

UNIVERSIDAD DE CUENCA



Facultad de Ciencias Químicas

Carrera de Ingeniería Ambiental

**“FLOCULACIÓN TUBULAR HORIZONTAL COMO UNA TECNOLOGÍA
POTENCIAL SOSTENIBLE PARA LA PROVISIÓN DE AGUA POTABLE EN
COMUNIDADES EN DESARROLLO”**

Trabajo de titulación previo a la obtención
del título de Ingeniería Ambiental
Modalidad: Proyecto de Investigación

Autores:

Angel Olmedo Mendez Heredia CI: 0104466560
angel.mendez@ucuenca.edu.ec

Alex Fabricio Trelles Agurto CI: 1106011651
alex.trelles@ucuenca.edu.ec

Director:

Ing. Fausto Fernando García Ávila
CI: 0301454617

Cuenca – Ecuador

11-08-2021



RESUMEN

La pandemia de la COVID-19 ha puesto de manifiesto la importancia vital del saneamiento, la higiene y un acceso adecuado a agua limpia para prevenir y contener las enfermedades. La calidad del agua superficial usada para la potabilización se ha visto afectada por los diferentes usos de la tierra, como el pastoreo de ganado, la actividad agrícola, actividad humana. Este deterioro en la calidad del agua cruda, ha aumentado el contenido partículas suspendidas y material coloidal incrementando el color y la turbidez. Esta problemática ha afectado de sobremanera a las comunidades y Juntas Administradoras de Agua Potable (JAAPs) ubicadas en zonas rurales y periurbanas que no disponen de tecnología adecuada para una eficiente potabilización. Se presenta la Floculación Tubular Horizontal (FTH) como una tecnología alternativa para reemplazar a los floculadores convencionales, permitiendo una alta eficiencia en los procesos posteriores de sedimentación y filtración. El objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de un FTH como una tecnología potencial sostenible para la provisión de agua potable en comunidades en desarrollo y compararla con un floculador convencional. Para lo cual, se diseñó el FTH piloto en base a los parámetros de un floculador convencional hidráulico de flujo horizontal. Para la implementación del FTH fue necesario tubería de PVC de cuatro pulgadas de diámetro, adicionalmente se implementó un sedimentador de alta tasa y un filtro de arena estructurando en conjunto un sistema piloto de tratamiento. Las pruebas experimentales, fueron efectuadas usando longitudes de 68.4 m y 97.6 m para el FTH, estas longitudes fueron combinadas con caudales de 0.25, 0.5, 0.75, 1 y 2 l/s, así como turbiedades de agua cruda de 10, 20, 50, 100 y 200 NTU, dando un total de 50 ensayos, todos los ensayos fueron realizados por duplicado desde enero hasta diciembre de 2020. La turbiedad y color fueron usados como parámetros principales para determinar la eficiencia del FTH, para lo cual fue necesario, tomar muestras de agua en el sedimentador y filtro tanto del sistema piloto como del sistema convencional. Adicionalmente se evaluaron características hidráulicas como tiempo de retención, gradiente de velocidad. Los resultados determinaron que la eficiencia de remoción (ER) en el sistema piloto con FTH fue de 98.77 % para turbiedad y 99.92 % para color a la salida del filtro, mientras que en la PTAP “Bayas” la ER fue de 98.78 % para turbiedad y 100 % para color. En ambos sistemas los parámetros cumplieron con los estándares para distribución de agua potable según la norma INEN 1108.



Palabras clave: Tratamiento de agua. Agua potable. Floculador. Turbiedad. Sulfato de aluminio. Eficiencia de remoción.



ABSTRACT

The COVID-19 pandemic has highlighted the vital importance of sanitation, hygiene and adequate access to clean water to prevent and contain diseases. The quality of surface water used for drinking water has been affected by different land uses, such as livestock grazing, agriculture, and human activity. This deterioration in the quality of raw water has increased the content of suspended particles and colloidal material, increasing color and turbidity. This problem has greatly affected communities and Drinking Water Management Boards located in rural zones and peri-urban areas that do not have adequate technology for efficient purification. Horizontal Tubular Flocculation (HTF) is presented as an alternative technology to replace conventional flocculators, allowing high efficiency in the subsequent sedimentation and filtration processes. The objective of this study was to evaluate the efficiency of a HTF as a potential sustainable technology for the provision of drinking water in developing communities and to compare it with a conventional flocculator. For this purpose, the pilot HTF was designed based on the parameters of a conventional horizontal flow hydraulic flocculator. For the implementation of the HTF, a four-inch diameter PVC pipe was required, in addition to a high rate settler and a sand filter, thus structuring a pilot treatment system. The experimental tests were carried out using lengths of 68.4 m and 97.6 m for the HTF, these lengths were combined with flow rates of 0.25, 0.5, 0.75, 1 and 2 l/s, as well as raw water turbidity of 10, 20, 50, 50, 100 and 200 NTU, giving a total of 50 tests, all tests were conducted in duplicate from January to December 2020. Turbidity and color were used as the main parameters to determine the efficiency of the HTF, for which it was necessary to take water samples in the settling tank and filter of the pilot system and the conventional system. In addition, hydraulic characteristics such as retention time and velocity gradient were evaluated. The results determined that the removal efficiency (RE) in the pilot system with HTF was 98.77 % for turbidity and 99.92 % for color at the filter outlet, while in the "Bayas" DWTP the RE was 98.78 % for turbidity and 100 % for color. In both systems, the parameters complied with the standards for drinking water distribution according to INEN 1108.

Keywords: Water treatment. Drinking water. Flocculator. Turbidity. Aluminum sulfate. Removal efficiency.



LISTA DE ABREVIATURAS

Al	Aluminio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
ER	Eficiencia de remoción
Fe	Hierro
FTH	Floculador Horizontal Tubular
FP	Filtro piloto
G	Gradiente de velocidad
JAAP	Junta de Administración de agua potable
l/s	Litros por segundo
mg/l	Miligramos por litro
MON	Materia Orgánica Natural
NaCl	Cloruro de Sodio
NTU	Unidad Nefelométrica de Turbidez
OMS	Organización Mundial de la Salud
PTAP	Planta de Tratamiento de Agua potable
Pt-Co	Unidades de Platino - Cobalto
PVC	Policloruro de Vinilo
s	Segundo
SH	Sustancias Húmicas
SP	Sedimentador piloto
TAC	Turbiedad de agua cruda
TDS	Sólidos disueltos totales
TRR	Tiempo de Retención Real
TRT	Tiempo de Retención Teórico
um	Micrómetro

**TABLA DE CONTENIDO**

RESUMEN	2
DEDICATORIA.....	19
CAPÍTULO I.....	20
INTRODUCCIÓN	20
1.1 ANTECEDENTES.....	20
1.2 PROBLEMÁTICA.....	21
1.3 OBJETIVOS	22
1.3.1 Objetivo General.....	22
1.3.2 Objetivos Específicos	22
1.4 JUSTIFICACIÓN	23
CAPÍTULO II : MARCO TEÓRICO	24
2.1 AGUA POTABLE	24
2.2 PARÁMETROS FÍSICOS	24
2.2.1 Turbiedad.....	24
2.2.2 Color	25
2.2.3 Temperatura.....	25
2.2.4 Conductividad eléctrica	26
2.3 PARÁMETROS QUÍMICOS	26
2.3.1 pH	26
2.3.1.1 Acidez.....	26
2.3.1.2 Alcalinidad	27
2.3.2 Nitratos	27
2.3.3 Sulfatos	27
2.3.4 Fosfatos.....	27
2.3.5 Cloruros	28
2.4 PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS.....	28
2.4.1 Escherichia Coli.....	28
2.5 NORMATIVA	28
2.6 TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE	30
2.6.1 Mezcla rápida	30
2.6.2 Coagulación	30



2.6.2.1 Sulfato de Aluminio como coagulante.....	31
2.6.2.2 Dosis óptima de coagulante	32
2.6.2.3 Influencia del pH	32
2.6.3 Floculación	33
2.6.4 Sedimentación	34
2.6.5 Filtración.....	36
2.7 TIPOS DE FLOCULADORES.....	37
2.7.1 Floculadores Hidráulicos.....	37
2.8 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA FLOCULACIÓN	38
2.8.1 Tiempo de retención	38
2.8.2 Gradiente de velocidad	38
2.9 PARTÍCULAS AGREGADAS	39
2.9.1 Tipos de agregados	39
2.9.2 Propiedades de los agregados	40
2.9.3 Rotura y Reagrupación de agregados	40
2.9.4 Rol del Polímero.....	41
2.10 ANÁLISIS DEL TIEMPO DE RETENCIÓN Y GRADIENTE HIDRÁULICO DEL PROCESO DE FLOCULACIÓN USANDO TRAZADORES	43
2.11 ASPECTOS HIDRÁULICOS DEL FTH	44
CAPÍTULO III : METODOLOGÍA.....	45
3.1 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	45
3.2 DISEÑO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO PILOTO	46
3.2.1 Diseño del floculador tubular horizontal	46
3.2.2 Diseño del sedimentador alta tasa	47
3.2.3 Diseño del sistema de filtración	49
3.3 CONSTRUCCIÓN DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO	50
3.3.1 Floculador tubular horizontal	50
3.3.2 Sedimentador de alta tasa	50
3.3.3 Filtro rápido	51
3.4 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS HIDRÁULICOS DEL FTH.....	51
3.4.1 Cálculo del tiempo de retención teórico	51
3.4.2 Determinación del tiempo de retención real.....	52



3.4.3 Determinación del gradiente de velocidad	53
3.5 DETERMINACIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULANTE Y FLOCULANTE APLICADA	57
3.5.1 Determinación de dosis óptima de coagulante	57
3.5.2 Determinación de dosis óptima de polímero	59
3.6 ANÁLISIS EXPERIMENTAL DE LA EFICIENCIA DEL FLOCULADOR TUBULAR HORIZONTAL	59
3.6.1 Muestreo y análisis de parámetros para determinar la eficiencia.....	59
3.6.2 Operación del sistema piloto	60
3.6.3 Longitudes del FTH, caudales y turbiedades de operación	61
3.6.4 Eficiencia de Remoción.....	62
3.7 ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	63
3.7.1 Estadística descriptiva de parámetros determinados	63
3.7.2 Coeficientes de relación entre variables	63
3.7.3 Prueba estadística	64
CAPÍTULO IV : RESULTADOS Y DISCUSIONES	66
4.1 EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO PILOTO	66
4.1.1 Dimensiones del FTH piloto	66
4.1.2 Dimensiones del sedimentador de alta tasa.	67
4.1.3 Dimensiones del sistema de filtración.....	69
4.2 EVALUACIÓN DEL TIEMPO DE RETENCIÓN TEÓRICO Y REAL	71
4.2.1 Evaluación de tiempo de retención teórico	71
4.2.2 Evaluación de tiempo de retención real.....	72
4.3 EVALUACIÓN DEL GRADIENTE DE VELOCIDAD	74
4.4 EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRAÚLICO DEL FTH MEDIANTE EL MÉTODO SIMPLIFICADO DE WOLF RESNICK	76
4.5 EVALUACIÓN DE LA DOSIS DE COAGULANTE.....	78
4.6 TURBIEDAD Y COLOR A LA SALIDA DE LAS UNIDADES DEL SISTEMA PILOTO Y PTAP "BAYAS".....	80
4.6.1 Turbiedad y color a la salida del sedimentador	80
4.6.2 Turbiedad y color a la salida del filtro.....	83
4.7 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE TURBIEDAD Y COLOR EN EL SISTEMA ESTUDIADO	85



4.7.1 Eficiencia de remoción en sedimentador	85
4.7.2 Eficiencia de remoción en filtro piloto	88
4.8 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE TURBIEDAD Y COLOR EN LOS SISTEMAS ESTUDIADOS	92
4.8.1 Eficiencia de remoción de la turbidez y color en el sedimentador del sistema piloto variando las longitudes del FTH y de la PTAP Bayas	92
4.8.2 Eficiencia de remoción de la turbidez y color en los filtros del sistema piloto variando longitudes del FTH y de la PTAP Bayas	96
4.9 EVALUACIÓN ESTADÍSTICA	99
4.10 MODELO DE ESTIMACIÓN DE REMOCIÓN DE TURBIDEZ	102
4.11 RESUMEN DE COSTOS	103
CAPÍTULO V : CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	107
5.1 CONCLUSIONES	107
5.2 RECOMENDACIONES	108
CAPÍTULO VI : REFERENCIAS BLIBLIOGRÁFICAS	109
CAPÍTULO VII : ANEXOS.....	122
Anexo 1. Dimensiones calculadas para un floculador horizontal de pantallas	122
Anexo 2. Construcción del sistema de tratamiento piloto.....	123
Anexo 3. Equipos utilizados para la medición de parámetros.	124
Anexo 4. Evaluación de parámetros de entrada.	125
Anexo 5. Cálculo del gradiente de velocidad para caudal de 1 l/s y 97.6 m.....	125
Anexo 6. Tablas de gradiente de velocidad real y teórico.	128
Anexo 7. Tablas de concentración y tiempo de los distintos caudales y longitudes.....	130
Anexo 8. Gráficos de Wolf Resnick de los distintos caudales y longitudes.....	139
Anexo 9. Aplicación del modelo simplificado de Wolf-Resnick para caudal de 1 l/s y 141 97.6 m.....	141
Anexo 10. Tablas de eficiencia de remoción de turbiedad y color.....	142

TABLA DE FIGURAS

<i>Figura 1:</i> Técnica de medición de turbidez.	25
<i>Figura 2:</i> Estabilidad de partículas presentes en el agua.....	31
<i>Figura 3:</i> Rango de pH para remoción de contaminantes según el tipo de coagulante.....	33
<i>Figura 4:</i> Proceso de desestabilización de partículas para la formación de flóculos	34



<i>Figura 5:</i> Tipos de modelos en la formación de flóculos	35
<i>Figura 6:</i> Clasificación de zonas de sedimentación	35
<i>Figura 7:</i> Proceso de filtración por gravedad	36
<i>Figura 8:</i> Mecanismos de ruptura de agregados.....	42
<i>Figura 9:</i> Polímero en los mecanismos de formación de flóculos	42
<i>Figura 10:</i> Ubicación de la Planta de Tratamiento de Agua Potable "Bayas"	45
<i>Figura 11:</i> Puntos de inyección y tomas de muestras para el ensayo de trazadores	53
<i>Figura 12:</i> Gráfica de dosificación de sulfato de aluminio para la JAAP "Bayas"	58
<i>Figura 13:</i> Vista frontal del sistema piloto para el tratamiento de agua potable.....	60
<i>Figura 14:</i> Modelo 3D del sistema piloto para el tratamiento de agua potable	71
<i>Figura 15:</i> Tiempos de retención real y teórico de las longitudes del FTH	73
<i>Figura 16:</i> Gradiente de velocidad real y teórico de las longitudes del FTH.....	75
<i>Figura 17:</i> Dosis de coagulante para longitud de 68.4 m.....	79
<i>Figura 18:</i> Dosis de coagulante para longitud de 97.6 m.....	80
<i>Figura 19:</i> Turbiedad en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP "Bayas"	82
<i>Figura 20:</i> Color en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP "Bayas".....	82
<i>Figura 21:</i> Turbiedad en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP "Bayas"	84
<i>Figura 22:</i> Color en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP "Bayas"	85
<i>Figura 23:</i> Eficiencia de remoción de turbiedad en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP "Bayas"	86
<i>Figura 24:</i> Eficiencia de remoción de turbiedad en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m	87
<i>Figura 25:</i> Eficiencia de remoción de color en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP "Bayas"	87
<i>Figura 26:</i> Eficiencia de remoción de color en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m	88
<i>Figura 27:</i> Eficiencia de remoción de turbiedad en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP "Bayas"	90
<i>Figura 28:</i> Eficiencia de remoción de turbiedad en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m	90



<i>Figura 29:</i> Eficiencia de remoción de color en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP “Bayas”	91
<i>Figura 30:</i> Eficiencia de remoción de color en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m	91
<i>Figura 31:</i> Valores máximos y mínimos de eficiencia de remoción de turbiedad en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP “Bayas”	94
<i>Figura 32:</i> Valores máximos y mínimos de eficiencia de remoción de color en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP “Bayas”	95
<i>Figura 33:</i> Eficiencia de remoción de turbiedad y color en los sistemas estudiados a la salida de la unidad de sedimentación	95
<i>Figura 34:</i> Valores máximos y mínimos de eficiencia de remoción de turbiedad en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP “Bayas”	97
<i>Figura 35:</i> Valores máximos y mínimos de eficiencia de remoción de color en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP “Bayas”	98
<i>Figura 36:</i> Eficiencia de remoción de turbiedad y color en los sistemas estudiados a la salida de la unidad de filtración	98
<i>Figura 37:</i> Construcción del FTH piloto.	123
<i>Figura 38:</i> Construcción del sedimentador piloto.	123
<i>Figura 39:</i> Construcción final del sistema de tratamiento piloto.	123
<i>Figura 40:</i> Turbidímetro HACH modelo 2100 Q	124
<i>Figura 41:</i> Equipo de medición de SDT.....	124
<i>Figura 42:</i> Equipo de medición de pH.	124
<i>Figura 43:</i> Colorímetro HACH DR/890.....	124
<i>Figura 44:</i> Medición de caudal por aforo volúmetrico.....	125
<i>Figura 45:</i> Agua cruda de ingreso al sistema piloto.....	125
<i>Figura 46:</i> Muestras de aguade los distintos puntos de muestreos.....	125
<i>Figura 47:</i> Gráficos Wolf Resnick caudal de 0.25 l/s	139
<i>Figura 48:</i> Gráficos Wolf Resnick caudal de 0.5 l/s	139
<i>Figura 49:</i> Gráficos Wolf Resnick caudal de 0.75 l/s.	140
<i>Figura 50:</i> Gráficos Wolf Resnick caudal de 1 l/s.	140
<i>Figura 51:</i> Gráficos Wolf Resnick caudal de 2 l/s.	141

**TABLAS**

Tabla 1: Norma NTE INEN 1108.....	28
Tabla 2: Características de las partículas	39
Tabla 3: Longitudes, caudales y turbiedades experimentales probadas en los ensayos	61
Tabla 4: Interpretación del coeficiente de correlación	64
Tabla 5: Longitudes finales usando tubos y accesorios.....	67
Tabla 6: Parámetros de diseño para el sedimentador de alta tasa.	69
Tabla 7: Especificaciones de los filtros rápidos.	70
Tabla 8: Composición de la grava como soporte.	70
Tabla 9: Tiempo de retención teórico y real del FTH	73
Tabla 10: Gradiente de velocidad teórico y gradiente de velocidad real del FTH	74
Tabla 11: Rangos de gradiente de velocidad y tiempo de retención teórico recomendados para floculadores hidráulicos convencionales	75
Tabla 12: Porcentajes flujo pistón, flujo mezclado y espacios muertos de todos los caudales	77
Tabla 13: Parámetros estadísticos de turbiedad y color a la salida del sedimentador piloto para diferentes caudales previo tratamiento en el FTH	81
Tabla 14: Parámetros estadísticos de turbiedad y color a la salida del filtro piloto para diferentes caudales previo tratamiento en el FTH	83
Tabla 15: Parámetros estadísticos de la eficiencia de remoción de turbiedad y color a la salida del sedimentador piloto para cada caudal y longitud del FTH	85
Tabla 16: Parámetros estadísticos de la eficiencia de remoción de turbiedad y color del filtro piloto para diferentes caudales previo tratamiento en el FTH	89
Tabla 17: Parámetros estadísticos de la eficiencia de remoción de turbiedad y color a través del sedimentador en los sistemas estudiados.....	92
Tabla 18: Parámetros estadísticos de la eficiencia de remoción de turbiedad y color a través del filtro en los sistemas estudiados	96
Tabla 19: Valor p de la eficiencia de remoción en el FTH en sedimentador y filtro	99
Tabla 20: Valor p de la eficiencia de remoción en el FTH y la PTAP "Bayas" en sedimentador y filtro.....	99
Tabla 21: Valor p de la eficiencia de remoción en los caudales del FTH en sedimentador y filtro	101
Tabla 22: Valor p de la eficiencia de remoción en las turbiedades de agua cruda del FTH en sedimentador y filtro	101
Tabla 23: Matriz de correlación de factores influyentes en el sistema de FTH	102



Tabla 24: <i>Modelo de estimación para la remoción de turbidez.</i>	103
Tabla 25: <i>Resumen de materiales y precios utilizados</i>	104
Tabla 26: <i>Especificaciones del sistema piloto y de la PTAP convencional.</i>	105
Tabla 27: <i>Cálculo de gradiente de velocidad para FTH mediante el tiempo de retención teórico</i>	128
Tabla 28: <i>Cálculo de gradiente de velocidad para FTH mediante el tiempo de retención real</i>	129
Tabla 29: <i>Concentración de 97.6 m caudal de 0.25 l/s</i>	130
Tabla 30: <i>Concentración de 68.4 m caudal de 0.25 l/s</i>	131
Tabla 31: <i>Concentración de 97.6 m caudal de 0.5 l/s</i>	132
Tabla 32: <i>Concentración de 68.4 m caudal de 0.5 l/s</i>	133
Tabla 33: <i>Concentración de 97.6 m caudal de 0.75 l/s</i>	134
Tabla 34: <i>Concentración de 68.4 m caudal de 0.75 l/s</i>	135
Tabla 35: <i>Concentración de 97.6 m caudal de 1 l/s</i>	136
Tabla 36: <i>Concentración de 68.4 m caudal de 1 l/s</i>	137
Tabla 37: <i>Concentración de 97.6 m caudal de 2 l/s</i>	137
Tabla 38: <i>Concentración de 68.4 m caudal de 2 l/s</i>	138
Tabla 39: <i>Eficiencias de remoción de turbiedad y color en sedimentador</i>	142
Tabla 40: <i>Eficiencias de remoción de turbiedad y color en filtro</i>	144



Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio
Institucional

Yo, Angel Olmedo Méndez Heredia en calidad de autor y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación “FLOCULACIÓN TUBULAR HORIZONTAL COMO UNA TECNOLOGÍA POTENCIAL SOSTENIBLE PARA LA PROVISIÓN DE AGUA POTABLE EN COMUNIDADES EN DESARROLLO”, 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, 11-08-2021

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Angel Olmedo Méndez Heredia".

Sr. Angel Olmedo Méndez Heredia

C.I: 0104466560



Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio
Institucional

Yo, Alex Fabricio Trelles Agurto en calidad de autor y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación “FLOCULACIÓN TUBULAR HORIZONTAL COMO UNA TECNOLOGÍA POTENCIAL SOSTENIBLE PARA LA PROVISIÓN DE AGUA POTABLE EN COMUNIDADES EN DESARROLLO”, 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, 11-08-2021

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "TRELLES AGURTO".

Alex Fabricio Trelles Agurto

C.I: 1106011651



Cláusula de Propiedad Intelectual

Yo, Angel Olmedo Méndez Heredia, autor/a del trabajo de titulación “FLOCULACIÓN TUBULAR HORIZONTAL COMO UNA TECNOLOGÍA POTENCIAL SOSTENIBLE PARA LA PROVISIÓN DE AGUA POTABLE EN COMUNIDADES EN DESARROLLO”, certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor.

Cuenca, 11-08-2021

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Angel Olmedo Méndez Heredia".

Angel Olmedo Méndez Heredia

C.I: 0104466560



Cláusula de Propiedad Intelectual

Yo, Alex Fabricio Trelles Agurto, autor/a del trabajo de titulación “FLOCULACIÓN TUBULAR HORIZONTAL COMO UNA TECNOLOGÍA POTENCIAL SOSTENIBLE PARA LA PROVISIÓN DE AGUA POTABLE EN COMUNIDADES EN DESARROLLO”, certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor/a.

Cuenca, 11-08-2021

A blue ink signature of Alex Fabricio Trelles Agurto, consisting of several loops and curves.

Alex Fabricio Trelles Agurto

C.I: 1106011651



AGRADECIMIENTOS

Agradecemos principalmente a nuestros padres que con su apoyo nos ayudaron a culminar nuestra carrera universitaria.

También a la Universidad de Cuenca que nos brindó las herramientas y recursos necesarios de una universidad de alto prestigio, con docentes capacitados de alto nivel que supieron aportar en nuestra formación profesional.

Un especial agradecimiento al PhD. Fernando García, un profesor y tutor ejemplar que nos supo brindar su basta experiencia y conocimientos en el tema, además de mostrarnos que es un excelente persona y apoyarnos en todos los aspectos. Además debemos mencionar a la JAAP “Bayas” que nos abrieron las puertas para iniciar este proyecto de investigación, agradeciendo a su personal Administrativo y de campo por su comprensión y apoyo durante todo este tiempo. A todas las personas y amigos que supieron apoyarnos ¡Gracias!.

Angel Méndez

Alex Trelles



DEDICATORIA

Esta tesis es dedicada en primer lugar a mis padres Angel y Blanca que me ayudaron a cumplir este objetivo, brindandome siempre su apoyo incondicional, y como no a mis hermanos y hermanas que fueron un ejemplo para mi formación. Por supuesto también a mis amigos Alex, Darwin y Francisco con los que fuimos parte de este proceso único que es la universidad con vivencias y anécdotas que quedarán impregnadas en nosotros.

Angel Méndez

Esta tesis la dedico especialmente a mis padres, Walter y Marcia, quienes con su apoyo y amor brindado a lo largo de estos años he podido crecer personal y profesionalmente, sin ellos no hubiera sido posible todas las increíbles historias y enseñanzas que tuve en esta universidad. A mis hermanos, quienes han sido un claro ejemplo para superarme en el ámbito profesional, así como personal. A mis amigos Ángel, Darwin y Francisco con quienes he compartido muchos momentos llenos de alegría, felicidad y tristeza tanto en la universidad como fuera de ella, sin duda unas personas clave en mi vida que siempre llevaré en mis recuerdos. También a mis amigos Andrés, Diego y Jaime por brindarme su amistad y compañía a pesar de la distancia, gracias a ellos pude comprobar que las verdaderas amistades permanecen sin importan la distancia. Finalmente, a mi querido y viejo amigo Jiren, por enseñarme que no importa que el obstáculo sea más grande que tú, siempre hay que responder con todo nuestro esfuerzo para superarlo.

Alex Trelles



CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1 ANTECEDENTES

El agua es un elemento esencial para la vida de los seres humanos, siendo indispensable disponer de agua de excelente calidad para llevar una vida digna, para la salud básica y la supervivencia, así como para la producción de alimentos y las actividades económicas de los consumidores (Cassardo & Jones, 2011).

En el año 2015 se crearon los objetivos de Desarrollo Sostenible, el mismo que en el literal sexto propone “garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos”, reafirmando que el agua potable de buena calidad y el saneamiento son esenciales para desarrollo humano. Este derecho es incumplido ya que las comunidades rurales carecen de este servicio, y las pocas comunidades que la poseen consumen agua sin un previo tratamiento lo que dificulta su uso, debido a su color, olor y sabor poco apetecibles, además de poner en riesgo la salud debido a los patógenos que se pueden encontrar en el agua (Machado et al., 2019).

Según datos de la OMS alrededor del 28% de la población mundial consume agua de fuentes potencialmente peligrosas, por este motivo es esencial que el servicio de agua potable sea seguro y se encuentre disponible, abarcando todos los lugares rurales en los que habitan los seres humanos (Miller et al., 2019). Esto conlleva un desafío para los países con bajos y medianos ingresos debido a que en las comunidades rurales se maneja limitados recursos para el desarrollo de infraestructura de agua y saneamiento (Machado et al., 2019).

La calidad del agua que reciben las comunidades ubicadas fuera de la zona urbana es deficiente, debido a la contaminación producto de las distintas actividades domésticas e industriales que afectan a las fuentes de agua. La falta de un proceso de potabilización para que se eliminen los patógenos y contaminantes que se encuentran presentes en el agua cruda, provoca que no se pueda consumir el líquido vital sin riesgo alguno (Hutton & Chase, 2016). Las características del lugar es un factor importante en la elección de un tratamiento de agua para una comunidad, debido a esto en Brasil han creado el Sistema Integrado de Saneamiento Rural, en el que aplican tecnologías de tratamiento de agua potable en las comunidades buscando métodos apropiados que vayan acordes con el cuidado del ecosistema y con el



presupuesto que maneja las comunidades rurales (Enéas da Silva et al., 2013). Dentro de las tecnologías apropiadas para el tratamiento del agua en comunidades en desarrollo se encuentran el uso de membranas, los biofiltros y la floculación hidráulica mediante la adición de biopolímeros, entre otros (Torres et al., 2017).

1.2 PROBLEMÁTICA

Algunas Juntas Administradoras de Agua Potable (JAAP) disponen únicamente de agua entubada, otras poseen plantas de tratamiento pequeñas que no producen la cantidad o calidad de agua deseada, debido a tecnología inadecuada, operación deficiente, falta de capacitación, limitaciones financieras municipales y falta de conocimiento sobre operaciones básicas de tratamiento de agua. El cambio de uso de suelo en las zonas rurales donde se capta el agua cruda para potabilizarla, ha ocasionado que empeore la calidad de la misma, haciendo ineficiente a las Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) existentes en las zonas rurales, debido al mayor nivel de contaminantes que deben remover (Ramos, 2017).

El agua contiene una gran variedad de impurezas tanto solubles como insolubles; entre las últimas predominan los microorganismos, sustancias húmicas y partículas coloidales en general, estas partículas son las encargadas de ocasionar color y turbidez de las aguas. Es por eso, que estas aguas deben ser sometidas a un tratamiento adecuado para que estas sustancias puedan ser removidas, esto se logra a través de los procesos de coagulación y floculación. Un buen proceso de coagulación y floculación es primordial para un eficiente funcionamiento de una planta de potabilización; una deficiente operación de estos procesos afectará etapas siguientes del tratamiento, reduciendo la eficiencia del sistema en general y produciendo agua de mala calidad (Saritha et al., 2017).

La implementación de un floculador convencional requiere de la construcción de una obra civil, para tratar los caudales pequeños que se maneja en las zonas rurales, resulta complicado su construcción, debido a las pequeñas dimensiones del ancho del canal, así como de los tabiques que el floculador debe cumplir, ocasionando inversiones de dinero relativamente altas para las comunidades rurales, las misma que en muchas de las ocasiones no disponen de dichos recursos económicos (Ramos, 2017).



Debido al incremento de la turbidez del agua cruda por factores antropogénicos y climatológicos, así como a los caudales pequeños que se necesita en comunidades en desarrollo, las JAAPs requieren de nuevas tecnologías que permitan una clarificación eficiente del agua. Los bajos caudales que se requiere en las zonas rurales, originan que las PTAPs construidos con hormigón o de metal resultan sumamente costosos para las JAAPs. Es por ello que es importante investigar nuevas tecnologías de potabilización de bajo costo para tratar caudales pequeños en zonas rurales (Chura & Ardiles, 2005). La evaluación experimental de una nueva tecnología de floculación permitirá establecer la eficiencia y factibilidad de implementar esta tecnología de bajo costo en las JAAPs. La implementación de un Floculador Tubular Horizontal (FTH) permitirá reemplazar los canales de hormigón de floculadores convencionales por tubos de PVC, evitando la construcción de una obra civil, además de reducir costos de inversión y espacio físico.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 *Objetivo General*

Evaluar la eficiencia de un floculador tubular horizontal como una tecnología potencial sostenible para la provisión de agua potable en comunidades en desarrollo.

1.3.2 *Objetivos Específicos*

- Implementar un floculador tubular horizontal piloto considerando el diseño de un floculador horizontal convencional de pantallas.
- Analizar experimentalmente la eficiencia del floculador tubular horizontal variando longitud de la tubería, así como caudal y turbiedad del agua cruda.
- Comparar la eficiencia de tratamiento del agua cruda usando el floculador tubular horizontal piloto y el floculador convencional de la planta de la Junta Administradora de Agua Potable Bayas.



1.4 JUSTIFICACIÓN

Garantizar el acceso a un agua que cumpla todos los parámetros de calidad establecidos es un derecho para todas las personas, pero lastimosamente este no se lo cumple, principalmente debido a la distribución de las personas. Mayormente dejan de lado a las comunidades rurales por la lejanía con las ciudades principales, la presencia de pobreza y al número de habitantes, por estos factores no se produce una inversión en infraestructura para mejorar el saneamiento y por ende la calidad de vida se ve afectada (Machado et al., 2019).

Un adecuado saneamiento se caracteriza por la ausencia de materia orgánica disuelta y suspendida en el agua destinada para consumo, es por esta razón la importancia de la implementación de PTAP que permitan la remoción o reducción de los diferentes contaminantes presentes en este recurso, ocasionadas, por fuentes naturales o antropogénicas. Para la implementación de la PTAP se debe tener en cuenta que el sistema debe ser adecuado para las características de la zona en la que se llevará a cabo el proyecto, siempre teniendo en cuenta el cuidado del ecosistema del que surge el recurso agua sin degradar la calidad de la fuente (Torres et al., 2017).

La evaluación experimental de una nueva tecnología de flocculación permitirá establecer la eficiencia y factibilidad de implementar esta tecnología de bajo costo en comunidades en desarrollo. La implementación potencial de un Floculador Tubular Horizontal (FTH) como tecnología sostenible, permitirá reemplazar a los floculadores convencionales construidos de hormigón por tuberías de PVC, evitando la construcción de una obra civil, además de reducción en el espacio físico y costos de inversión.

Un bajo costo por la implementación de PTAP mediante flocculación tubular, beneficiará a las comunidades en desarrollo y que no poseen un suministro de agua potable; siendo una alternativa en la provisión de este líquido esencial para la vida. Esta tecnología es útil para el desarrollo de futuras investigaciones en el ámbito académico y científico, permitiendo seguir con la búsqueda de un desarrollo intelectual así como de las comunidades rurales.



CAPÍTULO II : MARCO TEÓRICO

2.1 AGUA POTABLE

Según el Instituto Ecuatoriano de Normalización (2020) el agua potable también conocida como agua para consumo inocua es aquella que puede ser bebida y que permita la cocción y preparación de alimentos, así como el uso para otras actividades domésticas. La calidad de agua potable es influenciada por la calidad de las fuentes de agua (Li & Wu, 2019). Es esencial la ausencia de organismos patógenos y compuestos que afecten la salud de las personas. Las diferentes organizaciones nacionales e internacionales han elaborado guías o normas que establecen rangos permisibles de los diferentes parámetros analizados en el agua potable, permitiendo garantizar una adecuada calidad de este recurso a los consumidores (Karbasdehi et al., 2018). La demanda de este líquido vital va incrementando debido a la sobre población, expansión urbana e industrialización (BA et al., 2017). Para un control de la calidad de agua potable se analizan parámetros físicos, químicos y microbiológicos.

2.2 PARÁMETROS FÍSICOS

Los parámetros físicos usados para el análisis del agua potable se clasifican en turbiedad, color, olor, sabor, temperatura, sólidos y conductividad eléctrica (Hassan, 2020).

2.2.1 Turbiedad

La turbiedad o turbidez del agua es causada por la presencia de partículas en suspensión. En términos generales una alta calidad de agua está relacionada con bajos valores de turbiedad y por su bajo costo la turbiedad es el parámetro usado para relacionar la calidad de agua de un proceso de tratamiento de agua. Se debe tomar en cuenta que el número de partículas presentes en el agua no tiene relación directamente proporcional con la turbiedad, de igual manera con la calidad bacteriológica. La nefelometría es la técnica usada en la actualidad por los turbidímetros, permite medir la cantidad de luz dispersada por medio de las partículas presentes en el agua (He & Nan, 2012; Rahmanian et al., 2015; Yao et al., 2014).

Según Lawler (2019) la Unidad Nefelométrica de Turbidez (NTU) es la unidad usada por el turbidímetro o también llamado transmisor o absorciómetro. La figura 1 representa la incidencia de luz a través de una muestra hacia el fotodetector; las partículas en suspensión ocasionan la dispersión y absorción de la fuente luminosa.

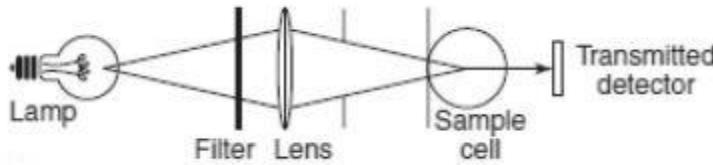


Figura 1: Técnica de medición de turbidez.
Fuente: Lawler (2019)

2.2.2 Color

La causa de color y olor del agua se debe a la presencia de materia orgánica natural (MON). La MON puede impedir la remoción de metales como el Manganese y Hierro; así como provocar crecimiento bacteriano en la red de distribución del agua (Qin et al., 2006).

La MON se caracteriza por la presencia de sustancias húmicas (SH) que son transportadas hacia los cuerpos de agua por la escorrentía de sedimentos; el color del agua se debe a la presencia de SH (Campos et al., 2007). El humus natural es responsable del color amarillo/café del agua (Popova et al., 2020).

Los sedimentos suspendidos son la causa de una coloración alta. El color aparente se refiere al color medido con la presencia de sedimentos suspendidos, mientras que el color verdadero representa el color cuando han sido removidos los sedimentos suspendidos (Mitchell & McDonald, 1991).

El colorímetro es un instrumento muy usado para la determinación de color. La técnica usada por los colorímetros requiere de una muestra en blanco para calibrar o encerar, los resultados de las muestras analizadas son expresadas en unidades de transmitancia o absorbancia (Anzalone et al., 2013).

2.2.3 Temperatura

La temperatura es un parámetro que influye en la cantidad de oxígeno que puede estar



presente en el agua, ya que a temperaturas altas la presencia de oxígeno disminuye afectando así a parámetros como la DQO y DBO del agua. Se ha demostrado que la temperatura puede afectar a los procesos de sedimentación del agua (Verma & Singh, 2013).

