

**UNIVERSIDAD MAYOR REAL Y PONTIFICIA DE
SAN FRANCISCO XAVIER DE CHUQUISACA**

VICERRECTORADO

CENTRO DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN



**“DETERMINACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS CINÉTICAS Y
RENDIMIENTO EN FILTROS PERCOLADORES DE LA PTAR
PUCHUKOLLO, PARA AGUAS RESIDUALES DE LA CIUDAD DE
EL ALTO”**

TRABAJO EN OPCIÓN AL GRADO DE
MAGISTER EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS Y AGUAS
RESIDUALES

JOSÉ LUIS HUMÉREZ CALLE

TUTOR: M.Sc. Ing. Roberto Acebey Aldunate

LA PAZ, 2025

CARTA DE CESIÓN DE DERECHOS

Al presentar este trabajo como requisito previo para la obtención del Título de Magister en Gestión Integral de Residuos Sólidos y Aguas Residuales de la Universidad Mayor, Real y Pontificia de San Francisco Xavier de Chuquisaca, autorizo al Centro de Estudios de Posgrado e Investigación o a la Biblioteca de la Universidad, para que se haga de este trabajo un documento disponible para su lectura, según normas de la Universidad.

También cedo a la Universidad Mayor, Real y Pontificia de San Francisco Xavier de Chuquisaca, los derechos de publicación de este trabajo o parte de él, manteniendo mis derechos de autor hasta un periodo de 30 meses posterior a su aprobación.

José Luis Humérez Calle

Sucre, enero de 2025

DEDICATORIA

Este Trabajo de Investigación de Tesis está dedicada a mi querido padre “*Julio Humérez Calle*”, una persona muy fundamental en mi vida y en esta parte de mi vida en la que soy padre, que siempre está ahí para mantenerme en pie con la palabra y el cariño de Jesucristo y Dios Padre; que siempre me da un aliento de ser cada vez una mejor persona y sobre todo que siempre me brinda el cariño de un padre y abuelo para mi querida hijita.



AGRADECIMIENTO

En primer lugar, a Dios Padre por ser siempre mi guía
en esta vida.

Al Ingeniero Roberto Acebey Aldunate por ayudarme
en la tutoría y revisión de este trabajo de investigación
de maestría.

Al CEPI, dependiente de la USFX por brindarme la
oportunidad de continuar mi formación profesional en
los predios de tan prestigiosa Universidad.

A toda mi familia en especial, entre ellos a mi querida
Carlita mi compañera de vida, a mi hijita Arlette, a mi
padre Julio Humérez(†), mi querida madre Natalia
Calle (†), mis Hermanos: Guido Humérez y Julio Hanz
Humérez, mi padrino Carlos Torres, por tener la
paciencia la confianza y todo el cariño y motivación
que siempre fundaron en mi corazón.

Índice

Índice de Tablas.....	IV
Índice de Figuras.....	VII
Índice de Tablas - ANEXOS	X
Índice de Figuras - ANEXOS	XI
Introducción.....	1
1. Antecedentes	1
2. Situación Problemática.....	1
3. Formulación del Problema de investigación	2
4. Justificación	2
5. Objeto de Estudio	3
6. Campo de Acción	3
7. Formulación de la construcción teórica.....	3
7.1. Hipótesis	3
7.2. Idea.....	3
8. Objetivos.....	4
8.1. Objetivo General.....	4
8.2. Objetivos Específicos	4
9. Diseño Metodológico	4
Capítulo I	6
1. MARCO TEÓRICO Y CONTEXTUAL	6
1.1. Marco teórico	6
1.1.1. Filtros Percoladores.....	6
1.1.1.1. Introducción.....	6
1.1.1.2. Descripción del proceso.....	7
1.1.1.3. Partes de las que consta un filtro percolador	8
1.1.1.4. Mecanismo de remoción de la DBO	10
1.1.1.5. Parámetros básicos del proceso.....	11
1.1.1.6. Clasificación de los Filtros Percoladores	12
1.1.1.7. Consideraciones de diseño.....	14
1.1.1.8. Parámetros de diseño	17
1.1.1.9. Modelo general de diseño.....	18
1.1.1.10. Recirculación	20
1.1.1.11. Factores que inciden en la eficiencia de purificación	21
1.1.2. Modelos cinéticos aplicados a Filtros percoladores	24
1.1.2.1. Introducción.....	24
1.1.2.2. Modelos matemáticos	24
1.1.2.3. Cinética con crecimiento limitante de sustrato	25
1.1.3. Modelos aplicados al diseño de filtros percoladores.....	34

1.1.3.1.	Fórmula de la National Research Council (NRC)	35
1.1.3.2.	Galler y Gotaas	39
1.1.3.3.	Fórmula de Rankin.....	40
1.1.3.4.	Fórmula de Triebal.....	40
1.1.3.5.	Modelo de Bruce y Merkens	41
1.1.3.6.	La Fórmula de Velz	42
1.1.3.7.	La fórmula de Schulze	44
1.1.3.8.	La fórmula de Germain	45
1.1.3.9.	La fórmula de Eckenfelder	48
1.1.3.10.	El modelo de Kincannon y Stover.....	57
1.1.3.11.	Fórmula de Oleszkiewicz (Oleszkiewicz, 1980).....	57
1.1.3.12.	El modelo de Logan	60
1.1.3.13.	Institución autorizada para el agua y Gestión ambiental.....	61
1.1.3.14.	Práctica británica	62
1.1.4.	Selección de un modelo de filtro percolador	64
1.1.5.	Nitrificación	65
1.1.5.1.	Hojas de flujo de proceso y Biorreactor	69
1.2.	Marco contextual	70
1.2.1.	Planta de tratamiento de aguas residuales Puchukollo	70
1.2.1.1.	Ubicación de la planta de tratamiento.....	70
1.2.1.2.	Descripción de las Unidades del sistema de depuración.	70
1.2.1.3.	Descripción de unidades de la planta de tratamiento.	71
1.2.1.4.	Ampliación de la Planta de tratamiento mediante Filtros Percoladores	74
1.2.2.	Cálculo de las constantes del modelo de primer orden	83
1.2.2.1.	Determinación de n y k a temperatura constante	83
Capítulo II	88
2.	DIAGNÓSTICO	88
2.1.	Filtros percoladores	88
2.1.1.	Generales sobre filtros percoladores	88
2.1.2.	Consideraciones sobre el diseño del proceso.....	88
2.1.2.1.	Sistemas de distribución	90
2.1.3.	Filtros elegidos para la planta en Puchukollo.....	92
2.1.4.	Etapa 1 (Etapa 1a y etapa 1 b)	93
2.2.	Determinación de n y k de Eckenfelder.....	97
2.3.	Determinación de coeficientes cinéticos por el modelo de Monod, Stover-Kincannon y el Modelo de Grau.	98
2.4.	Cálculo de n y k	102
2.4.1.	Datos del filtro percolador caso Puchukollo	102
2.4.2.	Determinación de n y k SIN RECIRCULACIÓN.....	102
2.4.3.	Determinación de n y k CON RECIRCULACIÓN.....	108

2.5.	Evaluación del Modelo de Eckenfelder desde el punto de vista de la Recirculación	113
2.5.1.	Evaluación del modelo de Eckenfelder SIN RECIRCULACIÓN	113
2.5.2.	Evaluación del modelo de Eckenfelder CON RECIRCULACIÓN	115
2.6.	Evaluación de los Modelos Cinéticos.....	117
2.6.1.	Modelo de la fórmula de Oleszkiewicz	118
2.6.2.	Modelo de Stover-Kincannon	119
2.6.2.1.	Evaluación para DBO ₅	119
2.6.2.2.	Evaluación para DQO	121
2.6.2.3.	Evaluación para el nitrógeno	123
2.6.3.	Modelo cinético de segundo orden Grau	127
2.6.3.1.	Evaluación para DBO ₅	127
2.6.3.2.	Evaluación para DQO	128
2.6.4.	Modelo cinético de Monod.....	130
2.6.4.1.	Modelo basado en Mckinney	130
2.6.4.2.	Modelo basado en Eckenfelder	131
2.6.5.	Evaluación de eficiencias de DBO ₅	132
2.6.5.1.	Eficiencia en los filtros percoladores existentes en la PTAR Puchukollo	134
2.6.6.	Evaluación de eficiencias de DBO ₅ a partir de los modelos matemáticos empíricos y cinéticos descritos en el punto 1.1.3.....	137
Capítulo III		144
3.	PROPUESTA	144
3.1.	Para el modelo de Eckenfelder sin tomar en cuenta la recirculación	144
3.2.	Para el modelo de Eckenfelder tomando en cuenta la recirculación	146
3.3.	Evaluación de los Modelos Cinéticos.....	147
3.3.1.	Modelo de la fórmula de Oleszkiewicz	147
3.3.2.	Modelo de Stover-Kincannon	147
3.3.3.	Modelo cinético de segundo orden Grau	148
3.3.4.	Modelo cinético de Monod.....	148
3.3.4.1.	Modelo basado en Mckinney	148
3.3.4.2.	Modelo basado en Eckenfelder	148
3.4.	Evaluación de los Modelos Cinéticos.....	149
Capítulo IV		150
4.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	150
4.1.	CONCLUSIONES.....	150
4.2.	RECOMENDACIONES	152
5.	Bibliografía.....	153
ANEXOS		157
6.	ANEXOS.....	158

Índice de Tablas

Tabla 1.1: Características principales de los filtros percoladores	13
Tabla 1.2: Características físicas de medios para filtros percoladores	14
Tabla 1.3: Información general sobre el diseño de filtros percoladores	15
Tabla 1.4: Valores típicos de diseño para filtros percoladores.....	17
Tabla 1.5: Factor por el que se afecta el volumen del filtro al aumentar la altura H, para 5 valores de n	23
Tabla 1.6: Resumen de ecuaciones para tasas netas de remoción de sustrato soluble (dS/Xdt)	26
Tabla 1.7: Nombres y unidades de las constantes cinéticas para remoción de sustrato	26
Tabla 1.8: Parámetros utilizados en las fórmulas de rendimiento de depuración de los Filtros Percoladores ..	34
Tabla 1.9: Coeficientes para el modelo británico	50
Tabla 1.10: Coeficientes de tratabilidad para la ecuación 1.97 (Oleszkiewicz, 1980).....	59
Tabla 1.11: Clasificación de filtros percoladores.....	69
Tabla 1.12: Etapas Proyecto de Factibilidad PTAR	73
Tabla 1.13: Frecuencia del control de un Filtro Percolador.....	82
Tabla 2.1: Valores para el diseño (Altura de Filtro - 6 m /Temperatura 20 Grados C)	89
Tabla 2.2: Filtros percoladores.....	92
Tabla 2.3: Construcción de los filtros	93
Tabla 2.4: Caudales de diseño de las tuberías y los canales de los filtros	93
Tabla 2.5: Calculo teórico	93
Tabla 2.6: Caudales máximas para la etapa 1	94
Tabla 2.7: Caudales mínimos para la etapa 1.....	94
Tabla 2.8: Carga hidráulicas superficiales ($q_f / (m^3/(m^2 \cdot h))$) con el caudal mínimo (según indicaciones del proveedor) de 120 l/s	95
Tabla 2.9: Valores para SK para 6 brazos en función.....	95
Tabla 2.10: Valores de Caudal y Tasa de aplicación superficial	102
Tabla 2.11: Valores de $S_e/S_a \cdot 100$ a diferentes cargas hidráulicas y alturas, sin recirculación.....	103
Tabla 2.12: Valor de la pendiente a diferentes cargas hidráulicas, sin recirculación	103
Tabla 2.13: Relación de Concentraciones S_0/S_e vs Profundidad de Filtro, sin recirculación.....	104
Tabla 2.14: Relación de LN de Pendiente vs LN de tasa (q), sin recirculación.....	105
Tabla 2.15: Evaluación de modelo encontrado para la concentración de DBO ₅ , sin recirculación	107
Tabla 2.16: Datos ingresados para el análisis del modelo de eckenfelder con recirculación.....	108
Tabla 2.17: Valores de $S_e/S_a \cdot 100$ a diferentes cargas hidráulicas y alturas, considerando recirculación.....	109
Tabla 2.18: Relación de Concentraciones S_0/S_e vs. Profundidad de Filtro, considerando recirculación.....	110
Tabla 2.19: Relación de LN de Pendiente vs. LN de tasa (q), con recirculación	111
Tabla 2.20: Evaluación de modelo encontrado para la concentración de DBO ₅ , con recirculación	112
Tabla 2.21: Evaluación de modelo de Eckenfelder sin recirculación en función de incrementos de recirculación	114

Tabla 2.22: Evaluación de modelo de Eckenfelder con recirculación en función de incrementos de recirculación	115
Tabla 2.23: Datos ingresados para el análisis del modelo de Monod, Stover-Kincannon, Modelo de segundo orden Grau	117
Tabla 2.24: Promedio de datos para el análisis del modelo de Monod, Stover-Kincannon, Modelo de segundo orden Grau	118
Tabla 2.25: Datos calculados para el modelo de la formula de Oleszkiewicz	118
Tabla 2.26: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para DBO_5	119
Tabla 2.27: Resultados y constantes K_b y U_{max} de Stover-Kincannon para DBO_5	120
Tabla 2.28: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para DBO_5	120
Tabla 2.29: Resultados y constantes K_b y U_{max} de Stover-Kincannon para DBO_5 según la formula en función de la carga orgánica en superficie	121
Tabla 2.30: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para DQO	121
Tabla 2.31: Resultados y constantes K_b y U_{max} de Stover-Kincannon para DQO	122
Tabla 2.32: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para DQO	122
Tabla 2.33: Resultados y constantes K_b y U_{max} de Stover-Kincannon para DQO según la formula en función de la carga orgánica en superficie	123
Tabla 2.34: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para NH_3	123
Tabla 2.35: Resultados y constantes K_b y U_{max} de Stover-Kincannon para NH_3	124
Tabla 2.36: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para NH_3	124
Tabla 2.37: Resultados y constantes K_b y U_{max} de Stover-Kincannon para NH_3 según la formula en función de la carga orgánica en superficie	125
Tabla 2.38: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para NT	125
Tabla 2.39: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para NT	126
Tabla 2.40: Resultados y constantes K_b y U_{max} de Stover-Kincannon para NT según la formula en función de la carga orgánica en superficie	126
Tabla 2.41: Evaluación del modelo cinético de Segundo orden Grau para DBO_5	127
Tabla 2.42: Resultados y constantes $K_2(s)$ y X según el modelo cinético de Segundo orden Grau para DBO_5	128
Tabla 2.43: Evaluación del modelo cinético de Segundo orden Grau para DQO	129
Tabla 2.44: Resultados y constantes $K_2(s)$ y X según el modelo cinético de Segundo orden Grau para DQO	129
Tabla 2.45: Evaluación del modelo cinético de Monod basado en Mckinney para DBO_5	130
Tabla 2.46: Resultados y constantes K_s y X^*k según el modelo cinético de Monod basado en Mckinney para DBO_5	131
Tabla 2.47: Evaluación del modelo cinético de Monod basado en Eckenfelder para DBO_5	131

Tabla 2.48: Resultados y constantes K_s y X^*k según el modelo cinético de Monod basado en Eckenfelder para DBO_5	132
Tabla 2.49: Evaluación de la eficiencia de DBO_5 vs. la tasa de aplicación superficial q_v	132
Tabla 2.50: Evaluación de la eliminación de DBO_5 vs. la carga orgánica volumétrica.....	133
Tabla 2.51: Evaluación de la eficiencia de DQO vs. la tasa de aplicación superficial q_v	133
Tabla 2.52: Evaluación de Carga orgánica superficial de DBO eliminada vs carga orgánica superficial de DBO.	133
Tabla 2.53: Evaluación de eficiencias utilizando los modelos matemáticos para filtros percoladores descritos en el punto 1.1.3, para los filtros percoladores de la PTAR Puchukollo bajo diferentes recirculaciones y Carga Orgánica Volumétrica	138

