en inglés), que son generados en el proceso de sedimentación asistida por coagulantes (Nayeri y Mousavi, 2022). Este autor describe la composición de estos lodos, que incluye partículas de suelo, materia orgánica y óxidos metálicos de aluminio o hierro.

A continuación, se presenta el cálculo de la producción del lodo (*Ecuación 43*) para el sulfato de aluminio Tipo A dosificado a partir de los datos experimentales obtenidos, véase Anexos T, U, V y W. El cálculo se realiza para el mismo día realizado el cálculo para costos (04/03/2024).

$$P = (kD + 1.5T + A) \times 10^{-3}$$

$$P = (0.44 * (23.61 \text{ mg/l}) + 1.5 * (30.2 \text{ NTU}) + 0.75 \text{ mg/l}) \times 10^{-3}$$

$$P = 0.056 \frac{\text{kg de materia seca}}{\text{m}^3 \text{ de agua tratada}}$$

Se calculó la producción de lodos en kilogramos para cada coagulante durante los 62 días, en los que se recolectaron los datos para realizar el correspondiente análisis. Posteriormente, se obtuvo un promedio para cada coagulante que se presenta en la *Tabla 34*. Cabe mencionar que el factor para el cálculo de lodos para el policloruro de aluminio no es de 0.44 sino 0.8, como menciona Azizah et al. (2022), es decir:

$$P = (0.8 * (16.99 \text{ mg/l}) + 1.5 * (30.2 \text{ NTU}) + 0.75 \text{ mg/l}) \times 10^{-3}$$

$$P = 0.06 \frac{\text{kg de materia seca}}{\text{m}^3 \text{ de agua tratada}}$$

Tabla 34. Promedio de la producción de lodos en kg de materia seca/m³ de agua tratada.

Dosis establecidas por el operador	Sulfato de Aluminio Tipo A	Sulfato de Aluminio Iron Free	Policloruro de Aluminio (PAC)
0.068	0.065	0.064	0.068

A partir de la *Ecuación 44* se calculó la cantidad de sólidos secos. A continuación, se presenta el cálculo para el sulfato de aluminio Tipo A a partir de las dosis obtenidas de forma experimental para el mismo día en que se calcula la cantidad de lodos secos. Este procedimiento se siguió para el cálculo de lodos secos en los tres coagulantes.

$$W = t \times P \times Q$$

$$W = 86400 \times 0.056 \frac{\text{kg de materia seca}}{\text{m}^3 \text{ de agua tratada}} \times 0.0277 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$$

$$W = 31.89 \text{ kg/día}$$

El promedio de la cantidad de lodos secos para un caudal de 27.70 l/s, presentados en la *Tabla 35*, fue inferior a los 30 kg/día de lodos en todos los casos, es decir, menos de 0.013 kg/m³, valores inferiores a los descritos por Fernández (2022) en su trabajo para una planta de tratamiento de agua con un caudal de 35 l/s, donde se reportó una producción de 82.13 kg/día y 0.027 kg/m³. Por otro lado, Torres-Lozada et al. (2022) mencionan que para un caudal de 785 L/s se obtuvo una producción de 2 207 kg/día (0.03 kg/m³) en una Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP). En este mismo estudio, se indica que el método empírico utilizado mostró uno de los mejores ajustes con los datos observados.

Tabla 35. Promedio de la cantidad de lodos secos en kg/día.

CA establecidas por el operador	CA	CB	CC
29.54	27.95	27.75	29.44

Nota: CA es el coagulante sulfato de aluminio Tipo A. CB es sulfato de aluminio Iron Free. CC es policloruro de aluminio (PAC).

El promedio diario de la cantidad de lodos secos presentados en la *Tabla 36* fue multiplicado por 365 días para conocer la cantidad de sólidos secos al año. Este procedimiento se siguió para los tres coagulantes.

$$W = 27.95 \frac{kg}{día} * \frac{365 día}{año}$$

$$W = 10203.13 kg/año$$

En la *Figura 52* se presenta la cantidad de sólidos secos por año. Se observa que hay una mayor producción para el coagulante PAC, seguido por los lodos producidos a partir de la dosificación empírica por parte de los operadores, seguidamente por el sulfato de aluminio Tipo A dosificado a partir de la curva de dosificación realizada de forma experimental. La menor producción de lodos corresponde al sulfato de Aluminio Iron Free, lo cual puede atribuirse a las menores dosis aplicadas. Según Walsh et al. (2009), las dosis más bajas conducen a una reducción en las tasas de producción de lodos y, por ende, en la eliminación asociada a ellos.

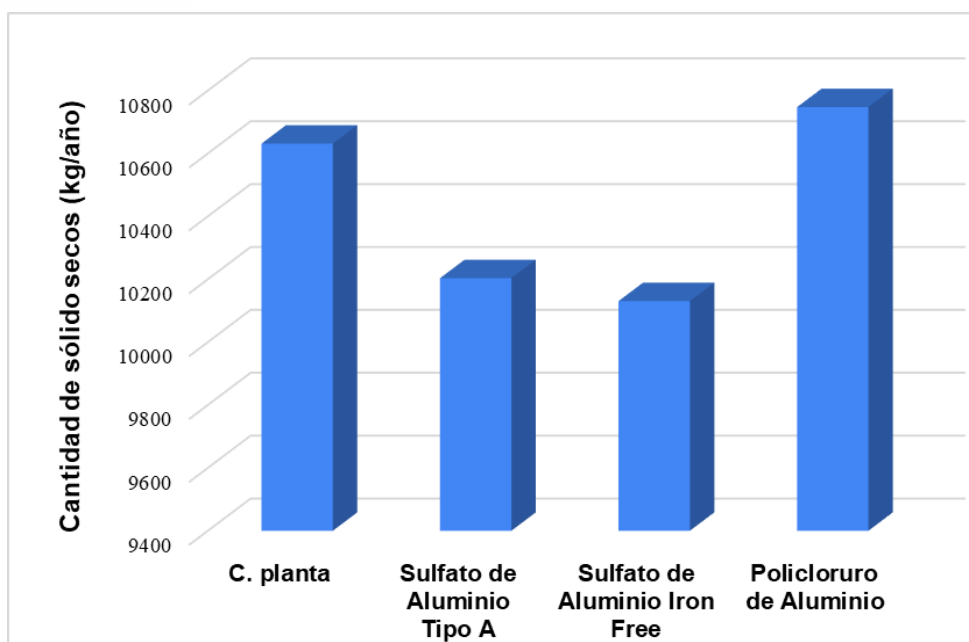


Figura 52. Cantidad de sólidos secos en kilogramos al año.

Según la Comisión Nacional del Agua (2007), la cantidad de lodos depende de la calidad del agua cruda, la dosis de los productos químicos, la eficiencia de remoción y el método utilizado para remover el lodo. Además, menciona que los sólidos suspendidos son proporcionales a los sólidos presentes en los lodos debido a que no ocurren reacciones; al añadir otros aditivos como el floculante, se genera lodo en la cantidad correspondiente a los aditivos añadidos.

Estos lodos pueden ser recuperados para su reutilización como coagulantes, según mencionan Nayeri y Mousavi (2022). Sin embargo, para la recuperación de lodos, el trabajo de Tan et al. (2024) señala, a través de un análisis económico, que los coagulantes de hierro son más valiosos que los de aluminio.

4.9. Análisis estadístico

En la *Tabla 36* se presentan los resultados de ANOVA para los datos de porcentaje de remoción de turbiedad. Al analizar los datos obtenidos, se observa que el p-value es mayor al nivel de significancia. Por lo tanto, no existe evidencia suficiente para rechazar la hipótesis nula; por consiguiente, no existe diferencia significativa entre los porcentajes de remoción de cada coagulante.

Tabla 34. Resumen ANOVA para la variable de porcentaje de remoción.

Porcentaje de remoción de turbiedad					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F Value	Pr(>F)
Coagulante	2	0.000297	0.00015	0.28	0.757
Residuals	15	0.007865	0.00052		

Como menciona Monleon-Getino (2016), se pueden contrastar las conclusiones obtenidas con ANOVA a través del test de normalidad de Shapiro-Wilks para verificar si los residuos poseen una distribución normal. En la *Tabla 37* se resumen los resultados obtenidos del test Shapiro-Wilks (SW), en donde se presenta que el valor del p-value es menor al nivel de significancia ($p < 0.05$). Esto indica que los residuos no se distribuyen normalmente, por lo que se procedió a aplicar un test no paramétrico en reemplazo de ANOVA (Monleon-Getino, 2016).

Tabla 35. Resumen test de normalidad a residuos de ANOVA

% de remoción de turbidez	
Residuals	
p-value	W
0.00102	0.79

Se aplicó el test no paramétrico Kruskal-Wallis para comprobar si los porcentajes de remoción de los tres coagulantes provienen de una misma distribución. En la *Tabla 38* se presentan los resultados obtenidos del test Kruskal-Wallis, analizando los datos obtenidos se observó que el p-value fue mayor a 0.05. Por lo tanto, no se posee suficiente evidencia para rechazar la hipótesis nula, y los porcentajes de remoción de turbiedad provienen de una misma distribución, es decir, no existe diferencia significativa entre los mismos.

Tabla 36. Resumen test Kruskal - Wallis

Porcentaje de remoción de turbidez		
chi-cuadrado	df	p-value
0.7235	2	0.6965

Al no tener diferencia significativa en el porcentaje de remoción de turbiedad, se realizó un análisis en los costos de los tres coagulantes. Según Pierre & Varela (2006), al tener datos mayores a 50 (62 datos en este caso) se considera la normalidad. En la *Tabla 39* se presenta un resumen de los resultados de la prueba ANOVA.

Tabla 37. Resumen de ANOVA

Costos					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F Value	Pr(>F)
Coagulante	2	78.5	39.24	5.159	0.00661 **
Residuals	183	1392.0	7.61		

El valor de p-value de 0.00661 indica que existe evidencia suficiente para rechazar la hipótesis nula (Las medias de los grupos son iguales) y se concluye que al menos uno de los coagulantes es significativamente diferente. Para conocer cuál es el coagulante con mayor diferencia, se aplicó el post-hoc de Tukey para realizar comparaciones múltiples entre los grupos.

El resumen de los datos se presenta en la *Tabla 40*, se observó que el valor p ajustado entre el sulfato de aluminio Iron Free y el sulfato de aluminio Tipo A es de 0.0137. Mientras que, entre el policloruro de aluminio (PAC) y el sulfato de aluminio Tipo A es de 0.032. Por lo cual, hay evidencia suficiente para rechazar la hipótesis nula y aceptar la hipótesis alternativa; es decir, existe diferencia estadísticamente significativa en los dos grupos.

El valor p entre el policloruro de aluminio (PAC) y el sulfato de aluminio Iron Free es de 0.95, siendo mayor a 0.05, lo que indica que no hay evidencia suficiente para rechazar la hipótesis nula, es decir, que no hay diferencia entre estos coagulantes.

Los resultados indican que hay diferencia significativa entre el sulfato de aluminio Tipo A y los coagulantes policloruro de aluminio (PAC) y sulfato de aluminio Iron Free. Sin embargo, entre estos dos últimos no hubo diferencias significativas de costos.

Tabla 38. Resumen del análisis post-hoc de Tukey aplicado a los Costos

Costos				
	diff	lwr	upr	p adj
CB-CA	1.39	0.24	2.55	0.014
CC-CA	1.25	0.087	2.4	0.032
CC-CB	-0.15	-1.31	1.01	0.95

Nota: CA es el coagulante sulfato de aluminio Tipo A. CB es sulfato de aluminio Iron Free. CC es policloruro de aluminio (PAC)

5. Capítulo V: Conclusiones y Recomendaciones

5.1. Conclusiones

- Los parámetros fisicoquímicos del agua del río Machángara, analizados durante 98 días, muestran condiciones de pH adecuadas para el proceso de coagulación con los coagulantes sulfato de aluminio Tipo A y sulfato de aluminio Iron Free.
- Las metodologías de trazadores y vertedero rectangular presentaron una mayor confiabilidad para el aforo del caudal de ingreso de agua cruda a la planta. Si bien el aforo volumétrico es una metodología sencilla, dada las condiciones estructurales de la planta, resulta inapropiado su uso. Por otro lado, la aplicación de pruebas de trazadores conlleva tiempo y uso de equipos adecuados. Por lo tanto, el vertedero rectangular es el método adecuado para medir el caudal de manera eficiente en esta industria. Esta metodología aporta información importante, ya que previamente no se tenía un valor claro del caudal al cual trabaja la planta de tratamiento.
- Los tres tramos de floculación cumplen con el número de canales y pantallas requeridas. Sin embargo, varios criterios de diseño no se cumplen, como el ancho entre la pared y la pantalla, que debe ser un mínimo de 0.45 metros para facilitar la limpieza, y el ancho de la vuelta, que debe ser 0.5 veces el ancho del canal. Además, varias pantallas del floculador presentan fisuras y deformaciones visibles que impiden un proceso de floculación eficaz. Por lo tanto, se puede atribuir la presencia de espacios muertos y cortocircuitos a estos defectos, como se menciona en el análisis de la curva de tendencia. En los tramos 1 y 2 predomina el flujo de pistón, mientras que en el tramo 3 predomina un flujo mezclado, según el índice de Morril. El tramo 3 muestra la menor presencia de flujo de pistón, afectando así el proceso; sin embargo, a partir de la adición de los 30 cm de largo en las pantallas mejoró la presencia del flujo pistón.
- Basándose en el modelo simplificado de Wolf-Resnick, en los tres tramos de la unidad de floculación predomina el flujo pistón en un 70 a 86 %, siendo el más bajo en el tramo 3. Con el alargamiento de las pantallas en el tramo 3, se mejoró el flujo pistón del 54.36 % al 71.97 %, de esta manera se redujo el flujo mezclado, lo cual es beneficioso para la formación de flocs.
- El tiempo real de retención en todo el reactor es de 8 minutos y 58 segundos, lo cual no cumple con los criterios establecidos por varios autores. Por lo tanto, se deduce que el proceso de floculación es ineficiente.

- La intensidad de mezcla en el proceso de coagulación se encuentra dentro del rango recomendado por la literatura. Sin embargo, el proceso de floculación se ve influenciado por el corto periodo de retención (< 10 minutos) y los gradientes de mezcla en los tramos 2 y 3. Si bien los gradientes de velocidad del tramo 2 y 3 son similares, estos deben decrecer para un proceso óptimo de floculación. A pesar de estas observaciones, se logra obtener un buen porcentaje de remoción de turbidez.
- Sin embargo, se concluye que, a pesar de estos problemas, la planta de tratamiento de agua cruda en el proceso de coagulación-floculación logró generar un efluente con niveles de turbiedad por debajo del límite planteado de 3 NTU.
- Durante el periodo en el que se llevó a cabo el estudio, se trató de abarcar los diferentes rangos de turbidez en el río. Sin embargo, se observó que las condiciones del río no variaron significativamente, manteniéndose en su mayoría en un rango de turbidez menor a 100 NTU. A lo largo del estudio se tuvo una turbidez promedio de 38.05 NTU, con una turbidez mínima de 3.12 NTU y una máxima de 453 NTU.
- Dado que los operadores de la planta no cuentan con una curva de dosificación, mediante la información proporcionada por la prueba de jarras, se determinó la dosificación óptima para las diferentes turbiedades presentes en el río Machángara. Posteriormente, analizando las curvas de dosificación de cada uno de los coagulantes, el policloruro de aluminio (PAC) presentó una menor dosificación a comparación del sulfato de aluminio Tipo A y Iron Free. Además, existió una similitud entre las curvas de los coagulantes sulfato de aluminio Tipo A e Iron Free debido a que ambos son sulfato de aluminio, pero el coagulante Iron Free se comercializa como libre de hierro con un valor económico mayor al coagulante A.
- En base a los resultados obtenidos mediante el índice de Willcomb, el coagulante policloruro de aluminio posee un valor menor de índice de 6 - 8, a comparación de los coagulantes sulfato de aluminio Tipo A e Iron Free con un valor de 8-10. Por lo que, resulta adecuado el uso de los coagulantes sulfato de aluminio Tipo A y sulfato de aluminio Iron Free debido a la formación de flocs estables y de tamaño adecuado para su sedimentación.
- Realizando un análisis entre la dosificación del coagulante sulfato de aluminio Tipo A por parte de los operarios y las dosis óptimas para este mismo coagulante, se prevé un ahorro anual del 21.19 %. Los costos anuales de los coagulantes Tipo A y sulfato de aluminio Iron Free, en comparación con la dosificación actual realizada por los

operarios, aumentan debido a que los precios unitarios son superiores al coagulante utilizado actualmente.

- Para el coagulante sulfato de aluminio Iron Free, el costo anual es mayor que para el coagulante sulfato de aluminio Tipo A; sin embargo, ambos tienen una eficiencia similar en la remoción de turbiedad. La metodología implementada para el cálculo de lodos permitió conocer que el coagulante Iron Free tiene una menor producción de lodos, lo que está asociado a una dosis más baja. Esto puede reducir los costos en el tratamiento de lodos y, por ende, reducir los costos operativos.
- Se concluye además que el uso de ayudantes de coagulantes (floculantes) mejora significativamente el proceso, logrando eficiencias superiores de hasta 99%. Estos ayudantes tienen un impacto positivo en la dosificación de los coagulantes, lo cual permite reducir las cantidades aplicadas al agua manteniendo altos niveles de eficiencia. Por consiguiente, esto conduce a una reducción en los costos asociados con los productos químicos.
- A partir del análisis estadístico, se determinó que no existe una diferencia significativa en los porcentajes de remoción de turbidez entre el sulfato de aluminio Tipo A, el sulfato de aluminio Iron Free y el policloruro de aluminio. Por lo tanto, el uso de cualquiera de los 3 coagulantes va a presentar una buena eficiencia en el proceso de clasificación del agua. Sin embargo, el análisis de costos mediante el test de Tukey reveló que el sulfato de aluminio Tipo A presenta una diferencia significativa en comparación con los demás coagulantes.
- Se concluye que el sulfato de aluminio Tipo A es el coagulante más efectivo entre los tres coagulantes analizados. Esto se debe a que logra porcentajes de remoción de turbiedad similares a los obtenidos con el sulfato de aluminio Iron Free y el policloruro de aluminio, siendo el más económico entre los tres coagulantes evaluados.

