

UNIVERSIDAD DE CUENCA



**Facultad de Ciencias Químicas
Carrera de Ingeniería Ambiental**

**“EVALUACIÓN DE UNA TECNOLOGÍA SOSTENIBLE PARA
POTABILIZACIÓN DEL AGUA EN COMUNIDADES RURALES:
EXPERIMENTACIÓN EN UN FLOCULADOR TUBULAR VERTICAL”**

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

Modalidad: Proyecto de investigación

Autores:

Darwin Adrián Tenesaca Pintado

CI: 0105160790

darwin.tenesacap@gmail.com

Carlos Francisco Novoa Zamora

CI: 1400659718

cfnova24@hotmail.com

Director:

Ing. Fausto Fernando García Ávila

CI: 0301454617

Cuenca – Ecuador

05/11/2021



RESUMEN

El abastecimiento de agua potable es desigual y se aprecian diferencias muy marcadas entre las áreas urbanas y rurales. Las zonas urbanas por lo general son abastecidas con agua potable de calidad, pues disponen de plantas de tratamiento convencionales y avanzadas. Las áreas rurales hacen frente a limitantes tecnológicos, financieros y operacionales, disponiendo por lo general de agua de mala calidad. El presente proyecto tuvo por objetivo evaluar la eficiencia de un floculador tubular vertical (FTV) para ser usado como parte del proceso de potabilización del agua en comunidades rurales. El FTV piloto se implementó en la Junta Administradora de Agua Potable de Bayas (JAAP-Ba), Azogues. El FTV se diseñó y construyó para tener condiciones de flujo análogas a las de los floculadores hidráulicos convencionales de pantallas de flujo vertical; se usó tubería, codos, tees de PVC. En las pruebas experimentales, se probaron dos longitudes de tubería, 58 y 80 m, lo que permitió determinar los tiempos de retención más eficientes, así mismo se trabajó con diferentes caudales y turbiedades. Para evaluar la eficiencia del FTV se determinó la remoción de turbiedad y color. Complementariamente, se implementó un sedimentador rectangular de alta tasa, incluyendo seditubos en su interior para una mejor sedimentación. Las medianas de la eficiencia de remoción máxima de turbiedad y color en el FTV-sedimentador, a los 50 y 80 m se presentó a los 0,25 l/s, siendo $83,33 \pm 13,25\%$ y $81,47 \pm 14,30\%$, respectivamente. Mientras que las medianas de las eficiencias de remoción de turbiedad del FTV-filtro, se encontraron en todos los casos por arriba del 99%, paralelamente, las medianas eficiencias de remoción de color en todos los escenarios fueron del 100%. Por otro lado, las medianas de la eficiencia de remoción de turbiedad fueron más bajas en el FTV que en la Planta de tratamiento de Bayas (PTAP-Ba), en cuanto a la remoción de color, ocurre algo similar. En los filtros, las eficiencias de remoción de turbiedad y color sí son próximos a los de la PTAP-Ba; pues las eficiencias de remoción de turbiedad se encontraron sobre el 99% y de color al 100%. El FTV presentó un costo de \$ 2266,34 debido a que se encuentra formado por componentes U/Z, como tubos, codos, tees y válvulas de PVC. Demostrando así, no solo por la eficiencia, sino también por el costo, ser factible para su implementación como alternativa de tratamiento en zonas rurales.

Palabras clave: Potabilización. Floculador tubular vertical (FTV). Dosificación. Eficiencia de remoción. Color. Turbiedad.



ABSTRACT

The supply of drinking water is unequal and there are marked differences between urban and rural areas. Urban areas are generally supplied with quality portable water, as they have conventional and advanced treatment plants. In rural areas they face technological, financial and operational constraints and generally have poor quality water. The objective of this project was to evaluate the efficiency of a vertical tubular flocculator (VTF) to be used as part of the process of water purification in rural communities. The pilot VTF was implemented at the Bayas Water Board (JAAP-Ba), Azogues. The VTF was designed and constructed to have flow conditions analogous to those of the conventional hydraulic vertical flow screens; PVC pipe, elbows, and tees were used. In the experimental tests, two lengths of pipe were tested, 58m and 80 m, which allowed us to determine the most efficient retention times and to work with different flow rates and turbidity. To evaluate the efficiency of the VTF, the removal of turbidity and color was determined. In addition, a high rate rectangular settler was implemented, including sedimentation tubes inside for better sedimentation. The medians of the sedimentation rate of the VTF were determined in the same way as for the VTF. The median maximum turbidity and color removal efficiency in the VTF-settler at 50 and 80 m were $83.33 \pm 13.25\%$ and $81.47 \pm 14.30\%$ at 0.25 l/s respectively. While the median turbidity removal efficiencies of the VTF-filter were found in all cases to be above 99%, in parallel, the medium color removal efficiencies in all scenarios were 100%. On the other hand, the medians turbidity removal efficiencies were lower in the VTF than in the Bayas treatment plant (PTAP-Ba), with regards to color removal, something similar occurs in the filters, the turbidity and color removal efficiencies are close to those of the PTAP-Ba; since the turbidity and color removal efficiencies were over 99% and color at 100%. The VTF presented a cost of \$ 2266.34 due to the fact that it is made up of U/Z components, such as PVC pipes, elbows, tees and valves, demonstrating not only by efficiency, but also the cost of the VTF be feasible for implementation as a treatment alternative in rural areas.

Keywords: Water treatment. Vertical tubular flocculator (VTF). Removal efficiency. Color. Turbidity.



LISTA DE ABREVIATURAS

Al₂SO₄	Sulfato de Aluminio
ER	Eficiencia de remoción
F	Filtro piloto
FT	Floculador Tubular
FTV	Floculador Tubular Vertical
FPV	Floculadores de pantallas de flujo vertical
G	Gradiente de velocidad
GTRe	Gradiente de velocidad usando el Tiempo de Retención Real
GTTe	Gradiente de velocidad usando el Tiempo de Retención Teórico
H	Pérdida de carga
JAAP	Juntas Administradoras de agua potable
JAAP-Ba	Junta Administradora de agua potable de Bayas
l/s	Litros por segundo
m	Metro
mg/l	Miligramos por litro
M	Flujo mezclado
NTU	Unidad Nefelométrica de Turbidez
OMS	Organización Mundial de la Salud
P	Flujo pistón
PTAP	Planta de Tratamiento de Agua potable
PTAP-Ba	Planta de Tratamiento de Agua potable de Bayas
Pt-Co	Unidades de Platino - Cobalto
PVC	Policloruro de Vinilo
Q	Caudal
Q_{di}	Caudal de diseño (1 l/s)
Re	Reynolds
s	Segundo
S	Sedimentador piloto
STAP	Sistema de tratamiento de agua potable
Tr	Tiempo de retención
TRRe	Tiempo de Retención Real
TRTe	Tiempo de Retención Teórico
V_f	Velocidad de flujo



TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	2
LISTA DE ABREVIATURAS	4
ÍNDICE DE FIGURAS	9
ÍNDICE DE TABLAS	11
CLÁUSULA DE LICENCIA Y AUTORIZACIÓN PARA PUBLICACIÓN EN REPOSITORIO INSTITUCIONAL	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
CLÁUSULA DE PROPIEDAD INTELECTUAL	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
AGRADECIMIENTOS	17
DEDICATORIA	18
CAPÍTULO I	19
1. INTRODUCCIÓN	19
1.1 ANTECEDENTES	19
1.2 PROBLEMÁTICA	19
1.3 JUSTIFICACIÓN	20
1.4 OBJETIVOS	21
1.4.1 OBJETIVO GENERAL	21
1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
CAPÍTULO II	23
2. MARCO TEÓRICO	23
2.1 AGUA POTABLE	23
2.1.1 NORMATIVA DE AGUA POTABLE INEN 1108	23
2.2 SISTEMA DE TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE AGUA POTABLE	23
2.2.1 COAGULACIÓN	25
	5
Tenesaca Pintado Darwin Adrián	
Novoa Zamora Carlos Francisco	



2.2.2 FLOCULACIÓN	25
2.3 TIPOS DE FLOCULADORES	25
2.3.1 FLOCULADORES HIDRÁULICOS DE PANTALLAS	26
2.4 CRITERIOS PARA DISEÑO DE FLOCULADORES HIDRÁULICOS	26
2.4.1 CRITERIOS PARA DISEÑO DEL FLOCULADOR TUBULAR (FT)	27
CAPÍTULO III	31
3. METODOLOGÍA	31
3.1. ZONA DE ESTUDIO	31
3.2. DIMENSIONAMIENTO DEL SISTEMA PILOTO DE POTABILIZACIÓN	32
3.2.1 DIMENSIONAMIENTO DEL FTV PILOTO	32
3.2.2 DIMENSIONAMIENTO DEL SEDIMENTADOR	34
3.2.3 DIMENSIONAMIENTO DEL FILTRO DE ARENA	36
3.3. IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA PILOTO DE POTABILIZACIÓN	37
3.3.1 IMPLEMENTACIÓN DEL FTV PILOTO	37
3.3.2 IMPLEMENTACIÓN DEL SEDIMENTADOR	38
3.3.3 IMPLANTACIÓN DEL FILTRO DE ARENA	39
3.4. CÁLCULO DE LOS PARÁMETROS HIDRÁULICOS DEL FTV	40
3.4.1 CÁLCULO DEL TIEMPO DE RETENCIÓN TEÓRICO (TRTE)	40
3.4.2 CÁLCULO DEL TIEMPO DE RETENCIÓN REAL (TRRE)	41
3.4.3 CÁLCULO DEL GRADIENTE DE VELOCIDAD (G)	42
3.4.4 PÉRDIDA DE CARGA: ECUACIÓN DE DARCY – WEISBACH	42
3.5 VALORACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO (MODELO WOLF-RESNICK)	44
3.6 CÁLCULO DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULANTE Y FLOCULANTE	46
3.6.1 CÁLCULO DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULANTE	46
3.6.2 CÁLCULO DE LA DOSIS ÓPTIMA DE FLOCULANTE	48
3.7 ANÁLISIS EXPERIMENTAL PARA DETERMINAR LA EFICIENCIA DEL FTV	49
3.7.1 MUESTREO Y ANÁLISIS DE PARÁMETROS PARA DETERMINAR LA EFICIENCIA	49
3.7.2 OPERACIÓN DEL SISTEMA PILOTO (FTV)	49
3.7.3 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE TURBIDEZ Y COLOR EN EL SISTEMA FTV + SEDIMENTADOR PILOTO	51
3.7.4 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE TURBIDEZ Y COLOR EN EL SISTEMA FTV + SEDIMENTADOR + FILTRO	51
3.7.5 EFICIENCIA FTV PILOTO VS PLANTA JAAP-BA (FPV)	51
	6



3.8 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	52
3.8.1 ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LOS PARÁMETROS ESTUDIADOS	52
3.8.2 CORRELACIONES ENTRE VARIABLES	53
3.8.3 PRUEBA ESTADÍSTICA	53
3.9 ANÁLISIS DE COSTOS	54
CAPÍTULO IV	56
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	56
4.1. DIMENSIONAMIENTO DEL SISTEMA PILOTO DE POTABILIZACIÓN	56
4.1.1. DIMENSIONES DEL FTV PILOTO	56
4.1.2. DIMENSIONES DEL SEDIMENTADOR	58
4.1.3. DIMENSIONES DEL FILTRO DE ARENA	59
4.2. EVALUACIÓN DE LOS PARÁMETROS HIDRÁULICOS DEL FTV	62
4.2.1. EVALUACIÓN DEL TIEMPO DE RETENCIÓN (TRTE Y TRRE)	62
4.2.2 EVALUACIÓN DEL GRADIENTE DE VELOCIDAD	63
4.2.2. ESTIMACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO	65
4.3. DOSIS ÓPTIMA DE COAGULANTE	68
4.4. DISMINUCIÓN DE TURBIDEZ Y COLOR EN FUNCIÓN DEL CAUDAL DEL SISTEMA PILOTO Y DE LA PTAP BAYAS	69
4.4.1 TURBIEDAD A LA SALIDA DE LOS SEDIMENTADORES	69
4.4.2 COLOR A LA SALIDA DEL SEDIMENTADOR	71
4.4.3 TURBIEDAD A LA SALIDA DE LOS FILTROS	72
4.4.4 COLOR A LA SALIDA DE LOS FILTROS	74
4.5 REMOCIÓN DE TURBIDEZ Y COLOR EN FUNCIÓN DE CAUDALES DE LOS SISTEMAS (FTV Y PTAP-BA)	75
4.5.1 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE LA TURBIEDAD EN LOS SEDIMENTADORES	75
4.5.2 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE COLOR EN LOS SEDIMENTADORES	77
4.5.3 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE TURBIEDAD EN EL FILTRO	78
4.5.4 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE COLOR EN EL FILTRO	80
4.6 EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA ENTRE SISTEMA PILOTO Y LA PTAP-BA	82
4.6.1 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE TURBIEDAD Y COLOR ENTRE SISTEMAS (SEDIMENTADOR)	82
4.6.2 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE TURBIEDAD Y COLOR ENTRE SISTEMAS (FILTRO)	84



4.7	EVALUACIÓN ESTADÍSTICA	86
4.8	AJUSTE DE MODELOS	89
4.9	EVALUACIÓN DE COSTOS DEL FTV	90
 CAPÍTULO V		 93
5.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	93
5.1.	CONCLUSIONES	93
5.2.	RECOMENDACIONES	94
 CAPÍTULO VI		 95
6.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
 CAPÍTULO VII		 100
7.	ANEXOS	100
	ANEXO 1: CONCENTRACIONES Y TIEMPOS DE LOS CAUDALES Y LONGITUDES EXPERIMENTALES	100
	ANEXO 2. FICHA TÉCNICA – SULFATO DE ALUMINIO SÓLIDO	112
	ANEXO 3. FICHA DEL POLÍMERO	113
	ANEXO 4. TURBIDÍMETRO 2100Q HACH	114
	ANEXO 5. COLORÍMETRO HACH DR 890	115
	ANEXO 6. CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA PILOTO DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE	116
	ANEXO 7. PRUEBAS EXPERIMENTALES	117
	ANEXO 8: ELEMENTOS PARA EL CÁLCULO DE GRADIENTE DE VELOCIDAD TEÓRICO	118
	ANEXO 9: ELEMENTOS PARA EL CÁLCULO DE GRADIENTE DE VELOCIDAD REAL	119
	ANEXO 10. GRÁFICAS MODELO WOLF-RESNICK	120
	ANEXO 11. TURBIEDAD Y COLOR	122
	ANEXO 12. EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DE TURBIEDAD Y COLOR	124
	ANEXO 13. Q-Q PLOTS PARA ANÁLISIS DE NORMALIDAD	128



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Floculador hidráulico de flujo vertical de la PTAP-Ba.....	26
Figura 2. Ubicación instalaciones de la Junta Administradora de Agua Potable de Bayas- Cañar (JAAP-Ba).....	31
Figura 3. Captación de Mahuarca y conexión a la PTAP-Ba.....	32
Figura 4. De izquierda a derecha, FTV piloto, sedimentador y filtro.....	38
Figura 5. Salida (a) 58 y (b) 80 metros, mediante válvulas, más conexión al sedimentador (c).....	39
Figura 6. a) FTV piloto, b) sedimentador de alta tasa y c) filtro de arena.....	40
Figura 7. Puntos de inyección y salidas de muestreo para el ensayo de trazadores.	42
Figura 8. Proporción del trazador de un reactor.	44
Figura 9. Dosificación de coagulante (a), dosificación de floculante (b).....	48
Figura 10. Dosificación de sulfato de aluminio de la JAAP-Ba.....	48
Figura 11. Modelo 3D del sistema piloto de tratamiento de agua potable.	61
Figura 12. Tiempos de retención teórico y real para longitudes de 58 m (izquierda) y 80 m (derecha).	63
Figura 13. Gradiente de velocidad teórico y real para longitudes de 58 m (izquierda) y 80 m (derecha).	64
Figura 14. Dosis óptima de coagulante a 58 m (izquierda) y 80 m (derecha).....	68
Figura 15. Dosis en el FTV vs dosis en la planta.	69
Figura 16. Turbiedad en el sedimentador a longitudes 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP- Ba.....	70
Figura 17. Color en el sedimentador a longitudes de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.	71
Figura 18. Turbiedad en los filtros a longitudes de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.	73
Figura 19. Color en los filtros a longitudes de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.....	74
Figura 20. Eficiencia de remoción de turbiedad en los sedimentadores de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.	75
Figura 21. Medianas de remoción de turbiedad en el sedimentador para la longitud de 58 m y 80 m del FTV.....	76



Figura 22. Eficiencia de remoción de color en los sedimentadores de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.....	78
Figura 23. Medianas de remoción de color en el sedimentador para la longitud de 58 m y 80 m del FTV.....	78
Figura 24. Eficiencia de remoción de turbiedad en el filtro de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.....	79
Figura 25. Medianas de remoción de turbiedad en el filtro para la longitud de 58 m y 80 m del FTV.....	80
Figura 26. Eficiencia de remoción de color en el filtro de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.....	80
Figura 27. Medianas de remoción de color en el filtro para la longitud de 58 m y 80 m del FTV.....	81
Figura 28. Eficiencia de remoción de turbiedad (izquierda) y color (derecha) entre sistemas, a la salida del sedimentador.....	82
Figura 29. Medianas de remoción de turbiedad y color en el sedimentador a los 58 m, 80 m y PTAP-Ba.....	82
Figura 30. Eficiencia de remoción de turbiedad (izquierda) y color (derecha) entre sistema, a la salida del filtro.	84
Figura 31. Medianas de remoción de turbiedad y color en el filtro a los 58 m, 80 m y PTAP-Ba.....	85
Figura 32. Turbidímetro, modelo 2100Q.....	114
Figura 33. Colorímetro, modelo DR/890.....	115
Figura 34. Construcción del FTV piloto.....	116
Figura 35. Construcción del Sedimentador y Filtro piloto.	116
Figura 36. Dosificación de químicos y análisis físico químicos de agua cruda y tratada. .	117
Figura 37. Control de formación de flocs en el FTV piloto y sedimentador.....	117



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Norma NTE INEN 1108.....	24
Tabla 2. Pruebas experimentales realizadas.	50
Tabla 3. Interpretación del coeficiente de correlación.	53
Tabla 4. Longitudes piloto usando tubos y codos U/Z.....	57
Tabla 5. Parámetros de diseño del sedimentador.	59
Tabla 6. Especificaciones de los filtros de arena.....	60
Tabla 7. Composición de la grava (soporte).....	60
Tabla 8. Tiempo de retención teórico y real.	62
Tabla 9. Gradiente de velocidad teórico y real.....	64
Tabla 10. Resultado del ajuste de modelos.....	65
Tabla 11. Porcentajes flujo pistón, flujo mezclado y espacios muertos.	67
Tabla 12. Parámetros estadísticos de la turbiedad a la salida del sedimentador.	70
Tabla 13. Parámetros estadísticos del color a la salida del sedimentador.	72
Tabla 14. Parámetros estadísticos de la turbiedad a la salida del filtro.	73
Tabla 15. Parámetros estadísticos del color a la salida del filtro.....	74
Tabla 16. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de turbiedad a la salida del sedimentador.....	76
Tabla 17. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de color a la salida del sedimentador.....	77
Tabla 18. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de turbiedad a la salida del filtro.	79
Tabla 19. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de color a la salida del filtro.	81
Tabla 20. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de turbiedad entre sistemas, a la salida del sedimentador.	83
Tabla 21. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de color entre sistemas, a la salida del sedimentador.....	83
Tabla 22. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de turbiedad entre sistemas, a la salida del filtro.....	85



Tabla 23. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de color entre sistemas, a la salida del filtro.	85
Tabla 24. Valor p de la eficiencia de remoción en sedimentador y filtro del sistema piloto con FTV de 58 y 80 m.	86
Tabla 25. Valor p de la eficiencia de remoción en el sedimentador y filtro del sistema piloto con FTV y la PTAP-Ba.	87
Tabla 26. Valor p de la eficiencia de remoción en el sedimentador y filtro en función de los caudales usados para cada longitud del FTV.	87
Tabla 27. Valor p de la eficiencia de remoción en el sedimentador y filtro en función de la turbiedad del agua cruda usados para cada longitud del FTV.	88
Tabla 28. Matriz de correlación de elementos que influyen en el FTV.	89
Tabla 29. Modelo para estimar la eficiencia del tratamiento en un FTV.	90
Tabla 30. Modelo para estimar la longitud de un FTV.	90
Tabla 31. Resumen de costo de materiales.	91
Tabla 32. Costos vinculados al proceso de mezcla rápida y floculación.	91



Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio Institucional

Darwin Adrián Tenesaca Pintado, en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "Evaluación de una tecnología sostenible para potabilización del agua en comunidades rurales: experimentación en un floculador tubular vertical", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 05 de noviembre de 2021

Darwin Adrián Tenesaca Pintado

C.I: 0105160790



Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio Institucional

Carlos Francisco Novoa Zamora, en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "Evaluación de una tecnología sostenible para potabilización del agua en comunidades rurales: experimentación en un floculador tubular vertical", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 05 de noviembre de 2021

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Carlos', written over a horizontal dashed line.

Carlos Francisco Novoa Zamora

C.I: 1400659718



Cláusula de Propiedad Intelectual

Darwin Adrián Tenesaca Pintado, autor/a del trabajo de titulación "Evaluación de una tecnología sostenible para potabilización del agua en comunidades rurales: experimentación en un floculador tubular vertical", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor/a.

Cuenca, 05 de noviembre de 2021

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Darwin Tenesaca Pintado', written over a horizontal line.

Darwin Adrián Tenesaca Pintado

C.I: 0105160790



Cláusula de Propiedad Intelectual

Carlos Francisco Novoa Zamora, autor/a del trabajo de titulación "Evaluación de una tecnología sostenible para potabilización del agua en comunidades rurales: experimentación en un floculador tubular vertical", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor/a.

Cuenca, 05 de noviembre de 2021

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Carlos', written over a horizontal dashed line.

Carlos Francisco Novoa Zamora

C.I: 1400659718



AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo de titulación agradecemos primero a Dios, quien es el principal responsable de lo bueno que hemos logrado en el trayecto de nuestras vidas. A nuestros padres, por brindarnos su apoyo incondicional, además de las herramientas necesarias para lograr con éxito este objetivo académico.

Asimismo, un profundo agradecimiento al PhD. Fernando García, por brindarnos su asesoría y por compartir sus conocimientos, a nuestros compañeros de aula, a la Universidad de Cuenca, a nuestros maestros que, con su sabiduría, conocimiento y apoyo, motivaron a desarrollarnos como personas y profesionales. Muchas gracias a todos por formar parte de esta meta alcanzada.

Darwin Tenesaca

Francisco Novoa



DEDICATORIA

El esfuerzo y las metas alcanzadas, refleja la dedicación y los valores que invierten los padres en sus hijos. Gracias a mis padres soy quien soy, José y Martha, orgullosamente y con la cara muy en alto se los dedico por ser mi inspiración. A mi familia por haber sido mi apoyo a lo largo de toda mi carrera universitaria y de mi vida. Por supuesto, a mis grandes amigos Carlos, Ángel y Alex, con quienes he podido compartir muchas anécdotas en esta etapa universitaria que quedarán marcadas en nuestras vidas. Y a todas las personas que me acompañaron en esta etapa, aportando a mi formación tanto profesional y como ser humano.

Darwin Tenesaca

Llegar hasta aquí no ha sido fácil, sin embargo, ha sido posible lograrlo. Es por ello que dedico esta tesis a mi mamá, esposa e hija quienes estuvieron a mi lado siendo fuente de apoyo y motivación en todo el trayecto de esta etapa profesional. Y por supuesto a mis amigos quienes estuvieron presentes durante la trayectoria universitaria, quienes sin esperar nada a cambio compartieron sus conocimientos, además de los momentos únicos e inolvidables, alegrías y tristezas, Darwin, Ángel y Alex.

Francisco Novoa



CAPÍTULO I

1. INTRODUCCIÓN

1.1 ANTECEDENTES

La Junta Administradora de Agua Potable Regional Bayas (JAAP-Ba), perteneciente a la parroquia Aurelio Bayas, del cantón Azogues, inició sus actividades de administración y recolección de agua para la comunidad en 1979. Para entonces, la parroquia rural no disponía de una planta potabilizadora, por lo cual su abastecimiento de agua se basaba en el llenado de pozos y su conducción mediante tubos y canales de cemento, piedra y concreto.

La JAAP-Ba obtuvo su personería jurídica en 1990 y posteriormente, en 1998, se procedió a construir la planta potabilizadora en la parroquia Bayas (*Agua Potable Bayas, s. f.*). Inicialmente, se trabajó con tanques para una filtración lenta, sin embargo, a partir del año 2010, tras un rediseño, se construyeron unidades de coagulación, floculación y complementariamente una batería de filtros rápidos. Desde ese entonces la planta opera como una planta potabilizadora convencional.

En la actualidad, la JAAP-Ba cuenta con una capacidad de tratamiento de 20 l/s, satisfaciendo las necesidades de 1320 usuarios, aproximadamente 5300 habitantes. Sin embargo, la parroquia Bayas posee adicionalmente una población cercana a 300 personas que solo disponen de agua entubada. Los costos para implementar una planta adicional que provea de agua potable a esta población resulta costosa para la junta, razón por la cual los dirigentes de la JAAP-Ba están empeñados en encontrar una solución que les permita dotar de agua potable a esta pequeña población.

1.2 PROBLEMÁTICA

Cada vez, es más complicado encontrar agua potable de buena calidad. Las personas desconfían del líquido proveniente de los grifos, por lo que, progresivamente han ido optando por consumir agua embotellada o en garrafa. El derecho humano al agua potable limpia y un buen saneamiento, ha sido establecido por la Organización de las Naciones Unidas (ONU) en el año 2010. Sin embargo, en la mayoría de las zonas rurales del Ecuador este derecho no



se concibe por falta de recursos y conocimientos al respecto, lugares donde la gente, por lo general, se abastece de agua entubada e inclusive se ha acostumbrado a usar y beber directamente de las vertientes.

Por tal motivo, es importante la intervención de proyectos y programas que contribuyan a su beneficio y progreso, más si es para evitar enfermedades que puede ocasionar la ingesta de agua contaminada. Existen varias enfermedades de carácter infeccioso que pueden transmitirse a través del agua, como la giardiasis, hepatitis A o inclusive la salmonelosis debido a la presencia de patógenos, incluyendo otras enfermedades ocasionadas por elementos por la presencia de sustancias nocivas como nitratos, plomo, sodio, pesticidas, etc.

Las áreas urbanas generalmente son abastecidas de agua potable suministrada por empresas municipales, estas empresas debido a la disponibilidad de recursos económicos tienen plantas de tratamiento convencionales y algunas con tratamientos avanzados, asegurando una buena calidad del agua potable. En tanto, en áreas rurales el suministro de agua potable por parte de las Juntas Administradoras de Agua Potable (JAAP) cuenta con varias limitantes como tecnología inadecuada, limitaciones financieras municipales y operación deficiente por falta de capacitación sobre operaciones básicas en el Sistema de Tratamiento de Agua (STA), por lo que no se produce la cantidad o calidad de agua deseada.

1.3 JUSTIFICACIÓN

Actualmente, implementar plantas convencionales de tratamiento en comunidades en desarrollo resulta difícil debido a los costos de construcción y debido a los pequeños caudales que son necesarios para cubrir la demanda. Para construir una planta convencional se deben seguir las recomendaciones de diseño, ya sea para caudales grandes o pequeños. Así, para implementar un floculador convencional en una JAAP, se requiere de la construcción de una obra civil para tratar los caudales pequeños debido a las bajas poblaciones existentes en zonas rurales. A pesar de diseñar el floculador para caudales menores, las paredes y pantallas deberán cumplir con las recomendaciones constructivas, ocasionando inversiones relativamente altas para las JAAP, las mismas que en muchas ocasiones no disponen de recursos económicos.



Además, debido al incremento de la turbidez por factores antropogénicos y climatológicos, es indispensable implementar una tecnología que permita una clarificación eficiente del agua, siendo necesario buscar nuevas tecnologías eficientes y de bajo costo para tratar el agua en zonas rurales. Por ello, este proyecto evaluó la implementación de un Floculador Tubular Vertical (FTV) para potabilizar el agua en zonas rurales, destacando que la floculación es una de las operaciones de mayor preocupación, puesto que ahí se controla la presencia de impurezas tanto solubles como insolubles del agua cruda mediante parámetros como: color, turbiedad, a más de pH y temperatura. La implementación de un FTV podría ser una alternativa de reemplazo a los floculadores convencionales verticales de pantallas. Los FTV se construyen usando tubos de PVC para pequeñas poblaciones, evitando así, la construcción de una obra civil, además de reducir costos de inversión y espacio físico.

La presente investigación busca responder las siguientes preguntas: ¿Presentarán los FTV una eficiencia al menos igual a un sistema de tratamiento de agua (STA) convencional? y ¿Presentarán los FTV una reducción económica de aproximadamente 50% menor en relación a un STA convencional?, de ser el caso, indudablemente los resultados brindarán beneficios sociales a favor de las comunidades en desarrollo para su implementación por medio de las JAAP. Con ello se busca abastecer a los consumidores un agua de calidad, mejorando así la calidad de vida, evitando enfermedades por el consumo de agua contaminada, así como fomentar el uso adecuado y valoración de los recursos hídricos, facilitando la sostenibilidad ambiental.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo General

Evaluar experimentalmente un floculador tubular vertical (FTV) como una tecnología sostenible para potabilización en comunidades rurales.



1.4.2 Objetivos Específicos

- Construir un sistema de floculación tubular vertical a escala piloto basado en el diseño de un floculador hidráulico vertical convencional de tabiques.
- Determinar la eficiencia del floculador tubular vertical considerando diferentes longitudes de la tubería, así como diferentes caudales y turbiedades del agua cruda.
- Evaluar la eficiencia de tratamiento del agua potable usando el FTV piloto y el floculador de pantallas de flujo vertical (FPV) de la planta de la JAAP-Ba.



CAPÍTULO II

2. MARCO TEÓRICO

2.1 AGUA POTABLE

Se sabe que el agua es esencial para la vida y para el desarrollo de las sociedades, pero no toda agua es apta para el consumo humano, no obstante, el agua potable sí lo es. Según el (Instituto Ecuatoriano de Normalización, 2020), el agua potable es aquella que puede ser bebida y útil para la cocción y preparación de alimentos, incluyendo el uso para otras actividades domésticas. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), en el mundo casi la cuarta parte de las camas en los hospitales están ocupadas por enfermos cuyas afecciones se deben a la insalubridad del agua, por ello, el agua potable es necesaria para la vida, la salud y para una existencia productiva (Karbadehi et al., 2018).

En 2010, la Asamblea General de las Naciones Unidas estableció el derecho al agua potable y saneamiento como un derecho humano esencial para el pleno disfrute de la vida y de todos los derechos humanos. Además, los diferentes organismos nacionales e internacionales han generado normas o guías que establecen rangos permisibles de los diferentes parámetros analizados en el agua potable, permitiendo garantizar una adecuada calidad de este recurso a los consumidores (Karbadehi et al., 2018). Estos parámetros importantes son los químicos y microbiológicos.

2.1.1 Normativa de agua potable INEN 1108

En los Anexos A, B, C, D, E y F de la norma NTE INEN 1108, Versión 2020, se encuentran las diferentes metodologías de ensayo, así como también los límites máximos permisibles de los parámetros que requiere el agua potable para su distribución final (NTE INEN 1108, 2014).

2.2 SISTEMA DE TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE AGUA POTABLE

Un sistema de tratamiento de agua potable (STA) para consumo humano de tipo convencional o de ciclo completo está compuesto por los siguientes procesos: coagulación,



floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Los procesos pertinentes a este estudio son la coagulación y floculación.

Tabla 1. Norma NTE INEN 1108.