2.2.4 Conductividad eléctrica

Es la capacidad que tiene un fluido para el transporte de corriente eléctrica; los elementos como el calcio, sodio, manganeso, potasio y cloro poseen esta habilidad de transportar la corriente eléctrica a través del agua. Este parámetro permite determinar la cantidad de sólidos disueltos o minerales presentes en los fluidos (Rahmanian et al., 2015). Los instrumentos actuales permiten una medición en campo fiable y rápida de la conductividad eléctrica (McCleskey et al., 2011).

La conductividad no posee efectos adversos en la salud de las personas. Sin embargo altos valores de conductividad ocasionan que el agua presente un sabor mineral promoviendo que no sea apetecible para los consumidores; en las industrias esto puede provocar corrosión en las tuberías y calderas (Rahmanian et al., 2015).

2.3 PARÁMETROS QUÍMICOS

2.3.1 pH

El potencial Hidrógeno o pH es un parámetro que identifica la concentración de iones hidrógeno que posee el agua u otra sustancia química, en la que se identifica si está es un ácido o base, medido en un rango de cero a catorce. El agua para consumo humano debe estar lo más cercano a siete es decir neutro (Verma & Singh, 2013). Este parámetro puede verse afectado por la contaminación existente en el entorno de los cuerpos de agua alterando así otros parámetros químicos que modifican las condiciones del medio y por ende la biota presente en la misma (Srivastava, 2013).

2.3.1.1 Acidez

La acidez se refiere a la cantidad de iones Hidronio presentes en el agua, además de algunos metales en dilución como Al y Fe. Estos afectan el equilibrio de los carbonatos y por ende el



estado neutro del agua. El tratamiento de aguas ácidas es esencial ya que pueden resultar ser nocivas para el ser humano (Valverde & Caicedo, 2019).

2.3.1.2 Alcalinidad

Por otro lado nos referimos a alcalinidad del agua como la capacidad de reacción con iones Hidrógeno. Cuando el agua es alcalina cuando existe un desequilibrio por la cantidad de carbonatos y bicarbonatos presentes, lo que afecta en la dureza del agua provocando principalmente ciertos daños en las tuberías de distribución como corrosión y taponamientos, debido a la incrustación de cristales (Petro & Wees, 2014).

2.3.2 Nitratos

Es un ion producto de la oxidación del nitrógeno, al igual que los nitritos (WHO, 2016). El sector de la agricultura mediante el uso de fertilizantes químicos incorpora nitratos a los cuerpos de agua. En altas concentraciones provocan la degradación de la calidad de agua debido al crecimiento excesivo de algas, este proceso se llama eutrofización (Hassan, 2020).

2.3.3 Sulfatos

La percolación de depósitos de sulfato tanto de magnesio como de sodio provocan las altas concentraciones de sulfatos en el agua. Efectos laxantes ocasiona el consumo de agua con altas concentraciones, sin embargo no produce efectos perjudiciales a la salud (Hassan, 2020).

2.3.4 Fosfatos

La introducción de fosfatos al agua es ocasionada por las descargas residuales municipales, así como las industriales. Las principales industrias que aportan fosfatos tanto al agua como al suelo son la zootecnia y la agricultura (Vasudevan et al., 2008). Los fosfatos también son una de las causas que permiten el crecimiento de algas tóxicas, provocando la eutrofización (Hu et al., 2018).



2.3.5 Cloruros

Es una medida de la salinidad presente en el agua, su incremento provoca la corrosividad del mismo. No provocan efectos nocivos a la salud de las personas, sin embargo en altas concentraciones posee un característico sabor salado que ocasiona que los consumidores sientan disgusto al probarla (Hassan, 2020).

2.4 PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

2.4.1 *Escherichia Coli*

Los coliformes patógenos son un grupo de bacterias que son encontradas en las aguas residuales domésticas, debido a que están presentes en el tracto intestinal de las personas. La *Escherichia coli* o *E. coli* es la bacteria más común presente en las aguas negras. Alrededor de 3 millones de este patógeno están presentes por cada 100 mL de agua residual que no ha sido tratada. El agua que ha sido contaminada por excretas siempre tendrá la presencia de *E. coli*. Comúnmente se usan dos métodos para detectar la presencia de coliformes, la fermentación por tubo múltiple y por filtro de membrana (Hassan, 2020).

2.5 NORMATIVA

En los Anexos A, B, C, D, E y F de la norma NTE INEN 1108 se presentan los diferentes métodos de ensayo y límites máximos permisibles de los parámetros que debe cumplir el agua potable para su posterior distribución a los consumidores (NTE INEN 1108, 2020).

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 *Turbidez*.

^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 ooquistas/ 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)



2.6 TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE

La potabilización conlleva varios procesos en los que intervienen procesos físico-químicos, uso de compuestos químicos y tecnologías, que mediante su integración pretende obtener agua de calidad, removiendo turbidez, patógenos, color, etc. Dentro de un proceso de tratamiento convencional se involucran procesos como mezcla rápida, coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección (Garfí et al., 2016).

2.6.1 Mezcla rápida

Se refiere a la dispersión del coagulante de manera uniforme en el agua, esta dispersión es esencial para la remoción de turbiedad. El ion hidróxido y iones metálicos producto de la hidrólisis de coagulantes con base en Al^{+3} y Fe^{+3} son formados en un periodo de 10^{-4} a 1 segundo; la precipitación del hidróxido de aluminio se lleva a cabo alrededor de los 7 segundos (Ghernaout & Boucherit, 2015).

Según Du et al., (2020) la mezcla rápida hace referencia a la coagulación mientras que la mezcla lenta a la floculación. (BinAhmed et al., 2015) tanto la mezcla rápida como la mezcla lenta afectan el tamaño de los flóculos formados. En aguas muy turbias, la mezcla rápida se vuelve más esencial al incidir en el aumento de las colisiones entre las partículas para una floculación eficiente.

2.6.2 Coagulación

Consiste en la agregación de las partículas presentes en el agua mediante la desestabilización de los coloides cargados negativamente (Ghernaout, 2020; Swetland et al., 2014). Durante la coagulación las partículas agregadas forman el flóculo (floc), que llegan a ser removidos por el proceso de sedimentación. Coagulación es el tratamiento usado generalmente previo al proceso de sedimentación y filtración (Jiao et al., 2017).

La presencia de los coloides cargados negativamente en el agua atraen a los cationes (iones con carga positiva) formando una doble capa eléctrica o capa de Stern; adicional se forma una capa difusa con los cationes circundantes al coloide pero con menor fuerza de atracción debido a la repulsión de los cationes que forman la capa de Stern representada en la figura 2. Los coloides negativos y la doble capa (capa de Stern y capa difusa) forman un estado de

carga neutra que impide la aglomeración de los diferentes coloides presentes en el agua (Ghernaout, 2020).

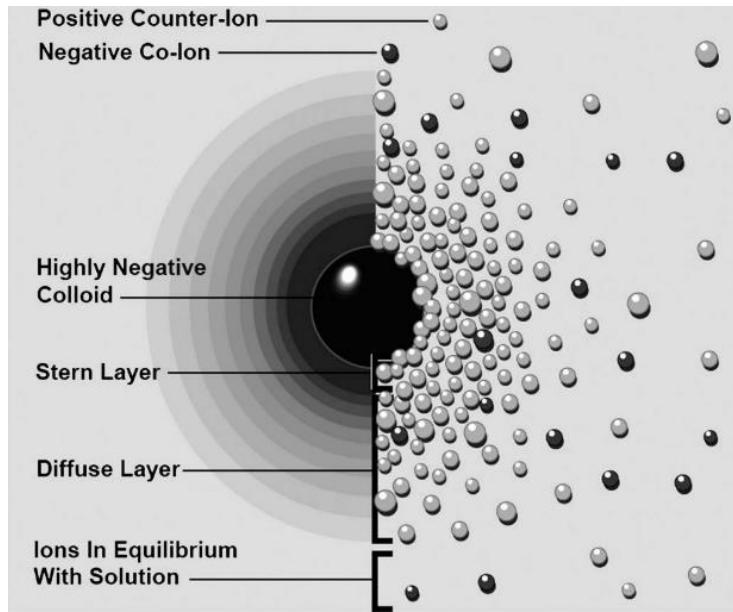


Figura 2: Estabilidad de partículas presentes en el agua.
Fuente: Ghernaout (2020)

La remoción de turbiedad en agua cruda puede ser llevada a cabo con diferentes coagulantes como el cloruro férrico $[FeCl_3]$, sulfato férrico $[Fe_2(SO_4)_3]$, policloruro de aluminio $[Al_n(OH)_mCl_{(3n-m)}]$ y sulfato de aluminio $[Al_3(SO_4)_4]$ en rangos de pH respectivos (Asharuddin et al., 2019; Qin et al., 2006).

Con el uso de sales de aluminio, los mecanismos presentes en la formación del floculo son la flocculación por barrido y la neutralización de carga o adsorción (Ghernaout, 2020; Kim et al., 2020). La neutralización de carga es el mecanismo presente en mayor proporción; el sulfato de aluminio es el coagulante más usado para el tratamiento de agua potable (Matilainen et al., 2005).

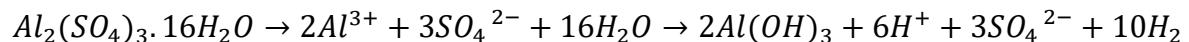
2.6.2.1 Sulfato de Aluminio como coagulante

El sulfato de aluminio por las ventajas que presenta es uno de los coagulantes inorgánicos más utilizados en las PTAP, debido a la eficiente remoción de sustancias húmicas, así como



a su bajo costo. Este coagulante posee aluminio trivalente lo que provoca que al adicionararse con agua se generen flocs de hidróxido de aluminio (Brandt et al., 2017).

(Widiyanti, 2019) expresa que para sulfato de aluminio, el ion del metal hidroliza a ion hidrógeno e hidróxido de aluminio obedeciendo la siguiente reacción:



2.6.2.2 Dosis óptima de coagulante

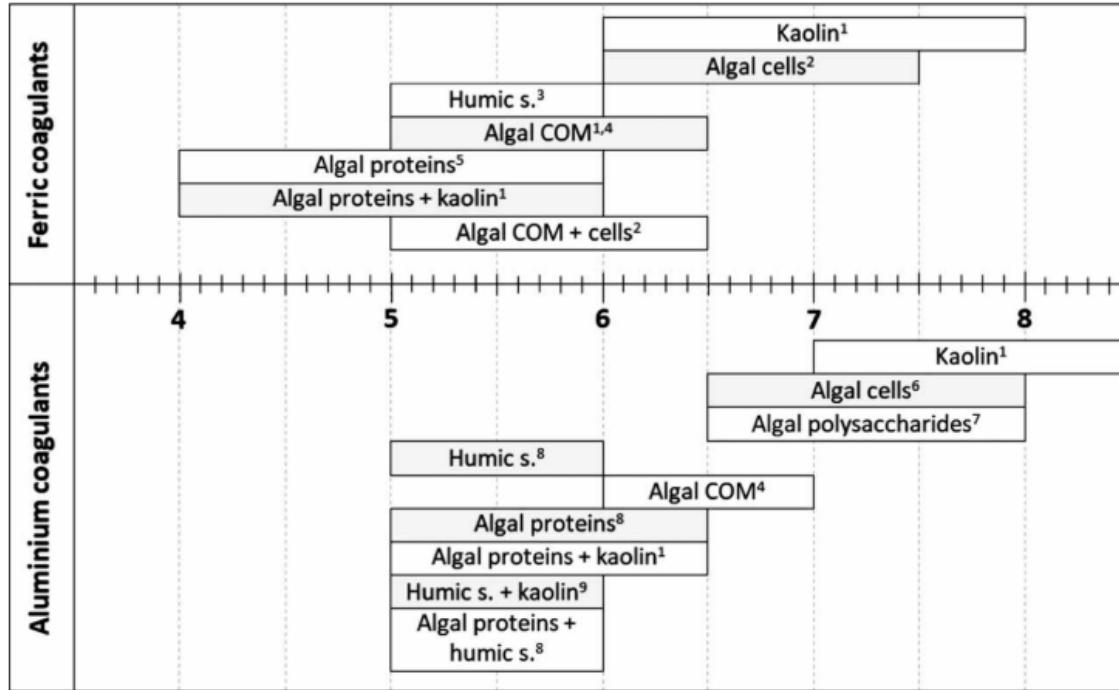
La repulsión electrostática evita la agregación de los coloides en dosis bajas de coagulante debido a la carga negativa presente en los coloides; en dosis altas de coagulante también impiden la agregación de coloides por la repulsión electrostática de las partículas cargadas positivamente (Swetland et al., 2014).

Altas dosis de coagulante provocan un incremento en la cantidad del lodo formado, ocasionando una reducción en los niveles de pH; cuando esto sucede se debe añadir productos alcalinos que permitan mantener el pH en el rango de una coagulación efectiva. Bajas dosis de coagulante ocasionan la presencia de metales residuales, esto puede provocar el incremento de la turbiedad del agua tratada (Matilainen et al., 2005).

2.6.2.3 Influencia del pH

Para la optimización del proceso de coagulación se debe controlar los valores de pH. Este parámetro afecta las impurezas a remover debido al cambio en los mecanismos de coagulación (Jiao et al., 2017). Ghernaout & Boucherit (2015) recomiendan que para la remoción de turbiedad los valores de pH sean entre 5 a 8.5 para sales de Fe^{+3} mientras que para alumbre entre 5.5 a 7.5; sin embargo de Oliveira & Teixeira (2017) sugiere rangos de pH entre 6 a 8 para la remoción de este parámetro. Naceradska et al. (2019) plantea que para la remoción de turbiedad con coagulantes basados en Fe^{+3} y Al^{+3} , el valor de pH sea cercano al neutro. La figura 3 representa los diferentes rangos de pH según el coagulante empleado, para la remoción de diferentes partículas contaminantes como proteínas de algas, células de

algas, caolín, sustancias húmicas, materia orgánica celular de algas y las diferentes combinaciones de estas partículas.



COM = Cellular Organic Matter; Humic s. = humic substances

Figura 3: Rango de pH para remoción de contaminantes según el tipo de coagulante.

Fuente: Naceradska et al. (2019)

2.6.3 Floculación

La floculación es un proceso de colisiones provocadas por un proceso de mezcla lenta, donde se da la formación de flocs de mayor densidad para su posterior precipitación (Shammas, 2005). En el proceso de mezcla lenta se produce el choque de partículas desestabilizadas por la adición de floculante, aquí se involucran distintas fuerzas de atracción y de repulsión como son la fuerza electrostática y de Van der Waals, que en conjunto provocan la unión de partículas (Brandt et al., 2017). En la figura 4 se detalla el proceso de formación de flóculos.

Según Oyegbile et al. (2016) hay tres mecanismos de transporte que originan la colisión de partículas:

- 1) Movimiento Pericinético: Partículas con diámetro < 1um
- 2) Movimiento Ortocinético Partículas con diámetro entre 1 – 40 um

- 3) Sedimentación diferencial: Partículas con diámetro > 40um

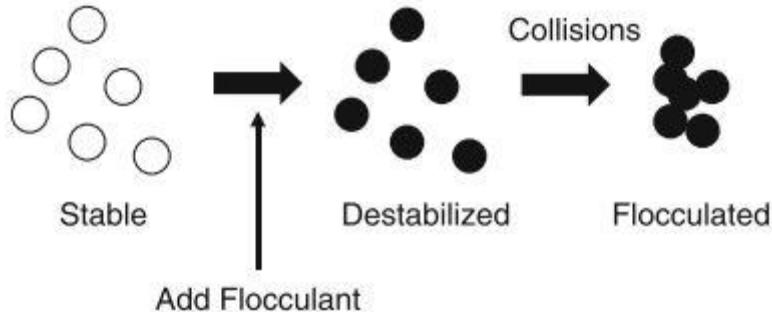


Figura 4: Proceso de desestabilización de partículas para la formación de flóculos.

Fuente: Gregory (2013)

Las partículas presentes en el agua cruda son los coloides ($0.01 - 0.1 \mu\text{m}$) y los sólidos pequeños ($10 - 100 \mu\text{m}$). Es crucial la formación de partículas agregadas o flóculos a partir de partículas pequeñas (Yao et al., 2014). La formación de agregados fuertes y voluminosos son esenciales para la clarificación del agua por medio de sedimentación y posterior filtración (Bubakova et al., 2011).

Existen dos modelos de formación de flóculos que son representados en la figura 5, modelo de serie (a) y modelo paralelo (b) cuya estructura es de raspberry y onion respectivamente (Oyegbile et al., 2016).

- Modelo en serie: los flóculos se forman y se densifican primero mediante la floculación ortocinética, luego aplicando la energía mecánica necesaria.
- Modelo paralelo: En este modelo la floculación ortocinética y la energía mecánica se producen simultáneamente. Los microflóculos se unen en la superficie debido al movimiento del agua mediante puentes de polímero.

2.6.4 Sedimentación

La sedimentación como proceso posterior a la coagulación y floculación permite el asentamiento por gravedad de flóculos voluminosos en el reactor (Abkar et al., 2019). Según Gregory (2013) en el sedimentador se forman 3 zonas (clara, de asentamiento y de compresión). En la parte inferior del sedimentador se encuentra la zona de comprensión,

formada por un manto de lodos debido al peso de los flocs en la suspensión, además se forma la interfaz del líquido claro ubicada en la parte superior y de asentamiento, en donde las partículas sedimentan a diferentes velocidades, estas zonas son expresadas en la figura 6.

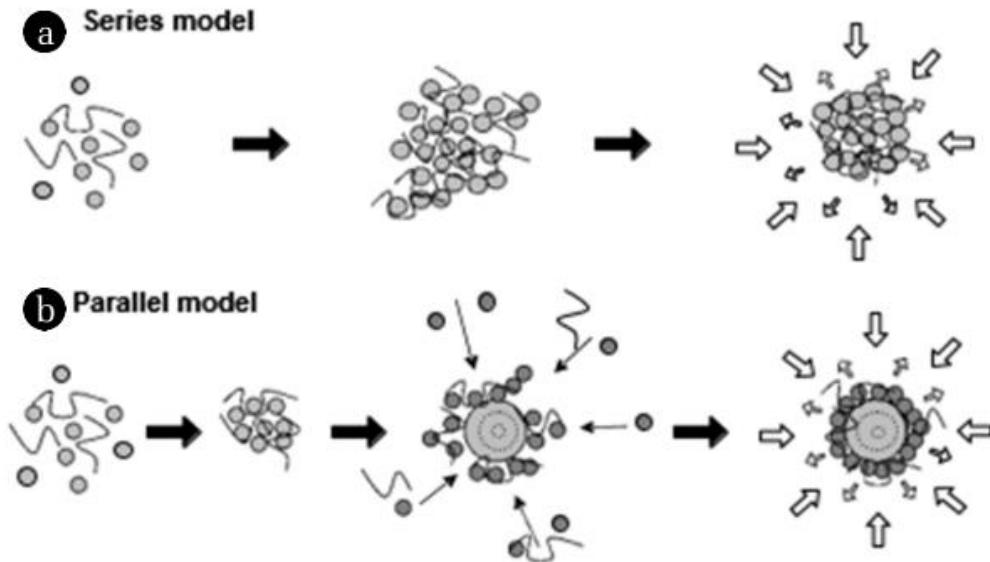


Figura 5: Tipos de modelos en la formación de flóculos
Fuente: Oyegbile et al. (2016)

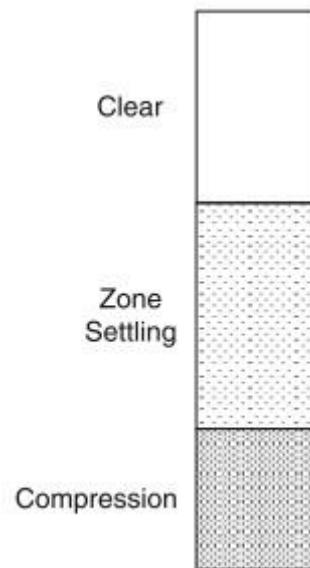


Figura 6: Clasificación de zonas de sedimentación
Fuente: Gregory (2013)

El tiempo de sedimentación para los macroagregados, microagregados y agregados primarios es de 5 minutos, 5 a 60 minutos y 60 a 440 minutos respectivamente. Sin embargo las partículas no agregadas no llegan a sedimentar debido a que no son influenciadas por la gravedad (Bubakova et al., 2011). Las partículas más largas y de mayor peso sedimentarán más rápido que las partículas pequeñas (Nan et al., 2016).

2.6.5 Filtración

La filtración por gravedad es un método ampliamente usado para la separación de sólidos remanentes en el agua, debido al ahorro de energía, fácil operación y diseño (Iritani et al., 2008). La figura 7 representa el proceso de filtración de un líquido a través de un lecho filtrante; las partículas en suspensión que no han sido removidas por la sedimentación quedan retenidas en los vacíos del lecho granular y en los poros de la membrana formando una torta de filtro (Gregory, 2013).

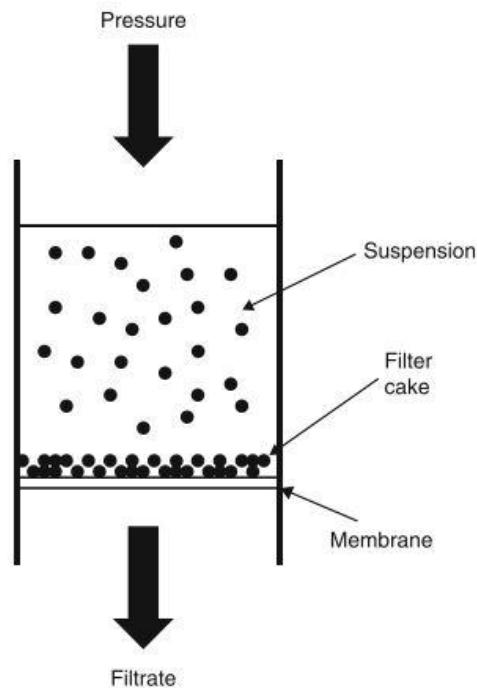


Figura 7: Proceso de filtración por gravedad.
Fuente: Gregory (2013)

Según Bubakova & Pivokonsky (2012) y Jiao et al. (2017) la eficiencia de los filtros se



encuentra en función de las propiedades físico-químicas de las partículas del agua. Estas variables son definidas por las características del agua cruda y afectadas por los tratamientos previos a la filtración.

2.7 TIPOS DE FLOCULADORES

Los floculadores son también llamados reactores formadores de flóculos (D. Oliveira & Teixeira, 2019). Existen diferentes tecnologías que permiten la generación de flóculos; los floculadores mecánicos y los floculadores hidráulicos son los sistemas más usados en el tratamiento de agua potable (Ismail et al., 2012). En países desarrollados es muy común el uso de floculadores mecánicos, sin embargo en países en vías de desarrollo no es sustentable el uso de estos floculadores mecánicos debido al consumo energético, reemplazo de piezas en mal estado y mantenimiento constante que este representa. Una alternativa para estos países son los floculadores hidráulicos, los cuales no necesitan de una fuente externa de energía (Liu et al., 2004).

2.7.1 *Floculadores Hidráulicos*

En este tipo de floculadores el agua dosificada con coagulante circula a través de baffles o pantallas, estos pueden ser de flujo horizontal o vertical. La ventaja de estos reactores son el mantenimiento y la simplicidad del control operacional, mientras que la principal desventaja es por los elevados valores del gradiente de velocidad \bar{G} cuando el agua circula en las curvas de las pantallas o baffles (Ismail et al., 2012).

Según Carissimi & Rubio (2005) la floculación también se puede realizar mediante el uso de tuberías que permitan la agitación del agua para la formación de floes. El beneficio de estos reactores tubulares es el bajo costo económico, fácil instalación y reducción de zonas muertas o cortocircuitos.

Para el diseño de floculadores se debe considerar que haya una mezcla uniforme del fluido a través del reactor que permita las condiciones para la colisiones entre partículas así como las colisiones en las paredes del reactor o baffles (Oyegbile et al., 2016). Sin embargo el



empirismo es tomado en cuenta para la elaboración de diseños de floculadores en lugar de una comprensión sobre los procesos físicos y químicos que ocurren en el tratamiento de agua (Swetland et al., 2014).

2.8 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA FLOCULACIÓN

Según Widiyanti (2019) la floculación es un proceso complejo debido a que varios factores intervienen en él, por este motivo es esencial conocer cuáles son los más importantes para así poder controlar estos parámetros y hacer que se dé con éxito la formación de floculas para su posterior sedimentación. Dentro de estos parámetros se encuentran:

- Características del agua a tratar (pH, turbiedad, temperatura)
- Tipo de coagulante (inorgánico u orgánico)
- Concentración del coagulante
- Mezcla rápida eficiente
- Uso de coadyuvantes
- Turbulencia del flujo (mezcla lenta)

2.8.1 Tiempo de retención

Es definido como la cantidad de tiempo en el que una partícula de agua recorre la distancia completa del floculador, desde el ingreso hasta la salida del reactor (Gerardi, 2002). Según Lastra (2010) para poder determinar la floculación en el reactor se consideran dos variables como son gradiente de velocidad y tiempo de retención (t), el último varía entre: 10-30 minutos, al igual que Garland et al. (2017) para la formación de flóculos, t debe estar comprendido en el mismo rango. Cuando t es menor al valor recomendado, la colisión de partículas es muy limitada afectado en el tamaño de los floes.

2.8.2 Gradiente de velocidad

El gradiente de velocidad es un parámetro que se utiliza para identificar el grado de mezcla en el sistema y depende del tipo de flujo del fluido. En régimen laminar \bar{G} permanece



constante mientras que en régimen turbulento, \bar{G} presenta fluctuaciones; En cualquier régimen sea laminar o turbulento la agregación de partículas ocurre con las siguientes etapas: desestabilización de cargas; colisión o adhesión de partículas, formación de flóculo o partículas agregadas y deformación (Oyegbile et al., 2016).

Los agregados que predominan en la suspensión cuando $\bar{G} > 100 \text{ s}^{-1}$ son microagregados; mientras que en valores de $\bar{G} < 100 \text{ s}^{-1}$ la suspensión llega a ser más heterogénea teniendo presentes agregados pequeños tales como microagregados y agregados primarios, y los agregados largos como macroagregados (Bubakova et al., 2011).

El número de Camp ($\bar{G}t$) es una variable tomada en cuenta para el diseño de floculadores, representa el producto del gradiente de velocidad (\bar{G}) y el tiempo de retención (t). Para flujos turbulentos $\bar{G}t$ debe estar comprendido entre 20000 – 75000, sin embargo este rango no es aplicable para flujos laminares. Esta variable puede ser controlada disminuyendo t cuando los valores de \bar{G} son muy elevados o viceversa (Garland et al., 2017).

2.9 PARTÍCULAS AGREGADAS

2.9.1 Tipos de agregados

Bubakova et al. (2011) categoriza los agregados en cuatro grupos en función de la velocidad de sedimentación y tamaño; la formación de los agregados obedece el siguiente esquema: Partículas no agregadas → Agregados primarios → Microagregados → Macroagregados. En la tabla 2 se representa el tamaño y tecnología de separación de estos agregados.

Tabla 2: Características de las partículas

Nombre de Grupo	Tamaño de agregado	Tecnología de separación
Partículas no agregadas	< 0.005 mm	Coagulación o agregación y filtración
Agregados primarios	0.005 - 0.05 mm	Filtración directa
Microagregados	0.05 – 1 mm	Clarificación y filtración
Macroagregados	> 1 mm	Sedimentación y filtración

Fuente: Bubakova et al, (2011)



Las partículas del tamaño de 1 – 10 μm representan un desafío en la remoción a través del proceso de filtración, debido a que pueden pasar a través de los vacíos del lecho filtrante o provocar colmatación o sobrecarga en el filtro (Fabrizi et al., 2010; Jiao et al., 2017).

2.9.2 Propiedades de los agregados

Las propiedades dependen de las condiciones en las que fueron formados los agregados, Bubakova & Pivokonsky (2012) dividen a estas condiciones en dos grupos:

1. Condiciones fisicoquímicas: Tipo y dosis de coagulante, temperatura, pH y alcalinidad.
Influencian en la desestabilización de las partículas
2. Condiciones hidrodinámicas: Gradiente de velocidad, tiempo de mezcla, distribución del campo de velocidad, etc.
Influencian en la agregación de coloides así como la forma, tamaño y estructura de los agregados.

El tamaño y la tasa de crecimiento de flóculos también son influenciados por las diferentes turbiedades en el agua cruda. En agua cruda con turbiedades altas los flóculos crecen más rápido y más largos (Jiao et al., 2017). La eficiencia de la coagulación determina las propiedades de los flóculos, esta es evaluada mediante el tamaño y la estructura del flóculo después del proceso. La eficiencia se ve afectada por la velocidad de la mezcla lenta y la mezcla rápida (Nan et al., 2016).

2.9.3 Rotura y Reagrupación de agregados

La adhesión o rotura de flóculos previamente formados durante la floculación es provocada por las condiciones fisicoquímicas e hidrodinámicas dentro del reactor. En los bordes de los bafles o pantallas de floculadores hidráulicos se generan zonas de alta turbulencia, estas zonas pueden provocar la rotura de flóculo (Vadasarukkai et al., 2011). Baja densidad, tamaño pequeño y una fuerza débil de los flóculos son factores que influyen en la rotura de flóculos y sedimentación (Jiao et al., 2017).



Para un tratamiento exitoso es primordial minimizar la rotura de flóculos. Las partículas residuales que no han sido removidas mediante la separación líquido-sólido pueden afectar la turbiedad del agua tratada (Fabrizi et al., 2010). Sin embargo en la práctica es común el crecimiento y la rotura de flóculos o agregados (Nan et al., 2016).

La velocidad de la mezcla lenta es un parámetro tomado en cuenta tanto para el crecimiento y la rotura de flóculos. El comportamiento de la turbiedad residual al incrementar la velocidad de mezcla es diferente en las tres fases (antes, durante y después de la rotura). Ligero aumento de turbiedad residual en la primera fase, aumento de turbiedad residual en la segunda fase y disminución de la turbiedad en la tercera fase. Es común el crecimiento de los agregados que han sido formados por neutralización de carga o adsorción después de la rotura (Nan et al., 2016).

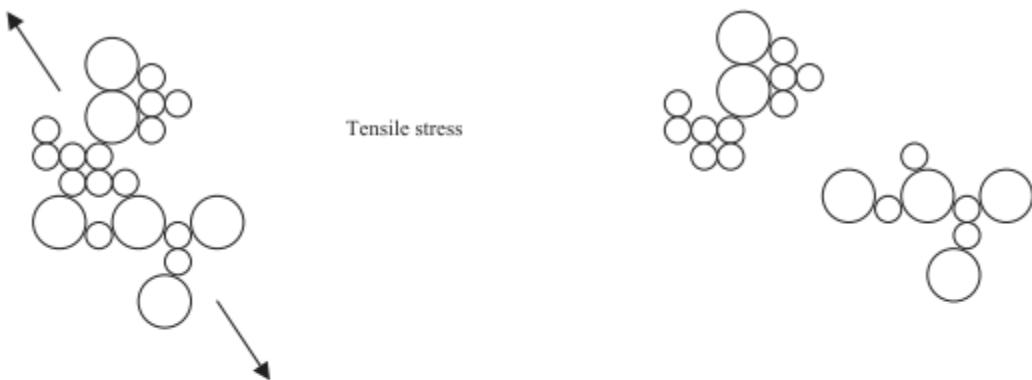
Según Jiao et al. (2017) la fragmentación o rotura de flóculos ocurre mediante dos mecanismos, de larga escala y superficie de erosión. La rotura mediante larga escala consiste en la separación de las partículas agregadas en partículas más pequeñas pero de tamaño similar por acción de una tensión de tracción, mientras que la fragmentación por superficie de erosión, es ocasionada por un estrés de cizallamiento provocando la separación de partículas desde la superficie del flóculo; estos mecanismos son representados en la figura 8.

2.9.4 Rol del Polímero

El uso de polímero permite el fortalecimiento y aumento del tamaño de los flóculos para reducir la turbiedad residual a través de los filtros. Para los sistemas con uso de polímero los floes son más largos que en los sistemas que no se ha dosificado polímero. El polímero puede ser dosificado principalmente de dos maneras. La primera es mediante la dosificación conjunta con el coagulante o después de él, para mejorar la sedimentación de los flóculos por el aumento de masa de los mismos. La segunda manera permite la floculación de pequeñas partículas después de la clarificación y antes de la filtración (Fabrizi et al., 2010).

Oyegbile et al. (2016) indica que con el uso de polímero la carga electrostática de las partículas puede reducirse para lograr la agregación mediante tres mecanismos: intercambio de ion (a), comprensión de doble capa (b) y puente de polímero (c) ilustrado en la figura 9.

(1) Large Scale Fragmentation



(2) Surface Erosion

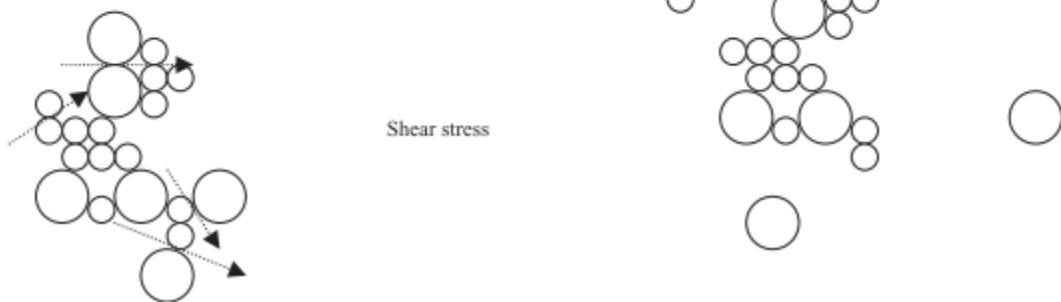


Figura 8: Mecanismos de ruptura de agregados.
Fuente: Jarvis et al. (2005)

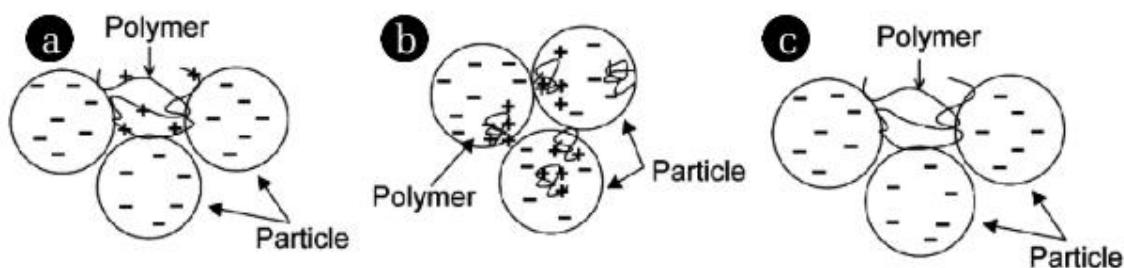


Figura 9: Polímero en los mecanismos de formación de flóculos.
Fuente: Oyegbile et al. (2016)



2.10 ANÁLISIS DEL TIEMPO DE RETENCIÓN Y GRADIENTE HIDRÁULICO DEL PROCESO DE FLOCULACIÓN USANDO TRAZADORES

Al diseñar un reactor, se puede identificar mediante modelos matemáticos el tipo de flujo de la sustancia que se da dentro del sistema esto es necesario para poder evaluar el sistema y conocer el proceso físico. Una de las técnicas que hace posible conocer el comportamiento real son los trazadores, para esto se utilizan distintos reactivos biológicos, sales o colorantes (Mastrocicco et al., 2011).

El compuesto más usado debido a su practicidad, costo y fácil cuantificación es el cloruro de sodio NaCl ya que este se lo añade en solución al sistema y estableciendo parámetros de inicio, se procede con la medición de la conductividad durante un período en el que la conductividad encuentra su punto máximo hasta que este se estabilice nuevamente. Con el análisis de la gráfica se puede determinar el funcionamiento del sistema determinando así características como el tipo de flujo, corto circuitos, zonas muertas entre otras (Passos et al., 2018).

a) Método de adición instantánea

La inyección de trazador al reactor se puede realizar mediante adición instantánea, esta manera parte de una concentración inicial que se introduce al ingreso de la unidad por un período corto de tiempo (Patiño et al., 2012).

b) Método de adición continua

La adición continua inyecta una concentración conocida del trazador de manera continua por un período mayor a tres veces el período de retención del reactor. La metodología de trazadores permite representar el comportamiento del fluido a través del reactor, así como graficar las curvas del período de distribución de residencia (Patiño et al., 2012).



2.11 ASPECTOS HIDRÁULICOS DEL FTH

En un sistema de tratamiento como son los floculadores, el agua no fluye de manera homogénea existiendo un flujo mezclado, esto nos indica que el tiempo de retención teórico (TRT) no se cumplirá en la práctica ya que la velocidad de flujo cambia constantemente provocando que el tiempo de retención sea distinto, este es llamado tiempo de retención real (TRR). Aquí se puede dividir al fluido en dos la parte que sale antes del TRT (F) y la parte que sale después del mismo (1 - F) (Wolf & Resnick, 1963).

Durante el flujo del agua en el sistema se pude presentar 4 casos estos son: Flujo pistón es el tipo de flujo en el que las partículas se trasladan perpendicularmente siguiendo un cierto orden, Flujo mezclado es aquel que la composición de la masa es igual en todo el efluente, Espacios muertos son aquellos espacios en que el fluido se mantiene estático, mientras que los cortocircuitos es la masa que sale en un $t=0$. Se establece que mientras mayor sea el porcentaje de flujo pistón la eficiencia del sistema aumenta (Wolf & Resnick, 1963).