5.2. Recomendaciones

- Realizar mantenimientos periódicos a los equipos eléctricos como las bombas de agua que llevan el agua cruda hacia la planta. De esta manera no se verá afectada la dosificación de coagulante. Ya que, debido a su uso, el caudal que impulsan puede no permanecer constante. Además, se recomienda medir diariamente el caudal de la planta mediante el vertedero rectangular debido a su sencillez, y así ajustar el caudal de dosificación de coagulante acorde al caudal de agua cruda.

- Así mismo, realizar mantenimientos en las pantallas de los floculadores como es la reparación de las fisuras y deformaciones que presentan. Esto permitirá aumentar la eficiencia en el proceso.
- Aplicar la dosificación de coagulantes haciendo uso de las curvas de dosificación óptima y posteriormente realizar pruebas de jarras mensuales para ajustar la curva de dosificación. Esto en caso de ser necesario, según las características del agua cruda.
- Monitorear el proceso de floculación haciendo énfasis en el tramo 3 debido al gradiente de velocidad que posee. De esta manera obtener información para futuras tomas de decisiones en cuanto al espaciamiento entre pantallas y entre éstas y la pared. Así mismo, realizar análisis en la que se determine el caudal óptimo a trabajar en la planta y de esta forma, analizar nuevamente la estructura para aumentar el tiempo de retención.
- Es necesario continuar investigando las dosificaciones óptimas de floculante basadas en las dosis óptimas de coagulante. De esta manera, se optimizará el proceso y, como resultado, se logrará una reducción en costos. Otro tema de investigación puede centrarse en los sedimentadores y filtros que actualmente no están hasta la culminación de este trabajo. Por último, realizar un análisis del costo a nivel operativo.
- Realizar análisis periódicos del comportamiento hidráulico en reactores como la unidad de floculación; para ello, es recomendable aplicar metodologías como el análisis de curva de tendencia y el modelo simplificado de Wolf - Resnick, para comparar y contrastar resultados.
- Ampliar los estudios sobre la producción de lodos es esencial para comprender mejor su generación y facilitar la implementación de medidas de economía circular, como la reutilización de lodos para la recuperación de aluminio. Así mismo, evaluar el uso de estos lodos, sin tratamiento previo, en el proceso de clarificación del agua cruda o residual.
- Los parámetros físicoquímicos analizados en el agua cruda fueron el pH, turbidez, sólidos totales disueltos, dureza total, alcalinidad, conductividad y temperatura. Sin embargo, al captar agua del río en la zona industrial de la ciudad, se recomienda monitorear otros parámetros como aceites, grasas, entre otros, debido a que influyen en el proceso de coagulación-floculación.

6. Capítulo VI: Referencias

- Adamkowski, A., Janicki, W., & Lewandowski, M. (2020). Measurements of discharge through a pump-turbine in both flow directions using volumetric gauging and pressure-time methods. *Energies*, 13(18). <https://doi.org/10.3390/en13184706>
- Adjovu, G. E., Stephen, H., James, D., & Ahmad, S. (2023). Measurement of Total Dissolved Solids and Total Suspended Solids in Water Systems: A Review of the Issues, Conventional, and Remote Sensing Techniques. *Remote Sensing*, 15(14), 3534. <https://doi.org/10.3390/rs15143534>
- Agencia de Regulación y Control del agua. (2017). ANEXO 1: GUÍA TÉCNICA PARA LA SELECCIÓN DE SISTEMAS DE MEDICIÓN DE AGUA CRUDA EN BASE A LA REGULACIÓN Nro. DIR-ARCA- RG-008-2017 SEPTIEMBRE 2017. 1–22. https://www.regulacionagua.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/11/guía_técnica_parte_1.pdf
- Aguilar, M., Sáez, J., Lloréns, M., Soler, A., & Ortuño, J. (2002). Tratamiento físico-químico de aguas residuales: coagulación-floculación (U. de Murcia (ed.)). https://www.google.com.ec/books/edition/Tratamiento_físico_químico_de_aguas_re/8vIQBXPvhAUC?hl=es&gbpv=1&pg=PA5&printsec=frontcover
- Aguirre, F. (2015). Abastecimiento de agua para comunidades rurales (1st ed.). UTMACH.
- Al-Husseini, T. R., Ghawi, A. H., & Ali, A. H. (2019). Performance of hydraulic jump rapid mixing for enhancement of turbidity removal from synthetic wastewater: A comparative study. *Journal of Water Process Engineering*, 30, 100590. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.03.005>
- Andía, Y. (2000, abril). TRATAMIENTO DE AGUA COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN. <http://www.ingenieroambiental.com/4014/andia.pdf>
- Araujo, L., Molina, S., & Noguera, L. (2018). Aprovechamiento de los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales como materia prima en la industria de la construcción: revisión bibliográfica. *Revista Agunkuyâa.*, 1, 21–28.
- Arboleda, J. (1969). Manual de tratamiento de aguas potables (p. 353). Programa de educación sanitaria.
- Arrieta Lozano, J. J. (2019). Recomendaciones Para Diseño Y Optimización De Plantas De Tratamiento De Agua Potable, Considerando Aspectos De Funcionalidad Y Durabilidad. *Prospectiva*, 17(2), 47–52. <https://doi.org/10.15665/rp.v17i2.1732>
- AWWA (1971). *WaterQualiry andTrtatment*, McGraw Hill Co.
- Azevedo, J., & Fernández, M. (2015). Manual de Hidráulica (9na ed.). Blucher.
- Azizah, R. N., Saputri, T., & Prayogo, W. (2022). Identification of Sludge Production In Water Treatment Installations of Urban Drinking Water Companies. *Journal of Community*

- Based Environmental Engineering and Management*, 6(1), 35–39.
<https://doi.org/10.23969/jcbeem.v6i1.5247>
- Azuamah, K. O., Appiah-Effah, E., & Akodwaa-Boadi, K. (2023). Water quality index, ecotoxicology and human health risk modelling of surface and groundwater along illegal crude oil refining sites in a developing economy. *Heliyon*, 9(10), e20631.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e20631>
- Barrenechea, A. (2004). CAPÍTULO 4 COAGULACIÓN. En Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual I: Teoría Tomo I (pp. 152–223).
- Barreto Tejada, J. A. (2015). Potabilización del agua Principios de diseño, control de procesos y laboratorio.
https://www.google.com.ec/books/edition/Potabilización_del_agua/3uk0DwAAQBAJ?hl=es&gbpv=0
- Bautista, L., & Romero, J. (2006). Análisis de un floculador hidráulico de flujo horizontal. *Revista Escuela Colombiana de Ingeniería*, 62, 9–16.
- Bean, E. L., Campbell, S. J., & Anspach, F. R. (1964). Zeta Potential Measurements in the Control of Coagulation Chemical Doses. *Journal AWWA*, 56(2), 214–227.
<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1964.tb01202.x>
- Bermeo Chiriboga, A. S. (2018). Determinación toxicológica y biosorción de aluminio en aguas residuales de la industria cerámica [Universidad de Cuenca].
<http://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/31327/1/Tesis.pdf>
- Berrezueta, V. E., & Cabrera, M. P. (2024). Monitoreo de la calidad de agua del río Machángara como recurso hídrico para la ciudad de Cuenca, Ecuador. Universidad de Cuenca.
- Binnie, C., Kimber, M., & Smethurst, G. (2002). Basic Water treatment (Tercera).
- Birhanu, Y., & Leta, S. (2021). Application of response surface methodology to optimize removal efficiency of water turbidity by low-cost natural coagulant (Odaracha soil) from Saketa District, Ethiopia. *Results in Chemistry*, 3, 100108.
<https://doi.org/10.1016/j.rechem.2021.100108>
- Bouyer, D., Escudié, R., & Liné, A. (2005). Experimental analysis of hydrodynamics in a jar-test. *Process Safety and Environmental Protection*, 83(1 B), 22–30.
<https://doi.org/10.1205/psep.03109>
- Bratby, J. R. (1981). Optimizing coagulants and flocculant aids for settling. *Journal AWWA*, 73(6), 312–318. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1981.tb04720.x>
- Bulatovic, S. (2007). Handbook of Flotation Reagents: Chemistry, Theory and Practice. Volume 1: Flotation of Sulfide Ores (Elsevier Science (ed.)).

- https://www.google.com.ec/books/edition/Handbook_of_Flotation_Reagents_Chemistry/NgXJUiYknNoC?hl=es&gbpv=0
- Cajamarca, J. (2022). LA IMPORTANCIA DE ORDENAR LAS SUBCUENCAS HÍDRICAS Y REGULAR LOS RÍOS DE CUENCA. Universidad Politécnica Salesiana
- Campoverde, F. (29 de enero de 2024). Tres ríos de Cuenca vuelven a ‘estado bajo’. El Mercurio.<https://elmercurio.com.ec/2024/01/29/rios-cuenca-estado-caudales-bajos/>
- Canepa de Vargas, L. (2004). MANUAL II: Diseño de Plantas de Tecnología Apropriada. Ingeniería Sanitaria. Retrieved Noviembre 21, 2023. https://www.ingenieriasanitaria.com.pe/pdf/manual2/ma2_cap3.pdf
- Cárdenas, J. (2022). Calidad del agua para estudiantes de ciencias ambientales (Ecoe Ediciones (ed.)). https://www.google.com.ec/books/edition/Calidad_del_agua_para_estudiantes_de_ciencia/L2NtEAAAQBAJ?hl=es&gbpv=1&dq=floculación&pg=PA314&printsec=frontcover
- Celis, M., Callaghan, J., Forgiarini, A., Rosenzweig, P., & García, L. (2014). Efecto de partículas nanométricas sobre las propiedades de suspensiones. 36(1), 19–29.
- CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente). (2005). Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual III: Evaluación de plantas de tecnología apropiada. Lima, Perú.
- CEPIS, & Arboleda, J. (1973). TEORÍA, DISEÑO Y CONTROL DE LOS PROCESOS DE CLARIFICACIÓN DEL AGUA.
- CEPIS, & OPS. (2006a). CAPÍTULO 2 ANÁLISIS DE FLUJOS Y FACTORES QUE DETERMINAN LOS PERIODOS DE RETENCIÓN 1. En Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual III: Evaluación de plantas de tecnología apropiada (pp. 35–91).
- CEPIS, & OPS. (2006b). CAPÍTULO 2 MEZCLADORES. En Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual II: Diseño de plantas de tecnología apropiada (pp. 45–87).
- CEPIS, & OPS. (2006c). Capítulo 3. Floculadores. En Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual II: Diseño de plantas de tecnología apropiada (pp. 89–129).
- CEPIS, & OPS. (2006d). EVALUACIÓN DE PLANTAS CONVENCIONALES Y DE TECNOLOGÍA APROPIADA. En Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual III: Evaluación y Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual III: Evaluación de plantas de tecnología apropiada plantas de tecnología apropiada.
- Chacón Chaquea, M. Y. (2017). Análisis físico y químico de la calidad del agua.

- Cháfuel, M. (2010). Uso De Accesorios Hidráulicos En El Proceso De Floculación Para La Obtención De Agua Potable. Laboratorio de Hidráulica y Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional.
- Chan, H. C., Yang, H. K., Lin, P. W., & Lee, J. T. (2020). Discharge formula for flows over open-check dams. *Flow Measurement and Instrumentation*, 72. <https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2019.101690>
- Checa-Fernández, A., Ruiz, L. M., Torre-Marín, J. M., Muñoz-Ubina, A., Pérez, J. I., & Gómez, M. A. (2024). Direct application of chemically enhanced primary treatment in a municipal wastewater treatment plant: A case study. *Chemical Engineering Research and Design*, 204, 183–192. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2024.02.039>
- Choo -In, S. (2019). The Relationship Between The Total Dissolved Solids And The Conductivity Value Of Drinking Water, Surface Water And Wastewater. The 2019 International Academic Research Conference in Amsterdam, 16.
- Chulluncuy, C. (2011). Tratamiento de agua para consumo humano. *Ingeniería Industrial*, 29, 153–170.
- Comisión Nacional del Agua. (2007). MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO.
- Correa, J. C., Iral, R., & Rojas, L. (2006). Estudio de potencia de pruebas de homogeneidad de varianza. *Revista Colombiana de Estadística*, 29, 57–76
- Dadebo, D., Obura, D., Etyang, N., & Kimera, D. (2023). Economic and social perspectives of implementing artificial intelligence in drinking water treatment systems for predicting coagulant dosage: A transition toward sustainability. *Groundwater for Sustainable Development*, 23, 100987. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.100987>
- Dagnino, J. (2014). Análisis de varianza. *Revista Chilena de Anestesia*, 43(4), 306–310. <https://doi.org/10.2307/j.ctvvn8k0.7>
- Daryabeigi, A., & Hoveidi, H. (2015). Comparing Aluminium Sulfate and Poly-Aluminium Chloride (PAC) Performance in Turbidity Removal from Synthetic Water. *Journal of Applied Biotechnology Reports Research Article Journal of Applied Biotechnology Reports*, 2(3), 287–292.
- Edzwald, J. (2011). *Water Quality & Treatment - A handbook on Drinking Water* (6th ed.).
- Escalera, C. R., & Ormachea, O. A. (2012). Solar Oxidation and Removal of Arsenic from Groundwater Utilizing a Semicircular Section Tubular Photoreactor. Formerly Part of *Journal of Environmental Science and Engineering*, 1, 1071–1082. https://www.researchgate.net/publication/294582032_Solar_Oxidation_and_Removal

_of_Arsenic_from_Groundwaters_Utilizing_a_Semicircular_Section_Tubular_Photoreactor

- Espinoza, J., & Mori, F. (2011). *“ENSAYOS DE TRAZADORES EN LA DETERMINACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO DE UN REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE CON MANTO DE LODO A NIVEL DE PLANTA PILOTO.”* Universidad Nacional de Ingeniería.
- Esteki, R., Ehrampoush, M. H., Nasab, H., & Ebrahimi, A. A. (2024). Investigating the improvement of the quality of industrial effluents for reuse with added processes: coagulation, flocculation, multi-layer filter and UV. *Scientific Reports*, 14(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-54310-7>
- Fernández, Y. (2022). ESTUDIO DEL POTENCIAL APROVECHAMIENTO DE LOS LODOS DE LA PTAP PROGRESAR E.S.P. UNIVERSIDAD DE LA SALLE.
- Flinn, A., Weston, R., & Bogert, C. (1965). *Abastecimiento de aguas* (2a ed.). Compañía Editorial Continental.
- Flores, S. (2017). i UNIVERSIDAD DEL AZUAY FACULTADA DE FILOSOFÍA, LETRAS Y CIENCIAS DE LA EDUCACIÓN ESCUELA DE PSICOLOGÍA ORGANIZACIONAL TEMA:. Dspace de la Universidad del Azuay. <https://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/7415/1/13323.pdf>
- Folens, K., Huysman, S., Van Hulle, S., & Du Laing, G. (2017). Chemical and economic optimization of the coagulation-flocculation process for silver removal and recovery from industrial wastewater. *Separation and Purification Technology*, 179, 145–151. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.02.013>
- Fuentes S, Lorena del C, Mendoza S, Iván A, López M, Angela M, Castro V, María F, & Urdaneta M, Carlos J. (2011). Efectividad de un coagulante extraído de *Stenocereus griseus* (Haw.) Buxb. en la potabilización del agua. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 34(1), 039-047. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702011000100007&lng=es&tlng=es.
- Fúquene, D. M., & Yate, A. V. (2018). Ensayo de jarras para el control del proceso de coagulación en el tratamiento de aguas residuales industriales. *ECAPMA Working Papers*, 2(1), 1–7. <https://doi.org/10.22490/ECAPMA.2771>
- Gallo, S. C., & Sánchez, J. (2009). Evaluación del comportamiento hidráulico de un reactor aerobio y un reactor anaerobio, en una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas de pequeña escala. *Avances En Recursos Hidráulicos*, 65–80.
- Galvis, J., & Marín, M. (2020). “COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCION DEL COAGULANTE SULFATO DE ALUMINIO FRENTE AL COAGULANTE

POLICLORURO DE ALUMINIO (PAC) PARA TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE”
ESTUDIANTES. Universidad Libre.

- García, F., Méndez, A., Trelles, A., Sánchez, E., Alfaro, E., Criollo, F., Tonon, M. D., & Heredia, G. (2023). Experimental Evaluation of Tubular Flocculator Implemented in the Field for Drinking Water Supply: Application in the Developing World. *Water (Switzerland)*, 15(5). <https://doi.org/10.3390/w15050833>
- García-Ávila, F., Valdiviezo-Gonzales, L., Iglesias-Abad, S., Gutiérrez-Ortega, H., Cadme-Galabay, M., Donoso-Moscoso, S., & Arévalo, C. Z. (2021). Opportunities for improvement in a potabilization plant based on cleaner production: Experimental and theoretical investigations. *Results in Engineering*, 11. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2021.100274>
- Godoy, J. (2019). Comparación y validación de las ecuaciones para vertederos de pared delgada desarrolladas en el laboratorio de mecánica de fluidos e hidráulica, facultad de ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala, en el canal de riego de la aldea El Rancho, San agustín Acasaguastlán, El Progreso. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Graf, W. L. (2006). Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology*, 79(3–4), 336–360. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.022>
- Grishin, B. M., Laskov, N. N., & Pereygin, Y. P. (2021). Comparison of the effectiveness of mineral and mixed coagulants in the lightening of water from a surface source. *Journal of Physics: Conference Series*, 1926(1). <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1926/1/012038>
- Gualpa, M., Celleri, R., & Crespo, P. (2022). EFFECT OF WEIR'S THEORETICAL DISCHARGE COEFFICIENT ON DISCHARGE MEASUREMENTS IN SMALL ANDEAN STREAMS. *Granja*, 36(2). <https://doi.org/10.17163/lgr.n36.2022.06>
- Guarin, F. (2019). Caracterización hidro-geométrica experimental utilizando trazadores salinos asociado con fotogrametría en un canal a escala y de pendiente variable como modelo físico de canales abiertos no prismáticos. Universidad Santo Tomás.
- Gutiérrez-Rosero, J., Ramírez-Fajardo, Á., Rivas, R., Linares, B., & Paredes, D. (2014). Tratamiento de lodos generados en el proceso convencional de potabilización de agua. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 13, 13–27.
- Guzmán, L., Villabona, Á., Tejada, C., & García, R. (2013). REDUCCIÓN DE LA TURBIDEZ DEL AGUA USANDO COAGULANTES NATURALES: UNA REVISIÓN. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 253–262.