Requisitos físicos y químicos del agua para consumo humano		
Parámetro	Unidad	Límite permitido ^b
Arsénico	mg/L	0,01
Cadmio	mg/L	0,003
Cloro libre residual	mg/L	0,3 a 1,5
Cobre	mg/L	2,0
Color aparente	Pt-Co	15
Cromo (cromo total)	mg/L	0,05
Fluoruro	mg/L	1,5
Mercurio	mg/L	0,006
Nitratos (como NO ₃ ⁻)	mg/L	50,0
Nitritos (como NO ₂ ⁻)	mg/L	3,0
Plomo	mg/L	0,01
Turbiedad ^a	NTU	5
^a Se conoce también como <i>Turbidez</i> .		
^b Los resultados obtenidos deben expresarse con el mismo número de cifras significativas de los límites permitidos, aplicando las reglas para redondear números indicadas en NTE INEN 52.		
Requisitos microbiológicos del agua para consumo humano		
Parámetro	Unidad	Límite Permitido
Coliformes fecales	Número/100 mL	Ausencia
Cryptosporidium	Número de ooquistes/ L	Ausencia
Giardia	Número de quistes/ L	Ausencia
^a En el caso de que sean usados métodos de ensayo alternativos a los señalados, estos deben ser normalizados. En el caso de no ser un método normalizado, este debe ser validado.		
^b La ausencia corresponde a “< 1,1 NMP/100 mL”.		
^c La ausencia corresponde a “< 1 UFC/100 mL”.		
Rango de pH del agua para consumo humano		
Parámetro	Unidad	Rango
pH ^a	Unidades de pH	6,5 – 8,0
^a Parámetro de control operativo		

Fuente: (Instituto Ecuatoriano de Normalización, 2020).



2.2.1 Coagulación

Permite la desestabilización de las partículas coloidales provocado por la adición de un reactivo químico (coagulante) que, neutralizando las cargas electrostáticas, hace que las partículas tiendan a unirse entre sí (Romero, 1999).

2.2.2 Floculación

Es la interrelación y aglomeración de partículas desestabilizadas, primero en micro flóculos y después en flóculos más grandes, debido a su mayor peso y cohesión tienden a depositarse en el fondo de los sedimentadores (Oliveira & Teixeira, 2017). Existen una cantidad de mecanismos que pueden producir un movimiento relativo y colisiones entre partículas que favorecen la floculación (Letterman, 2002). En los floculadores se proporciona a la masa de agua una agitación lenta que debe promover el crecimiento de los flóculos y su conservación, hasta que salgan de ella (Canepa de Vargas, 2004).

Elegir el coagulante adecuado es indispensable para que se forme el flóculo, así las partículas de materia orgánica, arena, arcilla quedan retenidas en estas unidades. Según bibliografía, el sulfato de aluminio (Al_2SO_4) es el coagulante mayormente utilizado en plantas de tratamiento de agua potable (PTAP) convencionales. Por ello, se utilizó este compuesto para la coagulación de las partículas debido a las grandes ventajas que brinda, ya que es barato y eficiente, además según estudios comparativos realizados, es el que mejor mantiene a las partículas unidas evitando que estos existan ruptura (Su et al., 2017).

2.3 TIPOS DE FLOCULADORES

Los floculadores pueden ser mecánicos o hidráulicos:

a) Floculadores Hidráulicos:

- Pantallas
- Helicoidales
- Medios porosos
- Tuberías

a) Floculadores Mecánicos:

- Paletas
- Turbina

En esta investigación se consideró a los floculadores tubulares verticales (FTV) como objeto de estudio y a los floculadores de pantallas de flujo vertical (FPV) como los floculadores objeto de comparación, estos últimos están implementados en la planta de tratamiento de agua potable de la parroquia Bayas (PTAP-Ba).

2.3.1 Floculadores hidráulicos de pantallas

Son los más utilizados, ya sea de flujo horizontal o vertical. En el primer caso, el agua circula con un movimiento horizontal de vaivén, y en el segundo, el agua tiene un movimiento vertical, es decir, sube y baja sucesivamente, contorneando las diversas pantallas del floculador (Romero, 1999).

Este caso de estudio está centrado en los floculadores de flujo vertical (Figura 1). Por ello, las mismas consideraciones hidráulicas existentes para floculadores hidráulicos de pantallas de flujo vertical construido de hormigón fueron consideradas para el diseño de un FTV. Se debe recalcar que en la literatura revisada no existen estudios acerca de floculadores tubulares de flujo vertical, razón por la cual este estudio considerará los aspectos teóricos de un floculador convencional de pantallas de flujo vertical.

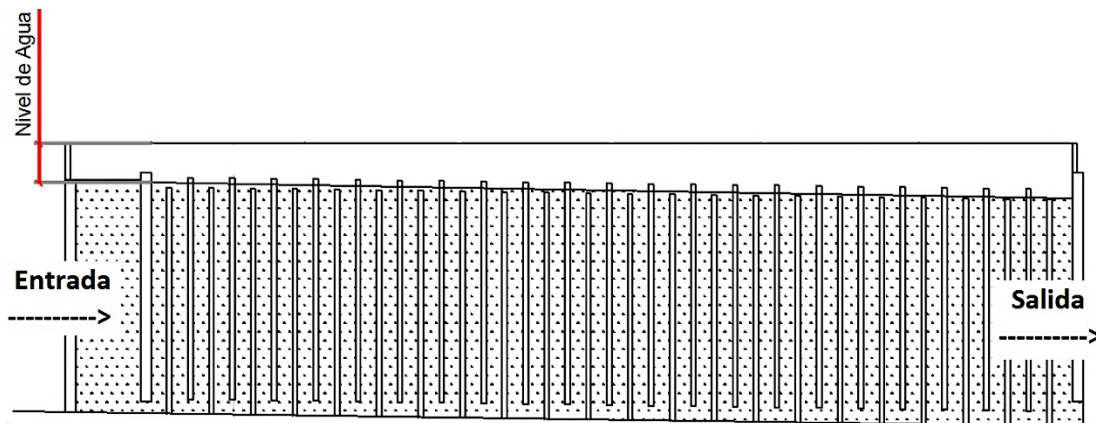


Figura 1. Floculador hidráulico de flujo vertical de la PTAP-Ba.

Fuente: Elaboración propia.

2.4 CRITERIOS PARA DISEÑO DE FLOCULADORES HIDRÁULICOS

En los países en desarrollo, es común el uso de floculadores hidráulicos, que promueven la agitación en agua mediante la imposición de cambios de dirección en el flujo de masa (Liu



et al., 2004). La variación de los gradientes de velocidad causadas por los cambios bruscos de dirección puede promover la interrupción de los flóculos formados previamente, reduciendo la eficiencia del proceso (Oliveira & Teixeira, 2017).

Según Romero (1999), en los floculadores convencionales de pantalla vertical (FPV), la altura de los tabiques para el paso del agua va disminuyendo de acuerdo con la pérdida de carga, a fin de mantener constante la altura del agua. Este autor además dice que, para evitar la formación de lodos en el fondo, se deja un orificio en los tabiques correspondientes, a ras del piso, con un área igual al 5% del área horizontal de cada canal entre baffles.

Algunos investigadores, como Fair & Geyer (1954) y Romero (1999), recomiendan considerar como parámetros de diseño de floculadores verticales el caudal (Q), gradiente de velocidad (G), tiempo de retención (Tr), pérdida de carga (H) y velocidad de flujo (Vf).

2.4.1 Criterios para diseño del floculador tubular (ft)

Los floculadores tubulares (FT) son reactores de flujo pistón que mediante una longitud calculada de tubería se expande en diámetro a lo largo de su longitud para promover la formación de flóculos. La tubería se divide en ciertas longitudes que están conectadas por codos de 180°. La longitud y los diámetros de la tubería del floculador se pueden calcular, comprobando los resultados con pruebas de jarra. Los productos químicos se pueden inyectar en el floculador en aquellos puntos donde son más efectivos. La aplicación de FT se basa en experiencia de tratamiento de aguas residuales y municipales (Grohmann et al, 1981).

Se puede lograr un mayor grado de mezcla en estos sistemas de tubo recto instalando dos ángulos en 90°, dando un total de 180°. El sistema pretende un flujo turbulento para lograr una eficiente formación de flóculo, pero en caso de no lograr una mezcla completa del coagulante se puede reducir el diámetro de tubería en las vueltas, logrando que la Vf aumente provocando un régimen aún más turbulento. Yu et al. (2011) indican que la característica de la superficie de los flóculos, como tamaño y potencial Z, determina la eficiencia de coagulación, por lo que calcular la turbulencia de mezcla exacta del sistema es indispensable para tener un proceso eficiente.



En un estudio hecho por Lastra (2010) sobre floculación cinética en un reactor tubular, donde se evaluaron las condiciones hidráulicas de una unidad de floculación. El reactor contaba con dos modelos (cámara única y cámara doble). Para poder determinar la eficiencia en el reactor se consideraron dos variables, el gradiente de velocidad (G) y tiempo de retención (Tr), el último variándolo entre: 30, 20, 15 y 10 minutos. Se evaluó el comportamiento hidráulico del reactor tubular mediante una prueba de trazadores. La investigación concluyó que el Tr óptimo es de 20 minutos y los G que favorecen la floculación es de 30 s^{-1} , en el modelo de cámara única y de 35 s^{-1} , en la cámara externa, y entre 49 a 59 s^{-1} , en la cámara interna, en el modelo de cámara doble.

Un parámetro importante en el diseño de un floculador hidráulico tubular es la relación entre la longitud, H , y el diámetro del tubo, D , $HD = H/D$. En un análisis computacional de dinámica de fluidos de floculadores hidráulicos con pantallas (curvas de 180°), Haarhoff & van der Walt (2001) encontraron que el valor óptimo de HD (en su caso, la relación entre la longitud del canal y el ancho del canal) debería ser menor o igual a seis para una mezcla eficiente.

En un estudio aplicado en floculadores tubulares (FT), recto y espiral, desarrollado en la universidad de Cornell, se describió un método para comparar el rendimiento de diferentes condiciones de floculación basado en dos propiedades, velocidad de sedimentación y la turbidez residual posterior a la sedimentación de suspensiones floculadas (Tse et al., 2011). Para ello, se diseñó un FT recto, se evaluó la contribución de gradientes de velocidad, residencia tiempo y dosis de coagulante. Se utilizó un analizador de turbidez residual de floculación (FReTA) que registra la turbidez de las suspensiones floculantes que experimentan un asentamiento inactivo. Los resultados indicaron que la distancia fija a través de la cual deben viajar los flóculos para despejar el volumen de medición permite calcular las distribuciones de la velocidad de sedimentación de la suspensión floculante a partir de los datos de turbidez sin procesar. Al ajustar los datos de turbidez transformados con una distribución gamma modificada, se puede obtener la media y la varianza de la velocidad de sedimentación junto con la turbidez residual después de un período de sedimentación.



(Gregory, 1981) propone la siguiente ecuación para el cálculo del gradiente de velocidad (G) en el flujo laminar del tubo:

$$G = \frac{8Q}{3\pi r^3} \quad (1)$$

Donde:

G = Gradiente de velocidad

Q = Caudal

r = Radio interno del tubo

El número de colisiones de partículas por unidad de tiempo en un floculador de flujo laminar es proporcional a G y el tiempo disponible para el choque es θ , por lo tanto, el producto entre ambas indica el grado de floculación que se puede lograr (Cleasby John L., 1984). La pérdida de carga a través de un tubo recto puede, a su vez, ser definido bajo la siguiente ecuación (Roberson et al., 1998).

$$h_L = f_s \frac{L}{d} \frac{U^2}{2g} \quad (2)$$

Donde:

h_L = Longitud del floculador

f_s = Factor de fricción en un tubo recto

U = Velocidad media axial

d = Diámetro interior del tubo

En un estudio efectuado por Kurbiel, Sapulak, & Schade (1989), se diseñó un FT piloto experimental con un flujo de 3 a 6 m³ h⁻¹ para el tratamiento de aguas residuales de galvanoplastia. Se probaron dos FT, de 20 m de longitud, pero con diferentes diámetros, estos floculadores se construyeron de PVC transparente, que permitió el monitoreo continuo del experimento. Se trataron aguas residuales con cianuro, cromo níquel, bajas concentraciones de cobre y pH. Los resultados indicaron claramente un buen rendimiento del sistema. La reducción de la turbidez y los sólidos en suspensión que se alcanzó durante el experimento fue del 90% al 99% y del 88% al 98% respectivamente, confirmando una alta eficiencia del



sistema en el tratamiento de aguas residuales de galvanoplastia. Algunas ventajas del sistema que se menciona, es que, requiere menos área para su instalación y puede operar sin equipo mecánico, además, el tiempo de retención (T_r) en el floculador puede ser de 12 minutos manteniendo la eficiencia total de remoción.

CAPÍTULO III

3. METODOLOGÍA

3.1. ZONA DE ESTUDIO

El proyecto se realizó en las instalaciones de la JAAP-Ba de la parroquia Aurelio Bayas, perteneciente al cantón Azogues, en la provincia de Cañar (Figura 2), con coordenadas $2^{\circ}42'45.39''S$ de latitud y $78^{\circ}50'5.05''O$ de longitud, a 2786 m.s.n.m. El sistema de tratamiento de agua potable (STAP) de la PTAP-Ba tiene una capacidad de potabilización de 20 l/s que actualmente abastece a 1320 usuarios.

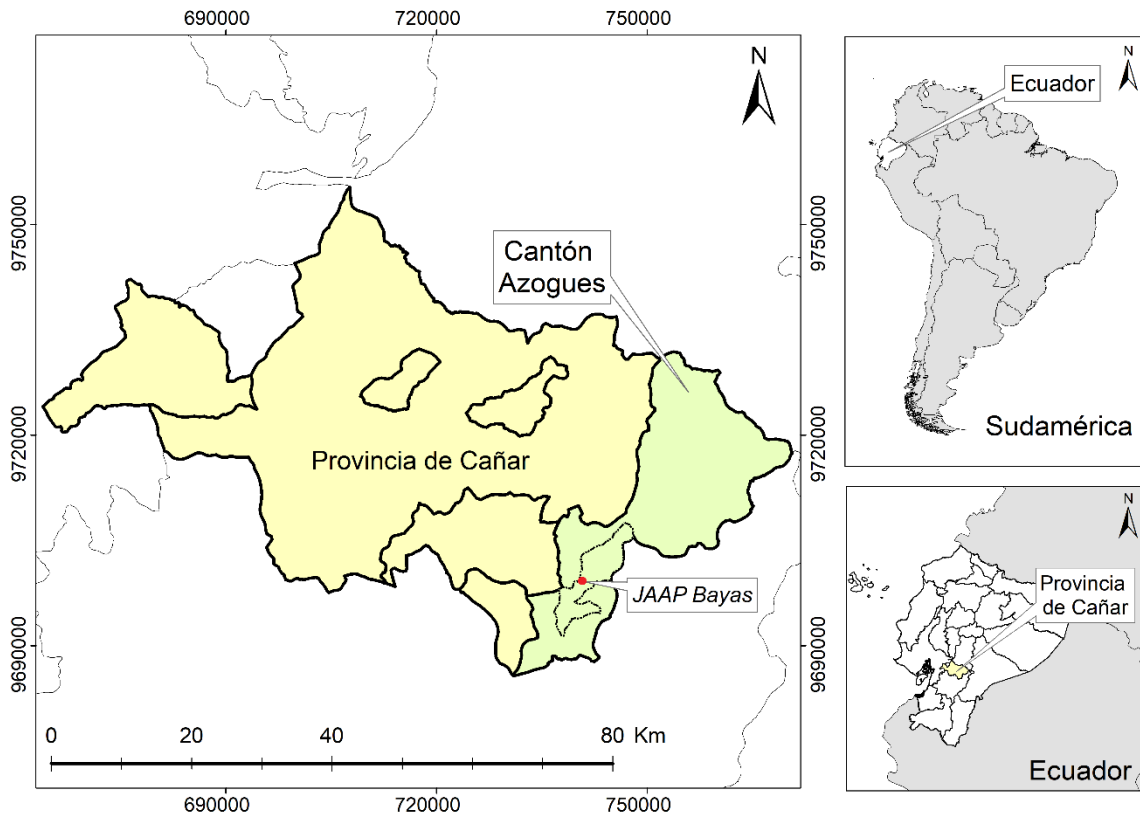


Figura 2. Ubicación instalaciones de la Junta Administradora de Agua Potable de Bayas-Cañar (JAAP-Ba).

Fuente: Elaboración propia.

El STAP de la JAAP-Ba, dedicada a proveer de agua potable a la comunidad de Bayas, se abastece de tres diferentes fuentes de captación, Santa Ana, Chagracazhca y Mahuarcay, siendo únicamente esta última la fuente que abasteció al sistema en estudio. La captación de Mahuarcay consta de un tanque con dimensiones de 2,30 m x 3 m x 1.5 m de profundidad

(Figura 3), el agua de esta captación es transportado mediante tubería de PVC de 160 mm de diámetro hasta llegar a la planta de la JAAP-Ba, esta tubería fue acoplada a una reducción de 4 pulgadas para el uso del agua cruda en el FTV. La distancia recorrida desde la captación hasta la PTAP-Ba es de 476 m.

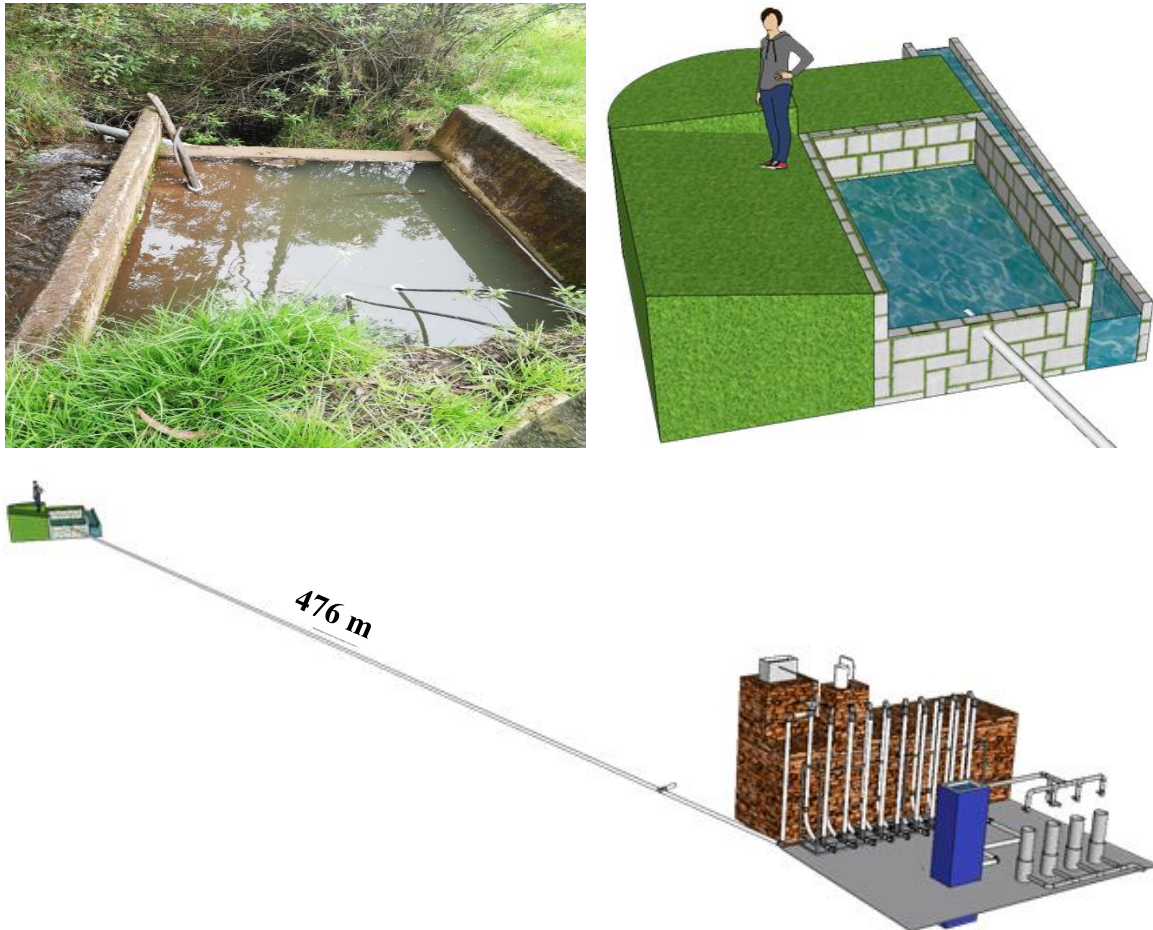


Figura 3. Captación de Mahuarca y conexión a la PTAP-Ba.

Fuente: Elaboración propia.

3.2. DIMENSIONAMIENTO DEL SISTEMA PILOTO DE POTABILIZACIÓN

3.2.1 Dimensionamiento del FTV piloto

Para el dimensionamiento del FTV se usó la metodología de Romero (1999). Para ello se tomó como referencia los cálculos correspondientes a un sistema de FPV convencional para un caudal de 1 l/s. Romero (1999) destaca los siguientes parámetros de diseño: longitud del



floculador, área de paso, velocidad del fluido, el tiempo de floculación y por supuesto el gradiente hidráulico como parámetros destacables en el diseño de un floculador vertical.

Se partió determinando el caudal de diseño ($Q_{di} = 1 \text{ l/s}$), posterior se identificó la longitud del FTV, así como el área de paso necesaria para que se dé una correcta floculación. Para ello se definió la velocidad de flujo (V_f) y el tiempo de retención (Tr). Varios autores indican distintos rangos de valores para floculadores convencionales verticales. Por un lado, Fair & Geyer (1954) sugieren una V_f entre 0,1 - 0,9 m/s y un Tr entre 10 - 90 min, mientras que AWWA (1969) sugiere una velocidad entre 0,09 - 0,30 m/s y un tiempo entre 10 - 60 min.

Para el sistema piloto se definió una velocidad de 0,13 m/s y un tiempo de 10,5 min. Romero (1999) indica las siguientes ecuaciones para determinar la longitud del floculador, área mojada y área de la tubería, respectivamente:

$$L = V_f * t \quad (3)$$

$$A_m = \frac{Q_{di}}{V_f} \quad (4)$$

$$A = \frac{\pi * d^2}{4} \quad (5)$$

Donde:

L = Longitud (m)

Q_{di} = Caudal de diseño (m^3/s)

V_f = Velocidad de flujo (m/s)

t = Tiempo de retención (min)

A_m = Área mojada (m^2)

A = Área de la tubería (cm^2)

d = Diámetro de la tubería (cm)

Es importante señalar que el FTV al tener codos de 180° puede resultar en una reducción de las zonas muertas, mejorando así el rendimiento, reduciendo el tiempo de retención y por consiguiente la longitud del floculador, por tal motivo se dispuso a trabajar con dos



longitudes (Longitud 1 = 58 m y Longitud 2 = 80 m). La longitud 2 corresponde a la longitud total de diseño, mientras que para la longitud 1 se optó en una reducción de diseño, considerando un 2/3 de la longitud 2, pudiendo así comparar sus respectivas eficiencias.

3.2.2 Dimensionamiento del sedimentador

Para sedimentar partículas floculentas fue necesario implementar un tanque de sedimentación tipo 2 y de alta tasa. Así como se diseñó el FTV para un Q_{di} de 1 l/s, también se lo consideró para el sedimentador. Para el sedimentador se consideró: largo, ancho y profundidad. Chavarro (2014) plantea fórmulas de diseño en las que incluye variables y parámetros importantes tales como velocidad de flujo (V_f), $Re < 500$ y $C_s < C_{sa}$, siendo estas el área del sedimentador, velocidad promedio de flujo (carga superficial del sedimentador) y longitud relativa, como se aprecia en las siguientes ecuaciones, respectivamente.

$$A = L_s * a_s \quad (6)$$

$$V_f = \frac{Q}{A} = C_s \quad (7)$$

$$L = \frac{l}{e} \quad (8)$$

Donde:

A = Área del sedimentador (m^2)

L_s = Largo del sedimentador (m)

a_s = Ancho del sedimentador (m)

V_f = Velocidad de flujo (m/s)

Q = Caudal de diseño (m^3/s)

C_s = Carga superficial del sedimentador ($m^3/m^2/día$)

L = Longitud relativa (m)

l = Longitud útil dentro de los módulos (m)

e = Ancho del seditubo (m)

Varios autores, como Chavarro (2014), recomiendan implementar seditubos o módulos de sedimentación ABS para mejorar la eficiencia de remoción de flóculos, considerando la carga



superficial del sistema al implementarlos. Este autor propone variables como la eficiencia del sedimentador de alta tasa (S_c), para el presente caso de estudio un S_c de 11/8 por usar módulos con tubos cuadrados, un ángulo (θ), definido en 60° y una longitud relativa de los módulos (L_c). Por medio de las siguientes ecuaciones se puede determinar la carga superficial del sedimentador (C_s), velocidad del flujo (V_f), carga superficial del sedimentador con seditubos (C_{ss}), longitud relativa del sedimentador (L), longitud relativa para el área de transición (L'), longitud relativa del sedimentador corregida (L_c) y el número de Reynolds (Re), respectivamente.

$$C_s = \frac{Q}{A} \quad (9)$$

$$V_f = \frac{Q}{A \operatorname{sen} \theta} \quad (10)$$

$$C_{ss} = \frac{S_c * V_f}{\operatorname{sen} \theta + L_c \cos \theta} \quad (11)$$

$$L = \frac{l}{d} \quad (12)$$

$$L' = 0.013 \frac{V_f * d}{v} \quad (13)$$

$$L_c = L - L' \quad (14)$$

$$Re = \frac{V_f * e}{v} \quad (15)$$

Donde:

C_s = Carga superficial del sedimentador ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{día}$)

Q = Caudal de entrada (m^3/s)

A = Área superficial del sedimentador (m^2)

V_f = Velocidad de flujo (m/s)

θ = Ángulo de inclinación de los seditubos

C_{ss} = Carga superficial del sedimentador con seditubos ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{día}$)



S_c = S crítico para el tipo de sedimentador (m/s)

L_c = Longitud relativa del sedimentador corregida

L = Longitud relativa del sedimentador

l = Longitud del sedimentador (m)

d = Diámetro del seditubo (m)

L' = Longitud relativa para el área de transición

Re = Número de Reynolds

ν = Viscosidad cinemática

Al determinar un correcto Reynolds (Re) se garantiza un flujo laminar, evitando la ruptura de los flocúlos y proporcionando una correcta sedimentación. Por ello, Chavarro (2014) indica en la Ecuación (15), las variables necesarias para calcular Re , tales como la velocidad de flujo (V_f), la viscosidad cinemática del agua (ν) y el ancho del seditubo, obteniendo un valor de Re menor a 500. Por otro lado, definiendo el área del módulo se identificó la cantidad de seditubos necesarias para el sistema. Así se pudo determinar las características y dimensiones adicionales necesarias para el sedimentador de este estudio.

3.2.3 Dimensionamiento del filtro de arena

De igual manera, se utilizó la metodología de diseño de Romero (1999), considerando parámetros para un filtro rápido de arena. Para ello se tomó en consideración la tasa de filtración del material (arena), el caudal de entrada y el tiempo de funcionamiento del sistema piloto. Según este autor, indica que el área total y el área de cada filtro pueden estimarse por medio de la Ecuación (16) y Ecuación (17).

$$A_t = \frac{Q * 24}{V * t_f} \quad (16)$$

$$A_f = \frac{A_t}{n} \quad (17)$$

Donde:

A_t = Área total (m^2)

Q = Caudal de entrada (m/s)

V = Tasa de filtración del material ($m^3/m^2/h$)



t_f = Tiempo de funcionamiento (h)

A_f = Área de cada filtro

n = número de filtros

De acuerdo a la disposición de materiales, se optó por utilizar tubería de PVC con un diámetro igual a 30 cm. Se calculó el caudal máximo de funcionamiento de agua sedimentada para transportar a una batería de filtración formada por cuatro filtros pilotos. Para cada filtro se estimó una tasa de filtración (T_f) igual a $5 \text{ m}^2/\text{m}^3/\text{h}$.

3.3. IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA PILOTO DE POTABILIZACIÓN

3.3.1 Implementación del FTV piloto

Para la construcción del FTV piloto, se usó los resultados de diseño del FPV, lo cual permitió determinar la longitud y diámetro de la tubería de PVC, también fue necesario accesorios como tees, uniones y codos para la implantación del FTV. En la parte inferior de las tuberías para cada retorno, se acopló una válvula de paso, con el objetivo de limpieza al acumularse los lodos. Debido a la estructura del FTV, fue necesario implementar un soporte metálico para los tubos PVC, tal como puede apreciarse en la Figura 4.



Figura 4. De izquierda a derecha, FTV piloto, sedimentador y filtro.

Fuente: Elaboración propia.

Se optó por la utilización de tubos, uniones y codos, todos en material de PVC de 4 pulgadas U/Z, debido a la facilidad de acoplar y maniobras necesarias para armar el FTV. La longitud total (Longitud 2) incluyendo accesorios fue de 80 m. Sin embargo, tal y como se planteó en el punto 3.2.1, para una comparación de eficiencia se utilizaron dos dimensiones de diseño del FTV: Longitud 1 = 58 m y Longitud 2 = 80 m, considerando para la Longitud 1 una relación aproximada de 2/3 de la Longitud 2.

3.3.2 Implementación del sedimentador

Con los resultados del cálculo de diseño definido en el numeral 3.2.2, se implementó un sedimentador piloto con sus respectivos módulos de sedimentación para retener los flóculos producidos en el FTV. A su vez, su funcionamiento comprende de una doble conexión directa de tubos de PVC que conecta el FTV al sedimentador piloto. Como se puede apreciar en la Figura 5, la primera conexión va desde el final de la Longitud 1 = 58m (a) y la segunda conexión, desde el final de la Longitud 2 = 80m (b). Cabe mencionar que ambas conexiones

se unen para formar una sola para el ingreso del agua al sedimentador (c). Esta conexión se lo realizó en la parte inferior del sedimentador para que así el agua tenga un flujo ascendente, a su vez que los flóculos son retenidos dentro del sistema. Finalmente, el flujo de agua sale por la parte superior, conectándose a los filtros.

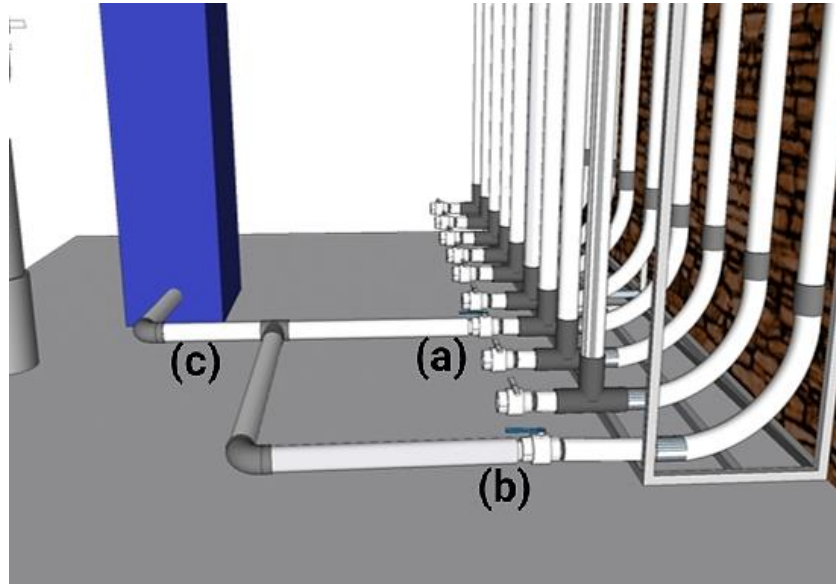


Figura 5. Salida (a) 58 y (b) 80 metros, mediante válvulas, más conexión al sedimentador (c)

Fuente: Elaboración propia.