Índice de Figuras

Figura 1.1: Esquema de un filtro percolador	6
Figura 1.2: Corte y detalles de un filtro percolador típico.....	7
Figura 1.3: Algunos tipos de empaques plásticos: a) Bionet. b) Norton. Actifil. c) Norpac. d) Plasdek.....	10
Figura 1.4: Representación esquemática de la película biológica sobre un elemento de empaquetadura.....	11
Figura 1.5: Diagrama de flujo de un sistema de filtro percolador. 1) Sedimentador primario. 2) Filtro. 3) Sedimentador secundario.	12
Figura 1.6: Efecto de la recirculación sobre la eficiencia. 1. Calculada a partir de S_0 . Calculada a partir de S_m	21
Figura 1.7: Efecto de la recirculación sobre las cargas hidráulica y orgánica.	21
Figura 1.8: Influencia de la carga hidráulica sobre la eficiencia.	22
Figura 1.9: Variación del volumen de empaque con la profundidad para distintos valores de n	23
Figura 1.10: Diagrama de Operación de una Planta Piloto de LACM.....	27
Figura 1.11: Gráfico de Lineweaver-Burk para la Ecuación de Remoción de Sustrato.....	28
Figura 1.12: Constantes Cinéticas en Condiciones de Inanición	29
Figura 1.13: Concentración de sustrato respecto la velocidad de crecimiento bacteriano.....	30
Figura 1.14: Guía para la selección de la relación de la recirculación	38
Figura 1.15: Eliminación de DBO vs. (a) carga hidráulica y (b) carga orgánica a dos profundidades medias de 89 m ² /m ³ del medio VTC.....	38
Figura 1.16: Determinación de μ_{max} y k_b	39
Figura 1.17: Gráfico para la determinación de K (Oleszkiewicz, 1980).....	58
Figura 1.18: Gráfico para la determinación de D óptima (Oleszkiewicz, 1980).....	59
Figura 1.19: Gráfico para la determinación de la recirculación óptima (Oleszkiewicz, 1980).	59
Figura 1.20: Predicciones de eliminación de DBO de modelos británicos y estadounidenses	63
Figura 1.21: Relación de n a la zona de superficie del medio.....	63
Figura 1.22: Desempeño del carbón combinado en la oxidación-nitrificación	66
Figura 1.23: Eficiencia de nitrificación versus carga orgánica en filtros percoladores con medio de roca.	67
Figura 1.24: Eficiencia de nitrificación en función de la DBO_5 filtrada o soluble en el efluente de un filtro percolador de flujo vertical en Stockton, California.	68
Figura 1.25: Eficiencia de nitrificación versus carga orgánica en filtros percoladores.	68
Figura 1.26: Ubicación de la PTAR Puchukollo.	70
Figura 1.27: Emisario Principal de la PTAR de Puchukollo.	70
Figura 1.28: Rejas en la planta de Puchukollo.....	71
Figura 1.29: Desarenador en la planta de Puchukollo.	72
Figura 1.30: Parshall al ingreso a la Planta de Puchukollo.	73
Figura 1.31: Esquema de la Etapa 1.....	74
Figura 1.32: Esquema de la Planta de Puchukollo en la Actualidad (2013).....	75

Figura 1.33: Cárcamos de bombeo al ingreso de los filtros percoladores – Puchukollo.	76
Figura 1.34: Sistema de distribución en los Filtros Percoladores de Puchukollo.	76
Figura 1.35: Ventilación, canal recolector de los Filtros de Puchukollo.	77
Figura 1.36: Válvula de alimentación del filtro – Puchukollo.	78
Figura 1.37: Medición del Peso del relleno de un filtro Percolador	79
Figura 1.38: Espumas en el efluente de los filtros - Puchukollo.....	81
Figura 1.39: Puntos de muestreo en el Afluente y Efluente de los filtros – Puchukollo.....	83
Figura 1.40: Gráfico para determinación de las pendientes.....	84
Figura 1.41: Gráfico para determinación de n - Ln (Neperiano).....	85
Figura 1.42: Gráfico para determinación de k - Ln (Neperiano).....	85
Figura 1.43: Gráfico para la determinación de las pendientes.....	86
Figura 1.44: Gráfico para la determinación de n - log normal	86
Figura 1.45: Gráfico para la determinación de k - log normal	87
Figura 2.1: Factores de corrección para diferentes alturas del filtro	89
Figura 2.2: Eficiencia del filtro.....	90
Figura 2.3: Distribución de las boquillas en un distribuidor	91
Figura 2.4: Vista en corte Filtro Percolador Puchukollo	92
Figura 2.5: Esquema de un filtro	96
Figura 2.6: Medición del peso del relleno	96
Figura 2.7: LN % de DBO remanente en función de la profundidad, sin recirculación.....	104
Figura 2.8: Relación de Concentraciones S_0/S_e vs Profundidad de Filtro, sin recirculación	105
Figura 2.9: Representación gráfica de kA_sH en función de q , sin recirculación	106
Figura 2.10: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder considerando los datos de partida para el modelo, sin recirculación.....	108
Figura 2.11: a) LN % de DBO remanente en función de la profundidad, b) Relación de Concentraciones S_e/S_0 vs. Profundidad de Filtro, considerando recirculación.....	110
Figura 2.12: Representación gráfica de kA_sH en función de U , con recirculación	111
Figura 2.13: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder considerando los datos de partida para el modelo, con recirculación.....	113
Figura 2.14: a) Eficiencia vs. Recirculación, b) Concentración de salida del FP vs. Recirculación, CONSIDERANDO MODELO ECKENFELDER SIN RECIRCULACIÓN.....	115
Figura 2.15: a) Eficiencia vs. Recirculación, b) Concentración de salida del FP vs. Recirculación, CONSIDERANDO MODELO ECKENFELDER CON RECIRCULACIÓN.....	117
Figura 2.16: Gráfico para el modelo de Oleszkiewicz	118
Figura 2.17: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para DBO_5	119
Figura 2.18: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para DBO_5	120

Figura 2.19: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para DQO	121
Figura 2.20: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para DQO	122
Figura 2.21: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para NH ₃	123
Figura 2.22: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para NH ₃	124
Figura 2.23: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para NT	125
Figura 2.24: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para NT	126
Figura 2.25: Evaluación del modelo cinético de Segundo orden Grau para DBO ₅	128
Figura 2.26: Evaluación del modelo cinético de Segundo orden Grau para DQO	129
Figura 2.27: Evaluación del modelo cinético de Monod basado en Mckinney para DBO ₅	130
Figura 2.28: Evaluación del modelo cinético de Monod basado en Eckenfelder para DBO ₅	131
Figura 2.29: Evaluación de la eficiencia de DBO ₅ vs. la tasa de aplicación superficial qv	132
Figura 2.30: Evaluación de Carga orgánica superficial de DBO eliminada vs carga orgánica superficial de DBO.	134
Figura 2.31: Evaluación de la eficiencia para DBO ₅ en los filtros percoladores PTAR Puchukollo.....	134
Figura 2.32: Evaluación de la eficiencia para DQO en los filtros percoladores PTAR Puchukollo.....	135
Figura 2.33: Concentraciones de DQO a la entrada y salida de los filtros Percoladores.....	135
Figura 2.34: Concentraciones de Fósforo a la entrada y salida de los filtros Percoladores.....	135
Figura 2.35: Concentraciones de Nitrógeno a la entrada y salida de los filtros Percoladores	136
Figura 2.36: Concentraciones de NH ₃ a la entrada y salida de los filtros Percoladores.....	136
Figura 2.37: Concentraciones de Temperatura a la entrada y salida de los filtros Percoladores	136
Figura 3.1: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder, para valores del Filtro 1 – PTAR Puchukollo, sin recirculación	144
Figura 3.2: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder, para valores del Filtro 2 – PTAR Puchukollo, sin recirculación	145
Figura 3.3: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder, para valores del Filtro 3 – PTAR Puchukollo, sin recirculación	146
Figura 3.4: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder, para valores promedio del Filtro – PTAR Puchukollo, con recirculación.....	147
Figura 3.5: Evaluación de eficiencias para modelos empíricos y cinéticos para las condiciones de los filtros percoladores de Puchukollo en función de la Recirculación.	149

Índice de Tablas - ANEXOS

Tabla A 1: Caracterización de aguas residuales por mes, Afluente PTAR Puchukollo año 2018	158
Tabla A 2: Caracterización de aguas residuales por mes, Filtro 1 PTAR Puchukollo año 2018	158
Tabla A 3: Caracterización de aguas residuales por mes, Filtro 2 PTAR Puchukollo año 2018	159
Tabla A 4: Caracterización de aguas residuales por mes, Filtro 3 PTAR Puchukollo año 2018	159

Índice de Figuras - ANEXOS

Figura A 1: Parámetros por mes y promedio Afluente: Caudal, DBO5, carga y Temperatura – PTAR Puchukollo año 2018	160
Figura A 2: Parámetros por mes y promedio efluente Filtro 1: Caudal, DBO5, carga y Temperatura – PTAR Puchukollo año 2018.....	161
Figura A 3: Parámetros por mes y promedio efluente Filtro 2: Caudal, DBO5, carga y Temperatura – PTAR Puchukollo año 2018.....	162
Figura A 4: Parámetros por mes y promedio efluente Filtro 3: Caudal, DBO5, carga y Temperatura – PTAR Puchukollo año 2018.....	163
Figura A 5: Parámetros por mes comparando Afluente y efluente en los filtros 1, 2 y 3: Caudal, DBO5, carga y Temperatura – PTAR Puchukollo año 2018	164
Figura A 6: Eficiencia del Filtro 1 – PTAR Puchukollo año 2018.....	165
Figura A 7: Eficiencia del Filtro 2 – PTAR Puchukollo año 2018.....	165
Figura A 8: Eficiencia del Filtro 3 – PTAR Puchukollo año 2018.....	165

Introducción

1. Antecedentes

En nuestros países, el objetivo principal del tratamiento de las aguas residuales es la remoción de los contaminantes y así mejorar sus propiedades, para que estas puedan cumplir con los requerimientos de las normas de vertimientos de aguas residuales a un cuerpo receptor. De esta manera se pretende disminuir el impacto sobre el ambiente y la salud de las personas.

Modelos matemáticos para el diseño de filtros percoladores fueron propuestos por varios autores, todos ellos tratando de considerar la cinética de reacciones dados en el sistema biológico de la biopelícula adherida en la superficie fija.

Para el diseño de filtros percoladores existen diferentes ecuaciones propuestas, a través de los años, por diferentes autores.

Este trabajo contiene antecedentes de las investigaciones realizadas por diferentes autores desde el año 1948 al 2010, sobre ecuaciones experimentales de coeficientes cinéticos para diferentes medios de soporte en filtros percoladores, en las cuales se ha utilizado el modelo matemático propuesto por Eckenfelder en 1963. (Eckenfelder, 1970).

2. Situación Problemática

El agua contaminada y el saneamiento deficiente están relacionados con la transmisión de enfermedades diarreicas, la cólera, la disentería, la hepatitis A, la fiebre tifoidea y la poliomielitis. Los servicios de agua y saneamiento inexistentes, insuficientes o gestionados de forma inapropiada exponen a la población a riesgos prevenibles para su salud.

Actualmente las unidades de tratamiento para la PTAR Puchukollo se conforma entre lagunas de estabilización y filtros percoladores, sin embargo las lagunas generan olores por la sobrecarga de la planta de tratamiento, es por eso que los sistemas aerobios son una buena alternativa para el tratamiento por su eficiencias remosionales y la baja generación de olores planteados desde el año 2010 como una ampliación por sus ventajas, los diseños propuestos fueron en base a experiencias en base a estudios piloto, sin embargo para esta investigación se quiere tener datos reales del comportamiento a escala real.

El dimensionamiento de Unidades de tratamiento presenta modelos empíricos para ciertas situaciones que deben ser afinados conforme a las zonas de proyección de las unidades,

es por esta razón es importante estudiar las eficiencias de las plantas ya construidas a fin de mejorar estos modelos.

Actualmente el tratamiento de aguas residuales en las plantas de tratamiento tiene limitaciones, principalmente por no tener definido los aspectos técnicos de su concepción y fueron dimensionados con parámetros estimados, dando como resultado que estos no logren la eficiencia esperada. Según una visión de construir plantas de tratamiento de agua residual que cumplan con los parámetros exigidos por las normas de calidad, se requieren que los diseños sean bien elaborados, los mismos que pueden ser verificados después de la puesta en marcha de las unidades.

3. Formulación del Problema de investigación

¿Se podrá determinar las características cinéticas y rendimientos para los filtros percoladores existentes para la PTAR de Puchukollo?

4. Justificación

Lo que se propone es encontrar un diseño donde se tenga un ajuste real para las mejores condiciones de eficiencia y volumen que no involucre un sobredimensionamiento para un filtro percolador.

El proyecto de investigación tiene la importancia de querer encontrar y lograr el estudio de las características cinéticas del filtro percolador caso específico de la PTAR Puchukollo, según el modelo de Monod, Mckinney, Stover-Kincannon, Modelo de Grau y Eckenfelder; para el tratamiento de aguas residuales domésticas, utilizando este proceso unitario de remoción de la materia orgánica por procesos biológicos eficientes, que puede ser una opción técnica fiable; es decir, el tipo de reactor se puede proponer para zonas de similares condiciones, a fin de atender los problemas de saneamiento que en conjunto de procesos unitarios para el tratamiento de agua residual sea de referencia para la construcción de las nuevas plantas de tratamiento de aguas residuales; por lo que hay énfasis en los niveles de tratamiento que debe de lograr con la operación de esta planta propuesta para lograr una mayor eficiencia, con un efluente de calidad apto para reúso, y con bajos efectos contaminantes al cuerpo receptor. Definidos los procesos unitarios que complementen a estas unidades estudiadas el tratamiento de agua residual puede ser una referencia técnica para los futuros proyectos de plantas de aguas residuales en nuestro país.

5. Objeto de Estudio

El objeto del estudio es la disponibilidad de información técnica sobre las eficiencias en la remoción de la materia orgánica en filtros percoladores de la planta, de forma tal que puedan tomar decisiones para el diseño, operación y mantenimiento de la planta de tratamiento de aguas residuales para zonas de similar situación a la ubicación de la Planta.

Las variables independientes serán los valores de eficiencias existentes en los filtros que están trabajando, la variable dependiente será en este caso la determinación de los parámetros del modelo propuesto según Monod, Mckinney, Stover-Kincannon, Modelo de Grau y Eckenfelder.

6. Campo de Acción

El trabajo de investigación ya fue evaluado por varios autores donde estos pudieron explicar el valor de las características cinéticas para condiciones de filtros percoladores a prueba piloto, sin embargo, el presente trabajo de investigación evaluará los coeficientes cinéticos para condiciones reales de un filtro, Caso de estudio PTAR Puchukollo.

7. Formulación de la construcción teórica

7.1. Hipótesis

Los filtros percoladores son procesos secundarios y corresponden a la remoción de materia orgánica contenido en el agua residual doméstica; luego realizado el estudio de los coeficientes cinéticos de los filtros percoladores para la planta Puchukollo, en el sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas; se logrará proponer un modelos matemáticos para el diseño de estos filtros; entonces el propósito del estudio es a través de los resultados de la eficiencia en la remoción de la materia orgánica, lograr la determinación de los coeficientes cinéticos con el modelo de Monod, Mckinney, Stover-Kincannon, Modelo de Grau y Eckenfelder; luego este modelo matemático, es posible para el uso en diseño de la planta de agua residual domesticas según las eficiencias logradas por los filtros percoladores. El estudio es de naturaleza cuantitativa, entonces los resultados pueden definir las hipótesis como nulas o alternativas.

7.2. Idea

La idea nace debido a que muchas veces tenemos que adoptar valores por criterios empíricos citados en bibliografías que en muchos casos están fuera de las condiciones en las cuales se encuentran los valores de estudio, para esto se podrá evaluar estos

coeficientes para tener valores cuasi reales de las eficiencias reales con las que trabajan estos filtros percoladores. Estos valores son una guía para dimensionar filtros percoladores en similares condiciones a las que se presentan en la PTAR Puchukollo.

8. Objetivos

8.1. Objetivo General

Determinar las características cinéticas y rendimiento en los filtros percoladores para la Planta de Aguas residuales de Puchukollo, para usar en un modelo de cálculo para diseño de filtro biológico.

8.2. Objetivos Específicos

- Evaluar la eficiencia de remoción de la materia orgánica como demanda biológica de oxígeno (DBO_5) y demanda bioquímica de oxígeno DQO en los filtros percoladores existentes.
- Determinar el modelo matemático de diseño de los filtros percoladores existentes en la planta considerando el caso sin recirculación y tomando distintos valores de recirculación y Evaluar el diseño de filtro percolador de Puchukollo bajo los distintos modelos aplicados en diseños de filtros percoladores.
- Determinar las características cinéticas para DBO_5 y DOQ para los modelos Monod, Mckinney, Stover-Kincannon, Modelo de Grau, Eckenfelder y Oleszkiewicz.
- Determinar las características cinéticas para NH_3 y NT para el modelo de Stover-Kincannon.