- Hanna Instruments. (2020). ¿Por qué medir la alcalinidad en el agua potable? <https://hannainst.ec/blog/analisis-de-agua-boletines/por-que-medir-la-alcalinidad-en-el-agua-potable/>
- Hanna Instruments. (n.d.). Medidor portátil de pH/CE/TDS/ temperatura. Retrieved from <https://www.hannacolombia.com/products/product/1944/pdf>
- Huamán, H., Arauco, S., Rojas, R., & Rojas, J. (2020). Optimización de la cantidad de coagulantes para la producción de agua potable en zonas de la sierra del Perú. *UCV-Scientia*, 12(1), 9–23. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7885963>
- Idrovo, C. (2010). Optimización de la planta de tratamiento de Uchupucún. Repositorio Institucional UCUENCA. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/2426>
- INEN. (1992). NTE INEN 1903 - Productos químicos industriales. Sulfato de aluminio. Requisitos.
- INEN. (2000). NORMATÉCNICA ECUATORIANA NTE INEN 2226:2000 AGUA. CALIDAD DEL AGUA. MUESTREO. DISEÑO DE LOS PROGRAMAS DE MUESTREO.
- INEN. (2013). NORMA TÉCNICA ECUATORIANA NTE INEN 2176:2013 AGUA. CALIDAD DEL AGUA. MUESTREO. TÉCNICAS DE MUESTREO. https://gestionambiental.pastaza.gob.ec/biblioteca/legislacion-ambiental/patrimonio_natural/nte_inen_2176_1_agua_calidad_agua_muestreo_tecnicas_muestreo.pdf
- INEN. (2020). NTE INEN 1108. Guías para la calidad del agua potable. 2018, 1–10.
- Ismail, I. M., Fawzy, A. S., Abdel-Monem, N. M., Mahmoud, M. H., & El-Halwany, M. A. (2012). Combined coagulation flocculation pre treatment unit for municipal wastewater. *Journal of Advanced Research*, 3(4), 331–336. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2011.10.004>
- Izquierdo, C., Pezántes, B., & Ayala, E. (2023). Prediction of the Optimal Dosage of Poly Aluminum Chloride for Coagulation in Drinking Water Treatment using Artificial Neural Networks. *Revista Técnica “Energía,”* 20(1), 93–99. <https://doi.org/10.37116/revistaenergia.v20.n1.2023.562>
- Joshi, N., Kumar, M. A., & Mody, K. (2020). Bioflocculated industrial wastewater for ameliorating bioflocculant production. In *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Resource Recovery from Wastes*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64321-6.00005-7>
- Koul, B., Bhat, N., Abubakar, M., Mishra, M., Arukha, A. P., & Yadav, D. (2022). Application of Natural Coagulants in Water Treatment: A Sustainable Alternative to Chemicals. In *Water (Switzerland)* (Vol. 14, Issue 22). MDPI. <https://doi.org/10.3390/w14223751>

- Kudryavtsev, P., & Kudryavtsev, N. (2020). Treatment of natural surface waters using new composite flocculants-coagulants. *International Journal of Hydrology*, 4(5), 211–217. <https://doi.org/10.15406/ijh.2020.04.00248>
- Lee, S., & Lee, D. K. (2018). What is the proper way to apply the multiple comparison test? *Korean Journal of Anesthesiology*, 71(5), 353–360. <https://doi.org/10.4097/kja.d.18.00242>
- Lead, J. R., & Wilkinson, K. J. (2006). Aquatic colloids and nanoparticles: Current knowledge and future trends. In *Environmental Chemistry* (Vol. 3, Issue 3, pp. 159–171). <https://doi.org/10.1071/EN06025>
- Lindarte, J., & Zárate, P. (2015). *EVALUACIÓN HIDRODINÁMICA DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO SUB-SUPERFICIAL A ESCALA PILOTO UTILIZANDO COMO MEDIOS FILTRANTES ANTRACITA, CARBÓN ACTIVADO Y COQUE Y SU EFECTO EN UN AGUA RESIDUAL*. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- Loaiza, J. (1988). El salto hidráulico como unidad de mezcla rápida. *Ingeniería Hidráulica*, 32–37.
- Lorenzo-Acosta, Y. (2006). Estado del arte del tratamiento de aguas por coagulación-floculación. Instituto Cubano de Investigaciones de los Derivados de la Caña de Azúcar Cuba, XL(2), 10-17. 0138-6204
- LUX, M. A., & Morales, J. (2010). MEDIDORES DE FLUJO EN CANALES ABIERTOS. Biblioteca USAC. http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08_3165_C.pdf
- Maldonado, V. (1992). Análisis de flujos y factores que determinan los periodos de retención. Manual de Evaluación. Tomo II, Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de La Calidad Del Agua Para Consumo Humano., 37–92.
- Martínez, G., & Betancourth, L. (2003). *EVALUACIÓN DE LA PLANTA DE POTABILIZACIÓN DE AGUA EMPRESAS PUBLICAS DE ARMENIA - QUINDÍO*. Universidad Nacional de Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/2710>
- Masmoudi, G., Ellouze, E., & Ben Amar, R. (2016). Hybrid coagulation/membrane process treatment applied to the treatment of industrial dyeing effluent. *Desalination and Water Treatment*, 57(15), 6781–6791. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1012747>
- Mauri Toledo, A. (2010). Empleo de Anova para determinar la consistencia entre resultados de mediciones unicos. *Boletin Científico Técnico INIMET*, 2, 9–14. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223017811003>
- McCleskey, R. B., Cravotta, C. A., Miller, M. P., Tillman, F., Stackelberg, P., Knierim, K. J., & Wise, D. R. (2023). Salinity and total dissolved solids measurements for natural waters: An overview and a new salinity method based on specific conductance and water type.

- Applied Geochemistry, 154, 105684.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2023.105684>
- Mezquita, A., Monfort, E., Ferrer, S., & Gabaldón-Estevan, D. (2017). How to reduce energy and water consumption in the preparation of raw materials for ceramic tile manufacturing: Dry versus wet route. *Journal of Cleaner Production*, 168, 1566–1570.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.082>
- Molano, J. (2016). Tratamiento de efluentes de la industria alimentaria por coagulación-floculación utilizando almidón de *Solanum tuberosum* L. ‘papa’ como alternativa al manejo convencional.
- Montalvo, C., Jerves, R., & Domínguez, L. (2020). Determination of pollution loads in spillways of the combined sewage network of the City of Cuenca, Ecuador. *Water (Switzerland)*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/w12092540>
- Monleon-Getino, T. (2016). *Novedades en el ANOVA - Diseño de experimentos, su análisis y diagnóstico*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.5029.3369>
- Nanda, A., Mohapatra, Dr. B. B., Mahapatra, A. P. K., Mahapatra, A. P. K., & Mahapatra, A. P. K. (2021). Multiple comparison test by Tukey’s honestly significant difference (HSD): Do the confident level control type I error. *International Journal of Statistics and Applied Mathematics*, 6(1), 59–65. <https://doi.org/10.22271/math.2021.v6.i1a.636>
- Nayeri, D., & Mousavi, S. A. (2022). A comprehensive review on the coagulant recovery and reuse from drinking water treatment sludge. *Journal of Environmental Management*, 319, 115649. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115649>
- Nordell, E. (1963). Tratamiento de agua para la industria y otros usos (Compañía Editorial Continental S.A. (ed.)).
- Norma2176, N. I. (2013). Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 2176: 2013 AGUA. CALIDAD DEL AGUA. MUESTREO. TÉCNICAS DE MUESTREO. Instituto Ecuatoriano de Normalización, First Edit, 1–15. Retrieved from https://gestionambiental.pastaza.gob.ec/biblioteca/legislacion-ambiental/patrimonio_natural/nte_inen_2176_1_agua_calidad_agua_muestreo_tecnicas_muestreo.pdf
- Nourmoradi, H., Rahmati, Z., Javaheri, M., Moradnejadi, K., & Noorimotlagh, Z. (2016). Effect of praestol as a coagulant-aid to improve coagulation-flocculation in dye containing wastewaters. *Global Nest Journal*, 18(1), 37–45. <https://doi.org/10.30955/gnj.001738>
- Nwobi, F., & Akanno, F. (2021). Power comparison of ANOVA and Kruskal–Wallis tests when error assumptions are violated. *Metodoloski Zvezki*, 18(2), 53–71. <https://doi.org/10.51936/LTGT2135>

- Osorio Trujillo, A. F., & Martínez Cajigas, M. E. (2018). Validación de un método para el análisis de color real en agua. *Revista de La Facultad de Ciencias*, 7(1), 143–155. <https://doi.org/10.15446/rev.fac.cienc.v7n1.68086>
- Ostertagová, E., Ostertag, O., & Kováč, J. (2014). Methodology and application of the Kruskal-Wallis test. *Applied Mechanics and Materials*, 611, 115–120. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.611.115>
- Pardo, D. (2010). DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE UN SISTEMA DE REMOCIÓN DE PARTICULADOS ASOCIADO A UN SISTEMA DE BOMBEO FOTOVOLTAICO. <https://repositorio.uniandes.edu.co/server/api/core/bitstreams/d602840b-2a76-4b6a-85d1-9ac66bdffa83/content>
- Pascal Suarez, Á. C., & Rodríguez Miranda, J. P. (2016). Determinación de las características hidrodinámicas de dos sedimentadores sedhelcon para el tratamiento de aguas residuales. *I+D Revista de Investigaciones*, 7(1), 117–124. <https://doi.org/10.33304/revinv.v07n1-2016012>
- Pauta, G., Velasco, M., Gutiérrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, Ó., & Abril, A. (2019). Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *MASKANA*, 10(2), 76–88. <https://doi.org/10.18537/mskn.10.02.08>
- Pérez, A., & Torres, P. (2008). Evaluación del comportamiento hidrodinámico como herramienta para optimización de reactores anaerobios de crecimiento en medio fijo. *Revisión Facultad Ingeniería Universidad Antioquia.*, 45, 27–40. <http://www.scielo.org.co/pdf/rfiua/n45/n45a03.pdf>
- Pérez, J. (1992). Factores que afectan al tiempo de retención.
- Pérez, J. (1997). ENSAYO MODIFICADO DE JARRAS PARA LA SELECCIÓN DE PARÁMETROS DE DISEÑO DE FLOCULACIÓN Y SEDIMENTACIÓN. *Avances En Recursos Hidráulicos*, 4, 33–47.
- Pérez-vidal, A., Díaz-gómez, J., Camilo-guío, D., & Castañeda-moreno, V. (2015). Efecto de la formación del manto de lodos sobre el comportamiento hidrodinámico de un reactor UASB a escala real. estudio de caso: Sotaquirá, Colombia. *I3*, 3, 10–29.
- Pierre, J., & Varela, J. (2006). *Modelación con estructuras de covarianzas en Ciencias Sociales*.
- Pivokonsky, M., Novotna, K., Petricek, R., Cermakova, L., Prokopova, M., & Naceradska, J. (2024). Fundamental chemical aspects of coagulation in drinking water treatment – Back to basics. In *Journal of Water Process Engineering* (Vol. 57). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104660>
- Prabhakar, A., & Chidambaram, R. (2023). Cocoyam powder extracted from *Colocasia antiquorum* as a novel plant-based bioflocculant for industrial wastewater treatment:

- Flocculation performance and mechanism. *Heliyon*, 9(5228).
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15228>
- Quintuña, D. (2019). Elaboración de un manual de operación y mantenimiento para la planta de tratamiento de agua industrial de la Central Termoeléctrica El Descanso de la Empresa Electro Generadora del Austro S.A. Universidad de Cuenca.
- Rachid, E.-B., Abderrahim, S., Hafid, A., & Souad, R. (2024). Water treatment: Aluminum sulfate, polymer, and activated carbon between efficacy and overdosing. Case of Oum Er-Rbia River, Morocco. *Desalination and Water Treatment*, 317, 100273.
<https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100273>
- Ramírez, H., & Jaramillo, J. (2016). Agentes Naturales como alternativa para el Tratamiento del Agua. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 11(2), 136.
<https://doi.org/10.18359/rfcb.1303>
- Ramón, M., Mauriello, F., Delgado, N., & Arteaga, B. (2007). Métodos prácticos para el aforo de pozos de riego. *Ciencia y Producción Vegetal*, 48–51.
- Ramos Olmos, R., Sepúlveda Marqués, R., & Villalobos Moreto, F. (2003). El agua en el medio ambiente.
- Ravina, L. (1993). Everything you want to know about Coagulation & Flocculation.... Zeta-Meter. INC. <http://www.zeta-meter.com>
- Recalde, M. (2010). DETERMINACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE INFLUENCIA EN EL PROCESO DEL AGUA DE LA QUEBRADA EL GUAMAL PARA SU POTENCIAL USO INDUSTRIAL POR LA EMPRESA AMERICANA DE CURTIDOS LTDA Y CÍA C.S.A.
<https://core.ac.uk/download/pdf/71396303.pdf>
- Rigola, M. (1989). TRATAMIENTO DE AGUAS INDUSTRIALES : AGUAS DE PROCESO Y RESIDUALES.
https://www.google.com.ec/books/edition/TRATAMIENTO_DE_AGUAS_INDUSTRIALES_AGUAS/fQcXUq9WFC8C?hl=es&gbpv=0
- Rodríguez, M., Hidalgo, A., & Delgado, R. (2016). Diseño de un sistema de tratamiento para el drenaje ácido de mina basado en el proceso de lodos de alta densidad (HDS). *Ingeniería - Revista Académica*, 20(2), 64–75.
<https://www.redalyc.org/pdf/467/46750928001.pdf>
- Rodriguez, M., Lugo, U., Rojas, C., & Malaver, C. (2007). Evaluación del proceso de la coagulación para el diseño de una planta potabilizadora. *Umbral Científico* , 8–16.
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30401102>
- Rodriguez-Diaz, Y. J., Torregroza-Mozo, A. A., Mejía-Padilla, F., Atencia-Vargas, J. J., & Villero-González, A. C. (2019). Eficiencia de la aplicación de policloruro de aluminio

- en post-tratamiento de aguas industriales en palma de aceite. *Temas Agrarios*, 24(2), 158–169. <https://doi.org/10.21897/rta.v24i2.2068>
- Rojas, A., & García, A. (2010). ANÁLISIS DE LA CURVA DE DISTRIBUCIÓN DEL TIEMPO DE RESIDENCIA EN UN SISTEMA DE LIXIVIACIÓN. *Tecnología Química*, 1, 61–68. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=445543769008>
- Romero, J. (1999). POTABILIZACION DEL AGUA (3ra ed.). Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Romero, J. (2009). https://www.academia.edu/38972813/Calidad_del_Agua_ROMERO_ROJAS%20Romero. Calidad del agua. https://www.academia.edu/38972813/Calidad_del_Agua_ROMERO_ROJAS%20Romero
- Rusydi, A. F. (2018). Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 118(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/118/1/012019>
- Samari-Kermani, M., Jafari, S., Rahnama, M., & Raoof, A. (2021). Ionic strength and zeta potential effects on colloid transport and retention processes. *Colloids and Interface Science Communications*, 42. <https://doi.org/10.1016/j.colcom.2021.100389>
- Sánchez, J., & Cardona, S. (2009). Evaluación del comportamiento hidráulico de un reactor aerobio y un reactor anaerobio, en una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas de pequeña escala. *Avances En Recursos Hidráulicos*, 20, 65–80. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/arh/article/view/14333/15111>
- Santana Cardona, L. M. (2022). Optimización del uso de ayudantes de coagulación para la tratabilidad del agua en el municipio de Apartadó [Universidad de Antioquia Facultad]. <https://hdl.handle.net/10495/28721>
- Shahzadi, F., Haydar, S., & Tabraiz, S. (2024). Optimization of Coagulation to Remove Turbidity from Surface Water Using Novel Nature-Based Plant Coagulant and Response Surface Methodology. *Sustainability (Switzerland)*, 16(7). <https://doi.org/10.3390/su16072941>
- Sierra, A., Navarro, A., Mercado, I., Flórez, A., & Jurado, M. (2019). Remoción de la turbidez del agua del río Magdalena usando médula de banano como coagulante. *Revista UIS Ingenierías*, 18(4), 131–138. <https://doi.org/10.18273/revuin.v18n4-2019012>
- Sierra, I., & Guatame, V. (2016). ANÁLISIS COMPARATIVO DEL POLICLORURO DE ALUMINIO (PAC) Y SULFATO DE ALUMINIO LÍQUIDO (SAL) PARA LA OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO COAGULACIÓN EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE FRANCISCO WIESNER IVANNA DANIELA

- SIERRA MOLINA VIVIANA GUATAME FONTECHA. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Smethurst, G. (1979). Basic Water Treatment, Thomas Telford Lrda., 1979.
- Tan, J., Huang, Y., Chi, B., Xiong, Z., Zhou, W., Yang, Z., Zhou, K., Ruan, X., Duan, X., Wang, M., & Zhang, J. (2024). Comparative study of iron and aluminium coagulants in conditioning sludge: Sludge dewatering performance, physicochemical properties, and risk of heavy metal migration. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(4), 113168. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113168>
- Takić, L., Vasović, D., Marković, S., & Burzić, Z. (2019). The equation for the optimum dosage of coagulant for water treatment plant. *Tehnicki Vjesnik*, 26(2), 571–575. <https://doi.org/10.17559/TV-20180213104907>
- Teixeira, E. C., & do Nascimento Siqueira, R. (2010). Closure to “Performance Assessment of Hydraulic Efficiency Indexes” by Edmilson Costa Texeira and Renato do Nascimento Siqueira. *Journal of Environmental Engineering*, 136(9), 1007–1008. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000244](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000244)
- Torra, A., Valero, F., Bisbal, J., & Tous, J. (1998). Policloruro de aluminio en el proceso de potabilización de aguas superficiales. *Tecnología Del Agua*.
- Torres, K. E., Lara, R. M., & León, M. E. (2023). Estudio para la recuperación de sulfato de aluminio a partir de lodos generados en los floculadores y sedimentadores. *Ibero-American Journal of Engineering & Technology Studies*, 3(1), 278–302. <https://doi.org/10.56183/iberotecs.v3i1.601>
- Torres-Lozada, P., Arango-Vallejo, L. A., & Torres-López, W. A. (2022). Estimación de la producción de lodos en plantas convencionales de tratamiento de agua potable mediante modelos de predicción. *Revista UIS Ingenierías*, 21(4), 87–96. <https://doi.org/10.18273/revuin.v21n4-2022008>
- Torres-Parra, C. A., García-Ubaque, C. A., García-Ubaque, J. C., García-Vaca, M. C., & Pacheco-García, R. (2017). Safe water for rural communities from an alternative filtration system. *Revista de Salud Publica*, 19(4), 453–459. <https://doi.org/10.15446/rsap.v19n4.56039>
- Trujillo, D., Duque, L. F., Arcila, J. S., Rincón, A., Pacheco, S., & Herrera, O. F. (2014). Remoción de turbiedad en agua de una fuente natural mediante coagulación / floculación usando almidón de plátano Turbidity removal in a water sample from a natural source via coagulation / flocculation using plantain starch Remoção de turbidez em água de. *Revista ION*, 27(1), 17–34. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-100X2014000100003