Para el mantenimiento, se instaló un desfogue de lodos en la parte inferior del sedimentador. Así mediante una válvula se pudo diariamente expulsar todo el material sedimentado, tras los respectivos ensayos del sistema piloto. De igual forma, para el mantenimiento de los módulos, se vació el flujo de agua mediante la válvula y se procedió a su respectiva limpieza.

3.3.3 Implantación del filtro de arena

Con los resultados del cálculo de diseño definido en el numeral 3.2.3 se instaló un sistema de filtración rápida de arena, construido con tubos PVC de 30 cm de diámetro, a partir de esta dimensión se estableció el caudal óptimo para el filtro. Como se puede apreciar en la Figura 6, su estructura comprende desde la parte superior del sedimentador, con una conexión de tubos de PVC que mediante uniones se conectan a 4 válvulas para posterior conectar el flujo de agua a la batería formada por 4 filtros iguales. Así mismo, para el desfogue del agua filtrada, se hizo una conexión a la salida de cada filtro.

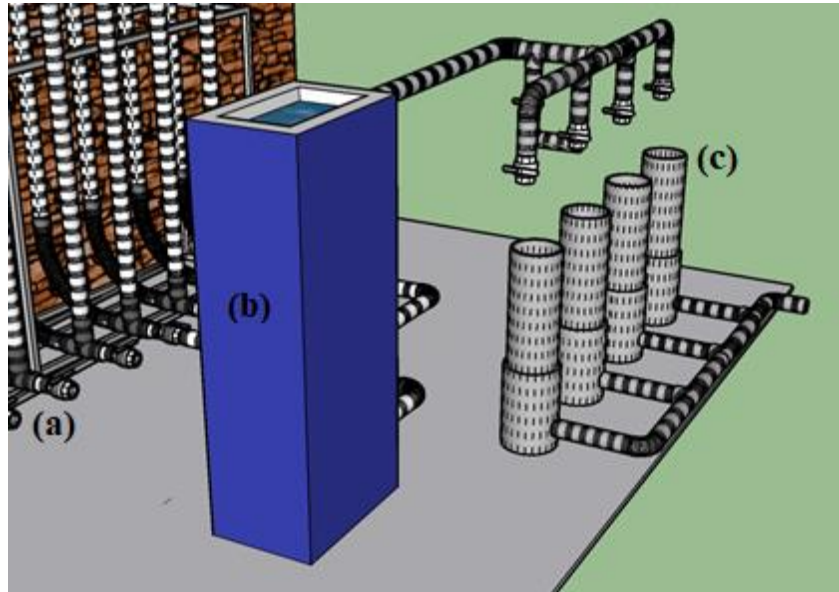


Figura 6. a) FTV piloto, b) sedimentador de alta tasa y c) filtro de arena.

Fuente: Elaboración propia.

Para el mantenimiento de los filtros, se lo hizo mediante un retro lavado. La conexión de salida de los filtros sirvió para el retro lavado, en el que mediante un flujo de agua en sentido ascendente permitió la expulsión de flocúlos pequeños atrapados en las distintas capas de grava y arena de cada filtro.

3.4.CÁLCULO DE LOS PARÁMETROS HIDRÁULICOS DEL FTV

3.4.1 Cálculo del tiempo de retención teórico (TRTe)

Oliveira & Teixeira (2017) recomiendan utilizar la siguiente ecuación para estimar el TRTe. Esta ecuación se basa en el volumen y caudal del sistema piloto; los que a la vez dependen de la longitud y diámetro de la tubería.

$$t = \frac{V}{Q} \quad (18)$$

El volumen del FTV se determinó con la ecuación detallada a continuación:

$$V = \pi r^2 l \quad (19)$$

Donde:

Q = Caudal de entrada (m^3/s)

V = Volumen del floculador (m^3)

r = Radio de la tubería (m)



l = Longitud del floculador (m)

3.4.2 Cálculo del tiempo de retención real (TRRe)

Se utilizó la metodología de trazadores para determinar el TRRe, considerando el volumen del FTV. El TRRe de las unidades de floculación, corresponde al valor más alto de conductividad durante la toma de muestras, sin embargo, es complicado determinar el TRRe exacto de la mezcla lenta, algunos de los motivos se deben a las zonas muertas en las unidades y a los cortos circuitos durante el proceso (Vargas, 2004).

Para el ensayo de trazadores se utilizó la metodología de (Mastrocicco et al., 2011). Se aplicaron dosis de cloruro de sodio (NaCl) como trazador, en una relación 1:5, es decir, 200 g de NaCl para un volumen de 1 litro de solución. Se determinó el TRRe en cada ensayo, referidos a las distintas longitudes de 58 y 80 m, y caudales: 0.25, 0.5, 0.75, 1 y 2 l/s.

En cada ensayo, se añadió el trazador en la entrada del FTV (Punto de inyección), como se puede apreciar en la Figura 7. Para medir la concentración de sólidos disueltos totales (SDT), se tomaron muestras al final de cada salida del FTV (Salida 1 y Salida 2). A partir de la adición de trazador, se tomó una muestra cada minuto, y a medida que iba incrementando el valor de los SDT, se tomó una muestra cada 30 s en caudales de 0.25, 0.5, 0.75 y 1 l/s, y cada 15 s en caudales de 2 l/s, hasta obtener los SDT iniciales; estas pueden apreciarse con más detalle en el Anexo 1. El equipo utilizado para las respectivas mediciones de SDT fue un medidor digital de sólidos disueltos.

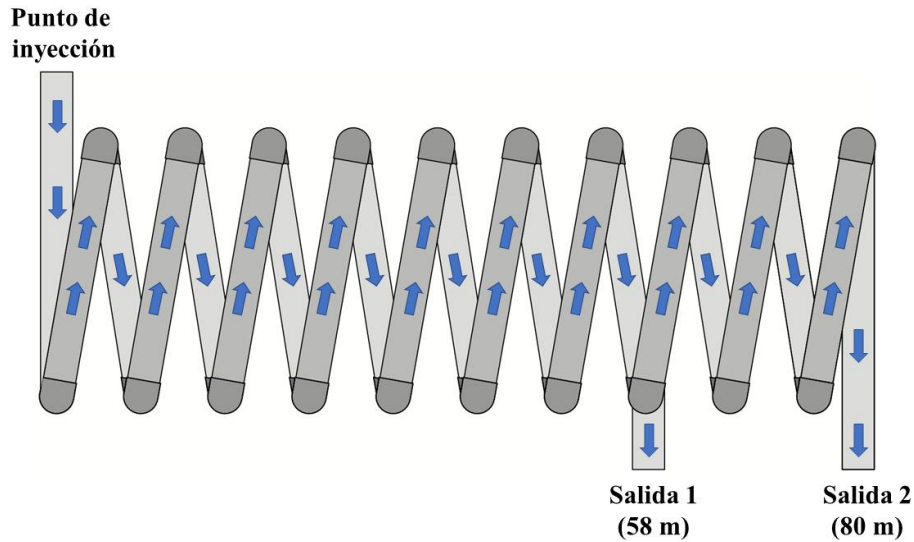


Figura 7. Puntos de inyección y salidas de muestreo para el ensayo de trazadores.

Fuente: Elaboración propia.

3.4.3 Cálculo del gradiente de velocidad (G)

D. S. de Oliveira & Teixeira (2017), propone que el cálculo del gradiente de velocidad (G) puede realizarse empleando la Ecuación (20). El G considera el tiempo de retención teórico (TRTe) y real (TRRe), además las propiedades del agua como la densidad y viscosidad dinámica.

$$G = \sqrt{\frac{\rho g h_f}{\mu t}} \quad (20)$$

Donde:

G = Gradiente de velocidad

ρ = Densidad del fluido

g = Gravedad

h_f = Pérdidas de carga (totales)

μ = Viscosidad dinámica

t = Tiempo de retención

3.4.4 Pérdida de carga: Ecuación de Darcy – Weisbach

Meng et al. (2019), manifiestas que la ecuación de Darcy – Weisbach relaciona la pérdida de presión a lo largo de la tubería, debido a accesorios incorporados en el sistema, cada accesorio



presenta su constante de fricción independiente una de otra. Por un lado, la pérdida de carga puede estimarse a través de:

$$h_f = f * \frac{l}{D} * \frac{v^2}{2g} \quad (21)$$

Por otro lado, el factor de fricción f , denominado también coeficiente de rozamiento, se estima a través de la ecuación de Chen. Es usada para las zonas de cambio entre el fluido laminar a turbulento (régimen de transición) y flujo turbulento, calculado con la siguiente ecuación:

$$f = \frac{1}{\left(-2 \log\left(\frac{E}{3.7065D} - \frac{5.0452}{Re} * \log\left(\frac{1}{2.8257}\left(\frac{E}{D}\right) + \frac{5.8506}{Re^{0.8981}}\right)\right)\right)^2} \quad (22)$$

Se describen cada uno de los factores como:

f = Factor de fricción

E = Rugosidad de la tubería

D = Diámetro interno de la tubería

Re = Número de Reynolds

Para determinar la pérdida de carga en los accesorios se determinó mediante la ecuación descrita a continuación:

$$hf_a = k \frac{v^2}{2g} \quad (23)$$

Donde la constante de carga K se calculó por medio de:

$$K = f * \frac{l}{D} \quad (24)$$

Donde:

K = Constante de Carga (para cada accesorio)

h_f = Pérdida de carga

f = Factor de fricción del accesorio

l = Longitud equivalente

D = Diámetro de la tubería

v = Velocidad del agua

g = Gravedad

Reynolds

Previo a la obtención del gradiente de velocidad, es necesario determinar el movimiento del flujo; laminar o turbulento. Expresada mediante la fórmula:

$$R_e = \frac{\rho D v}{\mu} \quad (25)$$

Donde:

R_e = Reynolds

ρ = Densidad del fluido

D = Diámetro interno de tubería

v = Velocidad del fluido

μ = Viscosidad dinámica

3.5 VALORACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO (MODELO WOLF-RESNICK)

Para establecer la eficiencia hidráulica en el FTV piloto, se tomó en cuenta el modelo simplificado de Wolf – Resnick, donde se parte de la tendencia de la curva (trazadores), al relacionar con las condiciones del flujo.

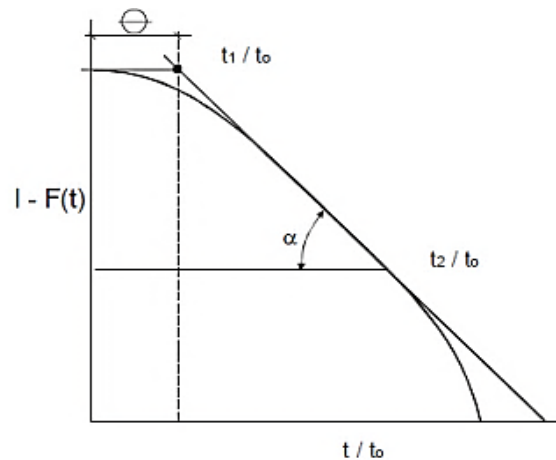


Figura 8. Proporción del trazador de un reactor.

Fuente: Martínez (2015).



Considerando que el flujo pistón es la representación de las partículas de un fluido descargados en orden secuencial, es decir, no intervienen mezclas entre fluidos ingresados y los fluidos que se encuentran en el interior del sistema. Mientras que, al flujo mezclado, se le conoce como el flujo que al ingresar al sistema se dispersa inmediatamente, y cumplirá la misma concentración a la salida de la unidad. Finalmente, el flujo no ideal presenta posibles alteraciones en el transcurso del flujo como: cortocircuitos hidráulicos, zonas muertas, recirculación y la mezcla de fluidos en diferentes concentraciones al salir del sistema (Pérez & Torres, 2008).

Con el objetivo de generar modelos matemáticos de fácil interpretación y establecer el comportamiento hidrodinámico de un reactor se usó en el programa STATGRAPHICS Centurion 15.1

Para la aplicación del modelo Wolf – Resnick, el programa (STATGRAPHICS Centurion 15) corrige la línea de tendencia de la curva, permitiendo la proximidad del r^2 al valor de 1. Partiendo de la siguiente expresión general que $1 = \text{Flujo Pistón} + \text{Flujo no Pistón}$. Donde el flujo no mezclado (M) está en función del flujo pistón (P):

$$M = 1 - P \quad (26)$$

La función de sumatoria de concentraciones para sistemas reales $F(t)$, definida por Wolf & Resnick (1963), está en función de las concentraciones de las conductividades iniciales y las obtenidas en los intervalos de tiempo en la prueba de trazadores, representada por la ecuación a continuación:

$$F(t) = \frac{\sum(C - C_0) * 100}{\sum(C - C_0)} \quad (27)$$

Estas relaciones pueden encontrarse en función del porcentaje de P y M, a partir de lo cual pueden identificarse las relaciones para encontrar dichos flujos, como se aprecia en la siguiente ecuación:

$$F(t) = 1 - \exp\left[-\frac{1}{(1-P)*(1-M)} * \left(\frac{t}{t_0} - P * (1 - M)\right)\right] \quad (28)$$



Resolviendo corchetes y aplicando logaritmos, se puede simplificar la ecuación anterior, quedando la ecuación de Wolf-Resnick:

$$\ln|1 - F - (t)| = -\frac{1}{(1-P)*(1-M)} * \left(\frac{t}{t_o}\right) + \frac{P}{(1-P)} \quad (29)$$

Mediante el programa STATGRAPHICS se encontraron los valores de la Ecuación (29), permitiendo simplificarla y lograr la ecuación de la recta que se ajuste a los puntos, obteniendo la ecuación de Wolf-Resnick simplificada:

$$\ln|1 - F - (t)| = a + b * \left(\frac{t}{t_o}\right) \quad (30)$$

Considerando (1-M) la fracción que no tiene espacios muertos, se establecería como:

$$m = 1 + \frac{1}{b * (1 - P)} \quad (31)$$

Donde:

P = Flujo pistón

M = Flujo mezclado

m = Zonas muertas

Ci = Conductividad (mg/l)

Co = Conductividad inicial (mg/l)

ti= Tiempo (min)

to= Tiempo de retención teórico (min)

3.6 CÁLCULO DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULANTE Y FLOCULANTE

3.6.1 Cálculo de la dosis óptima de coagulante

El sulfato de aluminio sólido (Al₂SO₄) es usado como coagulante en el tratamiento de agua potable (Anexo 2, ficha técnica del Al₂SO₄). Este coagulante fue implementado en la JAAP-Ba desde el 2010. La curva de dosificación de coagulante fue establecida por Calle & Zambrano (2015), la misma que fue aplicada en este estudio, debido a que se consideran las mismas propiedades físicas y químicas del agua cruda, presentada en la Figura 10.



Establecidos los caudales con los que se realizaron las diferentes pruebas experimentales (0.25, 0.5, 0.75, 1 y 2 l/s), así como las longitudes (58 y 80 m), se procedió con la dosificación del coagulante a una concentración del 2,5 %. Partiendo del balance de masa:

$$Q \times D = q \times C \quad (32)$$

Donde:

D = Dosis de coagulante (mg/l)

q = Caudal del coagulante Al_2SO_4

C = Concentración (2,5 %)

Q = Caudal del agua cruda

De la Ecuación (32) se despejó el caudal del coagulante (q), el cual se aplicó cada vez que varió el caudal y la turbidez del agua cruda, quedando como sigue:

$$q = \frac{Q \times D}{C} \quad (33)$$

Se tomó como referencia la curva de dosificación de coagulante (Sulfato de Aluminio) de la PTAP-Ba (Figura 10), para la dosificación de los distintos ensayos. Además, se elaboró una curva de dosificación del sulfato para cada ingreso de caudal y turbiedad de agua. Con esta dosificación se garantizó una alta remoción con una mínima dosis de coagulante. Finalmente se elaboraron gráficas de turbiedad de agua cruda vs dosis de coagulante aplicado.

Para la dosificación del coagulante se implementó un coagulador de vórtice (a), que consiste en un cono de mezcla rápida (Figura 9), al cual ingresa el agua cruda de forma tangencial en la parte cilíndrica a una cierta velocidad, lo que genera su rotación alrededor del eje longitudinal del cono, formándose un movimiento descendente hacia el vértice inferior.

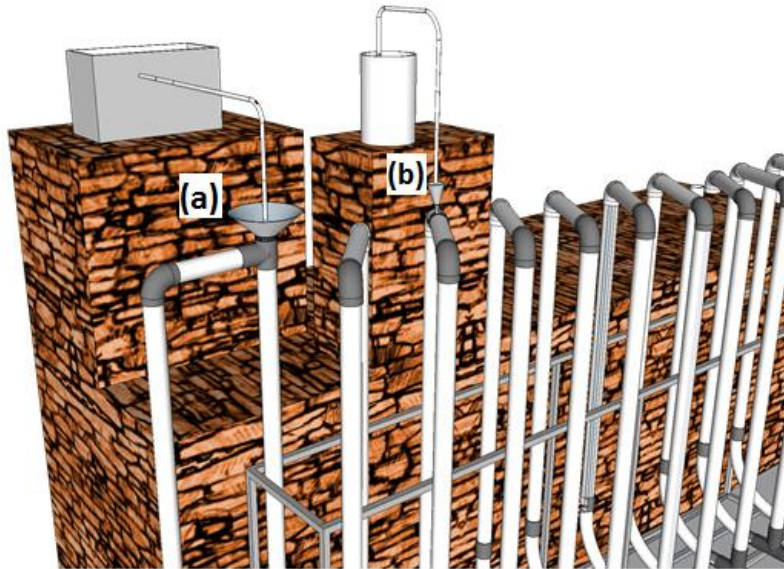


Figura 9. Dosificación de coagulante (a), dosificación de floculante (b).

Fuente: Elaboración propia.

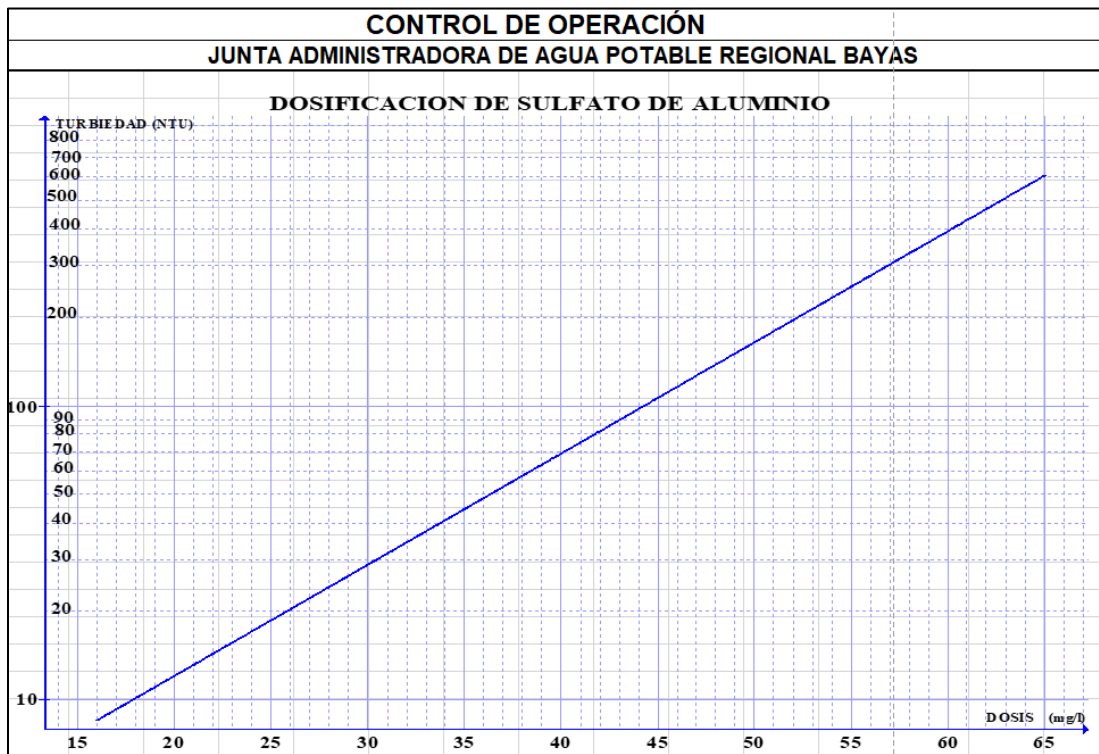


Figura 10. Dosificación de sulfato de aluminio de la JAAP-Ba.

Fuente: JAAP-Ba (2018).

3.6.2 Cálculo de la dosis óptima de floculante

Para lograr una mayor eficiencia de floculación se optó por añadir una dosis de polielectrolito (floculante). La PTAP-Ba usa polielectrolito catiónico como floculante (ver su ficha técnica



en el Anexo 3). A su vez, se basó en los estudios de (Calle & Zambrano, 2015), para determinar la dosis (D) y concentración (C) del floculante, el cual se definió como 0,075 mg/l y 0,0125%, respectivamente.

Para la dosificación del floculante también se implementó un coagulador de vórtice (b) de menor tamaño (Figura 9). Y para los ensayos, se calculó la cantidad de floculante (q) mediante la misma ecuación de balance de masa utilizada anteriormente, despejada y referida en la Ecuación (26).

3.7 ANÁLISIS EXPERIMENTAL PARA DETERMINAR LA EFICIENCIA DEL FTV

3.7.1 Muestreo y análisis de parámetros para determinar la eficiencia

Para determinar la eficiencia del FTV se analizó principalmente la turbiedad y el color, como parámetros principales de calidad. Para la medición de la turbiedad se utilizó un turbidímetro de marca HACH, modelo 2100 Q (ver especificaciones en el Anexo 4). Para la medición del color se utilizó un colorímetro de marca HACH, modelo DR/890 (ver especificaciones en el Anexo 5). Mientras que para medir el pH y la temperatura se utilizó un pHmetro de marca HANNA.

Se definieron 3 puntos de muestreo para evaluar los parámetros de calidad de agua, tanto para el Sistema piloto que tiene el FTV, así como para la PTAP-Ba que tiene floculadores de pantallas verticales (FPV). Los puntos de muestreo para el Sistema piloto fueron: (1) Vertedero rectangular de la PTAP-Ba, previo a la adición de coagulante y floculante, (2) Salida del sedimentador piloto y (3) Salida de los filtros piloto de arena. Mientras que para la PTAP-Ba: (1´) Vertedero rectangular de la PTAP-Ba, previo a la adición de coagulante y floculante, (2´) Salida del sedimentador de la PTAP-Ba y (3´) Salida de los filtros de arena de la PTAP-Ba. Cabe destacar, que se realizaron la toma de muestras simultáneas para ambos sistemas, a fin de comparar las eficiencias de remoción, tanto de turbiedad y color, entre el sistema piloto (FTV) y la PTAP-Ba (FPV).

3.7.2 Operación del sistema piloto (FTV)

Para el análisis de la eficiencia del sistema piloto se realizó un total de 100 ensayos experimentales entre enero del 2020 y diciembre del 2020, incluido los ensayos duplicados



para minimizar el margen de error. Se establecieron caudales que van desde 0,25 l/s a 2 l/s y turbiedades mínimas de 10 NTU a mayores de 200 NTU, así como dos longitudes de tubería (Longitud 1 = 58 m y Longitud 2 = 80 m). Para cada longitud (1 y 2) se varió el caudal de ingreso, considerando caudales de 0,25 l/s, 0,5 l/s, 0,75 l/s, 1 l/s y 2 l/s. Igualmente para cada longitud se utilizó agua cruda de diferente turbiedad 10 ± 5 NTU, 20 ± 5 NTU, 50 ± 20 NTU, 100 ± 30 NTU y ≥ 200 NTU, como se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Pruebas experimentales realizadas.

Turbiedad	Longitud 1 (58 m)	Longitud 2 (80 m)
10 ± 5 NTU	0.25 l/s	0.25 l/s
	0.50 l/s	0.50 l/s
	0.75 l/s	0.75 l/s
	1.00 l/s	1.00 l/s
	2.00 l/s	2.00 l/s
20 ± 5 NTU	0.25 l/s	0.25 l/s
	0.50 l/s	0.50 l/s
	0.75 l/s	0.75 l/s
	1.00 l/s	1.00 l/s
	2.00 l/s	2.00 l/s
50 ± 20 NTU	0.25 l/s	0.25 l/s
	0.50 l/s	0.50 l/s
	0.75 l/s	0.75 l/s
	1.00 l/s	1.00 l/s
	2.00 l/s	2.00 l/s
100 ± 30 NTU	0.25 l/s	0.25 l/s
	0.50 l/s	0.50 l/s
	0.75 l/s	0.75 l/s
	1.00 l/s	1.00 l/s
	2.00 l/s	2.00 l/s
>200 NTU	0.25 l/s	0.25 l/s
	0.50 l/s	0.50 l/s
	0.75 l/s	0.75 l/s
	1.00 l/s	1.00 l/s
	2.00 l/s	2.00 l/s

Fuente: Elaboración propia.

Para cada ensayo, primero se reguló el caudal de ingreso al FTV, luego se midió la turbiedad de agua cruda, posteriormente se calibró la dosis de coagulante y finalmente se calibró la dosis de floculante. Según el caudal y longitud de ensayo, se consideraron los tiempos de retención del FTV y del sedimentador piloto a fin de realizar los muestreos (puntos 2 y 3) en



los tiempos adecuados. Como se mencionó anteriormente, la toma de muestras se realizó de manera simultánea en el sistema piloto (FTV) y la PTAP-Ba (FPV).

3.7.3 Eficiencia de remoción de turbidez y color en el sistema FTV + sedimentador piloto

Se analizó la eficiencia de las diferentes pruebas experimentales en función de la calidad del agua cruda y del efluente del sedimentador piloto, usando la fórmula de eficiencia de eliminación de contaminantes. Las siguientes fórmulas permitieron determinar la eficiencia de tratamiento al usar el sistema FTV + sedimentador piloto (S).

$$\text{Remoción Turbidez}_{\text{FTV+S}} = \frac{\text{Turbiedad agua cruda} - \text{Turbiedad agua sedimentada}}{\text{Turbiedad agua cruda}} \times 100 \quad (34)$$

$$\text{Remoción de Color}_{\text{FTV+S}} = \frac{\text{Color agua cruda} - \text{Color agua sedimentada}}{\text{Color agua cruda}} \times 100 \quad (35)$$

3.7.4 Eficiencia de remoción de turbidez y color en el sistema FTV + sedimentador + filtro

Para la determinación de la eficiencia del tratamiento, pero ahora complementado con un filtro rápido (F), se partió de las mismas fórmulas de la eficiencia del sedimentador, tomando en cuenta la calidad del agua cruda y del agua tratada del filtro.

$$\text{Remoción Turbidez}_{\text{FTV+S+F}} = \frac{\text{Turbiedad agua cruda} - \text{Turbiedad agua filtrada}}{\text{Turbiedad agua cruda}} \times 100 \quad (36)$$

$$\text{Remoción de Color}_{\text{FTV+S+F}} = \frac{\text{Color agua cruda} - \text{Color agua filtrada}}{\text{Color agua cruda}} \times 100 \quad (37)$$

3.7.5 Eficiencia FTV piloto vs planta JAAP-Ba (FPV)

Con el propósito de evaluar si el agua tratada en el sistema piloto tiene un mejor rendimiento en comparación con el agua tratada en el sistema convencional de la JAAP-Ba, se determinó la eficiencia obtenida en los floculadores verticales de pantalla convencional (FVP) + sedimentador (S) que actualmente funciona en la planta de potabilización de la JAAP-Ba.



$$\text{Remoción de Turbidez}_{\text{FVP+S (JAAP-Ba)}} = \frac{\text{Turb. agua cruda} - \text{Turb. agua sedimentada}}{\text{Turb. agua cruda}} \times 100 \quad (38)$$

$$\text{Remoción de Color}_{\text{FVP+S (JAAP-Ba)}} = \frac{\text{Color agua cruda} - \text{Color agua sedimentada}}{\text{Color agua cruda}} \times 100 \quad (39)$$

De igual manera, se determinó la eficiencia obtenida en los FVP + sedimentador (S) + filtro (F) que operan en la planta de la JAAP-Ba.

$$\text{Remoción de Turbidez}_{\text{FVP+S+F (JAAP-Ba)}} = \frac{\text{Turb. agua cruda} - \text{Turb. agua filtrada}}{\text{Turb. agua cruda}} \times 100 \quad (40)$$

$$\text{Remoción de Color}_{\text{FVP+S+F (JAAP-Ba)}} = \frac{\text{Color agua cruda} - \text{Color agua filtrada}}{\text{Color agua cruda}} \times 100 \quad (41)$$

3.8 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

3.8.1 Estadística descriptiva de los parámetros estudiados

Con la finalidad de resumir el conjunto de datos obtenidos se utilizó la estadística descriptiva (medidas de tendencia central y de dispersión). Como medidas de tendencia central se utilizaron la media y mediana, mientras que como medidas de dispersión se empleó la desviación estándar y los valores máximos y mínimos, todo esto aplicado a los datos recopilados tras la ejecución las pruebas en el FTV, eficiencias de remoción calculadas, además de la información obtenida de la PTAP-Ba. De las pruebas en el FTV, para las dos configuraciones de longitud, caudales y turbiedad, así también a las eficiencias de remoción de turbiedad y color en el sedimentador y filtro. Para una mejor comprensión de los resultados se elaboraron tablas y gráficos, como:

- Turbidez del agua tratada vs longitud del floculador
- Turbidez del agua tratada vs caudales
- Turbidez del agua cruda vs dosis de coagulante
- Tiempo de retención vs longitud del floculador
- Tiempo de retención vs turbidez de agua tratada
- Comparación de la dosificación de la PTAP-Ba y FTV piloto
- Comparación de la eficiencia de la PTAP-Ba y FTV piloto



Los resultados fueron ejecutados en el programa de interpretación estadística RStudio, el que contiene un lenguaje mayoritariamente usado en la investigación científica, formado por herramientas flexibles, además de ser un programa gratuito de código abierto.

3.8.2 Correlaciones entre variables

Como primer paso se analizó la normalidad de dos series de datos, dosis de coagulante y turbiedad del agua cruda, a través de prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. Esta prueba, que es útil con muestras pequeñas, contempla la hipótesis nula de que la muestra estudiada procede de una distribución normal. Se utilizó un p-valor $\geq 0,05$ para aceptar dicha hipótesis, caso contrario con un p-valor $< 0,05$, se descarta la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa de que la distribución no era normal (Ugarte et al., 2008).

Debido a que se encontró que no se distribuyeron normalmente, se aplicó el coeficiente de Spearman (no paramétrica para datos que no tienen una distribución normal), para conocer el grado de asociación entre las series de datos de la dosis de coagulante y turbiedad del agua cruda. Los valores del coeficiente, tanto de Pearson como Spearman, pueden interpretarse con base en la siguiente tabla.

Tabla 3. Interpretación del coeficiente de correlación.

Coefficiente de correlación	Interpretación
0.00 – 0.10	Correlación insignificante
0.10 – 0.39	Correlación débil
0.40 – 0.69	Correlación moderada
0.70 – 0.89	Correlación fuerte
0.90 – 1.00	Correlación muy fuerte

Modificado de: Akoglu (2018).

3.8.3 Prueba estadística

Debido a que los datos resultantes no siguieron una distribución normal, con la finalidad de conocer la relación entre las variables, se aplicó la prueba no paramétrica de Wilcoxon. Esta prueba permite comparar dos grupos emparejados para conocer si sus diferencias son estadísticamente significantes. Para lo cual se estableció un nivel de significancia de p-valor $\geq 0,05$ para aceptar la hipótesis nula de que no existen diferencias estadísticamente



significativas; o un p-valor <0.05 para aceptar la hipótesis alternativa de que sí existen diferencias estadísticamente significativas (Ugarte et al., 2008).