9. Diseño Metodológico

Se emplea el método científico para la elaboración del Marco Teórico, es el desarrollo del estado del arte, metodologías de desarrollo de los autores sobre los coeficientes cinéticos y aplicaciones en diseño de filtros percoladores. Para la elaboración del presente trabajo se utilizó el método analítico y el deductivo.

La investigación planteada es cuantitativa y experimental, y las técnicas de estudio se basan en un estudio correlacional.

Los valores de eficiencias en los filtros será la variable independiente, la variable dependiente será en este caso la determinación de los parámetros de los modelos

propuestos. Para la población o tamaño de muestra será aplicado para todos los filtros, que en este caso consta de 3 filtros percoladores.

Técnicas y procedimiento de investigación

El trabajo consiste en la determinación de los coeficientes cinéticos de filtros percoladores por medio de la eficiencia de los parámetros más representativos de remoción de materia orgánica como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

Los filtros biológicos llamados también como filtros percoladores pertenecen a este tipo de reactores de crecimiento en soporte fijo o asistido. El filtro percolador es un relleno cubierto de limo biológico a través del cual se percola en forma descendente a través del relleno y el efluente se recoge en el fondo.

El procedimiento de los cálculos realizados para la determinación de los coeficientes cinéticos del estudio considera los siguientes pasos:

- a) Se elabora el cuadro de sustrato remanente ($S_a/S_e * 100$).
- b) Calcular los valores de $\ln (S_a/S_e * 100)$ para cada profundidad (H); este cálculo se hace para cada muestreo.
- c) Se grafica en el eje de abscisa la profundidad (H) expresado en m, y en el eje ordenada $\ln (S_a/S_e * 100)$. En esta grafica se obtiene las curvas respectivas para cada muestreo, y se determina las pendientes respectivas; el pendiente: $m = (- K S H / q^n)$
- d) Se calcula $\ln (m)$ y también $\ln (q)$, siendo (q) la carga superficial.
 - o Se grafica $\ln (m)$ versus $\ln (q)$, cuya pendiente es igual a la pendiente (n) de la ecuación de Eckenfelder; y también en este gráfico, para $q = 1.00$, se puede obtener en el gráfico el valor de K.

Capítulo I

1. MARCO TEÓRICO Y CONTEXTUAL

1.1. Marco teórico

1.1.1. Filtros Percoladores

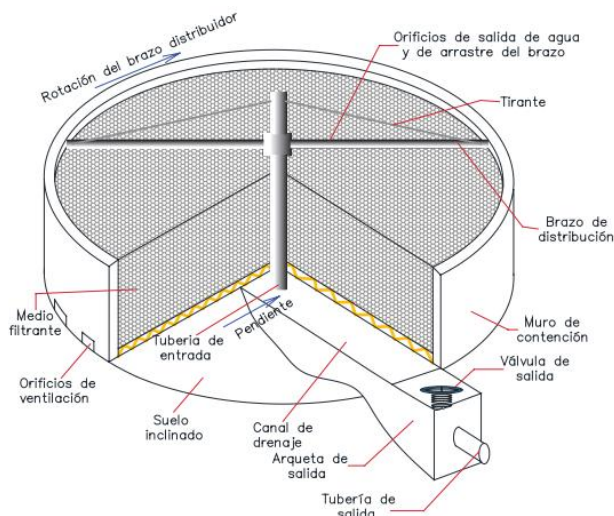
1.1.1.1. Introducción

Los filtros percoladores o más correctamente denominados lechos bacterianos, son sistemas de depuración biológica de aguas residuales, en los que la oxidación de la materia orgánica se produce al hacer pasar, a través de un medio poroso cubierto de una película biológica, aire y agua residual. El fundamento del proceso está basado en las acciones producidas en todo el espesor de la película biológica.

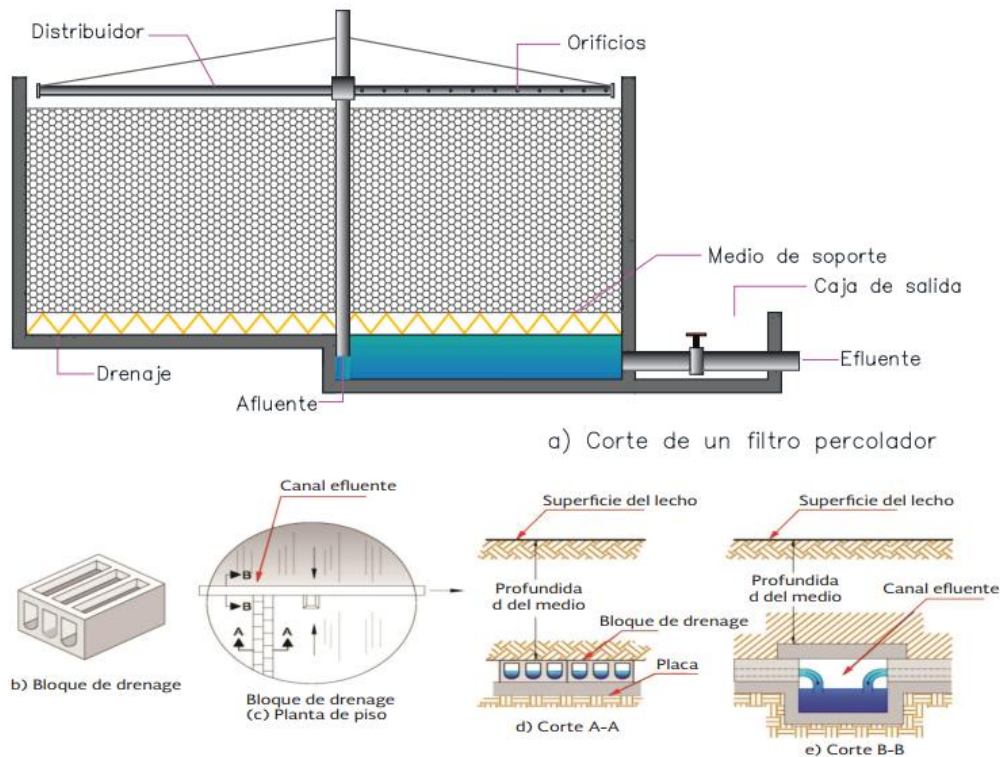
La película biológica está constituida por un conjunto complejo de microorganismos aislados y colonias de ellos, embebidos en una matriz de polímeros, cuya estructura y composición es función de la edad de la biopelícula y de las condiciones ambientales.

Las condiciones aerobias se mantienen por el flujo de aire a través del empaque o empaquetadura del lecho. La circulación del aire se realiza de forma natural o forzada, a contracorriente o en el mismo sentido del flujo de agua. Este flujo de aire es inducido por la diferencia entre el peso específico del aire atmosférico dentro y fuera de la empaquetadura. En la figura 1.1 se muestra una vista de una planta depuradora que emplea filtros percoladores (Romero Rojas, 2000).

Figura 1.1: Esquema de un filtro percolador



Fuente: (Romero Rojas, 2000), (CONAGUA, 2016)

Figura 1.2: Corte y detalles de un filtro percolador típico

Fuente: (Romero Rojas, 2000), (CONAGUA, 2016)

Periódicamente existen desprendimientos de la película biológica. Esto hace necesario el empleo de sedimentadores secundarios para la separación del sólido de la corriente de líquido tratado. La sección transversal de un filtro se muestra en la figura 1.2. (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007).

1.1.1.2. Descripción del proceso

Es un reactor biológico aerobio, con forma cilíndrica, donde desde la parte superior se bombea y riega el agua a tratar percolando a través de su material de relleno; la materia orgánica se degrada gracias a los organismos presentes en la biomasa que lo cubre (Quintanilla, 2020).

Se establece así un equilibrio entre el crecimiento y la pérdida de la biopelícula. Junto con el agua a tratar, el aire también recorre el filtro, por convección natural o forzada, garantizando que el proceso sea aerobio y propiciando el crecimiento de los microorganismos. Las biopelículas en las aplicaciones de tratamiento de aguas residuales suelen tener una transferencia de masa limitada (Engineers, 1998). Finalmente, el agua tratada sale por la parte inferior junto con los sólidos separados del medio. Durante un

periodo fijado de tiempo a lo largo del día, se baja la velocidad de giro de los brazos de distribución, propiciando que las biopelículas creadas dentro del filtro se desprendan, y como consecuencia una gran cantidad de sólidos en el agua de salida del filtro, este hecho se conoce como “lavado”.

El agua residual que va a ser tratada mediante filtros percoladores es generalmente sometida previamente a un proceso de sedimentación, para evitar la saturación del relleno que soporta la biomasa (Berrozpe, 2015).

1.1.1.3. Partes de las que consta un filtro percolador

Partes de que consta

Los filtros percoladores constan de 3 partes principales:

- Sistema de distribución.
- Empaquetadura.
- Sistema recolector.

El sistema de distribución debe proporcionar una carga hidráulica uniforme sobre la superficie del filtro. Por tanto, han de evitarse atascos y paradas. Los aspersores para la distribución del agua residual pueden ser fijos o circulares dependiendo de que la estructura del filtro sea rectangular o circular respectivamente.

Los aspersores fijos requieren un dispositivo más complejo de distribución y, por tanto, una mayor pérdida de carga (alrededor de 2 m). Los móviles consisten en brazos giratorios, 2 o 4, que se disponen radialmente, y son movidos por carga hidráulica. La pérdida de carga prevista para estos casos es aproximadamente de 0.5 m. La velocidad de rotación es de 0.3 a 5 vueltas por minuto, dependiendo de la carga hidráulica a la que se desea someter el percolador. (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007).

La empaquetadura o relleno constituye el medio de soporte de la biomasa. La misma se define como los m^2 de superficie de relleno por m^3 de volumen total del empaque o relleno. Cuanto mayor sea la superficie específica mayor será la cantidad de limo biológico presente por unidad de volumen. Por otra parte, mientras mayor sea la proporción de huecos en el empaque, se podrá trabajar con mayores valores de carga hidráulica y con menor riesgo de que ocurra inundación por tupiciones (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007).

El material que se utiliza para el relleno o empaque de los filtros debe poseer:

- Resistencia mecánica.

- Resistencia química.
- Alta relación área/volumen.

Aunque el material de relleno puede ser de granito, coque o escoria entre otros materiales, los medios más comúnmente empleados son el estándar de piedra y material plástico.

Medio de piedra

- Tamaño de la piedra 3-15 cm.
- Área específica $A_v = 40 - 80 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$.
- Peso específico $\rho = (2 - 3) \cdot 103 \text{ kg m}^{-3}$.
- Espacio vacío 50 % del volumen del empaque.

Material plástico

- Medio de diferentes formas, tamaño y materiales.
- Área específica $A_v = 20 - 250 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$.
- Peso específico $\rho = 50 - 90 \text{ kg m}^{-3}$.
- Espacio vacío 90-95% del volumen del empaque.

Las principales ventajas que sobre el medio estándar de piedra tiene el medio de plástico son:

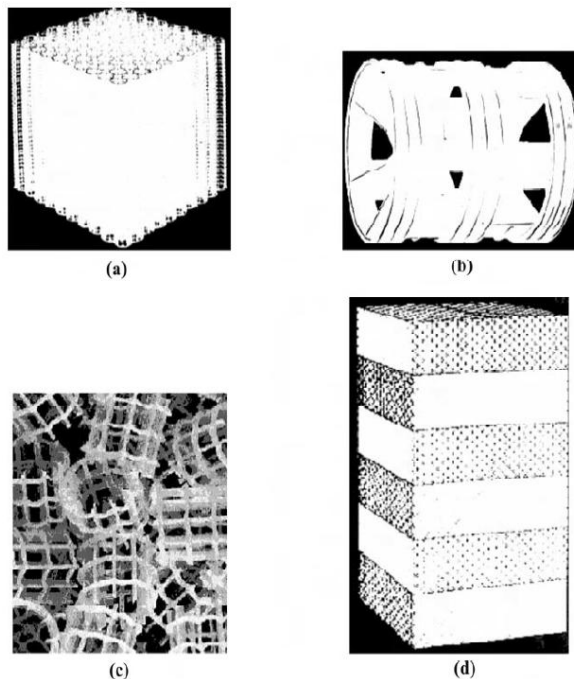
- Alta área específica.
- Mayor espacio vacío.
- Bajo peso específico.

La principal desventaja del medio plástico es su alto costo, aunque compensado en cierta medida por el menor costo de las paredes y piso de la estructura que lo contiene, al ser más sencillos que si el medio soporte empleado es la piedra.

La altura del empaque dentro del filtro percolador comúnmente oscila entre 1.5 y 8 metros. Cuando se emplea un medio convencional de piedra la altura más utilizada es la de 2 m.

Los tamaños de áridos recomendados, como ya fue expresado, oscilan de 3 a 15 cm de diámetro. Especial atención debe prestarse a la uniformidad del medio, ya que mientras más uniforme sea su tamaño, mayor proporción de huecos o espacios vacíos tendrá el empaque, para un tamaño dado del mismo. Los materiales disponibles para su distribución dentro de la estructura del filtro de forma aleatoria están constituidos por elementos individuales de un tamaño de 4 a 10 cm, dispuestos directamente en el lecho sin ninguna combinación (por ejemplo, Norpac) (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007). Figura 1.3.

Figura 1.3: Algunos tipos de empaques plásticos: a) Bionet. b) Norton. Actifil. c) Norpac. d) Plasdek.



Fuente: (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007)

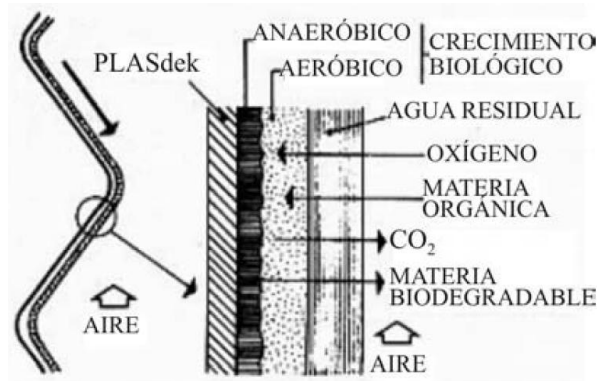
1.1.1.4. Mecanismo de remoción de la DBO

Una fracción del volumen del líquido que se aplica al filtro pasa rápidamente a través del empaque y otra parte del flujo percola más lentamente poniéndose en mayor contacto con el limo biológico. Los contaminantes suspendidos son rápidamente removidos por adsorción y coagulación. La oxidación ocurre fundamentalmente en la fracción del flujo que tiene mayor tiempo de retención.

La materia orgánica contaminante del agua es degradada en la película biológica. Esta película no debe tener más de 3 mm de espesor ya que no se puede asegurar la acción del oxígeno en espesores mayores (Vasel and Schrobiltgen, 1991), (Fruhen *et al.*, 1991).

La película biológica se forma por adherencia de los microorganismos al árido y a las partículas orgánicas, formando la biopelícula. Al aumentar el espesor de la biopelícula, las capas más internas de biomasa van tornándose anaerobias al irse reduciendo paulatinamente la concentración de oxígeno disuelto disponible. Se desprende la película, siendo arrastrada por el agua residual y conducida a la decantación secundaria, donde se producirá la sedimentación (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007). Figura 1.4.

Figura 1.4: Representación esquemática de la película biológica sobre un elemento de empaquetadura.



Fuente: (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007)

1.1.1.5. Parámetros básicos del proceso.

1.1.1.5.1. Definiciones

Los principales parámetros que caracterizan la operación de los filtros percoladores son la carga hidráulica, carga orgánica, la eficiencia de purificación y la relación de recirculación.