CAPÍTULO III : METODOLOGÍA

3.1 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

El desarrollo de este estudio se lo llevó a cabo en las instalaciones de la Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) "Bayas" perteneciente a la Junta Administradora de Agua Potable Regional Bayas, la misma que se encuentra ubicada en la provincia de Cañar, cantón Azogues, parroquia Aurelio Bayas Martínez, a 2797 m.s.n.m; en las coordenadas 740741 m E, 9699971 m S de la zona 17M. La implementación de la planta piloto se lo hizo a un costado de la PTAP "Bayas".

La operación de esta planta convencional es a gravedad, compuesta por las unidades de coagulación, floculación, sedimentación, filtración rápida y desinfección (García, F et al., 2020). Utiliza sulfato de aluminio como coagulante, el cual es adicionado al pie de un vertedero rectangular usado como mezclador rápido. La formación de flóculos se realiza en un floculador hidráulico horizontal y un floculador vertical, cuyo caudal de diseño es de 10 l/s para cada sistema, tratando en total 20 l/s.

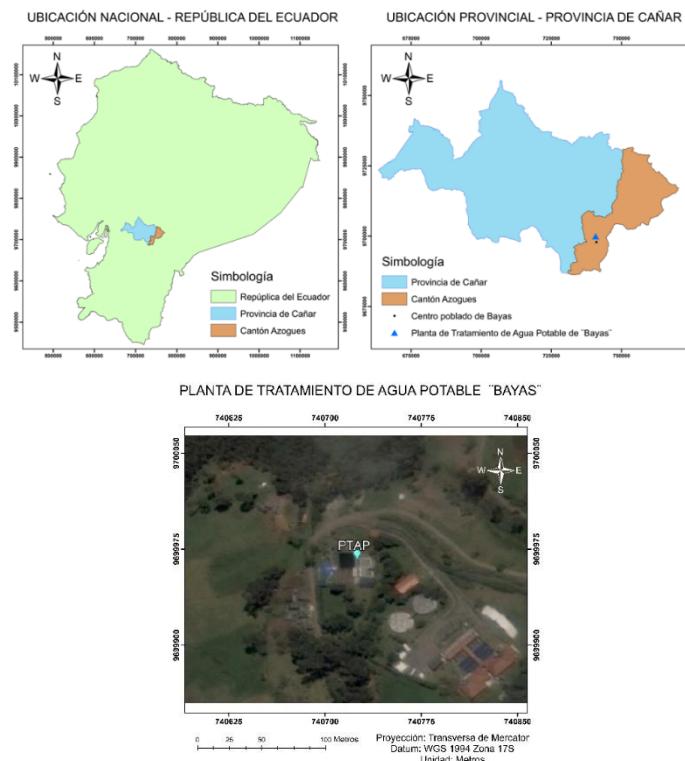


Figura 10: Ubicación de la Planta de Tratamiento de Agua Potable "Bayas"
Fuente: Méndez & Trelles (2021)



3.2 DISEÑO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO PILOTO

3.2.1 Diseño del floculador tubular horizontal

El diseño del FTH se basó en los cálculos de un sistema de floculación horizontal convencional para un caudal de 1 l/s, usando la metodología de diseño dada por Romero (1999). Este autor indica los parámetros que son importantes en el diseño de un floculador horizontal, como son: la longitud total del floculador, el área del canal, la velocidad del fluido, el tiempo de floculación y por supuesto el gradiente hidráulico.

Una vez determinado el caudal de diseño ($Q_d = 1 \text{ l/s}$), se identificó la longitud y el área necesaria para que el sistema de floculación funcione adecuadamente. Para esto fue necesario definir la velocidad y el tiempo de retención, algunos autores como Romero (1999) indican que el periodo de retención adecuado para un floculador convencional horizontal se encuentra en el rango de 10 - 60 min, se escogió para este estudio un tiempo de 12.5 min. Este mismo autor indica que la velocidad en un floculador varía entre 0.10 – 0.60 m/s, escogiendo una velocidad de 0.13 m/s.

$$L = v * t$$

Ecuación 1: Longitud del floculador.

$$Am = \frac{Q_d}{v}$$

Ecuación 2: Área mojada.

$$A = \frac{\pi * d^2}{4}$$

Ecuación 3: Área de la tubería.

Dónde:

L : Longitud (m).

Q_d : Caudal de diseño (m^3/s).

v : Velocidad (m/s).

t : Tiempo de retención (min).

Am : Área mojada (m^2).

A : Área de la tubería (cm^2).

d : Diámetro de la tubería (cm).



El FTH puede presentar una reducción de las zonas muertas mejorando el rendimiento, disminuyendo el tiempo de retención y por ende la longitud, por este motivo se propuso trabajar con la longitud total calculada y con una longitud 2/3 de la longitud total, para de esa manera comparar la eficiencia entre dichas longitudes.

3.2.2 Diseño del sedimentador alta tasa

Un tanque de sedimentación tipo 2 fue necesario para retener partículas floculentas. Para el dimensionamiento del sedimentador se planteó las dimensiones de ancho y largo en base al caudal de 1 l/s, partiendo de esto, se identificó la velocidad de flujo dentro del sistema en base a las fórmulas dadas por Chavarro (2014), este autor nos indica algunos parámetros que el sedimentador debe cumplir como es $Re < 500$ y $Cs < Csa$.

$$A = L_s * a_s$$

Ecuación 4: Área del sedimentador.

$$V_o = \frac{Q}{A} = C_{sa}$$

Ecuación 5: Velocidad promedio de flujo (carga superficial actual).

$$L = \frac{l}{e}$$

Ecuación 6: Longitud relativa.

Dónde:

A : Área del sedimentador.

Q : Caudal de diseño (m^3/s).

L_s : Largo del sedimentador (m).

a_s : Ancho del sedimentador (m).

V_o : Velocidad promedio de flujo (m/s).

L : Longitud relativa (m).

l : Longitud útil dentro de los módulos (m).

C_{sa} : Carga superficial actual ($m^3/m^2/día$).

e : Ancho del seditubo (m).

Una parte esencial para mejorar la eficiencia de remoción de partículas es implementar módulos de sedimentación ABS, para esto se debe tener en cuenta la carga superficial del



sistema implementando estos módulos o seditubos, esto con el fin de cumplir los parámetros antes mencionados. En la ecuación 9 intervienen variables como la eficiencia del sedimentador de alta tasa (S_c) que en nuestro caso al usar módulos con tubos cuadrados corresponde a un valor de $S_c = 11/8$, además de involucrar al ángulo θ siendo 60° la disposición de los seditubos y por supuesto la longitud relativa de los módulos (Chavarro 2014).

$$Csa = \frac{Q}{A}$$

$$V_o = \frac{Q}{A \operatorname{sen} \theta}$$

$$Cs = \frac{S_c * V_o}{\operatorname{sen} \theta + L_c \cos \theta}$$

$$L = \frac{l}{d}$$

$$L' = 0.013 \frac{V_o * d}{v}$$

$$L_c = L - L'$$

$$Re = \frac{V_o * e}{v}$$

Ecuación 7: Carga superficial del sistema convencional.

Ecuación 8: Velocidad del flujo.

Ecuación 9: Carga superficial del sedimentador con seditubos.

Ecuación 10: Longitud relativa del sedimentador.

Ecuación 11: Longitud relativa para el área de transición.

Ecuación 12: Longitud relativa del sedimentador corregida.

Ecuación 13: Número de Reynolds.

Dónde:

Csa : Carga superficial del sedimentador ($m^3/m^2/\text{día}$).

Cs : Carga superficial del sedimentador con seditubos ($m^3/m^2/\text{día}$).

Q : Caudal de entrada (m^3/s).

A : Área superficial del sedimentador (m^2).

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

θ : Ángulo de inclinación de los seditubos.

L : Longitud relativa del sedimentador.

L' : Longitud relativa para el área de transición.

L_c : Longitud relativa del sedimentador corregida.

l : Longitud del sedimentador (m).

d : Diámetro del seditubo (m).



Re: Número de Reynolds.

v: Viscosidad cinemática.

V_o: Velocidad del flujo (m/s).

Es importante determinar Reynolds (Re), ya que en el proceso de sedimentación es fundamental mantener un flujo laminar para que las partículas floculadas puedan sedimentarse correctamente y estas no se destruyan en este proceso. Chavarro (2014) indica en la ecuación 8, los parámetros necesarios para calcular Re como es la velocidad de flujo, el ancho del seditubo y por supuesto la viscosidad cinemática del agua, obteniendo un valor por debajo de los 500.

Considerando el área del módulo se pudo identificar el número de seditubos para el área de sedimentación y por ende el número de módulos necesarios para el sistema. Con esto se pudo establecer las dimensiones y características adicionales, adecuadas para el sedimentador.

3.2.3 Diseño del sistema de filtración

El diseño se lo realizó en base a los parámetros correspondientes para un filtro rápido de arena, para esto se tuvo en cuenta la tasa de filtración del material, en este caso arena, así como el tiempo de funcionamiento del sistema y el caudal de entrada. Según Romero (1999) indica que:

$$A_t = \frac{Q * 24}{V * t_f} \quad \text{Ecuación 14: Área total.}$$

$$A_f = \frac{A_t}{n} \quad \text{Ecuación 15: Área de cada filtro.}$$

Dónde:

A_t: Área total (m²).

A_f: Área de cada floculador.

Q: Caudal de entrada (m/s).

V: Tasa de filtración del material (m³/m²/h).

t_f: Tiempo de funcionamiento (h).

n: # de filtros.



Debido a la disposición de tubería de PVC de 30 cm de diámetro, se determinó el caudal de agua sedimentada para filtrar por una batería de filtración compuesta por 4 filtros rápidos, es decir, se calculó el caudal máximo de funcionamiento. Para cada filtro se consideró una tasa de filtración de $5 \text{ m}^2/\text{m}^3/\text{h}$. Con estos datos se pudo calcular el caudal de agua que podía transportarse desde el sedimentador hasta los filtros pilotos.

3.3 CONSTRUCCIÓN DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO

3.3.1 Floculador tubular horizontal

La PTAP de Bayas cuenta con un área libre de alrededor de 60 m^2 el mismo que fue suficiente para implementar el sistema piloto, además de presentar el desnivel necesario para que el agua cruda fluya por gravedad desde la captación pasando por la mezcla rápida y recorra por el FTH, fluyendo finalmente hasta la sedimentación y filtración posterior.

Una vez diseñado el sistema piloto e identificado el sitio de emplazamiento se procedió a la construcción de las unidades de tratamiento piloto, para lo cual fue necesario la adquisición de materiales de las siguientes características:

- Tubería U/Z de 110 mm.
- Codos U/Z de 90° de 110 mm.
- Válvulas tipo mariposa de 110 mm.
- Estructura metálica.

3.3.2 Sedimentador de alta tasa

Luego de dimensionado el sedimentador de alta tasa, se procedió con la implementación del sedimentador piloto, el mismo que se construyó de latón galvanizado con las medidas especificadas en el diseño, se colocó una válvula tipo globo para el lavado y desfogue de los lodos en la parte inferior. Este sistema se lo ubicó posterior al FTH y la salida se conectó con el sistema de filtración piloto.



Se colocaron 2 módulos de sedimentación fabricados de acrilonitrilo butadieno estireno (ABS) con el fin de mejorar el porcentaje de sedimentación del sistema y obtener una mejor eficiencia.

3.3.3 Filtro rápido

En la construcción de los filtros rápidos se aprovechó tubería de 300 mm de diámetro que disponía la PTAP Bayas, esto sirvió como contenedor para el lecho filtrante (grava y arena) de adecuada granulometría. Se implementó una batería compuesta por 4 filtros rápidos que operaron con una tasa de filtración de 5 m³/m²/h, estos se interconectaron entre sí con el fin de desfogar el agua filtrada y mediante un sistema de retrolavado poder lavar el arena ya saturada. Se dispuso de válvulas ubicadas en la parte superior del sistema para descargar el agua del retrolavado.

El lecho filtrante puede ser simple o doble; esto es, de arena sola o de antracita y arena. Cuando se considera lechos mixtos de antracita y arena, la profundidad estándar es de 0,60 a 0,75 m, con una tasa de filtración máxima de 300 m³/m²/día. Para el desarrollo de este proyecto se decidió trabajar con una batería de 4 filtros, cuyo lecho filtrante fue únicamente arena, con una tasa de filtración igual a 120 m³/m²/día, altura de 0.6 m, el cual garantizó el correcto funcionamiento de los filtros. Se escogió las siguientes características para el lecho filtrante de arena: tamaño efectivo TE =0.55 mm, un coeficiente de uniformidad CU =1.60 y una porosidad po = 0.42 (García, 2014).

3.4 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS HIDRÁULICOS DEL FTH

3.4.1 Cálculo del tiempo de retención teórico

Para poder identificar el tiempo de retención teórico en el FTH de Oliveira & Teixeira (2017) recomiendan utilizar la ecuación 16 en la que interviene el volumen y caudal del sistema. El volumen del FTH se determinó a partir de la longitud y el diámetro de la tubería, los mismos que se encontraron gracias a la ficha técnica de la tubería de PVC proporcionada por plastigama.



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

Ecuación 16: Tiempo de retención.

Se calculó el volumen del floculador a través de la ecuación:

$$V = \pi \cdot r^2 \cdot l$$

Ecuación 17: Volumen total del floculador.

Dónde:

Q: Caudal de entrada (m³/s).

V: Volumen del floculador (m³).

r: Radio de la tubería (m).

l: Longitud del floculador (m).

3.4.2 Determinación del tiempo de retención real

Para determinar el tiempo de retención real se usó la técnica de trazadores, mediante la aplicación de dosis instantánea, utilizando una sustancia salina de NaCl en disolución con agua. En base al volumen de reactor (FTH) se definió la cantidad de sal necesaria para realizar las pruebas; se determinó el tiempo de retención para caudales de 0.25; 0.5; 0.75; 1 y 2 l/s.

El trazador se añadió a la entrada del FTH, se puede apreciar el punto de inyección en la figura 11, por otra parte la toma de muestras para medir la concentración de sal (sólidos disueltos totales SDT), se realizó al final del FTH, es decir, antes de que el agua ingrese al sedimentador. Las muestras se tomaron cada minuto a partir de la adición del trazador, en el momento que se detectó un incremento de los SDT, se disminuyó el tiempo de toma de muestras a 30 s, y en caudales de 2 l/s, el intervalo de muestreo fue cada 15 s; en todos los casos se tomó las muestras a la salida del FTH hasta obtener los SDT iniciales. Lo anterior, permitió obtener datos más eficientes, posterior a esto se realizaron gráficas del tiempo vs concentración de SDT con los datos obtenidos. En las mediciones se utilizó un medidor digital de sólidos disueltos (SDT). Para la aplicación de la técnica de trazadores se siguió la metodología aplicada por Mastrocicco et al. (2011).

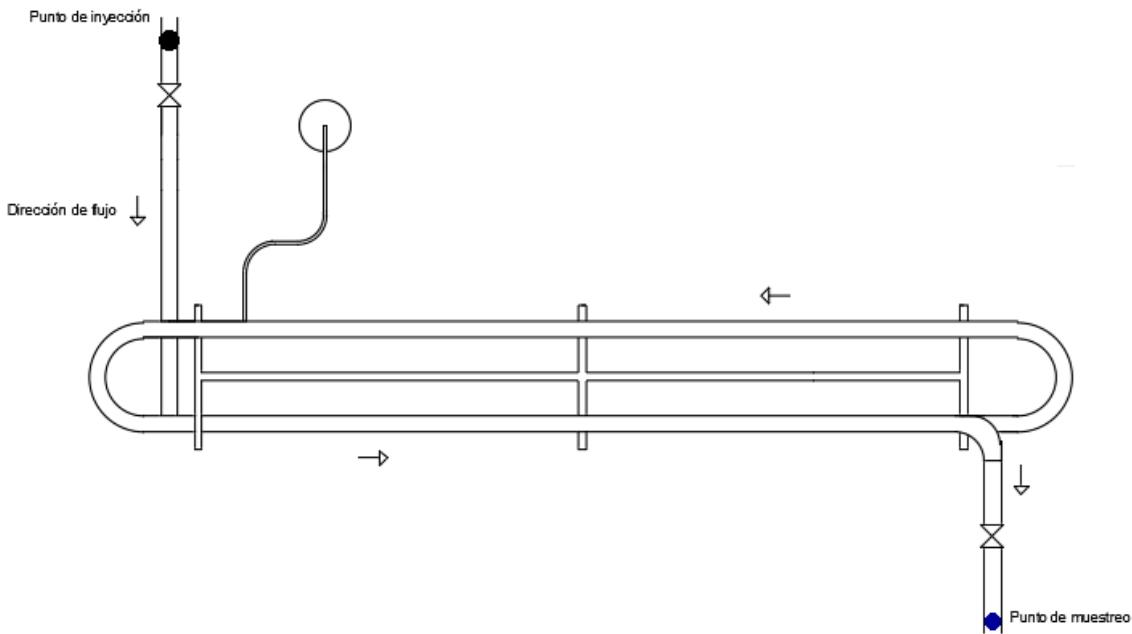


Figura 11: Puntos de inyección y tomas de muestras para el ensayo de trazadores
 Fuente: Méndez & Trelles (2021)

3.4.3 Determinación del gradiente de velocidad

Según de Oliveira & Teixeira (2017), el gradiente de velocidad se puede calcular usando, la ecuación 18. Para el cálculo de \bar{G} , se consideró el periodo de retención teórico y el periodo de retención real determinado mediante el método de trazadores. Las propiedades del agua tales como la densidad y viscosidad dinámica fueron tomadas en cuenta considerando la temperatura promedio del agua durante la parte experimental.

$$\bar{G} = \sqrt{\frac{\rho * g * h_f}{\mu * t}}$$

Ecuación 18: Gradiente de velocidad.

Dónde:

G : Gradiente de velocidad medio (s^{-1}).

h_f : Perdida de carga (m).



ρ : Densidad del agua (kg/m^3).

g : Gravedad (m/s^2).

μ : Viscosidad dinámica del agua ($kg/m \cdot s$).

t : Tiempo teórico de retención (s).

Meng et al. (2019) menciona que la ecuación de Darcy-Weisbach permite el cálculo de pérdidas de carga a través de tuberías. Se determinó este parámetro para la longitud del FTH de 68.4 m y 97.6 m, expresada en la ecuación 19.

$$h_f = f * \frac{L}{D} * \frac{v^2}{2g}$$

Ecuación 19: Pérdida de carga por fricción.

Dónde:

f : Factor de fricción (adimensional).

L : Longitud de tubería (m).

D : Diámetro de tubería (m).

v : Velocidad media (m/s).

Anaya et al. (2014) plantea la expresión de Chen para el cálculo del factor de fricción (f) establecida en la ecuación 20. Esta ecuación posee la ventaja de un cálculo directo de esta variable, evitando iteraciones como en el método de Colebrook-White. Se tomó en cuenta la rugosidad de tubería de PVC de 3.0×10^{-7} m (Mott, 2006).

$$f = \frac{1}{\left(-2 \log \left\{ \frac{\varepsilon}{3.7065D} - \frac{5.0452}{Re} \log \left[\frac{1}{2.8257} \left(\frac{\varepsilon}{D} \right)^{1.1098} + \frac{5.8506}{Re^{0.8981}} \right] \right\} \right)^2}$$

Ecuación 20: Factor de fricción.

Dónde:

ε : Rugosidad de tubería (m).

Re : Número de Reynolds (adimensional).

El número de Reynolds determina el tipo de flujo, laminar o turbulento, calculado mediante la ecuación 21 según de Oliveira & Teixeira (2017). Azizi et al. (2019) establece que cuando $Re < 2300$ el tipo de flujo es laminar, cuando Re está comprendido entre 2300 y 4000 existe un régimen de transición, y cuando $Re > 4000$, el flujo es turbulento.



$$Re = \frac{\rho * D * v}{\mu}$$

Ecuación 21: Valor de Reynolds.

También se tomó en cuenta la pérdida de carga por accesorios presentes en el sistema. Flores et al. (2017) señala en la ecuación 22 la expresión que permite determinar h_f , tomando en cuenta el coeficiente de carga cinética (K), este parámetro varía dependiendo del tipo de accesorio.

$$hf_a = k \frac{v^2}{2g}$$

Ecuación 22: Pérdida de carga por accesorios.

Dónde:

hf_a : Pérdida de carga por accesorios (m)

k : Coeficiente de carga cinética (adimensional)

El cálculo de k para codos de 90° de radio largo esta expresado en la ecuación 23. Mediante el diagrama de Moody se determinó el factor de fricción (f_T), a partir del número de Reynolds y la rugosidad relativa (D/ϵ). Para la distancia de 68.4 m y 97.6 m se utilizaron 16 y 24 codos de 90° de radio largo respectivamente. Tomando en cuenta la expresión según Chaquinga & Núñez (2005) se calculó k de una válvula de tipo mariposa totalmente abierta, considerando el ancho de la hoja y el diámetro de la válvula.

$$k = 20f_T$$

Ecuación 23: Coeficiente de carga cinética.

3.4.4 Evaluación del comportamiento hidráulico por el modelo simplificado de Wolf-Resnick

Este método nos permitió identificar las características hidrodinámicas que se tiene dentro del FTH, para lo cual, se determinó el tiempo de retención, usando la ecuación 24.

$$t_m = \frac{\sum_{i=0}^n t_i * (C_i - C_o)}{\sum_{i=0}^n (C_i - C_o)}$$

Ecuación 24: Tiempo de retención.



También se calculó el porcentaje de flujo pistón, flujo mezclado y zonas muertas mediante el análisis de la curva obtenida por la aplicación de trazadores. Wolf & Resnick (1963) definió las ecuaciones 25 y 26 para encontrar estos parámetros hidráulicos. Las sumatorias de estos flujos siempre deberán ser igual a la unidad.

$$\text{flujo pistón} + \text{flujo no pistón} = 1$$

Ecuación 25: Sumatoria de flujos.

$$M = 1 - P$$

Ecuación 26: Flujo mezclado.

Wolf & Resnick (1963) encontró que para sistemas reales, la función F(t) está representada por la ecuación 27.

Las F(t) establecidas se encuentran en función de las concentraciones de las conductividades iniciales menos las obtenidas en los intervalos de tiempo establecidos, medidos en la prueba de trazadores (ecuación 27), pero estas también se encuentran en función de porcentaje de flujo pistón (P) y flujo mezclado (M) como se aprecia en la ecuación 28, en base a estas funciones se puede identificar las relaciones necesarias para encontrar así P y M. Rojas & García (2010), en la ecuación 29 establecen la simplificación de la ecuación 28 con el fin de obtener la ecuación de la recta que se ajuste a los puntos.

$$F(t) = \frac{\sum(C - C_o) * 100}{\sum(C - C_o)}$$

Ecuación 27: Función sumatoria de concentraciones.

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

Ecuación 28: Sumatoria de concentraciones en función de P y M.

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

Ecuación 29: Simplificación de la ec. 28.

$$\ln|1 - F(t)| = a + b \frac{t}{t_o}$$

Ecuación 30: Simplificación de la ec. 29.

$$m = 1 + \frac{1}{b * (1 - p)}$$

Ecuación 31: Zonas muertas.



Dónde:

P = Flujo pistón.

M = Flujo mezclado.

m = Zonas muertas.

C_i = Conductividad (mg/l).

C_o = Conductividad inicial (mg/l).

t_i = Tiempo (min).

t_o = Tiempo de retención teórico (min).

Para la obtención de los valores de a y b se utilizó el programa estadístico STATGRAPHICS 16.1 es con el fin de graficar la curva semilogarítmica dada por la función $1 - F(t)$ y t/t_o , esto con el fin de obtener la ecuación de la recta (ecuación 30) ajustada a los puntos, obteniendo así los valores de a y b . Mediante estos datos se puede determinar los valores de flujo pistón, flujo mezclado y zonas muertas en base a las ecuaciones 29 y 31.

3.5 DETERMINACIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULANTE Y FLOCULANTE APLICADA

3.5.1 Determinación de dosis óptima de coagulante

Como se mencionó anteriormente, el sistema piloto usó la misma agua coagulada en la PTAP de Bayas, lo cual permitió establecer una comparación entre el agua tratada en el sistema piloto y el agua tratada en la PTAP de Bayas. Es decir, la dosis de coagulante aplicada fue la misma tanto en la PTAP como en el sistema piloto, por lo tanto se establecieron las dosis usadas para cada nivel de turbidez. La turbidez fue medida con la ayuda de un turbidímetro HACH 2100Q. El caudal fue determinado en el vertedero rectangular de la mezcla rápida.

Para la aplicación del coagulante se usó como dosis de referencia la determinada en la curva de dosificación de coagulante (sulfato de aluminio) disponible en la PTAP de Bayas (figura 12). Usando el caudal de entrada y la turbiedad del agua cruda se pudo identificar la dosis (D) correspondiente en base a la figura 12. Con la ayuda de la ecuación 32 de balance de masas y conociendo el caudal de la PTAP (Q) se pudo establecer la cantidad de la solución



de coagulante (q) correspondiente que debía inyectarse al agua cruda. Hay que acotar que la concentración del sulfato de aluminio usada para la preparación de la solución del coagulante fue de 2.5% (C).

$$Q * D = q * C$$

Ecuación 32: Balance de masas.

Dónde:

Q : Caudal de entrada (m^3/s).

D : Dosis de coagulante (mg/l).

q : Cantidad de coagulante (m^3/s).

C : Concentración de coagulante (mg/l).

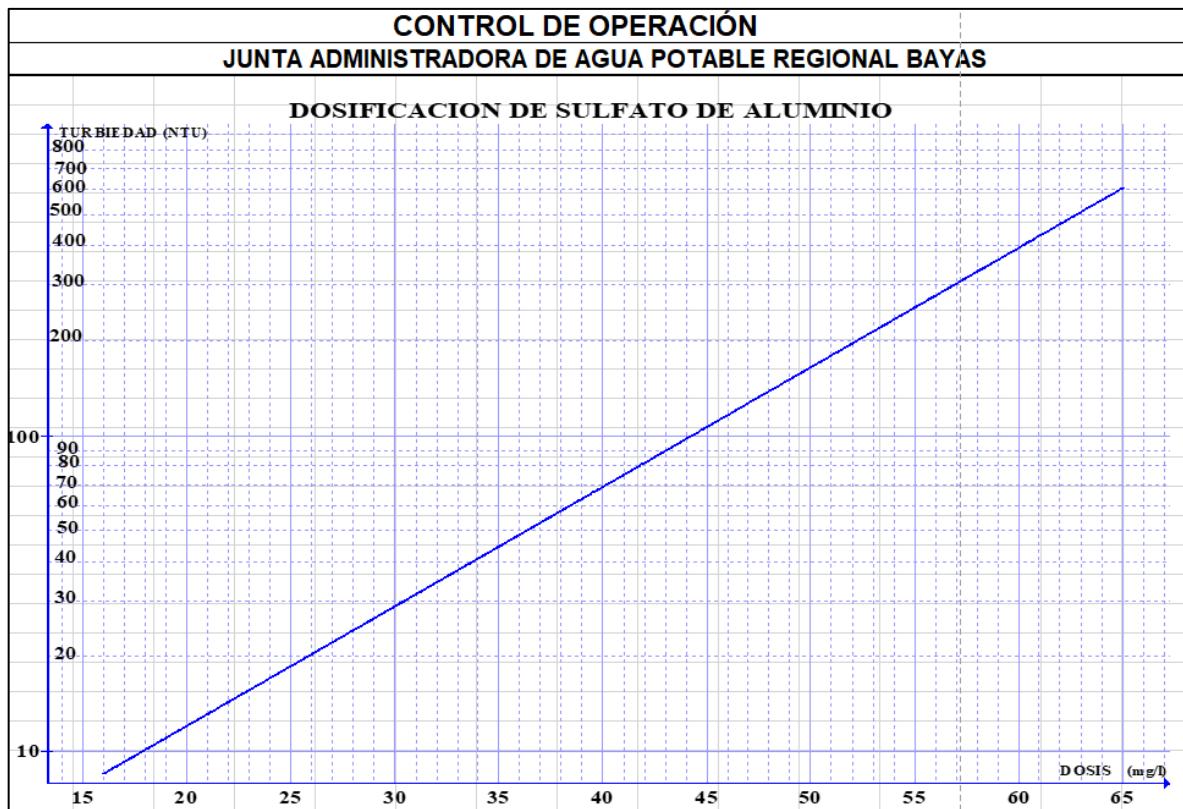


Figura 12: Gráfica de dosificación de sulfato de aluminio para la JAAP “Bayas”
Fuente: JAAP “Bayas” (2018)



3.5.2 Determinación de dosis óptima de polímero

Para que el proceso de floculación sea más eficiente es necesario añadir una dosis de polímero, por este motivo el polímero catiónico es uno de los ayudantes de coagulación más recomendados para el proceso de potabilización. En la PTAP “Bayas” se usa polielectrolito catiónico en la floculación aplicándose una dosis óptima de polímero (D) de 0,075 mg/l, la cual fue determinada en estudios previos por Calle & Zambrano (2015), esta dosis fue usada para el presente estudio, calculándose la cantidad de polielectrolito (q) mediante la ecuación 32 antes indicada.

3.6 ANÁLISIS EXPERIMENTAL DE LA EFICIENCIA DEL FLOCULADOR TUBULAR HORIZONTAL

3.6.1 Muestreo y análisis de parámetros para determinar la eficiencia

Se estableció la turbiedad y color como parámetros principales para determinar la eficiencia del FTH; adicionalmente se midió el pH para evaluar si se ve afectado en el proceso. Se utilizó un turbidímetro marca HACH modelo 2100 Q para la medición de turbiedad, un colorímetro marca HACH modelo DR/890 para el color y un pHmetro marca HANNA para pH y temperatura.

Los puntos para la toma de muestras de agua para evaluar estos parámetros fueron: (1) en el vertedero rectangular de la PTAP de “Bayas”, es decir, antes de la dosificación de coagulante (agua cruda), (2) a la salida del sedimentador piloto de módulos (agua sedimentada) y (3) en la salida de los filtros piloto de arena (agua filtrada), los cuales son representados en la figura 14. También se consideró la toma simultánea de dos muestras adicionales, (2') a la salida del sedimentador de módulos de la PTAP y (3') a la salida de los filtros de arena de la PTAP. Las dos muestras adicionales permitieron comparar la eficiencia de remoción de turbiedad y color entre el sistema piloto que dispone del FTH y la PTAP convencional que dispone de un floculador hidráulico horizontal de pantallas.

3.6.2 Operación del sistema piloto

Para cada ensayo se midió la turbiedad de agua cruda, luego se procedió a calibrar la dosis de coagulante que fue común tanto para el sistema piloto como para la PTAP Bayas, posteriormente se reguló el caudal de ingreso al FTH y finalmente se calibró la dosis de polímero. También se calibró el caudal de la salida del sedimentador hacia los filtros piloto. Según el caudal de operación y la longitud del FTH, se tomó en consideración los tiempos de retención del FTH conjuntamente con el tiempo del sedimentador, para poder establecer el tiempo para la toma de muestras de agua a la salida del sistema. Se procedió a la toma de muestras simultáneas del sedimentador piloto y del sedimentador de la PTAP y posteriormente también se tomaron muestras simultáneas a la salida del filtro piloto y filtro de la PTAP.

Para cada prueba se combinó uno de los cinco caudales escogidos con un rango de turbiedad del agua cruda y una de las dos longitudes del FTH (tabla 3), para cada ensayo se calculó la dosis de coagulante y se aplicó la dosis de polímero respectiva. Se realizaron pruebas por duplicado con la finalidad de obtener datos fiables sobre la remoción de los parámetros analizados. Cuando los resultados de turbiedad y color difieran en un rango amplio se procedió a realizar una tercera prueba para eliminar errores.

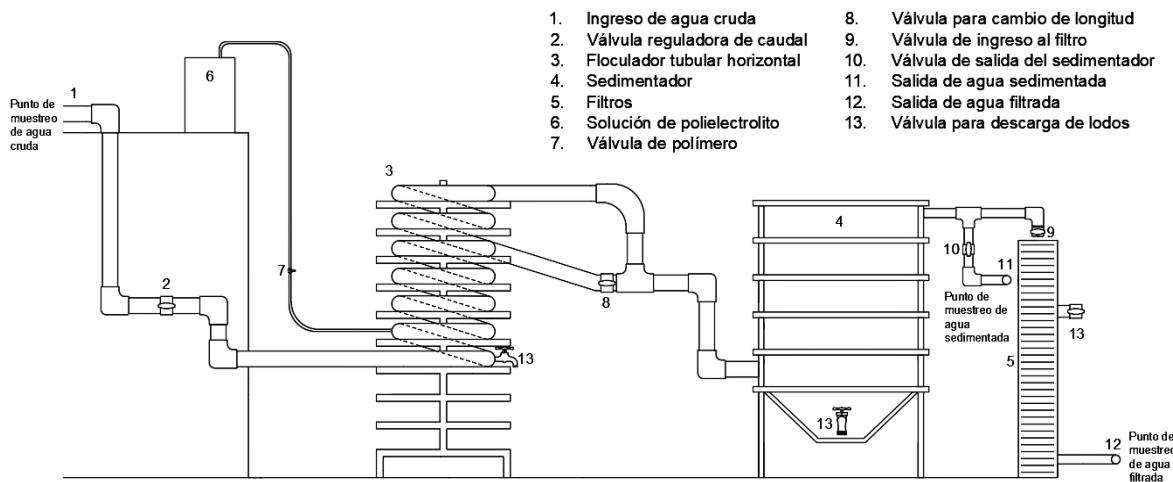


Figura 13: Vista frontal del sistema piloto para el tratamiento de agua potable

Fuente: Méndez & Trelles (2021)



3.6.3 Longitudes del FTH, caudales y turbiedades de operación

El FTH y el sedimentador de alta tasa de la planta piloto fueron diseñadas para un caudal de 1 l/s, sin embargo, se procedió a elegir diferentes caudales que permita comparar el funcionamiento del sistema bajo diferentes condiciones de operación (Tabla 3). La alimentación del agua se realizó mediante tubería de PVC desde el canal de mezcla rápida hasta el FTH. Una válvula reguladora situada antes de la entrada al FTH permitió la calibración de los diferentes caudales que ingresaron al sistema. Los caudales que circularon a través del sistema fueron medidos a la salida del sedimentador mediante el método de aforo volumétrico, con ayuda de un recipiente de 4 litros. Los rangos de turbiedad establecidos fueron con el propósito de cubrir tanto en la época de verano como de invierno.

Adicionalmente se usó dos longitudes del FTH con el propósito de evaluar la relación longitud y eficiencia. En la tabla 3 se representan los rangos de turbiedad, caudales de ingreso y las longitudes del FTH usadas en las pruebas experimentales. En total se hicieron 50 pruebas con su respectiva repetición. Los ensayos experimentales se efectuaron desde enero hasta diciembre de 2020.

Tabla 3: *Longitudes, caudales y turbiedades experimentales probadas en los ensayos*

Longitudes FTH (m)	Caudales (l/s)	Turbiedades (NTU)
68.4 y 97.6	0.25	10±5; 20±5; 50±20; 100±30 y ≥ 200
68.4 y 97.6	0.50	10±5; 20±5; 50±20; 100±30 y ≥ 200
68.4 y 97.6	0.75	10±5; 20±5; 50±20; 100±30 y ≥ 200
68.4 y 97.6	1.00	10±5; 20±5; 50±20; 100±30 y ≥ 200
68.4 y 97.6	2.00	10±5; 20±5; 50±20; 100±30 y ≥ 200

Fuente: Méndez & Trelles (2021)



3.6.4 Eficiencia de Remoción

La ecuación 33 propuesta por Oliveira & Teixeira (2017) permite determinar el porcentaje de remoción de turbiedad y color de los sistemas. Se determinó la eficiencia de remoción de estos parámetros en cada prueba experimental efectuada; fueron considerados los valores promedio de la remoción a la salida del sedimentador y de los filtros tanto del sistema piloto como de la PTAP de Bayas.

$$E (\%) = \left[1 - \left(\frac{\text{Parámetro remanente}}{\text{Parámetro inicial}} \right) \right] * 100$$

Ecuación 33: Porcentaje de eficiencia del sistema.

Usando los valores de la eficiencia para la remoción de turbiedad y color se efectuó un diagrama de caja para la PTAP Bayas, sistema piloto con FTH de 68.4 m y el sistema piloto con FTH de 97.6 m, para lo cual se usó el programa R. Se efectuó diagramas de caja para:

- Eficiencia de remoción de turbiedad del sedimentador PTAP Bayas vs sedimentador piloto.
- Eficiencia de remoción de color del sedimentador PTAP Bayas vs sedimentador piloto.
- Eficiencia de remoción de turbiedad del filtro PTAP Bayas vs filtro piloto.
- Eficiencia de remoción de color del filtro PTAP Bayas vs filtro piloto.
- Eficiencia de remoción de turbiedad del sedimentador piloto vs caudales operacionales del FTH.
- Eficiencia de remoción de color del sedimentador piloto vs caudales operacionales del FTH.
- Eficiencia de remoción de turbiedad de los filtros piloto vs caudales operacionales del FTH.
- Eficiencia de remoción de color de los filtros piloto vs caudales operacionales del FTH.



3.7 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

3.7.1 Estadística descriptiva de parámetros determinados

Con la finalidad de analizar los parámetros monitoreados, se determinó el promedio, mediana y desviación estándar tomando en cuenta los resultados de los análisis de las pruebas realizadas para cada longitud del FTH, caudal y turbiedad experimental. Se promedió la turbiedad, color, pH y temperatura del agua cruda, del agua sedimentada de la PTAP “Bayas”, del agua sedimentada del sistema piloto, del agua filtrada de la PTAP “Bayas” y del agua filtrada de la planta piloto (agua tratada).