Para las dos configuraciones de estudio, 58 m y 80 m, se analizaron las siguientes diferencias:

- eficiencias de remoción de turbiedad y color en los sedimentadores y filtro;
- diferencias de la eficiencia de remoción de turbiedad y color entre caudales a la salida del sedimentador y del filtro;
- eficiencias de remoción a la salida del sedimentador y del filtro entre turbiedades;
- eficiencias de remoción en sedimentadores y filtros de la PTAP-Ba.

3.9 ANÁLISIS DE COSTOS

Para el análisis de costos se partió estableciendo la cantidad de los componentes empleados en el sistema y su precio unitario, para finalmente obtener el valor de todos los elementos. Posteriormente estos valores se relacionaron con lo definido por varios autores:

Deb & Richards (1983), proponen fórmulas para estimar el costo (en dólares) de construcción y operación-mantenimiento de una planta de tratamiento de agua, para una población menor a 10000 habitantes, acorde a los procesos unitarios, en función del caudal, medido en millones de galones al día (mgd). Romero Rojas (2006), presenta dichas fórmulas, incluyendo para la mezcla rápida y floculación, en $m^3/día$. Los costos de construcción (CC) para el proceso de mezcla rápida y floculación se estimaron con la Ecuación (42) y para su operación y mantenimiento (COM) con la Ecuación (43).

$$CC = 1553 \times Q_{max}^{0.45} \quad (42)$$

$$COM = 600 + 36 \times Q^{0.59} \quad (43)$$

Donde:

Q_{max} = caudal máximo diario

Q = caudal promedio diario

El valor del costo del FTV también se comparó con los resultados de Paez (2020), quien reportó el costo que tendría un floculador de flujo horizontal diseñado para un caudal de



1.456 l/s, como componente de una PTAP convencional en el sector la Playa Espalda, en Boyacá, Colombia; sería de \$ 3754,41 (al cambio de moneda actual).



CAPÍTULO IV

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. DIMENSIONAMIENTO DEL SISTEMA PILOTO DE POTABILIZACIÓN

4.1.1. Dimensiones del FTV piloto

A través de los cálculos realizados para un floculador convencional hidráulico vertical para un caudal de diseño (Q_{di}) de 1 l/s se pudo definir la longitud y el diámetro para la construcción del FTV. La Longitud dos calculada fue de 82,6 m, mientras que para la Longitud uno fue de 55,1 m, sin embargo, por la cantidad de tubos, acoples y accesorios detallados en la Tabla 4 se consideraron longitudes finales de $L_1= 58$ m y $L_2= 80$ m. Las dimensiones del tubo de PVC se definieron de la siguiente manera: diámetro de 4 in (110 mm), altura de 2,90 m y un cambio de curvatura de 85 cm. Para cambiar de longitud se instalaron válvulas, una ubicada a los 58 m y otra a los 80 m. Dichas válvulas abiertas permitían el paso del agua directo al sedimentador, mientras que cerradas, en el caso de la de 58 m permitía el paso a la $L_2= 80$ m.

- **Cálculo de la Longitud dos (L_2)**

Para el sistema de estudio se definió una velocidad de 0,13 m/s y un tiempo de 10,6 min (definido en el numeral 3.2.1).

$$L = V_f * t$$

$$L_2 = 0,13 \frac{m}{s} * 10,6 \text{ min} * 60 \text{ s/min}$$

$$L_2 = 82,6 \text{ m}$$

El FTV se armó con una Longitud dos de 80 m que coincidía con el último tubo; para evitar cortes y acoplarle a una válvula, es decir:

$$L_2 = 80 \text{ m}$$

- **Cálculo del área de paso (A_{pa})**

Para este sistema se definió un caudal de diseño (Q_{di}) igual a 1 l/s.



$$A_{pa} = \frac{Q_{di}}{V_f}$$

$$A_{pa} = \frac{1 \frac{l}{s}}{1000 \frac{l}{m^3} * 0,13 \frac{m}{s}}$$

$$A_{pa} = 0,0076 m^2$$

- **Cálculo de diámetro de tubo (d_t)**

$$d_t = \sqrt{\frac{4 * A_{pa}}{\pi}}$$

$$d_t = \sqrt{\frac{4 * 0,076 m^2}{\pi}}$$

$$d_t = 0.1 m = 10 cm$$

- **Cálculo de la longitud uno (L_1)**

$$L_1 = 82,6 m * \frac{2}{3}$$

$$L_1 = 55,1 m$$

Así mismo, el FTV se armó con una Longitud uno de 58 m que coincidía con el último tubo; para evitar cortes y acoplarle a una válvula, es decir:

$$L_1 = 58 m$$

A continuación, se detalla la cantidad de tubos y codos necesarios para armar el FTV piloto, así como también la Longitud uno y dos pilotos:

Tabla 4. Longitudes piloto usando tubos y codos U/Z

Longitud calculada	Número de tubos U/Z de 4" y 3 m de longitud	Número de codos U/Z de 4" y 90°	Longitud Piloto
55,1 m	15	30	58 m
82,6 m	21	42	80 m

Fuente: Elaboración propia.



Con las dos longitudes propuestas se pudo experimentar y comparar sus eficiencias, lo que ayudó a identificar cuál ofrece mejores resultados y cuál sería una opción más viable a fin de reducir costos para su implementación en las diversas JAAPs en desarrollo.

4.1.2. Dimensiones del sedimentador

Para una correcta remoción de partículas floculentas se consideraron ciertas variables, tales como Reynolds (Re) que debían ser menor de 500 para indicar un flujo laminar del sistema, la velocidad de flujo, para evitar la ruptura de los agregados y puedan sedimentarse. Además, para una mejor sedimentación, se implementaron módulos con un ángulo de 60° y con un S crítico de 1.38, este valor o incluso mayor garantiza que las partículas sean removidas.

$$Q_{di} = 1 \text{ l/s}$$

$$A = 0.6 \text{ m} * 1 \text{ m} = 0.6 \text{ m}^2$$

$$C_s = \frac{1 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}}{0.6 \text{ m}^2} = 1.67 \times 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{s}} = 167 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{ día}}$$

$$L = \frac{1 \text{ m}}{0.07 \text{ m}} = 14.29$$

$$v_o = \frac{1 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}}{0.6 \text{ m}^2 \text{ sen}(60)} = 1.92 \times 10^{-3} \text{ m/s}$$

$$L' = 0.013 \frac{1.92 \times 10^{-3} \frac{\text{m}}{\text{s}} * 0.07 \text{ m}}{1.139 \times 10^{-6} \frac{\text{m}^2}{\text{s}}} = 1.53$$

$$L_c = 14.29 - 1.53 = 12.76$$

$$S_c = \frac{11}{8} = 1.375$$

$$C_{SS} = \frac{1.375 * 1.92 \times 10^{-3} \text{ m/s}}{\text{sen}60 + 12.76 \text{ cos}60} = 3.64 \times 10^{-4} \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{ s}}$$

$$C_{SS} = 3.64 \times 10^{-4} \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{ s}} < C_s = 1.67 \times 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{ s}}$$



$$Re = \frac{0.167 \frac{cm}{s} * 7 cm}{1.307 \times 10^{-2} \frac{cm^2}{s}} = 89.44$$

$$Re = 89.44 < 500$$

Una vez realizado los cálculos se evidenció que el diseño de este sistema cumple con las consideraciones de un sedimentador, como Re menor a 500, obteniendo un $Re = 89.44$ y una carga superficial del sistema con módulos, $C_{ss} = 3.64 \times 10^{-4} \frac{m^3}{m^2 s}$, siendo mucho menor al calculado para un sistema convencional en el que se obtuvo un $C_s = 1.67 \times 10^{-3} \frac{m^3}{m^2 s}$. En la Tabla 5 se exponen los valores de los parámetros de diseño obtenidos para el caudal de diseño ($Q_{di} = 1$ l/s). En los ensayos se evidenció que al trabajar con caudales menores al Q_{di} , el sedimentador funcionaba correctamente, sin embargo, al trabajar con un mayor caudal, hasta 2 l/s, el sedimentador no retenía gran parte de los flocs, debido a su corto tiempo de retención ocasionado por este mayor caudal.

Tabla 5. Parámetros de diseño del sedimentador.

Parámetros de diseño	
Largo del sedimentador	1 m
Ancho del sedimentador	0.6 m
Altura del sedimentador	2.5 m
Altura de la zona de lodos	0.5 m
Material de los módulos de sedimentación	ABS
Número de Reynolds	89.44
Largo del módulo de sedimentación	1 m
Ancho del módulo de sedimentación	0.6 m
Altura del módulo de sedimentación	1 m
Constante S crítico	11/8
Tamaño de los tubos cuadrados	7 x 7 cm
Número de módulos	1

Fuente: Elaboración propia.

4.1.3. Dimensiones del filtro de arena

Para la batería formada de 4 filtros de arena se consideró una tasa de filtración (T_f) de $5 \frac{m^3}{m^2/h}$ de cada filtro. Como se indicó en el punto 3.2.3, se utilizó tubería de PVC de 30 cm de diámetro y demás características detalladas en la Tabla 5. Al construir una batería de varios filtros iguales, para esta área se obtuvo un caudal de 0,1 l/s por filtro, por consiguiente,



un total de 0.4 l/s para la batería. El caudal sobrante se dispuso al filtro lento que opera la PTAP-Ba.

$$Af = \frac{0.3^2 * \pi}{4} = 0.07 \text{ m}^2$$

$$Q = 0.07 \text{ m}^2 * 5 \text{ m}^3 / \text{m}^2 / \text{h}$$

$$Q = 0.35 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \approx 0.1 \frac{\text{l}}{\text{s}}$$

Tabla 6. Especificaciones de los filtros de arena.

Diámetro del filtro (m)	Número de filtros	Altura de arena (cm)	Altura de grava (cm)	Tiempo de funcionamiento (h)	Caudal por filtro (l/s)
0.3	4	60	45	8	0.10

Fuente: Elaboración propia.

Para el lecho filtrante se utilizó arena con una altura de 60 cm, adicional 45 cm de grava como material soporte de la arena, y más especificaciones en la Figura 7. De esta manera se cumplió con los tamaños y especificaciones del lecho filtrante según Romero (1999), detalladas en la siguiente tabla.

Tabla 7. Composición de la grava (soporte).

Capa	Tamaño	Espesor (cm)
1	1/8" - 1/4"	7.5
2	1/4" - 1/2"	7.5
3	1/2" - 3/4"	7.5
4	3/4" - 1 1/2"	10
Fondo	1 1/2" - 2"	12.5
TOTAL		45

Fuente: Romero (1999).

Finalmente, en la Figura 11 se representa un modelo 3D de la estructura final del sistema piloto de tratamiento de agua potable (FTV, sedimentador y filtro), el mismo que se utilizó para realizar los 100 ensayos correspondientes a las distintas longitudes, caudales y turbiedades detalladas en puntos anteriores.

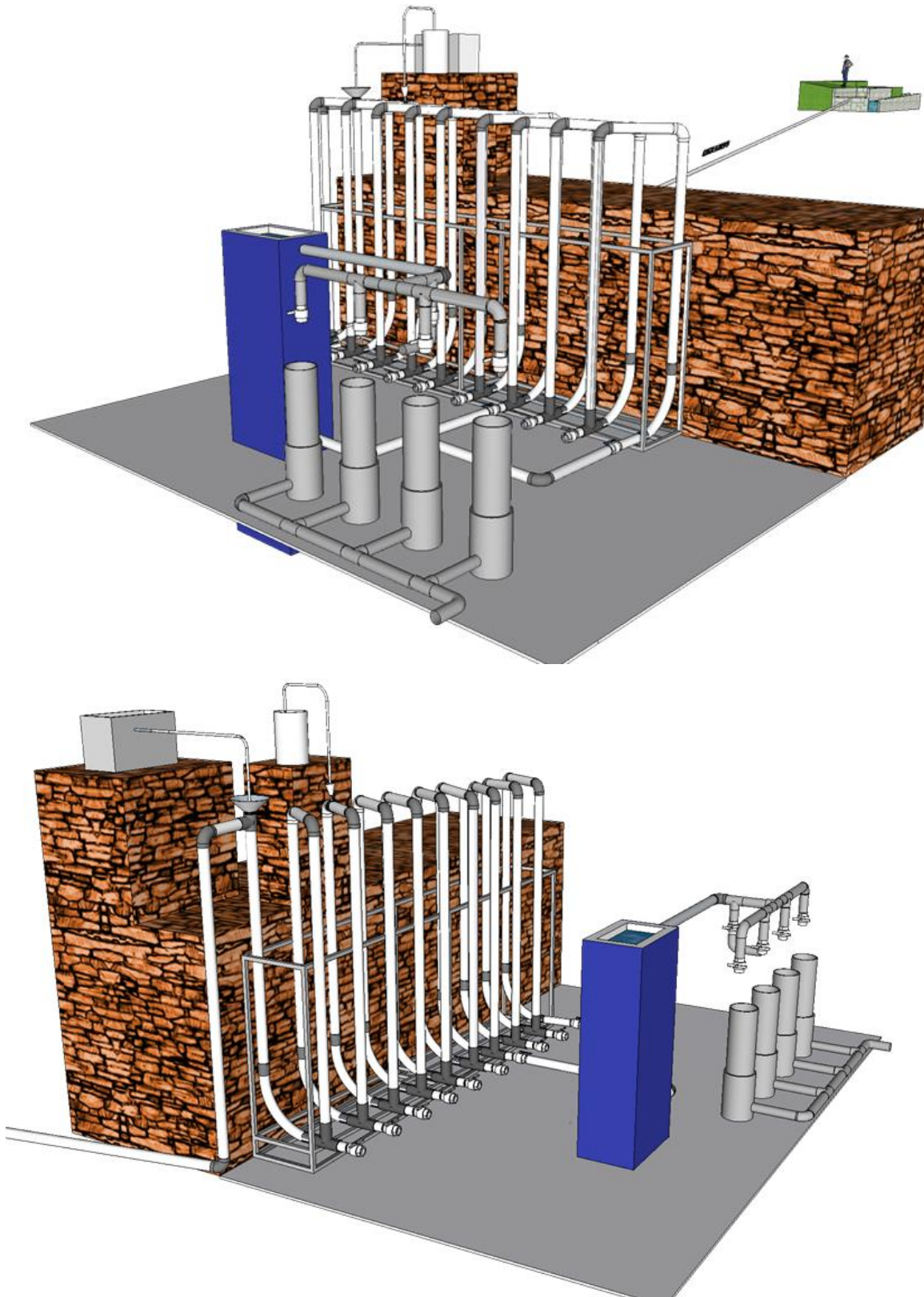


Figura 11. Modelo 3D del sistema piloto de tratamiento de agua potable.

Fuente: Elaboración propia.



4.2. EVALUACIÓN DE LOS PARÁMETROS HIDRÁULICOS DEL FTV

4.2.1. Evaluación del tiempo de retención (TRTe y TRRe)

Para el cálculo de los tiempos de retención (Tr), se utilizó la Ecuación (18) para el tiempo de retención teórico (TRTe), mientras que para determinar el tiempo de retención real (TRRe) se aplicó la prueba de trazadores, usando 200 g de NaCl para un volumen de 1 litro de solución. Para ello se consideraron las longitudes de 58 y 80 m, y caudales de 0,25, 0,50, 0,75, 1,00 y 2,00 l/s, así como el diámetro de la tubería, 0,1016 m. Los resultados obtenidos se reportan en la Tabla 8 y Figura 12, donde es posible apreciar una tendencia; por un lado, que los valores del TRRe son próximos al TRTe; por otro, los Tr (TRTe y TRRe) disminuyen a medida que el caudal operacional aumenta, mientras que los Tr son mayores en la longitud de 80 m, en comparación a la longitud de 58 m.

Tabla 8. Tiempo de retención teórico y real.

Longitud (m)	Caudal (l/s)	TRTe (min)	TRRe (min)
58	0,25	31,35	26
	0,50	15,67	14
	0,75	10,45	9
	1,00	7,84	8
	2,00	3,92	4
80	0,25	43,24	36
	0,50	21,62	17,5
	0,75	14,41	12,5
	1,00	10,81	10
	2,00	5,40	5,75

Fuente: Elaboración propia.

Lastra Bravo (2010), estudió el proceso de floculación en un reactor tubular, bajo la configuración de cámara única y cámara doble. Encontró, para ambas configuraciones, que el mejor Tr se da a los 20 min, siendo el Tr el factor dominante en la floculación. Este resultado sería próximo al de este estudio, para el obtenido con la longitud de 58 m y caudal de 0,25 l/s y 80 m y caudal de 0,50 l/s. Sin embargo, entre los criterios de diseño de un floculador convencional, Wijk & Smet (2002) proponen que el Tr debe encontrarse en un rango de 20 a 30 min, con valores típicos de 30 min. Por lo que, los valores de dicho rango

son acordes con el Tr (TRTe y TRRe) determinados con el caudal de 0,25 l/s para las dos longitudes, 58 y 80 m.

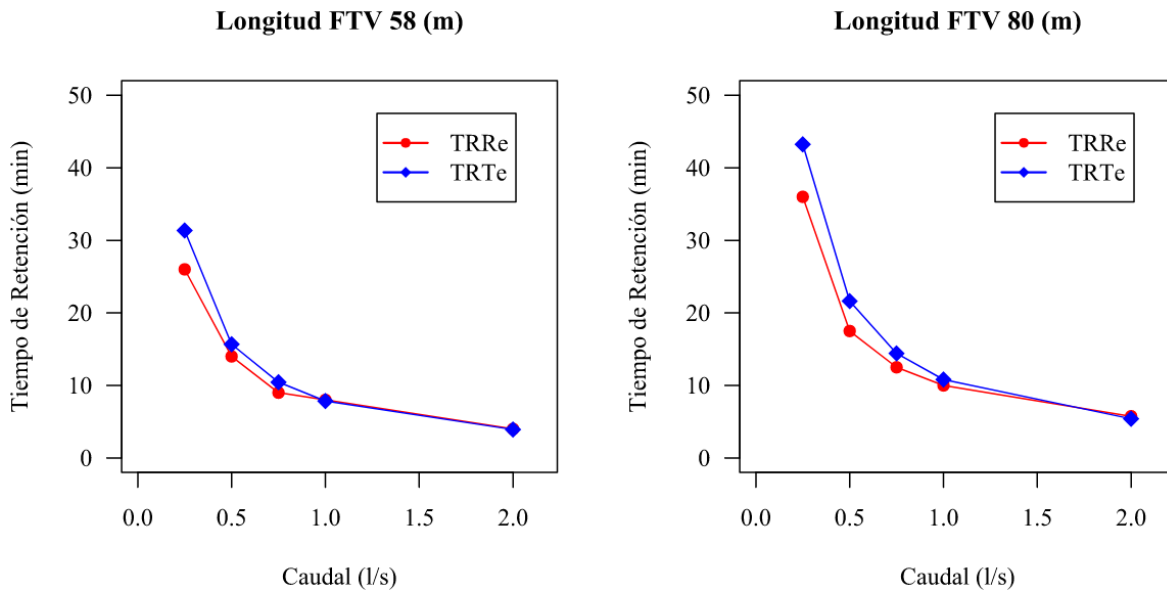


Figura 12. Tiempos de retención teórico y real para longitudes de 58 m (izquierda) y 80 m (derecha).

Fuente: Elaboración propia.

Wijk & Smet (2002) manifiestan que los floculadores con flujo vertical a través de cámaras con deflectores, poseen un Tr de 10 a 20 min. Estos valores coinciden con los tiempos obtenidos para los caudales de 0,5 l/s y 0,75, para las dos longitudes.

4.2.2 Evaluación del gradiente de velocidad

El gradiente de velocidad (G) se estimó usando la Ecuación (20), utilizando el TRTe (GTTe) y TRRe (GTRe), sus resultados se presentan en la Tabla 9 y se esquematizan en la Figura 13. Es posible evidenciar que los valores de G (GTTe y GTRe) son más bajos con la configuración de mayor longitud y que aumentan en proporción al caudal. Todos los elementos para el cálculo de G (GTTe y GTRe), se presentan en el Anexo 6 y 7, respectivamente.

El valor mínimo registrado de G fue de $2,98 \text{ s}^{-1}$ y el máximo de $64,91 \text{ s}^{-1}$. Wijk & Smet (2002) proponen que para un floculador (convencional), el G debe rondar en valores típicos de 45 a 90 s^{-1} ; esto mostraría que, a excepción del G para el caudal de 2 l/s, los valores encontrados



para el resto de los caudales se encuentran fuera de estos valores típicos. Sin embargo, si se considera que estos mismos autores manifiestan que el G puede encontrarse en rangos que van desde 10 hasta 100 s⁻¹ (Wijk & Smet, 2002); los reportados en este trabajo, para caudales iguales o superiores a 0.75 l/s, estarían dentro de dicho rango.

Tabla 9. Gradiente de velocidad teórico y real.

Longitud (m)	Caudal (l/s)	GTTe (s-1)	GTRe (s-1)
58	0,25	3,10	3,40
	0,50	8,43	8,92
	0,75	15,25	16,43
	1,00	23,28	23,04
	2,00	64,91	64,24
80	0,25	2,98	3,27
	0,50	8,10	9,00
	0,75	14,63	15,71
	1,00	22,31	23,19
	2,00	62,12	60,23

Fuente: elaboración propia.

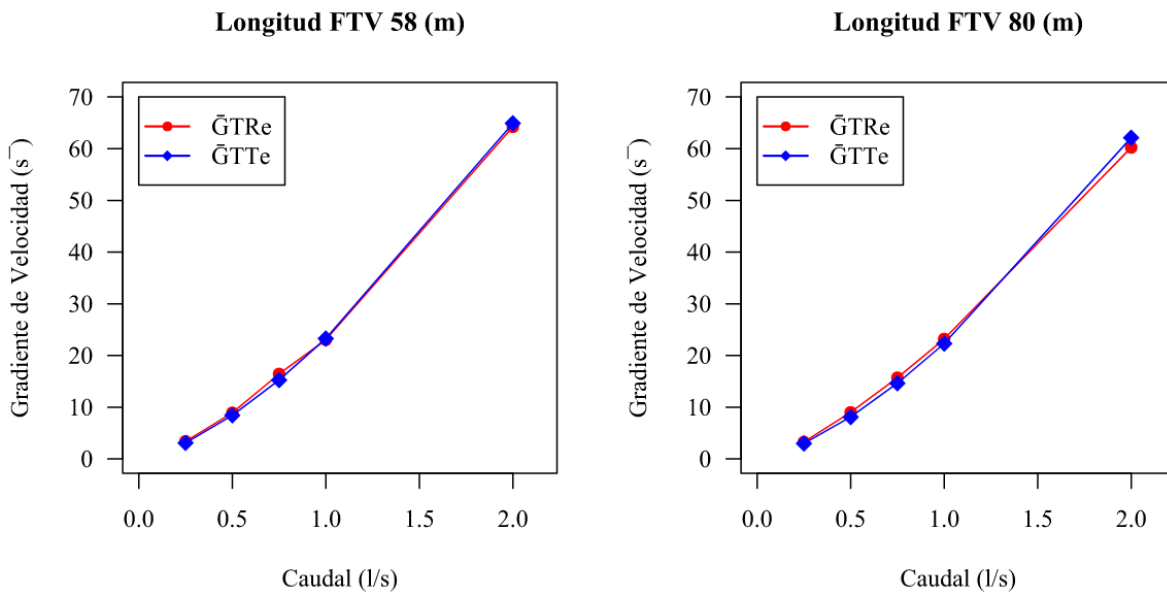


Figura 13. Gradiente de velocidad teórico y real para longitudes de 58 m (izquierda) y 80 m (derecha).

Fuente: elaboración propia.



Ghawi (2018), estudió la floculación vertical hidráulica, reportó que el mejor G fue de 40 s^{-1} . Por otro lado, Lastra Bravo (2010), reportó que para la configuración del reactor tubular de cámara única, el mejor resultado de operación es el G de 30 s^{-1} . En ambos casos, ninguno de los valores obtenidos en este trabajo coincidiría, sin embargo, en el primer caso la planta trataba $100 \text{ m}^3/\text{h}$ y en el segundo a 0.08 l/s .

4.2.2. Estimación del comportamiento hidráulico

Como se mencionó, mediante el modelo Wolf Resnick se valoró el comportamiento hidráulico. Las pruebas de trazadores permiten conocer el desplazamiento de las diferentes masas de agua al interior del FTV. Se ajustaron varios modelos curvilíneos a los datos, para más detalle los gráficos se encuentran en el Anexo 8. En ambos escenarios, 58 m y 80 m, el modelo raíz cuadrada-Y X-cuadrada fue el más común, con valores de R^2 de hasta 99,5095%. En la Tabla 10 se presentan los modelos ajustados y sus valores asociados, a diferentes caudales y longitudes.

Tabla 10. Resultado del ajuste de modelos.

Longitud (m)	Caudal (l/s)	Modelo	R^2	> modelo lineal
58	0,25	Raíz cuadrada-Y X-cuadrada	99,4751%	0,4059%
	0,50	Raíz cuadrada-Y X-cuadrada	99,5095%	0,2997%
	0,75	Raíz cuadrada-Y X-cuadrada	98,9797%	2,0522%
	1,00	Raíz cuadrada-X	98,6502%	0,0376%
	2,00	X-cuadrada	98,4673%	0,4525%
80	0,25	Raíz cuadrada-Y X-cuadrada	99,2792%	1,6948%
	0,50	X-cuadrada	87,8482%	16,1001%
	0,75	Lineal	99,1826%	-
	1,00	X-cuadrada	96,3049%	4,7972%
	2,00	Raíz cuadrada-Y	98,6635%	4,1501%

Fuente: Elaboración propia.

Una vez determinado el modelo que mejor se ajusta, se calcularon los porcentajes flujo pistón, flujo mezclado y espacios muertos para los cinco caudales de estudio bajo las longitudes de 58 m y 80 m, dichos valores son presentados, junto a otros parámetros, en la Tabla 11. Se puede apreciar en todos los escenarios que el %P se encuentra entre 94,73% y



87,33%, %M entre 5,27% y 12,67% y m con valores de -0,52 hasta -1.79. Por un lado, es notorio el predominio del flujo pistón sobre el flujo mezclado, lo que a su vez se relaciona con una mayor eficiencia en el floculador. Por otro lado, los valores negativos de m indican que no existen zonas muertas en el sistema, lo que además se corrobora por el hecho de que, como se aprecia en la Tabla 8, el TRRe no supera el TRTe, así también porque debido a la naturaleza del flujo pistón no se evidencian zonas muertas.



Tabla 11. Porcentajes flujo pistón, flujo mezclado y espacios muertos.

Longitud (m)	Caudal (l/s)	Ecuación	a	b	R ² (%)	Error estándar	Error medio absoluto	%P	%M	m
58	0,25	$\text{LOG}(1-F(t)) = 7,9691 - 3,99884*t/to$	7,9691	-3,99884	99,0692	0,140649	0,108865	88,85%	11,15%	-1,24
	0,50	$\text{LOG}(1-F(t)) = 8,69847 - 4,74943*t/to$	8,69847	-4,74943	99,2099	0,145851	0,116994	89,69%	10,31%	-1,04
	0,75	$\text{LOG}(1-F(t)) = 10,2655 - 6,75098*t/to$	10,2655	-6,75098	96,9275	0,302127	0,241943	91,12%	8,88%	-0,67
	1,00	$\text{LOG}(1-F(t)) = 6,8912 - 2,8271*t/to$	6,8912	-2,8271	98,6126	0,201904	0,162226	87,33%	12,67%	-1,79
	2,00	$\text{LOG}(1-F(t)) = 17,9863 - 12,462*t/to$	17,9863	-12,462	98,0148	0,368231	0,23283	94,73%	5,27%	-0,52
80	0,25	$\text{LOG}(1-F(t)) = 10,1764 - 6,47672*t/to$	10,1764	-6,47672	97,5843	0,228993	0,181448	91,05%	8,95%	-0,73
	0,50	$\text{LOG}(1-F(t)) = 7,73847 - 4,81187*t/to$	7,73847	-4,81187	71,7481	0,851425	0,691512	88,56%	11,44%	-0,82
	0,75	$\text{LOG}(1-F(t)) = 12,3089 - 8,4528*t/to$	12,3089	-8,4528	99,1826	0,133367	0,0987347	92,49%	7,51%	-0,57
	1,00	$\text{LOG}(1-F(t)) = 9,48848 - 5,77517*t/to$	9,48848	-5,77517	90,5078	0,512919	0,341073	90,47%	9,53%	-0,82
	2,00	$\text{LOG}(1-F(t)) = 12,1586 - 7,08553*t/to$	12,1586	-7,08553	94,5134	0,412334	0,336404	92,40%	7,60%	-0,86

Fuente: Elaboración propia.

Los valores obtenidos contrastan de gran manera comparando con los resultados de un estudio hecho por Lastra (2010), sobre la floculación cinética en un reactor tubular, donde se evaluaron las condiciones hidráulicas de una unidad de floculación. El reactor contaba con dos modelos (cámara única y cámara doble). Los datos obtenidos se analizaron utilizando el método simplificado de la teoría de Wolf - Resnick. Las proporciones de flujo pistón y de mezcla completa fueron: 60,9% y 39,1%, respectivamente, en el modelo de cámara única y de 62,2% y 37,8% en el modelo de cámara doble. Los dos modelos de este estudio no presentaron corto circuitos y/o zonas muertas.

4.3. DOSIS ÓPTIMA DE COAGULANTE

A partir de la curva de dosificación de coagulante, previamente determinada por Calle & Zambrano (2015) para la PTAP-Ba, se ajustó la dosificación para el mezclador cónico usado en el sistema piloto, pues se consideraron las mismas propiedades del agua cruda. En la Figura 14 se aprecia la dosis de sulfato de aluminio vs la turbiedad de agua cruda bajo los distintos caudales y para las dos longitudes de estudio. Para la longitud de 58 m, la turbiedad del agua cruda máxima fue de 226,5 NTU para un caudal de 2 l/s y una dosis de coagulante de 43,75 mg/l, mientras que la turbiedad más baja se apreció en el caudal de 1 l/s, correspondiendo a 9,15 NTU con una dosis de 20,83 mg/l de sulfato de aluminio. En la longitud de 80 m, la turbiedad máxima fue de 222 NTU para un caudal de 2 l/s con una dosis de coagulante de 43,75 mg/l, mientras que la turbiedad más baja fue de 9,48 NTU para un caudal de 0,75 l/s y con una dosis de coagulante de 23,06 mg/l.

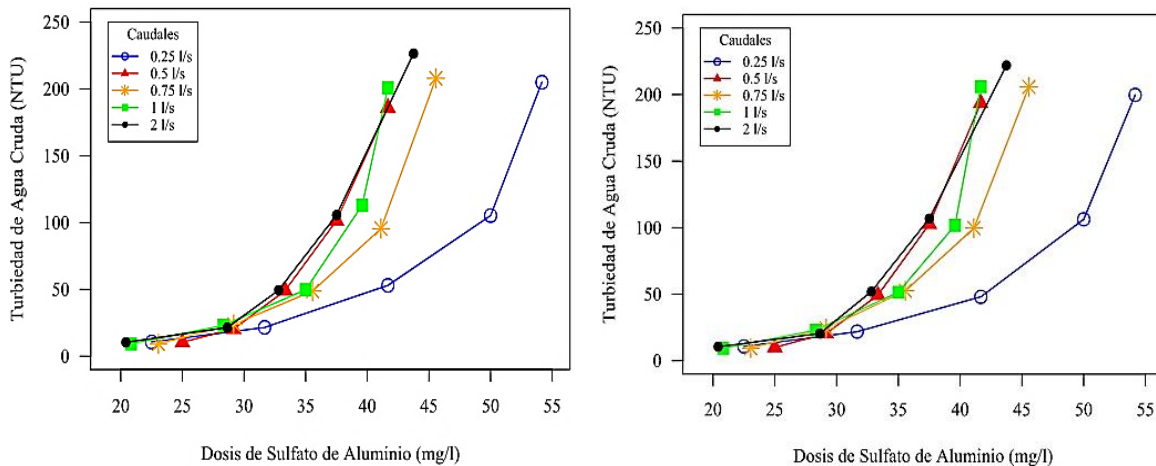


Figura 14. Dosis óptima de coagulante a 58 m (izquierda) y 80 m (derecha).

Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 15 se aprecia la dosificación de coagulante aplicada para los distintos caudales ensayados, así como la dosificación del mismo en la planta. Es posible diferenciar una concentración de puntos a turbiedades bajas, menores a 50 NTU y a 30 mg/l. El caudal de 0,25 l/s (curva azul) es el único con dosis superiores al de la planta (curva negra), mientras que los restantes, para TAC sobre los 50 NTU se vinculan a dosis menores en comparación al de la planta.

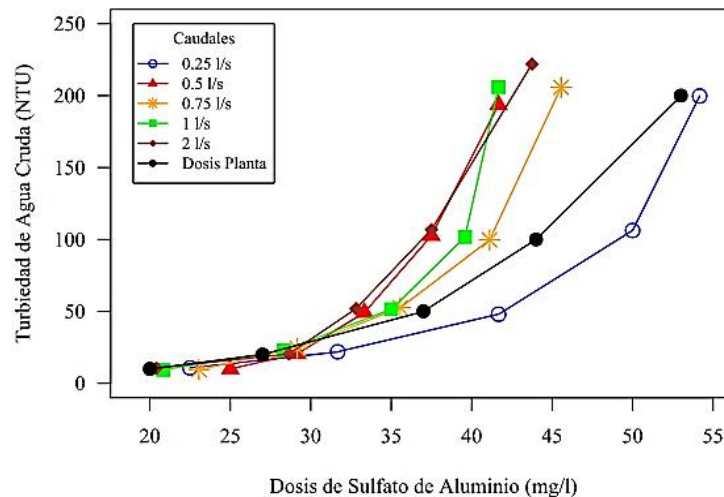


Figura 15. Dosis en el FTV vs dosis en la planta.

Fuente: Elaboración propia.

4.4. DISMINUCIÓN DE TURBIDEZ Y COLOR EN FUNCIÓN DEL CAUDAL DEL SISTEMA PILOTO Y DE LA PTAP BAYAS

4.4.1 Turbiedad a la salida de los sedimentadores

En la Figura 16 se esquematiza la turbiedad a la salida de los sedimentadores para las longitudes y caudales de estudio, así como en la PTAP-Ba. En los dos casos, del sistema piloto, las posiciones de las cajas se encuentran entre rangos similares (5 y 15 NTU). En la longitud de 58 m se registró la turbiedad más alta, 22,13 NTU, mientras que en la longitud de 80 m la turbiedad máxima registrada fue de 18,98 NTU; en los dos casos con una TAC de 200 NTU. Para ambas longitudes, la turbiedad más baja se registró con el caudal de 0,25 l/s y una TAC de 10 NTU, siendo 3,70 NTU a los 58 m y 3,75 NTU a los 80 m. Por otro lado,



en la misma ilustración, se aprecia (Figura 16 y Tabla 12) que las medianas para los mismos caudales son diferentes, menos para 0,75 l/s, con 9,91 NTU y 9,80 NTU.

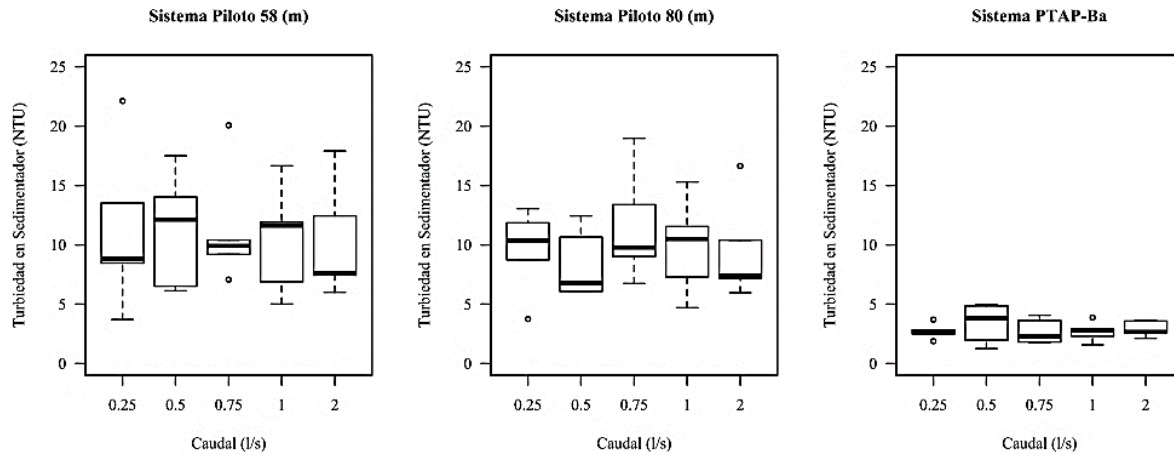


Figura 16. Turbiedad en el sedimentador a longitudes 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.

Fuente: Elaboración propia.

El promedio de la turbiedad registrada a la salida de los sedimentadores, detallada en la Tabla 12, en general es mayor para la longitud de 58 m que la de 80 m, a excepción del promedio para el caudal de 0,75 l/s donde se obtuvieron valores de 11,33 NTU y 11,59 NTU, respectivamente. Por otro lado, la desviación estándar de la turbiedad a los 80 m indica que los resultados están más cerca de su promedio, en comparación a los 58 m pues este presenta valores más altos. Esto podría explicarse porque al trabajar con caudales menores al diseño la eficiencia mejora, por el contrario, al incrementar el caudal superior al de diseño la eficiencia disminuye.

Tabla 12. Parámetros estadísticos de la turbiedad a la salida del sedimentador.

Sistema	Caudal (l/s)	Mediana (NTU)	Promedio (NTU)	Desviación estándar (NTU)
FTV 58 m	0,25	8,83	11,33	6,97
	0,50	12,15	11,27	4,90
	0,75	9,91	11,33	5,05
	1,00	11,64	10,42	4,58
	2,00	7,60	10,28	4,91
FTV 80 m	0,25	10,34	9,55	3,62
	0,50	6,77	8,40	2,96
	0,75	9,80	11,59	4,77
	1,00	10,50	9,87	4,06

	2,00	7,41	9,52	4,30
PTAP-Ba	0,25	2,62	2,71	0,66
	0,50	3,82	3,38	1,70
	0,75	2,30	2,72	1,07
	1,00	2,79	2,69	0,84
	2,00	2,67	2,92	0,66

Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, se aprecia en la Figura 16 que los valores de turbidez registrados a los 58 y 80 m en el sistema piloto son más altos que los valores de la PTAP-Ba, pues se encuentran por debajo de los 5 NTU, con un valor máximo de 4,995 NTU y mínimo de 1,25 NTU, ambos registrados en el caudal de 0,5 l/s. Sin embargo, en todos los casos hay remoción de turbidez, la turbidez residual fue removida en los filtros como se verá más adelante.

4.4.2 Color a la salida del sedimentador

En la Figura 17 se presenta el color a la salida del sedimentador para las longitudes y caudales de estudio, así como los de la PTAP-Ba, y en la Tabla 13 sus parámetros estadísticos. El color más bajo registrado en las dos longitudes se dio con el caudal de 0,25 l/s, 58 Pt-Co para una TAC de 10 NTU. El promedio (y su respectiva desviación estándar) más alto en los valores de color se presentan en la longitud de 58 m. La mediana para la longitud de 58 m se encuentra en un rango más amplio que va de los 76,00 Pt-Co hasta los 108,50 Pt-Co, en comparación a los 80 m con rango de 85,75 Pt-Co hasta 102,00 Pt-Co; así también, en el primer caso, con mayores desviaciones estándar, excepto con el caudal de 0,5 l/s donde sucede lo contrario.

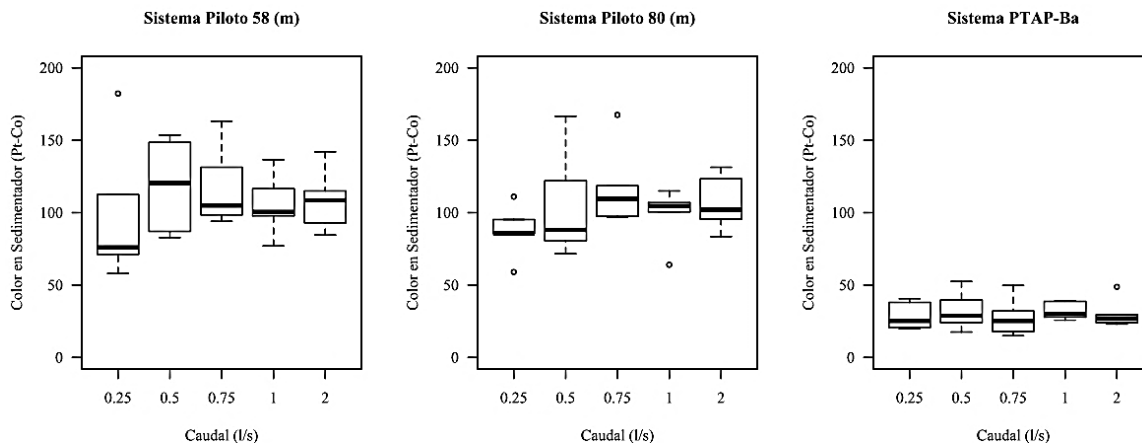


Figura 17. Color en el sedimentador a longitudes de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.

Fuente: Elaboración propia.



Los valores promedio obtenidos a la salida del sedimentador piloto se encontraron sobre los 75 Pt-Co; en tanto, los valores determinados en la PTAP-Ba estuvieron por debajo de 52,5 Pt-Co.

Tabla 13. Parámetros estadísticos del color a la salida del sedimentador.

Sistema	Caudal (l/s)	Mediana (Pt-Co)	Promedio (Pt-Co)	Desviación estándar (Pt-Co)
FTV 58 m	0,25	76,00	99,98	50,21
	0,50	120,50	118,46	33,15
	0,75	105,00	118,38	28,88
	1,00	100,50	105,65	22,24
	2,00	108,50	108,60	22,25
FTV 80 m	0,25	85,75	87,35	18,91
	0,50	88,00	105,73	38,96
	0,75	109,50	118,00	29,09
	1,00	104,55	98,21	19,84
	2,00	102,00	107,11	19,77
PTAP-Ba	0,25	25,25	28,85	9,76
	0,50	28,75	32,50	13,82
	0,75	25,25	28,00	13,83
	1,00	30,00	32,25	6,23
	2,00	27,00	30,45	10,55

Fuente: Elaboración propia.

4.4.3 Turbiedad a la salida de los filtros

En la Figura 18 se presentan la turbiedad obtenida a la salida de los filtros, para los caudales y longitudes de estudio, además de los registrados en la PTAP-Ba. Es posible apreciar que los valores de turbiedad, obtenidos en la configuración de 80 m, son bajos en comparación a la otra configuración; por un lado, la mediana a los 58 m se encuentra entre los 0,28 NTU hasta 0,38 NTU, mientras que a los 80 m en valores que van de 0,17 NTU hasta 0,28 NTU. El promedio a los 58 m es más alto que a los 80 m, así como también sus desviaciones estándar. Todos estos valores pueden corroborarse en la Tabla 14.

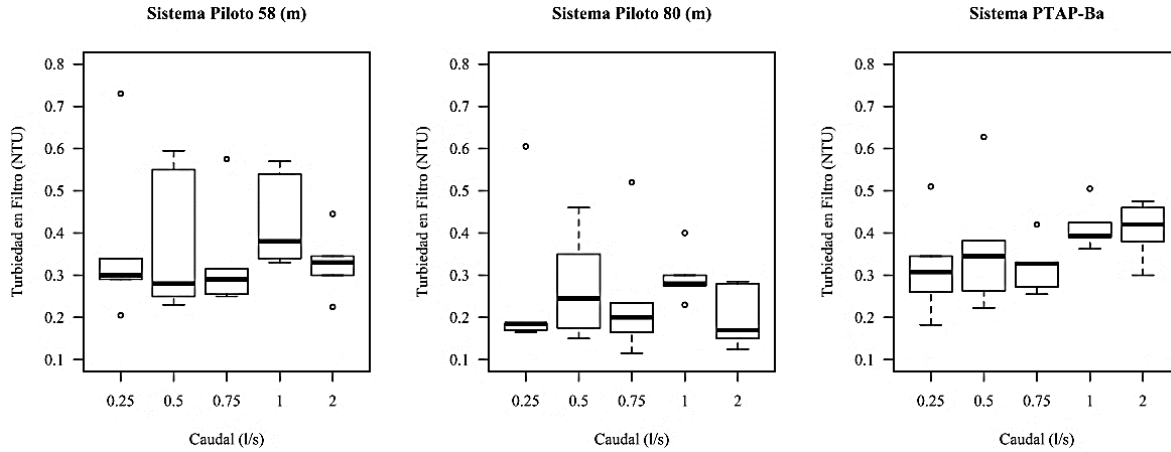


Figura 18. Turbiedad en los filtros a longitudes de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.

Fuente: Elaboración propia.

Los valores de las medianas registradas en la PTAP-Ba se encuentran entre los 0,31 y 0,42 NTU, siendo superiores a los obtenidos para las dos configuraciones. Sin embargo, si estos resultados se comparan con el límite permitido para la turbiedad, 5 NTU, en la NTE INEN 1108 AGUA PARA CONSUMO HUMANO (2020), así como la recomendación de la Organización Mundial de la Salud (2008), para el agua de consumo humano, menor a 5 NTU; todos los valores obtenidos se encontrarían bajo dicho límite, incluyendo los valores extremos.

Tabla 14. Parámetros estadísticos de la turbiedad a la salida del filtro.

Sistema	Caudal (l/s)	Mediana (NTU)	Promedio (NTU)	Desviación estándar (NTU)
FTV 58 m	0,25	0,30	0,37	0,21
	0,50	0,28	0,38	0,18
	0,75	0,29	0,34	0,14
	1,00	0,38	0,43	0,11
	2,00	0,33	0,33	0,08
FTV 80 m	0,25	0,19	0,26	0,19
	0,50	0,25	0,28	0,13
	0,75	0,20	0,25	0,16
	1,00	0,28	0,30	0,06
	2,00	0,17	0,20	0,08
PTAP-Ba	0,25	0,31	0,32	0,12
	0,50	0,35	0,37	0,16
	0,75	0,33	0,32	0,06
	1,00	0,39	0,42	0,05
	2,00	0,42	0,41	0,07

Fuente: Elaboración propia.

4.4.4 Color a la salida de los filtros

El color obtenido a la salida del filtro, para las longitudes y caudales estudiados, además de los registrados en la PTAP-Ba, se presentan en la Figura 19. Tanto para la longitud de 58 m como para los 80 m, así como los de la PTAP-Ba, la mediana fue de 0 Pt-Co, sin embargo, en el Anexo 9 se pueden apreciar valores de 1 Pt-Co en algunos caudales. Los promedios equivalen, para los 58 m a valores de 0,20 Pt-Co y 0,40 Pt-Co y a los 80 m de 0 Pt-Co y 0,20 Pt-Co, siendo similares a los de la PTAP-Ba, entre 0,20 Pt-Co y 0,40 Pt-Co.

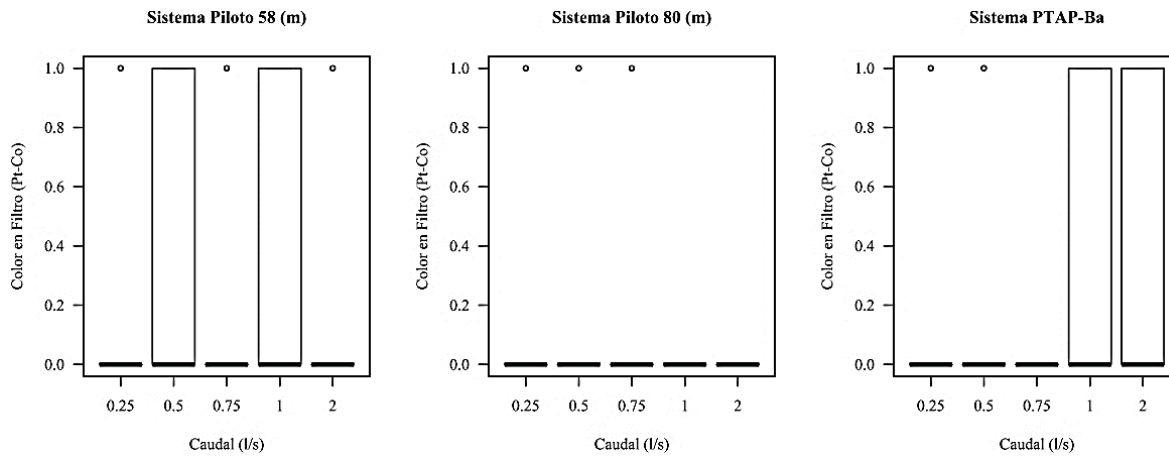


Figura 19. Color en los filtros a longitudes de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.

Fuente: Elaboración propia.

El valor máximo reportado a la salida de los filtros, así como en la PTAP-Ba, de 1 Pt-Co, se encuentra muy por debajo del límite permitido para el color aparente, 15 Pt-Co, en la NTE INEN 1108 AGUA PARA CONSUMO HUMANO (2020).

Tabla 15. Parámetros estadísticos del color a la salida del filtro.

Sistema	Caudal (l/s)	Mediana (Pt-Co)	Promedio (Pt-Co)	Desviación estándar (Pt-Co)
FTV 58 m	0,25	0,00	0,20	0,45
	0,50	0,00	0,40	0,55
	0,75	0,00	0,20	0,25
	1,00	0,00	0,40	0,55
	2,00	0,00	0,20	0,45
FTV 80 m	0,25	0,00	0,20	0,45
	0,50	0,00	0,20	0,45
	0,75	0,00	0,20	0,45
	1,00	0,00	0,00	0,00



	2,00	0,00	0,00	0,00
PTAP-Ba	0,25	0,00	0,20	0,45
	0,50	0,00	0,20	0,45
	0,75	0,00	0,00	0,00
	1,00	0,00	0,40	0,55
	2,00	0,00	0,40	0,55

Fuente: elaboración propia.

4.5 REMOCIÓN DE TURBIDEZ Y COLOR EN FUNCIÓN DE CAUDALES DE LOS SISTEMAS (FTV Y PTAP-Ba)

4.5.1 Eficiencia de remoción de la turbiedad en los sedimentadores

Como se aprecia en la Figura 20 y se verifica en la Tabla 16, los promedios de la eficiencia de remoción de turbiedad en la longitud de 58 m están en el rango de 96,64 y 40,96 %, mientras que a los 80 m se encuentran entre los 96,66 y 40,97 %. En los dos casos, el rango de porcentajes es amplio, a diferencia del registrado en la PTAP-Ba, que además presenta valores de remoción más altos que en las dos configuraciones, siendo de 98,83 y 62,64 %.

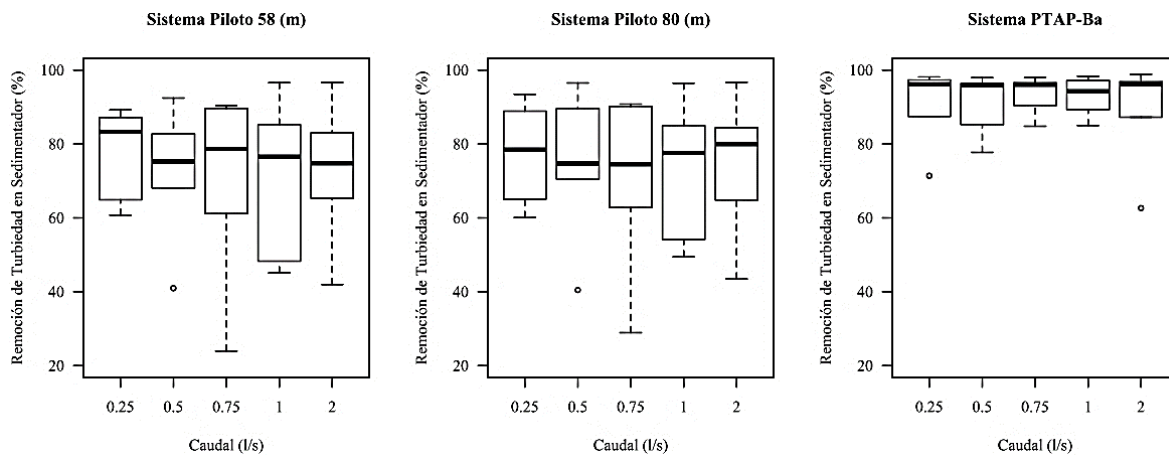


Figura 20. Eficiencia de remoción de turbiedad en los sedimentadores de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.

Fuente: elaboración propia.

La eficiencia máxima de remoción encontrada en las dos longitudes es similar; en la longitud de 58 m fue de 96,64% y para la los 80 m fue de 96,66%, a un caudal de 2 l/s; mientras que la mediana se encuentra entre el 74,51 y 83,33% en la primera configuración y entre 74,51 y 79,99% en la segunda. Se puede observar que la eficiencia de remoción en el sistema piloto que tiene el FTV puede alcanzar remociones similares al sistema que tiene un floculador de

pantallas vertical. En todos los casos hay remoción de turbidez, la turbidez residual fue removida en los filtros como se verá más adelante.

Tabla 16. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de turbiedad a la salida del sedimentador.

Sistema	Caudal (l/s)	Mediana (%)	Promedio (%)	Desviación estándar (%)
FTV 58 m	0,25	83,33	77,07	13,25
	0,50	75,24	71,90	19,51
	0,75	78,66	68,75	27,67
	1,00	76,57	70,37	22,75
	2,00	74,80	72,36	20,51
FTV 80 m	0,25	78,47	77,18	14,51
	0,50	74,70	74,35	21,72
	0,75	74,51	69,44	25,47
	1,00	77,57	72,52	20,14
	2,00	79,99	73,87	20,46
PTAP-Ba	0,25	96,18	90,10	11,29
	0,50	95,83	90,63	8,80
	0,75	96,02	93,16	5,49
	1,00	94,28	92,81	5,59
	2,00	96,10	88,34	15,04

Fuente: elaboración propia.

Como se aprecia en la Figura 21, las medianas de remoción son similares en las dos configuraciones, e incluso comparando los mismos caudales; siendo mayor a los 0,25 l/s y menor a los 0,75 l/s.

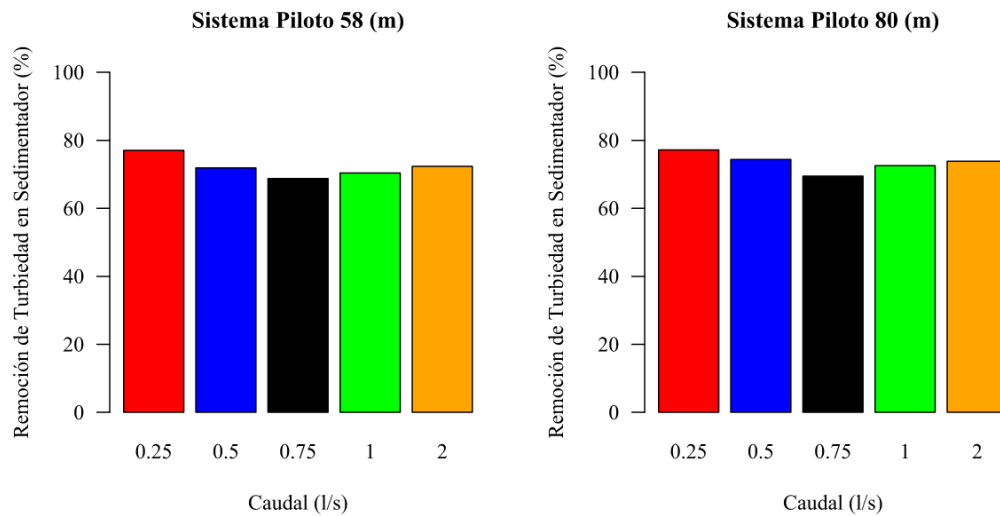


Figura 21. Medianas de remoción de turbiedad en el sedimentador para la longitud de 58 m y 80 m del FTV.

Fuente: elaboración propia.



4.5.2 Eficiencia de remoción de color en los sedimentadores

La máxima eficiencia en la remoción de color para las longitudes de 58 m y 80 m fue de 95,55 y 94,62%, respectivamente. Por otro lado, el promedio de la eficiencia de remoción, en la primera configuración presentó valores de entre 65,05 y 74,12%, mientras que en la segunda configuración entre 64,83 y 75,14%. Esta información puede ser corroborada en la Figura 22 y Tabla 17.

Tabla 17. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de color a la salida del sedimentador.

Sistema	Caudal (l/s)	Mediana (%)	Promedio (%)	Desviación estándar (%)
FTV 58 m	0,25	81,47	74,12	14,30
	0,50	58,96	62,30	24,38
	0,75	71,37	65,05	24,57
	1,00	68,30	62,26	27,28
	2,00	68,10	70,27	21,64
FTV 80 m	0,25	77,98	75,14	15,38
	0,50	62,84	65,57	27,40
	0,75	69,79	64,83	24,95
	1,00	70,74	68,40	20,01
	2,00	73,68	70,44	22,17
PTAP-Ba	0,25	94,75	88,78	10,25
	0,50	93,55	87,91	10,15
	0,75	95,47	91,81	6,86
	1,00	92,54	88,50	9,09
	2,00	94,29	85,29	18,81

Fuente: Elaboración propia.

Si bien no existe una tendencia marcada, es posible apreciar que, en la longitud de 80 m, los porcentajes de remoción son ligeramente superiores que a los 58 m. Sin embargo, los resultados de estas dos configuraciones son menores en comparación a la eficiencia de remoción de color de la PTAP-Ba, incluso con menos variación en sus datos.

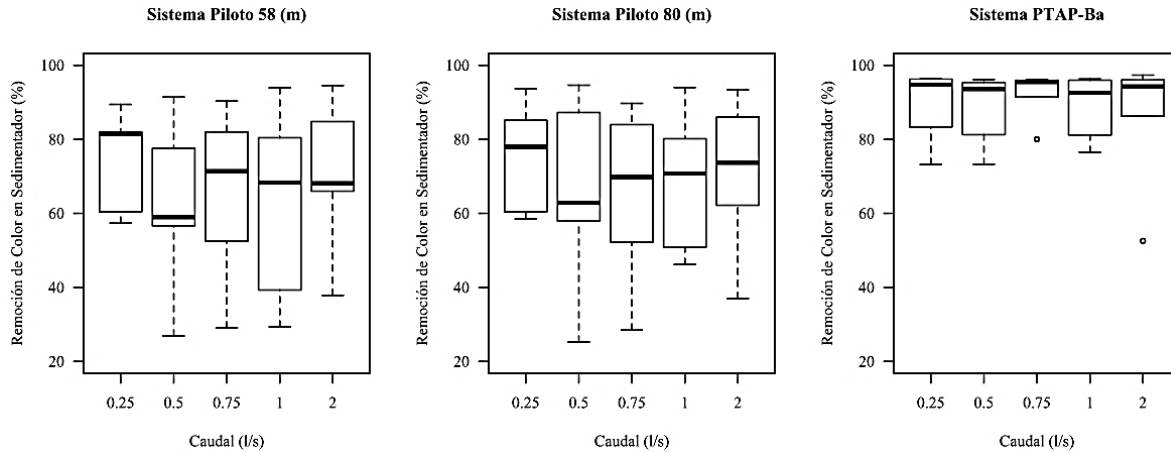


Figura 22. Eficiencia de remoción de color en los sedimentadores de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.

Fuente: elaboración propia.

Por otro lado, a los 58 m, las medianas de las eficiencias se registran entre 68,10 y 81,47%, y a los 80 m de 62,84 y 77,98%. Como se aprecia en la Figura 23, los valores son próximos para cada caudal, siendo mayor a los 0,25 l/s.

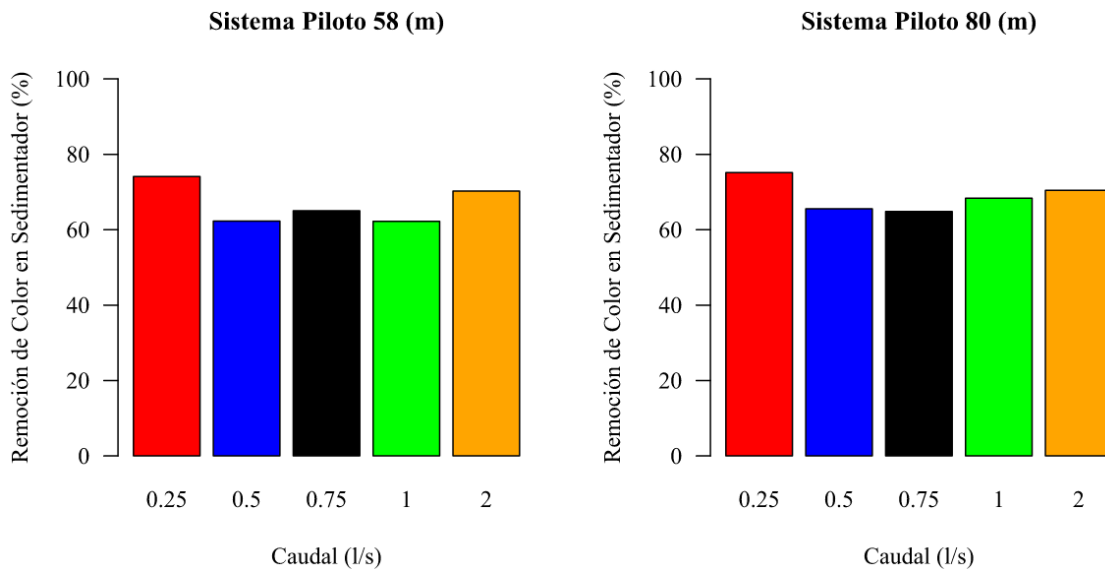


Figura 23. Medianas de remoción de color en el sedimentador para la longitud de 58 m y 80 m del FTV.

Fuente: Elaboración propia.

4.5.3 Eficiencia de remoción de turbiedad en el filtro

Respecto a la eficiencia de remoción de turbiedad en el filtro piloto, es posible apreciar en la Figura 24 y Tabla 18, que en promedio este porcentaje se encuentra sobre el 98%; además, que se registraron valores máximos de 99,92 y 99,88% para las longitudes de 80 y 58 m,



respectivamente; con una diferencia mínima a los reportados en los filtros de la PTAP-Ba de 99.83%.

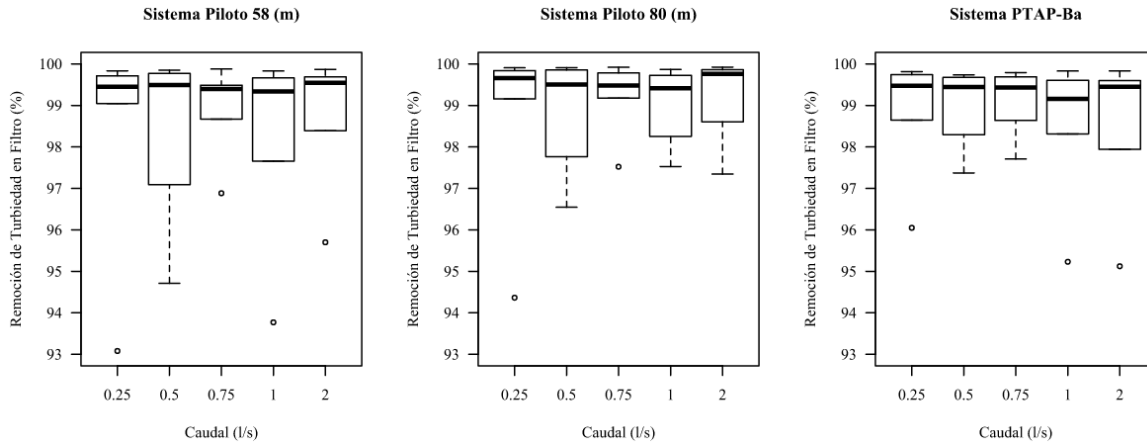


Figura 24. Eficiencia de remoción de turbiedad en el filtro de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.