Carga hidráulica (m³ de agua residual aplicada por m² por día)

$$q = \frac{Q_o}{A_f} (\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}) \quad (1.1)$$

- Q_o: Flujo (m³ d⁻¹)
- A_f: Área de la sección transversal del filtro (m²)

Carga orgánica (kg DBO₅ aplicada por m³ por día)

$$B_v = \frac{Q_o \cdot S_0}{A_f \cdot H} = q \frac{S_0}{H} (\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}) \quad (1.2)$$

- S₀: DBO₅ del afluente
- H: Profundidad o altura del empaque (m)

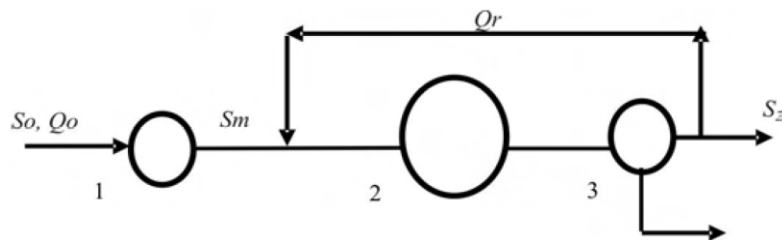
Eficiencia de purificación

$$E = \frac{S_0 - S_2}{S_0} \cdot 100(\%) \quad (1.3)$$

- S_2 : DBO₅ del efluente
- Relación de recirculación $R = \frac{Q_R}{Q_0}$ (1.4)
- Q_R : Flujo de recirculación

Un diagrama de flujo típico se representa en la figura 1.5.

Figura 1.5: Diagrama de flujo de un sistema de filtro percolador. 1) Sedimentador primario. 2) Filtro. 3) Sedimentador secundario.



Fuente: (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007)

1.1.1.6. Clasificación de los Filtros Percoladores

Los filtros pueden clasificarse, de acuerdo con los parámetros tecnológicos bajo los cuales se operan, en cuatro grupos:

- a) De baja velocidad.
- b) De velocidad media.
- c) De alta velocidad.
- d) De velocidad super alta.

Filtros de baja velocidad:

- Generalmente no emplean recirculación
- $q = 2.0 - 5.0 (\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1})$
- $B_v = 0.2 (\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1})$

Filtros de velocidad media:

- La dosificación es continua, con recirculación
- $q = 4 - 10 (\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1})$
- $B_v = 0.2 - 0.5 (\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1})$

Filtros de alta velocidad

- Usualmente de empaque sintético y recirculación
- $q = 15 - 30 (\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1})$
- $B_v = 0.7 - 1.0 (\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1})$

Filtros de velocidad super alta

- Empaque sintético y recirculación
- Profundidades mayores a los 6 m
- $q = 40 - 200 (\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1})$
- $B_v = 0.8 - 6.0 (\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1})$

Los filtros con empaque de piedra no deben operarse con cargas hidráulica y orgánica con valores en el intervalo de 5.0 a 15 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ y 0.2 a 0.7 $\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ respectivamente. Al operar un filtro de piedra en este intervalo se corre el riesgo de tupición de este. (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007)

Tabla 1.1: Características principales de los filtros percoladores

Características	Tasa baja o estándar	Tasa Intermedia	Tasa alta	Torres biológicas	Desbaste
Carga hidráulica $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ $\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$	1 - 4 0.5 - 2.5	4-9* -	9-37* -	14 - 240*	57 - 171*
Carga orgánica $\text{kg DBO}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$	0.08 - 0.32	0.24 - 0.48+	0.32 - 1.8+	$\leq 4.8+$	$>2+$
Profundidad, m	1.5 - 3.0	1.0 - 2.5	0.9 - 2.5	< 12	0.9 - 6
Medio	Piedra, escoria	Piedra, escoria	Piedra, escoria sintética	Sintético Piedra o sintético	
Relación de circulación	0	0.5 - 2	0.5 - 4.0	1 - 4	0
Dosificación	Intermitente	Continua	Continua	Continua	Continua
Moscas de filtros	Muchas	Pocas	Pocas	Pocas	Pocas
Requerimientos de potencia, W/m^3	2-abr	2-ago	6-oct	10 - 20	-
Calidad del efluente	Nitrificado Nitrificación parcial		No nitrificado	Nitrificación baja	No nitrificado
% de remoción de DBO	80 - 85	50 - 70	40 - 80	65 - 85	40 - 85

* Incluye recirculación

+ Excluye recirculación

• Con cargas menores de 0,08 $\text{kg DBO}/\text{m}^3 \text{d}$ y $T > 20 \text{ }^\circ\text{C}$ se puede lograr una nitrificación $> 80\%$

• Con cargas menores de 0,1 $\text{kg DBO}/\text{m}^3 \text{d}$ se logran efluentes con $\text{DBO} < 20 \text{ mg/L}$ y $\text{ss} < 30 \text{ mg/L2}$ (2)

Fuente: (Romero Rojas, 2000)

Tabla 1.2: Características físicas de medios para filtros percoladores

Medio	Tamaño nominal cm	Unidades por metro cúbico	Densidad kg / m ³	Área superficial específica m ² /m ³	% de vacíos
Plástico	61 x 61 x 122	71 -106	30 - 96	82 - 115	94 - 97
Convencional	60 x 60 x 120	-	30 - 100	80 - 100	94 - 97
Alta área	60 x 60 x 120	-	30 - 100	100 - 200	94 - 97
Pino californiano	120 x 120 x 90 120 x 120 x 50	-	165 150-175	46 40-50	76 70-80
Granito	2.5 - 7.5 10	-	1.442 -	62 43	46 60
Escoria					
Alto horno	5 - 7.5	1.766 - 2.119	1.089	66	49
Pequeña	5 - 8	-	900 - 1.200	55 - 70	40 - 50
Grande	7.5 - 12.5	-	800 - 1.000	45 - 60	50 - 60
Piedra de río					
Pequeña	2.5 - 6.5	-	1250 - 1450	55 - 70	40 - 50
Grande	10 - 12	-	800 - 1000	40 - 50	50 - 60

Fuente: (Romero Rojas, 2000)

1.1.1.7. Consideraciones de diseño

Para el diseño de filtros percoladores, se requiere tomar en cuenta muchos factores, principalmente el tipo de medio de soporte, las cargas orgánicas aplicadas, la velocidad de rotación de los brazos distribuidores y la ventilación.

Los filtros percoladores se clasifican por su carga hidráulica o por su carga orgánica en:

- Carga baja (estándar)
- Carga intermedia
- Carga alta
- Carga súper alta
- De desbaste y por el número de unidades: Una sola etapa y de dos etapas (dos filtros conectados en serie)

En la Tabla 1.3 se presentan los rangos de cargas y características más importantes de esta clasificación. La carga hidráulica se define como el gasto aplicado por unidad de superficie. Las unidades usuales en el sistema decimal son m³ de agua aplicados por m² de superficie del medio de soporte por día (m³/m²d). La carga orgánica se define como el peso de la materia orgánica biodegradable, medida como la Demanda Bioquímica de

Oxígeno a 5 días (DBO) y 20°C, aplicada por unidad de volumen de medio de soporte por día (CONAGUA, 2016).

Las unidades usuales en el sistema decimal son Kg de DBO aplicados por m³ por día (Kg DBO/ m³d).

Tabla 1.3: Información general sobre el diseño de filtros percoladores

Característica	Baja	Carga			Filtros de desbaste	Filtros de dos etapas
		Intermedia	Alta	Super alta		
Medio de soporte	Roca, escoria	Roca, escoria	Roca, plástico	Plástico	Plástico	Roca, plástico
Carga hidráulica. m ³ /(m ² d)	1-4	4-10	4-10	40-200	160-533	10-40
Carga orgánica kg DBO/(m ³ d)	0.08-0.32	0.24-0.48	0.32 - 10	0.8 - 0.6	2.67-10.67	0.32-0.10
Profundidad, m	1.8-2.4	1.8-2.4	0.90 - 1.80	3-12	4.50-16	1.80-2.40
Relación de recirculación	0	0-1	1-2	0-2	1-4	0.5-3
Presencia de moscas	Muchas	Varias	Pocas	Pocas o ninguna	Pocas o ninguna	Pocas o ninguna
Desprendimiento de biomasa	Intermitente	Intermitente	Continuo	Continuo	Continuo	Continuo
Remoción de DBO	80-90	50-70	65-85	65-85	40-65	85-95
Efluente	Bien nitrificado	Parcialmente nitrificado	Poca nitrificación	Poca nitrificación	No hay nitrificación	Bien nitrificado

Fuente: (CONAGUA, 2016)

a) Filtros de baja carga

Los filtros de baja carga son de diseño simple con funcionamiento confiable, que producen un efluente de calidad consistente, a pesar de que el afluente tenga concentración variable.

Pueden ser circulares o cuadrados.

Normalmente no requieren recirculación, pero si el gasto nocturno es muy bajo, puede utilizarse recirculación para mantener húmedo el medio de soporte. El máximo periodo aconsejable para que el medio quede sin rociar es de 2 h, para evitar deterioro del cultivo biológico.

En la mayoría de este tipo de filtros, en la parte superior (0.6 a 1.20 m) únicamente se desarrolla el cultivo biológico, y en la parte inferior abundan bacterias nitrificantes. Esta combinación de cultivos en un filtro bien operado, en condiciones climáticas favorables, logra la calidad de un efluente con baja DBO y mirificado.

Los problemas que se presentan en estos filtros son; presencia de olores que se acentúa con afluentes sépticos, y la presencia de moscas que pueden proliferar si no se aplican medidas de control.

b) Filtros intermedios y de alta carga

Al recircular el agua residual, se admiten cargas orgánicas mayores a las tratadas en filtros estándar, logrando la misma remoción, además previenen en lagunamientos y se disminuyen las molestias causadas por la generación de olores y la presencia de moscas.

c) Filtros de súper alta carga

Aceptan cargas orgánicas e hidráulicas mayores que los tipos anteriores, debido principalmente a la mayor profundidad del medio de soporte. La gran altura es posible por el empleo de módulos de medios plásticos que son muy ligeros.

d) Filtros de desbaste

Se utilizan para tratar altas cargas orgánicas, mayores de 1.6 kg/m³d y cargas hidráulicas hasta de 187 m³/m²d, en muchos casos, se utilizan previos a un tratamiento secundario para reducir la carga de residuos con muy alta demanda bioquímica de oxígeno.

e) Filtros de dos etapas

Se utilizan para tratar afluentes con altas cargas orgánicas o para conseguir la nitrificación. Puede diseñarse con o sin un sedimentador intermedio entre los filtros.

2.1.2 Componentes básicos

Los filtros percoladores son sistemas que se encuentran conformados por:

- Sistema de distribución
- Medio de soporte
- Sistema de drenaje
- Estructura de contención
- Estación de bombeo de transferencia

- Sedimentador secundario

En la Figura 1.1 se presenta el esquema básico de un filtro percolador y en la Figura 1.2 se presenta un corte de la figura anterior para observar su estructura interna (Romero Rojas, 2000).

Debido a su fiabilidad y facilidad de mantenimiento, el distribuidor rotatorio ha llegado a ser un elemento estándar en los procesos de filtros percoladores. El distribuidor está formado por dos o más brazos montados sobre un pivote central que giran en un plano horizontal. Los brazos son huecos y cuentan con una serie de boquillas, por las cuales se distribuye el agua residual sobre el medio de soporte. El movimiento del distribuidor puede estar gobernado por la reacción dinámica de la descarga del agua residual en su salida por las boquillas o por un motor eléctrico (Romero Rojas, 2000).

1.1.1.8. Parámetros de diseño

1.1.1.8.1. Valores típicos de diseño

Los filtros percoladores pueden clasificarse en función de las cargas hidráulicas y orgánicas aplicadas, observados en la Tabla 1.4.

Tabla 1.4: Valores típicos de diseño para filtros percoladores

Características	Baja carga	Carga intermedia	Alta carga		Filtro de desbaste
	-	-	Material granular	Material plástico	-
Carga hidráulica ($m^3/m^2 \cdot h$)	0.04-0.17	0.17-0.42	0.42 -1.67	0.63 - 3.75	2.5 - 7.5
Carga orgánica volumétrica ($kgDQO \cdot m^3 \cdot día$)	0.12 - 0.35	0.35 - 0.7	0.7 - 3.5	<7	> 2.3
Sk (mm)	-	-	4-8	4-8	-
Recirculación	Poca	Normalmente	Siempre	Normalmente	Rara vez
Desprendimiento de fangos	Intermitente	Intermitente	Continuo	Continuo	Continuo
Profundidad (m)	1.8 - 2.5	1.8 - 2.5	0.9 - 2.5	3-13	0.9-6
DQOelimin. (%)	80-85	50-70	40-80	65-85	40-65
Grado nitrificación	Mucho	Algo	No	Escasa	No

Fuente: (Ferrer Polo, Seco Torrecillas and Robles Martínez, 2018)

La tasa de carga orgánica y la relación de recirculación son las principales consideraciones en el diseño de un filtro percolador. Las primeras ecuaciones de rendimiento para el filtro percolador eran empíricas según lo propuesto por el Rankin en 1955 y se basaban en la cinética bioquímica de Velz (Velz, 1948).

1.1.1.9. Modelo general de diseño

Teniendo en cuenta que el agua residual sigue una trayectoria vertical, con poco movimiento lateral, se puede considerar al filtro percolador como un ejemplo de proceso con flujo en pistón. Además, aunque se reconoce que la remoción de DBO es función de muchas variables (profundidad, textura, permeabilidad, configuración y área superficial específica del medio; naturaleza del agua residual, carga hidráulica superficial, carga orgánica, relación de recirculación, tiempo de contacto y temperatura, principalmente).

Para un filtro percolador, sin recirculación, suponiendo modelo de flujo en pistón y tasa de remoción de DBO, según una ley de primer orden, se tiene:

$$\frac{dS}{dt} = c \cdot S \quad (1.5)$$

Donde:

- S = concentración de sustrato, generalmente mg/L de DBO soluble
- c = constante de remoción de sustrato, base natural, d-1
- t = tiempo de contacto, d

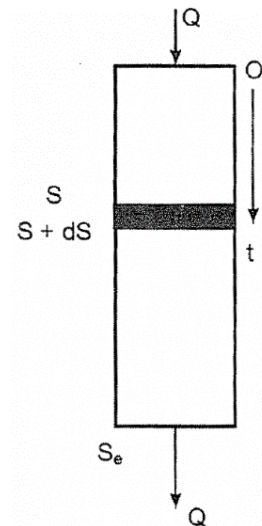
De la ecuación 1.5 se obtienen las ecuaciones 1.6 y 1.7

$$\int_{S_a}^{S_e} \frac{dS}{S} = -c \int_0^t dt \quad (1.6)$$

$$\frac{S_e}{S_a} = e^{-ct} \quad (1.7)$$

Donde:

- S_e = DBO soluble del efluente del filtro, mg/L
- S_a = DBO soluble del afluente al filtro, mg/L



Para filtros percoladores con recirculación, es decir, cuando la DBO del caudal afluente Q es diluida con un caudal recirculado Q_R , se tiene:

$$Q \cdot S_0 + Q_R \cdot S_e = (Q + Q_R) S_a \quad (1.8)$$

Llamando R , la relación de recirculación:

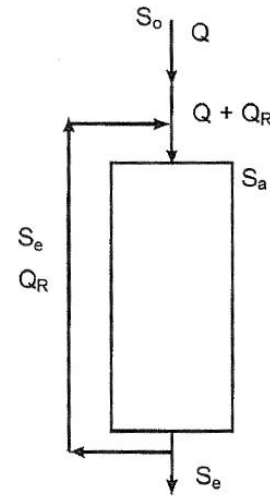
$$R = \frac{Q_R}{Q} \quad (1.4)$$

Entonces,

$$S_0 + R \cdot S_e = (1 + R) S_a \quad (1.9)$$

Por tanto,

$$S_a = \frac{S_0 + R S_e}{1 + R} \quad (1.10)$$



Donde

- S_0 = DBO soluble del agua residual, sin incluir recirculación, mg/D
- S_a = DBO soluble del afluente al filtro, mg/L

En la ecuación anterior se observa que cuando no hay recirculación:

$$R = 0 \quad \text{y} \quad S_a = S_0$$

Reemplazando la ecuación 1.10 en la ecuación 1.7 se obtiene la ecuación 1.11.

$$\frac{S_e \cdot (1 + R)}{S_0 + R \cdot S_e} = e^{-ct} \quad (1.11)$$

La recirculación no es necesaria ni es prerequisite del proceso, a menos que los estudios con planta piloto así lo demuestren, para mantener una película biológica apropiada durante períodos de flujo mínimo. En algunos casos, el uso de cargas hidráulicas grandes con recirculaciones grandes da como resultado, en la práctica, eficiencias menores de remoción de DBO. Sin embargo, en la mayoría de los casos se considera que la recirculación es benéfica e incrementa la eficiencia del proceso.