Se calculó la mediana y desviación estándar de la eficiencia de remoción de turbiedad y color de los sistemas estudiados y caudales operacionales del FTH tanto para el sedimentador como en el filtro. De igual manera para los valores de turbiedad y color en el sedimentador y filtro piloto en los caudales del FTH.

Con los datos promediados de turbiedad y color del agua tratada usando ambas longitudes del FTH se realizó en el programa R Studio las siguientes gráficas:

- Turbiedad de agua cruda vs dosis de coagulante
- Turbiedad de agua tratada en el FTH+ sedimentador piloto vs caudales operacionales del sistema
- Color de agua tratada en el FTH+ sedimentador piloto vs caudales operacionales del sistema.
- Turbiedad de agua tratada en el FTH + sedimentador + filtro piloto vs caudales operacionales del sistema.
- Color de agua tratada en el FTH + sedimentador + filtro piloto vs caudales operacionales del sistema.

3.7.2 Coeficientes de relación entre variables

Una correlación permite conocer el grado de asociación, fuerza o relación que poseen dos variables. Se presentan dos casos de relación entre variables, la primera es cuando una variable (x) aumenta, la variable (y) también aumenta; mientras que en el segundo caso



cuando la variable (x) aumenta, la variable (y) disminuye. Para los análisis estadísticos se usan dos coeficientes de correlación: Coeficiente de Pearson (r) usado cuando dos variables continuas presentan una relación lineal y Coeficiente de Spearman (ρ) cuando no hay una relación lineal entre las dos variables analizadas. Tanto Pearson como Spearman son análogos en cuanto a su magnitud debido a que sus rangos abarcan de -1 a +1. No hay relación cuando el valor es 0, mientras que cuando es -1 o +1 significa una relación perfecta (Schober & Schwarte, 2018). La tabla 4 representa el grado de relación de los diferentes valores de estos coeficientes.

Tabla 4: *Interpretación del coeficiente de correlación*

Magnitud del coeficiente 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

Fuente: Schober & Schwarte (2018)

Flores et al. (2017) establece que para escoger un coeficiente de correlación hay que tomar en cuenta si el conjunto de datos a analizar sigue una distribución normal, el coeficiente de relación usado será Pearson si la serie de datos tiene una distribución normal, caso contrario se deberá utilizar Spearman. La prueba de normalidad de Shapiro-Wilks modificado a través del programa Infostat permitió determinar si el conjunto de datos de las turbiedades de agua cruda (y) y la dosis de sulfato de aluminio (x) presentan una distribución normal. Si en la prueba realizada de normalidad el p valor es > 0.05 , se afirma que hay distribución normal en los datos analizados (Di Rienzo et al., 2008).

3.7.3 Prueba estadística

Según Flores et al. (2017) para la selección de una prueba estadística a las diferentes series de datos a analizar se debe establecer el objetivo del estudio, esto hace referencia a la cantidad de grupos a comparar, seguido de identificar el tipo de variable (cualitativa o cuantitativa). Si estas variables presentan una distribución normal o campana de Gauss se realizará una



prueba estadística paramétrica, en el caso que no haya distribución normal se optará por una prueba estadística no paramétrica y finalmente se procede a identificar si las muestras guardan alguna relación o si son independientes entre sí.

Para el conjunto de datos de la eficiencia de remoción a través del sedimentador y del filtro en las dos longitudes del FTH la prueba estadística que se realizó fue de Wilcoxon, prueba no paramétrica por no presentar distribución normal en las muestras de los datos y que guardan relación.

La prueba de Wilcoxon permite comparar las series de datos de dos variables cuantitativas a través de la mediana y mediante el p-value determinado por este método responder la hipótesis planteada a través de la hipótesis nula (H_0), representa que las diferencias entre los promedios de las dos muestras es $= 0$ o no presentan diferencias significativas, y la hipótesis alternativa (H_a) que representa la diferencia entre los promedios de las dos muestras es > 0 o que hay diferencias significativas (Ahumada & Sanchez, 2019). Se considera a H_0 como verdadera a menos que haya evidencia que permita rechazar esta hipótesis y esto sucede cuando $p < 0.05$, debido a que representa una diferencia estadística significante (Turner et al., 2020).

Para este estudio se utilizó un nivel de significancia (α) de 0.05, y para H_0 : La eficiencia de remoción turbiedad no cambia al incrementar la longitud del FTH a la salida del sedimentador y filtro piloto, mientras que H_a : La eficiencia de remoción de turbiedad tiene efecto o cambia al incrementar la longitud del FTH a la salida del sedimentador y filtro piloto. Mediante el programa Infostat se determinó el p-value para rechazar o confirmar H_0 en la cada longitud del FTH y tomando en cuenta los caudales operacionales y turbiedades de agua cruda como criterios de partición. De igual manera se tomó en cuenta una hipótesis nula y alternativa para comparar la eficiencia de remoción de cada longitud del FTH respecto a la PTAP “Bayas” en la unidad de sedimentación y filtración.



CAPÍTULO IV : RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1 EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO PILOTO

4.1.1 Dimensiones del FTH piloto

Mediante los cálculos aplicados para un floculador convencional hidráulico de flujo horizontal de pantallas para caudal de un litro (anexo 1) se pudo determinar la longitud y diámetro para la construcción del FTH. La longitud calculada fue de 97.6 m, en tanto, la segunda longitud para comparación fue de 65 m; para poder implementar el FTH con esas longitudes se utilizó la cantidad de tubos y accesorios mencionados en la tabla 5, alcanzado las longitudes finales de 68.4 y 97.6 m; debido a que se utilizó material de tipo U/Z (desmontables) se prefirió no realizar cortes a los mismos. Para el cambio de longitudes se colocó una válvula tipo mariposa ubicada a los 68.4 m, la válvula abierta permitió el paso directo del agua al sedimentador, mientras que cerrada la válvula ocasiona que el agua recorra los 97.6 m (Fig 13).

- Longitud 1

$$L = v * t$$

Como se mencionó en el numeral 3.2.1, la velocidad y tiempo de retención escogidos fueron de 0.13 m/s y 12.5 min respectivamente.

$$L = 0,13 \frac{m}{s} * 12,5 \text{ min} * 60 \text{ s/min}$$

$$L = 97,5 \text{ m}$$

- Cálculo del área de paso

$$A_m = \frac{Q_d}{v}$$

$$Q_d = 1 \text{ l/s}$$

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



$$A_m = 0,0076 \text{ m}^2$$

- **Cálculo de diámetro de tubo**

$$d = \sqrt{\frac{4 * A_m}{\pi}}$$

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

$$d = 0.1 \text{ m} = 10 \text{ cm}$$

- **Longitud 2**

$$L2 = 97.5 \text{ m} * \frac{2}{3} = 65 \text{ m}$$

Se escogió una longitud de 68.4 m que coincidió al final de una tubería, donde se colocó la válvula y de esa manera evitar cortes en la tubería.

Tabla 5: *Longitudes finales usando tubos y accesorios.*

Longitud calculada	Número de tubos U/Z de 4" y 6 m de longitud.	Número de codos de 90° U/Z de 4".	Longitud Final
65 m	9	16	68.4 m
97.5 m	13	24	97.6 m

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

El haber propuesto dos longitudes ayudó a identificar si el uso de floculadores tubulares permite una reducción de la longitud propuesta en un inicio, con el fin de ahorrar recursos en la construcción de FTH's en JAAP's en desarrollo.

4.1.2 Dimensiones del sedimentador de alta tasa.

El sedimentador es un sistema fundamental para que se produzca una remoción de las partículas floculentas, es por esto que un correcto diseño puede producir altos porcentajes de remoción de turbiedad. Por este motivo fue necesario considerar ciertas variables como



Reynolds (Re) que en nuestro caso se encontraron en 52.79 siendo menor de 500, indicando un flujo laminar dentro del sistema, la velocidad de flujo es fundamental para que los agregados no se rompan y puedan sedimentarse. Los módulos de sedimentación ayudan a incrementar el porcentaje de remoción del sistema y por esto son muy utilizados, se han evaluado varios modelos y ángulos de módulos de sedimentación, donde se ha encontrado que los módulos de sedimentación con un ángulo de 60° poseen un S crítico de 1.38 provocando que las partículas con S mayor o igual a este sean removidas.

$$Qd = 1 \text{ l/s}$$

$$A = 0.6 \text{ m} * 1.2 \text{ m} = 0.72 \text{ m}^2$$

$$Csa = \frac{1 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}}{0.72 \text{ m}^2} = 1.38 \times 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{s}} = 120 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{día}}$$

$$L = \frac{1 \text{ m}}{0.05 \text{ m}} = 20$$

$$v_o = \frac{1 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}}{0.72 \text{ m}^2 \text{ sen}(60)} = 1.6 \times 10^{-3} \text{ m/s}$$

$$L' = 0.013 \frac{1.6 \times 10^{-3} \frac{\text{m}}{\text{s}} * 0.05 \text{ m}}{1.139 \times 10^{-6} \frac{\text{m}^2}{\text{s}}} = 0.91$$

$$L_c = 20 - 0.91 = 19.09$$

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

$$Cs = \frac{1.375 * 1.6 \times 10^{-3} \text{ m/s}}{\text{sen}60 + 19.09 \text{ cos}60} = 2.11 \times 10^{-4} \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{s}}$$

$$Cs = 2.11 \times 10^{-4} \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{s}} < Csa = 1.38 \times 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{s}}$$

$$Re = \frac{0.138 \frac{\text{cm}}{\text{s}} * 5 \text{ cm}}{1.307 \times 10^{-2} \frac{\text{cm}^2}{\text{s}}} = 52.79$$

$$Re = 52.79 < 500$$

Mediante los cálculos realizados se pudo apreciar que el diseño cumple las consideraciones que un sedimentador debe tener, como es Re por debajo de 500, se obtuvo en el sistema un Re 52.79 y una carga superficial con módulos de $2.11 \times 10^{-4} \frac{m^3}{m^2 s}$ que es mucho menor a la que se obtiene del sistema convencional que es de $1.38 \times 10^{-3} \frac{m^3}{m^2 s}$. En la tabla 6 se puede identificar los valores de diseño que se han obtenido para el caudal de 1 l/s, en los ensayos se constató que al usar caudales menores al caudal de diseño (Qd) el sedimentador funcionaba de manera óptima, pero al usar un caudal 2 l/s, es decir duplicando el Qd, no existía una retención ideal, debido a que la velocidad de flujo es mucho mayor y por este motivo las partículas floculentas se rompían disminuyendo su tamaño, ocasionando que el agua sedimentada posea una turbiedad alta y provocando que la filtración sea menos eficiente. Por motivos de presupuesto no se pudo construir un sedimentador de 2 l/s debido a que su dimensionamiento fue mayor y por ende los costos de construcción también fueron altos.

Tabla 6: *Parámetros de diseño para el sedimentador de alta tasa.*

Parámetros de diseño	
Largo del sedimentador	1.2 m
Ancho del sedimentador	0.6 m
Altura del sedimentador	1.3 m
Altura de la zona de lodos	0.5 m
Material de los módulos de sedimentación	ABS
Número de Reynolds	52.79
Ancho del módulo	0.6 m
Largo del módulo	1.2 m
Altura del módulo	1 m
Cte S crítico	11/8
Tamaño de los tubos cuadrados	5 x 5 cm
N de módulos	1

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

4.1.3 Dimensiones del sistema de filtración.

Para el proceso de filtración se tuvo en cuenta la tasa de filtración, considerando en este caso solo arena, la tasa fue de $5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$. Para la construcción se usó tubería de PVC de 30 cm de diámetro como se indica en la tabla 7, se construyeron 4 filtros, como el área de cada filtro fue pequeña, se calculó el caudal óptimo para esa área, obteniéndose un caudal de 0,1 l/s para



cada filtro, tratándose un total de 0.4 l/s, el caudal sobrante fue enviado a un filtro lento que dispone la PTAP Bayas (Figura 14).

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

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

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

Tabla 7: Especificaciones de los filtros rápidos.

Especificaciones para el funcionamiento de los filtros rápidos					
Diámetro del filtro (m)	Altura de arena (cm)	Altura de grava (cm)	# de filtros	Tiempo de funcionamiento (h)	Caudal por filtro (l/s)
0.3	60	45	4	8	0.10

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Se utilizó arena como lecho filtrante con una altura de 60 cm y como material de soporte de la arena se usó 45 cm de grava cumpliendo con las capas y tamaños establecidos en la tabla 8 según Romero (1999).

Tabla 8: Composición de la grava como soporte.

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

Fuente: Romero (1999)

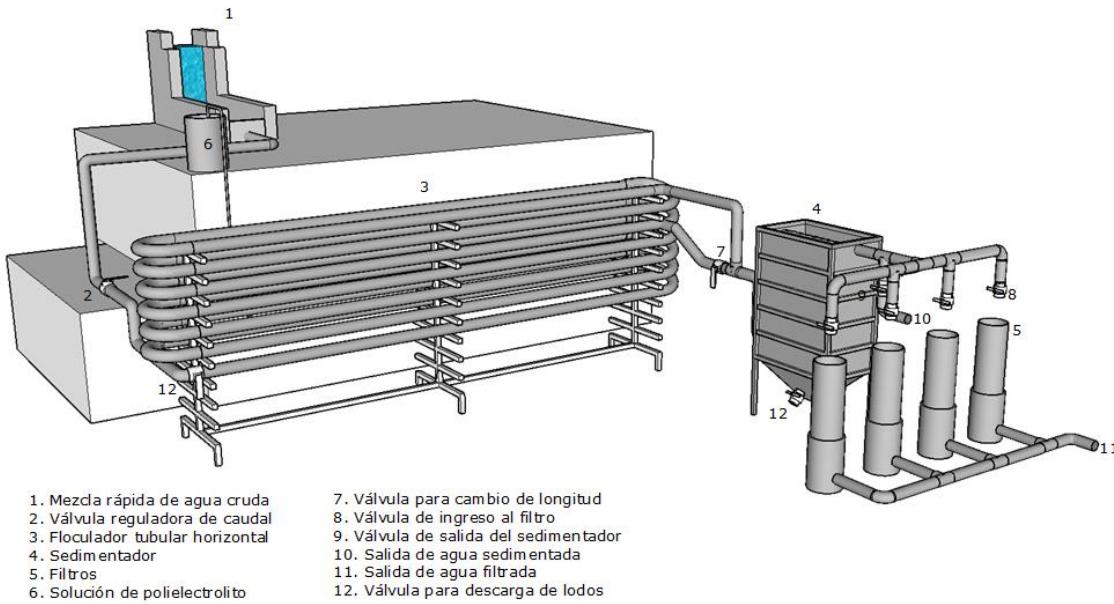


Figura 14: Modelo 3D del sistema piloto para el tratamiento de agua potable
Fuente: Méndez & Trelles (2021)

4.2 EVALUACIÓN DEL TIEMPO DE RETENCIÓN TEÓRICO Y REAL

4.2.1 Evaluación de tiempo de retención teórico

El tiempo de retención teórico (TRT) se identificó mediante la ecuación 15 y se calculó mediante los caudales propuestos de 0.25, 0.5, 0.75, 1 y 2 l/s, tomando en cuenta las dos longitudes previamente establecidas del FTH (68.4 y 97.6 m) y el diámetro de la tubería. Se obtuvieron los tiempos de retención anotados en la tabla 8, se puede identificar la diferencia de tiempo que existe entre ambas longitudes, notando que existe una tendencia entre estas. En los cálculos se puede observar que este tiempo es ligeramente mayor al propuesto que fue de 12.5 min para el diseño de 97.6.

$$Q = 1 \frac{l}{s} = 1 \times 10^{-3} \frac{m^3}{s}$$

$$D = 0.1016 \text{ m}$$

$$L_1 = 68.4 \text{ m}$$

$$L_2 = 97.6 \text{ m}$$

$$V_1 = 68.4 \text{ m} * \frac{\pi * 0.1016 \text{ m}^2}{4} = 0.55 \text{ m}^3$$

$$V_2 = 97.6 \text{ m} * \frac{\pi * 0.1016 \text{ m}^2}{4} = 0.79 \text{ m}^3$$



$$t_1 = \frac{0.55 \text{ m}^3}{1 \times 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{s}}} = 554.4 \text{ s} = 9.14 \text{ min} \quad t_2 = \frac{0.79 \text{ m}^3}{1 \times 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{s}}} = 791.3 \text{ s} = 13.1 \text{ min}$$

4.2.2 Evaluación de tiempo de retención real

Para determinar el tiempo de retención real (TRR) se aplicó la prueba de trazadores, identificándose que el volumen máximo del FTH para la longitud de 97.6 m fue de 0.8 m³, también se determinó que una concentración de 400 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$ de NaCl fue suficiente para cada prueba de trazadores. Es así como se determinaron los valores del TRR mediante el análisis de los datos obtenidos, para lo cual fue necesario graficar curvas de concentración-tiempo, estos valores se los aprecia en la tabla 9, llegando a identificar que los valores están cercanos a los tiempos de retención teóricos.

A medida que el caudal operacional disminuye el tiempo de retención en el reactor aumenta (Tabla 9). Cuando nos referimos al mismo caudal, el tiempo de retención aumenta en el cambio de longitud a 97.6 m del FTH, debido al incremento en el volumen del reactor. En la tabla 9 se representa los diferentes tiempos de retención teórico (TRT) y tiempos de retención real (TRR) para las dos longitudes del FTH.

En el caudal de 2 l/s para ambas longitudes, tanto el TRR y TRT es menor al tiempo de retención recomendado para floculadores convencionales por parte de los diferentes autores citados por Romero (1999) en la tabla 11. Para la longitud de 68.4 m con un caudal de 1 l/s no se cumple con el tiempo mínimo de 10 minutos tanto en el TRR y TRT. Sin embargo, al aumentar la longitud a 97.6 m con el caudal de 1 l/s, llega a superar el tiempo mínimo para la floculación. Si se toma en cuenta el tiempo de retención mínimo para la floculación según Garland et al. (2017), el cual está comprendido entre 10 y 30 minutos; para los caudales de 0.5 y 0.75 l/s con la longitud de 68.4 m del FTH, los TRR y TRT se encuentran en ese rango; para los caudales de 0.25, 0.5, 0.75 y 1 l/s con la longitud de 97.6 m del FTH, los TRR y TRT se encuentran en el rango recomendado.

Se puede identificar en la tabla 9, que los TRR son menores a los TRT en la longitud de 97.6 m, mientras que para la longitud de 68.4 m se mantiene la misma tendencia a excepción de los caudales de 0.5 y 0.75 l/s, en estos casos es mayor el TRR que el TRT; cabe recalcar que

esto se da por una mínima diferencia, esto podría atribuirse al ingreso de un mayor caudal a la PTAP durante las pruebas provocando fluctuaciones al caudal de operación, considerando que desde la unidad de mezcla rápida de la planta se transportó el agua para el sistema piloto.

Tabla 9: *Tiempo de retención teórico y real del FTH*

Longitud (m)	Caudal (l/s)	Tiempo de retención teórico (min)	Tiempo de retención real (min)
68.4	0.25	36.97	32.2
	0.5	18.48	19.1
	0.75	12.32	14.33
	1	9.24	7.25
	2	4.62	4.42
97.6	0.25	52.67	52.05
	0.5	26.33	22.43
	0.75	17.56	16.11
	1	13.17	12.3
	2	6.58	5.22

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

En la figura 15 se puede observar los diferentes TRR y TRT para los caudales operacionales tanto para la longitud de 68.4 m y de 97.6 m del FTH.

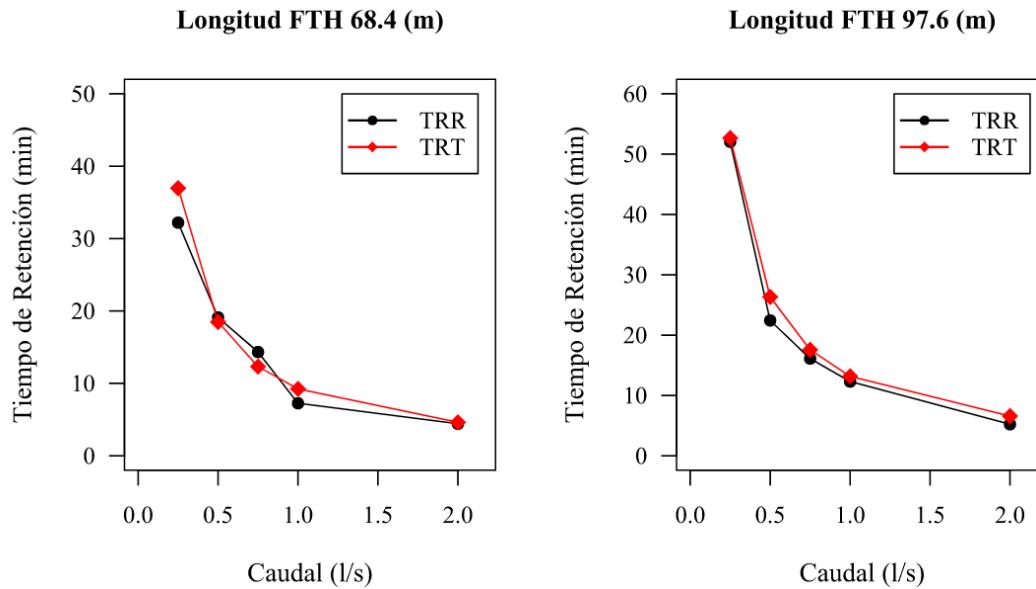


Figura 15: Tiempos de retención real y teórico de las longitudes del FTH
Fuente: Méndez & Trelles (2021)

4.3 EVALUACIÓN DEL GRADIENTE DE VELOCIDAD

A modo de ejemplo se presenta en el anexo 5 el cálculo del gradiente de velocidad para un caudal de 1 l/s y longitud de 97.6 m, este mismo procedimiento se lo realizó para los demás caudales y longitudes.

Los resultados indicaron una relación directa entre el gradiente hidráulico (\bar{G}) y el caudal operacional. De igual manera, el \bar{G} calculado tanto con el TRR como con el TRT aumenta al incrementar la longitud del FTH para un mismo caudal; sin embargo, es insignificativo este incremento en el gradiente (tabla 10).

Para los caudales de 0.25, 0.5, 0.75 y 1 l/s en las dos longitudes, los valores de \bar{G} se encuentran ubicados en los rangos recomendados por los diversos autores para los floculadores convencionales (tabla 11), tanto para el \bar{G} calculado con el TRR como para el \bar{G} calculado con el TRT. No obstante para el caudal de 2 l/s en las dos longitudes del FTH, el valor de \bar{G} calculado con los dos tiempos de retención supera los 100 s^{-1} , que es el valor máximo recomendado para floculadores convencionales (Romero, 1999). Los valores de \bar{G} están representados en la tabla 10. Sin embargo si se toma en cuenta el rango que sugieren Mohammed & Shakir (2018) para \bar{G} , el cual comprende entre 10 y 75 s^{-1} , solo los caudales de 0.5, 0.75 y 1 l/s cumplen con el rango establecido por estos autores tanto para \bar{G} con TRR y TRT.

Tabla 10: *Gradiente de velocidad teórico y gradiente de velocidad real del FTH*

Longitud (m)	Caudal (l/s)	Gradiente hidráulico teórico (s^{-1})	Gradiente hidráulico real (s^{-1})
68.4	0.25	6.15	6.59
	0.5	16.82	16.54
	0.75	29.27	27.14
	1	41.13	46.44
	2	109.62	112.09
97.6	0.25	6.21	6.24
	0.5	16.97	18.39
	0.75	29.50	30.80
	1	41.35	42.78
	2	110.13	123.67

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

El gradiente de velocidad calculado usando el tiempo de retención real (\bar{G}_{TR}) y el gradiente calculado usando el tiempo de retención teórico (\bar{G}_{TT}), para ambas longitudes están expresados en la figura 16. Solo en el caudal de 2 l/s en la longitud de 97.6 m es significativa la diferencia entre el \bar{G}_{TT} y \bar{G}_{TR} .

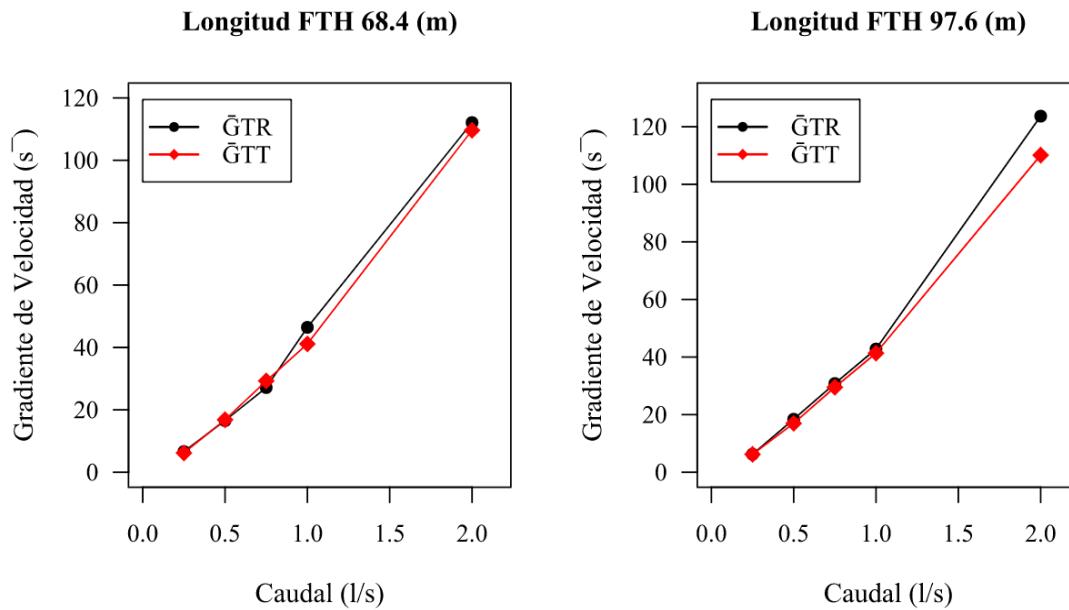


Figura 16: Gradiente de velocidad real y teórico de las longitudes del FTH
Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 11: Rangos de gradiente de velocidad y tiempo de retención teórico recomendados para floculadores hidráulicos convencionales

Autor	Gradiente de Velocidad (s ⁻¹)	Tiempo de Retención (min)
Smethurst	20 - 100	10 - 60
Arboleda	10 - 100	15 - 20
Insfopal (flujo horizontal)	-	15 - 60
Hardenbergh y Rodie	-	20 - 50
Fair y Geyer	-	10 - 90
AWWA	5 - 100	10 - 60

Fuente: Romero (1999)



4.4 EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRAÚLICO DEL FTH MEDIANTE EL MÉTODO SIMPLIFICADO DE WOLF RESNICK

En el anexo 8 se puede observar los cálculos realizados para un caudal de 1 l/s y una longitud de 97.6 m, además se puede identificar en base a la tabla 12 que los porcentajes de flujo pistón se encuentran en el rango de 88.5 % a 94.11 %. Esto nos indica que si bien estos valores son altos no superan los valores de flujo pistón de un floculador horizontal convencional ya que se encuentran alrededor del 95 % establecido según Rojas & García (2010). Esta diferencia en los porcentajes de flujo pistón podría atribuirse principalmente a los 13 giros de 180° existentes en el sistema, el fluido pasa por un proceso de mezcla o turbulencia llegando a tener porcentajes de poco más del 10% de flujo mezclado, además se podría atribuir al ingreso de aire al sistema provocando un comportamiento errático en el caudal y por ende aumentando el porcentaje de mezcla en el sistema.

Rojas & García (2010) también nos indica que mientras más cercano se encuentra el flujo pistón al 100% la eficiencia del floculador aumenta. Debemos añadir que el porcentaje de espacios muertos es negativo, en este estudio no se detectó espacios muertos en el sistema, esto se puede atribuir a la configuración del sistema ya que el flujo pistón no permite que existan estas zonas, teniendo una ventaja frente a los floculadores hidráulicos horizontales convencionales, en los cuales debido al uso de pantallas rectangulares se podrían producir cortocircuitos en el sistema.



Tabla 12: Porcentajes flujo pistón, flujo mezclado y espacios muertos de todos los caudales

Longitud	Caudal	Ecuación	valor de a	Valor de b	R2	error estándar	error medio absoluto	%P	%M	m*
68.4	0.25	$\ln(1-F(t)) = 8.75064 - 8.42073(t/t_0)$	8.75	-8.42	98.33	0.19	0.16	89.74	10.26	-0.15
	0.5	$\ln(1-F(t)) = 10.1537 - 6.50166(t/t_0)$	10.15	-6.50	99	0.15	0.13	91.03	8.97	-0.71
	0.75	$\ln(1-F(t)) = 11.7424 - 7.43647(t/t_0)$	11.74	-7.43	96.08	0.36	0.29	92.15	7.85	-0.71
	1	$\ln(1-F(t)) = 12.9807 - 12.9278(t/t_0)$	12.98	-12.92	97.45	0.28	0.19	92.85	7.15	-0.08
	2	$\ln(1-F(t)) = 7.7437 - 4.73155(t/t_0)$	7.74	-4.73	98.86	0.16	0.12	88.56	11.44	-0.84
97.6	0.25	$\ln(1-F(t)) = 9.54051 - 6.08172(t/t_0)$	9.54	-6.08	97.59	0.22	0.18	90.51	9.49	-0.73
	0.5	$\ln(1-F(t)) = 10.366 - 8.02142(t/t_0)$	10.36	-8.02	98.52	0.2	0.16	91.20	8.80	-0.41
	0.75	$\ln(1-F(t)) = 10.8456 - 8.32531(t/t_0)$	10.84	-8.32	95.66	0.34	0.28	91.56	8.44	-0.42
	1	$\ln(1-F(t)) = 9.05445 - 6.2873(t/t_0)$	9.05	-6.28	92.85	0.46	0.36	90.05	9.95	-0.59
	2	$\ln(1-F(t)) = 16.1483 - 13.0555(t/t_0)$	15.97	-16.32	92.77	0.46	0.32	94.11	5.89	-0.03
<ul style="list-style-type: none"> Los valores negativos indican que no existen zonas muertas en el sistema. 										

Fuente: Méndez & Trelles (2021)



Los valores de un flujo pistón obtenidos por Ispilco (2018) en un sistema de floculación horizontal convencional mediante el modelo de Wolf- Resnick fue de 89.4 %, y un flujo mezclado de 10.6 % no existiendo zonas muertas, mientras que Aguirre (2015), en su evaluación del sistema establece un flujo pistón de 93 % y 7 % de flujo mezclado. Analizando lo anterior con los valores obtenidos en estudio y presentados en la tabla 12 podemos identificar, que el único valor que se encuentra por debajo de ambos porcentajes es el hallado en el caudal de 2 l/s con una longitud de 68.4 m, correspondiente a un flujo pistón de 88.5 %. Si bien los porcentajes de flujo pistón son distintos entre ambos autores la diferencia no es significativa y los valores obtenidos en el FTH no se encuentran difiriendo de los mismos.

4.5 EVALUACIÓN DE LA DOSIS DE COAGULANTE

Una vez que el agua cruda ingresa a la unidad de mezcla rápida y luego de aplicada la dosificación de coagulante respectiva, se derivó el caudal correspondiente para cada una de las pruebas en el FTH. Con lo cual se garantizó la correcta dosificación para los diferentes caudales y turbiedades experimentales con las cuales se trabajó. La dosificación del floculante (polímero catiónico) se la ubicó a 1/4 de la longitud total del FTH. Para regular el caudal del agua cruda se utilizó una válvula tipo mariposa antes del FTH. Adicionalmente se instaló una válvula tipo globo antes del primer tubo del sistema para la limpieza del floculador y el desfogue de lodos. El mantenimiento del FTH se efectuó semanalmente cuando la turbiedad del agua cruda fue menor a 50 NTU y cada 4 días cuando la turbiedad fue mayor a 50 NTU, en el proceso de limpieza se pudo identificar que no se depositaba una cantidad significativa de lodos.

Para la longitud de 68.4 m la turbiedad de agua cruda (TAC) máxima registrada fue de 240.18 NTU con una dosis correspondiente de sulfato de aluminio de 52.1 mg/l, perteneciente al caudal operacional de 0.50 l/s. La TAC mínima registrada durante las pruebas en esta longitud fue de 8.82 NTU con una dosis de 19.4 mg/l de alumbre para un caudal de 2 l/s. Las TAC y dosis de alumbre que se utilizaron en los diferentes caudales de la longitud de 68.4 m del FTH se encuentran expresadas en la figura 17.

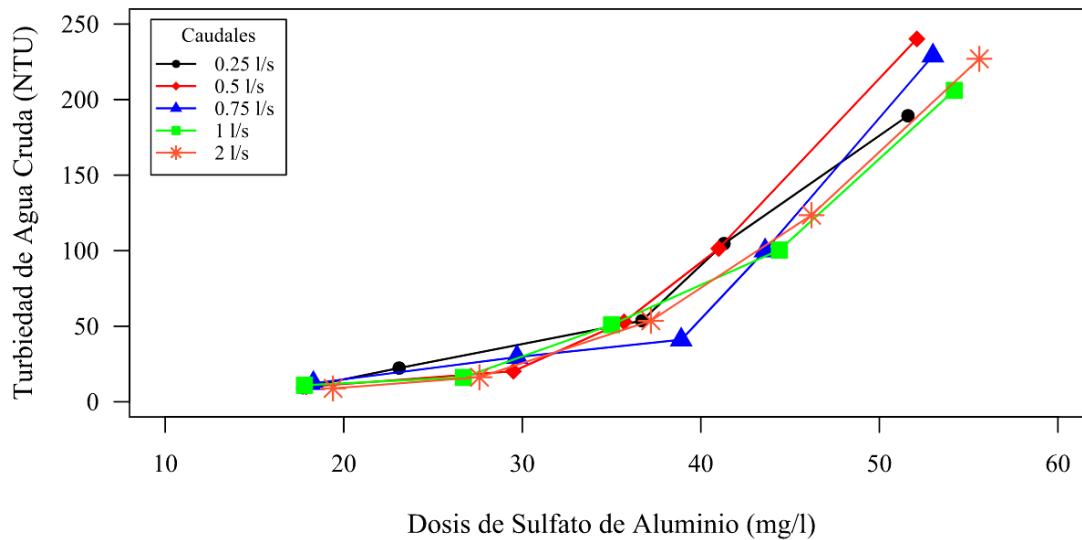


Figura 17: Dosis de coagulante para longitud de 68.4 m
Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Para la longitud de 97.4 m, en el caudal de 1 l/s, la TAC máxima registrada fue de 249.6 NTU, con dosis de alumbre de 55.6 mg/l. Mientras que la TAC mínima registrada fue de 7.93 NTU, con dosis de alumbre de 17.7 mg/l, para un caudal de 0.25 l/s. En la figura 18 se encuentran representadas las diferentes TAC y dosis de alumbre de la longitud 97.4 del FTH. La dosis mínima de sulfato de aluminio fue de 17.7 mg/l, esta dosis se utilizó para ambas longitudes del FTH; cuando la TAC era de 9.3 NTU para el sistema con 68.4 m y de TAC de 7.93 NTU para el sistema con 97.6 m, en ambos casos esta dosis fue utilizada en las pruebas con caudal de 0.25 l/s.

En el sistema piloto con longitud de 97.6 m se utilizó una dosis máxima de alumbre de 55.6 mg/l en las pruebas con la caudales de 1/s y 2 l/s y TAC de 249.6 NTU y 227 NTU respectivamente, en la longitud de 68.4 m también la dosis máxima fue de 55.6 mg/l, en la prueba con 2 l/s y TAC de 227 NTU. en estas pruebas es cuando hay un mayor rango de dosis de coagulante para el FTH en contraste a los otros caudales operacionales y TAC.

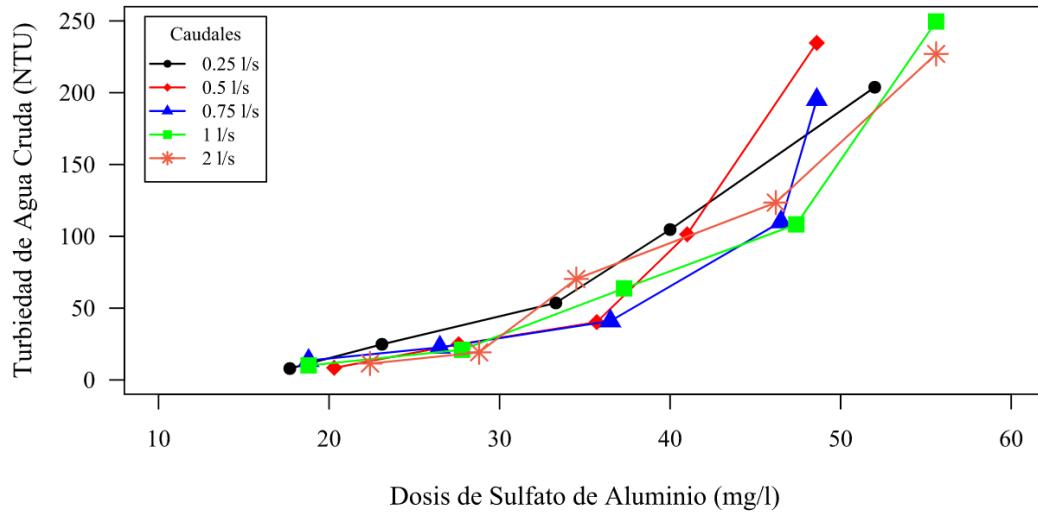


Figura 18: Dosis de coagulante para longitud de 97.6 m
Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Para el conjunto de datos de TAC y dosis de alumbre del FTH se determinó que no hay distribución normal mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilks modificado, debido a que en ambas series de datos $p<0.05$. Al no presentar distribución normal en estos conjuntos de datos se realizó la correlación de dos variables usando el coeficiente de correlación de Spearman. El valor de Spearman (ρ) para la serie de datos de TAC y dosis de alumbre en el FTH es de 0.97, siendo una correlación muy fuerte según la tabla 4.