- Van Hecke, T. (2012). Power study of anova versus Kruskal-Wallis test. *Journal of Statistics and Management Systems*, 15(2–3), 241–247. <https://doi.org/10.1080/09720510.2012.10701623>
- Vargas, L. (2004a). Capítulo 2 Mezcladores. In Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría Tomo I (Vol. 2). <https://docplayer.es/22985176-Capitulo-2-mezcladores.html>
- Vargas, L. (2004b). Floculación. In Tratamiento de agua para consumo humano (pp. 265–302). <http://www.bvsde.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/MANUALI/TOMOI/seis.pdf>
- Vargas, L. (2004c). CAPÍTULO 11 CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE LOS PROCESOS Y DE LOS PARÁMETROS ÓPTIMOS DE LAS UNIDADES. En Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual I: Teoría Tomo II (pp. 216–284).
- Vargas, R., & Pérez, G. (2010). Análisis De La Curva De Distribución Del Tiempo De Residencia En Un Sistema De Lixiviación. *Tecnología Química*, XXX(1), 61–68.
- Varjani, S., Raveendran, S., Pandey, A., Kumar Khanal, S., & Gnansounou, E. (2020). Current Developments in Biotechnology and Bioengineering.
- Walsh, M. E., Zhao, N., Gora, S. L., & Gagnon, G. A. (2009). Effect of coagulation and flocculation conditions on water quality in an immersed ultrafiltration process. *Environmental Technology*, 30(9), 927–938. <https://doi.org/10.1080/09593330902971287>
- Wang, L., Hung, Y.-T., & Shamas, N. K. (2005). Physicochemical Treatment Processes.
- Weber, W. (2021). Control de la calidad del agua Procesos fisicoquímicos (Reverte (ed.)). https://www.google.com.ec/books/edition/Control_de_la_calidad_del_agua/S9MfEAA_AQBAJ?hl=es&gbpv=0
- Wei, D., Roil, M., & Norazanita, S. (2022). Assessment and Optimization of Coagulation Process in Water Treatment Plant: A Review. *ASEAN Journal of Science and Engineering*, 3(1), 79–100. <https://doi.org/10.17509/xxxx.xxxx>
- William, C., Riana, D., & Winarni. (2020). Selection of Flocculation Type Unit in the Design of Sumamusi Water Treatment Plant (WTP) Bekasi City. *Solid State Technology*, 63(6), 983–994. www.solidstatetechnology.us
- Wills, B. A., Vélez, S., Arboleda, A. F., & Garcés, J. P. (2013). PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA EVALUACIÓN DE SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS EN EL SITIO DE ORIGEN. (METHODOLOGICAL PROPOSAL FOR EVALUATION OF ON-SITE domestic WASTEWATER TREATMENT SYSTEMS). *Revista EIA*, 7(13), 93. <https://doi.org/10.24050/reia.v7i13.235>

- Wolf, D., & Resnick, W. (1963). Residence Time Distribution in Real Systems. *Industrial & Engineering Chemistry Fundamentals*, 2(4), 287–293.
<https://doi.org/10.1021/i160008a008>
- Yagual, M., & Torres, F. (2013). Análisis comparativo del proceso de floculación-coagulación en la potabilización de agua de río, usando como fuente de captación el Río Daule y el Río Babahoyo en la Provincia del Guayas. *DSpace*, 1, 7.
https://www.mendeley.com/catalogue/0d03213a-c570-38c3-a443-10d2a1a44526/?utm_source=desktop&utm_medium=1.19.4&utm_campaign=open_catalog&userDocumentId=%7Bd68d8b97-74f2-4f84-8994-dfd3e9184509%7D
- Yamamura, H., Putri, E. U., Kawakami, T., Suzuki, A., Ariesyady, H. D., & Ishii, T. (2020). Dosage optimization of polyaluminum chloride by the application of convolutional neural network to the floc images captured in jar tests. *Separation and Purification Technology*, 237. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116467>
- Zapata Rivera, A. M., & Gonzalías Manjarres, A. (2020). Caracterización cinética e hidrodinámica del fluido en un floculador hidráulico tipo Alabama localizado en la Ptap “El Arroyo” en Santander de Quilichao, Cauca. *Ladee*, 1(1), 43–54.
<https://doi.org/10.17981/ladee.01.01.2020.4>

7. Capítulo VII: Anexos

Anexo A. *Parámetros fisicoquímicos del agua del río Machángara*

Fecha	pH	Turbidez (NTU)	SDT (ppm)	Dureza (mg/l)	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	Conductividad (µs/cm)	Temperatura (°C)
10/11/2023	7	46.22	200	102	40	340	18
11/11/2023	6.8	10.3	140	85	60	260	19
13/11/2023	6.9	8.1	150	119	40	280	19
14/11/2023	6.9	15.1	210	119	50	300	19
16/11/2023	7.2	17	120	102	40	250	14
17/11/2023	7	8.77	110	68	40	220	15.9
18/11/2023	7	10.9	110	68	40	220	15.4
19/11/2023	7.1	12.6	110	68	40	220	18.6
20/11/2023	6.9	8.46	140	85	60	270	17.9
21/11/2023	6.4	3.17	120	85	40	240	17.5
23/11/2023	6.7	24.09	140	68	40	260	17.9
24/11/2023	6.9	38.2	200	136	50	400	17
25/11/2023	6.9	36.8	200	136	50	400	16.5
27/11/2023	6.8	16.2	120	136	50	230	15.9
28/11/2023	6.9	10.2	100	136	40	200	16.5
29/11/2023	7	9.44	100	136	40	190	14.9
30/11/2023	7	9.76	100	136	40	190	15
01/12/2023	7	10.1	110	68	40	230	16.5
02/12/2023	6.9	20.06	100	68	40	240	19
03/12/2023	6.9	14.22	110	85	40	220	20
04/12/2023	7	7.5	200	51	50	410	20.2
05/12/2023	7.2	70.4	190	85	40	400	19
06/12/2023	7	26.9	210	85	30	430	17.5
11/12/2023	7.1	6.38	160	102	40	310	16.4
12/12/2023	6.9	15.6	140	119	40	280	16.3
13/12/2023	6.9	10.7	130	102	30	250	17
14/12/2023	6.8	26.1	140	85	40	280	18.7
16/12/2023	6.8	453	110	85	40	240	17
20/12/2023	7	15.2	130	119	40	250	16.9
21/12/2023	7	15.1	120	119	40	260	16.5
28/02/2024	7.3	9.1	100	68	70	200	17
29/02/2024	7	10.1	100	51	60	200	16.5
01/03/2024	7.7	223	60	68	120	130	17.7
02/03/2024	7.5	210	80	68	140	130	18

04/03/2024	7.2	30.2	70	51	70	130	15
05/03/2024	7.4	36.5	50	51	40	100	14
06/03/2024	7.4	16.5	60	51	60	120	15
07/03/2024	7.3	19.2	90	85.5	70	190	15.3
08/03/2024	7.3	13.7	120	68.4	50	230	16
09/03/2024	7.4	76.5	110	68.4	70	230	15
11/03/2024	7.1	16.8	140	51	40	280	15.3
12/03/2024	7.5	15.5	180	68	100	270	15.1
13/03/2024	7.6	10.2	170	51	40	350	15.7
14/03/2024	7.4	34.7	160	68	60	340	15.5
15/03/2024		13					
16/03/2024	7.6	15.7	70	51.3	30	150	16.3
18/03/2024	7.7	8.91	90	51.3	60	180	15.8
19/03/2024	7.6	22.7	170	68.4	50	320	17.2
20/03/2024	7.3	22.5	170	68.4	60	320	17
21/03/2024	6.8	6.78	60	68.4	60	130	19
22/03/2024	6.8	208	110	68.4	60	230	17
23/03/2024	7.1	57	100	102.6	100	220	14.6
24/03/2024		60					
25/03/2024	7.2	20.1	150	51.3	70	320	17.6
26/03/2024	7.2	-	140	51.3	70	310	16.7
27/03/2024	7	-	80	68.4	40	160	17.3
28/03/2024	7.3	-	70	68.4	50	150	12.9
29/03/2024	7.7	-	60	68.4	50	140	14.5
30/03/2024	7.1	-	70	85.5	50	150	15
02/04/2024	7.2	-	170	68.4	50	340	17
03/04/2024	7.5	31	60	68.4	50	130	18
04/04/2024	7.4	30.9	60	34.2	70	140	17.7
05/04/2024	7.1	19.9	60	68.4	50	130	18
06/04/2024	7.4	31.5	110	68.4	70	230	17
08/04/2024	7.8	15.2	70	51.3	80	150	15.1
09/04/2024	7.7	21.5	70	68.4	70	160	15.5
10/04/2024	7.9	10.5	70	51	50	150	15.2
11/04/2024	7.6	22.6	70	68.4	60	150	16.3
12/04/2024	7.3	13.1	100	68.4	80	210	17.5
13/04/2024	7.2	18.6	90	88.4	70	183	17.1
14/04/2024		25.2					
15/04/2024	6.9	54	120	68.4	60	250	18
16/04/2024	7.1	23	160	68.4	60	340	17.1

17/04/2024	7.2	48.7	130	68.4	50	280	16.3
18/04/2024	7.5	14.8	70	51.3	70	160	15.3
19/04/2024	7.1	153	120	85.5	70	260	15.6
22/04/2024		41.2					
23/04/2024	7.5	30	60	68.4	60	140	15.7
24/04/2024	7.6	17.5	80	68.4	60	180	16
25/04/2024	7.4	31.3	140	68.4	30	300	17
26/04/2024	7.3	26.2	80	51.3	60	190	15
27/04/2024	7.5	32.5	120	68.4	50	290	17
28/04/2024		67.5					
29/04/2024	7.3	46.6	90	51.3	70	210	16.1
30/04/2024	7.2	28.1	90	51.3	70	230	18.5
01/05/2024	7.5	31.5	70	34.2	70	160	16
02/05/2024	-	15.4	-				
05/05/2024		159					
06/05/2024		63					
07/05/2024	7.4	54.8	110		40	230	17
08/05/2024	7.4	60.7	120	51.3	30	260	16
09/05/2024	7.5	35	80	51.3	40	180	16
10/05/2024	7.4	33.5	110	51.3	40	230	14.2
11/05/2024	7.3	29.9	100	51.3	40	210	15.1
12/05/2024		14.6					
13/05/2024	7.2	26.7	110	51.3	30	240	15.2
14/05/2024		12					
15/05/2024	7.1	15.7	70	51.3	50	130	14.6
16/05/2024	7.1	35.6	130	68.4	50	60	15
17/05/2024		18.7					
18/05/2024	7.1	12.2	70	85.5	50	410	16
19/05/2024		130					
20/05/2024	7	19.6	130	51.3	60	270	16
21/05/2024	7.6	19.6	70	51.3	60	140	15
22/05/2024	7	19.6	130	51.3	60	270	16
23/05/2024	7.1	9.64	130	51.3	40	250	21.5
24/05/2024	7.3	45.5	100	68.4	60	200	16.7
25/05/2024	7.5	78.3	110	68.4	70	210	17.5
26/05/2024	7.3	18	110	51.3	60	190	15.6
27/05/2024	7.2	10.7	70	51.3	60	140	14.7
Mínimo	6.40	3.17	50.00	34.20	30.00	60.00	12.90
Máximo	7.9	453	210	136	140	430	21.5

Promedio	7.21	38.05	112.86	73.32	54.39	229.93	16.54
----------	------	-------	--------	-------	-------	--------	-------

Anexo B. Resultados de prueba de trazadores para el tramo 1 de la unidad de floculación

mm:ss	Tiempo(s)	t/to	k	C	C - Co	$\sum$ C - Co	F(t)	1-F(t)	log(1-F(t))
0:00:00	0	0.00	160	80	10	10	0.004	0.996	-0.002
0:00:10	10	0.08	170	85	15	25	0.010	0.990	-0.004
0:00:20	20	0.16	140	70	0	25	0.010	0.990	-0.004
0:00:30	30	0.23	160	80	10	35	0.014	0.986	-0.006
0:00:40	40	0.31	140	70	0	35	0.014	0.986	-0.006
0:00:50	50	0.39	160	80	10	45	0.018	0.982	-0.008
0:01:00	60	0.47	150	75	5	50	0.020	0.980	-0.009
0:01:20	80	0.62	160	80	10	60	0.024	0.976	-0.011
0:01:30	90	0.70	250	125	55	115	0.046	0.954	-0.020
0:01:40	100	0.78	460	230	160	275	0.110	0.890	-0.051
0:01:50	110	0.85	670	335	265	540	0.216	0.784	-0.106
0:02:00	120	0.93	850	425	355	895	0.359	0.641	-0.193
0:02:20	140	1.09	910	455	385	1280	0.513	0.487	-0.312
0:02:30	150	1.17	870	435	365	1645	0.659	0.341	-0.468
0:02:40	160	1.24	710	355	285	1930	0.774	0.226	-0.645
0:02:50	170	1.32	540	270	200	2130	0.854	0.146	-0.835
0:03:00	180	1.40	480	240	170	2300	0.922	0.078	-1.107
0:03:10	190	1.48	270	135	65	2365	0.948	0.052	-1.283
0:03:20	200	1.55	220	110	40	2405	0.964	0.036	-1.443
0:03:30	210	1.63	220	110	40	2445	0.980	0.020	-1.698
0:03:40	220	1.71	190	95	25	2470	0.990	0.010	-1.999
0:03:50	230	1.79	170	85	15	2485	0.996	0.004	-2.397
0:04:00	240	1.87	160	80	10	2495	1.000	0.000	-

Anexo C. Resultados de prueba de trazadores para el tramo 2 de la unidad de floculación

hh:mm:ss	Tiempo (s)	t/to	k	C	C - Co	$\sum$ C - Co	F(t)	1-F(t)	Log (1 - F(t))
0:00:00	0	0.00	160	80	0	0	0	1.00	0
0:00:10	10	0.06	160	80	0	0	0	1.00	0
0:00:15	15	0.09	160	80	0	0	0	1.00	0
0:00:20	20	0.11	160	80	0	0	0	1.00	0
0:00:30	30	0.17	160	80	0	0	0	1.00	0
0:00:45	45	0.26	160	80	0	0	0	1.00	0
0:01:00	60	0.34	160	80	0	0	0	1.00	0
0:01:15	75	0.43	160	80	0	0	0	1.00	0
0:01:30	90	0.52	180	90	10	10	0.003	1.00	0.00
0:01:45	105	0.60	180	90	10	20	0.007	0.99	0.00
0:02:00	120	0.69	200	100	20	40	0.014	0.99	-0.01
0:02:05	125	0.72	220	110	30	70	0.024	0.98	-0.01
0:02:08	128	0.74	240	120	40	110	0.038	0.96	-0.02
0:02:11	131	0.75	260	130	50	160	0.056	0.94	-0.02
0:02:16	136	0.78	300	150	70	230	0.080	0.92	-0.04
0:02:20	140	0.80	320	160	80	310	0.108	0.89	-0.05
0:02:25	145	0.83	330	165	85	395	0.137	0.86	-0.06

0:02:30	150	0.86	350	175	95	490	0.170	0.83	-0.08
0:02:37	157	0.90	360	180	100	590	0.205	0.80	-0.10
0:02:45	165	0.95	380	190	110	700	0.243	0.76	-0.12
0:02:49	169	0.97	400	200	120	820	0.285	0.72	-0.15
0:02:50	170	0.98	400	200	120	940	0.326	0.67	-0.17
0:03:00	180	1.03	400	200	120	1060	0.368	0.63	-0.20
0:03:10	190	1.09	400	200	120	1180	0.410	0.59	-0.23
0:03:15	195	1.12	400	200	120	1300	0.451	0.55	-0.26
0:03:20	200	1.15	390	195	115	1415	0.491	0.51	-0.29
0:03:27	207	1.19	380	190	110	1525	0.530	0.47	-0.33
0:03:30	210	1.21	370	185	105	1630	0.566	0.43	-0.36
0:03:37	217	1.25	360	180	100	1730	0.601	0.40	-0.40
0:03:40	220	1.26	350	175	95	1825	0.634	0.37	-0.44
0:03:45	225	1.29	340	170	90	1915	0.665	0.34	-0.47
0:03:52	232	1.33	330	165	85	2000	0.694	0.31	-0.51
0:03:59	239	1.37	320	160	80	2080	0.722	0.28	-0.56
0:04:00	240	1.38	310	155	75	2155	0.748	0.25	-0.60
0:04:05	245	1.41	300	150	70	2225	0.773	0.23	-0.64
0:04:10	250	1.44	290	145	65	2290	0.795	0.20	-0.69
0:04:15	255	1.47	280	140	60	2350	0.816	0.18	-0.74
0:04:24	264	1.52	270	135	55	2405	0.835	0.16	-0.78
0:04:30	270	1.55	260	130	50	2455	0.852	0.15	-0.83
0:04:35	275	1.58	250	125	45	2500	0.868	0.13	-0.88
0:04:37	277	1.59	240	120	40	2540	0.882	0.12	-0.93
0:04:45	285	1.64	240	120	40	2580	0.896	0.10	-0.98
0:04:46	286	1.64	230	115	35	2615	0.908	0.09	-1.04
0:04:50	290	1.67	230	115	35	2650	0.920	0.08	-1.10
0:04:53	293	1.68	220	110	30	2680	0.931	0.07	-1.16
0:04:57	297	1.71	210	105	25	2705	0.939	0.06	-1.22
0:05:00	300	1.72	210	105	25	2730	0.948	0.05	-1.28
0:05:03	303	1.74	200	100	20	2750	0.955	0.05	-1.35
0:05:15	315	1.81	200	100	20	2770	0.962	0.04	-1.42
0:05:17	317	1.82	190	95	15	2785	0.967	0.03	-1.48
0:05:20	320	1.84	190	95	15	2800	0.972	0.03	-1.56
0:05:30	330	1.90	190	95	15	2815	0.977	0.02	-1.65
0:05:34	334	1.92	180	90	10	2825	0.981	0.02	-1.72
0:05:45	345	1.98	180	90	10	2835	0.984	0.02	-1.81
0:06:00	360	2.07	180	90	10	2845	0.988	0.01	-1.92
0:06:02	362	2.08	170	85	5	2850	0.990	0.01	-1.98
0:06:15	375	2.16	170	85	5	2855	0.991	0.01	-2.06
0:06:30	390	2.24	170	85	5	2860	0.993	0.01	-2.16
0:06:45	405	2.33	170	85	5	2865	0.995	0.01	-2.28
0:07:00	420	2.41	170	85	5	2870	0.997	0.00	-2.46