1.1.1.10. Recirculación

Una de las razones que justifican la introducción de la recirculación es para evitar la taponamiento del filtro. Para flujos elevados el limo o cieno biológico se remueve más fácilmente del filtro a través de la autolimpieza.

La concentración de DBO de la mezcla puede calcularse por un balance de materiales a la entrada del filtro,

$$Q \cdot S_0 + Q_R \cdot S_e = (Q + Q_R) S_a \quad (1.8)$$

$$S_a = \frac{S_0 + R S_e}{1 + R} \quad (1.10)$$

Para aguas residuales con sólidos suspendidos debe ser utilizado un sedimentador primario a la entrada del filtro. Si el agua residual contiene bajo nivel de sólidos suspendidos y el medio filtrante es de material plástico puede obviarse en ocasiones el uso de la sedimentación primaria.

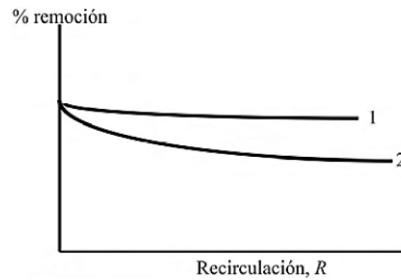
1.1.1.10.1. Efecto de la recirculación

Es importante destacar el efecto de la recirculación sobre la eficiencia de depuración, así como sobre las cargas hidráulica y orgánica del filtro. Estos efectos pueden apreciarse en las figuras 1.6 y 1.7.

La eficiencia del filtro disminuye al aumentar la recirculación, cuando esta es medida con respecto a la DBO de entrada (S_a) según la figura 1.5. Sin embargo, cuando se calcula sobre la base de S_0 , se mantiene constante, independientemente del flujo de recirculación. Figura 1.6.

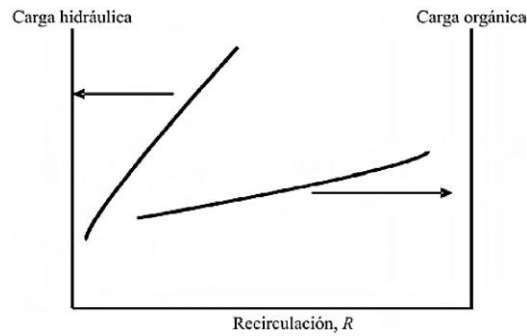
Por otro lado, tal como se observa en la figura 1.7, el efecto de la recirculación sobre la carga hidráulica es más notable que sobre la carga orgánica. Esto se debe a que en esta última el incremento del flujo de entrada es compensado en parte por la disminución de la concentración que experimental la DBO a la entrada (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007).

**Figura 1.6: Efecto de la recirculación sobre la eficiencia. 1. Calculada a partir de S_0 .
Calculada a partir de S_m .**



Fuente: (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007)

Figura 1.7: Efecto de la recirculación sobre las cargas hidráulica y orgánica.



Fuente: (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007)

1.1.1.11. Factores que inciden en la eficiencia de purificación

Entre los factores que inciden en la eficiencia de purificación pueden citarse, como los principales, el tiempo de contacto con el limo biológico, la temperatura, la cantidad y actividad de los microorganismos en el limo y la transferencia de oxígeno a la película de limo.

1.1.1.11.1. Tiempo de contacto

El tiempo de contacto promedio a través del filtro puede expresarse por la relación: (Howland, 1958)

$$t = C \frac{H}{q^n} \quad (1.12)$$

donde:

- H: Profundidad del filtro.
- q: Carga hidráulica.

- C y n: Constantes que varían con el tipo de empaque.

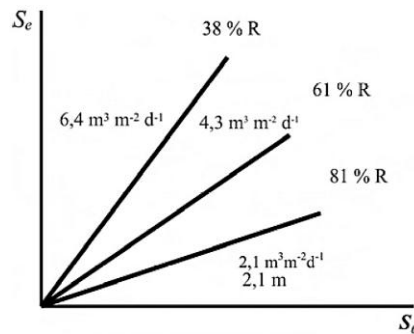
La experiencia demuestra que el tiempo de contacto promedio en el filtro varía entre 5 y 60 minutos en dependencia de la carga hidráulica. (Bloodgood, Teletzke and Pohland, 1959)

La existencia del limo también incrementa el tiempo de retención.

El efecto de la carga hidráulica del filtro sobre la eficiencia se ilustra en la figura 1.8.

En la figura 1.8 se observa que, para un valor de carga hidráulica constante, la eficiencia de remoción de DBO se mantiene también constante, independientemente de la concentración del afluente. Por otro lado, para un valor fijo de DBO de entrada, la eficiencia de remoción disminuye cuando se incrementa la carga hidráulica.

Figura 1.8: Influencia de la carga hidráulica sobre la eficiencia.



Fuente: (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007)

1.1.1.11.2. Temperatura

El efecto de la temperatura sobre el funcionamiento de los percoladores es el resultado de dos efectos opuestos. Por un lado, la difusividad de los contaminantes y el oxígeno aumenta al elevarse la temperatura, así como también se incrementa la actividad biológica; por otra parte, la solubilidad del oxígeno en el agua disminuye.

Sin embargo, teniendo en cuenta que el efecto de la temperatura sobre los filtros percoladores es similar al que tiene este parámetro sobre todos los procesos biológicos, el mismo puede expresarse mediante la ecuación 1.13, de base también empírica, pero a la que además puede llegarse a través de la ecuación de Arrhenius:

$$k_T = k_{20} \cdot \theta^{T-20} \quad (1.13)$$

θ usualmente se toma como 1.035 o 1.047.

Un criterio conservador es asumir el valor de 1.045.

1.1.1.11.3. Relación volumen - altura

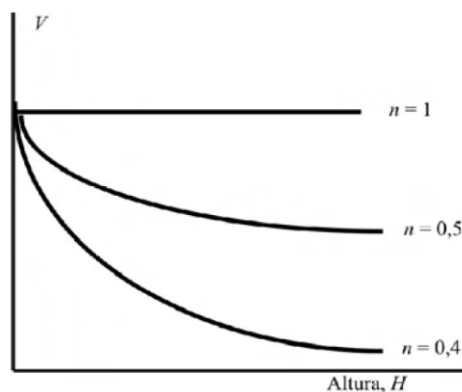
La relación entre la altura de la empaquetadura en el filtro y el volumen que ocupa esta es función del valor de n . Figura 1.9. En la tabla 1.8 se ofrece el factor por el que se afecta el volumen de la empaquetadura al aumentar la profundidad para distintos valores de n (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007).

Tabla 1.5: Factor por el que se afecta el volumen del filtro al aumentar la altura H , para 5 valores de n

n	ALTURA		
	$1.5 H$	$2 H$	$3 H$
0.4	0.54 V	0.35 V	0.19 V
0.5	0.67 V	0.5 V	0.33 V
0.7	0.84 V	0.75 V	0.62 V
0.8	0.91 V	0.83 V	0.75 V
1	V	V	V

Fuente: (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007)

Figura 1.9: Variación del volumen de empaque con la profundidad para distintos valores de n .



Fuente: (Menéndez Gutiérrez and Pérez Olmo, 2007)

1.1.2. Modelos cinéticos aplicados a Filtros percoladores

1.1.2.1. Introducción

Hasta la década de 1950, el protocolo de diseño del filtro percolador (FP) era disperso y de naturaleza empírica. Luego, durante las décadas de 1950 y 1960, la Dow Chemical Company (Midland, Michigan) comenzó a experimentar con medios plásticos modulares (Bryan, 1955). Durante el mismo período se realizaron numerosos estudios sobre el proceso de filtros percoladores (Eckenfelder, 1961; Galler y Gotaas, 1964; Germain, 1966; Schulze, 1960), que condujeron al desarrollo de criterios de diseño generalmente aceptados. Después de que la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. (Washington, D.C.) emitiera su definición de estándares de tratamiento secundario a principios de la década de 1970, se consideró que el proceso de filtro percolador no podía producir consistentemente una calidad de agua efluente que cumpliera con los estándares publicados, en parte, como resultado. debido al mal diseño del clarificador secundario (Parker, 1999). (Norris *et al.*, 1982) describieron el desarrollo del proceso de contacto de sólidos/filtro percolador (TF/SC) en respuesta.

El filtro percolador moderno normalmente incluye los siguientes componentes principales:

- (1) Distribuidores rotativos, con control de velocidad;
- (2) Medios o soportes de biopelículas de plástico modulares (normalmente medios de flujo cruzado [XF], a menos que el biorreactor esté tratando aguas residuales de alta concentración, lo que justifica el uso de medios de flujo vertical [VF]);
- (3) Un sistema de aireación mecánica (que consta de tuberías de distribución de aire y ventiladores de baja presión);
- (4) Estación de bombeo de recirculación de efluentes con filtro percolador; y
- (5) Cubiertas que ayudan con la distribución uniforme del aire de proceso y la contención del aire viciado (para control de olores).

Los beneficios inherentes al proceso de filtro percolador (en comparación con los procesos de lodos activados) incluyen simplicidad operativa, resistencia a cargas tóxicas y de impacto, y bajos requisitos de energía. Sin embargo, los filtros percoladores son susceptibles a condiciones molestas causadas principalmente por la macrofauna.

1.1.2.2. Modelos matemáticos

Los modelos matemáticos basados en datos experimentales son un enfoque analítico y herramienta útil para describir y simular la cinética, además de predecir el rendimiento de

remoción para la optimización del proceso biológico en los reactores (Pahlavanzadeh *et al.*, 2018). Propiamente el estudio de la cinética de los procesos biológicos contribuye a la comprensión de la velocidad de degradación de la materia orgánica, que es utilizada como alimento por los microorganismos, permitiendo la identificación de factores operacionales que afectan la cinética, como el sustrato, la temperatura y el pH, entre otros, contribuyendo así, al establecimiento de condiciones operativas óptimas para el tratamiento y generalizar para mejorar la facilidad aplicada en el control de procesos y diseño. (Padilla-Gasca and López, 2010).

El proceso biológico en sistemas MBBR es bien conocido por operar de forma estable y con un rendimiento satisfactorio. Sin embargo, la predicción de su comportamiento y la descripción de su cinética en el tratamiento de las AR es compleja para modelarla puesto que, deben considerarse las diferentes fases y zonas dentro de la biopelícula (Carminati *et al.*, 2018).

Particularmente existen diferentes modelos que estudian la eliminación de sustrato en procesos que involucran biopelículas como son: los modelos de Monod, Stover-Kincannon (Hosseiny and Borghei, 2002) y Grau, considerados como fundamentales y comunes para predecir la tasa de remoción del sustrato en función de la concentración de sustrato en el influente (Hassani *et al.*, 2014).

1.1.2.3. Cinética con crecimiento limitante de sustrato

Las cuatro aproximaciones presentadas tienen alguna base racional pero su validez sólo puede ser comprobada en el laboratorio. En la práctica todas las ecuaciones presentadas cumplen con bastante certeza para el grado de aproximación analítica existente en los laboratorios hoy día, con los parámetros que se suelen medir para interpretar el funcionamiento de las Plantas de Tratamiento. Sin embargo, las ecuaciones deben considerarse como empíricas. Es claro que los métodos analíticos utilizados en los análisis de laboratorio para la DQO, SSV, etc, dan una desviación estándar tal, que se pueden aplicar las cuatro aproximaciones para la remoción de sustrato soluble con resultados prácticos equivalentes. La Tabla 1.6 resume el estado actual de ecuaciones para explicar la remoción neta de sustrato soluble ($-dS/Xdt$). La ecuación de Lawrence y McCarty, que se aplica resolviendo para ($-dS/Xdt$), es una generalización de la de Eckenfelder. Obsérvese la nomenclatura de las diversas constantes que en cada caso son diferentes. Finalmente, téngase en cuenta que, aunque las ecuaciones son propuestas para sustrato soluble, éstas

se aplican para el sustrato total, soluble e insoluble, como es el caso de las ARD, con satisfactorios resultados prácticos.

Tabla 1.6: Resumen de ecuaciones para tasas netas de remoción de sustrato soluble (dS/Xdt)

CONDICIONES	ECUACION	PROPONENTE
Abundancia	$-\frac{dS}{Xdt} = k_0$	Universal
Inanición	$-\frac{dS}{Xdt} = kS$	Eckenfelder
	$-\frac{dS}{Xdt} = k_L \frac{S}{X}$	McKinney
Limitación de Sustrato	$-\frac{dS}{dt} = \frac{k_0 XS}{k_m + S}$	Lawrence & McCarty
	$-\frac{dS}{Xdt} = \frac{k_0 S/X}{k_c + S/X}$	Orozco

Fuente: (Orozco Jaramillo, 2014)

En La Tabla 1.7, se dan los nombres y las unidades de los coeficientes cinéticos de remoción de sustrato, presentados en la Tabla 1.6, los cuales deben tenerse muy en cuenta cuando se trabaje con ellos.

Tabla 1.7: Nombres y unidades de las constantes cinéticas para remoción de sustrato

Ecuación	Nombre	Constante	Unidades
Universal. Todas las ecuaciones	Tasa de máximo crecimiento	k_0	$\frac{mgDQO}{mgSSV \cdot día}$
Eckenfelder	Tasa de remoción de sustrato	k	$\frac{1}{mgSSV / L \cdot día}$
McKinney	Factor de síntesis	k_L	$día^{-1}$
Lawrence y McCarty	Constante de saturación de Monod	k_m	$día^{-1}$
Orozco	Constante de saturación de Contois	k_c	$\frac{mgDQO}{mgSSV}$

Fuente: (Orozco Jaramillo, 2014)

1.1.2.3.1. Constantes de Reactores de Flujo Continuo

Para el diagrama de la Figura 1.10, se efectúa balances de masa para cada proceso a analizar:

Remoción de sustrato

$$V \frac{dS}{dt} = QS_0 - QS \qquad \frac{dS}{dt} = \frac{S_0 - S}{V/Q}$$

Ahora, con $t_d = V/Q$, se tiene,

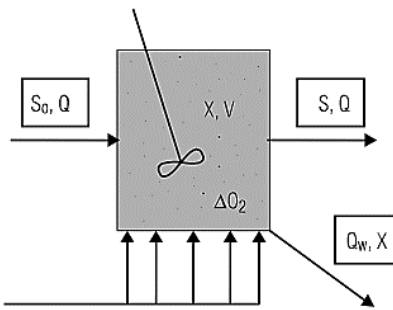
$$\frac{dS}{dt} = \frac{S_0 - S}{t_d} \qquad (1.14)$$

Producción de biomasa

$$V \frac{dX}{dt} = Q_w X$$

$$\frac{X}{dX/dt} = \theta_c = \frac{V}{Q_w} \qquad (1.15)$$

Figura 1.10: Diagrama de Operación de una Planta Piloto de LACM



Fuente: (Orozco Jaramillo, 2014)

Es así como podemos obtener para cada punto de operación los parámetros de interés, como sigue (Orozco Jaramillo, 2014):

PUNTO DE OPERACIÓN	X	S	Q	td=V/Q	dS/dt	dO2/dt	dX/dt
θc0 o (F/M)0	X0	So	Q0	td0	(So-S1)/td0	Ro	X0/θc0
θc1 o (F/M)1	Xi	Si	Qi	tdi	(S1-S2)/tdi	R1	X1/θc1
.
.

Fuente: (Orozco Jaramillo, 2014)

Ahora podemos aplicar estos valores a las ecuaciones presentadas, como sigue:

Cálculo de las Constantes de la Ecuación de Remoción de sustrato:

$$\frac{S_0 - S}{X t_d} = \frac{k_0 S}{k_s + S} \quad (1.16)$$

S puede ser reemplazado por (S/X) en la ecuación de Orozco y ks puede ser km o kc. Aquí podríamos graficar (S0-S)/Xtd vs S para hallar k0 y ks, pero este método gráfico es aproximado.