4.6 TURBIEDAD Y COLOR A LA SALIDA DE LAS UNIDADES DEL SISTEMA PILOTO Y PTAP "BAYAS"

4.6.1 *Turbiedad y color a la salida del sedimentador*

Para cada caudal operacional se calculó la media aritmética (Media), mediana (Me), desviación estándar (SD), el valor mínimo (Min) y valor máximo (Max) de remoción de turbiedad y color en el sedimentador combinando las dos longitudes del FTH. En la tabla 13 se describen estos parámetros estadísticos para cada caudal.

Tabla 13: *Parámetros estadísticos de turbiedad y color a la salida del sedimentador piloto para diferentes caudales previo tratamiento en el FTH*

Caudal (l/s)	Longitud FTH 68.4 m									
	Turbiedad (NTU)					Color (Pt-Co)				
	Media	Me	SD	Min	Max	Media	Me	SD	Min	Max
0.25	7.78	8.15	3.68	3.76	12.00	73.40	76.00	37.92	31.00	113
0.50	7.11	7.92	4.25	2.97	13.10	67.00	75.00	37.08	28.00	116
0.75	7.88	5.98	3.46	4.95	13.40	72.90	57.00	29.37	45.00	116
1	7.08	6.82	2.29	4.40	10.30	68.00	66.00	25.35	39.00	105
2	23.05	22.00	14.88	6.81	43.75	148.35	145	68.24	67.00	248
Caudal (l/s)	Longitud FTH 97.6 m									
	Turbiedad (NTU)					Color (Pt-Co)				
	Media	Me	SD	Min	Max	Media	Me	SD	Min	Max
0.25	5.87	5.19	2.01	3.60	8.71	60.00	53.00	21.73	38.00	91
0.50	6.99	6.91	3.64	3.68	12.68	65.00	70.00	33.83	32.00	115
0.75	7.39	7.55	3.71	2.62	12.35	70.40	72.00	34.02	26.00	113
1	11.00	10.45	4.99	4.72	16.10	91.00	93.00	32.68	45.00	123
2	15.39	10.25	10.39	7.02	31.55	119.6	98.00	59.60	66.00	216

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Para la longitud de 68.4 m del FTH, la turbiedad máxima registrada a la salida del sedimentador piloto (SP) fue de 43.75 NTU; mientras que la turbiedad máxima en la longitud de 97.6 m tuvo un valor de 31.55 NTU. Estas turbiedades máximas fueron registradas en el SP para un caudal de 2 l/s y TAC ≥ 200 NTU. Por otro lado en la PTAP la máxima turbiedad a la salida del sedimentador fue de 4.60 NTU a pesar que la TAC fue de 237.44 NTU. Estos valores altos de turbiedad en el sedimentador del sistema piloto se deben a que el caudal de 2 l/s es superior al del diseño del FTH. Sin embargo las turbiedades para el caudal de diseño de 1 l/s en la longitud de 97.6 m son mayores respecto a la longitud de 68.4 m, esto puede ser debido a la rotura de flóculos que ocasiona el aumento en la longitud del reactor.

A continuación en la figura 19 se representa las medianas y sus valores máximos y mínimos de las series de datos de las turbiedades registradas a la salida del SP para ambas longitudes del FTH y para el sedimentador de la PTAP “Bayas”.

El máximo valor de color registrado a la salida del SP en la longitud de 68.4 m fue de 248 Pt-Co para la longitud de 68.4 m en la prueba con caudal de 2 l/s y TAC ≥ 200 NTU. De igual manera, para la longitud de 97.6 m con un caudal de 2 l/s a la salida del SP, se registró un valor máximo de color de 216 Pt-Co, prueba realizada con TAC ≥ 200 NTU. Sin embargo,

en la PTAP el máximo color registrado en el sedimentador de la PTAP fue de 41 Pt-Co, a pesar que la TAC fue superior a los 200 NTU. Estos valores máximos de color se obtuvieron con el caudal superior al del diseño, lo que disminuye el tiempo de retención para la adecuada formación de flóculos; no obstante, la reducción tanto de color como de turbiedad son mayores al aumentar la longitud del FTH con este caudal.

La figura 20 representa las medianas de color para cada uno de los caudales de las dos longitudes del FTH, sus valores máximos y mínimos registrados en el sedimentador del sistema piloto.

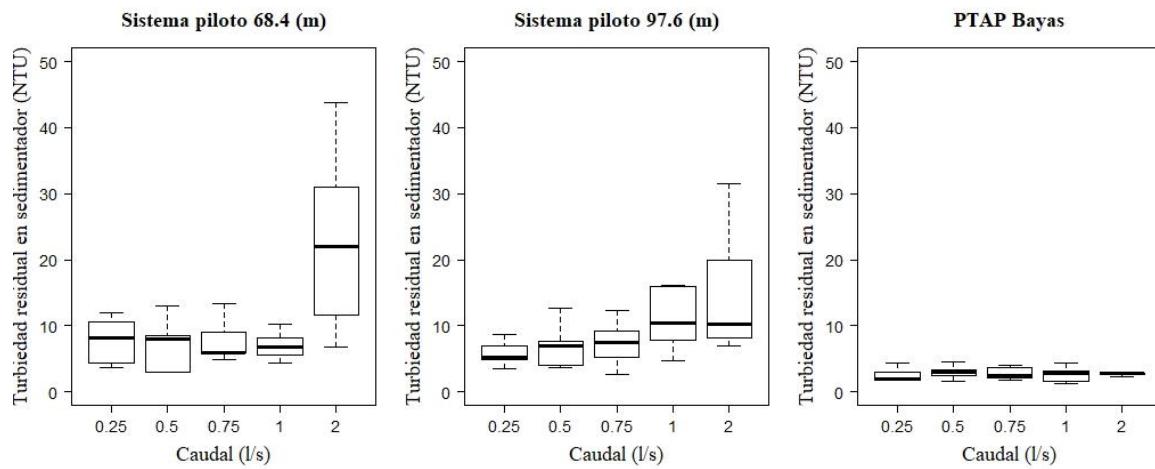


Figura 19: Turbiedad en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP "Bayas"

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

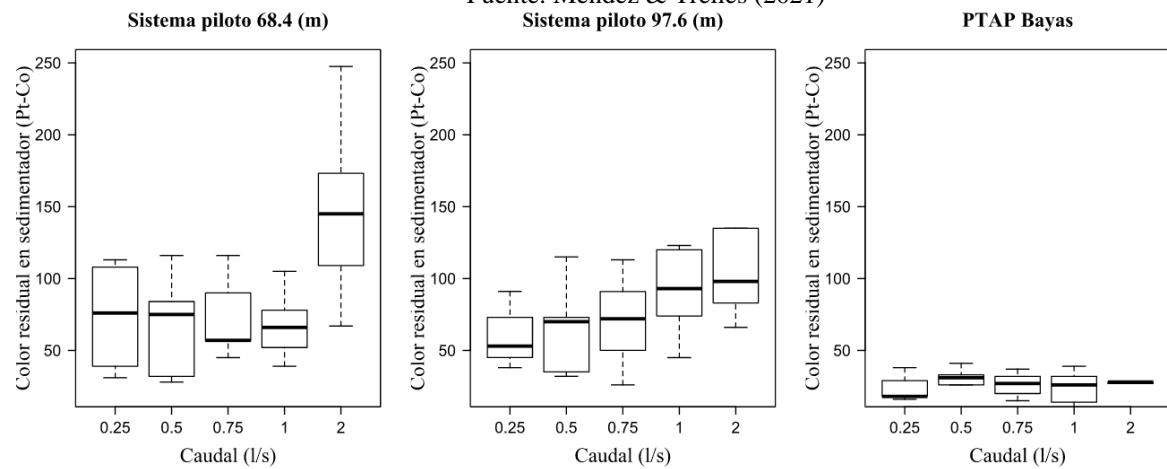


Figura 20: Color en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP "Bayas"

Fuente: Méndez & Trelles (2021)



4.6.2 Turbiedad y color a la salida del filtro

De igual manera se calculó la media aritmética (Media), mediana (Me), desviación estándar (SD), el valor mínimo (Min) y valor máximo (Max) de turbiedad y color a la salida del filtro piloto para cada caudal en ambas longitudes del FTH. En la tabla 14 se detallan estos parámetros estadísticos de turbiedad y color para cada caudal.

Tabla 14: *Parámetros estadísticos de turbiedad y color a la salida del filtro piloto para diferentes caudales previo tratamiento en el FTH*

Caudal (l/s)	Longitud FTH 68.4 m									
	Turbiedad (NTU)					Color (Pt-Co)				
	Media	Me	SD	Min	Max	Media	Me	SD	Min	Max
0.25	0.21	0.16	0.16	0.11	0.49	0	0	0	0	0
0.50	0.32	0.32	0.12	0.20	0.51	0	0	0	0	0
0.75	0.41	0.47	0.14	0.24	0.53	0	0	0	0	0
1	0.34	0.31	0.10	0.22	0.48	0	0	0	0	0
2	0.56	0.56	0.12	0.39	0.73	1	1	0.71	0	2
Caudal (l/s)	Longitud FTH 97.6 m									
	Turbiedad (NTU)					Color (Pt-Co)				
	Media	Me	SD	Min	Max	Media	Me	SD	Min	Max
0.25	0.24	0.22	0.07	0.17	0.36	0	0	0	0	0
0.50	0.29	0.27	0.09	0.20	0.44	0	0	0	0	0
0.75	0.35	0.37	0.12	0.19	0.51	0	0	0	0	0
1	0.39	0.43	0.12	0.24	0.53	0	0	0	0	0
2	0.63	0.68	0.13	0.45	0.76	1	1	0.71	0	2

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

La máxima turbiedad registrada a la salida del filtro piloto (FP) fue de 0.73 NTU para el caudal de 2 l/s, este valor pertenece a la prueba realizada con la longitud de 68.4 m y TAC de 227 NTU. Para la longitud de 97.6 m, la máxima turbiedad registrada fue de 0.76 NTU en la prueba de 0.25 l/s con TAC de 11.44 NTU. En la PTAP se registró la máxima turbiedad de 0.52 NTU, prueba realizada con TAC de 10.13 NTU.

Todos los valores de turbiedad registrados a la salida del FP de ambas longitudes del FTH y del filtro de arena de la PTAP “Bayas” cumplen con la normativa INEN 1108, cuyo valor máximo permisible es de 5 NTU. Sin embargo hay que considerar que al utilizar caudales superiores al del diseño, disminuyó los tiempos de retención, ocasionando que no haya una adecuada formación de flóculos, impidiendo la retención en el sedimentador, colmatando más rápido el filtro piloto y provocando que la calidad de agua empeore.

En la figura 21 se observa la tendencia del incremento de las medianas de la turbiedad a medida que aumenta el caudal operacional, siendo esta tendencia más evidente en el FTH.

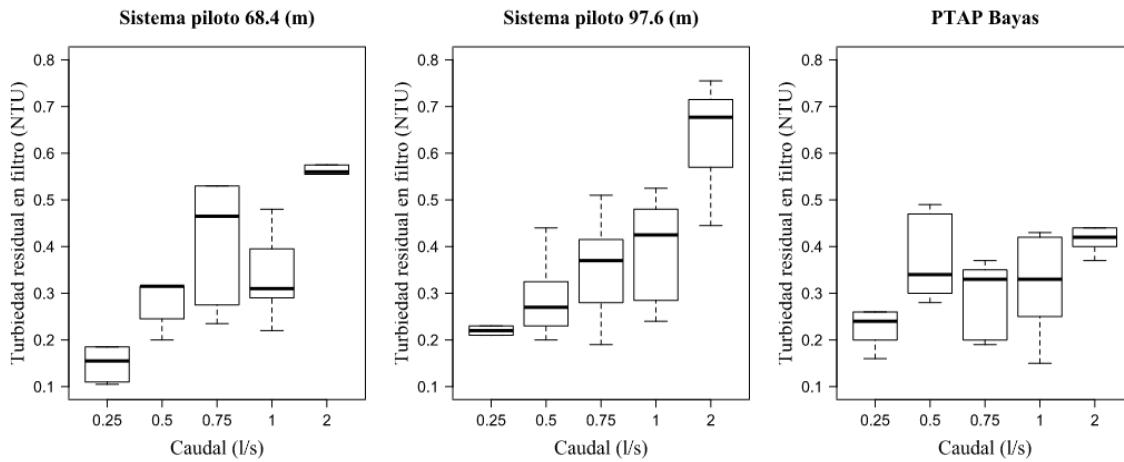


Figura 21: Turbiedad en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP “Bayas”
Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Para el caudal de 2 l/s se registraron valores de color de 2 Pt-Co a la salida del FP tanto para 68.4 m como 97.6 m de longitud del FTH, considerados valores atípicos debido a que la mediana en ambas longitudes para este caudal fue de 1 Pt-Co. Para el caso de la PTAP “Bayas” todas las medianas de las pruebas realizadas fueron de 0 Pt-Co. Para caudales iguales o menores al caudal de diseño (1l/s) el color fue de 0 Pt-Co.

El color a la salida del filtro del sistema piloto con FTH, como a la salida del filtro de la PTAP “Bayas” cumplen con la normativa INEN 1108, siendo el valor máximo permisible de 15 Pt-Co. La figura 22 representa las medianas de color a través del FP en cada caudal de las longitudes del FTH y en el filtro de la PTAP “Bayas”.

Estos parámetros de color como de turbiedad cumplen con las condiciones necesarias para la distribución de agua potable según la norma INEN 1108, estos valores a la salida del filtro del sistema piloto no tienen una diferencia significativa contrastando con una PTAP, sin embargo esto solo sucede en la unidad de filtración.

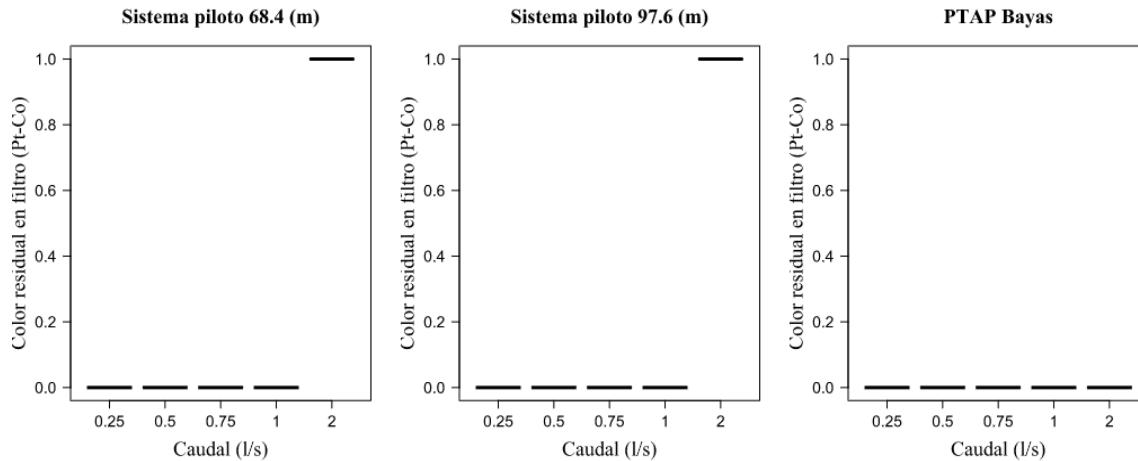


Figura 22: Color en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP "Bayas"
Fuente: Méndez & Trelles (2021)

4.7 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE TURBIEDAD Y COLOR EN EL SISTEMA ESTUDIADO

4.7.1 Eficiencia de remoción en sedimentador

La tabla 15 representa la media aritmética (Media), mediana (Me), desviación estándar (SD), el valor mínimo (Min) y valor máximo (Max) de la eficiencia de remoción de turbiedad y color a la salida del sedimentador piloto para cada caudal al utilizar las dos longitudes del FTH.

Tabla 15: Parámetros estadísticos de la eficiencia de remoción de turbiedad y color a la salida del sedimentador piloto para cada caudal y longitud del FTH

Caudal (l/s)	Longitud FTH 68.4 m									
	Turbiedad (%)					Color (%)				
	Media	Me	SD	Min	Max	Media	Me	SD	Min	Max
0.25	81.69	84.80	13.30	59.62	93.66	77.75	78.42	8.22	66.30	88.33
0.50	85.25	85.03	9.40	70.20	94.55	80.89	79.89	7.25	71.43	90.50
0.75	81.06	79.73	14.26	59.59	94.15	77.25	75.18	12.92	60.87	90.73
1	76.15	91.37	24.69	37.72	95.00	72.23	87.23	24.20	36.84	90.77
2	53.07	58.96	26.56	22.79	80.73	49.54	56.97	28.87	17.42	80.18
Caudal (l/s)	Longitud FTH 97.6 m									
	Turbiedad (%)					Color (%)				
	Media	Me	SD	Min	Max	Media	Me	SD	Min	Max
0.25	80.84	90.33	23.50	39.34	95.73	76.77	86.95	19.27	43.75	91.35
0.50	82.03	83.99	15.25	56.32	92.60	78.63	78.53	11.56	61.45	91.26

0.75	79.93	91.67	21.35	43.87	93.67	74.89	85.01	21.72	38.46	91.13
1	74.02	85.32	20.56	50.24	93.55	71.46	80.11	19.35	46.24	91.28
2	70.23	83.89	21.43	38.68	86.10	65.20	79.85	21.60	41.55	82.76

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

En la figura 23 se puede evidenciar como en el sistema piloto al aumentar el caudal operacional hay menores valores de la eficiencia de remoción (ER) en el sedimentador. Aunque al aumentar la longitud del FTH a 97.6 m, esta tendencia se reducen significativamente, sobre todo para caudales de 0.75, 1 y 2 l/s. Para el caso de la PTAP, para todos los caudales, la ER fue similar. La mínima ER en el FTH, se presentó para caudales de 2 l/s, justamente debido a la sobrecarga de caudal al sedimentador, al duplicar el caudal de diseño.

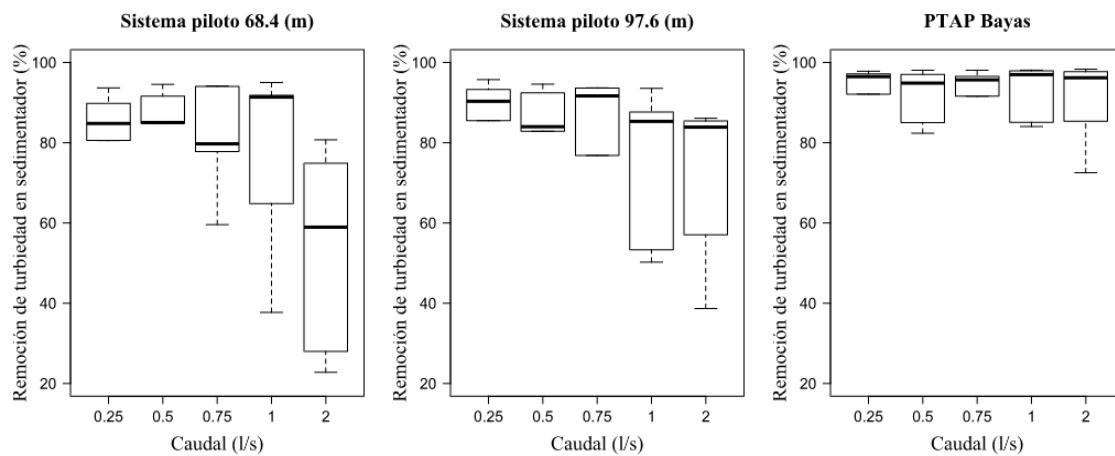


Figura 23: Eficiencia de remoción de turbiedad en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP “Bayas”

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

En los caudales de 0.25, 0.5, 0.75 y 1 l/s, la ER de turbiedad en el sedimentador fue mayor en el sistema piloto con la longitud del FTH de 68.4 m respecto a la longitud de 97.6 m. Sin embargo para el caudal de 2 l/s, la ER en la unidad de sedimentación es mayor en la longitud de 97.6 m, con un 70.23 % de eficiencia, en relación a la ER de 53.07 % en la longitud de 68.4m. Por tanto, para caudales superiores al de diseño, se requerirá una longitud del FTH mayor de 70 m con la finalidad de aumentar la ER de la turbiedad en el sedimentador. A

continuación en la figura 24 se representa la ER de este parámetro en ambas longitudes del FTH.

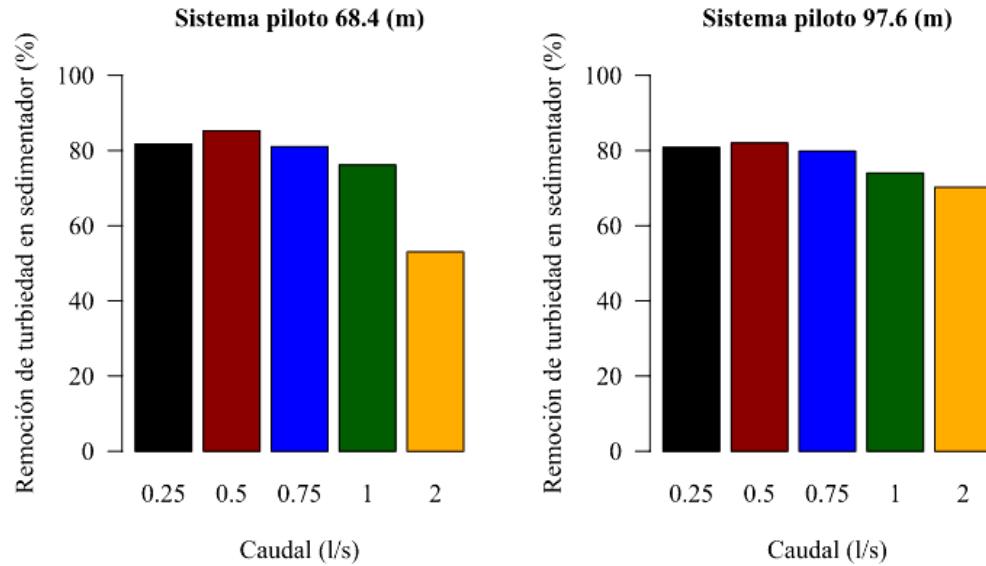


Figura 24: Eficiencia de remoción de turbiedad en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

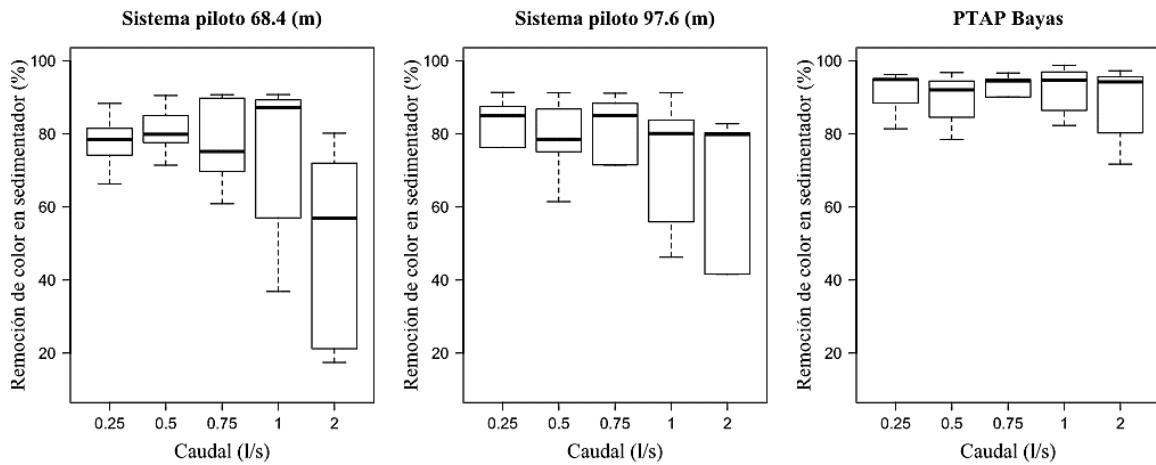


Figura 25: Eficiencia de remoción de color en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP “Bayas”

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

De igual manera que en el caso anterior, la ER de color a la salida del sedimentador es mayor en la PTAP en comparación con el sistema piloto. En la figura 25 se observa como en la

PTAP hay un incremento en las medianas en relación del FTH. Tanto para la longitud de 68.4 m y 97.6 m se puede evidenciar como el rango de los valores mínimos de ER de color en los caudales de 1 y 2 l/s es mayor respecto a los otros caudales.

Para la ER de color a la salida del sedimentador, hay mayor ER en la primera longitud 1 del FTH (68.4 m), respecto a la segunda longitud (97.6 m), para los caudales de 0.25, 0.5, 0.75 y 1 l/s. Algo similar a lo sucedido en el caso de la turbiedad. Para el caudal de 2 l/s, la ER fue mayor en la segunda longitud (97.6m) del FTH piloto, por aumentar el tiempo de residencia en el reactor, siendo de 65.20 %. En tanto, para la longitud de 68.4 m, la ER fue de 49.54 %. En la figura 26 se representa en gráficos de barras las ER de color de ambas longitudes del FTH para cada caudal operacional a la salida del sedimentador.

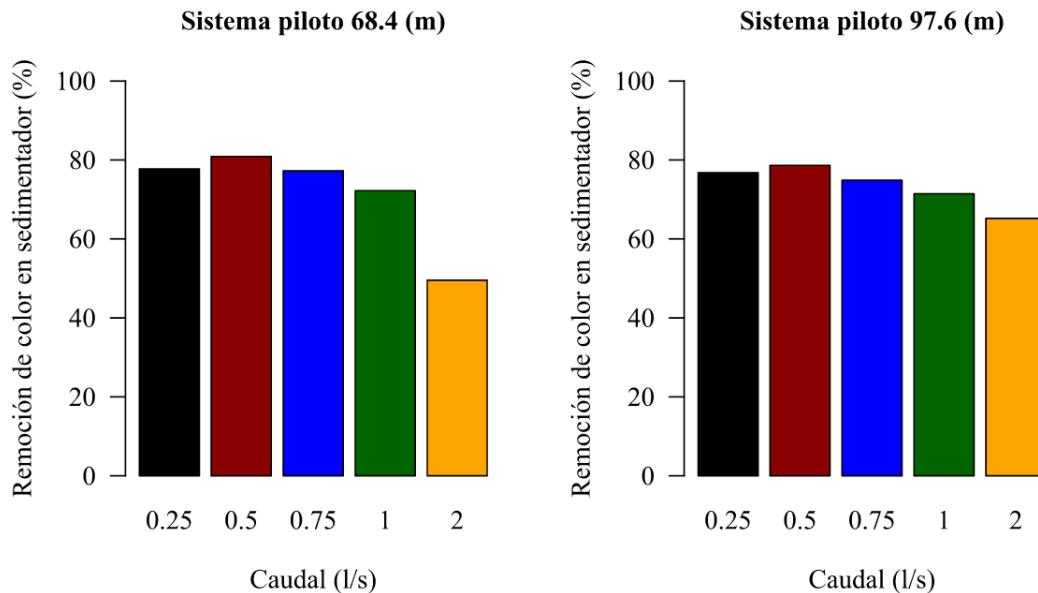


Figura 26: Eficiencia de remoción de color en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m
Fuente: Méndez & Trelles (2021)

4.7.2 Eficiencia de remoción en filtro piloto

A continuación, en la tabla 16 se representa diferentes parámetros estadísticos como la media aritmética (Media), mediana (Me), desviación estándar (SD), valor mínimo (Min) y valor máximo (Max) de la ER de turbiedad y color a la salida del filtro piloto para cada caudal operacional usando ambas longitudes del FTH.

Tabla 16: Parámetros estadísticos de la eficiencia de remoción de turbiedad y color del filtro piloto para diferentes caudales previo tratamiento en el FTH

Caudal (l/s)	Longitud FTH 68.4 m									
	Turbiedad (%)					Color (%)				
	Media	Me	SD	Min	Max	Media	Me	SD	Min	Max
0.25	99.48	99.65	0.43	98.82	99.90	100	100	0	100	100
0.50	98.94	99.62	1.25	96.83	99.79	100	100	0	100	100
0.75	98.91	98.71	0.74	98.08	99.88	100	100	0	100	100
1	98.76	99.39	1.40	96.39	99.86	100	100	0	100	100
2	97.88	98.93	2.50	93.65	99.68	99.64	99.84	0.47	98.82	100
Caudal (l/s)	Longitud FTH 97.6 m									
	Turbiedad (%)					Color (%)				
	Media	Me	SD	Min	Max	Media	Me	SD	Min	Max
0.25	99.12	99.57	1.09	97.23	99.84	100	100	0	100	100
0.50	98.91	99.50	1.26	96.80	99.81	100	100	0	100	100
0.75	98.78	99.16	1.48	96.21	99.86	100	100	0	100	100
1	98.99	99.33	0.88	97.62	99.79	100	100	0	100	100
2	97.88	99.19	2.62	93.40	99.69	99.56	99.85	0.75	98.23	100

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

En la figura 27 se puede observar como la ER de turbiedad a la salida del filtro del sistema piloto presenta un comportamiento similar en las dos longitudes del FTH para cada caudal. Esta ER puede ser comparada al de la PTAP convencional, debido a que se ha logrado alcanzar ER superiores al 99 % en todos los caudales y para las dos longitudes del sistema piloto. La PTAP presentaron valores mínimos de 94.87 y 96.74 % en las pruebas realizadas en simultaneo en los caudales de 0.5 y 2 l/s del FTH, y que todas las medianas son superiores al 99 % en este sistema convencional.

Para los caudales de 0.25, 0.5, 0.75 y 1 l/s, en ambas longitudes del FTH la ER promedio de turbiedad es superior a 98.7 % en la unidad de filtración, sin embargo para el caudal de 2 l/s la ER promedio en las dos longitudes del sistema piloto es de 97.88 %, una eficiencia relativamente alta considerando que el tiempo de retención en ambas longitudes no es está en el margen de los 10 min sugeridos por los autores citados previamente para una adecuada floculación. No obstante, la inadecuada formación de flóculos debido al tiempo de retención en el caudal de 2 l/s en el FTH puede ocasionar una saturación o colmatación rápida en los filtros de arena del sistema piloto provocando que el mantenimiento de esta unidad sea en

intervalos cortos de tiempo. En la figura 28 se representa la ER de turbiedad en la unidad de filtración del sistema piloto del FTH.

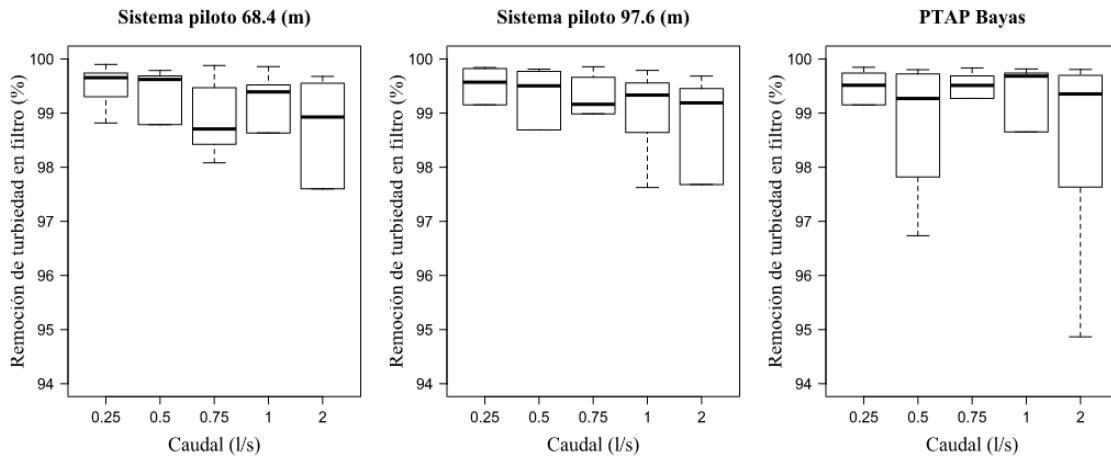


Figura 27: Eficiencia de remoción de turbiedad en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP “Bayas”

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

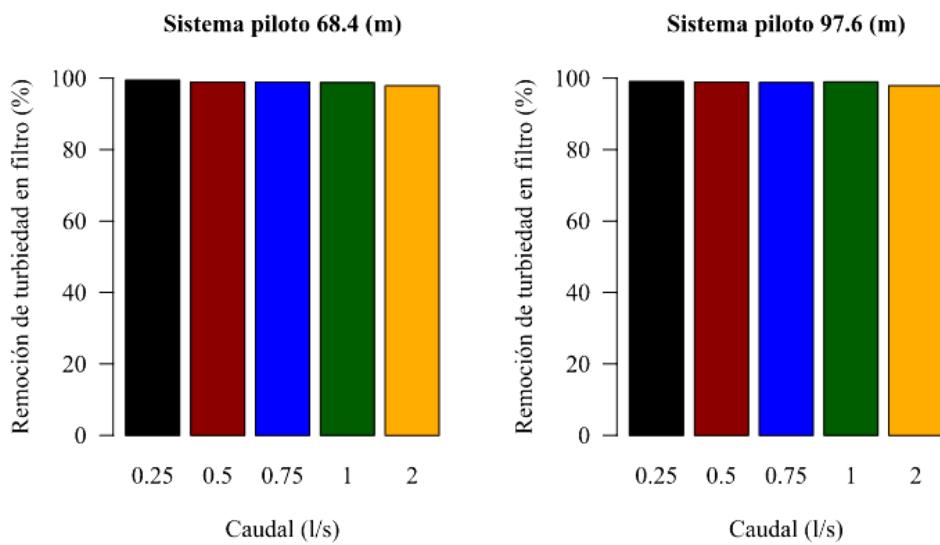


Figura 28: Eficiencia de remoción de turbiedad en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

La ER de color a la salida del filtro en el sistema piloto es más alta en los caudales de 0.25, 0.5, 0.75 y 1 l/s para ambas longitudes del FTH, no obstante en el caudal de 2 l/s para las dos

longitudes también se obtuvo valores altos incluso del 100 % para algunas de las pruebas realizadas. En la PTAP en todas las pruebas realizadas se obtuvo valores altos de ER de este parámetro. En la figura 29 se presenta las medianas de ER de color a la salida del filtro en los tres sistemas estudiados.

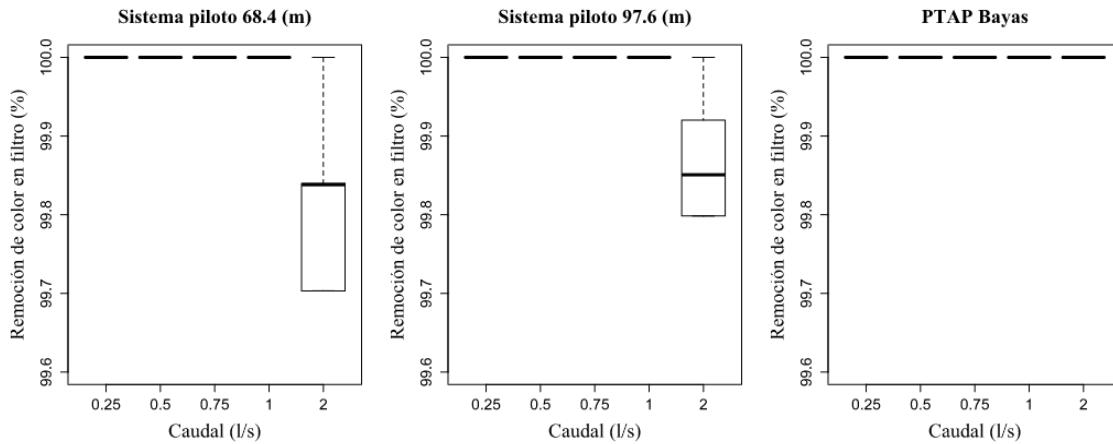


Figura 29: Eficiencia de remoción de color en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP “Bayas”

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

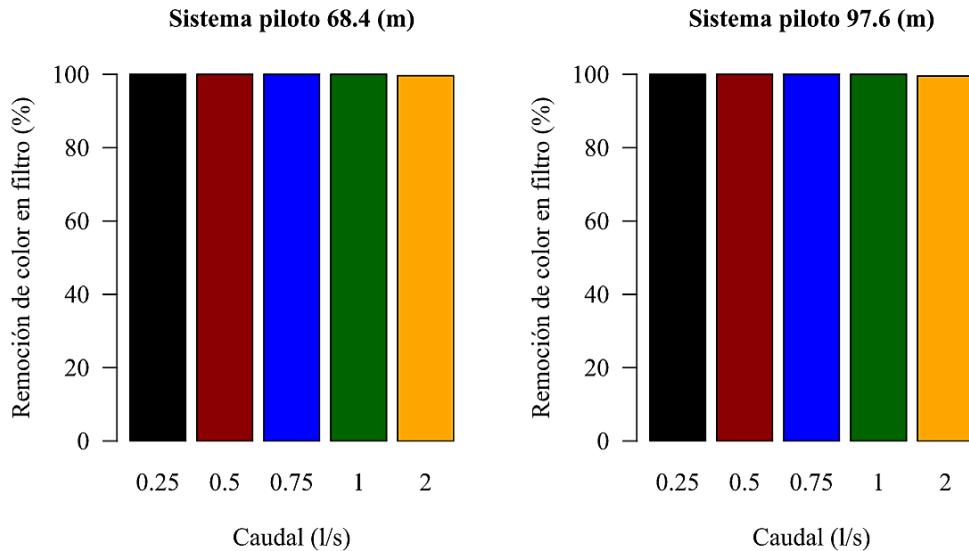


Figura 30: Eficiencia de remoción de color en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

La figura 30 representa la remoción de color a la salida del filtro en el sistema piloto, siendo la menor ER en los caudales de 2 litros en ambas longitudes, con 99.64 % para la longitud de 68.4 m, mientras que 99.56 % para la longitud de 97.6 m. Sin embargo la diferencia en la



ER del caudal de 2 l/s no es muy significativa al comparar con los caudales de 0.25, 0.5, 0.75 y 1 l/s que presentan una ER máxima del 100 %, esto para ambas longitudes. Por lo tanto al igual que en el caso de la turbiedad, el color también cumple con los estándares necesarios para el suministro de agua potable usando un FTH.