Fuente: Elaboración propia.

Si bien los valores entre las configuraciones y entre los caudales son similares, es posible diferenciar que para el caudal de 0,5 l/s y longitud de 58 m, el 25% de los datos se encuentra en un rango más bajo. A diferencia de los valores de eficiencia de remoción en la PTAP Bayas, pues se aprecian menos variaciones, a excepción de las eficiencias a los 0,75 l/s.

Tabla 18. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de turbiedad a la salida del filtro.

Sistema	Caudal (l/s)	Mediana (%)	Promedio (%)	Desviación estándar (%)
FTV 58 m	0,25	99,45	98,22	2,89
	0,50	99,49	98,18	2,25
	0,75	99,40	98,86	1,19
	1,00	99,34	98,05	2,54
	2,00	99,54	98,64	1,74
FTV 80 m	0,25	99,66	98,59	2,38
	0,50	99,50	98,71	1,50
	0,75	99,48	99,18	0,97
	1,00	99,42	98,96	1,02
	2,00	99,76	99,10	1,12
PTAP-Ba	0,25	99,48	98,75	1,58
	0,50	99,45	98,90	1,04
	0,75	99,43	99,05	0,88
	1,00	99,16	98,43	1,88
	2,00	99,45	98,39	1,97

Fuente: Elaboración propia.



Por otro lado, como se visualiza en la Figura 25, son mínimas las variaciones en las medianas máxima y mínima, de las eficiencias de remoción, a los 58 m corresponden a 99,34% y 99,54%, respectivamente; mientras que, a los 80 m, estos valores equivalen al 9,42% y 99,76%. Los detalles de las eficiencias de remoción pueden ser consultadas en el Anexo 10.

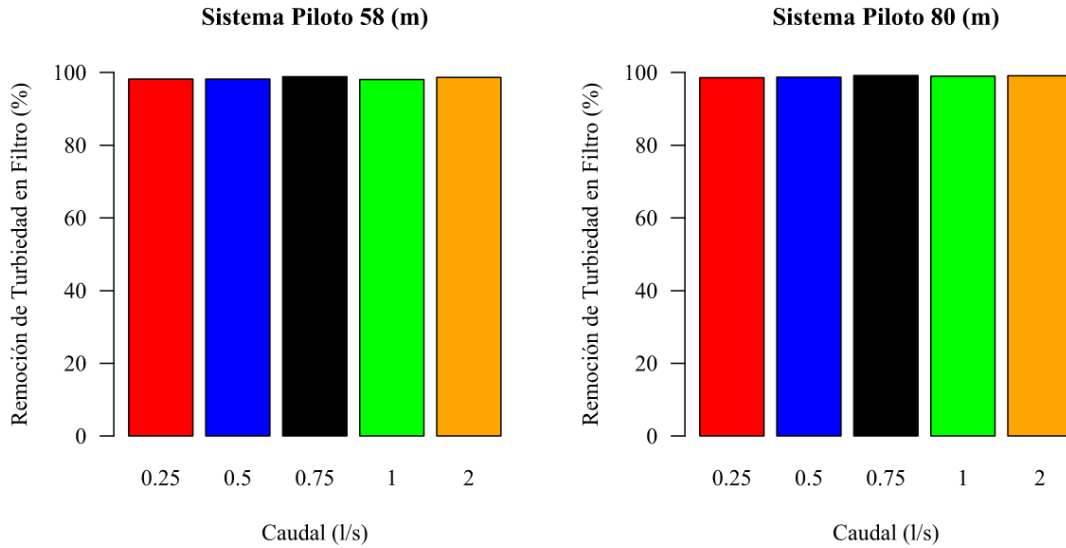


Figura 25. Medianas de remoción de turbiedad en el filtro para la longitud de 58 m y 80 m del FTV.

Fuente: Elaboración propia.

4.5.4 Eficiencia de remoción de color en el filtro

Como se evidencia en la Tabla 19, así como en la Figura 19 y Figura 20, para las longitudes de 58 m y 80 m se registran medianas de remoción de color en el filtro piloto del 100%. Si bien en ambos casos el promedio se encuentra por arriba del 99%, en la longitud de 80 m para los caudales de 1 l/s y 2 l/s se obtuvieron eficiencias del 100%.

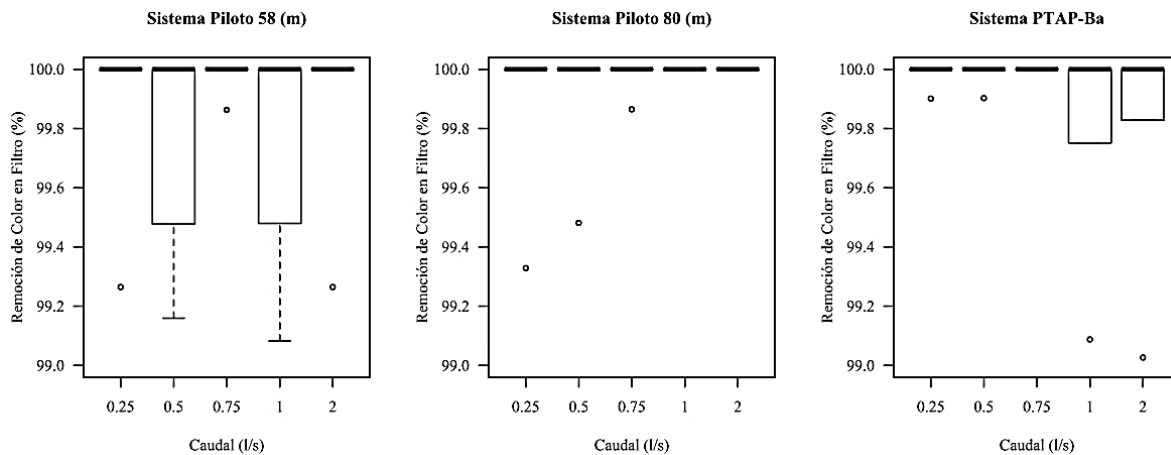


Figura 26. Eficiencia de remoción de color en el filtro de 58 m, 80 m del FTV y de la PTAP-Ba.

Fuente: Elaboración propia.



La eficiencia máxima de remoción de color registrada a los 58 m, 80 m y en la PTAP-Ba, es del 100%. Sin embargo, se aprecian valores mínimos de 99,08% a los 58 m, 99,33% a los 80 m y 99.03% en la PTAP-Ba. Si bien estas variaciones son mínimas, cabe destacar que, en todos los casos, superan el 99%.

Tabla 19. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de color a la salida del filtro.

Sistema	Caudal (l/s)	Mediana (%)	Promedio (%)	Desviación estándar (%)
FTV 58 m	0,25	100	99,85	0,33
	0,50	100	99,73	0,39
	0,75	100	99,97	0,06
	1,00	100	99,71	0,42
	2,00	100	99,85	0,33
FTV 80 m	0,25	100	99,87	0,30
	0,50	100	99,90	0,23
	0,75	100	99,97	0,06
	1,00	100	100	0,00
	2,00	100	100	0,00
PTAP-Ba	0,25	100	99,98	0,04
	0,50	100	99,98	0,04
	0,75	100	100,00	0,00
	1,00	100	99,77	0,40
	2,00	100	99,77	0,42

Fuente: Elaboración propia.

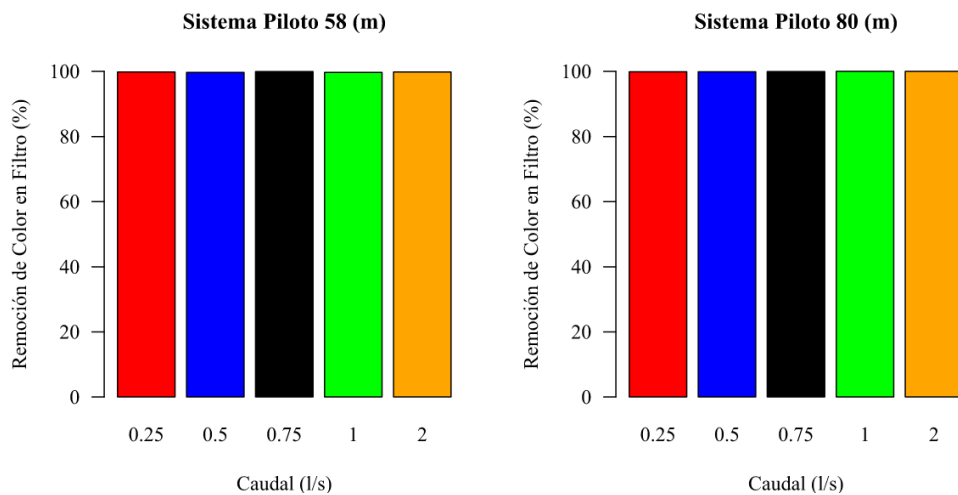


Figura 27. Medianas de remoción de color en el filtro para la longitud de 58 m y 80 m del FTV.

Fuente: Elaboración propia.



4.6 EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA ENTRE SISTEMA PILOTO Y LA PTAP-Ba

Ba

4.6.1 Eficiencia de remoción de turbiedad y color entre sistemas (sedimentador)

En la Figura 28, Tabla 20 y Tabla 21, se aprecian la comparación entre sistemas de la eficiencia de remoción de turbiedad y color, a la salida del sedimentador. Es posible evidenciar que las configuraciones de 58 m y 80 m presentan valores por más bajos en comparación al de la PTAP-Ba.

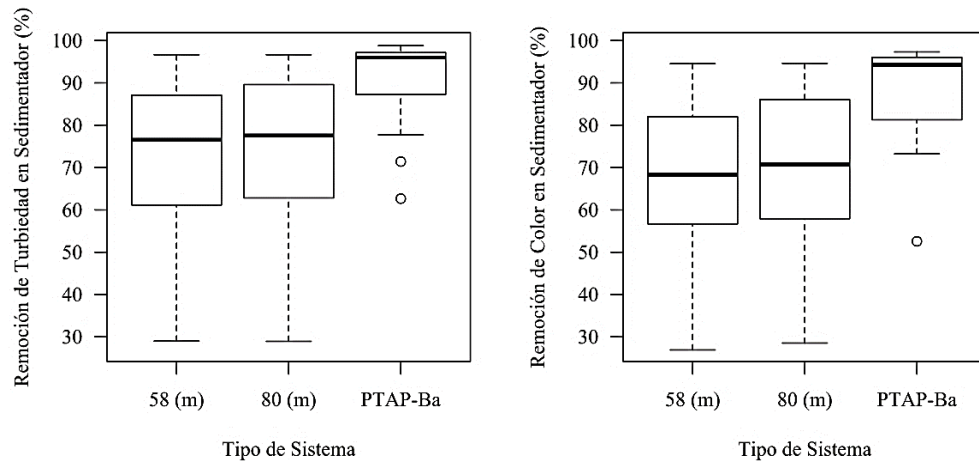


Figura 28. Eficiencia de remoción de turbiedad (izquierda) y color (derecha) entre sistemas, a la salida del sedimentador.

Fuente: Elaboración propia.

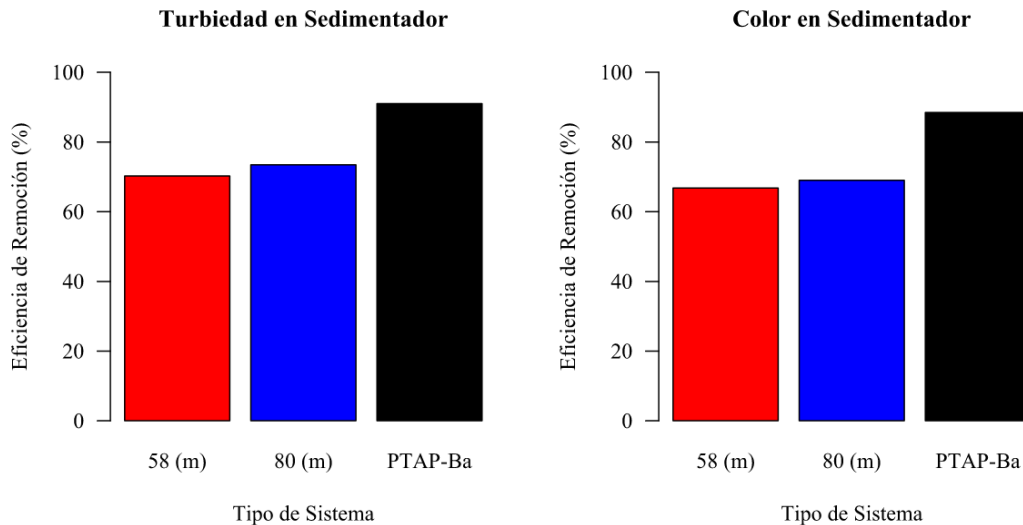


Figura 29. Medianas de remoción de turbiedad y color en el sedimentador a los 58 m, 80 m y PTAP-Ba.

Fuente: Elaboración propia.

En la eficiencia de remoción de turbiedad, los límites superiores de las dos configuraciones (96,64 y 96,66%) son similares a la mediana de la PTAP-Ba (96,02%), lo mismo sucede en



la eficiencia de remoción de color para estas longitudes (94,55 y 94,62%) y la mediana de la PTAP-Ba (94,29%).

Por otro lado, el promedio de estos resultados evidencia que las eficiencias obtenidas para ambas longitudes, tanto para la remoción de turbiedad como para el color, son inferiores a la de la PTAP-Ba, acompañados de una desviación estándar significativa. Esto se aprecia a detalle en la Tabla 20 y Tabla 21, respectivamente.

Tabla 20. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de turbiedad entre sistemas, a la salida del sedimentador.

Sistema	Mediana (%)	Promedio (%)	Máximo (%)	Mínimo (%)	Desviación estándar (%)
Longitud 58 m	76,57	72,09	96,64	23,97	19,62
Longitud 80 m	77,57	73,47	96,66	28,94	19,13
PTAP-Ba	96,02	91,01	98,83	62,64	9,24

Fuente: elaboración propia.

Cruz et al. (2020), en su estudio en laboratorio reportaron eficiencias de remoción de turbiedad entre el 80-90% con dosis de 10 mg/l de sulfato de aluminio luego de la neutralización de carga y con 40 mg/l de dicho coagulante luego de la floculación de barrido; estas dosis son próximas a la máxima y mínima utilizadas en este trabajo, 43,75 mg/l y 20,83 mg/l, respectivamente, sin embargo, se obtuvieron eficiencias medias más bajas de remoción de turbiedad a la salida del sedimentador, 66,80% y 68,88%. Estas diferencias podrían explicarse, por un lado, al tratarse de sistemas diferentes, pero por otro, porque dosis altas de coagulante no necesariamente incrementan la reducción de turbiedad (Soros et al., 2019); al contrario, la remoción de turbidez sería efectiva, en la coagulación con sulfato de aluminio, a dosis relativamente bajas (Kalavathy & Mittapalli, 2016).

Tabla 21. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de color entre sistemas, a la salida del sedimentador.

Sistema	Mediana (%)	Promedio (%)	Máximo (%)	Mínimo (%)	Desviación estándar (%)
Longitud 58 m	68,30	66,80	94,55	26,89	21,42
Longitud 80 m	70,74	68,88	94,62	25,27	20,77
PTAP-Ba	94,29	88,46	97,35	52,55	10,94

Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, D. S. de Oliveira & Teixeira (2017), usaron tubos helicoidales como reactor de coagulación-floculación acoplado a un sistema decantador convencional, para la remoción de turbidez; entre otros, trabajaron con longitudes comprendidas entre los 1,89 m y 36,84 m. Obtuvieron eficiencia de remoción entre 80% y 86,2%, siendo los sistemas de tanques con deflectores los que presentaron mejores resultados. Los valores del estudio de D. S. de Oliveira & Teixeira (2017), si bien son mayores a la mediana y promedios obtenidos en este estudio; sin embargo, son más bajos que los valores máximos reportados (ver Tabla 21).

4.6.2 Eficiencia de remoción de turbiedad y color entre sistemas (filtro)

En la Figura 30 se puede apreciar gráficamente las eficiencias de remoción de turbiedad y color entre los sistemas de estudio y la PTAP-Ba, mientras que Tabla 22 y Tabla 23 se presenta su mediana, promedio y desviación estándar. Es posible notar que las medianas entre los tres sistemas son semejantes tanto para la eficiencia de remoción de turbiedad como de color; sin embargo, el 50% de los datos de la turbiedad de estos sistemas es diferente, presentando eficiencias más amplias a los 58 m.

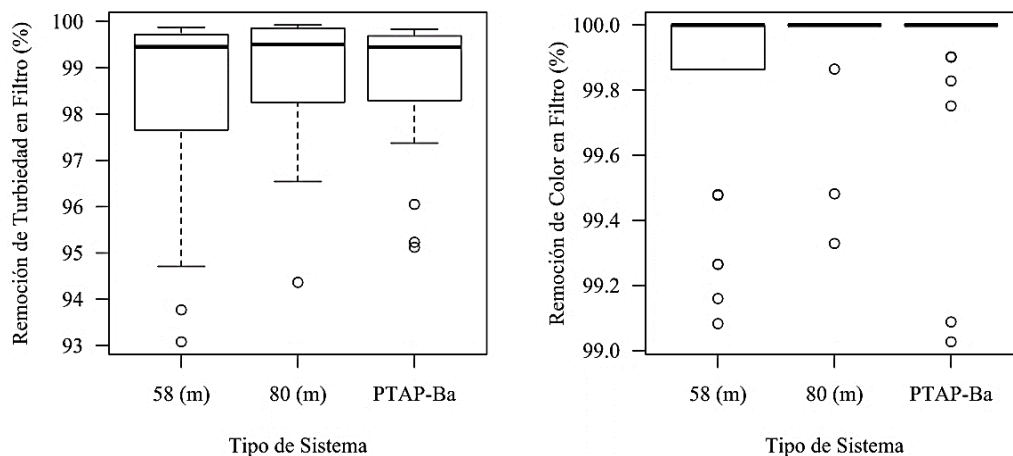


Figura 30. Eficiencia de remoción de turbiedad (izquierda) y color (derecha) entre sistema, a la salida del filtro.

Fuente: Elaboración propia.

El promedio de la eficiencia de remoción de la turbiedad y color es superior al 98 y 99%, respectivamente, donde las configuraciones estudiadas son prácticamente iguales a las obtenidas en la PTAP-Ba, a pesar de ello, y de que las desviaciones estándar son bajas, a los 58 m esta es levemente mayor.

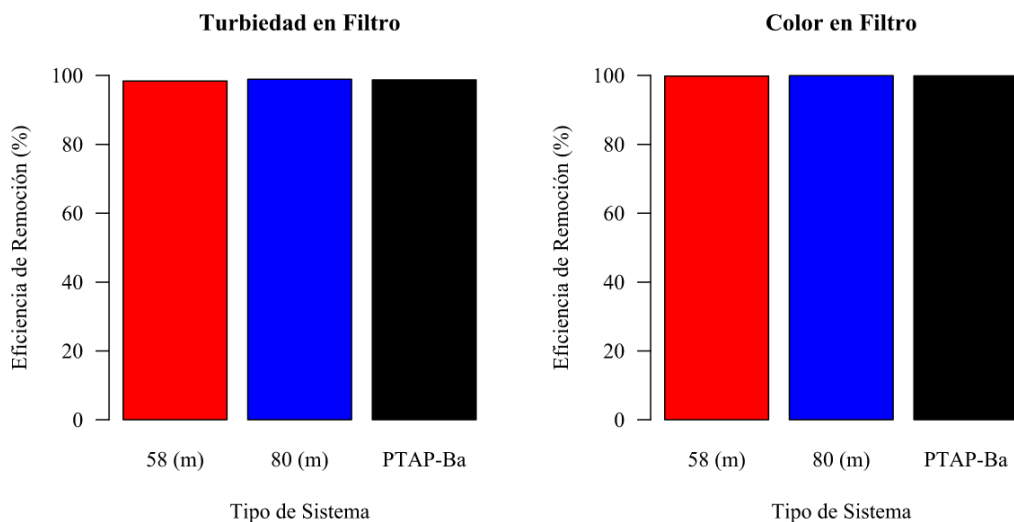


Figura 31. Medianas de remoción de turbiedad y color en el filtro a los 58 m, 80 m y PTAP-Ba.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 22. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de turbiedad entre sistemas, a la salida del filtro.

Sistema	Mediana (%)	Promedio (%)	Máximo (%)	Mínimo (%)	Desviación estándar (%)
Longitud 58 m	99,45	98,39	99,88	93,08	2,04
Longitud 80 m	99,50	98,91	99,92	94,36	1,38
PTAP-Ba	99,45	98,70	99,83	95,12	1,42

Fuente: Elaboración propia.

Los valores de eficiencia media de remoción de turbiedad obtenidos en este trabajo (98,39% a los 58 m y 98,91% a los 80 m), son similares a los reportados en el estudio realizado por Al-Rawi (2017), quien obtuvo eficiencias de remoción de turbidez de entre 90-98% en filtros de arena y antracita a 83 h de tiempo de servicio.

Tabla 23. Parámetros estadísticos sobre la eficiencia de remoción de color entre sistemas, a la salida del filtro.

Sistema	Mediana (%)	Promedio (%)	Máximo (%)	Mínimo (%)	Desviación estándar (%)
Longitud 58 m	100	99,82	100,00	99,08	0,32
Longitud 80 m	100	99,95	100,00	99,33	0,17
PTAP-Ba	100	99,90	100,00	99,03	0,26

Fuente: Elaboración propia.



4.7 EVALUACIÓN ESTADÍSTICA

Para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas de turbidez final de la sedimentación al usar el FTV de 58 m y el de 80 m, se usó la prueba estadística Wilcoxon. La eficiencia de remoción en los sedimentadores presenta una estadística de contraste $z=-2,33$ la que equivale a un valor exacto de $p=0,0146$, evidenciando que existen diferencias estadísticamente significativas entre las longitudes. Algo similar sucede al evaluar la eficiencia de remoción en los filtros, debido a que se evidencia una estadística de contraste $z=-4,37$ que da como resultado un valor de $p<0,0001$, aceptando la hipótesis alternativa de que entre las dos longitudes existen diferencias significativas; lo que puede corroborarse en la Tabla 24.

Tabla 24. Valor p de la eficiencia de remoción en sedimentador y filtro del sistema piloto con FTV de 58 y 80 m.

Observación 1	Observación 2	Media (diferencia)	DE (diferencia)	z	p valor
Eficiencia de remoción de sedimentador (FTV 58 m)	Eficiencia de remoción de sedimentador (FTV 80 m)	-1,38	2,87	-2,33	0,0146
Eficiencia de remoción de filtro (FTV 58 m)	Eficiencia de remoción de filtro (FTV 80 m)	-0,51	0,84	-4,37	<0,001

Fuente: Elaboración propia.

Comparado las eficiencias de remoción obtenidas en los sedimentadores y filtros, para las dos longitudes de diseño, con las obtenidas en la PTAP-Ba, por un lado, en el caso de los filtros, tanto para la longitud de 58 y 80 m vs la PTAP-Ba, no existen diferencias estadísticamente significativas, debido a que se obtuvieron valores del estadístico de contraste $z=-0,09$ con su respectiva equivalencia de $p=0,9506$, así como un estadístico de contraste $z=1,87$ y su equivalencia exacta de $p=0,0562$, respectivamente, esto puede verse más a detalle en la Tabla 25. Lo anteriormente mencionado se corrobora con el hecho de que las eficiencias de remoción promedio, para la longitud de 51 y 80 m, fueron $98,39\pm 2,04\%$ y $98,91\pm 1,38\%$, respectivamente, frente a los $98,70\pm 1,42\%$ de la eficiencia registrada en la PTAP-Ba. Todo lo contrario, sucede en los sedimentadores, pues sí se encontraron diferencias significativas entre los 58 m y la PTAP-Ba ($z=-4,37$ con su equivalencia $p<0,0001$), así como también entre los 80 m y la PTAP-Ba ($z=-4,37$ con su equivalencia



$p < 0,0001$). Esto puede corroborarse con los promedios de remoción de turbiedad en la longitud de 58 m de $72,09 \pm 19,62\%$ y a los 80 m de $73,47 \pm 19,13\%$, en comparación a los $91,01 \pm 9,24\%$ registrados en la PTAP-Ba.

Tabla 25. Valor p de la eficiencia de remoción en el sedimentador y filtro del sistema piloto con FTV y la PTAP-Ba.

Observación 1	Observación 2	Media (diferencia)	DE (diferencia)	z	p valor
Eficiencia de remoción de sedimentador (FTV 58 m)	Eficiencia de remoción de sedimentador (PTAP-Ba)	-18,92	14,58	-4,37	<0,0001
Eficiencia de remoción de filtro (FTV 58 m)	Eficiencia de remoción de filtro (PTAP-Ba)	-0,31	0,89	-0,09	0,9506
Eficiencia de remoción de sedimentador (FTV 80 m)	Eficiencia de remoción de sedimentador (PTAP-Ba)	-17,54	14,02	-4,37	<0,0001
Eficiencia de remoción de filtro (FTV 80 m)	Eficiencia de remoción de filtro (PTAP-Ba)	0,20	0,78	1,87	0,0562

Fuente: Elaboración propia.

Al considerar los caudales operacionales, con el cambio de longitud de diseño, no se aprecian diferencias estadísticamente significativas en la eficiencia de remoción a la salida de los sedimentadores, como se detalla en la Tabla 26, pues en todos los casos el valor de p es $> 0,05$, aceptando la hipótesis nula. Por otro lado, sucede lo mismo respecto a la eficiencia de remoción en los filtros, pues como se presenta en dicha tabla, en todos los casos el valor de p es (ligeramente) superior a $0,05$, aceptando la hipótesis nula. Cabe mencionar que la diferencia en las medias aritméticas y desviaciones estándar, no es tan notoria, adoptando valores próximos entre caudales en el sedimentador, y por su parte entre caudales en el filtro.

Tabla 26. Valor p de la eficiencia de remoción en el sedimentador y filtro en función de los caudales usados para cada longitud del FTV.

Sedimentador						
Caudal (l/s)	Observación 1	Observación 2	Media (diferencia)	DE (diferencia)	z	p valor
0.25			-0,11	3,35	-0,13	0,983
0.50			-2,45	3,15	-1,21	0,303



0.75	Eficiencia de remoción (FTV 58 m)	Eficiencia de remoción (FTV 80 m)	-0,69	3,27	-0,94	0,450
1			-2,15	2,77	-1,21	0,307
2			-1,51	2,23	-1,48	0,191
Filtro						
Caudal (l/s)	Observación 1	Observación 2	Media (diferencia)	DE (diferencia)	z	p valor
0.25	Eficiencia de remoción (FTV 58 m)	Eficiencia de remoción (FTV 80 m)	-0,36	0,52	-2,02	0,055
0.50			-0,53	0,78	-2,02	0,055
0.75			-0,31	0,26	-2,02	0,057
1			-0,91	1,61	-2,02	0,056
2			-0,46	0,67	-2,02	0,056

Fuente: Elaboración propia.

Mientras que, considerando las turbiedades de agua cruda de 10, 20, 50, 100 y 200 NTU, y analizada la eficiencia de remoción con el cambio de longitud de diseño, no se encontraron diferencias significativas a la salida de los sedimentadores porque para cada caso, los valores de p se encuentran sobre 0.05 aceptando la hipótesis nula; en la Tabla 27 se detallan dichos valores. Por otro lado, considerando las mismas turbiedades de agua cruda y evaluando la eficiencia de remoción con las dos longitudes de estudio, se aprecian diferencias estadísticamente significativas únicamente a los 20 y 100 NTU, debido a que no cumple con $p > 0,05$; en el resto de los casos, se cumple con dicho valor, aceptando la hipótesis nula de que no existen diferencias significativas. Es conveniente mencionar que existe una menor diferencia en la media aritmética y desviación estándar en estos conjuntos de datos, tanto para el caso del sedimentador como el filtro.

Tabla 27. Valor p de la eficiencia de remoción en el sedimentador y filtro en función de la turbiedad del agua cruda usados para cada longitud del FTV.

Sedimentador						
Turbiedad (NTU)	Observación 1	Observación 2	Media (diferencia)	DE (diferencia)	z	p valor
≈10	Eficiencia de remoción (FTV 58 m)	Eficiencia de remoción (FTV 80 m)	-2,09	2,46	-1,48	0,165
≈20			-1,73	2,64	-1,21	0,273
≈50			0,67	4,09	0,13	0,858
≈100			-2,04	2,81	-1,75	0,125
>200			-1,73	2,22	-1,48	0,178
Filtro						
Turbiedad (NTU)	Observación 1	Observación 2	Media (diferencia)	DE (diferencia)	z	p valor
≈10			-1,83	1,17	-2,02	0,052
≈20			-0,42	0,25	-2,02	0,046



≈50	Eficiencia de remoción (FTV 58 m)	Eficiencia de remoción (FTV 80 m)	-0,16	0,11	-2,02	0,051
≈100			-0,10	0,04	-2,02	0,048
>200			-0,05	0,01	-2,02	0,055

Fuente: Elaboración propia.

4.8 AJUSTE DE MODELOS

Para definir el modelo que permita determinar la eficiencia en el sistema piloto, se han identificado cómo ciertas variables influyen en la eficiencia del FTV, estas son el número de Reynolds (Re), tiempo de retención (Tr), gradiente hidráulico (G), caudal de operación (Q), turbiedad del agua cruda (TAC) y longitudes del sistema. Como primer paso se, analizó la normalidad de cada grupo de datos, en todos los casos, se cumplió que $p < 0,05$, es decir que no siguen una distribución normal; en el Anexo 11 se presentan dos gráficos que corroboran su distribución. De tal modo, los resultados de su correlación a través de la prueba de Spearman se presentan en la Tabla 28.

Tabla 28. Matriz de correlación de elementos que influyen en el FTV.

	Eficiencia	Re	Tr	G	Q	TAC	Longitud
Eficiencia	1,000						
Re	-0,028	1,000					
Tr	0,034	-0,960	1,000				
G	-0,027	0,985	-0,952	1,000			
Q	-0,028	1,000	-0,960	0,985	1,000		
TAC	0,943	0,030	-0,027	0,029	0,030	1,000	
Longitud	0,029	0,000	0,244	-0,035	0,000	-0,107	1,000

Fuente: Elaboración propia.

En general es posible apreciar que casi todas las variables poseen una correlación débil con la eficiencia, a excepción de la turbiedad del agua cruda con correlación muy fuerte; siendo esta última el factor que más influye en la eficiencia del FTV. Por otro lado, en la Tabla 28 también se evidencia que existe una relación entre el tiempo, gradiente, caudal y número de Reynolds, debido a que se encuentran vinculadas en su cálculo.

Para establecer el modelo ajustado, a través de la regresión lineal, se usaron la turbiedad y el gradiente como variables independientes. En la Tabla 29 se presentan los valores de R^2 de



los modelos ajustados, el valor es muy bajo, 0,243; mientras que, en el segundo modelo, este valor es más alto, 0,762, debido a su ajuste logarítmico.

Tabla 29. Modelo para estimar la eficiencia del tratamiento en un FTV.

Modelo obtenido	R ²
Eficiencia = -9,721 + 8,114T + 0,175G	0,243
Eficiencia = e ^[1,472-0,106log(T)+0,284(G)]	0,762

Nota: turbiedad (T) y gradiente (G).

Fuente: Elaboración propia.