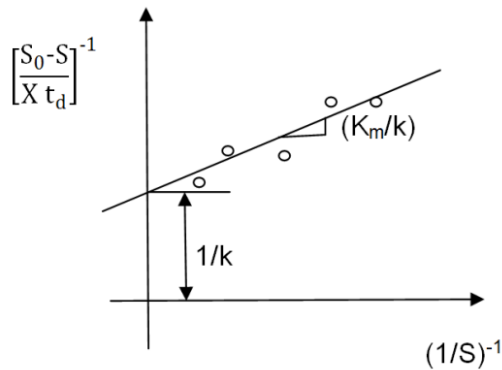
tomando los inversos de la Ecuación (1.16):

$$\frac{X t_d}{S_0 - S} = \frac{k_s + S}{k_0 S}$$

$$\frac{X t_d}{S_0 - S} = \frac{k_s}{k_0} \left(\frac{1}{S} \right) + \frac{1}{k_0} \quad (1.17)$$

Luego, si graficamos para cada punto de control (θ_c), $[(S_0-S)/Xtd]^{-1}$ vs $(S)^{-1}$ obtendremos un gráfico similar al de la Figura (1.11). Las constantes se hallan al trazar la recta que mejor se ajuste.

Figura 1.11: Gráfico de Lineweaver-Burk para la Ecuación de Remoción de Sustrato



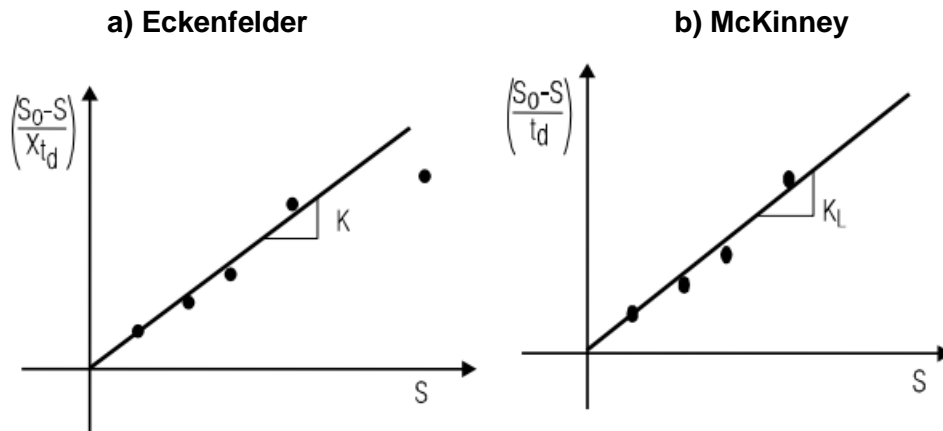
Si empleamos S, entonces ks = km. Si utilizamos S/X, entonces ks = kc. Téngase en cuenta que k0 es la misma constante en ambas ecuaciones y lo único que varía es la constante de saturación (Monod o Contois).

Si se desean obtener las constantes cinéticas para remoción de sustrato en condiciones de inanición graficamos:

$$\frac{S_0 - S}{X \cdot t_d} \text{ vs. } S \quad (1.18) \quad (\text{Eckenfelder})$$

$$\frac{S_0 - S}{t_d} \text{ vs. } S \quad (1.19) \quad (\text{McKinney})$$

Figura 1.12: Constantes Cinéticas en Condiciones de Inanición



Fuente: (Orozco Jaramillo, 2014)

1.1.2.3.2. Monod

Monod en 1942 desarrolló una ecuación muy simple para representar los procesos biológicos. Se asume que pueden existir varios sustratos, aunque uno de ellos será el limitante.

La hipótesis básica de la cinética de la biodegradación es que, el sustrato se consume a través de reacciones catalizadas exclusivamente por los microorganismos. La tasa de crecimiento es naturalmente independiente de la densidad de microorganismos, pero esta si puede afectar la tasa de crecimiento cuando hay un cambio de pH y OD (Martín-Pascual and et al, 2012).

El modelo de Monod describe una relación empírica entre la concentración de un sustrato y el crecimiento de los microorganismos de un cultivo puro a través de los parámetros μ_{max} y K_s (Judd, 2010).

La Ecuación 1.20, describe el modelo de Monod, en una reacción biológica del tipo $aY \rightarrow bX$, la velocidad de crecimiento de biomasa es representada como:

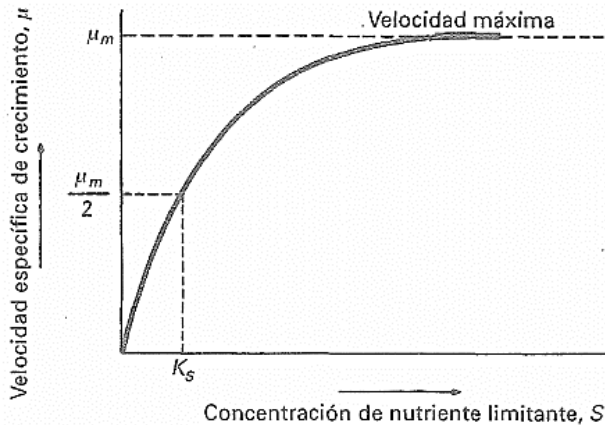
$$\mu = \mu_{\max} \left[\frac{S}{K_s + S} \right] \quad (1.20)$$

Donde:

- μ =tasa de crecimiento específica de los microorganismos (h-1)
- μ_{\max} =tasa máxima de crecimiento (h-1)
- S =concentración de sustrato (g/L)
- Y =sustrato
- K_s =constante de saturación del sustrato (concentración del sustrato a la mitad μ_{\max}). (g/L)
- S =concentración de sustrato limitante, g/l

En la Figura 1.13, se puede observar como la velocidad de crecimiento de biomasa va subiendo conforme lo va haciendo la concentración de sustrato, hasta alcanzar la velocidad máxima de crecimiento.

Figura 1.13: Concentración de sustrato respecto la velocidad de crecimiento bacteriano



Fuente: (Metcalf & Eddy Inc., 1998)

Suponiendo que la cinética de primer orden prevalece en el reactor y la concentración del sustrato está completamente mezclada, la tasa de cambio de la concentración de sustrato podría expresarse con el siguiente balance de masa obteniendo la Ecuación 1.21.

$$\frac{dS}{dt} V_r = Q \cdot S_0 - Q \cdot S_e + V_r \cdot r_{su} \quad (1.21)$$

En condiciones de estado estable, la tasa de cambio es despreciable, y la ecuación anterior puede ser modificada como:

$$r_{su} = \frac{-k \cdot X \cdot S_e}{K_s + S_e} = \frac{S_0 - S_e}{TRH} \quad (1.22)$$

Posteriormente se obtiene la linealización del modelo de Monod.

$$\frac{TRH \cdot X}{S_0 - S_e} = \frac{K_s}{k} \frac{1}{S_e} + \frac{1}{k} \quad (1.23)$$

Donde:

- TRH=tiempo de retención hidráulica (h)
- S₀=concentración de sustrato en el influente (mg/L)
- S_e=concentración del sustrato en el efluente (mg/L)
- X=concentración de biomasa en el reactor (mg SSV/L)
- K_S= constante de saturación del sustrato o velocidad media (concentración del sustrato a la mitad μ_{max}). (mg/L)
- k= tasa de utilización máxima de sustrato por unidad de masa de microorganismos (d⁻¹)

1.1.2.3.3. Stover–Kincannon

Stover-Kincannon propuso un concepto de diseño para sistemas de biopelículas, donde el consumo de sustrato está basado en la tasa de carga orgánica total y se define en la Ecuación 1.24. Debido a las dificultades en la medición del área de superficie activa, que soporta la biopelícula, el volumen efectivo del reactor se utiliza este modelo (Padilla-Gasca and López, 2010). Modelo que se define como:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{U_{\max} \left(Q \cdot \frac{S_0}{V} \right)}{K_B + \left(Q \cdot \frac{S_0}{V} \right)} \quad (1.24)$$

Donde:

- U_{max}= constante de utilización máxima (g/L·d)
- K_B= constante de saturación (g/L·d)
- V= volumen del reactor (L)

- Q= caudal o flujo del influente (L/d)
- S₀= concentración del sustrato en el influente (g/L)
- S_e= concentración del sustrato en el efluente (g/L)

En este modelo, la tasa de consumo de sustrato (dS/dt) se expresa en la Ecuación 1.25:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_0 - S_e) \quad (1.25)$$

Esta ecuación también se puede escribir como una respuesta lineal de la siguiente manera en la Ecuación 1.26.

$$\frac{V}{Q \cdot (S_0 - S_e)} = \frac{K_B}{U_{\max}} \frac{V}{Q \cdot S_0} + \frac{1}{U_{\max}} \quad (1.26)$$

Kincannon y Stover (1982) sugirieron el uso de la siguiente ecuación tipo Monod basada en la carga orgánica superficial (Raj and Murthy, 1999). Se sabía que esta ecuación era el modelo de carga orgánica total:

$$\frac{S_0 - S_e}{S_0} = \frac{U_{\max}}{L' + K_B} \quad (1.27)$$

- L' carga orgánica soluble en superficie (g/m² [área de medio].d)
- Concentración de DQO del afluente (mg/l)
- Se Concentración de DQO efluente (mg/l)
- Parámetro biocinético K_B (g/m² [área del medio] d)

1.1.2.3.4. Modelo de segundo orden Grau

La ecuación general de Grau describe un modelo cinético de segundo orden. Este modelo se basa en el concepto de eliminación lineal y se puede utilizar para mezclas de componentes múltiples (Pahlavanzadeh *et al.*, 2018). La ecuación general del modelo cinético de segundo orden de Grau se expresa como en la Ecuación 1.28:

$$-\frac{ds}{dt} = K_s \cdot X \cdot \left(\frac{S_e}{S_0} \right)^2 \quad (1.28)$$

Donde:

- K_S = constante de segundo orden para la eliminación de sustrato (d^{-1})
- X = concentración de biomasa en el reactor (mg/L)
- S_e = concentración de sustrato en el efluente (mg/L)
- S_0 =concentración de sustrato en el influente (mg/L)

Si la ecuación anterior se integra y luego se linealiza se obtendrá la Ecuación 1.29.

$$\frac{S_0 \cdot TRH}{(S_0 - S_e)} = TRH + \frac{S_0}{K_s \cdot X} \quad (1.29)$$

Si el segundo término de la parte derecha de la Ecuación 1.28, se acepta como una constante y, $((S_0 - S_e)/S_0)$ expresa la eficiencia de remoción del sustrato y se simboliza como:

E. Por lo tanto, la última Ecuación 1.30 se puede escribir de la siguiente manera:

$$\frac{TRH}{E} = a + b \cdot TRH \quad (1.30) \quad A = \frac{S_0}{K_{2(s)} \cdot x_0} \quad (1.31)$$

Donde:

- $a = (d^{-1})$
- $b =$ adimensional

1.1.3. Modelos aplicados al diseño de filtros percoladores

Los filtros percoladores se han diseñado tradicionalmente a partir de varias ecuaciones de diseño desarrolladas a lo largo del tiempo, mediante estudios de laboratorio y correlaciones de los datos de operación. Algunas de estas ecuaciones sólo son aplicables en circunstancias similares a la existentes para las condiciones específicas a partir de las cuales fueron desarrolladas. Siempre y cuando sea posible es recomendable la realización de estudios a nivel piloto para investigar la tratabilidad del desecho y verificar la aplicabilidad del modelo matemático al caso específico en consideración. De acuerdo con lo anterior, las ecuaciones de diseño y modelos representativos que más comúnmente se utilizan son los siguientes:

a) Fórmulas empíricas y biocinéticas (Ronzano and Dapena, 2002)

Estas fórmulas se dividen en dos grupos: empíricas y biocinéticas:

- **Las fórmulas empíricas** se basan en los resultados de explotación de instalaciones, y están desarrolladas matemáticamente para reflejar adecuadamente los resultados, sin preocuparse de los fenómenos biocinéticos. Es el caso de las fórmulas NCR de Galler-Gotaas, Rankin y Triebal.
- **Las fórmulas biocinéticas** se basan en fenómenos del mismo nombre, y los resultados de las experiencias o de la explotación se utilizan para definir el valor de las constantes. Caso de las fórmulas de Velz y de Eckenfelder.

Tabla 1.8: Parámetros utilizados en las fórmulas de rendimiento de depuración de los Filtros Percoladores

	NRC	Velz	Rankin	Eckenfelder	Galler-Gotaas	Triebal	K, Imhoff
Carga volúmica	X	—	—	—	—	X	X
Recirculación	X	—	X	X	X	—	—
Profundidad del lecho	—	X	—	X	X	—	—
Temperatura	—	X	—	—	X	—	—
Carga hidráulica	—	—	X	X	X	—	—
DBO5 agua bruta	—	—	—	—	X	—	—

Fuente: (Ronzano and Dapena, 2002)

En este trabajo se indican los modelos más relevantes en el diseño de filtros percoladores, los modelos pueden ser ajustables de acuerdo con un modelo cinético o a un modelo semi empírico o empírico como el siguiente listado de modelos.

- Consejo Nacional de Investigaciones - National Research Council (1946)
- Galler y Gotaas (1964)
- Formula de Rankin
- Formula de Triebal
- Bruce y Merkens (1973)
- Velz (1948).
- Schulze (1960).
- Germain (1966).
- Eckenfelder y Barnhart (1963);
- Kincannon y Stover (1982).
- Formula de Oleszkiewicz (1980)
- Logan (1987).
- Institución autorizada para la gestión del agua y el medio ambiente (1988).
- Manual de prácticas de la Gran Bretaña (IWEM, 1993).

1.1.3.1. Fórmula de la National Research Council (NRC)

Las fórmulas del NRC resultaron de un análisis extensivo de registros de operación de filtros percoladores de piedra en instalaciones militares en Estados Unidos de América. La fórmula se basa en dos variables: la cantidad de contacto entre el medio de soporte y la materia orgánica; a mayor contacto mayor eficiencia, a mayor carga aplicada menor eficiencia. Así, la eficiencia del filtro percolador de piedra es la combinación del contacto y la carga orgánica aplicada. La carga orgánica tiene mayor influencia que la carga hidráulica.

Las fórmulas se aplican con las siguientes limitaciones:

- Son empíricas y satisfacen los datos para filtros percoladores con recirculación o sin ella.
- Las aguas residuales evaluadas, provenientes de instalaciones militares son generalmente más concentradas que las aguas residuales domésticas típicas.
- Las fórmulas dan gran influencia, sobre la eficiencia, a la carga orgánica y, en menor grado, a la carga hidráulica.

- Las fórmulas evaluadas no tienen en cuenta el efecto de la temperatura sobre la eficiencia.
- La fórmula para filtros de segunda etapa supone la existencia de tanques de sedimentación intermedia.

Cuando se tiene una planta de filtros percoladores de dos etapas, sin sedimentador intermedio, la fórmula del NRC no puede usarse para determinar la eficiencia de la primera etapa. En dicho caso, se puede suponer una eficiencia para la primera etapa del 50% y encontrar la eficiencia de la segunda por la fórmula correspondiente, para dicha etapa, del NRC.

Se seleccionaron 34 plantas de filtros percoladores para el estudio del NRC y se graficó la relación de los parámetros de carga aplicada/área efectiva de contacto (C/AE), así para determinar la eficiencia en la primera etapa es la siguiente:

Para filtros primarios o de una etapa

$$E_1 = \frac{1}{1 + 0.443 \cdot \sqrt{\frac{W_1}{V_1 F_1}}} \quad (1.32)$$

$$V_1 = \frac{W_1}{F_1} \left(\frac{0.443 E_1}{1 - E_1} \right)^2 \quad (1.33)$$

$$F_1 = \frac{1 + R_1}{(1 + 0.1 R_1)^2} \quad (1.34)$$

$$R_1 = \frac{Q_R}{Q} \quad (1.35)$$

Donde:

- E_1 = eficiencia fraccional de remoción de DBO para el proceso, incluyendo recirculación y sedimentación.
- W_1 = carga orgánica aplicada al filtro de primera etapa, sin incluir recirculación, es decir, del agua cruda sedimentada, kg DBO/d.
- V_1 = volumen total del medio filtrante del filtro de primera etapa, m³.

- F_1 = factor de recirculación del filtro de primera etapa, o número de pasos del material orgánico.
- R_1 = relación de recirculación para el filtro de la primera etapa, igual a la relación entre el caudal de recirculación y el caudal afluente de aguas residuales crudas al filtro.
- Q_R = Caudal de recirculación, m³/d
- Q = Caudal afluente, sin incluir recirculación, m/d

El término VF es también conocido como área de contacto efectiva.