4.8 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE TURBIEDAD Y COLOR EN LOS SISTEMAS ESTUDIADOS

4.8.1 Eficiencia de remoción de la turbidez y color en el sedimentador del sistema piloto variando las longitudes del FTH y de la PTAP Bayas

En la tabla 17 se representa la media aritmética (Media), mediana (Me), desviación estándar (SD), el valor mínimo (Min) y valor máximo (Max) de la eficiencia de remoción de la turbiedad y color en el sedimentador combinando las dos longitudes del FTH y la eficiencia del sedimentador de la PTAP Bayas.

Tabla 17: *Parámetros estadísticos de la eficiencia de remoción de turbiedad y color a través del sedimentador en los sistemas estudiados*

Sistema	Turbiedad (%)					Color (%)				
	Media	Me	SD	Min	Max	Media	Me	SD	Min	Max
68.4 m	75.45	80.73	20.89	22.79	95.00	71.53	77.62	20.45	17.42	90.77
97.6 m	77.41	85.42	19.37	38.68	95.73	73.39	80.11	18.06	38.46	91.35
PTAP	91.80	96.19	7.56	72.53	98.33	90.14	96.19	7.67	71.72	98.78

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

La PTAP Bayas tuvo la máxima ER promedio de turbiedad a la salida del sedimentador con 91.80 %, seguido del sistema piloto de 97.6 m de longitud y luego del sistema con FTH de 68.4 m, con una ER de 77.41 % y 75.45 % respectivamente. Sin embargo al excluir el caudal de 2 l/s, hay un ligero incremento en la ER, siendo de 81.04 % para turbiedad en la longitud de 68.4 m del reactor, de igual manera en la longitud de 97.6 m la ER incrementa siendo de 79,20 %, aunque el incremento no es proporcional respecto a la longitud de 68.4 m. Por lo tanto al incluir el caudal de 2 l/s la mayor ER de turbiedad y color se da en la longitud de 97.6 m, mientras que al excluir el caudal mencionado, la ER es mayor en la longitud de 68,4 m para turbiedad y color.



En el estudio de D Oliveira & Teixeira (2017) utilizaron un floculador helicoidal tubular (FHeT) para la remoción de turbiedad con diferentes longitudes comprendidas entre 1.89 m y 36.84 m. La ER promedio en el (FHeT) y decantador fue superior a 80%, con máxima remoción de 86.2 %, donde los mejores resultados se dieron con los menores gradientes de velocidad; en las dos longitudes del FTH no superan el promedio de ER que en el estudio del FHeT, sin embargo los valores máximos de ER en el FTH si son mayores que el valor máximo del FHeT.

Las medianas de la ER de turbiedad a la salida del sedimentador para la PTAP, para el sistema de 97.6 m y el sistema de 68.4 m fueron de 96.19, 85.42 y 80.73 % respectivamente. Sin embargo al no considerar el caudal de 2 l/s en ambas longitudes del FTH, hay un ligero incremento en las medianas siendo de 84.95 % para el sistema de 68.4 m, mientras que para el sistema de 97.6 m, la mediana es de 86.60 %. En la figura 31 se representa las medianas de la ER de los sistemas estudiados, así como sus valores máximos y mínimos considerando el caudal de 2 l/s.

El máximo valor de ER de la PTAP fue de 98.33 % para una TAC \geq 200 NTU. En el FTH, para la longitud de 97.6 m, el máximo valor de ER fue de 95.73 % para una TAC \geq 200 NTU. En la longitud de 68.4 m, el máximo valor de ER fue de 95 % con TAC \geq 200 NTU. La mínima ER se presentó en el sistema de 68.4 m con 22.79 %, con TAC \approx 10 NTU. La mínima ER en la longitud de 97.6 m fue de 38.68 %, con TAC \approx 10 NTU. Para la PTAP, la mínima ER fue de 72.53 %, esto, cuando se realizó las pruebas con TAC \approx 10 NTU. Los valores máximos no cambian al excluir el caudal de 2 l/s, sin embargo si cambian al tratarse de los valores mínimos, incrementando la ER con una diferencia significativa en la longitud de 68.4 m del FTH, siendo de 37.72 %, mientras que para la longitud de 97.6 m no es significativa la variación en el valor mínimo, siendo de 38.46 %.

Lo anterior evidencia, como al bajar la turbiedad de agua cruda a \approx 10 NTU, la eficiencia de remoción es menor tanto para las dos longitudes del FTH del sistema piloto, así como la PTAP "Bayas". Por otro lado, las mayores eficiencias de remoción de este parámetro se dan cuando las turbiedades de agua cruda son mayores a 200 NTU, para los tres sistemas estudiados.

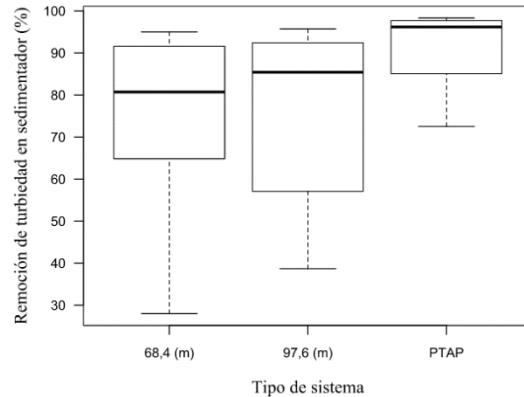


Figura 31: Valores máximos y mínimos de eficiencia de remoción de turbiedad en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP “Bayas”

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Al igual que en el caso de la turbiedad, la mediana del color es mayor en la PTAP, seguido del sistema piloto con longitud de 97.6 m y finalmente con la longitud de 68.4 m, con 94.43, 80.11 y 77.62% respectivamente. Hay una pequeña variación en las medianas del sistema del FTH al excluir el caudal de 2 l/s, siendo de 79.15 % para el sistema de 68.4 m, mientras que para el sistema de 97.6 m, la mediana es de 81.94 % para color.

El valor máximo de ER de color se dio en la PTAP con 98.78 %, esto cuando se realizó pruebas con $\text{TAC} \geq 200 \text{ NTU}$. En el FTH, el valor máximo de ER se dio en la longitud de 97.6 m con 91.35%, en la prueba con $\text{TAC} \geq 200 \text{ NTU}$. Mientras que, en la longitud de 68.4 m el valor máximo de ER fue de 90.73% cuando se realizó la prueba con $\text{TAC} \geq 200 \text{ NTU}$. hay variación en los valores máximos de color al excluir el caudal de 2 l/s.

Los valores mínimos de ER de color en el sedimentador se dieron en la longitud de 68.4 m con 17.42 %, en la prueba con $\text{TAC} \approx 20 \text{ NTU}$. En la longitud de 97.6 m, el valor mínimo de ER fue de 38.46 % en la prueba con $\text{TAC} \approx 10 \text{ NTU}$. Finalmente el valor mínimo de ER en la PTAP fue de 71.72 % con $\text{TAC} \approx 10 \text{ NTU}$. De igual manera que en el caso de la turbiedad, hay un incremento en el valor mínimo a 36.84 % en el sistema con 68.4 m, mientras que para el sistema con 97.6 m no hay variación en el valor mínimo. En la figura 32 se representa las medianas de la ER de color en el sedimentador de las longitudes del FTH y de la PTAP, así como los valores máximos y mínimos de los sistemas estudiados.

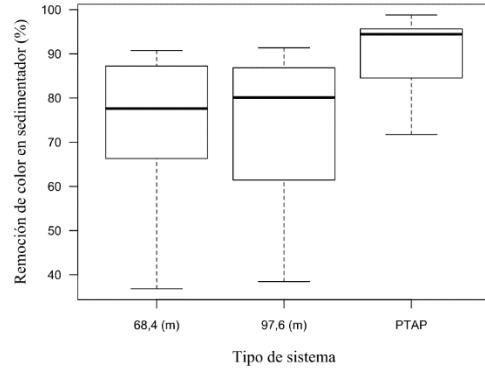


Figura 32: Valores máximos y mínimos de eficiencia de remoción de color en el sedimentador piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el sedimentador de la PTAP “Bayas”

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

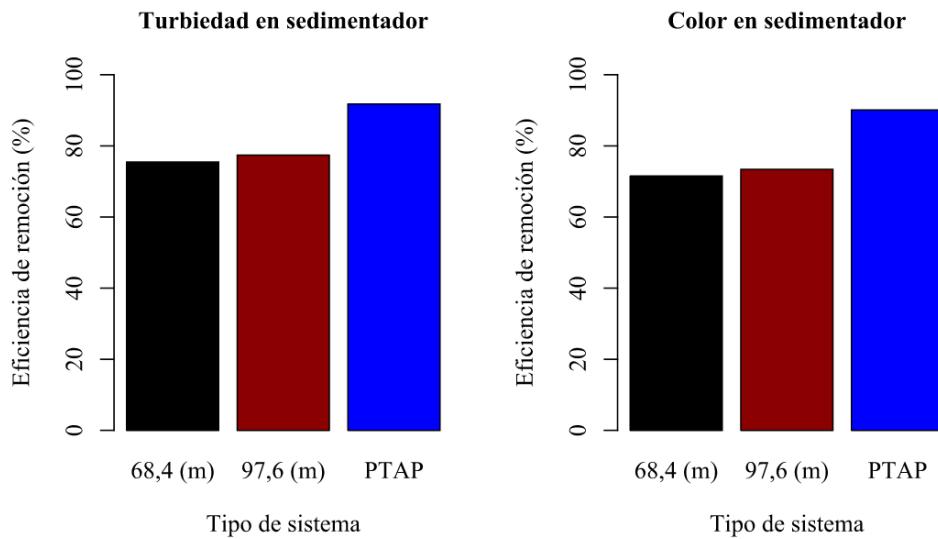


Figura 33: Eficiencia de remoción de turbiedad y color en los sistemas estudiados a la salida de la unidad de sedimentación

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Se puede evidenciar en la figura 33 la diferencia en la ER de los parámetros estudiados en la unidad de sedimentación de la PTAP respecto al sistema piloto. Para la PTAP “Bayas” la ER para turbiedad es de 91.80 %, mientras que 90.14 % para color, en el sistema piloto se dio mayor ER con la longitud de 97.6 m, siendo para turbiedad 77.41 % y para color 73.39 %. Por otro lado con la longitud de 68.4 m se logró una ER de 75.45 % para turbiedad y 71.53 % para color. A nivel general la ER es mayor en la longitud de 97.6 m del sistema piloto,



esto es debido a la gran diferencia de ER que hay en el caudal de 2 l/s respecto a la longitud de 68.4 m.

Se vuelve a recalcar que se usó caudales mayores al de diseño en el sedimentador, lo cual puede ocasionar una mayor acumulación de lodos en la parte inferior del sedimentador si se trabaja con turbiedades muy altas y por tanto disminuir la eficiencia.

4.8.2 Eficiencia de remoción de la turbidez y color en los filtros del sistema piloto variando longitudes del FTH y de la PTAP Bayas

A continuación en la tabla 18 se representa la media aritmética (Media), mediana (Me), desviación estándar (SD), el valor mínimo (Min) y valor máximo (Max) de la eficiencia de remoción de turbiedad y color a la salida del filtro en las dos longitudes del sistema piloto del FTH y el filtro de la PTAP "Bayas".

Tabla 18: *Parámetros estadísticos de la eficiencia de remoción de turbiedad y color a través del filtro en función de la longitud del FTH estudiado*

Sistema	Turbiedad (%)					Color (%)				
	Media	Me	SD	Min	Max	Media	Me	SD	Min	Max
FTH 68.4 m	98.80	99.39	1.43	93.65	99.90	99.93	100	0.24	98.82	100
FTH 97.6 m	98.74	99.33	1.52	93.40	99.86	99.91	100	0.35	98.23	100
PTAP	98.78	99.51	1.41	94.87	99.85	100	100	0	100	100

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

En la PTAP "Rusko" ubicada en la ciudad de Tampere en Finlandia, la cual opera a través del proceso de coagulación – floculación de tipo convencional, flotación y filtración se obtuvo una remoción de turbiedad del 93 % usando sulfato de aluminio como coagulante (Matilainen et al., 2005). Esta eficiencia difiere al del sistema piloto con FTH de longitud de 68.4 m y 97.6 m, y al de la PTAP "Bayas", debido a que las ER fueron de 98.80 %, 98.74 % y 98.78 % respectivamente a la salida de la unidad de filtración. Sin embargo hay que tomar en cuenta que esta PTAP "Rusko" opera a un caudal de 1400 m³/h o 388.89 l/s, mientras que el diseño del sistema piloto con FTH es de 1 l/s y la PTAP "Bayas" está diseñada para operar a 20 l/s.

El valor máximo de ER de turbiedad a la salida del filtro se dio en la longitud 64.8 m con un valor de 99.9 %, para la prueba con caudal de 0.25 l/s y TAC \approx 100 NTU; para el sistema de 97.6 m la mayor ER fue de 99.86 % en la prueba con el caudal de 0.75 l/s y TAC \geq 200 NTU; finalmente el valor máximo de ER en la PTAP fue de 99.85 % cuando se realizó la prueba con TAC \approx 100 NTU en el FTH.

El valor mínimo de ER de turbiedad se dio en la longitud del FTH de 97.6 m, siendo de 92.53 %, en la prueba realizada con caudal de 2 l/s y TAC \approx 10 NTU. Para el mismo caudal y TAC mencionada se dio la mínima ER en la longitud del FTH de 64.8 m, siendo de 93.65 %. Finalmente, la mínima ER en la PTAP fue de 94.87 % cuando se realizó la prueba con TAC \approx 10 NTU. En la figura 34 se representa los valores máximos, valores mínimos y medianas de la remoción de turbiedad en el filtro en las dos longitudes del sistema piloto del FTH y de la PTAP.

Los valores mínimos de ER para ambas longitudes suceden en el caudal de 2 l/s con TAC \approx 10 NTU, sin embargo para ambas longitudes el valor mínimo de la ER a la salida del filtro en los otros caudales operacionales superó los 96 %.

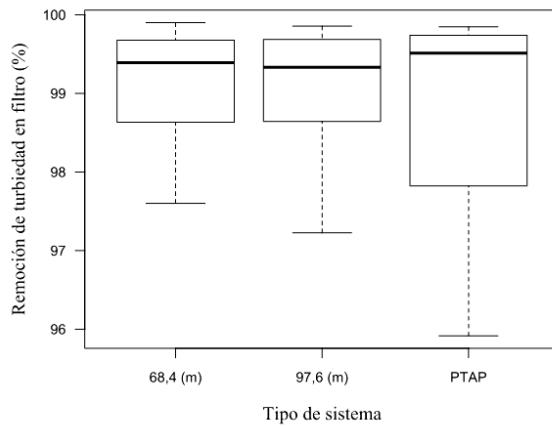


Figura 34: Valores máximos y mínimos de eficiencia de remoción de turbiedad en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP “Bayas”

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

En el sistema piloto con la longitud de 64.8 m y 97.6 m hubo valores máximos de ER de color del 100 % y valores mínimos de 98.82 y 98.23 % respectivamente. En la PTAP también hubo una ER general máxima del 100 % para este parámetro. Se puede evidenciar como en

la figura 35 las medianas de la ER del sistema piloto con ambas longitudes no presentan diferencia respecto a la mediana de la PTAP.

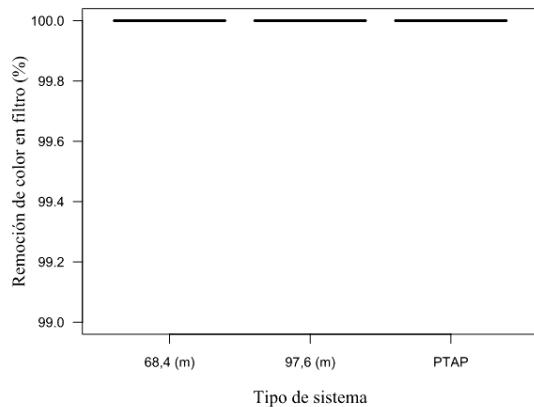


Figura 35: Valores máximos y mínimos de eficiencia de remoción de color en el filtro piloto con FTH de 68.4 m y 97.6 m; y en el filtro de la PTAP "Bayas"
 Fuente: Méndez & Trelles (2021)

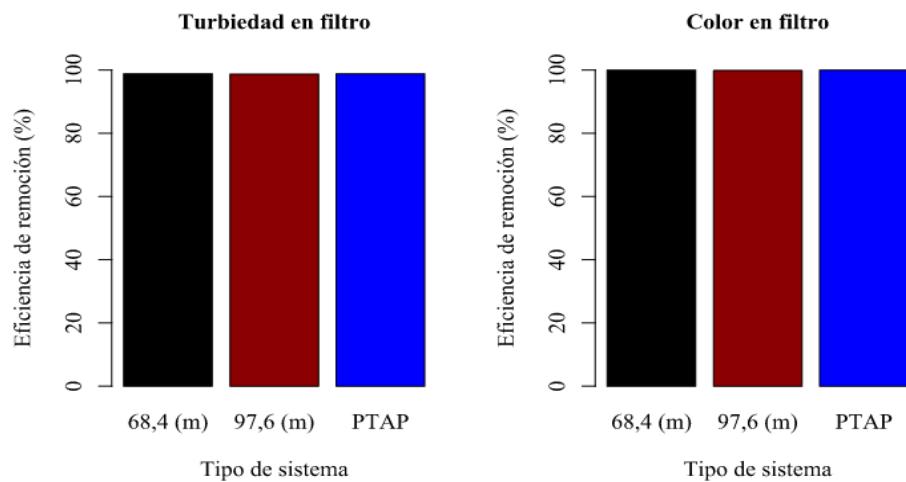


Figura 36: Eficiencia de remoción de turbiedad y color en los sistemas estudiados a la salida de la unidad de filtración
 Fuente: Méndez & Trelles (2021)

A pesar que en la unidad de sedimentación la ER para ambas longitudes era menor que en la PTAP, para la unidad de filtración está diferencia se reduce significativamente. En la longitud de 68.4 m del sistema piloto del FTH la ER fue de 98.80% para la turbiedad y de 99.93 % para color. Mientras que en el caso de la longitud del FTH de 97.6 m, la ER del sistema fue de 98.74 % para la turbiedad y 99.91% para el color. Finalmente en la PTAP "Bayas", la ER



fue de 98.78% para la turbiedad y 100 % para el color. La eficiencia de remoción de estos parámetros estudiados en el sistema piloto a la salida del filtro del FTH con ambas longitudes no difieren en contraste con la PTAP "Bayas". En la figura 36 se representa las eficiencias de remoción para turbiedad y color a la salida del filtro en los tres sistemas estudiados.

4.9 EVALUACIÓN ESTADÍSTICA

Al determinar si existe diferencia significativa en la turbiedad obtenida en los sedimentadores y filtros a través de la prueba de Wilcoxon el p value fue >0.05 , este valor permite validar la hipótesis nula, la cual establece que no hay diferencia significativa en la ER al cambiar la longitud del FTH tanto en la unidad de sedimentación como de filtración. Sin embargo, la diferencia entre la media aritmética y desviación estándar (SD) incrementa al evaluar la ER en ambas longitudes del FTH a la salida del sedimentador, respecto a la salida del filtro. En la tabla 19 se representa los valores p calculados mediante la prueba de Wilcoxon.

Tabla 19: *Valor p de la eficiencia de remoción en sedimentador y filtro del sistema piloto con FTH de 68.4 y 97.6 m*

Observación 1	Observación 2	Media diferencia	SD diferencia	Z	P value
Eficiencia de remoción de sedimentador (usando FTH 68.4 m)	Eficiencia de remoción de sedimentador (usando FTH 97.6 m)	-1.96	12.11	-0.63	0.55
Eficiencia de remoción de filtro (usando FTH 68.4 m)	Eficiencia de remoción de filtro (usando FTH 97.6 m)	0.06	0.59	0.34	0.74

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

En la tabla 20 se puede evidenciar que, cuando se compara la ER del sedimentador entre el sistema piloto con longitud del FTH de 68.4 m y la PTAP "Bayas", y la ER del sedimentador del sistema piloto con longitud de 97.6 m y la ER de la PTAP "Bayas", el p valor es <0.05 , siendo esta, evidencia para rechazar la hipótesis nula, estableciendo que si hay diferencia significativa en la ER del sedimentador cuando se usa un FTH, respecto a un sistema convencional con floculador hidráulico horizontal de pantallas. Sin embargo para la unidad



de filtración el p valor en ambos casos es >0.05 , siendo evidencia para confirmar la hipótesis nula de que no hay diferencia significativa en la ER cuando se incluye el proceso de filtración en un FTH respecto a un floculador hidráulico horizontal.

Tabla 20: *Valor p de la eficiencia de remoción en el sedimentador y filtro del sistema piloto con FTH y la PTAP “Bayas”*

Observación 1	Observación 2	Media diferencia	SD diferencia	Z	P value
Eficiencia de remoción de sedimentador (usando FTH 68.4 m)	Eficiencia de remoción de sedimentador PTAP Bayas	-18.09	18.29	-4.37	<0.0001
Eficiencia de remoción de filtro (usando FTH 68.4 m)	Eficiencia de remoción de filtro PTAP Bayas	-0.16	0.91	-0.90	0.39
Eficiencia de remoción de sedimentador (usando FTH 97.6 m)	Eficiencia de remoción de sedimentador PTAP Bayas	-12.88	11.08	-4.16	0.0002
Eficiencia de remoción de filtro (usando FTH 97.6 m)	Eficiencia de remoción de filtro PTAP Bayas	0.10	0.38	1.01	0.31

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Al establecer el caudal operacional como criterio de partición se calculó el p value para los cinco caudales, siendo >0.05 al evaluar la ER en el sedimentador con el cambio de longitud del FTH, validando la hipótesis nula de que no hay diferencia significativa en la ER entre la longitud de 68.4 m y la de 97.6 m, a pesar que en el caudal de 2 l/s el p valor es 0.06, siendo ligeramente mayor al nivel de significancia establecido de 0.05. Al evaluar la ER en el filtro, en los diferentes caudales el p valor es >0.05 , con lo cual también se valida la hipótesis nula de que no hay diferencia en la ER a través del filtro al aumentar la longitud del FTH. Sin embargo la diferencia en las medias aritméticas y en las desviaciones estándar de la ER son mucho menores para cada caudal cuando se utiliza el proceso de filtración. A continuación en la tabla 21 representa los p valor para la ER usando el FTH usando sedimentador y filtro.

Tabla 21: *Valor p de la eficiencia de remoción en el sedimentador y filtro en función de los caudales usados previo tratamiento con los FTH*

Sedimentador						
Caudal (l/s)	Observación 1	Observación 2	Media diferencia	SD diferencia	z	P value
0.25	Eficiencia de remoción usando FTH 68.4 m	Eficiencia de remoción usando FTH 97.6 m	0.85	10.94	-0.67	0.62
0.50			3.22	6.06	1.21	0.21
0.75			1.13	11.24	0.67	0.48
1			2.13	11.08	0.67	0.47
2			-17.16	10.44	-2.02	0.06
Filtro						
Caudal (l/s)	Observación 1	Observación 2	Media diferencia	SD diferencia	z	P value
0.25	Eficiencia de remoción usando FTH 68.4 m	Eficiencia de remoción usando FTH 97.6 m	0.36	0.69	1.48	0.13
0.50			0.03	0.08	0.94	0.34
0.75			0.14	1.01	-0.40	0.80
1			-0.23	0.56	-0.13	0.99
2			0.00	0.19	-0.13	0.98

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 22: *Valor p de la eficiencia de remoción en el sedimentador y filtro en función de la turbiedad del agua cruda previo tratamiento con el FTH*

Sedimentador						
Turbiedad (NTU)	Observación 1	Observación 2	Media diferencia	SD diferencia	z	P value
≈10	Eficiencia de remoción usando FTH 68.4 m	Eficiencia de remoción usando FTH 97.6 m	3.68	17.88	0.40	0.68
≈20			-3.13	16.15	-0.13	0.92
≈50			-8.39	12.72	-1.21	0.27
≈100			-0.87	5.86	-0.40	0.75
>200			-1.11	2.71	-0.67	0.58
Filtro						
Turbiedad (NTU)	Observación 1	Observación 2	Media diferencia	SD diferencia	z	P value
≈10	Eficiencia de remoción usando FTH 68.4 m	Eficiencia de remoción usando FTH 97.6 m	0.50	1.26	1.21	0.22
≈20			-0.11	0.36	-0.13	0.92
≈50			-0.06	0.20	-0.40	0.75
≈100			-0.03	0.12	-0.40	0.75
>200			-4.0E-03	0.06	-0.27	0.87

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Al tomar en cuenta la TAC que ingresa al FTH y evaluar la ER con el cambio de longitud se determinó que usando sedimentador y filtro, el valor p es >0.05 en los 5 rangos de TAC; por lo tanto hay evidencia para confirmar la hipótesis nula, estableciendo que no hay diferencia



significativa en la ER al incrementar la longitud del FTH, tomando en cuenta los diferentes rangos de TAC que ingresan al reactor. Sin embargo, al igual que en el caso anterior sobre los caudales como criterio de partición, también hay una menor diferencia en la media aritmética y desviación estándar al comparar estos conjuntos de datos de ER con el cambio de longitud al usar el filtro piloto. En la tabla 22 se representa los valores p de ER en sedimentador y filtro tomando en cuenta la TAC como criterio de partición.

4.10 MODELO DE ESTIMACIÓN DE REMOCIÓN DE TURBIDEZ

Es esencial definir un modelo que ayude en la determinación de la eficiencia en el sistema piloto, para esto es importante determinar las variables que influyen en el FTH. Se analizó 6 variables posiblemente correlacionadas con la eficiencia, estas son: Número de Reynolds, tiempo de retención, gradiente hidráulico, caudal de operación, turbiedad del agua cruda y longitud del sistema.

Tabla 23: *Matriz de correlación de factores influyentes en el sistema de FTH*

	Eficiencia	Reynolds	TRR	Gradiente	Caudal	Turbiedad	Longitud
Eficiencia	1						
Reynolds	-0.39	1					
TRR	0.24	-0.76	1				
Gradiente	-0.39	1	-0.71	1			
Caudal	-0.39	1	-0.76	1	1		
Turbiedad	0.62	0.04	-0.03	0.04	0.04	1	
Longitud	0.05	2.12x10-16	0.22	0.002	-2.97x10-15	0.02	1

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Mediante la matriz de correlación (tabla 23) se puede identificar las variables que poseen una correlación significante para el modelo, se identifica que la turbiedad es el factor que más influencia tiene con la eficiencia del FTH. Se aprecia que existe una relación entre TRR, Reynolds y Caudal con el Gradiente hidráulico, debido a que para su cálculo intervienen las variables mencionadas. Un factor importante en el modelo es que no exista colinealidad entre las variables, con las variables de Longitud, Gradiente y Turbiedad se pudo identificar que no existe colinealidad pero el p-valor es mayor a 0.15.



Para determinar un modelo ajustado a los resultados de eficiencia obtenidos en el proyecto, se utilizó el modelo estadístico de Stepwise de regresión lineal múltiple en donde se determinó que las variables influyentes fueron el gradiente hidráulico (s^{-1}) y la turbiedad (NTU) ya que cumplen con las condiciones estadísticas necesarias antes mencionadas.

Tabla 24: *Modelo para estimar la eficiencia del tratamiento usando un FTH*

Modelo obtenido	R^2
$Efic = 72.2 - 0.22\bar{G} + 0.16T$	0.56
$Efic = e^{[1.66+0.22 \log(T)-0.12 \log(\bar{G})]}$	0.66

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Se puede identificar en la tabla 24 que el modelo propuesto por Stepwise no se ajusta adecuadamente ya que tiene un R^2 de 0.56, el segundo modelo es una representación más cercana ya que posee un R^2 de 0.66 estos es debido a la aplicación de logaritmos en el modelo según Hussein et al. (2021), esto es poco representativo para toda la muestra pero nos sirve para tener una idea de cuál sería la eficiencia de remoción para turbiedades y gradientes altos. Vaneli & Teixeira (2019) han determinado modelos de estimación de remoción de turbidez para sistemas helicoidales cuyo R^2 es menor a 0.5, esto nos indica que para diseños tubulares es complicado determinar un modelo que se ajuste completamente al sistema.

4.11 RESUMEN DE COSTOS

El costo final generado por el proyecto de FTH fue elaborado en base al valor de todos los componentes utilizados en el sistema, los mismos que se los resumen en la tabla 25, el costo total se lo puede reducir evitando el uso de componentes U/Z ya que estos aumentan significativamente el costo y no necesariamente se los debe utilizar en el caso que no se requiera desmontar el sistema. Según Lárraga (2016), una PTAP de tipo convencional con la capacidad de 1 l/s costaría alrededor de \$ 41285.21, un precio demasiado elevado en contraste con los \$ 2013.5 del FTH, este valor representa una disminución del 95.12 %. Estos costos reducen debido a la mano de obra que generan las obras civiles, así como la sustitución del



concreto que hay en las unidades de las PTAP's convencionales, por tubería de PVC para el FTH y filtros; y aluminio para el sedimentador.

Tabla 25: *Resumen de materiales y precios utilizados*

Nº	Artículo	Precio unitario	Cantidad	Precio final
1	Tubo PVC 110mmx1.00mpa x 6mtrs. U/Z	28.75	16	460
2	Codo PVC 110mmx90 U/Z	16	26	416
3	Tee PVC 110mm U/Z	51	1	51
4	Brida campana PVC mm U/Z	23	1	23
5	Unión reparación 110mm U/Z	11	4	44
6	Codo 110mm E/C	11	6	66
7	Válvula wafer 110 mm	128.5	1	128.5
8	Válvula tipo globo 110mm	23	1	23
9	Válvula de bola PVC C/Unión Universal E/C 110 mm	52	1	52
10	Estante para tubería	840	1	840
			Total	2013.5

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

4.12 DISCUSION FINAL

A través de este estudio se pudo determinar que la eficiencia de remoción de turbiedad y color en un FTH no presenta una diferencia significativa al de una PTAP a la salida del filtro, debido a que el p valor < 0.05 para ambas longitudes, con una eficiencia general del sistema piloto de 98.77 % para turbiedad y 99.92 % para color mientras que el de la PTAP "Bayas" de 98.78 % para turbiedad y 100 % para color. Sin embargo la eficiencia a la salida del sedimentador piloto si representa una diferencia significativa cuando se compara cada longitud del FTH respecto al de la PTAP, p valor > 0.05 ; siendo la eficiencia de remoción general del sistema piloto para esta unidad de 76.43 % para turbiedad y 72.46 % para color, mientras que la PTAP la ER es de 91.80 % para turbiedad y 90.14 % para color a la salida del sedimentador.

Es importante mencionar que algunos parámetros de diseño tuvieron diferencia entre el sistema convencional y el sistema piloto. En la tabla 26 se puede observar que el tiempo de retención en el floculador convencional fue de 21 minutos, en tanto, en el FTH fue de 12.5



min. El tiempo de retención en el sedimentador de la PTAP Bayas fue de 35 min, en tanto, en el sedimentador piloto fue de 15 min para el caudal de diseño. La tasa de sedimentación en el sedimentador de la PTAP Bayas fue de $94 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, en tanto en el sedimentador piloto fue de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. La tasa de filtración fue la misma tanto en los filtros de la PTAP Bayas como en los filtro piloto. Como se puede observar en la tabla 26, la PTAP convencional tiene algunos parámetros que ofrecen una mejor eficiencia respecto al sistema piloto en estudio. A pesar de lo cual, el sistema Piloto FTH + sedimentador + filtro tuvo eficiencias similares a las de la PTAP floculador convencional + sedimentador + filtro.

Tabla 26: *Especificaciones del sistema piloto y de la PTAP convencional.*

Unidad	Tiempo de retención	Tasa de sedimentación	Tasa de filtración
Floculador tubular horizontal piloto	12.5 min		
Floculador de pantallas horizontal convencional	21 min		
Sedimentador de alta tasa de la PTAP convencional Bayas	35 min	$94 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$	
Sedimentador piloto de alta tasa	15 min	$120 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$	
Filtro de arena de la PTAP convencional Bayas			$120 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$
Filtro de arena piloto			$120 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Para evaluar la eficiencia del floculador tubular finalmente se hicieron pruebas control, es decir se uso el sistema piloto pero sin añadir coagulante. Para cada longitud del FTH se realizaron estas pruebas con el caudal de diseño y $\text{TAC} \approx 10 \text{ NTU}$, obteniendo una ER a la salida del sedimentador con la longitud de 68.4 m de 16.38 % para turbiedad y 12.91 % para color, mientras que con la longitud de 97.6 m la ER fue de 20.12 % y 16.73 % para turbiedad y color respectivamente. Estos valores de ER son demasiado inferiores en contraste a la ER cuando se usó sulfato de aluminio. Esto evidencia la importancia del uso de coagulante para eliminar la turbidez y color en agua cruda usando un FTH.



Mediante la implementación de este sistema de floculación se puede brindar un suministro de agua potable de 86400 L/día, abarcando la población de una comunidad rural de cerca de 720 habitantes con una dotación de 120 L/hab/día.

Una vez desestabilizadas las partículas en la coagulación, la colisión entre ellas se da de una manera eficiente en el FTH, permitiendo el crecimiento de los microflóculos, hasta formar flóculos de mayor tamaño. Esta buena formación de flóculos en el FTH ha tenido lugar tras someter a los microflóculos a una agitación lenta con gradientes entre 6.24 s^{-1} y 123.67 s^{-1} , permitiendo la unión de estos en agregados mayores o flóculos, visibles ya a simple vista y con la suficiente cohesión y densidad para someterlos a la siguiente etapa de sedimentación.

Los gradientes antes mencionados impidieron la rotura y disgregación de los flóculos ya formados. Por tanto se recomienda la utilización de FTH seguido de un tratamiento de sedimentación-filtración y desinfección sobre todo para poblaciones pequeñas, debido a su fácil implementación y bajo costo, siendo una opción para las JAAP's que poseen bajos recursos para mejorar el saneamiento de sus habitantes y poder así desarrollarse en un medio mucho más sano.

Los resultados del estudio permiten un aporte para el cumplimiento del sexto objetivo de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible que menciona: “Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos”. Cumplir este objetivo es un gran desafío considerando que existe limitaciones en el tratamiento y distribución del agua potable, particularmente en comunidades en desarrollo. Se ha presentado un sistema de potabilización eficientemente comprobado, de fácil implementación y de bajo costo.



CAPÍTULO V : CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 CONCLUSIONES

- Se identificó que la eficiencia del FTH piloto es alta, ya que alcanza una remoción de turbiedad de 76.43% a la salida del sedimentador, sin embargo si se excluye la eficiencia del caudal de 2 l/s, hay una remoción de 80.12 % de este parámetro, mientras que con la ayuda del filtro se puede obtener un porcentaje de remoción de 98.77%, con lo cual, el agua tratada estaría cumpliendo con los parámetros de turbiedad y color establecidos según la Norma INEN 1108. Implementando este sistema de floculación se podría dotar con agua de calidad a las comunidades en desarrollo y poder así mejorar su calidad de vida.
- Se determinó que los cálculos utilizados para el diseño de un floculador horizontal de pantallas son útiles para identificar parámetros de longitud y diámetro al momento de construir el FTH piloto, pudiendo así identificar la cantidad de materiales necesarios y sus respectivos costos.
- En base a las dos longitudes analizadas se obtuvo que la mejor eficiencia encontrada en la remoción de turbiedad y color en el sedimentador es la de 97.6 m siendo de 77.41% y 73.29% respectivamente; mientras que en la longitud de 68.4 m se obtuvieron valores de eficiencia de 75.45% y 71.21%. Sin embargo al no tomar en consideración la eficiencia del caudal de 2 l/s, la mejor eficiencia del sistema está en la longitud de 68.4 m con 81.04% y 77.03% para turbiedad y color; mientras que en la longitud de 97.6 m es de 79.20% y 75.44% respectivamente. Sin embargo se puede concluir, que, en función de la longitud del FTH no existe una diferencia significativa en la remoción. Esto se debe a que, en turbiedades \leq 100 NTU y caudales menores \leq 1 l/s, la longitud del FTH de 68.4 m tuvo eficiencias similares a la del FTH de 97.6 m, concluyendo que si se puede reducir 1/3 a la longitud para abaratar costos, la diferencia se marcó cuando al sistema se lo exigía utilizando caudales de aproximadamente el doble para lo que diseñado el sistema, con estos valores el sistema de filtración vio afectado ya que se saturaba inmediatamente.
- El sistema de tratamiento utilizado en la PTAP “Bayas” consta de un floculador horizontal convencional de pantallas, seguido de un proceso de sedimentación que



posee una eficiencia de remoción de 91.8%, existiendo una diferencia significativa con el FTH piloto ya que este obtuvo una eficiencia de 76.43% esto se puede atribuir a que el tiempo de retención es bajo a comparación con el floculador de la planta que tiene 21 minutos. El proceso de filtración en el sistema piloto ayuda a obtener porcentajes de remoción altos cercanos a los obtenidos en la PTAP “Bayas”, estos son 98.77% y 98.78% respectivamente.