0:07:15	435	2.50	170	85	5	2875	0.998	0.00	-2.76
0:07:30	450	2.59	170	85	5	2880	1	0.00	-
0:07:41	461	2.65	160	80	0	2880	1	0.00	-

Anexo D Resultados de prueba de trazadores para el tramo 3 previa modificación de la unidad de floculación

hh:mm:ss	Tiempo (s)	t/to	k	C	C -Co	Σ C- Co	F(t)	1-F(t)	Log [1-F(t)]
0:00:00	0	0.00	160	80	0	0	0	1	0
0:00:30	30	0.12	160	80	0	0	0	1	0
0:01:00	60	0.24	170	85	5	5	0.007	0.993	-0.003
0:01:30	90	0.37	190	95	15	20	0.029	0.971	-0.013
0:02:00	120	0.49	200	100	20	40	0.058	0.942	-0.026
0:02:30	150	0.61	230	115	35	75	0.109	0.891	-0.050
0:03:00	180	0.73	250	125	45	120	0.175	0.825	-0.084
0:03:30	210	0.85	270	135	55	175	0.255	0.745	-0.128
0:04:00	240	0.97	280	140	60	235	0.343	0.657	-0.182
0:04:30	270	1.10	280	140	60	295	0.431	0.569	-0.245
0:05:00	300	1.22	270	135	55	350	0.511	0.489	-0.311
0:05:30	330	1.34	270	135	55	405	0.591	0.409	-0.389
0:06:00	360	1.46	260	130	50	455	0.664	0.336	-0.474
0:06:30	390	1.58	250	125	45	500	0.730	0.270	-0.569
0:07:00	420	1.70	230	115	35	535	0.781	0.219	-0.660
0:07:30	450	1.83	220	110	30	565	0.825	0.175	-0.757
0:08:00	480	1.95	220	110	30	595	0.869	0.131	-0.881
0:08:30	510	2.07	200	100	20	615	0.898	0.102	-0.991
0:09:00	540	2.19	190	95	15	630	0.920	0.080	-1.095
0:09:30	570	2.31	180	90	10	640	0.934	0.066	-1.182
0:10:00	600	2.43	180	90	10	650	0.949	0.051	-1.292
0:10:30	630	2.56	180	90	10	660	0.964	0.036	-1.438
0:11:00	660	2.68	180	90	10	670	0.978	0.022	-1.660
0:11:30	690	2.80	170	85	5	675	0.985	0.015	-1.836
0:12:00	720	2.92	170	85	5	680	0.993	0.007	-2.137
0:13:00	780	3.16	170	85	5	685	1	0	-

Anexo E. Resultados de prueba de trazadores para el tramo 3 post modificación de la unidad de floculación.

hh:mm:ss	Tiempo (s)	t/to	k	C	C - Co	$\sum C - Co$	F(t)	1-F(t)	Log[1-F(t)]
0:00:00	0	0.00	160	80	0	0	0	1	0
0:00:10	10	0.04	160	80	0	0	0	1	0
0:00:20	20	0.08	160	80	0	0	0	1	0
0:00:30	30	0.12	160	80	0	0	0	1	0
0:00:40	40	0.17	160	80	0	0	0	1	0
0:00:50	50	0.21	160	80	0	0	0	1	0
0:01:00	60	0.25	160	80	0	0	0	1	0
0:01:10	70	0.29	160	80	0	0	0	1	0
0:01:20	80	0.33	160	80	0	0	0	1	0
0:01:30	90	0.37	160	80	0	0	0	1	0
0:01:39	99	0.41	170	85	5	5	0.002	0.998	-0.001
0:01:40	100	0.42	170	85	5	10	0.003	0.997	-0.001
0:01:50	110	0.46	180	90	10	20	0.006	0.994	-0.003
0:01:57	117	0.49	190	95	15	35	0.011	0.989	-0.005
0:02:00	120	0.50	190	95	15	50	0.016	0.984	-0.007
0:02:06	126	0.52	210	105	25	75	0.024	0.976	-0.010
0:02:10	130	0.54	210	105	25	100	0.032	0.968	-0.014
0:02:15	135	0.56	220	110	30	130	0.041	0.959	-0.018
0:02:20	140	0.58	220	110	30	160	0.051	0.949	-0.023
0:02:30	150	0.62	230	115	35	195	0.062	0.938	-0.028
0:02:34	154	0.64	250	125	45	240	0.076	0.924	-0.034
0:02:40	160	0.66	260	130	50	290	0.092	0.908	-0.042
0:02:50	170	0.71	260	130	50	340	0.108	0.892	-0.049
0:02:55	175	0.73	280	140	60	400	0.127	0.873	-0.059
0:03:00	180	0.75	280	140	60	460	0.146	0.854	-0.068
0:03:10	190	0.79	280	140	60	520	0.165	0.835	-0.078
0:03:15	195	0.81	290	145	65	585	0.185	0.815	-0.089
0:03:20	200	0.83	290	145	65	650	0.206	0.794	-0.100
0:03:25	205	0.85	300	150	70	720	0.228	0.772	-0.112
0:03:28	208	0.86	310	155	75	795	0.252	0.748	-0.126
0:03:30	210	0.87	310	155	75	870	0.275	0.725	-0.140
0:03:38	218	0.91	320	160	80	950	0.301	0.699	-0.155
0:03:40	220	0.91	320	160	80	1030	0.326	0.674	-0.171
0:03:42	222	0.92	330	165	85	1115	0.353	0.647	-0.189
0:03:50	230	0.96	330	165	85	1200	0.380	0.620	-0.207
0:04:00	240	1.00	320	160	80	1280	0.405	0.595	-0.226
0:04:06	246	1.02	330	165	85	1365	0.432	0.568	-0.246

0:04:10	250	1.04	330	165	85	1450	0.459	0.541	-0.267
0:04:20	260	1.08	330	165	85	1535	0.486	0.514	-0.289
0:04:29	269	1.12	320	160	80	1615	0.511	0.489	-0.311
0:04:30	270	1.12	320	160	80	1695	0.536	0.464	-0.334
0:04:40	280	1.16	320	160	80	1775	0.562	0.438	-0.358
0:04:50	290	1.21	320	160	80	1855	0.587	0.413	-0.384
0:04:54	294	1.22	310	155	75	1930	0.611	0.389	-0.410
0:05:00	300	1.25	310	155	75	2005	0.634	0.366	-0.437
0:05:10	310	1.29	310	155	75	2080	0.658	0.342	-0.466
0:05:18	318	1.32	300	150	70	2150	0.680	0.320	-0.495
0:05:20	320	1.33	300	150	70	2220	0.703	0.297	-0.527
0:05:23	323	1.34	290	145	65	2285	0.723	0.277	-0.558
0:05:30	330	1.37	290	145	65	2350	0.744	0.256	-0.591
0:05:39	339	1.41	280	140	60	2410	0.763	0.237	-0.625
0:05:40	340	1.41	280	140	60	2470	0.782	0.218	-0.661
0:05:46	346	1.44	270	135	55	2525	0.799	0.201	-0.697
0:05:50	350	1.45	280	140	60	2585	0.818	0.182	-0.740
0:06:00	360	1.50	270	135	55	2640	0.835	0.165	-0.784
0:06:10	370	1.54	260	130	50	2690	0.851	0.149	-0.828
0:06:20	380	1.58	260	130	50	2740	0.867	0.133	-0.876
0:06:30	390	1.62	250	125	45	2785	0.881	0.119	-0.926
0:06:40	400	1.66	250	125	45	2830	0.896	0.104	-0.981
0:06:50	410	1.70	230	115	35	2865	0.907	0.093	-1.030
0:07:00	420	1.75	230	115	35	2900	0.918	0.082	-1.085
0:07:10	430	1.79	230	115	35	2935	0.929	0.071	-1.148
0:07:20	440	1.83	220	110	30	2965	0.938	0.062	-1.210
0:07:30	450	1.87	210	105	25	2990	0.946	0.054	-1.269
0:07:40	460	1.91	200	100	20	3010	0.953	0.047	-1.324
0:07:50	470	1.95	200	100	20	3030	0.959	0.041	-1.386
0:08:00	480	1.99	180	90	10	3040	0.962	0.038	-1.421
0:08:10	490	2.04	200	100	20	3060	0.968	0.032	-1.500
0:08:20	500	2.08	190	95	15	3075	0.973	0.027	-1.570
0:08:30	510	2.12	180	90	10	3085	0.976	0.024	-1.625
0:08:40	520	2.16	180	90	10	3095	0.979	0.021	-1.687
0:08:50	530	2.20	180	90	10	3105	0.983	0.017	-1.759
0:09:00	540	2.24	180	90	10	3115	0.986	0.014	-1.846
0:09:10	550	2.29	180	90	10	3125	0.989	0.011	-1.956
0:09:20	560	2.33	180	90	10	3135	0.992	0.008	-2.102
0:09:30	570	2.37	170	85	5	3140	0.994	0.006	-2.199
0:09:40	580	2.41	170	85	5	3145	0.995	0.005	-2.324
0:09:50	590	2.45	170	85	5	3150	0.997	0.003	-2.500

0:10:00	600	2.49	170	85	5	3155	0.998	0.002	-2.801
0:10:10	610	2.53	170	85	5	3160	1	0	
0:10:20	620	2.58	160	80	0	3160	1	0	

Anexo F. Resumen de los resultados de dosis óptima mediante prueba de jarras con sulfato de aluminio Tipo A.

Turbidez	Dosificación				Turbidez residual				Dosis óptima
	J1	J2	J3	J4	J1	J2	J3	J4	
12.7	15	20	23.6	24	9.08	8.37	1.17	0.7	23.6
10.1	5	10	15	30	7.34	7.32	2.1	1.34	15
20.6	18	21	24	26	12.4	2.39	1.61	1.42	21
29.1	20	23	26	29	2.03	1.24	2.87	1.26	20
71.2	27	30	33	36	1.19	2.98	4.11	2.1	27
290	43	46	50	53	23.4	7.87	2.17	2.44	50
24.5	21	24	27	30		1.59			24
45.1	23	26	29	32	35.5	19.5	3.38	1.51	29
180	41	44	47	50	1.57	1.2	2.47	0.82	41
103.3	35	38	42	44	1.43	1.47	3.26	1.44	35
87.3	31	34	37	40	2.66	2.5	0.98	2.2	31
80.7	28	32	36	40	2.15	1.63	1.33	1.69	28

Anexo G. Resumen de los resultados de dosis óptima mediante prueba de jarras con sulfato de aluminio Iron Free.

Turbidez	Dosificación				Turbidez residual				Dosis óptima
	J1	J2	J3	J4	J1	J2	J3	J4	
13.06	15	20	22.12	23	9.85	4.54	1.39	0.85	22.12
10.3	5	10	15	20	6.8	6.5	1.37	1.38	15
21.2	18	21	24	27	7.09	3.13	1.91	1.37	21
30	22	23			1.87	1.81			22
70.3	24	27	30	33	1.85	0.81	1.47	1.09	24
291	43	46	50	53	12.5	4.15	5.35	2.29	53
24.5	21	24	27	30				1.48	22
42.7	23	26	29	32	18.5	4.05	1.72	1.07	29
181	41	44	47	50	0.69	2.05	0.61	1.73	41
101.5	32	35	38	41	1.43	1.5	1.39	1.25	32
87.2	31	34	37	40	0.6	0.86	0.73	0.28	31
79.2	24	28	32	36	1.49	1.15	0.63	0.61	24

Anexo H. Resumen de los resultados de dosis óptima mediante prueba de jarras con coagulante policloruro de aluminio.

Turbidez	Dosificación				Turbidez residual				Dosis óptima
	J1	J2	J3	J4	J1	J2	J3	J4	
193	5	10	15	20	7.27	2.76	1.52	0.85	10
597	27	30	33	36	2.07	1.25	1	0.69	27
443	23	26	29	32	31.2	2.98	3.4	1.39	26
195	18	20	22	24	2.96	1.92	0.64	0.89	10
182.5	41	44	47	50	1.3	0.47	0.7	1.45	41
101	32	35	38	41	0.85	1.42	2.57	1.31	32
10.5	4	8	12	16	9.76	9.5	2.43	0.54	12
74.5	24	27	30	33	1.38	2.96	1.55	2.3	24
281.5	38	42	46	50	3.55	2.97	1.18	0.81	42
87.4	29	33	37	41	0.77	1.88	0.49	0.97	29

Anexo I. Resumen de dosis óptimas de cada coagulante.

Turbiedad	CA	Remoción %	Turbiedad	CB	Remoción %	Turbiedad	CC	Remoción %
10.1	15	79.2	10.3	15	87.07	10.5	12	76.63
12.7	23.6	91	13.06	22.12	89.39	19.3	10	86.06
20.6	21	88.3	21.2	21	85.57	27	18	92.51
24.5	24	93.51	23.9	21	87.71	44.3	26	93.14
29.1	20	93.41	24.5	30	93.95	59.7	27	96.63
45.1	29	92.73	30	22	93.92	74.5	24	98.1
60.5	33	96.63	42.7	29	95.7	87.4	29	99.12
71.2	27	98.35	62.4	27	95.68	101	32	99.13
80.7	28	97.33	70.3	24	97.31	182.5	41	99.31
87.4	31	96.93	79.7	24	98.24	281	42	98.7
103.3	35	98.62	87.2	31	99.3			
180.8	41	99.13	101.5	32	98.54			
290	50	99.26	181	41	99.62			
			291	53	99.25			

Nota: CA es coagulante sulfato de Aluminio Tipo A. CB es sulfato de Aluminio Iron Free. CC es policloruro de aluminio (PAC)

Anexo J. Resumen de los resultados de color óptimo mediante prueba de jarras con sulfato de aluminio Tipo A

Color aparente	Dosificación				Color aparente residual				Color aparente óptimo
	J1	J2	J3	J4	J1	J2	J3	J4	
29	15	20	23.6	24	22	21	7	6	
24	5	10	15	30	19	19	9	7	9
45	18	21	24	26	29	9	8	7	9
61	20	23	26	29	9	7	10	7	9
143	27	30	33	36	7	10	13	9	7
567	43	46	50	53	50	20	9	9	9
52	21	24	27	30		8			8
92	23	26	29	32	74	42	11	8	11
354	41	44	47	50	8	7	9	6	8
205	35	38	42	44	7	8	11	7	7
174	31	34	37	40	10	10	7	9	10
161	28	32	36	40	9	8	7	8	9

Anexo K. Resumen de los resultados de color óptimo mediante prueba de jarras con sulfato de aluminio Iron Free

Color aparente	Dosificación				Color aparente residual				Color aparente óptimo
	J1	J2	J3	J4	J1	J2	J3	J4	
30	15	20	22.12	23	24	13	7	6	7
25	5	10	15	20	18	17	7	7	7
46	18	21	24	27	18	11	8	7	11
63	22	23			8	8			8
141	24	27	30	33	8	6	8	7	8
569	43	46	50	53	29	13	15	9	9
52	21	24	27	30				8	8
87	23	26	29	32	41	13	8	7	8
356	41	44	47	50	6	9	6	8	6
202	32	35	38	41	7	8	7	7	7
174	31	34	37	40	6	6	6	5	6
158	24	28	32	36	8	7	6	6	8

Anexo L. Resumen de los resultados de color óptimo mediante prueba de jarras con policloruro de aluminio

Color aparente	Dosificación				Color aparente residual				Color aparente óptimo
	J1	J2	J3	J4	J1	J2	J3	J4	
42	5	10	15	20	19	10	8	6	10
120	27	30	33	36	9	7	7	6	9
91	23	26	29	32	65	10	11	7	10
42	18	20	22	24	10	8	6	6	
359	41	44	47	50	7	6	6	7	7
201	32	35	38	41	6	7	10	7	6
25	4	8	12	16	24	23	9	6	9
149	24	27	30	33	7	10	8	9	7
551	38	42	46	50	12	10	7	6	10
174	29	33	37	41	6	8	6	7	6

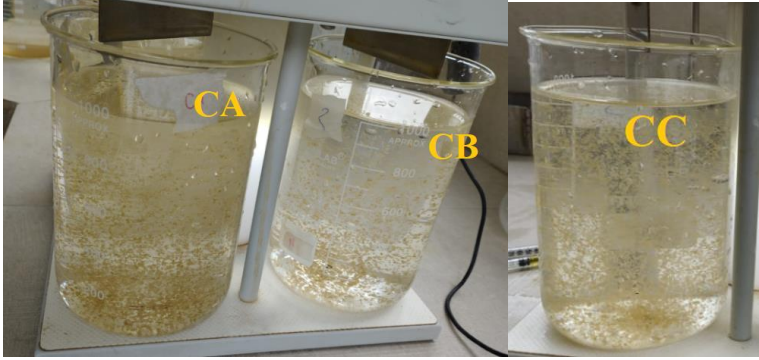
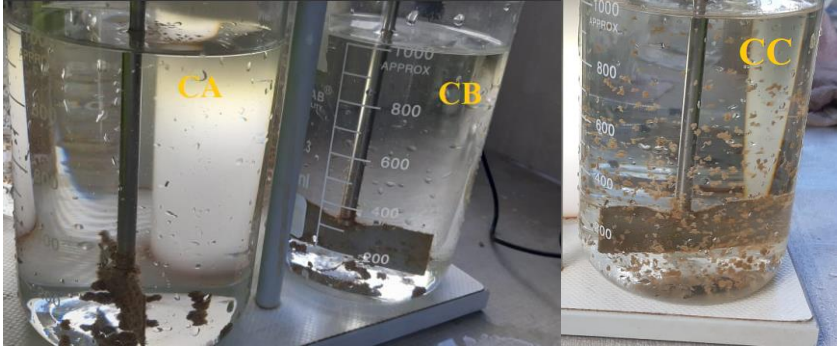
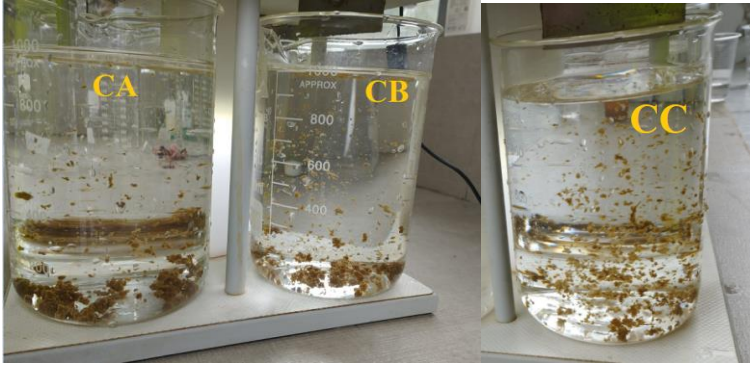
Anexo M. Resumen de los resultados de pruebas de jarras a dosis fijas para comparación de porcentaje de remoción de turbiedad

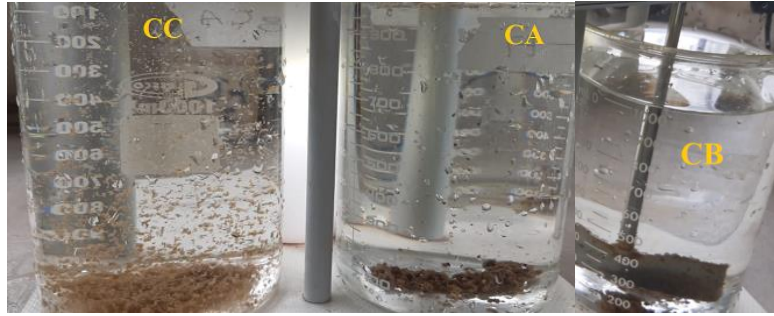
Porcentaje de remoción de turbidez (%)			
Turbidez NTU	Sulfato de aluminio Tipo A	Sulfato de aluminio Iron Free	Policloruro de aluminio PAC
45	92.7	95.7	92.5
70	95.8	97.9	97.9
87	98.9	99.2	99.4
101	98.6	98.5	98.6
180	99.1	99.6	99.3
290	97.3	98.5	99.6

Anexo N. Datos para la curva de porcentaje de remoción de turbiedad con floculante.