Para filtros de segunda etapa

$$E_1 = \frac{1}{1 + \frac{0.443}{1 - E_1} \sqrt{\frac{W_2}{V_2 F_2}}} \quad (1.36)$$

$$V_1 = \frac{W_1}{F_2 (1 - E_1)} \left[\frac{0.443 E_2}{1 - E_2} \right]^2 \quad (1.37)$$

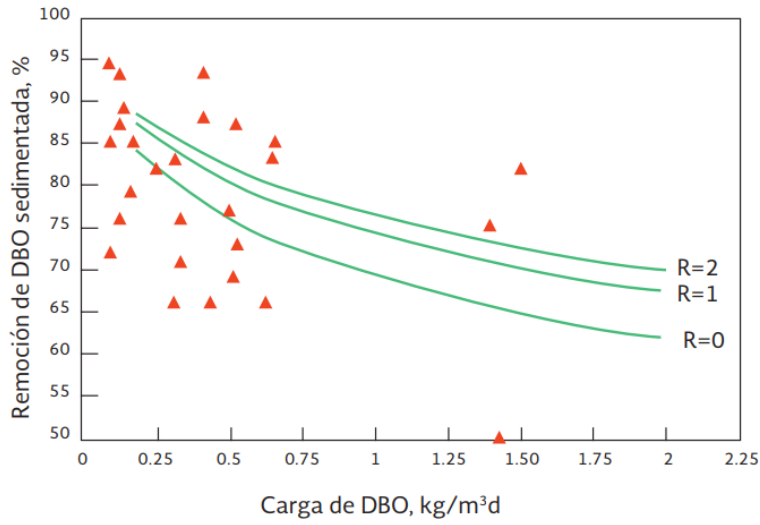
Donde:

- E_2 = eficiencia fraccional de remoción de DBO para la segunda etapa del proceso, incluyendo recirculación y sedimentación.
- W_2 = carga orgánica aplicada a la segunda etapa del proceso, la proveniente de la primera etapa, sin incluir recirculación, kg DBO/d.
- V_2 y F_2 = como se definió anteriormente para la primera etapa, pero con los valores particulares de la segunda.

En la Figura 1.14 se presentan las eficiencias de remoción de filtros percoladores, de acuerdo a la carga orgánica aplicada y a la relación de recirculación.

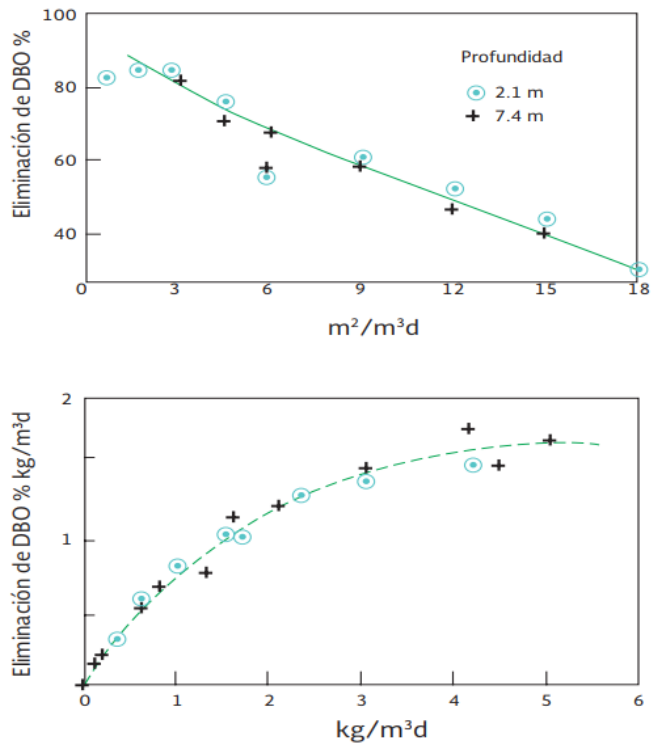
La Figura 1.14 presenta una guía para la selección de la relación de recirculación (basado en la fórmula NRC), que es la más adecuada para obtener la remoción de la DBO deseada.

Figura 1.14: Guía para la selección de la relación de la recirculación



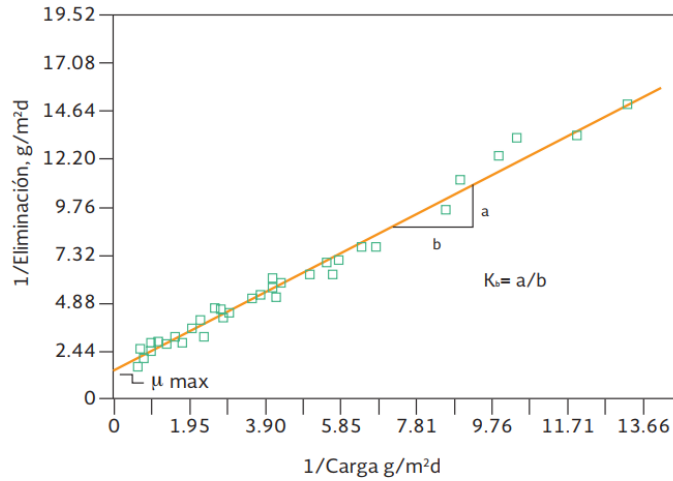
Fuente: (CONAGUA, 2016)

Figura 1.15: Eliminación de DBO vs. (a) carga hidráulica y (b) carga orgánica a dos profundidades medias de 89 m²/m³ del medio VTC.



Fuente: (CONAGUA, 2016)

Figura 1.16: Determinación de μ_{max} y kb



Fuente: (CONAGUA, 2016)

1.1.3.2. Galler y Gotaas

Galler y Gotaas (1964) intentaron describir el desempeño de los filtros percoladores de medios rocosos mediante un análisis de regresión múltiple de datos obtenidos de filtros percoladores existentes a gran escala. La ecuación 1.38 se desarrolló sobre la base de un análisis de 322 observaciones.

$$S_e = \frac{K \cdot (Q \cdot S_i + Q_R \cdot S_e)^{1.19}}{(Q + Q_R)^{0.78} \cdot (1 + D)^{0.67} \cdot ra^{0.25}} \quad (1.38)$$

dónde

$$K = \text{coeficiente} = \frac{0.464 \cdot \left(\frac{43,560}{\pi}\right)^{0.13}}{Q^{0.28} \cdot T^{0.15}} \quad (1.39)$$

- Q = caudal (ml/d [mgd]),
- Q_R = caudal de recirculación (ML/d [mgd]),
- D = profundidad del filtro percolador (m [pies]),
- S_e = concentración de DBO₅ del efluente del filtro percolador sedimentado a 20°C (mg/L),
- S_i = concentración de DBO₅ del afluente del filtro percolador a 20°C (mg/L), y
- ra = radio del filtro percolador (m [pies]).

Algunas variables clave de la fórmula de (Galler and Gotaas, 1964) incluyen la recirculación, la carga hidráulica, la profundidad del filtro percolador y la temperatura de las aguas residuales. El análisis estadístico realizado por (Galler and Gotaas, 1964) sugirió que la carga de DBO₅ era, estadísticamente, el parámetro más significativo para describir el rendimiento del biorreactor.

1.1.3.3. Fórmula de Rankin

Para una carga hidráulica inferior o igual a 1.13 m³*m²*h⁻¹, la fórmula admite que el rendimiento de eliminación de DBO₅ sin recirculación es 66%, con recirculación es (Ronzano and Dapena, 2002):

$$E = \frac{2R + 2}{3R + 3} \quad (1.40)$$

1.1.3.4. Fórmula de Triebal

(Ronzano and Dapena, 2002)

Donde la Eficiencia E es:

$$E = 93 - 17 * CV' \quad (1.41)$$

- CV' es la carga volumétrica con la recirculación en kg*m⁻³d⁻¹

$$CV' = CV(1 + 0.15R) \quad (1.42)$$

- E el rendimiento en % se puede escribir:

$$E = \frac{100 \cdot (S_0 - S_e)}{S_0} \quad (1.43)$$

O también:

$$S_e = \frac{S_0 \cdot (7 + 17CV')}{100} \quad (1.44)$$

Con:

$$S_0 = \frac{S_a \cdot (1 + 0.15R)}{1 + R} \quad (1.45)$$

1.1.3.5. Modelo de Bruce y Merkens

Los autores mencionados desarrollaron, en 1973, la expresión 1.46 para el diseño de filtros percoladores (Eddy and Tchobanoglous, 1978)

$$S_e = S_a e^{-K_T S_a^a q^{-b}} \quad (1.46)$$

En filtros percoladores con recirculación, la DBO del afluente al filtro se calcula por la ecuación 1.10.

$$S_a = \frac{S_0 + RS_e}{1 + R} \quad (1.10)$$

La relación de recirculación se expresa según la ecuación 1.4.

$$R = \frac{Q_R}{Q} \quad (1.4)$$

El valor de K_T se puede calcular por la expresión 1.47 (Eddy and Tchobanoglous, 1978) o por la ecuación 1.48 (Wilson, 1981), para aguas residuales típicas. En general, K_T varía entre 0.06 y 0.12 m/d, con un valor representativo de 0.10 m/d a 20°C (Eddy and Tchobanoglous, 1978).

$$K_T = 0.1(1.08)^{T-20} \quad (1.47)$$

$$K_T = 0.037(1.08)^{T-15} \quad (1.48)$$

La carga hidráulica volumétrica se expresa según la relación 1.49.

$$q = \frac{Q}{V} \quad (1.49)$$

De la ecuación 1.46, para $a = b = 1.0$, se obtiene la ecuación 1.50.

$$q = \frac{K_T A_v}{\ln(S_a / S_e)} \quad (1.50)$$

Reemplazando la ecuación 1.49 en la 1.50 se obtiene la ecuación 1.51.

$$V = \frac{Q \cdot n(S_a / S_e)}{K_T \cdot S} \quad (1.51)$$

Donde:

- S_e = DBO del efluente sedimentado del filtro, mg/L
- S_a = DBO del afluente al filtro, incluyendo recirculación, mg/L
- S_0 = DBO del afluente, sin recirculación, o efluente primario, mg/L
- R = Relación de recirculación
- Q_R = Caudal de recirculación, m³/d
- Q = Caudal afluente, sin incluir recirculación, m³/d
- K_t = Constante de tratabilidad, a la temperatura T, generalmente en m/d
- T = Temperatura del agua residual, en °C
- A_v = Área superficial específica del medio filtrante, m²/m³
- q = Carga hidráulica volumétrica, sin incluir recirculación, m²/m³d
- V = Volumen del filtro, m³
- a, b = Constantes empíricas, generalmente iguales a la unidad

1.1.3.6. La Fórmula de Velz

A diferencia de las demás fórmulas, que son netamente empíricas y se basan en datos específicos, Velz propuso en 1948 la primera fórmula significativa que delineó una ley fundamental, basada en análisis de datos. Esta relación es aplicable a todos los procesos biológicos concernientes a biorreactores de bajo y alto rendimiento. Su ecuación parte de consideraciones teóricas sobre la remoción de la materia orgánica por los microorganismos. La cantidad de microorganismos la hace proporcional a la profundidad del lecho. Por consiguiente, la fórmula de Velz indica el DBO remanente a una profundidad H como se muestra a continuación:

$$\frac{S_e}{S_0} = 10^{-KH} \quad (1.52)$$

Donde:

- S_0 = Concentración total de DBO removible, mg/L.
- S_e = Concentración de DBO removido a una profundidad H, mg/L
- H = Profundidad del filtro, pies.
- K = Constante de reacción de rango de primer orden, d⁻¹

La concentración de DBO removible significa para Velz la fracción máxima de la DBO aplicada que es posible remover para una carga hidráulica dada. Esta ecuación tiene utilidad cuando se consideran sistemas sin recirculación. En esta fórmula se toma K, como

una constante para todos los rangos hidráulicos. Sin embargo, se demostró que esta constante varía de acuerdo con los rangos dependiendo del sistema, así que, para los filtros de alto rango K es igual a 0.1505 d^{-1} y para las biorreactores de bajo rango K es igual a 0.175 d^{-1} .

La máxima carga de un FP de alta tasa para cualquier profundidad se estima en $4.9 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^2\text{d}$ a 30 grados centígrados. La temperatura se supone que puede afectar a la velocidad de remoción de conformidad con:

$$k_T = k_{20} \cdot 1.047^{(T-20)} \quad (1.53)$$

dónde:

- k_T = Constante de velocidad a cualquier temperatura, T, ° C
- k_{20} = Constante de velocidad a 20° C

(Velz, 1948) propuso la primera formulación basada en una ley fundamental, en contraste con intentos empíricos anteriores, que se basaban en análisis de datos. La ecuación de Velz (ecuación 1.54) relaciona la DBO_5 restante en la fase masiva de la siguiente manera:

$$\frac{S_e}{S_0} = 10^{-k_v \cdot t} \quad (1.54)$$

Dónde

- S_0 = concentración de DBO_5 en el afluente (mg/L),
- S_H = concentración de DBO_5 restante en la profundidad del filtro H (mg/L),
- t = tiempo de residencia (días), y
- k_v = Constante de velocidad de primer orden de Velz (d^{-1}).

La ecuación 1.54 sugiere que k_v es constante para todas las tasas hidráulicas; sin embargo, (Albertson and Davies, 1984) presentaron evidencia de que k_v varía con la tasa hidráulica. La ecuación de Velz se presenta aquí debido a su fundamento en formulaciones de diseño desarrolladas posteriormente, que se aplican en el diseño actual, a saber, las ecuaciones de (Eckenfelder and Barnhart, 1963) y (Schulze, 1960).

1.1.3.7. La fórmula de Schulze

En esta fórmula propuesta en 1960, se postula que el tiempo de contacto del líquido con la masa biológica es directamente proporcional a la profundidad de la bitorre e inversamente proporcional al rango de carga hidráulica, como se muestra a continuación:

$$T = \frac{CH}{q^n} \quad (1.12)$$

Donde:

- T = Tiempo de contacto del líquido, min.
- C = Constante.
- H = Profundidad, m, pies.
- q = Rango de carga hidráulica, m³/m²-d, gpm/pie²
- n = Constante, característico del medio de soporte.

Schulze derivó la fórmula que se muestra a continuación, combinando el tiempo de contacto con la ecuación de primer orden para la remoción del DBO, propuesta por Velz.

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{-\frac{K_s H}{q^n}} \quad (1.55)$$

Donde:

- S_e = DBO del efluente, mg/L.
- S₀ = DBO del afluente, mg/L.
- K_s = constante experimental de rango entre 0.51 y 0.76 d⁻¹
- H = profundidad, m, pies.
- q = rango de carga hidráulica, m³/m²-d, mgd/ac
- n = Constante, característico del medio de soporte.

La ecuación 1.55 es similar a la propuesta por (Velz, 1948). Sin embargo, la constante de Velz, kv, no fue formulada para considerar la carga hidráulica. Para una determinada concentración de aguas residuales, la tasa hidráulica es proporcional a la tasa de carga. Por lo tanto, la carga orgánica volumétrica todavía puede ser la variable de control del proceso. El valor de ks publicado por Schulze (basado en unidades habituales de los Estados Unidos) para un filtro percolador de roca con una profundidad de 1.8 m (6 pies) a 20 °C fue de 0.69 día⁻¹. Se encontró que la característica constante adimensional del filtro

percolador de roca, n , era 0.67. El valor de corrección de temperatura común de $\theta = 1.035$ podría aplicarse para determinar k_T , de la siguiente manera:

$$k_T = k_{20} \cdot 1.035^{(T-20)} \quad \text{para } k_s \quad (1.53)$$

Dónde

- k_T = valor del coeficiente corregido por temperatura (d^{-1} cuando $n = 1$),
- k_s = coeficiente de Schulze (d^{-1} cuando $n = 1$), y
- A_s = superficie limpia del medio (m^2).