Para conocer la longitud que se necesitaría, en función de del tiempo, gradiente y Reynolds, como primer paso se consideró la normalidad de estas variables, previamente conocidas en la Tabla 29, donde se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk, en todos los casos se cumple que $p < 0,05$, de tal manera que no siguen una distribución normal. La correlación entre el gradiente y Reynolds con la longitud es insignificante; mientras que la correlación entre el tiempo de retención real y la longitud es débil. A través de regresión lineal se determinó el modelo presentado en la Tabla 30.

Tabla 30. Modelo para estimar la longitud de un FTV.

Modelo obtenido	R ²
Longitud = 1,557 θ - 8,175 G + 9,316 R	0,493

Nota: tiempo de retención real (θ), gradiente (G) y Reynolds (R).

Fuente: Elaboración propia.

4.9 EVALUACIÓN DE COSTOS DEL FTV

Con base en los componentes del sistema, se ha definido el costo final del proyecto del FTV, dicha información se presenta en la Tabla 31, detallada a continuación. Cabe mencionar que, los accesorios tipo U/Z incrementan de manera significativa los costos, por lo que se debería evitar usarlos al menos que se requiera desmontar el sistema.



Tabla 31. Resumen de costo de materiales.

N°	Descripción ítem	Cantidad	Precio unitario	Precio final
1	Tubo PVC 110 mm x 1,00 mpa x 6 m. U/Z	13	24,90	323,70
2	Codo PVC 110mmx90 U/Z	11	14	154,00
3	Codo 110mm E/C	22	10,66	234,52
4	Tee PVC 110mm U/Z	10	41	410,00
5	Unión reparación 110mm U/Z	11	10	110,00
6	Válvula tipo globo 110mm	1	23	23,00
7	Válvula wafer 110 mm	2	112,00	224,00
8	Válvula de bola PVC 63mm	12	7,39	88,68
9	Estante para tubería	1	840	840,00
Total				\$ 2407,90

Fuente: Elaboración propia.

Con las fórmulas de Deb & Richards (1983), modificadas por Romero Rojas (2006), los costos de construcción (CC) y operación y mantenimiento (COM) vinculados al proceso de mezcla rápida y floculación, en función de los caudales experimentales de este estudio, se presentan en la Tabla 32. Cabe mencionar que estos valores están asociados a una PTAP convencional que sirve a poblaciones menores a 10000 habitantes.

Tabla 32. Costos vinculados al proceso de mezcla rápida y floculación.

Caudal (l/s)	CC (\$)	COM (\$)	Total (\$)
0,25	6189,79	820,61	7010,40
0,50	8455,50	932,08	9387,57
0,75	10147,99	1021,82	11169,82
1,00	11550,55	1099,86	12650,41
2,00	15778,52	1352,41	17130,92

Fuente: Elaboración propia.



A partir de los valores obtenidos en la tabla anterior, se puede apreciar que estos costos son muy elevados en comparación al del FTV, para el caso del caudal del 0.25 l/s es 66% mayor y para el caudal más alto, 2,00 l/s, el costo total obtenido mediante las ecuaciones resulta ser 86% más alto.

Mientras que en comparación con los costos de Paez (2020), de la construcción de un floculador de flujo horizontal diseñado para un caudal de 1,456 l/s, que ascienden a \$ 3754,41, continúan siendo mayores que los obtenidos para el FTV, en un 36%.



CAPÍTULO V

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

El floculador tubular vertical (FTV) a escala piloto, es un sistema basado en un floculador hidráulico vertical convencional de tabiques (FPV), construido en la Junta Administradora de Agua Potable Regional Bayas de la parroquia Aurelio Bayas, cantón Azogues, el cuál posee un costo aproximado de \$ 2266,34, debido a que se encuentra formado por componentes U/Z, como tubos, codos, tees y válvulas de PVC.

Las medianas de la eficiencia de remoción de turbiedad en el FTV - sedimentador, máximas y mínimas, a los 58 m son $83,33 \pm 13,25\%$ a los 0,25 l/s y $74,80 \pm 20,51\%$ a los 2 l/s, mientras que a los 80 m estos valores son de $79,99 \pm 20,46\%$ a los 2 l/s y $74,51 \pm 25,47\%$ a los 0,75 l/s. Por otro lado, la eficiencia de remoción de color a los 58 m se encuentra entre $81,47 \pm 14,30\%$ y $58,96 \pm 24,38\%$, a los 0,25 l/s y 0,5 l/s, respectivamente; mientras que a los 80 m es de $77,98 \pm 15,38\%$ a los 0,25 l/s y $62,84 \pm 27,40\%$ a los 0,50 l/s. Las medianas de las eficiencias de remoción del FTV-filtro de turbiedad, se encuentran en todos los casos por arriba del 99%, siendo la máxima de $99,76 \pm 1,12\%$ a un caudal del 2,00 l/s a los 80 m; paralelamente, las medianas eficiencias de remoción de color en todos los escenarios son del 100%.

Las medianas de la eficiencia de remoción de turbiedad entre el FTV y la PTAP-Ba, a la salida del sedimentador, evidencia valores más bajos entre las dos configuraciones (58 y 80 m) y la PTAP-Ba, siendo de $76,57 \pm 19,62\%$ a los 58 m y $77,57 \pm 19,13\%$ a los 80 m, en contraste a los $96,02 \pm 9,24\%$ en PTAP-Ba; simultáneamente, en cuanto a la remoción de color, ocurre algo similar pues las medianas a los 58 m es de $68,30 \pm 21,42\%$ y a los 80 m de $70,74 \pm 20,77\%$, siendo más bajos que la mediana de la PTAP-Ba, de $94,29 \pm 10,94\%$. En los filtros, las eficiencias de remoción de turbiedad y color sí son próximos a los de la PTAP-Ba; las eficiencias de remoción de turbiedad se encuentran sobre el 99% y de color equivale al 100%.

De las eficiencias mencionadas, tanto en los sedimentadores como en los filtros, las diferencias entre las longitudes son estadísticamente significativas, caso contrario al analizar



las diferencias por caudales y turbiedades. Respecto a las dos configuraciones de longitud (58 y 80 m) y de la PTAP-Ba, no existen diferencias significativas en los filtros, pero sí en los sedimentadores.

Estas altas eficiencias, junto al bajo costo, evidenciarían que el FTV propuesto, sería útil como tecnología sostenible para la potabilización de agua en comunidades rurales.

5.2. Recomendaciones

- Se recomienda incluir un desarenador en la captación para evitar el ingreso de ramas, plásticos y sedimentos de gran volumen a las tuberías del sistema piloto y así evitar la reducción de su eficiencia.
- Se debe evitar el ingreso de aire al FTV ya que provoca que el caudal disminuya y no se dé un correcto tratamiento, por lo que se recomienda colocar desaireadores en la parte superior, en la vuelta de cada tubo del FTV. Además, para empezar a hacer las pruebas es necesario tener el sistema lleno de agua para evitar que se llene de aire, en caso de no contar con desaireadores.
- Se recomienda añadir al sistema una unidad de cloración para remover material microbiológico y evitar afecciones a la salud del consumidor.
- Así mismo, trabajar con distintos caudales, y para el caso de caudales pequeños (menor o igual a 0,5 l/s) se recomienda trabajar con una tubería de 3 pulgadas de diámetro.
- Se recomienda el uso necesario de una estructura que garantice la rigidez y estabilidad del FTV piloto para su correcto funcionamiento con distintas presiones de caudales.
- Además, es necesario implementar un mejor dosificador, que sea más preciso y cómodo de manejar, ya que al momento de agregar la solución se pierde mucho tiempo al calibrar para la dosificación de cada prueba.
- Se recomienda continuar la investigación, debido a que es importante conocer si, implementando otras longitudes y turbiedades, mejora el funcionamiento del FTV piloto.



CAPÍTULO VI

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Akoglu, H. (2018). User's guide to correlation coefficients. *Turkish Journal of Emergency Medicine, 18*. <https://doi.org/10.1016/j.tjem.2018.08.001>

Al-Rawi, S. M. (2017). Introducing sand filter capping for turbidity removal for potable water treatment plants of Mosul/Iraq. *African Journal of Water Conservation and Sustainability, 5*(1), 167-175.

Calle, L., & Zambrano, C. (2015). *OPTIMIZACION DEL PROCESO DE FLOCULACION Y COAGULACION DE LA PLANTA POTABILIZADORA DE LA JUNTA DE AGUA POTABLE DE BAYAS*. Universidad de Cuenca.

Chavarro, D. (2014). Diseño de una planta de tratamiento de agua potable de 2 lts/s para una poblacion de 750 habitantes. *Universidad Militar Nueva Granada, 1--22*.

Cleasby John L. (1984). Is Velocity Gradient a Valid Turbulent Flocculation Parameter? *Journal of Environmental Engineering, 110*(5), 875-897. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1984\)110:5\(875\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1984)110:5(875))

Cruz, D., Pimentel, M., Russo, A., & Cabral, W. (2020). Charge Neutralization Mechanism Efficiency in Water with High Color Turbidity Ratio Using Aluminium Sulfate and Flocculation Index. *Water, 12*(2), 572. <https://doi.org/10.3390/w12020572>

de Oliveira, D. S., & Teixeira, E. C. (2017). Experimental evaluation of helically coiled tube flocculators for turbidity removal in drinking water treatment units. *Water SA, 43*(3), 378-386. <https://doi.org/10.4314/wsa.v43i3.02>

Deb, A. K., & Richards, W. G. (1983). Evaluating the economics of alternative technology for small water systems. *Journal - American Water Works Association, 75*(4), 177-183. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1983.tb05102.x>



Ghawi, A. H. (2018). Optimal design parameters for hydraulic vertical flocculation in the package surface water treatment plant. *Scientific Review Engineering and Environmental Sciences*, 2018(vol.27(4)), 438-451. <https://doi.org/10.22630/PNIKS.2018.27.4.42>

Haarhoff, J., & van der Walt, J. J. (2001). Towards optimal design parameters for around-the-end hydraulic flocculators. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 50(3), 149-160. <https://doi.org/10.2166/aqua.2001.0014>

Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2020). *NTE INEN 1108—Agua para consumo humano. Requisitos*. 14.

Kalavathy, S., & Mittapalli, G. (2016). *A Study on the Use of Alum for Turbidity Removal in Synthetic Water*.

Karbasdehi, V. N., Dobaradaran, S., Soleimani, F., Arfaeinia, H., Mohammadi, M. J., Keshtkar, M., & Mirahmadi, R. (2018). The role of decentralized municipal desalination plants in removal of physical, chemical and microbial parameters from drinking water: A case study in bushehr, Iran. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 8(2), 325-339. <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.121>

Kurbiel, J., Sapulak, A., & Schade, H. (1989). Application of Pipe Flocculator and Cross-Flow Tilted Plate Settler for Effective Separation of Precipitate from Electroplating Wastewater. *Water Science and Technology*, 21(6-7), 539-546. <https://doi.org/10.2166/wst.1989.0256>

Lárraga, B. (2016). *Diseño del sistema de agua potable para Augusto Valencia, cantón Vinces, provincia de Los Ríos*. <http://repositorio.puce.edu.ec:80/xmlui/handle/22000/13464>

Lastra Bravo, T. E. (2010). *Estudio de la floculación con energía cinética en un reactor tubular*. <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/2511>

Letterman, R. D. (2002). *Calidad y tratamiento del agua: Manual de suministros de agua comunitaria* (5a ed). McGraw-Hill.



Libro: Tratamiento de aguas para consumo humano: Plantas de filtración rápida. Manual I: teoría—Biblioteca virtual VirtualPro.co. (s. f.). Recuperado 28 de enero de 2020, de <https://www.virtualpro.co/biblioteca/tratamiento-de-aguas-para-consumo-humano-plantas-de-filtracion-rapida-manual-i-teoria>

Liu, J., Crapper, M., & McConnachie, G. L. (2004). An accurate approach to the design of channel hydraulic flocculators. *Water Research*, 38(4), 875-886. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.014>

Martinez, D. K. A. (2015). *EVALUACIÓN DEL FLOCULADOR EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE "LA ESPERANZA" QUE ABASTECE A LOS CANTONES MACHALA, PASAJE Y EL GUABO, PROVINCIA DE EL ORO.* 102.

Mastrocicco, M., Prommer, H., Pasti, L., Palpacelli, S., & Colombani, N. (2011). Evaluation of saline tracer performance during electrical conductivity groundwater monitoring. *Journal of Contaminant Hydrology*, 123(3-4), 157-166. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2011.01.001>

Meng, F., Van Wie, B. J., Thiessen, D. B., & Richards, R. F. (2019). Design and fabrication of very-low-cost engineering experiments via 3-D printing and vacuum forming. *International Journal of Mechanical Engineering Education*, 47(3), 246-274. <https://doi.org/10.1177/0306419018768091>

NTE INEN 1108. (2014). Agua Potable. Requisitos. Nte Inen 1108. *Instituto Ecuatoriano de Normalización*, 1108(5), 1-10.

Oliveira, D., & Teixeira, E. (2017). Experimental evaluation of helically coiled tube flocculators for turbidity removal in drinking water treatment units. *Water SA*, 43, 378-386. <https://doi.org/10.4314/wsa.v43i3.02>

Oliveira, D. S. de, & Teixeira, E. C. (2017). Experimental evaluation of helically coiled tube flocculators for turbidity removal in drinking water treatment units. *Water SA*, 43(3), 378-386. <https://doi.org/10.4314/wsa.v43i3.02>



Organización Mundial de la Salud. (2008). *Guías para la calidad del agua potable, tercera edición* (Tercera, Vol. 1). who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/es/

Pérez, A., & Torres, P. (2008). *Reactores anaerobios de crecimiento en medio fijo*. 15.

Quienes somos – Agua Potable Bayas. (s. f.). Recuperado 20 de enero de 2021, de <http://juntabayas.org/quienes-somos/>

Roberson, J. A., Cassidy, J. J., & Chaudhry, M. H. (1998). *Hydraulic engineering* (2nd ed). New York : Wiley. <https://trove.nla.gov.au/work/7130888>

Romero, J. (1999). *POTABILIZACIÓN DEL AGUA* (Tercera ed). Alfaomega.

Romero, J. A. (1999). *Potabilización del agua/Jairo Alberto Romero Rojas*.

Romero Rojas, J. A. (2006). *Purificación del agua*. Escuela Colombiana de Ingeniería,.

NTE INEN 1108 AGUA PARA CONSUMO HUMANO, § 4. Requisitos (2020). https://drive.google.com/file/d/18RCGwTBz2IsWBbOayg_kMmDDjY1r98wa/view

Soros, A., Amburgey, J. E., Stauber, C. E., Sobsey, M. D., & Casanova, L. M. (2019). Turbidity reduction in drinking water by coagulation-flocculation with chitosan polymers. *Journal of Water and Health*, 17(2), 204-218. <https://doi.org/10.2166/wh.2019.114>

Tse, I. C., Swetland, K., Weber-Shirk, M. L., & Lion, L. W. (2011). Method for quantitative analysis of flocculation performance. *Water Research*, 45(10), 3075-3084. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.021>

Ugarte, M. D., Militino, A. F., & Arnholt, A. T. (2008). *Probability and Statistics with R*. CRC Press.

Vargas, L. (2004). Análisis de flujos y factores que determinan los procesos de retención. En *Tratamiento de agua para consumo humano—Plantas de filtración rápida* (p. 284).

Wijk, C. van, & Smet, J. (2002). *Small Community Water Supplies: Vol. no. 40*. IRC.



Yu, W., Gregory, J., Campos, L., & Li, G. (2011). The role of mixing conditions on floc growth, breakage and re-growth. *Chemical Engineering Journal*, 171(2), 425-430. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.03.098>



CAPÍTULO VII

7. ANEXOS

Anexo 1: Concentraciones y tiempos de los caudales y longitudes experimentales

Caudal 0,25 l/s y longitud 58 m

N. muestra	Tiempo (t)	Conductividad (c)	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	68	0	0	0	0	100
2	5	68	0,19	0	0	0	100
3	10	68	0,38	0	0	0	100
4	15	68	0,58	0	0	0	100
5	20	68	0,77	0	0	0	100
6	22	79	0,85	11	11	0,11	99,89
7	23	123	0,88	55	66	0,64	99,36
8	24	508	0,92	440	506	4,94	95,06
9	25	1040	0,96	972	1478	14,43	85,57
10	26	1390	1,00	1322	2800	27,33	72,67
11	27	1240	1,04	1172	3972	38,77	61,23
12	28	1080	1,08	1012	4984	48,64	51,36
13	29	897	1,12	829	5813	56,73	43,27
14	30	726	1,15	658	6471	63,16	36,84
15	31	636	1,19	568	7039	68,70	31,30
16	32	563	1,23	495	7534	73,53	26,47
17	33	480	1,27	412	7946	77,55	22,45
18	34	429	1,31	361	8307	81,08	18,92
19	35	376	1,35	308	8615	84,08	15,92
20	36	328	1,38	260	8875	86,62	13,38
21	37	290	1,42	222	9097	88,79	11,21
22	38	265	1,46	197	9294	90,71	9,29
23	39	230	1,50	162	9456	92,29	7,71
24	40	215	1,54	147	9603	93,72	6,28
25	42	210	1,62	142	9745	95,11	4,89
26	44	181	1,69	113	9858	96,21	3,79
27	46	145	1,77	77	9935	96,96	3,04
28	48	133	1,85	65	10000	97,60	2,40
29	50	121	1,92	53	10053	98,12	1,88
30	52	112	2	44	10097	98,55	1,45
31	54	102	2,08	34	10131	98,88	1,12
32	56	97	2,15	29	10160	99,16	0,84
33	58	89	2,23	21	10181	99,37	0,63



34	60	85	2,31	17	10198	99,53	0,47
35	62	82	2,38	14	10212	99,67	0,33
36	64	79	2,46	11	10223	99,78	0,22
37	66	76	2,54	8	10231	99,85	0,15
38	68	74	2,62	6	10237	99,91	0,09
39	70	72	2,69	4	10241	99,95	0,05
40	72	70	2,77	2	10243	99,97	0,03
41	74	70	2,85	2	10245	99,99	0,01
42	76	69	2,92	1	10246	100	0
43	78	68	3,00	0	10246	100	0
44	80	68	3,08	0	10246	100	0



Caudal 0,50 l/s y longitud 58 m

N. muestra	Tiempo (t)	Conductividad (c)	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	68	0	0	0	0,00	100
2	5	68	0,36	0	0	0,00	100
3	10	68	0,71	0	0	0,00	100
4	11	68	0,79	0	0	0,00	100
5	12	103	0,86	35	35	0,64	99
6	13	1210	0,93	1142	1177	21,53	78,47
7	14	1590	1,00	1522	2699	49,37	50,63
8	15	1060	1,07	992	3691	67,51	32,49
9	16	661	1,14	593	4284	78,36	21,64
10	17	476	1,21	408	4692	85,82	14,18
11	18	321	1,29	253	4945	90,45	9,55
12	19	241	1,36	173	5118	93,62	6,38
13	20	170	1,43	102	5220	95,48	4,52
14	21	132	1,50	64	5284	96,65	3,35
15	22	115	1,57	47	5331	97,51	2,49
16	23	103	1,64	35	5366	98,15	1,85
17	24	92	1,71	24	5390	98,59	1,41
18	25	85	1,79	17	5407	98,90	1,10
19	26	80	1,86	12	5419	99,12	0,88
20	27	78	1,93	10	5429	99,30	0,70
21	28	76	2,00	8	5437	99,45	0,55
22	29	75	2,07	7	5444	99,58	0,42
23	30	74	2,14	6	5450	99,69	0,31
24	31	73	2,21	5	5455	99,78	0,22
25	32	72	2,29	4	5459	99,85	0,15
26	33	71	2,36	3	5462	99,91	0,09
27	34	70	2,43	2	5464	99,95	0,05
28	35	70	2,50	2	5466	99,98	0,02
29	36	69	2,57	1	5467	100,00	0,00
30	37	68	3	0	5467	100,00	0,00
31	38	68	2,71	0	5467	100,00	0,00
32	39	68	2,79	0	5467	100,00	0,00
33	40	68	2,86	0	5467	100,00	0,00



Caudal 0,75 l/s y longitud 58 m

N. muestra	Tiempo (t)	Conductividad (c)	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	67	0	0	0	0,00	100,00
2	5	67	0,56	0	0	0,00	100,00
3	6	67	0,67	0	0	0,00	100,00
4	7	67	0,78	0	0	0,00	100,00
5	8	120	0,89	53	53	0,76	99,24
6	8,5	1820	0,94	1753	1806	25,81	74,19
7	9	2380	1,00	2313	4119	58,86	41,14
8	9,5	1300	1,06	1233	5352	76,48	23,52
9	10	705	1,11	638	5990	85,60	14,40
10	10,5	445	1,17	378	6368	91,00	9,00
11	11	320	1,22	253	6621	94,61	5,39
12	12	250	1,33	183	6804	97,23	2,77
13	13	146	1,44	79	6883	98,36	1,64
14	14	106	1,56	39	6922	98,91	1,09
15	15	94	1,67	27	6949	99,30	0,70
16	16	86	1,78	19	6968	99,57	0,43
17	17	77	1,89	10	6978	99,71	0,29
18	18	74	2,00	7	6985	99,81	0,19
19	19	71	2,11	4	6989	99,87	0,13
20	20	70	2,22	3	6992	99,91	0,09
21	21	69	2,33	2	6994	99,94	0,06
22	22	69	2,44	2	6996	99,97	0,03
23	23	68	2,56	1	6997	99,99	0,01
24	24	68	2,67	1	6998	100,00	0,00
25	25	67	2,78	0	6998	100,00	0,00
26	26	67	2,89	0	6998	100,00	0,00



Caudal 0,75 l/s y longitud 58 m

N. muestra	Tiempo (t)	Conductividad (c)	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	67	0	0	0	0,00	100,00
2	2	67	0,25	0	0	0,00	100,00
3	4	67	0,50	0	0	0,00	100,00
4	5	67	0,63	0	0	0,00	100,00
5	6	75	0,75	8	8	0,66	99,34
6	7	326	0,88	259	267	22,01	77,99
7	8	569	1,00	502	769	63,40	36,60
8	9	266	1,13	199	968	79,80	20,20
9	10	163	1,25	96	1064	87,72	12,28
10	11	120	1,38	53	1117	92,09	7,91
11	12	98	1,50	31	1148	94,64	5,36
12	13	86	1,63	19	1167	96,21	3,79
13	14	80	1,75	13	1180	97,28	2,72
14	15	76	1,88	9	1189	98,02	1,98
15	16	74	2,00	7	1196	98,60	1,40
16	17	73	2,13	6	1202	99,09	0,91
17	18	72	2,25	5	1207	99,51	0,49
18	19	70	2,38	3	1210	99,75	0,25
19	20	69	2,50	2	1212	99,92	0,08
20	21	68	2,63	1	1213	100,00	0,00
21	22	67	2,75	0	1213	100,00	0,00
22	23	67	2,88	0	1213	100,00	0,00



Caudal 2,00 l/s y longitud 58 m

N. muestra	Tiempo (t)	Conductividad (c)	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	66	0	0	0	0,00	100,00
2	1	66	0,25	0	0	0,00	100,00
3	2	66	0,50	0	0	0,00	100,00
4	3	66	0,75	0	0	0,00	100,00
5	3,5	66	0,88	0	0	0,00	100,00
6	3,75	560	0,94	494	494	12,53	87,47
7	4	2450	1,00	2384	2878	72,99	27,01
8	4,5	1003	1,13	937	3815	96,75	3,25
9	5	173	1,25	107	3922	99,47	0,53
10	5,5	127	1,38	61	3983	101,01	-1,01
11	6	82	1,50	16	3999	101,42	-1,42
12	7	70	1,75	4	4003	101,52	-1,52
13	8	65	2,00	-1	4002	101,50	-1,50
14	9	60	2,25	-6	3996	101,34	-1,34
15	10	58	2,50	-8	3988	101,14	-1,14
16	11	55	2,75	-11	3977	100,86	-0,86
17	12	50	3,00	-16	3961	100,46	-0,46
18	13	48	3,25	-18	3943	100,00	0,00



Caudal 0,25 l/s y longitud 80 m

N. muestra	Tiempo (t)	Conductividad (c)	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	68	0	0	0	0,00	100,00
2	10	68	0,28	0	0	0,00	100,00
3	20	68	0,56	0	0	0,00	100,00
4	30	68	0,83	0	0	0,00	100,00
5	32	68	0,89	0	0	0,00	100,00
6	32,25	70	0,90	2	2	0,01	99,99
7	32,5	75	0,90	7	9	0,05	99,95
8	32,75	73	0,91	5	14	0,08	99,92
9	33	89	0,92	21	35	0,19	99,81
10	33,25	114	0,92	46	81	0,44	99,56
11	33,5	157	0,93	89	170	0,93	99,07
12	33,75	297	0,94	229	399	2,18	97,82
13	34	510	0,94	442	841	4,60	95,40
14	34,25	730	0,95	662	1503	8,22	91,78
15	34,5	897	0,96	829	2332	12,75	87,25
16	34,75	1020	0,97	952	3284	17,95	82,05
17	35	1090	0,97	1022	4306	23,54	76,46
18	35,5	1170	0,99	1102	5408	29,56	70,44
19	36	1190	1,00	1122	6530	35,70	64,30
20	36,5	1158	1,01	1090	7620	41,66	58,34
21	37	1093	1,03	1025	8645	47,26	52,74
22	37,5	1041	1,04	973	9618	52,58	47,42
23	38	970	1,06	902	10520	57,51	42,49
24	38,5	923	1,07	855	11375	62,19	37,81
25	39	870	1,08	802	12177	66,57	33,43
26	39,5	800	1,10	732	12909	70,57	29,43
27	40	750	1,11	682	13591	74,30	25,70
28	40,5	688	1,13	620	14211	77,69	22,31
29	41	647	1,14	579	14790	80,86	19,14
30	41,5	590	1,15	522	15312	83,71	16,29
31	42	540	1,17	472	15784	86,29	13,71
32	43	485	1,19	417	16201	88,57	11,43
33	44	435	1,22	367	16568	90,58	9,42
34	45	375	1,25	307	16875	92,25	7,75
35	47	340	1,31	272	17147	93,74	6,26
36	48	290	1,33	222	17369	94,95	5,05
37	50	270	1,39	202	17571	96,06	3,94
38	52	223	1,44	155	17726	96,91	3,09
39	54	180	1,50	112	17838	97,52	2,48



40	56	152	1,56	84	17922	97,98	2,02
41	58	135	1,61	67	17989	98,34	1,66
42	60	125	1,67	57	18046	98,66	1,34
43	62	115	1,72	47	18093	98,91	1,09
44	64	110	1,78	42	18135	99,14	0,86
45	66	106	1,83	38	18173	99,35	0,65
46	68	101	1,89	33	18206	99,53	0,47
47	70	95	1,94	27	18233	99,68	0,32
48	75	90	2,08	22	18255	99,80	0,20
49	80	82	2,22	14	18269	99,87	0,13
50	85	78	2,36	10	18279	99,93	0,07
51	90	75	2,50	7	18286	99,97	0,03
52	95	72	2,64	4	18290	99,99	0,01
53	100	70	2,78	2	18292	100,00	0,00
54	105	68	2,92	0	18292	100,00	0,00
55	110	68	3,06	0	18292	100,00	0,00



Caudal 0,50 l/s y longitud 80 m

N. muestra	Tiempo (t)	Conductividad (c)	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	67	0	0	0	0,00	100,00
2	5	67	0,29	0	0	0,00	100,00
3	10	68	0,57	1	1	0,01	99,99
4	15	68	0,86	1	2	0,02	99,98
5	16	167	0,91	100	102	1,09	98,91
6	16,5	682	0,94	615	717	7,65	92,35
7	17	1510	0,97	1443	2160	23,06	76,94
8	17,5	1570	1,00	1503	3663	39,10	60,90
9	18	1370	1,03	1303	4966	53,01	46,99
10	18,5	1120	1,06	1053	6019	64,25	35,75
11	19	905	1,09	838	6857	73,20	26,80
12	19,5	720	1,11	653	7510	80,17	19,83
13	20	610	1,14	543	8053	85,96	14,04
14	21	500	1,20	433	8486	90,58	9,42
15	22	400	1,26	333	8819	94,14	5,86
16	23	270	1,31	203	9022	96,31	3,69
17	24	195	1,37	128	9150	97,67	2,33
18	25	133	1,43	66	9216	98,38	1,62
19	26	112	1,49	45	9261	98,86	1,14
20	27	97	1,54	30	9291	99,18	0,82
21	28	88	1,60	21	9312	99,40	0,60
22	29	83	1,66	16	9328	99,57	0,43
23	30	78	1,71	11	9339	99,69	0,31
24	31	75	1,77	8	9347	99,78	0,22
25	32	73	1,83	6	9353	99,84	0,16
26	33	72	1,89	5	9358	99,89	0,11
27	34	71	1,94	4	9362	99,94	0,06
28	35	70	2,00	3	9365	99,97	0,03
29	36	69	2,06	2	9367	99,99	0,01
30	37	68	2,11	1	9368	100,00	0,00
31	38	67	2,17	0	9368	100,00	0,00
32	39	67	2,23	0	9368	100,00	0,00
33	40	67	2,29	0	9368	100,00	0,00



Caudal 0,75 l/s y longitud 80 m

N. muestra	Tiempo (t)	Conductividad (c)	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	62	0	0	0	0,00	100,00
2	5	62	0,40	0	0	0,00	100,00
3	10	62	0,80	0	0	0,00	100,00
4	11	62	0,88	0	0	0,00	100,00
5	11,5	216	0,92	154	154	1,09	98,91
6	11,75	689	0,94	627	781	5,55	94,45
7	12	1370	0,96	1308	2089	14,85	85,15
8	12,25	1950	0,98	1888	3977	28,27	71,73
9	12,5	1972	1,00	1910	5887	41,84	58,16
10	12,75	1570	1,02	1508	7395	52,56	47,44
11	13	1280	1,04	1218	8613	61,22	38,78
12	13,25	1040	1,06	978	9591	68,17	31,83
13	13,5	756	1,08	694	10285	73,10	26,90
14	13,75	654	1,10	592	10877	77,31	22,69
15	14	556	1,12	494	11371	80,82	19,18
16	14,25	513	1,14	451	11822	84,03	15,97
17	14,5	456	1,16	394	12216	86,83	13,17
18	14,75	394	1,18	332	12548	89,19	10,81
19	15	333	1,20	271	12819	91,12	8,88
20	15,25	310	1,22	248	13067	92,88	7,12
21	15,5	286	1,24	224	13291	94,47	5,53
22	16	270	1,28	208	13499	95,95	4,05
23	16,5	210	1,32	148	13647	97,00	3,00
24	17	160	1,36	98	13745	97,70	2,30
25	17,5	132	1,40	70	13815	98,19	1,81
26	18	118	1,44	56	13871	98,59	1,41
27	18,5	105	1,48	43	13914	98,90	1,10
28	19	94	1,52	32	13946	99,13	0,87
29	19,5	90	1,56	28	13974	99,32	0,68
30	20	86	1,60	24	13998	99,50	0,50
31	21	80	1,68	18	14016	99,62	0,38
32	22	76	1,76	14	14030	99,72	0,28
33	23	73	1,84	11	14041	99,80	0,20
34	24	71	1,92	9	14050	99,86	0,14
35	25	69	2,00	7	14057	99,91	0,09
36	26	67	2,08	5	14062	99,95	0,05
37	27	66	2,16	4	14066	99,98	0,02
38	28	64	2,24	2	14068	99,99	0,01
39	29	63	2,32	1	14069	100,00	0,00



40	30	62	2,40	0	14069	100,00	0,00
----	----	----	------	---	-------	--------	------

Caudal 1,00 l/s y longitud 80 m

N. muestra	Tiempo (t)	Conductividad (c)	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	67	0	0	0	0,00	100,00
2	2	67	0,20	0	0	0,00	100,00
3	4	67	0,40	0	0	0,00	100,00
4	6	67	0,60	0	0	0,00	100,00
5	8	75	0,80	8	8	0,15	99,85
6	9	71	0,90	4	12	0,22	99,78
7	9,5	896	0,95	829	841	15,59	84,41
8	10	2070	1,00	2003	2844	52,72	47,28
9	10,5	1080	1,05	1013	3857	71,49	28,51
10	11	600	1,10	533	4390	81,37	18,63
11	11,5	396	1,15	329	4719	87,47	12,53
12	12	280	1,20	213	4932	91,42	8,58
13	12,5	216	1,25	149	5081	94,18	5,82
14	13	169	1,30	102	5183	96,07	3,93
15	13,5	136	1,35	69	5252	97,35	2,65
16	14	112	1,40	45	5297	98,18	1,82
17	15	110	1,50	43	5340	98,98	1,02
18	16	90	1,60	23	5363	99,41	0,59
19	17	78	1,70	11	5374	99,61	0,39
20	18	76	1,80	9	5383	99,78	0,22
21	19	73	1,90	6	5389	99,89	0,11
22	20	70	2,00	3	5392	99,94	0,06
23	21	69	2,10	2	5394	99,98	0,02
24	22	68	2,20	1	5395	100,00	0,00
25	23	67	2,30	0	5395	100,00	0,00
26	24	67	2,40	0	5395	100,00	0,00



Caudal 2,00 l/s y longitud 80 m

N. muestra	Tiempo (t)	Conductividad (c)	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	65	0	0	0	0,00	100,00
2	1	65	0,17	0	0	0,00	100,00
3	2	65	0,35	0	0	0,00	100,00
4	3	65	0,52	0	0	0,00	100,00
5	4	65	0,70	0	0	0,00	100,00
6	5	65	0,87	0	0	0,00	100,00
7	5,25	66	0,91	1	1	0,01	99,99
8	5,5	461	0,96	396	397	5,55	94,45
9	5,75	3200	1,00	3135	3532	49,36	50,64
10	6	2050	1,04	1985	5517	77,10	22,90
11	6,25	843	1,09	778	6295	87,97	12,03
12	6,5	393	1,13	328	6623	92,55	7,45
13	6,75	220	1,17	155	6778	94,72	5,28
14	7	180	1,22	115	6893	96,32	3,68
15	7,5	170	1,30	105	6998	97,79	2,21
16	8	115	1,39	50	7048	98,49	1,51
17	8,5	96	1,48	31	7079	98,92	1,08
18	9	89	1,57	24	7103	99,26	0,74
19	9,5	85	1,65	20	7123	99,54	0,46
20	10	81	1,74	16	7139	99,76	0,24
21	11	73	1,91	8	7147	99,87	0,13
22	12	69	2,09	4	7151	99,93	0,07
23	13	67	2,26	2	7153	99,96	0,04
24	14	67	2,43	2	7155	99,99	0,01
25	15	66	2,61	1	7156	100,00	0,00
26	16	65	2,78	0	7156	100,00	0,00
27	17	65	2,96	0	7156	100,00	0,00

Anexo 2. Ficha técnica – sulfato de aluminio sólido

	PRODUCTOS QUÍMICOS PANAMERICANOS S.A. FICHA TÉCNICA. SULFATO DE ALUMINIO SÓLIDO.	FT-CC-12 Versión 4 Septiembre 2018 Página 1 de 1
---	---	---

1. ASPECTOS GENERALES.

PROPIEDADES: Nombre comercial: *Sulfato de Aluminio*
 Nombre químico: *Sulfato de Aluminio hidratado*. El producto es *granulado*, soluble en agua, inodoro, de sabor astringente y ligeramente dulce.