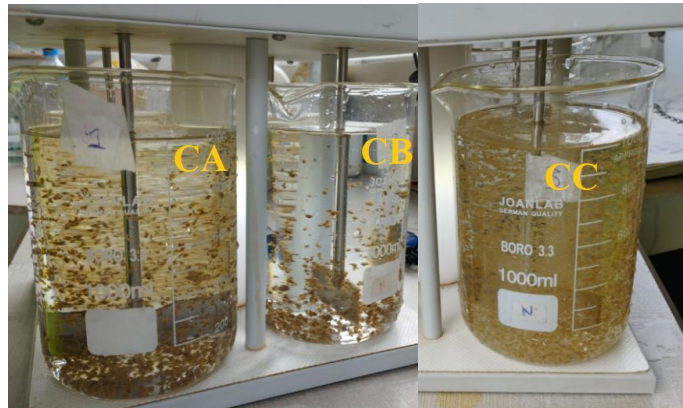
Turbiedad inicial (NTU)	Sulfato de Aluminio Tipo A	Turbiedad inicial (NTU)	Sulfato de Aluminio Iron Free	Turbiedad inicial (NTU)	Policloruro de Aluminio
20.70	94.15	20.40	91.23	11.60	76.21
32.60	95.09	27.40	95.15	18.70	89.89
42.90	92.28	42.10	92.28	44.20	96.31
59.50	97.38	61.30	96.62	62.60	96.33
80.90	97.23	80.70	97.11	74.30	99.03
86.20	98.47	87.00	98.34	85.00	98.78
105.00	98.40	105.00	98.59	105.00	98.77
164.00	99.38	175.00	99.39	172.00	98.38
285.00	98.44	287.00	98.71	271.00	99.73

Anexo Ñ. Índice de Willcomb.

Índices de Willcomb		
Turbiedad aproximada de 42 NTU		
		
Turbiedad aproximada de 80 NTU		
		
Turbiedad aproximada de 86 NTU		
		
Turbiedad aproximada de 105 NTU		



Turbiedad aproximada de 164 NTU



Anexo O. Datos para el cálculo del peso y costo actual del coagulante aplicado por los operadores.

Fecha (dd/mm/aa)	Turbidez (NTU)	Horas de captación (hh:mm)	Horas que se captan (s)	Dosis (mg/l)	Peso (mg/s)	Peso (kg/día)	Costo (\$/día)
4/3/2024	30.2	5:40	20400	27.58	763.89	15.58	7.01
5/3/2024	36.5	5:30	19800	35.6	986.11	19.53	8.79
6/3/2024	16.5	5:00	18000	32.09	888.89	16	7.2
7/3/2024	19.2	4:20	15600	27.58	763.89	11.92	5.36
8/3/2024	13.7	2:30	9000	27.58	763.89	6.88	3.09
9/3/2024	76.5	8:00	28800	29.08	805.56	23.2	10.44
11/3/2024	16.8	5:30	19800	28.08	777.78	15.4	6.93
12/3/2024	15.5	4:15	15300	24.07	666.67	10.2	4.59
13/3/2024	10.2	3:40	13200	23.06	638.89	8.43	3.8
14/3/2024	34.7	4:45	17100	28.08	777.78	13.3	5.99
15/3/2024	13	5:00	18000	25.57	708.33	12.75	5.74
18/3/2024	8.91	5:10	18600	25.97	719.44	13.38	6.02
19/3/2024	22.7	5:00	18000	29.08	805.56	14.5	6.53
20/3/2024	22.5	5:30	19800	29.08	805.56	15.95	7.18
21/3/2024	6.78	4:04	14640	26.57	736.11	10.78	4.85
22/3/2024	208	5:30	19800	35.1	972.22	19.25	8.66
23/3/2024	57	3:20	12000	28.58	791.67	9.5	4.28
24/3/2024	60	4:15	15300	30.08	833.33	12.75	5.74
25/3/2024	20.1	3:20	12000	22.56	625	7.5	3.38
3/4/2024	31	3:30	12600	35.1	972.22	12.25	5.51
4/4/2024	40	4:20	15600	32.34	895.83	13.98	6.29
5/4/2024	19.9	3:20	12000	31.59	875	10.5	4.73
6/4/2024	19	3:49	13740	31.59	875	12.02	5.41
8/4/2024	15.2	3:30	12600	25.82	715.28	9.01	4.06

9/4/2024	21.5	3:30	12600	24.72	684.72	8.63	3.88
10/4/2024	10.5	3:20	12000	22.46	622.22	7.47	3.36
12/4/2024	13.1	4:19	15540	23.57	652.78	10.14	4.56
14/4/2024	25.2	4:30	16200	28.08	777.78	12.6	5.67
15/4/2024	54	5:30	19800	35.6	986.11	19.53	8.79
16/4/2024	23	3:00	10800	30.08	833.33	9	4.05
17/4/2024	48.7	4:00	14400	34.1	944.44	13.6	6.12
18/4/2024	14.8	3:30	12600	24.07	666.67	8.4	3.78
19/4/2024	153	2:00	7200	44.12	1222.22	8.8	3.96
22/4/2024	41.2	5:40	20400	33.39	925	18.87	8.49
23/4/2024	30	4:00	14400	37.61	1041.67	15	6.75
24/4/2024	17.5	4:02	14520	30.08	833.33	12.1	5.45
25/4/2024	31.1	3:21	12060	37.1	1027.78	12.4	5.58
26/4/2024	26.2	3:35	12900	30.18	836.11	10.79	4.85
27/4/2024	32.5	3:44	13440	32.59	902.78	12.13	5.46
28/4/2024	67.5	7:50	28200	57.66	1597.22	45.04	20.27
29/4/2024	46.6	2:40	9600	62.68	1736.11	16.67	7.5
1/5/2024	31.5	3:50	13800	34.1	944.44	13.03	5.87
6/5/2024	63	4:15	15300	29.33	812.5	12.43	5.59
7/5/2024	54.8	4:00	14400	28.23	781.94	11.26	5.07
8/5/2024	60.7	4:00	14400	27.58	763.89	11	4.95
9/5/2024	35	3:05	11100	26.07	722.22	8.02	3.61
10/5/2024	33.5	4:30	16200	25.07	694.44	11.25	5.06
11/5/2024	29.9	3:00	10800	26.07	722.22	7.8	3.51
12/5/2024	14.6	2:30	9000	22.56	625	5.63	2.53
13/5/2024	26.7	3:30	12600	27.58	763.89	9.63	4.33
14/5/2024	12	2:00	7200	26.07	722.22	5.2	2.34
15/5/2024	15.7	5:50	21000	25.07	694.44	14.58	6.56
16/5/2024	35.6	3:00	10800	28.58	791.67	8.55	3.85

17/5/2024	18.7	3:40	13200	34.6	958.33	12.65	5.69
18/5/2024	12.2	4:30	16200	27.58	763.89	12.38	5.57
19/5/2024	130	4:45	17100	23.06	638.89	10.93	4.92
20/5/2024	19.6	4:05	14700	26.57	736.11	10.82	4.87
22/5/2024	9.64	4:30	16200	28.08	777.78	12.6	5.67
23/5/2024	45.5	3:45	13500	25.07	694.44	9.38	4.22
24/5/2024	78.3	4:00	14400	28.83	798.61	11.5	5.18
25/5/2024	18	4:00	14400	27.58	763.89	11	4.95
27/5/2024	10.7	4:00	14400	25.82	715.28	10.3	4.64

Anexo P. Datos para el cálculo del peso y costo del coagulante sulfato de aluminio, a partir de las dosis obtenidas de forma experimental.

Fecha (dd/mm/aa)	Turbidez (NTU)	Horas de captación (hh:mm)	Horas que se captan (s)	Dosis (mg/l)	Peso (mg/s)	Peso (kg/día)	Costo (\$/día)
4/3/2024	30.2	5:40	20400	23.61	654.1	13.34	6
5/3/2024	36.5	5:30	19800	25.19	697.86	13.82	6.22
6/3/2024	16.5	5:00	18000	19.21	532.01	9.58	4.31
7/3/2024	19.2	4:20	15600	20.23	560.29	8.74	3.93
8/3/2024	13.7	2:30	9000	18.02	499.25	4.49	2.02
9/3/2024	76.5	8:00	28800	32.44	898.69	25.88	11.65
11/3/2024	16.8	5:30	19800	19.32	535.3	10.6	4.77
12/3/2024	15.5	4:15	15300	18.8	520.76	7.97	3.59
13/3/2024	10.2	3:40	13200	16.29	451.36	5.96	2.68
14/3/2024	34.7	4:45	17100	24.76	685.9	11.73	5.28
15/3/2024	13	5:00	18000	17.7	490.38	8.83	3.97
18/3/2024	8.91	5:10	18600	15.56	430.98	8.02	3.61
19/3/2024	22.7	5:00	18000	21.42	593.29	10.68	4.81
20/3/2024	22.5	5:30	19800	21.35	591.5	11.71	5.27
21/3/2024	6.78	4:04	14640	14.17	392.56	5.75	2.59
22/3/2024	208	5:30	19800	45.67	1264.98	25.05	11.27
23/3/2024	57	3:20	12000	29.34	812.71	9.75	4.39
24/3/2024	60	4:15	15300	29.86	827.08	12.65	5.69
25/3/2024	20.1	3:20	12000	20.55	569.13	6.83	3.07
3/4/2024	31	3:30	12600	23.83	659.97	8.32	3.74
4/4/2024	40	4:20	15600	25.99	720.05	11.23	5.05
5/4/2024	19.9	3:20	12000	20.48	567.19	6.81	3.06

6/4/2024	19	3:49	13740	20.15	558.29	7.67	3.45
8/4/2024	15.2	3:30	12600	18.67	517.29	6.52	2.93
9/4/2024	21.5	3:30	12600	21.02	582.38	7.34	3.3
10/4/2024	10.5	3:20	12000	16.46	455.86	5.47	2.46
12/4/2024	13.1	4:19	15540	17.75	491.66	7.64	3.44
14/4/2024	25.2	4:30	16200	22.2	614.86	9.96	4.48
15/4/2024	54	5:30	19800	28.8	797.83	15.8	7.11
16/4/2024	23	3:00	10800	21.51	595.96	6.44	2.9
17/4/2024	48.7	4:00	14400	27.8	770.15	11.09	4.99
18/4/2024	14.8	3:30	12600	18.51	512.6	6.46	2.91
19/4/2024	153	2:00	7200	41.12	1138.93	8.2	3.69
22/4/2024	41.2	5:40	20400	26.26	727.36	14.84	6.68
23/4/2024	30	4:00	14400	23.56	652.62	9.4	4.23
24/4/2024	17.5	4:02	14520	19.6	542.82	7.88	3.55
25/4/2024	31.1	3:21	12060	23.85	660.7	7.97	3.59
26/4/2024	26.2	3:35	12900	22.49	623.1	8.04	3.62
27/4/2024	32.5	3:44	13440	24.21	670.72	9.01	4.06
28/4/2024	67.5	7:50	28200	31.09	861.05	24.28	10.93
29/4/2024	46.6	2:40	9600	27.39	758.63	7.28	3.28
1/5/2024	31.5	3:50	13800	23.96	663.59	9.16	4.12
6/5/2024	63	4:15	15300	30.36	840.99	12.87	5.79
7/5/2024	54.8	4:00	14400	28.95	801.85	11.55	5.2
8/5/2024	60.7	4:00	14400	29.98	830.37	11.96	5.38
9/5/2024	35	3:05	11100	24.83	687.92	7.64	3.44
10/5/2024	33.5	4:30	16200	24.47	677.7	10.98	4.94
11/5/2024	29.9	3:00	10800	23.53	651.87	7.04	3.17
12/5/2024	14.6	2:30	9000	18.42	510.22	4.59	2.07

13/5/2024	26.7	3:30	12600	22.64	627.14	7.9	3.56
14/5/2024	12	2:00	7200	17.23	477.14	3.44	1.55
15/5/2024	15.7	5:50	21000	18.88	523.05	10.98	4.94
16/5/2024	35.6	3:00	10800	24.98	691.93	7.47	3.36
17/5/2024	18.7	3:40	13200	20.05	555.26	7.33	3.3
18/5/2024	12.2	4:30	16200	17.32	479.85	7.77	3.5
19/5/2024	130	4:45	17100	38.89	1077.25	18.42	8.29
20/5/2024	19.6	4:05	14700	20.37	564.25	8.29	3.73
22/5/2024	9.64	4:30	16200	15.98	442.73	7.17	3.23
23/5/2024	45.5	3:45	13500	27.16	752.46	10.16	4.57
24/5/2024	78.3	4:00	14400	32.7	905.86	13.04	5.87
25/5/2024	18	4:00	14400	19.79	548.07	7.89	3.55
27/5/2024	10.7	4:00	14400	16.56	458.81	6.61	2.97

Anexo Q. Datos para el cálculo del peso y costo del coagulante sulfato de aluminio Iron Free, a partir de las dosis obtenidas de forma experimental.

Fecha (dd/mm/aa)	Turbidez (NTU)	Horas de captación (hh:mm)	Horas que se captan (s)	Dosis (mg/l)	Peso (mg/s)	Peso (kg/día)	Costo (\$/día)
4/3/2024	30.2	5:40	20400	22.51	623.44	12.72	7.89
5/3/2024	36.5	5:30	19800	24.05	666.15	13.19	8.18
6/3/2024	16.5	5:00	18000	18.22	504.66	9.08	5.63
7/3/2024	19.2	4:20	15600	19.21	532.12	8.3	5.15
8/3/2024	13.7	2:30	9000	17.07	472.88	4.26	2.64
9/3/2024	76.5	8:00	28800	31.15	862.88	24.85	15.41
11/3/2024	16.8	5:30	19800	18.33	507.85	10.06	6.23
12/3/2024	15.5	4:15	15300	17.82	493.74	7.55	4.68
13/3/2024	10.2	3:40	13200	15.4	426.53	5.63	3.49
14/3/2024	34.7	4:45	17100	23.63	654.47	11.19	6.94
15/3/2024	13	5:00	18000	16.76	464.29	8.36	5.18
18/3/2024	8.91	5:10	18600	14.69	406.83	7.57	4.69
19/3/2024	22.7	5:00	18000	20.37	564.21	10.16	6.3
20/3/2024	22.5	5:30	19800	20.31	562.47	11.14	6.9
21/3/2024	6.78	4:04	14640	13.35	369.77	5.41	3.36
22/3/2024	208	5:30	19800	44.2	1224.21	24.24	15.03
23/3/2024	57	3:20	12000	28.11	778.51	9.34	5.79
24/3/2024	60	4:15	15300	28.61	792.6	12.13	7.52
25/3/2024	20.1	3:20	12000	19.52	540.72	6.49	4.02
3/4/2024	31	3:30	12600	22.71	629.17	7.93	4.92
4/4/2024	40	4:20	15600	24.83	687.82	10.73	6.65
5/4/2024	19.9	3:20	12000	19.45	538.83	6.47	4.01
6/4/2024	19	3:49	13740	19.14	530.18	7.28	4.52
8/4/2024	15.2	3:30	12600	17.7	490.38	6.18	3.83

9/4/2024	21.5	3:30	12600	19.99	553.6	6.98	4.32
10/4/2024	10.5	3:20	12000	15.56	430.88	5.17	3.21
12/4/2024	13.1	4:19	15540	16.81	465.54	7.23	4.49
14/4/2024	25.2	4:30	16200	21.13	585.21	9.48	5.88
15/4/2024	54	5:30	19800	27.58	763.93	15.13	9.38
16/4/2024	23	3:00	10800	20.46	566.81	6.12	3.8
17/4/2024	48.7	4:00	14400	26.6	736.83	10.61	6.58
18/4/2024	14.8	3:30	12600	17.54	485.83	6.12	3.8
19/4/2024	153	2:00	7200	39.7	1099.55	7.92	4.91
22/4/2024	41.2	5:40	20400	25.09	694.97	14.18	8.79
23/4/2024	30	4:00	14400	22.45	622	8.96	5.55
24/4/2024	17.5	4:02	14520	18.6	515.15	7.48	4.64
25/4/2024	31.1	3:21	12060	22.74	629.88	7.6	4.71
26/4/2024	26.2	3:35	12900	21.42	593.23	7.65	4.74
27/4/2024	32.5	3:44	13440	23.09	639.65	8.6	5.33
28/4/2024	67.5	7:50	28200	29.82	825.93	23.29	14.44
29/4/2024	46.6	2:40	9600	26.19	725.56	6.97	4.32
1/5/2024	31.5	3:50	13800	22.84	632.7	8.73	5.41
6/5/2024	63	4:15	15300	29.11	806.24	12.34	7.65
7/5/2024	54.8	4:00	14400	27.72	767.87	11.06	6.86
8/5/2024	60.7	4:00	14400	28.73	795.82	11.46	7.11
9/5/2024	35	3:05	11100	23.7	656.45	7.29	4.52
10/5/2024	33.5	4:30	16200	23.34	646.47	10.47	6.49
11/5/2024	29.9	3:00	10800	22.43	621.27	6.71	4.16
12/5/2024	14.6	2:30	9000	17.46	483.52	4.35	2.7
13/5/2024	26.7	3:30	12600	21.56	597.16	7.52	4.67
14/5/2024	12	2:00	7200	16.3	451.48	3.25	2.02
15/5/2024	15.7	5:50	21000	17.9	495.96	10.42	6.46
16/5/2024	35.6	3:00	10800	23.84	660.36	7.13	4.42

17/5/2024	18.7	3:40	13200	19.03	527.24	6.96	4.31
18/5/2024	12.2	4:30	16200	16.39	454.09	7.36	4.56
19/5/2024	130	4:45	17100	37.5	1038.67	17.76	11.01
20/5/2024	19.6	4:05	14700	19.35	535.97	7.88	4.88
22/5/2024	9.64	4:30	16200	15.1	418.19	6.77	4.2
23/5/2024	45.5	3:45	13500	25.98	719.52	9.71	6.02
24/5/2024	78.3	4:00	14400	31.41	869.93	12.53	7.77
25/5/2024	18	4:00	14400	18.78	520.25	7.49	4.64
27/5/2024	10.7	4:00	14400	15.66	433.73	6.25	3.87

Anexo R. Datos para el cálculo del peso y costo del coagulante policloruro de aluminio, a partir de las dosis obtenidas de forma experimental.