5.2 RECOMENDACIONES

- Al implementar un FTH en comunidades rurales con tubería de PVC de 4 pulgadas de diámetro, para caudal es de 1 a 2 l/s, se debería aumentar la longitud a una mayor de 70 m con la finalidad de incrementar el tiempo de retención en el reactor y por ende el gradiente de velocidad.
- Si se desea trabajar con caudales menores a 0.5 l/s, se podría recomendar tubería de 3 pulgadas de diámetro.
- Añadir un desarenador previo a la mezcla rápida para remover maleza, ramas de árboles y sedimentos de gran volumen y así evitar el ingreso a la tubería del floculador, reduciendo la eficiencia.
- Se debe tener especial cuidado con el ingreso de aire al sistema ya que puede provocar que disminuya el caudal y por ende no se dé un tratamiento adecuado, es conveniente poner desaireadores a la entrada del sistema.
- Se debe añadir al sistema, la unidad de cloración con la finalidad de controlar y remover el parámetro microbiológico para evitar posibles infecciones a la salud de los consumidores.



CAPÍTULO VI : REFERENCIAS BLIBLIOGRAFICAS

- Abkar, L., Stoddart, A. K., & Gagnon, G. A. (2019). Sedimentation: Hydraulic improvement of drinking water biofiltration. *AWWA Water Science*, 1(5), 1–11. <https://doi.org/10.1002/aws2.1160>
- Aguirre, D. (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. In *Ekp* (Vol. 13).
- Ahumada, L. K., & Sanchez, I. D. (2019). Application of the Wilcoxon Test to correlate the results of the Saber 11 and Saber T&T Test. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 519(1). <https://doi.org/10.1088/1757-899X/519/1/012034>
- Anaya, A. I., Cauich, G. I., Funabazama, O., & Gracia, V. A. (2014). Evaluación de ecuaciones de factor de fricción explícito para tuberías. *Educacion Quimica*, 25(2), 128–134. [https://doi.org/10.1016/S0187-893X\(14\)70535-X](https://doi.org/10.1016/S0187-893X(14)70535-X)
- Anzalone, G. C., Glover, A. G., & Pearce, J. M. (2013). Open-source colorimeter. *Sensors (Switzerland)*, 13(4), 5338–5346. <https://doi.org/10.3390/s130405338>
- Asharuddin, S. M., Othman, N., Zin, N. S. M., Tajarudin, H. A., & Md Din, M. F. (2019). Flocculation and antibacterial performance of dual coagulant system of modified cassava peel starch and alum. *Journal of Water Process Engineering*, 31(July), 100888. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100888>
- Azizi, N., Homayoon, R., & Hojjati, M. R. (2019). Predicting the colebrook-white friction factor in the pipe flow by new explicit correlations. *Journal of Fluids Engineering, Transactions of the ASME*, 141(5). <https://doi.org/10.1115/1.4041232>



BA, T., TW, B., & TS, B. (2017). Analysis of Physical and Chemical Parameters in Ground Water Used for Drinking around Konso Area, Southwestern Ethiopia. *Journal of Analytical & Bioanalytical Techniques*, 08(05). <https://doi.org/10.4172/2155-9872.1000379>

BinAhmed, S., Ayoub, G., Al-Hindi, M., & Azizi, F. (2015). The effect of fast mixing conditions on the coagulation–flocculation process of highly turbid suspensions using liquid bittern coagulant. *Desalination and Water Treatment*, 53(12), 3388–3396. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.933043>

Brandt, M. J., Johnson, K. M., Elphinston, A. J., & Ratnayaka, D. D. (2017). Storage, Clarification and Chemical Treatment. In *Twort's Water Supply* (pp. 323–366). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-100025-0.00008-9>

Bubakova, P., & Pivokonsky, M. (2012). The influence of velocity gradient on properties and filterability of suspension formed during water treatment. *Separation and Purification Technology*, 92, 161–167. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.09.031>

Bubakova, P., Pivokonsky, M., & Pivokonska, L. (2011). A method for evaluation of suspension quality easy applicable to practice: The effect of mixing on floc properties. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 59(3), 184–195.

<https://doi.org/10.2478/v10098-011-0015-7>

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.

Campos, S. X., De Azevedo, E. R., Bonagamba, T. J., Vieira, E. M., & Di Bernardo, L. (2007). Color removal by coagulation, flocculation and sedimentation from water



containing humic substances with different apparent molecular sizes. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 56(5), 327–333.
<https://doi.org/10.2166/aqua.2007.009>

Carissimi, E., & Rubio, J. (2005). The floes generator reactor-FGR: A new basis for flocculation and solid-liquid separation. *International Journal of Mineral Processing*, 75(3–4), 237–247. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2004.08.021>

Cassardo, C., & Jones, J. A. A. (2011). Managing Water in a Changing World. *Water*, 3(2), 618–628. <https://doi.org/10.3390/w3020618>

Chaquinga, R., & Núñez, T. (2005). *CONSTRUCCION DE UN BANCO HIDRÁULICO PARA PÉRDIDA LOCALIZADAS E IMPLEMENTACIÓN DE SU SISTEMA AUTOMATIZADO DE MEDICIÓN* (Issue 1). UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO.

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

Chura, E., & Ardiles, R. (2005). PROPUESTA DE UNA PEQUEÑA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE EN EL MEDIO RURAL DE TACNA.

Ciencia & Desarrollo, 9, 87–90. <https://doi.org/10.33326/26176033.2005.9.176>

de Oliveira, Danieli Soares, & 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>

Di Rienzo, J., Balzarini, M., Robledo, C., Casanoves, F., Gonzales, L., & Tablada, E. (2008). InfoStat Software manual del usuario. *FCA Universidad Nacional de Córdoba, November 2015*, 334.



Du, P., Li, X., Yang, Y., Fan, X., Zhang, T., Wang, N., Li, H., Ji, S., & Zhou, Z. (2020).

Effect of rapid-mixing conditions on the evolution of micro-flocs to final aggregates during two-stage alum addition. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 0(0), 1–10. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1723710>

Enéas da Silva, F. O., Heikkila, T., de Souza Filho, F. de A., & Costa da Silva, D. (2013).

Developing sustainable and replicable water supply systems in rural communities in Brazil. *International Journal of Water Resources Development*, 29(4), 622–635. <https://doi.org/10.1080/07900627.2012.722027>

Fabrizi, L., Jefferson, B., Parsons, S. A., Wetherill, A., & Jarvis, P. (2010). The role of polymer in improving floc strength for filtration. *Environmental Science and Technology*, 44(16), 6443–6449. <https://doi.org/10.1021/es101543h>

Flores, E., Miranda, M., & Villasís, M. (2017). The research protocol VI: How to choose the appropriate statistical test. Inferential statistics. *Revista Alergia Mexico*, 64(3), 364–370. <https://doi.org/10.29262/ram.v64i3.304>

Flores, J. H. N., Neto, O. R., Faria, L. C., & Timm, L. C. (2017). Estimation of the kinetic head coefficient (k) based on the geometric characteristics of emitter pipes.

Engenharia Agricola, 37(6), 1091–1102. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v37n6p1091-1102/2017>

García-Avila, F. (2014). Diseño de una planta de tratamiento con filtración rápida para reemplazar a un sistema de filtración lenta. *Revista de La Facultad de Ciencias Químicas Universidad de Cuenca*, 9(September 2014), 72–82.

García-Ávila, F., Zhindón-Arévalo, C., Álvarez- Ochoa, R., Donoso-Moscoso, S., Tonon-Ordoñez, M. D., & Flores del Pino, L. (2020). Optimization of water use in a rapid



filtration system: A case study. *Water-Energy Nexus*, 3, 1–10.

<https://doi.org/10.1016/j.wen.2020.03.005>

Garfí, M., Cadena, E., Sanchez-Ramos, D., & Ferrer, I. (2016). Life cycle assessment of drinking water: Comparing conventional water treatment, reverse osmosis and mineral water in glass and plastic bottles. *Journal of Cleaner Production*, 137, 997–1003.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.218>

Garland, C., Weber-Shirk, M., & Lion, L. W. (2017). Revisiting hydraulic flocculator design for use in water treatment systems with fluidized floc beds. *Environmental Engineering Science*, 34(2), 122–129. <https://doi.org/10.1089/ees.2016.0174>

Gerardi, M. H. (2002). Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process. In *Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process*.

<https://doi.org/10.1002/0471216682>

Ghernaout, D. (2020). Water Treatment Coagulation: Dares and Trends. *OALib*, 07(08), 1–18. <https://doi.org/10.4236/oalib.1106636>

Ghernaout, D., & Boucherit, A. (2015). Review of Coagulation's Rapid Mixing for NOM Removal. *Journal of Research & Developments in Chemistry*, 2015, 1–32.

<https://doi.org/10.5171/2015.926518>

Gregory, J. (2013). Encyclopedia of Colloid and Interface Science. In *Encyclopedia of Colloid and Interface Science*. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-20665-8>

Hassan, N. (2020). Water Quality Parameters. *Water Quality - Science, Assessments and Policy*, 1–18. <https://doi.org/10.5772/intechopen.89657>

He, W., & Nan, J. (2012). Study on the impact of particle size distribution on turbidity in water. *Desalination and Water Treatment*, 41(1–3), 26–34.



<https://doi.org/10.1080/19443994.2012.664675>

Hu, F., Wang, M., Peng, X., Qiu, F., Zhang, T., Dai, H., Liu, Z., & Cao, Z. (2018). High-efficient adsorption of phosphates from water by hierarchical CuAl/biomass carbon fiber layered double hydroxide. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 555, 314–323. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2018.07.010>

Hutton, G., & Chase, C. (2016). The Knowledge Base for Achieving the Sustainable Development Goal Targets on Water Supply, Sanitation and Hygiene. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(6), 536.

<https://doi.org/10.3390/ijerph13060536>

Hussein A. M. Al-Zubaidi, Ahmed S. Naje, Zaid Abed Al-Ridah, Ali Chabuck & Isam Mohamad Ali | (2021) A Statistical Technique for Modelling Dissolved Oxygen in Salt Lakes, *Cogent Engineering*, 8:1, 1875533,

<https://doi.org/10.1080/23311916.2021.1875533>

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

Iritani, E., Mukai, Y., & Yamashita, T. (2008). Analysis of gravity filtration behaviors of waterworks sludge based upon sedimentation tests. *Drying Technology*, 26(8), 1035–1043. <https://doi.org/10.1080/07373930802177974>

Ismail, I. M., Fawzy, A. S., Abdel-Monem, N. M., Mahmoud, M. H., & El-Halwany, M. A. (2012). Combined coagulation flocculation pre treatment unit for municipal wastewater. *Journal of Advanced Research*, 3(4), 331–336.

<https://doi.org/10.1016/j.jare.2011.10.004>

Ispilco, P. (2018). “Eficiencia De La Planta De Tratamiento De Agua Cruda Para La



Ciudad De San Marcos, 2017.” In *Universidad de Cajamarca* (Vol. 3, Issues 3–24).

Jarvis, P., Jefferson, B., Gregory, J., & Parsons, S. A. (2005). A review of floc strength and breakage. *Water Research*, 39(14), 3121–3137.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.022>

Jiao, R., Fabris, R., Chow, C. W. K., Drikas, M., van Leeuwen, J., Wang, D., & Xu, Z. (2017). Influence of coagulation mechanisms and floc formation on filterability.

Journal of Environmental Sciences (China), 57, 338–345.

<https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.01.006>

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>

Kim, J. H., Kim, H., & Lee, E. J. (2020). Performance evaluation of pipe circulating flocculation membrane system depending on kinds of coagulants. *Journal of Water Process Engineering*, 36(April), 101333. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101333>

Lastra, T. (2010). *ESTUDIO DE LA FLOCULACIÓN CON ENERGÍA CINÉTICA EN UN REACTOR TUBULAR PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERA QUÍMICA TANIA ELIZABETH LASTRA BRAVO*. QUITO/EPN/2010.

Lárraga, B. (2016). *DISEÑO DEL SISTEMA DE AGUA POTABLE PARA AUGUSTO VALENCIA, CANTÓN VINCES, PROVINCIA DE LOS RÍOS*. PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR. DISERTACIÓN PREVIA A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL.



- Lawler, D. M. (2019). Turbidity, turbidimetry, and nephelometry. In *Encyclopedia of Analytical Science*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.11006-6>
- Li, P., & Wu, J. (2019). Drinking Water Quality and Public Health. *Exposure and Health*, 11(2), 73–79. <https://doi.org/10.1007/s12403-019-00299-8>
- 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>
- Machado, A. V. M., dos Santos, J. A. N., Alves, L. M. C., & Quindeler, N. da S. (2019). Contributions of organizational levels in community management models of water supply in rural communities: Cases from Brazil and Ecuador. *Water (Switzerland)*, 11(3). <https://doi.org/10.3390/w11030537>
- 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>
- Matilainen, A., Lindqvist, N., & Tuhkanen, T. (2005). Comparison of the efficiency of aluminium and ferric sulphate in the removal of natural organic matter during drinking water treatment process. *Environmental Technology*, 26(8), 867–876. <https://doi.org/10.1080/09593332608618502>
- McCleskey, R. B., Kirk Nordstrom, D., & Ryan, J. N. (2011). Electrical conductivity method for natural waters. *Applied Geochemistry*, 26(SUPPL.), S227–S229. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.03.110>
- 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>

Miller, M., Cronk, R., Klug, T., Kelly, E. R., Behnke, N., & Bartram, J. (2019). External support programs to improve rural drinking water service sustainability: A systematic review. In *Science of the Total Environment* (Vol. 670, pp. 717–731). Elsevier B.V.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.069>

Mitchell, G. N., & McDonald, A. T. (1991). Relationship between different methods of colour measurement in potable water. *Measurement and Control*, 24(10), 306–309.
<https://doi.org/10.1177/002029409102401003>

Mohammed, T. J., & Shakir, E. (2018). Effect of settling time, velocity gradient, and camp number on turbidity removal for oilfield produced water. *Egyptian Journal of Petroleum*, 27(1), 31–36. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2016.12.006>

Mott, R. L. (2006). *Mecánica de fluidos* (Sexta edic). Pearson Educación.
Naceradska, J., Pivokonska, L., & Pivokonsky, M. (2019). On the importance of pH value in coagulation. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 68(3), 222–230. <https://doi.org/10.2166/aqua.2019.155>

Nan, J., Wang, Z., Yao, M., Yang, Y., & Zhang, X. (2016). Characterization of re-grown floc size and structure: effect of mixing conditions during floc growth, breakage and re-growth process. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(23), 23750–23757. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7628-7>

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



<https://bibliotecapromocion.msp.gob.ec/greenstone/collect/promocin/index/assoc/HASH01a4.dir/doc.pdf%0Ahttp://normaspdf.inen.gob.ec/pdf/nte/1108-5.pdf>

Oliveira, D. S., & Teixeira, E. C. (2019). Swirl number in helically coiled tube flocculators: theoretical, experimental, and CFD modeling analysis. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(7), 3735–3744.

<https://doi.org/10.1007/s13762-018-2027-x>

Oyegbile, B., Ay, P., & Narra, S. (2016). Flocculation kinetics and hydrodynamic interactions in natural and engineered flow systems: A review. *Environmental Engineering Research*, 21(1), 1–14. <https://doi.org/10.4491/eer.2015.086>

Passos, R. G., Dias, D. F. C., Matos, M. P., & Sperling, M. Von. (2018). Sodium chloride as a tracer for hydrodynamic characterization of a shallow maturation pond. *Water Practice and Technology*, 13(1), 30–38. <https://doi.org/10.2166/wpt.2018.009>

Patiño, P., Cruz, C., Torres, P., & Laín, S. (2012). Hydrodynamic evaluation of a hydraulic clarifier through hydraulic behaviour indicators and simplified flow models.

Ingenieria e Investigacion, 32(1), 77–82.

Petro, A., & Wees, T. (2014). EVALUACIÓN DE LA CALIDAD FISICOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DEL AGUA DEL MUNICIPIO DE TURBACO-BOLÍVAR, CARIBE COLOMBIANO ANA KARINA PETRO NIEBLES TATIANA DEL CARMEN WEES MARTINEZ UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE BOLÍVAR FACULTAD DE INGENIERÍA PROGRAMA DE INGENIERÍA. In <http://biblioteca.utb.edu.co/notas/tesis/0067155.pdf>. Universidad Tecnológica de Bolívar.

Popova, T., Golovin, V., & Medved, P. (2020). Microbiological Treatment of High-



Coloring Natural Waters. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 753(5). <https://doi.org/10.1088/1757-899X/753/5/052042>

Qin, J. J., Oo, M. H., Kekre, K. A., Knops, F., & Miller, P. (2006). Impact of coagulation

pH on enhanced removal of natural organic matter in treatment of reservoir water.

Separation and Purification Technology, 49(3), 295–298.

<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.09.016>

Rahmanian, N., Ali, S. H. B., Homayoonfard, M., Ali, N. J., Rehan, M., Sadeq, Y., &

Nizami, A. S. (2015). Analysis of physiochemical parameters to evaluate the drinking

water quality in the state of perak, Malaysia. *Journal of Chemistry*, 2015(Cd).

<https://doi.org/10.1155/2015/716125>

Ramos, M. (2017). *El capital social de Juntas Administradoras de Agua Potable y Riego*

del Ecuador JAAPRE y la Ley Orgánica de recursos hídricos, usos y aprovechamiento

del agua (2009–2015). Quito, Ecuador : Flacso Ecuador.

Rojas, A., & García, A. (2010). Análisis de la curva de distribución del tiempo de

residencia en un sistema de lixiviación. *Tecnología Química*, XXX, 61–68.

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

Saritha, V., Srinivas, N., & Srikanth Vuppala, N. V. (2017). Analysis and optimization of

coagulation and flocculation process. *Applied Water Science*, 7(1), 451–460.

<https://doi.org/10.1007/s13201-014-0262-y>

Schober, P., & Schwarte, L. A. (2018). Correlation coefficients: Appropriate use and

interpretation. *Anesthesia and Analgesia*, 126(5), 1763–1768.

<https://doi.org/10.1213/ANE.0000000000002864>

Shammas, N. K. (2005). Coagulation and Flocculation. In *Physicochemical Treatment*



- Processes (pp. 103–139). Humana Press. <https://doi.org/10.1385/1-59259-820-x:103>
- Srivastava, G. (2013). WATER QUALITY INDEX WITH MISSING PARAMETERS. *International Journal of Research in Engineering and Technology*, 02(04), 609–614. <https://doi.org/10.15623/ijret.2013.0204035>
- Swetland, K. A., Weber-Shirk, M. L., & Lion, L. W. (2014). Flocculation-Sedimentation Performance Model for Laminar-Flow Hydraulic Flocculation with Polyaluminum Chloride and Aluminum Sulfate Coagulants. *Journal of Environmental Engineering*, 140(3), 04014002. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000814](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000814)
- Torres, C., García, C., Garcia, J., García, M. C., & Pacheco, R. (2017). Agua segura para comunidades rurales a partir de un sistema alternativo de filtración. *Revista de Salud Pública*, 19(4), 453–459.
- Turner, D. P., Deng, H., & Houle, T. T. (2020). Statistical Hypothesis Testing: Overview and Application. *Headache*, 60(2), 302–308. <https://doi.org/10.1111/head.13706>
- Vadasarukkai, Y. S., Gagnon, G. A., Campbell, D. R., & Clark, S. C. (2011). Assessment of hydraulic flocculation processes using CFD. *Journal - American Water Works Association*, 103(11), 66–80. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2011.tb11567.x>
- Valverde, L., & Caicedo, L. (2019). Estudio de la calidad fisicoquímica del Agua potable en los sectores del Cantón de Manabí. *CIENCIA MATERIA*, 5(9), 489–500. <https://doi.org/10.35381/cm.v5i9.153>
- Vaneli, B. P., & Teixeira, E. C. (2019). Model improvement for estimating of water turbidity removal efficiency in helical tubular flocculators. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 24(4), 773–783. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019180405>
- Vasudevan, S., Sozhan, G., Ravichandran, S., Jayaraj, J., Lakshmi, J., & Sheela, S. M.



- (2008). Studies on the removal of phosphate from drinking water by electrocoagulation process. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 47(6), 2018–2023. <https://doi.org/10.1021/ie0714652>
- Verma, A. K., & Singh, T. N. (2013). Prediction of water quality from simple field parameters. *Environmental Earth Sciences*, 69(3), 821–829. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1967-6>
- WHO. (2016). Nitrate and nitrite in drinking water: background document for development of WHO guidelines for drinking water quality. *Geneva: World Health Organization*, 31. http://www.who.int/publications/guidelines/%0Ahttp://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/nitratenitrite2ndadd.pdf
- Widiyanti, S. E. (2019). Optimization of Coagulation-Flocculation Process for Tello River Water Treatment Using Poly Aluminum Chloride and Aluminum Sulfate. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 676(1). <https://doi.org/10.1088/1757-899X/676/1/012026>
- Wolf, D., & Resnick, W. (1963). Residence time distribution in real systems. *I&EC Fundamentals*, 2(4), 287–293.
- Yao, M., Nan, J., & Chen, T. (2014). Effect of particle size distribution on turbidity under various water quality levels during flocculation processes. *Desalination*, 354, 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.09.029>



CAPÍTULO VII : ANEXOS

Anexo 1. Dimensiones calculadas para un floculador horizontal de pantallas

Especificaciones

$$Q = 1 \text{ l/s}$$

$$v = 0.13 \text{ m/s}$$

$$t = 12.5 \text{ min}$$

Cálculo de longitud

$$L = 0.13 \frac{\text{m}}{\text{s}} * 12.5 \text{ min} * 60 = 97.5 \text{ m}$$

Cálculo del área mojada

$$A = \frac{1 \frac{\text{l}}{\text{s}}}{0.13 \frac{\text{m}}{\text{s}} * 1000} = 0.0076 \text{ m}^2$$

Cálculo del ancho del canal

$$a = \frac{0.0076 \text{ m}^2}{0.1 \text{ m}} = 0.0768 \text{ m}$$

Cálculo del ancho de vuelta

$$d = 1.5 * 0.768 = 0.115 \text{ m}$$

Cálculo del ancho de pantalla

$$Bp = 6 - 0.115 = 5.88 \text{ m}$$

Cálculo del cruce entre pantallas

$$C = 6 - 2 (0.115) = 5.77 \text{ m}$$

Consideración $C > Bt/3 \Rightarrow 5.77 > 2$

Cálculo del número de canales

$$N = \frac{97.5 \text{ m}}{6 \text{ m}} = 16.25$$

Cálculo de la longitud del floculador

$$L' = 16 * 0.0768 \text{ m} + (16 - 1) * 0.01 \text{ m} = 1.38 \text{ m}$$

Cálculo del perímetro mojado

$$P = 2 * 0.1 \text{ m} + 0.0768 \text{ m} = 0.276 \text{ m}$$

Cálculo del radio hidráulico

$$Rh = \frac{0.076 \text{ } m^2}{0.276 \text{ } m} = 0.03$$

Anexo 2. Construcción del sistema de tratamiento piloto

Figura 37: Construcción del FTH piloto.
Fuente: Méndez & Trelles (2021).



Figura 38: Construcción del sedimentador piloto.
Fuente: Méndez & Trelles (2021).



Figura 39: Construcción final del sistema de tratamiento piloto.
Fuente: Méndez & Trelles (2021).

Anexo 3. Equipos utilizados para la medición de parámetros.



Figura 40: Turbidímetro HACH modelo 2100 Q .
Fuente: Méndez & Trelles (2021).



Figura 41: Equipo de medición de SDT.
Fuente: Méndez & Trelles (2021).



Figura 42: Equipo de medición de pH.
Fuente: Méndez & Trelles (2021).



Figura 43: Colorímetro HACH DR/890.
Fuente: Méndez & Trelles (2021).

Anexo 4. Evaluación de parámetros de entrada.



Figura 44: Medición de caudal por aforo volúmetrico.

Fuente: Méndez & Trelles (2021).



Figura 45: Agua cruda de ingreso al sistema piloto.

Fuente: Méndez & Trelles (2021).



Figura 46: Muestras de aguade los distintos puntos de muestreos.

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Anexo 5. Cálculo del gradiente de velocidad para caudal de 1 l/s y 97.6 m.

Número de Reynolds

$$Re = \frac{\rho * D * v}{\mu}$$

$$Re = \frac{999.33 \frac{kg}{m^3} * 0.1016 m * 0.12 \frac{m}{s}}{1.17E - 03 \frac{kg}{m.s}}$$

$$Re = 10703.84$$



Factor de fricción

$$f = \frac{1}{\left(-2 \log \left\{ \frac{\varepsilon}{3.7065D} - \frac{5.0452}{Re} \log \left[\frac{1}{2.8257} \left(\frac{\varepsilon}{D} \right)^{1.1098} + \frac{5.8506}{Re^{0.8981}} \right] \right\} \right)^2}$$

$$f = \frac{1}{\left(-2 \log \left\{ \frac{3.00E - 07 m}{3.7065 * 0.1016 m} - \frac{5.0452}{10703.84} \log \left[\frac{1}{2.8257} \left(\frac{3.00E - 07 m}{0.1016 m} \right)^{1.1098} + \frac{5.8506}{(10703.84)^{0.8981}} \right] \right\} \right)^2}$$

$$f = 0.17$$

Perdida de carga por tubería

$$h_{ft} = f * \frac{L}{D} * \frac{v^2}{2g}$$

$$h_{ft} = 0.17 * \frac{97.6 m}{0.1016 m} * \frac{(0.12 \frac{m}{s})^2}{2(9.8 \frac{m}{s^2})}$$

$$h_{ft} = 0.1298 m$$

Perdida de carga por codos

$$hf_c = k \frac{v^2}{2g}$$

$$hf_c = 24 * 0.84 * \frac{(0.12 \frac{m}{s})^2}{2(9.8 \frac{m}{s^2})}$$

$$hf_c = 0.0313 m$$

Perdida de carga por válvula

$$hf_v = k \frac{v^2}{2g}$$

$$hf_v = 0.14 * \frac{(0.12 \frac{m}{s})^2}{2(9.8 \frac{m}{s^2})}$$

$$hf_v = 2.17E - 04 m$$



Perdida de carga total

$$h_f = h_{f_t} + h_{f_c} + h_{f_v}$$

$$h_f = 0.1298 \text{ m} + 0.0313 \text{ m} + 2.17E - 04 \text{ m}$$

$$h_f = 0.1614 \text{ m}$$

Gradiente de velocidad

$$\bar{G} = \sqrt{\frac{\rho * g * h_f}{\mu * t}}$$

$$\bar{G} = \sqrt{\frac{999.33 \frac{kg}{m^3} * 9.8 \frac{m}{s^2} * 0.1614 \text{ m}}{1.17E - 03 \frac{kg}{m.s} * 790 \text{ s}}}$$

$$\bar{G} = 41.35 \text{ s}^{-1}$$



Anexo 6. Tablas de gradiente de velocidad real y teórico.

Tabla 27: *Cálculo de gradiente de velocidad para FTH mediante el tiempo de retención teórico*

Longitud (m)	Caudal (l/s)	Tiempo de retención (s)	Velocidad (m/s)	Número de Reynolds	Factor de fricción para tubería	Perdida de carga por tubería (m)	Factor de fricción para codos 90°	K	Perdida de carga para codos 90° (m)	Perdida de carga para válvula mariposa (m)	Perdida de carga por accesorios (m)	Perdida de carga total (m)	Gradiente de velocidad teórico (s^{-1})
68,4	0,25	2218,17	0,0308	2.675,96	0,21	0,0069	0,1	2	0,0031	1,36E-05	3,12E-03	0,0100	6,1540
	0,5	1109,08	0,0617	5.351,92	0,19	0,0250	0,1	2	0,0124	5,43E-05	1,25E-02	0,0375	16,8157
	0,75	739,39	0,0925	8.027,88	0,18	0,0532	0,08	1,6	0,0224	1,22E-04	2,25E-02	0,0757	29,2656
	1	554,54	0,1233	10.703,8	0,17	0,0910	0,042	0,8	0,0209	2,17E-04	2,11E-02	0,1121	41,1317
	2	277,27	0,2467	21.407,7	0,16	0,3336	0,032	0,6	0,0636	8,69E-04	6,45E-02	0,3981	109,6239
97,6	0,25	3160	0,0308	2.675,96	0,21	0,0099	0,1	2	0,0047	1,36E-05	4,67E-03	0,0145	6,2064
	0,5	1580	0,0617	5.351,92	0,19	0,0357	0,1	2	0,0186	5,43E-05	1,87E-02	0,0543	16,9680
	0,75	1053,33	0,0925	8.027,88	0,18	0,0759	0,08	1,6	0,0335	1,22E-04	3,37E-02	0,1095	29,5031
	1	790	0,1233	10.703,8	0,17	0,1298	0,042	0,8	0,0313	2,17E-04	3,15E-02	0,1614	41,3488
	2	395	0,2467	21.407,7	0,16	0,4760	0,032	0,6	0,0954	8,69E-04	9,63E-02	0,5723	110,1247

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 28: *Cálculo de gradiente de velocidad para FTH mediante el tiempo de retención real*

Longitud (m)	Caudal (l/s)	Tiempo de retención (s)	Velocidad (m/s)	Número de Reynolds	Factor de fricción para tubería	Perdida de carga por tubería (m)	Factor de fricción para codos 90°	K	Perdida de carga para codos 90° (m)	Perdida de carga para válvula mariposa (m)	Perdida de carga por accesorios (m)	Perdida de carga total (m)	Gradiente de velocidad real (s ⁻¹)
68,4	0,25	1932	0,0308	2.675,96	0,21	0,0069	0,1	2	0,0031	1,36E-05	3,12E-03	0,0100	6.5941
	0,5	1146	0,0617	5.351,92	0,19	0,0250	0,1	2	0,0124	5,43E-05	1,25E-02	0,0375	16.5427
	0,75	859.8	0,0925	8.027,88	0,18	0,0532	0,08	1,6	0,0224	1,22E-04	2,25E-02	0,0757	27.1391
	1	435	0,1233	10.703,8	0,17	0,0910	0,042	0,8	0,0209	2,17E-04	2,11E-02	0,1121	46.4407
	2	265.2	0,2467	21.407,7	0,16	0,3336	0,032	0,6	0,0636	8,69E-04	6,45E-02	0,3981	112.0910
97,6	0,25	3123	0,0308	2.675,96	0,21	0,0099	0,1	2	0,0047	1,36E-05	4,67E-03	0,0145	6.2430
	0,5	1345.8	0,0617	5.351,92	0,19	0,0357	0,1	2	0,0186	5,43E-05	1,87E-02	0,0543	18.3852
	0,75	966.6	0,0925	8.027,88	0,18	0,0759	0,08	1,6	0,0335	1,22E-04	3,37E-02	0,1095	30.7983
	1	738	0,1233	10.703,8	0,17	0,1298	0,042	0,8	0,0313	2,17E-04	3,15E-02	0,1614	42.7807
	2	312.2	0,2467	21.407,7	0,16	0,4760	0,032	0,6	0,0954	8,69E-04	9,63E-02	0,5723	123.6723

Fuente: Méndez & Trelles (2021)



Anexo 7. Tablas de concentración y tiempo de los distintos caudales y longitudes.

Tabla 29: Concentración de 97.6 m caudal de 0.25 l/s

to	52.75	tm	52.967539				
N muestra	t	c	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	49	0.00	0	0	0	100.00
2	10	49	0.19	0	0	0	100.00
3	20	49	0.38	0	0	0	100.00
4	30	49	0.57	0	0	0	100.00
5	38	49	0.72	0	0	0	100.00
6	39	51	0.74	2	2	0.02	99.98
7	40	72	0.76	23	25	0.28	99.72
8	41	122	0.78	73	98	1.10	98.90
9	42	219	0.80	170	268	3.01	96.99
10	43	337	0.82	288	556	6.25	93.75
11	44	452	0.83	403	959	10.77	89.23
12	45	556	0.85	507	1466	16.47	83.53
13	46	605	0.87	556	2022	22.71	77.29
14	47	612	0.89	563	2585	29.04	70.96
15	48	594	0.91	545	3130	35.16	64.84
16	49	590	0.93	541	3671	41.23	58.77
17	50	556	0.95	507	4178	46.93	53.07
18	51	532	0.97	483	4661	52.35	47.65
19	52	489	0.99	440	5101	57.30	42.70
20	53	465	1.00	416	5517	61.97	38.03
21	54	416	1.02	367	5884	66.09	33.91
22	55	403	1.04	354	6238	70.07	29.93
23	56	351	1.06	302	6540	73.46	26.54
24	57	341	1.08	292	6832	76.74	23.26
25	58	324	1.10	275	7107	79.83	20.17
26	60	290	1.14	241	7348	82.53	17.47
27	61	280	1.16	231	7579	85.13	14.87
28	62	260	1.18	211	7790	87.50	12.50
29	63	247	1.19	198	7988	89.72	10.28
30	64	235	1.21	186	8174	91.81	8.19
31	65	228	1.23	179	8353	93.82	6.18
32	67	184	1.27	135	8488	95.34	4.66
33	70	156	1.33	107	8595	96.54	3.46
34	73	129	1.38	80	8675	97.44	2.56
35	76	111	1.44	62	8737	98.14	1.86
36	79	94	1.50	45	8782	98.64	1.36
37	82	81	1.55	32	8814	99.00	1.00
38	85	73	1.61	24	8838	99.27	0.73
39	88	69	1.67	20	8858	99.49	0.51
40	91	69	1.73	20	8878	99.72	0.28
41	96	60	1.82	11	8889	99.84	0.16
42	101	54	1.91	5	8894	99.90	0.10
43	106	51	2.01	2	8896	99.92	0.08
44	111	53	2.10	4	8900	99.97	0.03
45	116	52	2.20	3	8903	100.00	0.00

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 30: Concentración de 68.4 m caudal de 0.25 l/s

to	36.97	tm	32.2055863				
N muestra	t	c	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	46	0.00	0	0	0	100
2	1	46	0.03	0	0	0	100
3	2	46	0.05	0	0	0	100
4	3	46	0.08	0	0	0	100
5	4	46	0.11	0	0	0	100
6	5	46	0.14	0	0	0	100
7	6	46	0.16	0	0	0	100
8	7	46	0.19	0	0	0	100
9	8	46	0.22	0	0	0	100
10	9	46	0.24	0	0	0	100
11	10	46	0.27	0	0	0	100
12	11	46	0.30	0	0	0	100
13	12	46	0.32	0	0	0	100
14	13	46	0.35	0	0	0	100
15	14	46	0.38	0	0	0	100
16	15	46	0.41	0	0	0	100
17	16	46	0.43	0	0	0	100
18	17	46	0.46	0	0	0	100
19	18	115	0.49	69	69	0.50	99.50
20	19	562	0.51	516	585	4.21	95.79
21	19.3	782	0.52	736	1321	9.50	90.50
22	20	1060	0.54	1014	2335	16.79	83.21
23	20.3	1130	0.55	1084	3419	24.58	75.42
24	21	1150	0.57	1104	4523	32.52	67.48
25	21.3	1130	0.58	1084	5607	40.31	59.69
26	22	1120	0.60	1074	6681	48.03	51.97
27	22.3	1060	0.60	1014	7695	55.32	44.68
28	23	1020	0.62	974	8669	62.33	37.67
29	23.3	865	0.63	819	9488	68.21	31.79
30	24	720	0.65	674	10162	73.06	26.94
31	24.3	650	0.66	604	10766	77.40	22.60
32	25	590	0.68	544	11310	81.31	18.69
33	25.3	530	0.68	484	11794	84.79	15.21
34	26	470	0.70	424	12218	87.84	12.16
35	27	373	0.73	327	12545	90.19	9.81
36	28	290	0.76	244	12789	91.95	8.05
37	29	236	0.78	190	12979	93.31	6.69
38	30	198	0.81	152	13131	94.41	5.59
39	31	170	0.84	124	13255	95.30	4.70
40	32	147	0.87	101	13356	96.02	3.98
41	33	129	0.89	83	13439	96.62	3.38
42	34	119	0.92	73	13512	97.15	2.85
43	35	110	0.95	64	13576	97.61	2.39
44	36	103	0.97	57	13633	98.02	1.98
45	37	95	1.00	49	13682	98.37	1.63



46	38	86	1.03	40	13722	98.66	1.34
47	39	85	1.05	39	13761	98.94	1.06
48	40	78	1.08	32	13793	99.17	0.83
49	41	70	1.11	24	13817	99.34	0.66
50	42	67	1.14	21	13838	99.49	0.51
51	43	63	1.16	17	13855	99.61	0.39
52	44	63	1.19	17	13872	99.73	0.27
53	45	61	1.22	15	13887	99.84	0.16
54	46	56	1.24	10	13897	99.91	0.09
55	47	52	1.27	6	13903	99.96	0.04
56	48	48	1.30	2	13905	99.97	0.03
57	49	48	1.33	2	13907	99.99	0.01
58	50	48	1.35	2	13909	100.00	0.00