CONTENIDO NETO: No aplica.

USOS:

- Tratamiento de agua potable
- Tratamiento de aguas residuales
- Tratamiento de piscinas
- Pulpa y papel
- Industrial del azúcar
- Industrial del petróleo
- Otros como: coagulante en la manufactura de caucho sintético de butadieno estireno, purificación de la glicerina, explotación de pozos, elaboración de polvo químico seco para extintores, agente clarificante de aceites, etc.

BONDAD Y/O VENTAJAS DEL PRODUCTO:

El sulfato de aluminio sólido es uno de los productos más usados en la industria del papel y en tratamiento de aguas, su carácter ácido y su ingrediente activo le confieren propiedades bacteriostáticas y alguicidas, además al ser una sal metálica, reacciona formando flóculos de hidróxidos de aluminio al contacto con la alcalinidad de las aguas a tratar, facilitando su limpieza.

2. ESPECIFICACIONES TÉCNICAS.
 (Propiedades fisicoquímicas y/o microbiológicas).

PROPIEDADES	Tipo A	IRON FREE	TIPO BE	TIPO B
Apariencia estándar (*)	Gránulos blancos o ligeramente amarillos.	Gránulos blancos.	Gránulos Café/pardo	Gránulos Café/pardo
Contenido de Aluminio, % Al_2O_3 mínimo	17	17	16	15,2
Contenido de hierro, % Fe_2O_3 máximo.	0,75	0,008	1,6	2,0
Basicidad, como % de Al_2O_3 Libre mínimo	0,05	0,05	0,05	0,05
Insolubles en Agua, % máximo.	0,5	0,1	5,0	8,0

(*) De acuerdo con materia prima (bauxita) que se utilice para su fabricación. El sulfato de aluminio sólido PQP se ajustan a las normas de AWWA B40 3, NTC 531. Otras referencias de sulfato de aluminio sólido se fabrican bajo pedido.

GRANULOMETRIA

TAMIZ	NORMA AWWA 403	NORMA NTC 531 6 EDICION	ESTANDAR
Pasa malla 4 (%)	100	100	100
Pasa malla 10 (%)	90 min.	90 min.	50 – 70
Retiene malla 100 (%)	NA	90 min.	90 min.

3. RECOMENDACIONES Y/O PRECAUCIONES PARA EL USO:

Este producto es irritante de las mucosas y la piel, evitar la formación de nubes de polvo y el contacto directo con él. Usar el equipo de protección que incluya gafas de seguridad, mascarilla para polvos y guantes de goma. Manipular el producto teniendo en cuenta las incompatibilidades expuestas en el numeral 5 de este documento.

4. EMPAQUE Y TRANSPORTE.

Se suministra en bolsas de polietileno de 2 y 5 Kg y en sacos de polipropileno, en presentaciones de 25 y 50 Kg. Este producto no está clasificado como sustancia química peligrosa, por lo tanto no está regulado para el transporte terrestre por el decreto 1609 de 2002.

5. ALMACENAMIENTO.

El área de almacenamiento debe estar completamente aireada, alejada de fuentes de calor, llama o chispas y con acceso fácil a duchas de emergencia y lavaojos.

Este producto debe ser almacenado sobre estibas, en zonas cubiertas de la humedad y protegidas del calor y la luz directa del sol, lejos de sustancias oxidantes y reductoras fuertes, ácidos y bases fuertes, sustancias combustibles e inflamables y solventes orgánicos.

6. DATOS DEL FABRICANTE: Este producto es fabricado y comercializado por productos Químicos Panamericanos S.A. Plantas:

Barranquilla: Carrera 67 (Carretera a Eternit) N° Vía 40-437 Zona Industrial La Loma No. 3. Tel (57+5) 385 97 17

Cali (Jamundí): Dirección, Km 28 vía Cali - Popayán. Teléfono (57+2) 695 45 71

7. NOTIFICACIÓN SANITARIA OBLIGATORIA: No aplica.



Anexo 3. Ficha del polímero

Shandong Jiahua Water Treatment Technology Co., Ltd.
TAIWAN INDUSTRIAL PARK, SHANDONG, CHINA

CERTIFICATE OF ANALYSISLot No .20200325 Dated: 25th Mar,2020

Sl No	Item Description	Product Specification	Suppliers Specification
1	Name of Material	Polyaluminium Chloride	Poyaluminium Chloride
2	Type No	PAC JH	PAC JH
3	Appearance	Lemon Yellow powder	Lemon Yellow powder
4	AL ₂ O ₃	29min%	30.2%
5	Basicity	40-90%	75.1%
6	PH of 5 percent solution	3.0-5.0	4.15
7	Water Insoluble matter	0.6% (max)	0.03%
8	As	0.0002%(max)	0.0002%
9	Pb	0.001% (max)	0.0004%
10	Cd	0.0002%(max)	0.0002%
11	Hg	0.00001%(max)	0.00001%
12	Cr ₆₊	0.0005%(max)	0.0002%
13	Fe	3%(max)	0.05%

Test Standard	GB15892-2009
Chemical Formula	{Al ₂ (OH) _n Cl _{16-n} (H ₂ O)} _m
Package	25kg net PP bag outside with PE bag inside
Container volume	27MT/40'GP FCL without pallets
Usage	widely used in the line of drinking water treatment ,industrial water treatment.
Storage	shall be sealed and stored in the dry and ventilated place to prevent from rain, high temperature and strong sunlight.
Notes	There will be 1% tolerance for different test via different test standard

Production date: 25/03/2020

Expiry date: 25/03/2022

Quality Assurance Officer:

Delia /张廷

jiahua@sdjhtech.com or zbxianghua_pac@hotmail.com

mobile: 86 15053341281

淄博展华国际贸易有限公司
ZBO ZHANHUA INTERNATIONAL TRADE CO., LTD


Anexo 4. Turbidímetro 2100Q HACH

Para medir la turbidez se utilizó un turbidímetro modelo 2100Q HACH, el cual mide un rango de 0,001 UNT a 1000 UNT de forma automática. El instrumento que cumple con los criterios especificados por ISO 7027.

Procedimiento:

1. Configuración del equipo para turbidez según sus especificaciones
2. Recoger alícuota en un frasco previamente libre de impurezas
3. Colocar el líquido según el nivel indicado en el frasco del turbidímetro
4. Limpiar el frasco con un paño de cualquier sustancia que pudiese alterar los resultados, introducirlo el frasco en el equipo e iniciar con la medición
5. Repetir los procedimientos en: agua cruda, sedimentador y salida del filtro, para cada caudal y turbidez especificada



Figura 32. Turbidímetro, modelo 2100Q.

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 5. Colorímetro HACH DR 890

Mientras que, para el color se utilizó un colorímetro HACH DR 890. Según sus especificaciones expresa un 99% de confiabilidad.

Procedimiento,

1. Configuración del equipo colorímetro según sus especificaciones
2. Recoger alícuota en un frasco previamente libre de impurezas
3. Colocar el líquido según el nivel indicado en el frasco del turbidímetro
4. Limpiar el frasco con un paño de cualquier sustancia que pudiese alterar los resultados, introducirlo el frasco en el equipo e iniciar con la medición
5. Si superan los límites máximos de medición del equipo, realizar dilución 1:2 o 1:4 si es necesario
6. Repetir los procedimientos en agua cruda, sedimentador y salida del filtro, para cada caudal y turbidez especificada



Figura 33. Colorímetro, modelo DR/890.

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 6. Construcción del Sistema piloto de tratamiento de agua potable



Figura 34. Construcción del FTV piloto.

Fuente: Elaboración propia.



Figura 35. Construcción del Sedimentador y Filtro piloto.

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 7. Pruebas experimentales



Figura 36. Dosificación de químicos y análisis físico químicos de agua cruda y tratada.

Fuente: Elaboración propia.



Figura 37. Control de formación de flocs en el FTV piloto y sedimentador.

Fuente: Elaboración propia.



Anexo 8: Elementos para el cálculo de gradiente de velocidad teórico

Longitud (m)	Caudal (l/s)	Velocidad (m/s)	Número de Reynolds	Tiempo de retención teórico (s)	Pérdida de carga por tubería (m)	Pérdida de carga para codos 90° (m)	Pérdida de carga para válvula mariposa (m)	Pérdida de carga por accesorios (m)	Pérdida de carga total (m)	Gradiente de velocidad teórico (s ⁻¹)
58	0,25	0,031	2724,32	2724,32	0,00156	0,00023	7,367E-05	0,00025	0,00212	3,10
	0,50	0,062	5448,65	940,45	0,00562	0,00093	2,947E-04	0,00099	0,00784	8,43
	0,75	0,093	8172,97	626,97	0,01211	0,00209	6,630E-04	0,00223	0,01710	15,25
	1,00	0,123	10897,29	470,22	0,02100	0,00372	1,179E-03	0,00397	0,02987	23,28
	2,00	0,247	21794,58	235,11	0,08062	0,01489	4,715E-03	0,01588	0,11611	64,91
80	0,25	0,031	2724,32	2594,34	0,00215	0,00023	7,367E-05	0,00025	0,00271	2,98
	0,50	0,062	5448,65	1297,17	0,00776	0,00093	2,947E-04	0,00099	0,00997	8,10
	0,75	0,093	8172,97	864,78	0,01670	0,00209	6,630E-04	0,00223	0,02169	14,63
	1,00	0,123	10897,29	648,59	0,02896	0,00372	1,179E-03	0,00397	0,03784	22,31
	2,00	0,247	21794,58	324,29	0,11121	0,01489	4,715E-03	0,01588	0,14669	62,12

Fuente: elaboración propia.



Anexo 9: Elementos para el cálculo de gradiente de velocidad real

Longitud (m)	Caudal (l/s)	Velocidad (m/s)	Número de Reynolds	Tiempo de retención real (s)	Pérdida de carga por tubería (m)	Pérdida de carga para codos 90°	Pérdida de carga para válvula mariposa (m)	Pérdida de carga por accesorios	Pérdida de carga total	Gradiente de velocidad teórico (s-1)
58	0,25	0.031	2724.32	1560	0.00156	0.00023	7.367E-05	0.00025	0.00212	3,40
	0,50	0.062	5448.65	840	0.00562	0.00093	2.947E-04	0.00099	0.00784	8,92
	0,75	0.093	8172.97	540	0.01211	0.00209	6.630E-04	0.00223	0.01710	16,43
	1,00	0.123	10897.29	480	0.02100	0.00372	1.179E-03	0.00397	0.02987	23,04
	2,00	0.247	21794.58	240	0.08062	0.01489	4.715E-03	0.01588	0.11611	64,24
80	0,25	0.031	2724.32	2160	0.00215	0.00023	7.367E-05	0.00025	0.00271	3,27
	0,50	0.062	5448.65	1050	0.00776	0.00093	2.947E-04	0.00099	0.00997	9,00
	0,75	0.093	8172.97	750	0.01670	0.00209	6.630E-04	0.00223	0.02169	15,71
	1,00	0.123	10897.29	600	0.02896	0.00372	1.179E-03	0.00397	0.03784	23,19
	2,00	0.247	21794.58	345	0.11121	0.01489	4.715E-03	0.01588	0.14669	60,23

Fuente: elaboración propia.



Anexo 10. Gráficas Modelo Wolf-Resnick

Gráfico del Modelo Ajustado
 $\text{LOG}(1-F(t)) = 7,9691 - 3,99884*t/t_0$

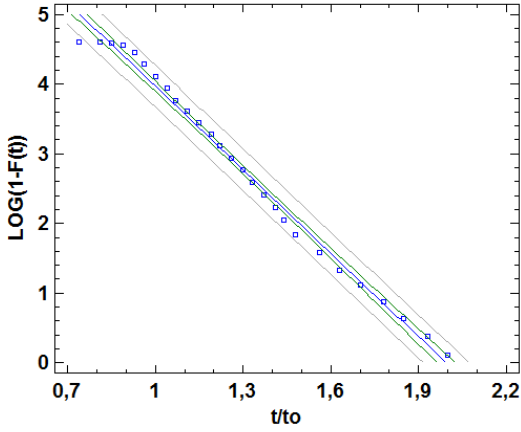


Gráfico del Modelo Ajustado
 $\text{LOG}(1-F(t)) = 8,69847 - 4,74943*t/t_0$

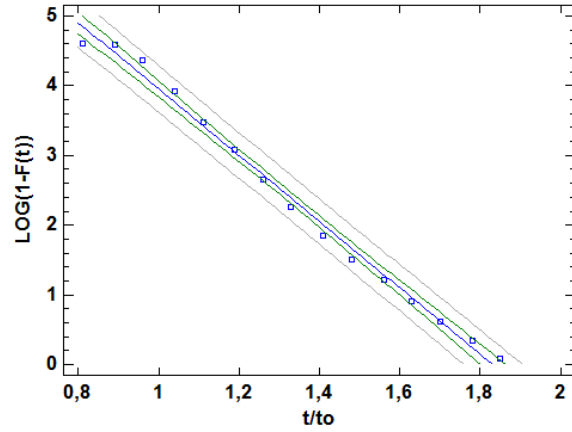


Gráfico del Modelo Ajustado
 $\text{LOG}(1-F(t)) = 10,2655 - 6,75098*t/t_0$

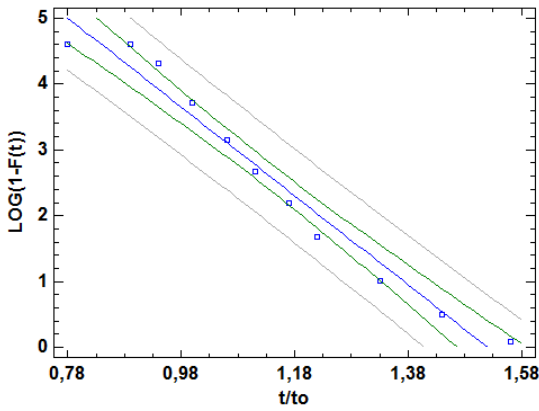


Gráfico del Modelo Ajustado
 $\text{LOG}(1-F(t)) = 6,8912 - 2,8271*t/t_0$

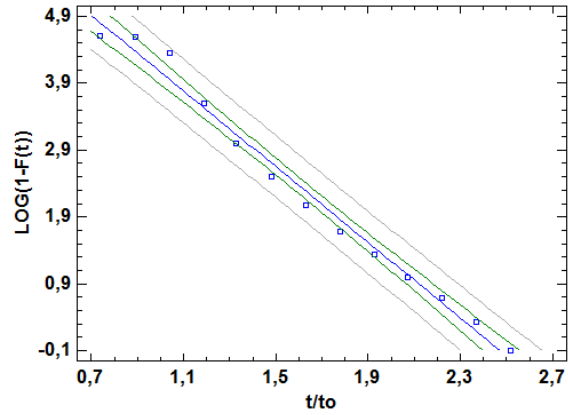


Gráfico del Modelo Ajustado
 $\text{LOG}(1-F(t)) = 17,9863 - 12,462*t/t_0$

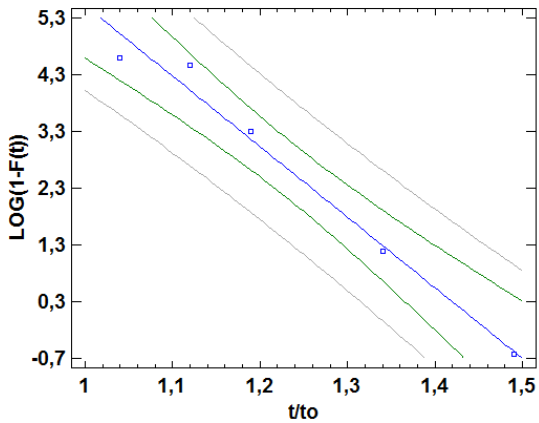


Gráfico del Modelo Ajustado
 $\text{LOG}(1-F(t)) = 10,1764 - 6,47672*t/t_0$

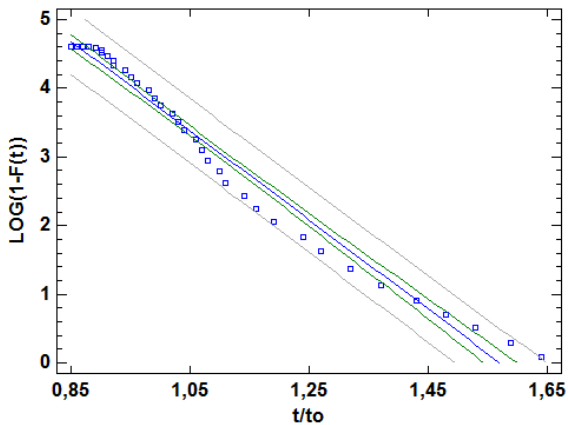




Gráfico del Modelo Ajustado
 $\text{LOG}(1-F(t)) = 7,73847 - 4,81187 \cdot t/t_0$

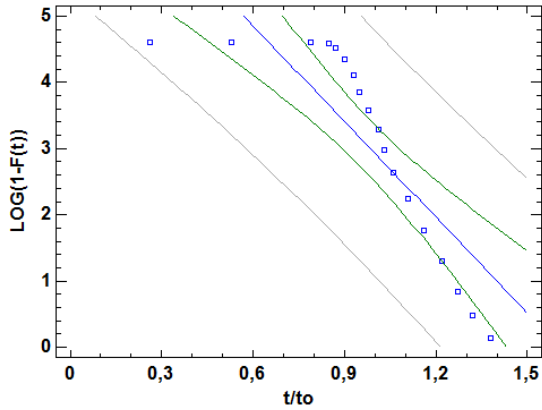


Gráfico del Modelo Ajustado
 $\text{LOG}(1-F(t)) = 12,3089 - 8,4528 \cdot t/t_0$

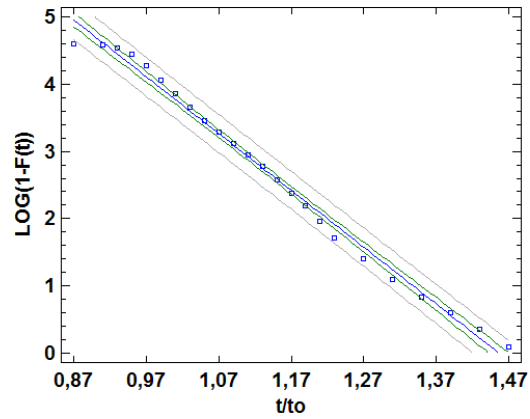


Gráfico del Modelo Ajustado
 $\text{LOG}(1-F(t)) = 9,48848 - 5,77517 \cdot t/t_0$

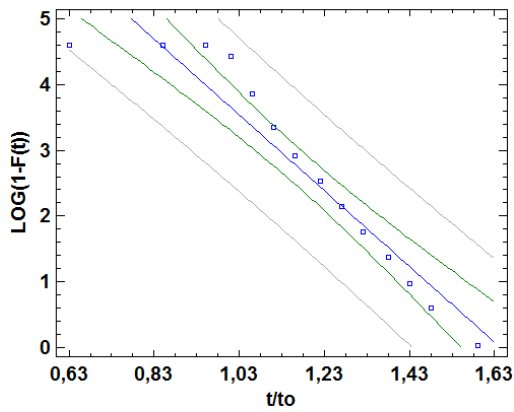
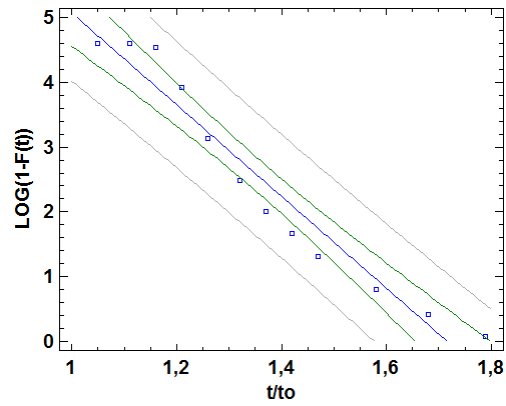


Gráfico del Modelo Ajustado
 $\text{LOG}(1-F(t)) = 12,1586 - 7,08553 \cdot t/t_0$





Anexo 11. Turbiedad y color

Sedimentadores

Caudal (l/s)	Turbiedad (NTU)	Longitud 58 m		Longitud 80 m	
		Turbiedad (NTU)	Color (Pt-Co)	Turbiedad (NTU)	Color (Pt-Co)
0,25	10	3,70	58,00	3,75	59,00
	20	8,45	71,25	8,745	85,75
	50	8,825	76,00	10,34	85,75
	100	13,525	112,4	11,85	95,25
	200	22,125	182,25	13,06	111,00
0,50	10	6,14	87,00	6,03	88,00
	20	6,53	82,80	6,085	71,65
	50	12,15	153,50	12,45	166,5
	100	17,50	148,50	10,645	122,00
	200	14,04	120,50	6,77	80,50
0,75	10	7,075	94,00	6,74	97,50
	20	9,205	98,50	9,015	97,00
	50	10,405	105,00	13,40	109,50
	100	9,905	131,30	9,80	118,50
	200	20,075	163,10	18,975	167,50
1,00	10	5,02	77,00	4,70	64,00
	20	11,90	116,50	10,50	100,50
	50	11,635	100,50	11,54	107,00
	100	16,65	136,50	15,30	1150
	200	6,895	97,75	7,285	104,55
2,00	10	6,005	84,50	5,965	83,50
	20	7,44	93,00	7,195	95,50
	50	12,45	115,00	10,40	102,00
	100	17,90	142,00	16,65	131,25
	200	7,60	108,50	7,41	123,30



Filtros

Caudal (l/s)	Turbiedad (NTU)	Longitud 58 m		Longitud 80 m	
		Turbiedad (NTU)	Color (Pt-Co)	Turbiedad (NTU)	Color (Pt-Co)
0,25	10	0,73	1	0,605	1
	20	0,205	0	0,185	0
	50	0,29	0	0,165	0
	100	0,30	0	0,17	0
	200	0,34	0	0,185	0
0,50	10	0,55	1	0,35	0
	20	0,595	1	0,46	1
	50	0,25	0	0,245	0
	100	0,23	0	0,15	0
	200	0,28	0	0,175	0
0,75	10	0,29	0	0,235	0
	20	0,315	0	0,20	0
	50	0,25	0	0,115	0
	100	0,575	1	0,52	1
	200	0,255	0	0,165	0
1,00	10	0,57	1	0,23	0
	20	0,54	1	0,40	0
	50	0,33	0	0,30	0
	100	0,38	0	0,28	0
	200	0,34	0	0,275	0
2,00	10	0,445	1	0,28	0
	20	0,345	0	0,285	0
	50	0,225	0	0,125	0
	100	0,33	0	0,15	0
	200	0,30	0	0,17	0

Anexo 12. Eficiencias de remoción de turbiedad y color

FTV - SEDIMENTADOR

Caudal (l/s)	Longitud 58 m		Longitud 80 m	
	Turbiedad (%)	Color (%)	Turbiedad (%)	Color (%)
0,25	64,93	57,35	65,07	60,40
	60,74	60,42	60,07	58,50
	83,33	81,47	78,47	77,98
	87,15	81,98	88,85	85,13
	89,21	89,40	93,46	93,68
0,50	40,96	26,89	40,47	25,27
	68,09	56,67	70,43	62,84
	75,24	58,96	74,70	57,92
	82,76	77,58	89,63	87,22
	92,45	91,42	96,50	94,62
0,75	23,97	29,06	28,94	28,49
	61,16	52,53	62,82	52,22
	78,66	71,37	74,51	69,79
	89,62	81,98	90,17	83,96
	90,35	90,29	90,78	89,71
1,00	45,14	29,36	49,46	46,22
	48,32	39,32	54,15	50,81
	76,57	68,30	77,57	70,74
	85,27	80,40	84,96	80,19
	96,57	93,91	96,46	94,02
2,00	41,98	37,87	43,46	36,98
	65,31	66,00	64,82	62,18
	74,80	68,10	79,99	73,68
	83,05	84,81	84,41	86,04
	96,64	94,55	96,66	93,33



FTV - FILTRO

Caudal (l/s)	Longitud 58 m		Longitud 80 m	
	Turbiedad (%)	Color (%)	Turbiedad (%)	Color (%)
0,25	93,08	99,26	94,36	99,33
	99,05	100	99,16	100
	99,45	100	99,66	100
	99,71	100	99,84	100
	99,83	100	99,91	100
0,50	94,71	99,16	96,54	100
	97,09	99,48	97,76	99,48
	99,49	100	99,50	100
	99,77	100	99,85	100
	99,85	100	99,91	100
0,75	96,88	100	97,52	100
	98,67	100	99,18	100
	99,49	100	99,78	100
	99,40	99,86	99,48	99,86
	99,88	100	99,92	100
1,00	93,77	99,08	97,53	100
	97,65	99,48	98,25	100
	99,34	100	99,42	100
	99,66	100	99,72	100
	99,83	100	99,87	100
2,00	95,70	99,26	97,35	100
	98,39	100	98,61	100
	99,54	100	99,76	100
	99,69	100	99,86	100
	99,87	100	99,92	100

**ENTRE SISTEMAS (SEDIMENTADOR)**

Caudal (l/s)	Longitud FTV 58 m		Longitud FTV 80 m		PTAP-Ba	
	Turbiedad (%)	Color (%)	Turbiedad (%)	Color (%)	Turbiedad (%)	Color (%)
0,25	64,93	57,35	65,07	60,40	71,40	73,21
	60,74	60,42	60,07	58,50	87,48	83,36
	83,33	81,47	78,47	77,98	96,18	94,75
	87,15	81,98	88,85	85,13	97,34	96,34
	89,21	89,40	93,46	93,68	98,12	96,24
0,50	40,96	26,89	40,47	25,27	85,24	81,28
	68,09	56,67	70,43	62,84	77,73	73,28
	75,24	58,96	74,70	57,92	95,83	93,55
	82,76	77,58	89,63	87,22	96,41	95,32
	92,45	91,42	96,50	94,62	97,95	96,12
0,75	23,97	29,06	28,94	28,49	84,80	80,04
	61,16	52,53	62,82	52,22	90,42	91,41
	78,66	71,37	74,51	69,79	96,02	95,99
	89,62	81,98	90,17	83,96	96,57	95,47
	90,35	90,29	90,78	89,71	97,98	96,15
1,00	45,14	29,36	49,46	46,22	85,01	76,51
	48,32	39,32	54,15	50,81	89,27	81,18
	76,57	68,30	77,57	70,74	94,28	92,54
	85,27	80,40	84,96	80,19	97,20	95,93
	96,57	93,91	96,46	94,02	98,30	96,34
2,00	41,98	37,87	43,46	36,98	62,64	52,55
	65,31	66,00	64,82	62,18	87,27	86,19
	74,80	68,10	79,99	73,68	96,10	94,29
	83,05	84,81	84,41	86,04	96,87	96,05
	96,64	94,55	96,66	93,33	98,83	97,35

**ENTRE SISTEMAS (FILTRO)**

Caudal (l/s)	Longitud FTV 58 m		Longitud FTV 80 m		PTAP-Ba	
	Turbiedad (%)	Color (%)	Turbiedad (%)	Color (%)	Turbiedad (%)	Color (%)
0,25	93,08	99,26	94,36	99,33	96,05	100,00
	99,05	100	99,16	100	98,65	100,00
	99,45	100	99,66	100	99,48	100,00
	99,71	100	99,84	100	99,81	100,00
	99,83	100	99,91	100	99,74	99,90
0,50	94,71	99,16	96,54	100	97,37	100,00
	97,09	99,48	97,76	99,48	98,29	100,00
	99,49	100	99,50	100	99,45	100,00
	99,77	100	99,85	100	99,68	100,00
	99,85	100	99,91	100	99,74	99,90
0,75	96,88	100	97,52	100	97,71	100,00
	98,67	100	99,18	100	98,64	100,00
	99,49	100	99,78	100	99,43	100,00
	99,40	99,86	99,48	99,86	99,69	100,00
	99,88	100	99,92	100	99,79	100,00
1,00	93,77	99,08	97,53	100	95,23	99,09
	97,65	99,48	98,25	100	98,31	100,00
	99,34	100	99,42	100	99,16	99,75
	99,66	100	99,72	100	99,61	100,00
	99,83	100	99,87	100	99,83	100,00
2,00	95,70	99,26	97,35	100	95,12	99,03
	98,39	100	98,61	100	97,94	100,00
	99,54	100	99,76	100	99,45	100,00
	99,69	100	99,86	100	99,60	99,83
	99,87	100	99,92	100	99,83	100,00



Anexo 13. Q-Q plots para análisis de normalidad