Fecha (dd/mm/aa)	Turbidez (NTU)	Horas de captación (hh:mm)	Horas que se captan (s)	Dosis (mg/l)	Peso (mg/s)	Peso (kg/día)	Costo (\$/día)
4/3/2024	30.2	5:40	20400	16.99	470.64	9.6	7.49
5/3/2024	36.5	5:30	19800	18.7	518.01	10.26	8
6/3/2024	16.5	5:00	18000	12.51	346.58	6.24	4.87
7/3/2024	19.2	4:20	15600	13.51	374.22	5.84	4.55
8/3/2024	13.7	2:30	9000	11.39	315.45	2.84	2.21
9/3/2024	76.5	8:00	28800	27.2	753.37	21.7	16.92
11/3/2024	16.8	5:30	19800	12.63	349.76	6.93	5.4
12/3/2024	15.5	4:15	15300	12.12	335.79	5.14	4.01
13/3/2024	10.2	3:40	13200	9.81	271.69	3.59	2.8
14/3/2024	34.7	4:45	17100	18.23	504.92	8.63	6.73
15/3/2024	13	5:00	18000	11.09	307.18	5.53	4.31
18/3/2024	8.91	5:10	18600	9.16	253.72	4.72	3.68
19/3/2024	22.7	5:00	18000	14.7	407.32	7.33	5.72
20/3/2024	22.5	5:30	19800	14.64	405.5	8.03	6.26
21/3/2024	6.78	4:04	14640	7.98	220.95	3.23	2.52
22/3/2024	208	5:30	19800	45.12	1249.95	24.75	19.3
23/3/2024	57	3:20	12000	23.43	649.12	7.79	6.08
24/3/2024	60	4:15	15300	24.05	666.2	10.19	7.95
25/3/2024	20.1	3:20	12000	13.83	382.99	4.6	3.58
3/4/2024	31	3:30	12600	17.22	476.91	6.01	4.69
4/4/2024	40	4:20	15600	19.59	542.59	8.46	6.6
5/4/2024	19.9	3:20	12000	13.76	381.06	4.57	3.57
6/4/2024	19	3:49	13740	13.44	372.24	5.11	3.99
8/4/2024	15.2	3:30	12600	12	332.48	4.19	3.27

9/4/2024	21.5	3:30	12600	14.31	396.27	4.99	3.89
10/4/2024	10.5	3:20	12000	9.95	275.71	3.31	2.58
12/4/2024	13.1	4:19	15540	11.13	308.38	4.79	3.74
14/4/2024	25.2	4:30	16200	15.5	429.44	6.96	5.43
15/4/2024	54	5:30	19800	22.8	631.6	12.51	9.75
16/4/2024	23	3:00	10800	14.8	410.03	4.43	3.45
17/4/2024	48.7	4:00	14400	21.64	599.42	8.63	6.73
18/4/2024	14.8	3:30	12600	11.84	328.02	4.13	3.22
19/4/2024	153	2:00	7200	38.63	1070	7.7	6.01
22/4/2024	41.2	5:40	20400	19.88	550.77	11.24	8.76
23/4/2024	30	4:00	14400	16.93	469.06	6.75	5.27
24/4/2024	17.5	4:02	14520	12.89	357.06	5.18	4.04
25/4/2024	31.1	3:21	12060	17.25	477.69	5.76	4.49
26/4/2024	26.2	3:35	12900	15.81	437.98	5.65	4.41
27/4/2024	32.5	3:44	13440	17.63	488.45	6.56	5.12
28/4/2024	67.5	7:50	28200	25.53	707.12	19.94	15.55
29/4/2024	46.6	2:40	9600	21.16	586.19	5.63	4.39
1/5/2024	31.5	3:50	13800	17.36	480.79	6.63	5.18
6/5/2024	63	4:15	15300	24.65	682.85	10.45	8.15
7/5/2024	54.8	4:00	14400	22.97	636.32	9.16	7.15
8/5/2024	60.7	4:00	14400	24.19	670.12	9.65	7.53
9/5/2024	35	3:05	11100	18.31	507.13	5.63	4.39
10/5/2024	33.5	4:30	16200	17.91	496	8.04	6.27
11/5/2024	29.9	3:00	10800	16.9	468.27	5.06	3.94
12/5/2024	14.6	2:30	9000	11.76	325.77	2.93	2.29
13/5/2024	26.7	3:30	12600	15.96	442.19	5.57	4.35
14/5/2024	12	2:00	7200	10.65	294.99	2.12	1.66
15/5/2024	15.7	5:50	21000	12.2	337.97	7.1	5.54
16/5/2024	35.6	3:00	10800	18.47	511.51	5.52	4.31

17/5/2024	18.7	3:40	13200	13.33	369.25	4.87	3.8
18/5/2024	12.2	4:30	16200	10.74	297.46	4.82	3.76
19/5/2024	130	4:45	17100	35.57	985.31	16.85	13.14
20/5/2024	19.6	4:05	14700	13.65	378.14	5.56	4.34
22/5/2024	9.64	4:30	16200	9.53	264.03	4.28	3.34
23/5/2024	45.5	3:45	13500	20.91	579.15	7.82	6.1
24/5/2024	78.3	4:00	14400	27.52	762.29	10.98	8.56
25/5/2024	18	4:00	14400	13.08	362.19	5.22	4.07
27/5/2024	10.7	4:00	14400	10.05	278.35	4.01	3.13

Anexo S. Datos para el cálculo del peso y costo del floculante a partir de las dosis actuales aplicadas por los operadores y dosis fijas.

Fecha (dd/mm/aa)	Turbi dez (NTU)	Horas que se capta n al día (hh:m m)	Hora s que se capt an al día (s)	Dosis actuales aplicados por los operadores				Dosis fijas			
				Dos is (mg /l)	Pes o (mg/ s)	Peso (kg/d ía)	Cos to (\$/dí a)	Dos is (mg /l)	Pes o (mg/ s)	Peso (kg/d ía)	Cos to (\$/dí a)
4/3/2024	30.2	5:40	2040 0	0.67	18.6 7	0.38	3.71	0.75	20.7 8	0.42	3.71
5/3/2024	36.5	5:30	1980 0	0.72	20	0.4	3.6	0.75	20.7 8	0.41	3.6
6/3/2024	16.5	5:00	1800 0	0.85	23.5 6	0.42	3.27	0.75	20.7 8	0.37	3.27
7/3/2024	19.2	4:20	1560 0	0.59	16.4 4	0.26	2.84	0.75	20.7 8	0.32	2.84
8/3/2024	13.7	2:30	9000	0.56	15.5 6	0.14	1.64	0.75	20.7 8	0.19	1.64
9/3/2024	76.5	8:00	2880 0	0.63	17.3 3	0.5	5.24	0.75	20.7 8	0.60	5.24
11/3/2024	16.8	5:30	1980 0	0.64	17.7 8	0.35	3.6	0.75	20.7 8	0.41	3.6
12/3/2024	15.5	4:15	1530 0	0.58	16	0.24	2.78	0.75	20.7 8	0.32	2.78
13/3/2024	10.2	3:40	1320 0	0.51	14.2 2	0.19	2.4	0.75	20.7 8	0.27	2.4
14/3/2024	34.7	4:45	1710 0	0.64	17.7 8	0.3	3.11	0.75	20.7 8	0.36	3.11
15/3/2024	13	5:00	1800 0	0.57	15.8 7	0.29	3.27	0.75	20.7 8	0.37	3.27
18/3/2024	8.91	5:10	1860 0	0.74	20.4 4	0.38	3.38	0.75	20.7 8	0.39	3.38
19/3/2024	22.7	5:00	1800 0	0.59	16.4 4	0.3	3.27	0.75	20.7 8	0.37	3.27
20/3/2024	22.5	5:30	1980 0	0.64	17.7 8	0.35	3.6	0.75	20.7 8	0.41	3.6

21/3/202 4	6.78	4:04	1464 0	0.63	17.3 3	0.25	2.66	0.75	20.7 8	0.30	2.66
22/3/202 4	208	5:30	1980 0	0.88	24.4 4	0.48	3.6	0.75	20.7 8	0.41	3.6
23/3/202 4	57	3:20	1200 0	0.72	20	0.24	2.18	0.75	20.7 8	0.25	2.18
24/3/202 4	60	4:15	1530 0	0.8	22.2 2	0.34	2.78	0.75	20.7 8	0.32	2.78
25/3/202 4	20.1	3:20	1200 0	0.71	19.5 6	0.23	2.18	0.75	20.7 8	0.25	2.18
3/4/2024	31	3:30	1260 0	0.87	24	0.3	2.29	0.75	20.7 8	0.26	2.29
4/4/2024	40	4:20	1560 0	0.8	22.2 2	0.35	2.84	0.75	20.7 8	0.32	2.84
5/4/2024	19.9	3:20	1200 0	0.72	20	0.24	2.18	0.75	20.7 8	0.25	2.18
6/4/2024	19	3:49	1374 0	0.79	21.7 8	0.3	2.5	0.75	20.7 8	0.29	2.5
8/4/2024	15.2	3:30	1260 0	0.5	13.9 1	0.18	2.29	0.75	20.7 8	0.26	2.29
9/4/2024	21.5	3:30	1260 0	0.6	16.5 3	0.21	2.29	0.75	20.7 8	0.26	2.29
10/4/202 4	10.5	3:20	1200 0	0.68	18.8	0.23	2.18	0.75	20.7 8	0.25	2.18
12/4/202 4	13.1	4:19	1554 0	0.77	21.3 3	0.33	2.82	0.75	20.7 8	0.32	2.82
14/4/202 4	25.2	4:30	1620 0	0.56	15.5 6	0.25	2.94	0.75	20.7 8	0.34	2.94
15/4/202 4	54	5:30	1980 0	0.96	26.6 7	0.53	3.6	0.75	20.7 8	0.41	3.6
16/4/202 4	23	3:00	1080 0	0.8	22.2 2	0.24	1.96	0.75	20.7 8	0.22	1.96
17/4/202 4	48.7	4:00	1440 0	0.85	23.5 6	0.34	2.62	0.75	20.7 8	0.30	2.62
18/4/202 4	14.8	3:30	1260 0	0.51	14.2 2	0.18	2.29	0.75	20.7 8	0.26	2.29
19/4/202 4	153	2:00	7200	0.96	26.6 7	0.19	1.31	0.75	20.7 8	0.15	1.31

22/4/2024	41.2	5:40	20400	1.13	31.38	0.64	3.71	0.75	20.78	0.42	3.71
23/4/2024	30	4:00	14400	0.6	16.67	0.24	2.62	0.75	20.78	0.30	2.62
24/4/2024	17.5	4:02	14520	0.96	26.67	0.39	2.64	0.75	20.78	0.30	2.64
25/4/2024	31.1	3:21	12060	0.58	16	0.19	2.19	0.75	20.78	0.25	2.19
26/4/2024	26.2	3:35	12900	0.8	22.22	0.29	2.34	0.75	20.78	0.27	2.34
27/4/2024	32.5	3:44	13440	0.74	20.44	0.27	2.44	0.75	20.78	0.28	2.44
28/4/2024	67.5	7:50	28200	1.44	40	1.13	5.13	0.75	20.78	0.59	5.13
29/4/2024	46.6	2:40	9600	1.48	40.89	0.39	1.75	0.75	20.78	0.20	1.75
1/5/2024	31.5	3:50	13800	0.87	24	0.33	2.51	0.75	20.78	0.29	2.51
6/5/2024	63	4:15	15300	0.76	21.16	0.32	2.78	0.75	20.78	0.32	2.78
7/5/2024	54.8	4:00	14400	0.71	19.64	0.28	2.62	0.75	20.78	0.30	2.62
8/5/2024	60.7	4:00	14400	0.8	22.22	0.32	2.62	0.75	20.78	0.30	2.62
9/5/2024	35	3:05	11100	0.72	20	0.22	2.02	0.75	20.78	0.23	2.02
10/5/2024	33.5	4:30	16200	0.71	19.56	0.32	2.94	0.75	20.78	0.34	2.94
11/5/2024	29.9	3:00	10800	0.64	17.78	0.19	1.96	0.75	20.78	0.22	1.96
12/5/2024	14.6	2:30	9000	0.58	16	0.14	1.64	0.75	20.78	0.19	1.64
13/5/2024	26.7	3:30	12600	0.72	20	0.25	2.29	0.75	20.78	0.26	2.29
14/5/2024	12	2:00	7200	0.66	18.22	0.13	1.31	0.75	20.78	0.15	1.31
15/5/2024	15.7	5:50	21000	0.55	15.11	0.32	3.82	0.75	20.78	0.44	3.82

16/5/202 4	35.6	3:00	1080 0	0.67	18.6 7	0.2	1.96	0.75	20.7 8	0.22	1.96
17/5/202 4	18.7	3:40	1320 0	1.03	28.4 4	0.38	2.4	0.75	20.7 8	0.27	2.4
18/5/202 4	12.2	4:30	1620 0	0.93	25.7 8	0.42	2.94	0.75	20.7 8	0.34	2.94
19/5/202 4	130	4:45	1710 0	0.42	11.5 6	0.2	3.11	0.75	20.7 8	0.36	3.11
20/5/202 4	19.6	4:05	1470 0	0.59	16.4 4	0.24	2.67	0.75	20.7 8	0.31	2.67
22/5/202 4	9.64	4:30	1620 0	0.89	24.6 7	0.4	2.94	0.75	20.7 8	0.34	2.94
23/5/202 4	45.5	3:45	1350 0	0.93	25.7 8	0.35	2.45	0.75	20.7 8	0.28	2.45
24/5/202 4	78.3	4:00	1440 0	1.11	30.6 7	0.44	2.62	0.75	20.7 8	0.30	2.62
25/5/202 4	18	4:00	1440 0	1.09	30.2 2	0.44	2.62	0.75	20.7 8	0.30	2.62
27/5/202 4	10.7	4:00	1440 0	0.8	22.2 2	0.32	2.62	0.75	20.7 8	0.30	2.62

Anexo T. Datos para el cálculo de la producción de lodos y cantidad de sólidos secos para el sulfato de aluminio Tipo A dosificado por los operadores.