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 31: Concentración de 97.6 m caudal de 0.5 l/s

to	26.38	tm	22.8524144	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
N muestra	t	c	t/to				
1	0	46	0.00	0	0	0	100.00
2	10	46	0.38	0	0	0	100.00
3	15	46	0.57	0	0	0	100.00
4	16	46	0.61	0	0	0	100.00
5	17	46	0.64	0	0	0	100.00
6	18	46	0.68	0	0	0	100.00
7	18.3	47	0.69	1	1	0.01	99.99
8	19	107	0.72	61	62	0.60	99.40
9	19.3	335	0.73	289	351	3.38	96.62
10	20	664	0.76	618	969	9.32	90.68
11	20.3	1120	0.77	1074	2043	19.65	80.35
12	21	1280	0.80	1234	3277	31.52	68.48
13	21.3	1220	0.81	1174	4451	42.81	57.19
14	22	1060	0.83	1014	5465	52.57	47.43
15	22.3	768	0.85	722	6187	59.51	40.49
16	23	712	0.87	666	6853	65.92	34.08
17	23.3	629	0.88	583	7436	71.53	28.47
18	24	563	0.91	517	7953	76.50	23.50
19	24.3	511	0.92	465	8418	80.97	19.03
20	25	469	0.95	423	8841	85.04	14.96
21	25.3	397	0.96	351	9192	88.42	11.58
22	26	337	0.99	291	9483	91.22	8.78
23	27	296	1.02	250	9733	93.62	6.38
24	28	212	1.06	166	9899	95.22	4.78
25	29	156	1.10	110	10009	96.28	3.72
26	30	125	1.14	79	10088	97.04	2.96
27	31	108	1.18	62	10150	97.63	2.37



28	32	94	1.21	48	10198	98.10	1.90
29	33	88	1.25	42	10240	98.50	1.50
30	34	73	1.29	27	10267	98.76	1.24
31	35	68	1.33	22	10289	98.97	1.03
32	36	66	1.36	20	10309	99.16	0.84
33	37	62	1.40	16	10325	99.32	0.68
34	38	60	1.44	14	10339	99.45	0.55
35	39	58	1.48	12	10351	99.57	0.43
36	40	57	1.52	11	10362	99.67	0.33
37	41	55	1.55	9	10371	99.76	0.24
38	42	53	1.59	7	10378	99.83	0.17
39	43	52	1.63	6	10384	99.88	0.12
40	44	52	1.67	6	10390	99.94	0.06
41	45	52	1.71	6	10396	100.00	0.00

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 32: Concentración de 68.4 m caudal de 0.5 l/s

to	18.48	tm	19.1090068	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
N muestra	t	c	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	49	0.00	0	0	0	100
2	1	49	0.05	0	0	0	100
3	2	49	0.11	0	0	0	100
4	3	49	0.16	0	0	0	100
5	4	49	0.22	0	0	0	100
6	5	49	0.27	0	0	0	100
7	6	49	0.32	0	0	0	100
8	7	49	0.38	0	0	0	100
9	8	49	0.43	0	0	0	100
10	9	49	0.49	0	0	0	100
11	10	49	0.54	0	0	0	100
12	11	49	0.60	0	0	0	100
13	12	49	0.65	0	0	0	100
14	13	49	0.70	0	0	0	100
15	14	49	0.76	0	0	0	100
16	15	49	0.81	0	0	0	100
17	16	200	0.87	151	151	1.79	98
18	16.3	513	0.88	464	615	7.30	93
19	17	843	0.92	794	1409	16.72	83.28
20	17.3	1280	0.94	1231	2640	31.33	68.67
21	18	1140	0.97	1091	3731	44.27	55.73
22	18.3	1060	0.99	1011	4742	56.27	43.73
23	19	869	1.03	820	5562	66.00	34.00
24	19.3	715	1.04	666	6228	73.91	26.09
25	20	641	1.08	592	6820	80.93	19.07
26	21	501	1.14	452	7272	86.29	13.71
27	22	390	1.19	341	7613	90.34	9.66
28	23	290	1.24	241	7854	93.20	6.80

29	24	216	1.30	167	8021	95.18	4.82
30	25	154	1.35	105	8126	96.43	3.57
31	26	125	1.41	76	8202	97.33	2.67
32	27	105	1.46	56	8258	97.99	2.01
33	28	90	1.52	41	8299	98.48	1.52
34	29	83	1.57	34	8333	98.88	1.12
35	30	75	1.62	26	8359	99.19	0.81
36	31	66	1.68	17	8376	99.39	0.61
37	32	64	1.73	15	8391	99.57	0.43
38	33	60	1.79	11	8402	99.70	0.30
39	34	56	1.84	7	8409	99.79	0.21
40	35	55	1.89	6	8415	99.86	0.14
41	36	53	1.95	4	8419	99.91	0.09
42	37	52	2.00	3	8422	99.94	0.06
43	38	50	2.06	1	8423	99.95	0.05
44	39	50	2.11	1	8424	99.96	0.04
45	40	50	2.16	1	8425	99.98	0.02
46	41	50	2.22	1	8426	99.99	0.01
47	42	50	2.27	1	8427	100	0.00

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 33: Concentración de 97.6 m caudal de 0.75 l/s

to	17.58	tm	16.1715995	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
N muestra	t	c	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	45	0.00	0	0	0	100.00
2	1	45	0.06	0	0	0	100.00
3	2	45	0.11	0	0	0	100.00
4	3	45	0.17	0	0	0	100.00
5	4	45	0.23	0	0	0	100.00
6	5	45	0.28	0	0	0	100.00
7	6	45	0.34	0	0	0	100.00
8	7	45	0.40	0	0	0	100.00
9	8	45	0.46	0	0	0	100.00
10	9	45	0.51	0	0	0	100.00
11	10	45	0.57	0	0	0	100.00
12	11	45	0.63	0	0	0	100.00
13	12	45	0.68	0	0	0	100.00
14	13	46	0.74	1	1	0.01	99.99
15	14	148	0.80	103	104	1.28	98.72
16	14.3	598	0.81	553	657	8.10	91.90
17	15	1520	0.85	1475	2132	26.29	73.71
18	15.3	1690	0.87	1645	3777	46.58	53.42
19	16	1500	0.91	1455	5232	64.52	35.48
20	16.3	1020	0.93	975	6207	76.54	23.46
21	17	634	0.97	589	6796	83.81	16.19
22	17.3	452	0.98	407	7203	88.83	11.17
23	18	290	1.02	245	7448	91.85	8.15
24	18.3	210	1.04	165	7613	93.88	6.12

25	19	153	1.08	108	7721	95.22	4.78
26	19.3	120	1.10	75	7796	96.14	3.86
27	20	101	1.14	56	7852	96.83	3.17
28	20.3	89	1.15	44	7896	97.37	2.63
29	21	80	1.19	35	7931	97.80	2.20
30	21.3	76	1.21	31	7962	98.19	1.81
31	22	67	1.25	22	7984	98.46	1.54
32	23	66	1.31	21	8005	98.72	1.28
33	24	62	1.37	17	8022	98.93	1.07
34	25	59	1.42	14	8036	99.10	0.90
35	26	56	1.48	11	8047	99.24	0.76
36	27	54	1.54	9	8056	99.35	0.65
37	28	54	1.59	9	8065	99.46	0.54
38	29	53	1.65	8	8073	99.56	0.44
39	30	52	1.71	7	8080	99.64	0.36
40	31	52	1.76	7	8087	99.73	0.27
41	32	51	1.82	6	8093	99.80	0.20
42	33	49	1.88	4	8097	99.85	0.15
43	34	48	1.93	3	8100	99.89	0.11
44	35	48	1.99	3	8103	99.93	0.07
45	36	48	2.05	3	8106	99.96	0.04
46	37	48	2.10	3	8109	100.00	0.00

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 34: Concentración de 68.4 m caudal de 0.75 l/s

to	12.32	tm	14.0935254	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
N muestra	t	c	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	49	0.00	0	0	0	100
2	1	49	0.08	0	0	0	100
3	2	49	0.16	0	0	0	100
4	3	49	0.24	0	0	0	100
5	4	49	0.32	0	0	0	100
6	5	49	0.41	0	0	0	100
7	6	49	0.49	0	0	0	100
8	7	49	0.57	0	0	0	100
9	8	49	0.65	0	0	0	100
10	9	49	0.73	0	0	0	100
11	10	49	0.81	0	0	0	100
12	11	49	0.89	0	0	0	100
13	12	99	0.97	50	50	0.52	99
14	12.3	686	1.00	637	687	7.20	93
15	13	1590	1.06	1541	2228	23.34	77
16	13.3	1960	1.08	1911	4139	43.36	57
17	14	1940	1.14	1891	6030	63.17	37
18	14.3	1550	1.16	1501	7531	78.90	21
19	15	1100	1.22	1051	8582	89.91	10.09

20	16	517	1.30	468	9050	94.81	5.19
21	17	252	1.38	203	9253	96.94	3.06
22	18	147	1.46	98	9351	97.97	2.03
23	19	104	1.54	55	9406	98.54	1.46
24	20	86	1.62	37	9443	98.93	1.07
25	21	74	1.70	25	9468	99.19	0.81
26	22	65	1.79	16	9484	99.36	0.64
27	23	61	1.87	12	9496	99.49	0.51
28	24	59	1.95	10	9506	99.59	0.41
29	25	57	2.03	8	9514	99.68	0.32
30	26	57	2.11	8	9522	99.76	0.24
31	27	57	2.19	8	9530	99.84	0.16
32	28	57	2.27	8	9538	99.93	0.07
33	29	53	2.35	4	9542	99.97	0.03
34	30	52	2.44	3	9545	100.00	0.00

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 35: Concentración de 97.6 m caudal de 1 l/s

to	13.19	tm	12.5840742	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
N muestra	t	c	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	43	0.00	0	0	0	100
2	1	43	0.08	0	0	0	100
3	2	43	0.15	0	0	0	100
4	3	43	0.23	0	0	0	100
5	4	43	0.30	0	0	0	100
6	5	43	0.38	0	0	0	100
7	6	43	0.45	0	0	0	100
8	7	43	0.53	0	0	0	100
9	8	43	0.61	0	0	0	100
10	9	43	0.68	0	0	0	100
11	10	43	0.76	0	0	0	100
12	11	134	0.83	91	91	3.52	96.48
13	12	1780	0.91	1737	1828	70.66	29.34
14	13	520	0.99	477	2305	89.10	10.90
15	14	165	1.06	122	2427	93.82	6.18
16	15	99	1.14	56	2483	95.98	4.02
17	16	70	1.21	27	2510	97.02	2.98
18	17	60	1.29	17	2527	97.68	2.32
19	18	57	1.36	14	2541	98.22	1.78
20	19	55	1.44	12	2553	98.69	1.31
21	20	51	1.52	8	2561	98.99	1.01
22	21	50	1.59	7	2568	99.27	0.73
23	22	49	1.67	6	2574	99.50	0.50
24	23	47	1.74	4	2578	99.65	0.35
25	24	46	1.82	3	2581	99.77	0.23
26	25	45	1.90	2	2583	99.85	0.15
27	26	45	1.97	2	2585	99.92	0.08
28	27	44	2.05	1	2586	99.96	0.04



29	28	44	2.12	1	2587	100	0
30	29	43	2.20	0	2587	100	0
31	30	43	2.27	0	2587	100	0

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 36: Concentración de 68.4 m caudal de 1 l/s

to	9.24	tm	7.24451122	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
N muestra	t	c	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	48	0.00	0	0	0	100
2	1	48	0.11	0	0	0	100
3	2	48	0.22	0	0	0	100
4	3	48	0.32	0	0	0	100
5	4	48	0.43	0	0	0	100
6	5	48	0.54	0	0	0	100
7	6	48	0.65	0	0	0	100
8	7	3260	0.76	3212	3212	64.34	35.66
9	7.3	1280	0.79	1232	4444	89.02	10.98
10	8	335	0.87	287	4731	94.77	5.23
11	8.3	159	0.90	111	4842	97.00	3.00
12	9	109	0.97	61	4903	98.22	1.78
13	9.3	85	1.01	37	4940	98.96	1.04
14	10	67	1.08	19	4959	99.34	0.66
15	10.3	60	1.11	12	4971	99.58	0.42
16	11	56	1.19	8	4979	99.74	0.26
17	12	52	1.30	4	4983	99.82	0.18
18	13	51	1.41	3	4986	99.88	0.12
19	14	51	1.52	3	4989	99.94	0.06
20	15	50	1.62	2	4991	99.98	0.02
21	16	49	1.73	1	4992	100	0.00
22	17	48	1.84	0	4992	100	0.00
23	18	48	1.95	0	4992	100	0.00

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 37: Concentración de 97.6 m caudal de 2 l/s

to	6.59	tm	5.20365929	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
N muestra	t	c	t/to	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
1	0	51	0.00	0	0	0	100
2	1	51	0.15	0	0	0	100
3	2	51	0.30	0	0	0	100
4	3	51	0.46	0	0	0	100
5	4	51	0.61	0	0	0	100
6	4.5	51	0.68	0	0	0	100
7	4.75	67	0.72	16	16	0.33	100
8	5	1620	0.76	1569	1585	32.49	67.51
9	5.15	2200	0.78	2149	3734	76.55	23.45

10	5.3	733	0.80	682	4416	90.53	9.47
11	5.45	258	0.83	207	4623	94.77	5.23
12	6	143	0.91	92	4715	96.66	3.34
13	6.15	102	0.93	51	4766	97.70	2.30
14	6.3	83	0.96	32	4798	98.36	1.64
15	6.45	74	0.98	23	4821	98.83	1.17
16	7	64	1.06	13	4834	99.10	0.90
17	7.15	63	1.08	12	4846	99.34	0.66
18	7.3	59	1.11	8	4854	99.51	0.49
19	7.45	55	1.13	4	4858	99.59	0.41
20	8	54	1.21	3	4861	99.65	0.35
21	8.15	55	1.24	4	4865	99.73	0.27
22	8.3	55	1.26	4	4869	99.82	0.18
23	8.45	53	1.28	2	4871	99.86	0.14
24	9	53	1.37	2	4873	99.90	0.10
25	9.15	53	1.39	2	4875	99.94	0.06
26	9.3	52	1.41	1	4876	99.96	0.04
27	9.45	52	1.43	1	4877	99.98	0.02
28	10	52	1.52	1	4878	100	0

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 38: Concentración de 68.4 m caudal de 2 l/s

to	4.62	tm	4.4739777	(C-CO)	$\Sigma(C-CO)$	F(t)	1-F(t)
N muestra	t	c	t/to				
1	0	48	0.00	0	0	0.0	100
2	1	48	0.22	0	0	0.0	100
3	2	48	0.43	0	0	0.0	100
4	3	48	0.65	0	0	0.0	100
5	4	218	0.87	170	170	63.2	37
6	4.5	91	0.97	43	213	79.2	21
7	5	64	1.08	16	229	85.1	15
8	5.5	61	1.19	13	242	90.0	10.04
9	6	59	1.30	11	253	94.1	5.95
10	6.5	57	1.41	9	262	97.4	2.60
11	7	51	1.52	3	265	98.5	1.49
12	8	51	1.73	3	268	99.6	0.37
13	9	49	1.95	1	269	100.0	0.00
14	10	48	2.16	0	269	100.0	0.00

Fuente: Méndez & Trelles (2021)



Anexo 8. Gráficos de Wolf Resnick de los distintos caudales y longitudes.

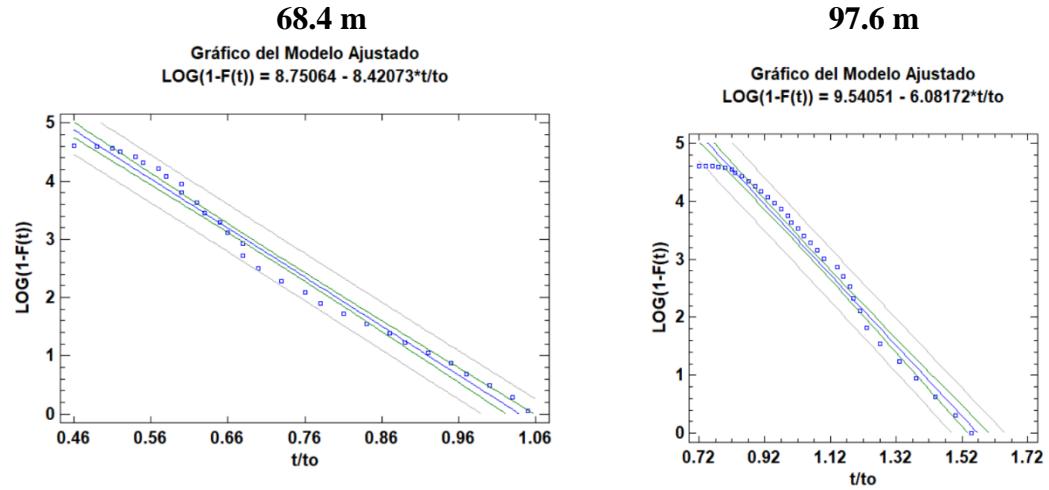


Figura 47: Gráficos Wolf Resnick caudal de 0.25 l/s
Fuente: Méndez & Trelles (2021)

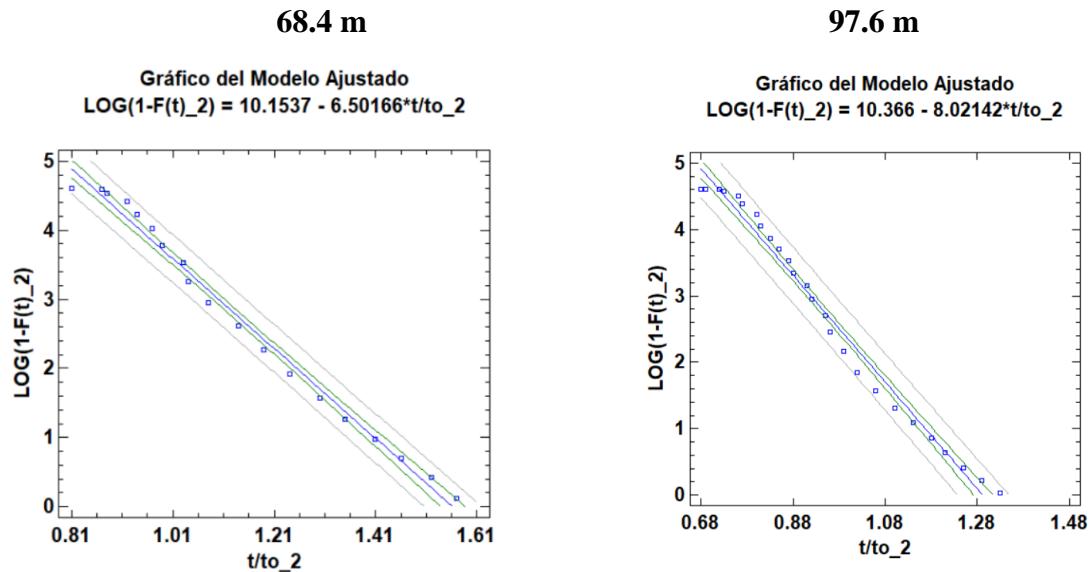


Figura 48: Gráficos Wolf Resnick caudal de 0.5 l/s
Fuente: Méndez & Trelles (2021)

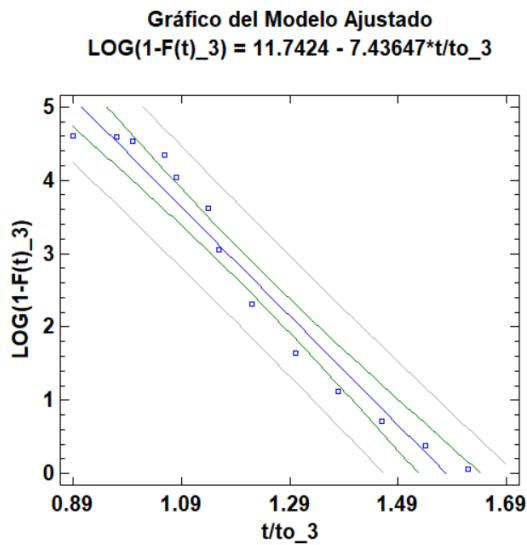
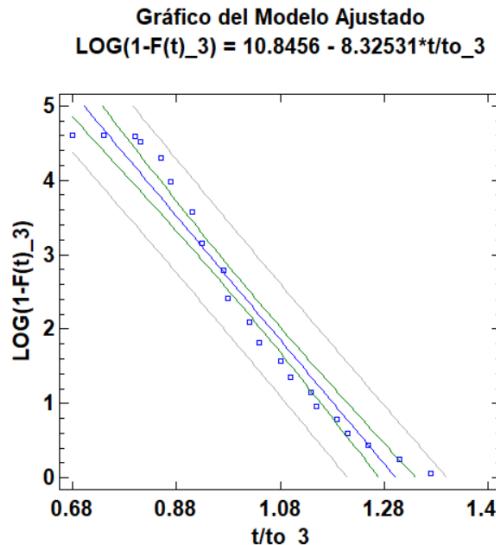
68.4 m**97.6 m**

Figura 49: Gráficos Wolf Resnick caudal de 0.75 l/s.
 Fuente: Méndez & Trelles (2021)

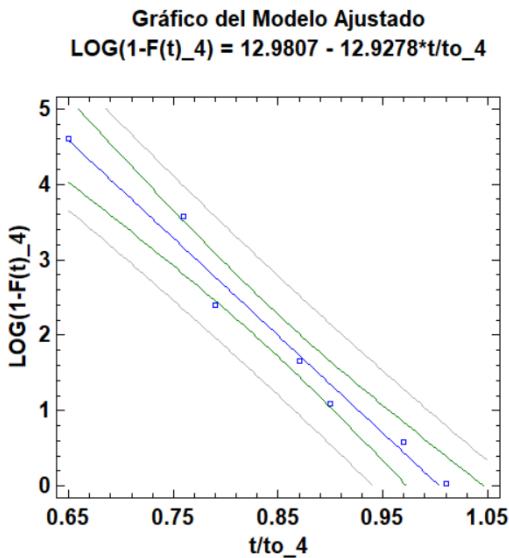
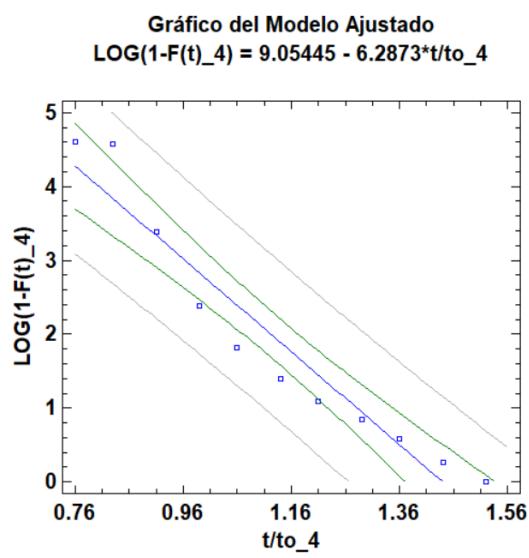
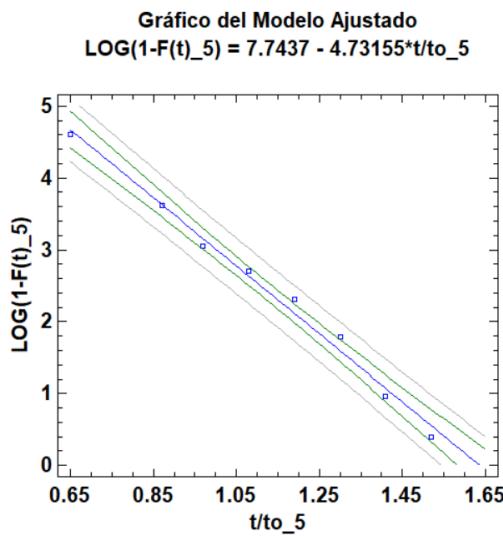
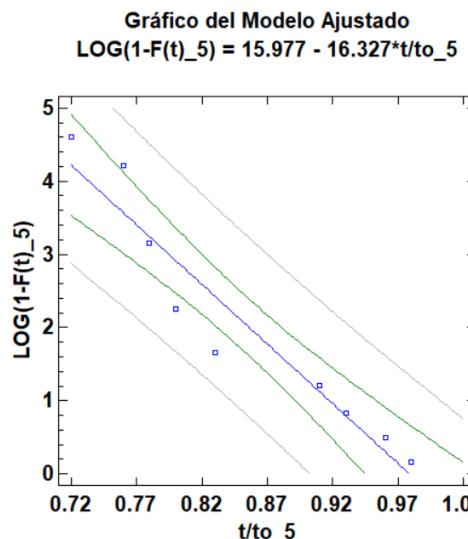
68.4 m**97.6 m**

Figura 50: Gráficos Wolf Resnick caudal de 1 l/s.
 Fuente: Méndez & Trelles (2021)

68.4 m**97.6 m***Figura 51: Gráficos Wolf Resnick caudal de 2 l/s.*

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Anexo 9. Aplicación del modelo simplificado de Wolf-Resnick para caudal de 1 l/s y 97.6 m

Mediante la figura 43 se puede obtener la ecuación correspondiente a la recta de la gráfica siendo:

$$\ln|1 - F(t)| = 9.05 - 6.28 \frac{t}{t_o}$$

Porcentaje de flujo pistón

$$P = \frac{9.05}{(1 + 9.05)} = 0.9 = 90.05 \%$$

Porcentaje de flujo mezclado

$$M = 1 - 0.9 = 0.1 = 9.95 \%$$

Cálculo de espacios muertos

$$m = 1 + \frac{1}{-6.28 * (1 - 9.05)} = -0.59$$

Anexo 10. Tablas de eficiencia de remoción de turbiedad y color.
Tabla 39: Eficiencias de remoción de turbiedad y color en sedimentador

Caudal (l/s)	Sistema	Turbiedad de Agua Cruda (NTU)	Color de Agua Cruda (Pt-Co)	Turbiedad de agua sedimentada (NTU)	Color de agua sedimentada (Pt-Co)	Eficiencia de Remoción de Turbiedad (%)	Eficiencia de Remoción de Color (%)
0,25	68,4 (m)	9,3	92	3,755	31	59,62	66,30
0,25	68,4 (m)	22,305	151,65	4,34	39	80,54	74,17
0,25	68,4 (m)	53,615	352,12	8,15	76	84,80	78,42
0,25	68,4 (m)	104,7	584,7	10,65	108	89,83	81,53
0,25	68,4 (m)	189,3	968,5	12	113	93,66	88,33
0,5	68,4 (m)	9,95	98	2,965	28	70,20	71,43
0,5	68,4 (m)	20,2	143	3,055	32	84,88	77,62
0,5	68,4 (m)	52,9	373,7	7,92	75	85,03	79,89
0,5	68,4 (m)	101,4	560,1	8,52	84	91,60	85,00
0,5	68,4 (m)	240,175	1221	13,1	116	94,55	90,50
0,75	68,4 (m)	12,25	115	4,95	45	59,59	60,87
0,75	68,4 (m)	29,5	228,2	5,98	57	79,73	75,18
0,75	68,4 (m)	41	297	9,1	90	77,80	69,70
0,75	68,4 (m)	100	557,2	5,95	57	94,05	89,77
0,75	68,4 (m)	229	1252	13,4	116	94,15	90,73
1	68,4 (m)	10,95	104,5	5,685	66	48,08	36,84
1	68,4 (m)	16,1	121	5,13	52	68,14	57,02
1	68,4 (m)	51	363,8	4,405	39	91,36	89,28
1	68,4 (m)	100,4	611,1	5,535	78	94,49	87,23
1	68,4 (m)	206,1	1137,2	18,2	105	91,17	90,77
2	68,4 (m)	8,82	85	6,81	67	22,79	21,18
2	68,4 (m)	16,25	132	11,7	109	28,00	17,42
2	68,4 (m)	53,6	337	33	145	38,43	56,97
2	68,4 (m)	123,5	618	62	173	49,80	71,97
2	68,4 (m)	227	1249,4	87,8	248	61,32	80,18
0,25	97,6 (m)	7,93	80	4,81	45	39,34	43,75
0,25	97,6 (m)	24,81	160	3,595	38	85,51	76,29
0,25	97,6 (m)	53,6	352	5,185	53	90,33	84,95
0,25	97,6 (m)	104,7	585	7,045	73	93,27	87,51
0,25	97,6 (m)	203,8	1053	8,705	91	95,73	91,35
0,5	97,6 (m)	8,425	83	3,68	32	56,32	61,45
0,5	97,6 (m)	24,8	163	3,97	35	83,99	78,53
0,5	97,6 (m)	40,3	281	6,91	70	82,85	75,09
0,5	97,6 (m)	101,4	554	12,65	73	87,52	86,82
0,5	97,6 (m)	234,7	1316	17,8	115	92,42	91,26



0,75	97,6 (m)	13,45	117	7,555	72	43,83	38,46
0,75	97,6 (m)	22,7	175	5,26	50	76,83	71,48
0,75	97,6 (m)	41	293	2,62	26	93,61	91,13
0,75	97,6 (m)	110	607	9,16	91	91,67	85,01
0,75	97,6 (m)	195,2	971	12,35	113	93,67	88,36
1	97,6 (m)	10,105	102	4,72	45	53,29	55,88
1	97,6 (m)	21	173	10,45	93	50,24	46,24
1	97,6 (m)	63,73	456	7,855	74	87,67	83,77
1	97,6 (m)	108,3	603	15,9	120	85,32	80,11
1	97,6 (m)	249,6	1411	16,1	123	93,55	91,28
2	97,6 (m)	11,44	113	7,015	66	38,68	41,59
2	97,6 (m)	19,2	142	8,24	83	57,08	41,55
2	97,6 (m)	70,3	496	8,525	98	87,87	80,24
2	97,6 (m)	123,5	670	59,7	135	51,66	79,85
2	97,6 (m)	227	1253	63,1	216	72,20	82,76
0,25	PTAP	8,615	86	1,74	16,00	79,80	81,40
0,25	PTAP	23,5575	155,65	1,86	18,00	92,12	88,44
0,25	PTAP	53,6075	352,12	1,89	18,00	96,47	94,89
0,25	PTAP	104,7	584,7	3,01	29,00	97,12	95,04
0,25	PTAP	196,55	1010,5	16,17	38,00	91,77	96,24
0,5	PTAP	9,1875	90,5	1,62	14,00	82,37	84,53
0,5	PTAP	22,5	153	3,37	33,00	85,04	78,43
0,5	PTAP	46,6	327	2,40	26,00	94,86	92,05
0,5	PTAP	101,4	556,9	3,00	31,00	97,05	94,43
0,5	PTAP	237,4375	1268,65	9,82	41,00	95,87	96,77
0,75	PTAP	12,85	116	2,54	27,00	80,23	76,72
0,75	PTAP	26,1	201,45	2,20	20,00	91,58	90,07
0,75	PTAP	41	295	1,78	15,00	95,66	94,92
0,75	PTAP	105	582,1	3,63	32,00	96,54	94,50
0,75	PTAP	212,1	1111,5	9,54	37,00	95,50	96,67
1	PTAP	10,5275	103,25	1,68	14,00	84,04	86,44
1	PTAP	18,55	147	2,77	26,00	85,08	82,31
1	PTAP	57,365	409,9	1,19	5,00	97,92	98,78
1	PTAP	104,35	607	3,15	32,00	96,98	94,73
1	PTAP	227,85	1274	4,37	39,00	98,08	96,94
2	PTAP	10,13	99	2,78	28,00	72,53	71,72
2	PTAP	17,725	137	2,60	27,00	85,36	80,29
2	PTAP	61,95	416,5	2,36	24,00	96,19	94,24
2	PTAP	123,5	644	2,82	28,00	97,71	95,65
2	PTAP	227	1251	1,48	34,00	99,35	97,28

Fuente: Méndez & Trelles (2021)

Tabla 40: *Eficiencias de remoción de turbiedad y color en filtro*

Caudal (l/s)	Sistema	Turbiedad de agua cruda (NTU)	Color de agua cruda (Pt-Co)	Turbiedad de agua filtrada (NTU)	Color de agua filtrada (Pt-Co)	Eficiencia de Remoción de Turbiedad (%)	Eficiencia de Remoción de Color (%)
0,25	68,4 m	9,3	107	0,11	0	98,82	100,00
0,25	68,4 m	22,305	191,65	0,155	3	99,31	98,43
0,25	68,4 m	53,615	352,12	0,185	3	99,65	99,15
0,25	68,4 m	104,7	584,7	0,105	3	99,90	99,49
0,25	68,4 m	189,3	968,5	0,49	7,5	99,74	99,23
0,5	68,4 m	9,95	127	0,315	17,5	96,83	86,22
0,5	68,4 m	20,2	169,9	0,245	0	98,79	100,00
0,5	68,4 m	52,9	348,4	0,2	4	99,62	98,85
0,5	68,4 m	101,4	553,8	0,315	2,5	99,69	99,55
0,5	68,4 m	240,175	1056	0,705	8,5	99,71	99,20
0,75	68,4 m	12,25	156	0,235	5	98,08	96,79
0,75	68,4 m	29,5	257,6	0,465	6	98,42	97,67
0,75	68,4 m	41	287	0,73	2	98,22	99,30
0,75	68,4 m	100	549,2	0,53	3	99,47	99,45
0,75	68,4 m	229	1252	0,275	1,5	99,88	99,88
1	68,4 m	10,95	104,5	0,395	5,5	96,39	94,74
1	68,4 m	16,1	156	0,22	2	98,63	98,72
1	68,4 m	51	363,8	0,31	0,5	99,39	99,86
1	68,4 m	100,4	577,7	0,685	7	99,32	98,79
1	68,4 m	206,1	993,5	0,29	3	99,86	99,70
2	68,4 m	8,82	80	0,56	3,5	93,65	95,63
2	68,4 m	16,25	198	0,39	4,5	97,60	97,73
2	68,4 m	53,6	337	1,145	9	97,86	97,33
2	68,4 m	123,5	606	0,555	0	99,55	100,00
2	68,4 m	227	994	2,965	7,5	98,69	99,25
0,25	97,6 m	7,93	108,5	0,22	4,5	97,23	95,85
0,25	97,6 m	24,81	190,3	0,21	2	99,15	98,95
0,25	97,6 m	53,6	352,12	0,23	4	99,57	98,86
0,25	97,6 m	104,7	584,7	0,165	7	99,84	98,80
0,25	97,6 m	203,8	1052,5	0,36	4	99,82	99,62
0,5	97,6 m	8,425	110	0,27	10	96,80	90,91
0,5	97,6 m	24,8	210,4	0,325	4	98,69	98,10
0,5	97,6 m	40,3	281	0,2	0	99,50	100,00
0,5	97,6 m	101,4	553,8	0,23	0	99,77	100,00
0,5	97,6 m	234,7	1016,3	0,64	4	99,73	99,61
0,75	97,6 m	13,45	143	0,615	0	95,43	100,00

UNIVERSIDAD DE CUENCA



0,75	97,6 m	22,7	175,3	0,19	3,5	99,16	98,00
0,75	97,6 m	41	247	0,415	4	98,99	98,38
0,75	97,6 m	110	607,2	0,37	2	99,66	99,67
0,75	97,6 m	195,2	947	0,28	2	99,86	99,79
1	97,6 m	10,105	125,5	0,24	5	97,62	96,02
1	97,6 m	21	143	0,285	2	98,64	98,60
1	97,6 m	63,73	446,25	0,425	5,5	99,33	98,77
1	97,6 m	108,3	603,3	0,685	2	99,37	99,67
1	97,6 m	249,6	1122	0,525	1	99,79	99,91
2	97,6 m	11,44	121	0,855	1	92,53	99,17
2	97,6 m	19,2	138	0,445	2,5	97,68	98,19
2	97,6 m	70,3	493	0,575	0	99,18	100,00
2	97,6 m	123,5	606	0,39	1	99,68	99,83
2	97,6 m	227	994	0,715	5,5	99,69	99,45
0,25	PTAP	8,615	107,75	0,24	4	97,21	96,29
0,25	PTAP	23,5575	190,975	0,20	0,25	99,15	99,87
0,25	PTAP	53,6075	352,12	0,26	2,75	99,51	99,22
0,25	PTAP	104,7	584,7	0,16	6,25	99,85	98,93
0,25	PTAP	196,55	1010,5	0,61	6,75	99,69	99,33
0,5	PTAP	9,1875	118,5	0,30	7,5	96,73	93,67
0,5	PTAP	22,5	190,15	0,49	5,75	97,82	96,98
0,5	PTAP	46,6	314,7	0,34	4,75	99,27	98,49
0,5	PTAP	101,4	553,8	0,28	0	99,72	100,00
0,5	PTAP	237,4375	1036,15	0,78	7,5	99,67	99,28
0,75	PTAP	12,85	149,5	0,37	1,5	97,12	99,00
0,75	PTAP	26,1	216,45	0,19	3,5	99,27	98,38
0,75	PTAP	41	267	0,20	1	99,51	99,63
0,75	PTAP	105	578,2	0,33	2	99,69	99,65
0,75	PTAP	212,1	1099,5	0,35	0	99,83	100,00
1	PTAP	10,5275	115	0,43	4,5	95,92	96,09
1	PTAP	18,55	149,5	0,25	0	98,65	100,00
1	PTAP	57,365	405,025	0,15	1,5	99,74	99,63
1	PTAP	104,35	590,5	0,33	2,5	99,68	99,58
1	PTAP	227,85	1057,75	0,62	6	99,73	99,43
2	PTAP	10,13	100,5	0,52	0,5	94,87	99,50
2	PTAP	17,725	168	0,42	4,5	97,63	97,32
2	PTAP	61,95	415	0,40	2,5	99,35	99,40
2	PTAP	123,5	606	0,79	0	99,36	100,00
2	PTAP	227	994	0,44	0,5	99,81	99,95

Fuente: Méndez & Trelles (2021)