Fecha (dd/mm/aa)	Turbidez (NTU)	Horas que se captan (s)	Dosis (mg/l)	Producción de lodos (kg/m ³)	Cantidad de sólidos secos (kg/día)
04/03/2024	30.2	20400	27.58	0.06	32.84
05/03/2024	36.5	19800	35.6	0.07	39.02
06/03/2024	16.5	18000	32.09	0.04	19.8
07/03/2024	19.2	15600	27.58	0.04	17.94
08/03/2024	13.7	9000	27.58	0.03	8.29
09/03/2024	76.5	28800	29.08	0.13	102.25
11/03/2024	16.8	19800	28.08	0.04	20.95
12/03/2024	15.5	15300	24.07	0.03	14.59
13/03/2024	10.2	13200	23.06	0.03	9.49
14/03/2024	34.7	17100	28.08	0.07	30.81
15/03/2024	13	18000	25.57	0.03	15.62
18/03/2024	8.91	18600	25.97	0.03	13.15
19/03/2024	22.7	18000	29.08	0.05	23.65
20/03/2024	22.5	19800	29.08	0.05	25.88
21/03/2024	6.78	14640	26.57	0.02	9.12
22/03/2024	208	19800	35.1	0.33	180.07
23/03/2024	57	12000	28.58	0.1	32.84
24/03/2024	60	15300	30.08	0.1	44.09
25/03/2024	20.1	12000	22.56	0.04	13.56
03/04/2024	31	12600	35.1	0.06	21.92
04/04/2024	40	15600	32.34	0.08	32.42
05/04/2024	19.9	12000	31.59	0.04	14.78
06/04/2024	19	13740	31.59	0.04	16.44
08/04/2024	15.2	12600	25.82	0.03	12.1
09/04/2024	21.5	12600	24.72	0.04	15.26
10/04/2024	10.5	12000	22.46	0.03	8.75
12/04/2024	13.1	15540	23.57	0.03	13.25
14/04/2024	25.2	16200	28.08	0.05	22.76
15/04/2024	54	19800	35.6	0.1	53.54
16/04/2024	23	10800	30.08	0.05	14.52
17/04/2024	48.7	14400	34.1	0.09	35.46
18/04/2024	14.8	12600	24.07	0.03	11.62
19/04/2024	153	7200	44.12	0.25	49.84
22/04/2024	41.2	20400	33.39	0.08	43.86
23/04/2024	30	14400	37.61	0.06	24.79
24/04/2024	17.5	14520	30.08	0.04	16.27
25/04/2024	31.1	12060	37.1	0.06	21.23
26/04/2024	26.2	12900	30.18	0.05	19.08
27/04/2024	32.5	13440	32.59	0.06	23.76

28/04/2024	67.5	28200	57.66	0.13	100.04
29/04/2024	46.6	9600	62.68	0.1	26.31
01/05/2024	31.5	13800	34.1	0.06	24.13
06/05/2024	63	15300	29.33	0.11	45.84
07/05/2024	54.8	14400	28.23	0.1	38.03
08/05/2024	60.7	14400	27.58	0.1	41.48
09/05/2024	35	11100	26.07	0.06	19.89
10/05/2024	33.5	16200	25.07	0.06	27.82
11/05/2024	29.9	10800	26.07	0.06	17.04
12/05/2024	14.6	9000	22.56	0.03	8.08
13/05/2024	26.7	12600	27.58	0.05	18.47
14/05/2024	12	7200	26.07	0.03	6.01
15/05/2024	15.7	21000	25.07	0.04	20.43
16/05/2024	35.6	10800	28.58	0.07	19.94
17/05/2024	18.7	13200	34.6	0.04	16.2
18/05/2024	12.2	16200	27.58	0.03	14.07
19/05/2024	130	17100	23.06	0.21	97.37
20/05/2024	19.6	14700	26.57	0.04	16.97
22/05/2024	9.64	16200	28.08	0.03	12.43
23/05/2024	45.5	13500	25.07	0.08	30
24/05/2024	78.3	14400	28.83	0.13	52.35
25/05/2024	18	14400	27.58	0.04	16.04
27/05/2024	10.7	14400	25.82	0.03	11.25
				0.07	29.54

Anexo U2. Datos para el cálculo de la producción de lodos y cantidad de sólidos secos para el sulfato de aluminio Tipo A a partir de las dosis establecidas de forma experimental.

Fecha (dd/mm/aa)	Turbidez (NTU)	Horas que se captan (s)	Dosis (mg/l)	Producción de lodos (kg/m ³)	Cantidad de sólidos secos (kg/día)
04/03/2024	30.2	20400	27.58	0.06	31.89
05/03/2024	36.5	19800	35.6	0.07	36.52
06/03/2024	16.5	18000	32.09	0.03	16.93
07/03/2024	19.2	15600	27.58	0.04	16.61
08/03/2024	13.7	9000	27.58	0.03	7.29
09/03/2024	76.5	28800	29.08	0.13	103.53
11/03/2024	16.8	19800	28.08	0.03	18.9
12/03/2024	15.5	15300	24.07	0.03	13.68
13/03/2024	10.2	13200	23.06	0.02	8.49
14/03/2024	34.7	17100	28.08	0.06	30.17
15/03/2024	13	18000	25.57	0.03	13.98
18/03/2024	8.91	18600	25.97	0.02	10.8
19/03/2024	22.7	18000	29.08	0.04	22.05
20/03/2024	22.5	19800	29.08	0.04	24.08
21/03/2024	6.78	14640	26.57	0.02	6.96
22/03/2024	208	19800	35.1	0.33	182.55
23/03/2024	57	12000	28.58	0.1	32.96
24/03/2024	60	15300	30.08	0.1	44.03
25/03/2024	20.1	12000	22.56	0.04	13.28
03/04/2024	31	12600	35.1	0.06	20.15
04/04/2024	40	15600	32.34	0.07	31.19
05/04/2024	19.9	12000	31.59	0.04	13.17
06/04/2024	19	13740	31.59	0.04	14.51
08/04/2024	15.2	12600	25.82	0.03	11.09
09/04/2024	21.5	12600	24.72	0.04	14.75
10/04/2024	10.5	12000	22.46	0.02	7.89
12/04/2024	13.1	15540	23.57	0.03	12.14
14/04/2024	25.2	16200	28.08	0.05	21.68
15/04/2024	54	19800	35.6	0.09	51.79
16/04/2024	23	10800	30.08	0.04	13.38
17/04/2024	48.7	14400	34.1	0.09	34.32
18/04/2024	14.8	12600	24.07	0.03	10.85
19/04/2024	153	7200	44.12	0.25	49.53
22/04/2024	41.2	20400	33.39	0.07	41.87
23/04/2024	30	14400	37.61	0.06	22.38
24/04/2024	17.5	14520	30.08	0.04	14.33
25/04/2024	31.1	12060	37.1	0.06	19.34
26/04/2024	26.2	12900	30.18	0.05	17.85
27/04/2024	32.5	13440	32.59	0.06	22.39

28/04/2024	67.5	28200	57.66	0.12	90.36
29/04/2024	46.6	9600	62.68	0.08	21.99
01/05/2024	31.5	13800	34.1	0.06	22.38
06/05/2024	63	15300	29.33	0.11	46.03
07/05/2024	54.8	14400	28.23	0.1	38.17
08/05/2024	60.7	14400	27.58	0.1	41.88
09/05/2024	35	11100	26.07	0.06	19.73
10/05/2024	33.5	16200	25.07	0.06	27.72
11/05/2024	29.9	10800	26.07	0.06	16.74
12/05/2024	14.6	9000	22.56	0.03	7.67
13/05/2024	26.7	12600	27.58	0.05	17.72
14/05/2024	12	7200	26.07	0.03	5.25
15/05/2024	15.7	21000	25.07	0.03	18.97
16/05/2024	35.6	10800	28.58	0.07	19.49
17/05/2024	18.7	13200	34.6	0.04	13.76
18/05/2024	12.2	16200	27.58	0.03	11.97
19/05/2024	130	17100	23.06	0.21	100.83
20/05/2024	19.6	14700	26.57	0.04	15.93
22/05/2024	9.64	16200	28.08	0.02	9.98
23/05/2024	45.5	13500	25.07	0.08	30.27
24/05/2024	78.3	14400	28.83	0.13	52.89
25/05/2024	18	14400	27.58	0.04	14.54
27/05/2024	10.7	14400	25.82	0.02	9.61
				0.07	27.95

Anexo V. Datos para el cálculo de la producción de lodos y cantidad de sólidos secos para el sulfato de aluminio Iron Free a partir de las dosis establecidas de forma experimental.

Fecha (dd/mm/aa)	Turbidez (NTU)	Horas que se captan (s)	Dosis (mg/l)	Producción de lodos (kg/m ³)	Cantidad de sólidos secos (kg/día)
04/03/2024	30.2	20400	27.58	0.06	31.62
05/03/2024	36.5	19800	35.6	0.07	36.24
06/03/2024	16.5	18000	32.09	0.03	16.71
07/03/2024	19.2	15600	27.58	0.04	16.42
08/03/2024	13.7	9000	27.58	0.03	7.18
09/03/2024	76.5	28800	29.08	0.13	103.08
11/03/2024	16.8	19800	28.08	0.03	18.66
12/03/2024	15.5	15300	24.07	0.03	13.5
13/03/2024	10.2	13200	23.06	0.02	8.35
14/03/2024	34.7	17100	28.08	0.06	29.93
15/03/2024	13	18000	25.57	0.03	13.77
18/03/2024	8.91	18600	25.97	0.02	10.6
19/03/2024	22.7	18000	29.08	0.04	21.82
20/03/2024	22.5	19800	29.08	0.04	23.82
21/03/2024	6.78	14640	26.57	0.02	6.81
22/03/2024	208	19800	35.1	0.33	182.2
23/03/2024	57	12000	28.58	0.1	32.78
24/03/2024	60	15300	30.08	0.1	43.8
25/03/2024	20.1	12000	22.56	0.04	13.13
03/04/2024	31	12600	35.1	0.06	19.98
04/04/2024	40	15600	32.34	0.07	30.97
05/04/2024	19.9	12000	31.59	0.04	13.02
06/04/2024	19	13740	31.59	0.04	14.34
08/04/2024	15.2	12600	25.82	0.03	10.94
09/04/2024	21.5	12600	24.72	0.04	14.59
10/04/2024	10.5	12000	22.46	0.02	7.76
12/04/2024	13.1	15540	23.57	0.03	11.96
14/04/2024	25.2	16200	28.08	0.05	21.47
15/04/2024	54	19800	35.6	0.09	51.49
16/04/2024	23	10800	30.08	0.04	13.24
17/04/2024	48.7	14400	34.1	0.09	34.11
18/04/2024	14.8	12600	24.07	0.03	10.7
19/04/2024	153	7200	44.12	0.25	49.4
22/04/2024	41.2	20400	33.39	0.07	41.58
23/04/2024	30	14400	37.61	0.06	22.19
24/04/2024	17.5	14520	30.08	0.04	14.15
25/04/2024	31.1	12060	37.1	0.06	19.18
26/04/2024	26.2	12900	30.18	0.05	17.68
27/04/2024	32.5	13440	32.59	0.06	22.21

28/04/2024	67.5	28200	57.66	0.12	89.92
29/04/2024	46.6	9600	62.68	0.08	21.85
01/05/2024	31.5	13800	34.1	0.06	22.19
06/05/2024	63	15300	29.33	0.11	45.8
07/05/2024	54.8	14400	28.23	0.1	37.95
08/05/2024	60.7	14400	27.58	0.1	41.66
09/05/2024	35	11100	26.07	0.06	19.58
10/05/2024	33.5	16200	25.07	0.06	27.49
11/05/2024	29.9	10800	26.07	0.06	16.59
12/05/2024	14.6	9000	22.56	0.03	7.56
13/05/2024	26.7	12600	27.58	0.05	17.55
14/05/2024	12	7200	26.07	0.03	5.17
15/05/2024	15.7	21000	25.07	0.03	18.72
16/05/2024	35.6	10800	28.58	0.06	19.34
17/05/2024	18.7	13200	34.6	0.04	13.59
18/05/2024	12.2	16200	27.58	0.03	11.79
19/05/2024	130	17100	23.06	0.21	100.54
20/05/2024	19.6	14700	26.57	0.04	15.74
22/05/2024	9.64	16200	28.08	0.02	9.81
23/05/2024	45.5	13500	25.07	0.08	30.08
24/05/2024	78.3	14400	28.83	0.13	52.66
25/05/2024	18	14400	27.58	0.04	14.37
27/05/2024	10.7	14400	25.82	0.02	9.45
				0.06	27.75

Anexo W. Datos para el cálculo de la producción de lodos y cantidad de sólidos secos para el policloruro de aluminio a partir de las dosis establecidas de forma experimental.

Fecha (dd/mm/aa)	Turbidez (NTU)	Horas que se captan (s)	Dosis (mg/l)	Producción de lodos (kg/m ³)	Cantidad de sólidos secos (kg/día)
04/03/2024	30.2	20400	27.58	0.06	33.7
05/03/2024	36.5	19800	35.6	0.07	38.64
06/03/2024	16.5	18000	32.09	0.04	17.71
07/03/2024	19.2	15600	27.58	0.04	17.44
08/03/2024	13.7	9000	27.58	0.03	7.58
09/03/2024	76.5	28800	29.08	0.14	109.5
11/03/2024	16.8	19800	28.08	0.04	19.77
12/03/2024	15.5	15300	24.07	0.03	14.28
13/03/2024	10.2	13200	23.06	0.02	8.74
14/03/2024	34.7	17100	28.08	0.07	31.92
15/03/2024	13	18000	25.57	0.03	14.52
18/03/2024	8.91	18600	25.97	0.02	11.05
19/03/2024	22.7	18000	29.08	0.05	23.22
20/03/2024	22.5	19800	29.08	0.05	25.34
21/03/2024	6.78	14640	26.57	0.02	7.02
22/03/2024	208	19800	35.1	0.35	191.33
23/03/2024	57	12000	28.58	0.1	34.9
24/03/2024	60	15300	30.08	0.11	46.62
25/03/2024	20.1	12000	22.56	0.04	13.95
03/04/2024	31	12600	35.1	0.06	21.3
04/04/2024	40	15600	32.34	0.08	33.02
05/04/2024	19.9	12000	31.59	0.04	13.83
06/04/2024	19	13740	31.59	0.04	15.22
08/04/2024	15.2	12600	25.82	0.03	11.57
09/04/2024	21.5	12600	24.72	0.04	15.51
10/04/2024	10.5	12000	22.46	0.02	8.13
12/04/2024	13.1	15540	23.57	0.03	12.62
14/04/2024	25.2	16200	28.08	0.05	22.86
15/04/2024	54	19800	35.6	0.1	54.84
16/04/2024	23	10800	30.08	0.05	14.09
17/04/2024	48.7	14400	34.1	0.09	36.34
18/04/2024	14.8	12600	24.07	0.03	11.32
19/04/2024	153	7200	44.12	0.26	52.08
22/04/2024	41.2	20400	33.39	0.08	44.33
23/04/2024	30	14400	37.61	0.06	23.65
24/04/2024	17.5	14520	30.08	0.04	15.01
25/04/2024	31.1	12060	37.1	0.06	20.44
26/04/2024	26.2	12900	30.18	0.05	18.83
27/04/2024	32.5	13440	32.59	0.06	23.68

28/04/2024	67.5	28200	57.66	0.12	95.63
29/04/2024	46.6	9600	62.68	0.09	23.29
01/05/2024	31.5	13800	34.1	0.06	23.66
06/05/2024	63	15300	29.33	0.11	48.73
07/05/2024	54.8	14400	28.23	0.1	40.42
08/05/2024	60.7	14400	27.58	0.11	44.34
09/05/2024	35	11100	26.07	0.07	20.88
10/05/2024	33.5	16200	25.07	0.07	29.31
11/05/2024	29.9	10800	26.07	0.06	17.69
12/05/2024	14.6	9000	22.56	0.03	7.99
13/05/2024	26.7	12600	27.58	0.05	18.7
14/05/2024	12	7200	26.07	0.03	5.44
15/05/2024	15.7	21000	25.07	0.03	19.81
16/05/2024	35.6	10800	28.58	0.07	20.62
17/05/2024	18.7	13200	34.6	0.04	14.43
18/05/2024	12.2	16200	27.58	0.03	12.4
19/05/2024	130	17100	23.06	0.22	106.2
20/05/2024	19.6	14700	26.57	0.04	16.72
22/05/2024	9.64	16200	28.08	0.02	10.25
23/05/2024	45.5	13500	25.07	0.09	32.06
24/05/2024	78.3	14400	28.83	0.14	55.93
25/05/2024	18	14400	27.58	0.04	15.24
27/05/2024	10.7	14400	25.82	0.02	9.91
				0.07	29.44

Anexo X. Multiparámetro HANNA



Anexo Y. Colorímetro HANNA



Anexo Z. Vasos de precipitaciones usados en la prueba de jaras.



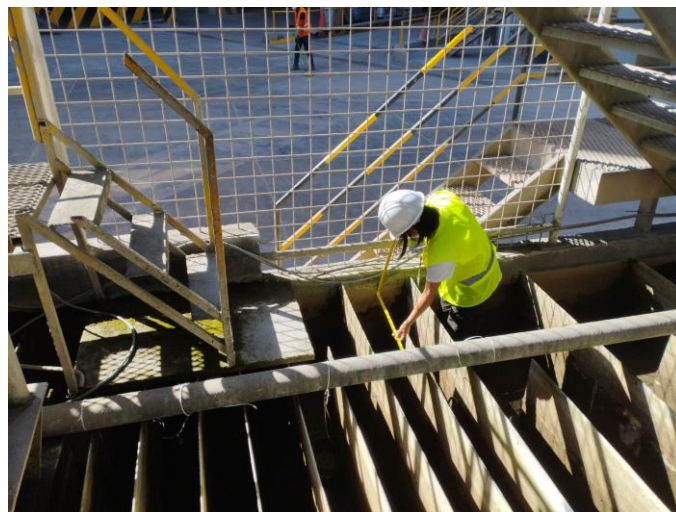
Anexo AA. Turbidímetro HACH.



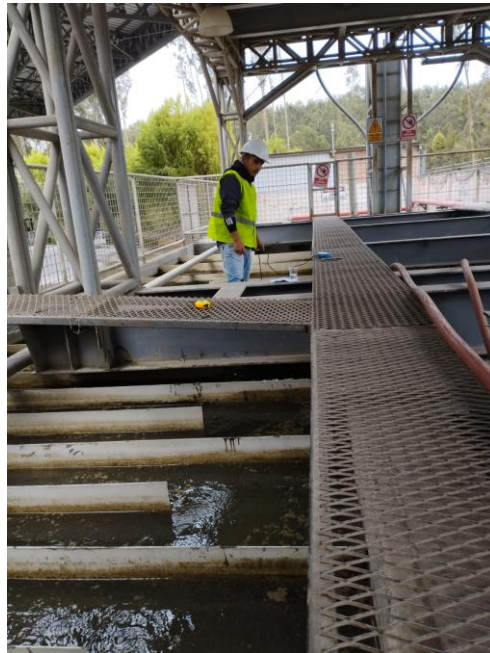
Anexo AB. *Uso de balanza digital para el pesaje de trazador.*



Anexo AC. *Mediciones de las longitudes de las pantallas del floculador.*



Anexo AD. Mediciones de conductividad para la prueba de trazadores.



Anexo AE. Registro de parámetros fisicoquímicos del río Machángara.

 EXPRESA LOS VALORES								Control de Parámetros			
TURNOS: 1						FECHA: 14/11/2023					
Captación Río Machángara y Almacenamiento								PT			
PROCESO	pH	Turbidez	SDT	Dureza	Alcalinidad	Conductiv.	T °C	PROCESO	pH	Turbidez	SDT
	7 a 8	0 a 10	<300	<300	<300	<500			7 a 8	0 a 10	<300
RIO	6.9	15.10	210	119	50	300	19.0	Tanque N°5	7.4	17.8	1550
P 1000	7.0	2.60	140	119	40	240	18.5	Tanque N°7	7.2	18.5	1600
P 400	7.0	2.40	300	119	30	630	18.0				
Reserva estratégica / Lab. Ormococha	6.9	1.10	260	51	30	540	18.5				