1.1.3.8. La fórmula de Germain

En 1966, Germain aplicó la formulación de Schulze a las biorreactores con medios de soporte sintético de la siguiente manera:

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{-\frac{K_G H}{q^n}} \quad (1.56)$$

Donde:

- S_0 = DBO del efluente alimentado a la biorreactor, sin recirculación mg/L.
- S_e = DBO del efluente, mg/L.
- H = Profundidad, pies.
- q = Rango Hidráulico del efluente primario, sin recirculación, gpm/ft^2 .
- n = Exponente característico del medio de soporte.
- K_G = Coeficiente de tratabilidad y del medio de soporte, $gpm^{0.5}/ft^2$.
- K = constante de tratabilidad, $m^{-0.5} d^{-0.5}$
- $K = 2.21 (m. d)^{-0.3}$ para aguas residuales domésticas sedimentadas, a $20^\circ C$
- $K_G = 0.25 - 2.51 (m. d)^{-0.5}$ para aguas residuales industriales, a $20^\circ C$ (Germain, 1966)

Los valores de K_G y n son relacionados a la configuración del medio de soporte, eficiencia en el proceso de clarificación, ciclo de dosificado y rangos hidráulicos; K_G es una función de las características del agua residual, profundidad del medio de soporte, área superficial del medio de soporte y de la configuración del medio de soporte. Por lo tanto, por el alto grado de interdependencia entre la K_G y n .

Los valores de K_G y n están relacionados con la configuración del medio, la eficiencia del clarificador secundario, la dosificación y la tasa de aplicación hidráulica; K_G es una función de las aguas residuales características, profundidad del filtro percolador, área de superficie específica del medio y configuración. Por lo tanto, debido a que existe un alto grado de interdependencia entre K_G y n , esto debe considerarse en las comparaciones de datos. Germain (1966) informó el valor de K_G de $0.24 \text{ (L/s)}^n\text{-m}^2$ ($0,088 \text{ gpm}^n/\text{pie cuadrado}$) para un filtro percolador de medio sintético que tenía una profundidad de 6.6 m (21.5 pies) y trataba aguas residuales domésticas con un valor de 0.5 para n . Este medio de flujo vertical tenía una superficie limpia de $89 \text{ m}^2/\text{m}^3$. La corrección de K_G para la alta concentración de DBO_5 representada por el modelo del Chartered Institution of Water and Environmental Management (Londres, Reino Unido) (CIWEM), $K_G (150/360)^{0.5}$, dio como resultado valores predictivos similares de estos dos modelos para medios plásticos en funcionamiento. en el rango de carga de 0.2 a $1.5 \text{ kg/m}^3 \text{ d}$ a 20°C (WEF, 2010).

La ecuación de Schulze es similar a la propuesta por Velz, la diferencia es que para Velz la constante, K , no se formuló para considerar la carga hidráulica, mientras que la K de Schulze parece utilizar el factor hidráulico. Para un filtro con medio de piedra y con una profundidad de 1.8 m a 20°C , Schulze determinó una K de 0.3 d^{-1} , y se toma como 0.67 la constante característica de los medios de piedra, n . Una corrección de la temperatura se podría aplicar para K como sigue:

$$k_T = k_{20} \cdot 1.035^{(T-20)} \quad (1.53)$$

Donde:

- k_T = constante de tratabilidad a la temperatura de diseño T
- k_{20} = constante de tratabilidad a 20°C
- T = temperatura mínima esperada, $^\circ\text{C}$

En los estudios de Germain se indicaba que la recirculación no tenía influencia apreciable sobre la tasa de reacción K . En la actualidad se reconoce el efecto de la recirculación para diseño de biofiltros de medio plástico o biorrotas. Para tener en cuenta la recirculación, la ecuación de Germain se modifica como se indica en la ecuación 1.57.

$$S_a = \frac{S_0 + RS_e}{1 + R} \quad (1.10)$$

$$S_e = S_a e^{-KH/q^n} \quad (1.57)$$

Donde:

- S_a = DBO del afluente al filtro, incluyendo la recirculación, mg/L
- R = relación de recirculación o razón entre el caudal recirculado y el caudal afluente de aguas residuales
- n = coeficiente dependiente del medio de soporte, igual a 0.5 para medio plástico, según Germain

En diseño, generalmente se requiere determinar la carga hidráulica, para lo cual es útil la expresión 1.58 o la 1.59.

$$q = \left[\frac{KH}{\ln\left(\frac{S_a}{S_e}\right)} \right]^{1/n} \quad (1.58)$$

$$q = \left[\frac{KH}{\ln\left(\frac{S_0 + RS_e}{(1+R)S_e}\right)} \right]^{1/n} \quad (1.59)$$

El valor de k_{20} en la ecuación Germain se define por la siguiente expresión:

$$k_{20} = \frac{Ln\left(\frac{L_0}{L_e}\right)(q^n)}{H \cdot 1.035^{T-20}} \quad (1.60)$$

dónde

- S_0 y S_e = $DBO_5 + f$ (SST)
- n = 0.5 para la correlación de datos.
- H = Profundidad del filtro.
- q = Tasa hidráulica y T = Temperatura del agua.

1.1.3.9. La fórmula de Eckenfelder

La formulación que sigue es la desarrollada por Eckenfelder y colaboradores. Las dos suposiciones fundamentales aplicadas para este desarrollo son: (1) el filtro percolador se considera un reactor de flujo pistón y (2) la disminución de la DBO sigue la cinética de las reacciones de primer orden.

El modelo de reacción de primer orden puede obtenerse como sigue:

$$-\frac{dS}{dt} = k_1 \cdot S \quad (1.61)$$

Asumiendo el comportamiento de flujo a pistón:

$$\frac{S_e}{S_a} = e^{(-k_1 \cdot t)} \quad (1.62)$$

- S_a : DBO del afluente.
- S_e : DBO del efluente.
- k_1 : constante de velocidad del proceso.

$$t = \frac{1}{K} \ln \frac{S_0}{S_e} \quad (1.63)$$

Resulta conveniente, debido a las transformaciones que se hacen a continuación, que la ecuación (1.63) vuelva a escribirse con los símbolos K' y t en lugar de K y th y reagrupada como sigue:

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{-K't} \quad (1.64)$$

Hagamos

$$K' = K X_v \quad (1.65)$$

en la que X_v es la biomasa activa en mg/l. La concentración de biomasa activa X_v es proporcional a la superficie específica del medio, esto es:

$$X_v = C' A_s \quad (1.66)$$

en la que C' es una constante de proporcionalidad y A_s es la superficie específica del medio (m^2/m^3). Asimismo, para el filtro percolador, Eckenfelder propuso que el tiempo de residencia venga dado por:

$$t = \frac{CH}{q^n} \quad (1.12)$$

en la que H es la profundidad del filtro (m); q la carga hidráulica $m^3/(s)(m^2)$; C , n son constantes que son funciones del tipo y de la superficie específica del relleno del filtro. Por último, el parámetro C puede escribirse en la forma:

$$C = C'' A_v^m \quad (1.67)$$

en la que C'' y m son constantes. La sustitución de K' y t en la ecuación (1.64) por los valores dados en las ecuaciones (1.65) y (1.12) y la utilización de las ecuaciones (1.66) y (1.67) para X_v y C conduce a:

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{\left(\frac{-KC' A_s C'' A_v^m H}{q^n}\right)} = e^{\left(\frac{-KC' C'' A_s^{m+1} H}{q^n}\right)} \quad (1.68)$$

Haciendo $kC' C'' A_s^{m+1}$, la ecuación (1.68) se convierte en:

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{\left(\frac{-kH}{q^n}\right)} \quad (1.69)$$

La ecuación (1.69) es el modelo de Eckenfelder de los filtros percoladores relaciona el % de DBO remanente (S_e/S_0) con la profundidad del filtro (H) y la carga hidráulica (q). El parámetro K , para un relleno específico es función de la constante de velocidad k del sustrato. Esto lleva a la definición de K , esto es $K = kC' C'' A_s^{m+1}$ en las ecuaciones (1.68) y (1.69). Por otra parte, el parámetro n depende solamente de las características del relleno (Ramalho, 1983).

El efecto de la temperatura puede considerarse en el valor del parámetro K . Eckenfelder propone una corrección de temperatura dada por una relación tipo Arrhenius (Ramalho, 1983):

$$k = k_{20} (1.035)^{T-20} \quad (1.53)$$

en la que T viene expresada en °C.

La ecuación de Eckenfelder es el resultado de numerosos estudios de laboratorio y de análisis de información de plantas de operación. Tiene como punto de partida los estudios de Howland, Schulze, y los propios estudios de Eckenfelder, McCabe y O'connor. Dicha ecuación tiene la gran ventaja que permite obtener en el laboratorio los valores de los parámetros K y n, con los cuales es factible modelar más fácilmente las condiciones particulares del medio filtrante y de aguas residuales que se deben tratar en la unidad prototipo.

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{-\frac{K_s A_v^{1+m} H}{q^n}} \quad (1.70)$$

Donde:

- S_0 = DBO del influente, mg/L.
- S_e = DBO del efluente, mg/L.
- K_s = Coeficiente de tratabilidad basado en DBO, $(m^3/d)^{0.5}/m^2$, $gpm^{0.5}/pie^2$
- A_v = Área superficial limpia, m^2/m^3 , pie^2/pie^3
- H = Profundidad del medio del soporte, m, pies
- q = Rango hidráulico del influente, m^3/m^2-d , gpm/pie^2
- n = Coeficiente hidráulico (Tabla 1.9)
- m = Modificador de superficie para la pérdida de superficie efectiva con zona de aumento (Tabla 1.9)

Tabla 1.9: Coeficientes para el modelo británico

Coeficiente	Medio aleatorio, incluye piedra	Módulos plásticos
K	0.0204	0.4
θ	1.111	1.089
m	1.407	0.7324
n	1.249	1.396

Fuente: (CONAGUA, 2016)

Por efectos de la recirculación, la ecuación se modifica de la siguiente manera:

$$\frac{S_e}{S_0} = \frac{e^{-\frac{k_s H}{q^n}}}{(1+R) - e^{-\frac{k_s H}{q^n}}} \quad (1.71)$$

dónde:

$$k_s = A_s \cdot K_S \quad (1.72)$$

- R = Radio de recirculación, R/Q, donde Q = flujo del influente sin recirculación.
- De esta fórmula se conoce la fórmula de Velz modificada.

$$S_e = \frac{S_0}{\frac{k_{20} A_s H \theta^{T-20}}{q^n} \frac{(R+1)e}{q(R+1)^n} - R} \quad (1.73)$$

En general el procedimiento correcto para el diseño de una planta de filtros biológicos es realizar un estudio de tratabilidad de las aguas residuales con unidades pilotos y obtener en el estudio los valores de los parámetros que se deben usar para el dimensionamiento de la planta prototipo.

(Eckenfelder, 1970) ha desarrollado una ecuación de rendimiento basada en la tasa específica de sustrato eliminación para una reacción de pseudoprimer orden.

$$-\frac{1}{x} \frac{ds}{dt} = K \cdot S \quad (1.74)$$

Donde: $\frac{1}{x} \frac{ds}{dt}$ = Tasa específica de utilización del sustrato, $\frac{\text{masa de sustrato}}{\text{masa microbiana} \times \text{tiempo}}$

$\frac{ds}{dt}$ = tasa de utilización del sustrato, $\frac{\text{masa}}{(\text{volumen}) \times \text{tiempo}}$

K = tasa constante, $\frac{\text{volumen}}{(\text{masa de microbios})}$

S = concentración de sustrato, $\frac{\text{masa}}{\text{volumen}}$

Reorganizando la ecuación anterior (44) para la integración,

$$\int_{S_0}^{S_i} \frac{ds}{S} = -KX \int_0^t dt \quad (1.75)$$

X = Concentración de masa celular promedio, $\frac{\text{masa}}{\text{volumen}}$

S_0 = Concentración de sustrato aplicada para el lecho filtrante.

S_e = Concentración de sustrato después del tiempo de contacto, t

Integrando la ecuación

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{-KXt} \quad (1.76)$$

X es proporcional al área de superficie del medio (A_s), es decir,

$$X \approx A_s^{m+1} \quad (1.77)$$

Donde, A_s es el área específica del medio de cobertura.

El tiempo medio de contacto ' t ' para un filtro lo da Howland (1950) (Reynolds & Richard, 1996).

$$t = \frac{CH}{q^n} \quad (1.12)$$

Donde

- t = tiempo medio de contacto
- H = Profundidad del lecho filtrante
- q = Carga superficial
- C y n = constante

Sustituyendo las ecuaciones 1.76 y 1.77 en la ecuación 1.12.

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{\frac{(-KA_s^{m+1}H)}{q^n}} \quad (1.78)$$

(Eliminación de la constante C tal y como se tiene en cuenta en K)

m = constante experimental

El valor de ' n ' depende de las características del flujo a través del empaque y generalmente es de 0.5 a 0.67.

Para aguas residuales y medios filtrantes específicos, la ecuación 1.78 se puede simplificar combinando KA_s^m para dar

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{\frac{(-kH)}{q^n}} \quad (1.69)$$

$K = 0.01$ a 0.1 para diversas aguas residuales y medios

Para Surfpac, Dow Chemical ($89 \text{ m}^2/\text{m}^3$), $K = 0.088$ y $n = 0.5$ (Reynolds & Richard, 1996)

En la ecuación 1.78, K tiene unidades de m/d para $n = 1$ y C es adimensional. Sin embargo, los valores de K son función de las unidades usadas para expresar las diferentes variables y del valor de n . La ecuación anterior es la ecuación recomendada por Eckenfelder (Adams, 1981) para predecir la remoción de materia orgánica en un filtro percolador. La ecuación 1.78 también se acostumbra a expresarla así:

$$\frac{S_e}{S_a} = 10^{-KSH/q^n} \quad (1.79)$$

Donde:

- k = constante modificada de remoción de sustrato, base decimal $(\text{m}/\text{d})^n$.

La constante de velocidad depende de la temperatura de acuerdo con la ecuación 1.13:

$$k_T = k_{20} \cdot \theta^{T-20} \quad (1.13)$$

Sustituyendo la ecuación (1.13) para k_1 en 1.78 y combinando todas las constantes en una sola:

$$\frac{S_e}{S_a} = e^{(-k_1 \cdot \theta^{T-20} A_s H q^{-n})} \quad (1.80)$$

- A_v : Área específica del empaque, m^2/m^3 .

El modelo descrito por la ecuación (1.80) es conocido como modelo de Eckenfelder. (Eckenfelder, 1956)

Una de las ecuaciones cinéticas más comunes para el rendimiento de los filtros durante el tratamiento de aguas residuales municipales fue desarrollada por Eckenfelder en 1961 como

$$\frac{S_e}{S_0} = \frac{1}{1 + C \left(\frac{D^{0.67}}{Q_L^{0.5}} \right)} \quad (1.81)$$

- S_e = DBO5 del efluente, mg/L
- S_0 = DBO5 del afluente, mg/L
- C = constante = 2.5 para unidades FPS y 5.358 para unidades SI
- H = profundidad del filtro, pies (m)
- Q_L = tasa de carga unitaria MG/acre-día (m^3/m^2-d)

La ecuación anterior se obtiene de la ecuación cinética de segundo orden.

$$\frac{1}{X} \frac{ds}{dt} = K S^2 \quad (1.82)$$

Integrando

$$\frac{S_t}{S_0} = \frac{1}{(1 + S_0 \cdot K \cdot X \cdot t)} \quad (1.83)$$

Sustituyendo $t = C \left(\frac{D^{0.67}}{Q_L^{0.5}} \right)$ y combinando S_0 , K , X y C constantes para el mismo

tratamiento de aguas residuales bajo resultados de rendimiento en estado estacionario, la ecuación se convierte en:

$$\frac{S_t}{S_0} = \frac{1}{1 + C \left(\frac{D^{0.67}}{Q_L^{0.5}} \right)} \quad (1.84)$$

De la ecuación 1.69 puede obtenerse una expresión para calcular el volumen necesario de empaque. Así:

b) Cuando no hay recirculación,

$$V = \left[\frac{\ln \frac{S_0}{S_e}}{k A_v H} \right]^{-n} (QH) \quad (1.85)$$

c) Cuando hay recirculación,

$$V = \left[\frac{\ln \frac{S_a}{S_e}}{k A_v H} \right]^{-n} (Q + Q_R) H \quad (1.86)$$

$$S_a = \frac{S_0 + R S_e}{1 + R} \quad (1.10)$$

$$R = \frac{Q_R}{Q} \quad (1.4)$$

Sin embargo, la mayoría de las aguas residuales contienen sustratos complejos con diferentes velocidades de remoción. Esto hace necesario utilizar una forma retardada de la ecuación que describe la remoción global del proceso. Esta ecuación retardada puede ser obtenida del modelo de reacción de segundo orden como sigue:

$$-\frac{dS}{dt} = k_2 S^2 \quad (1.87)$$

Asumiendo el comportamiento de flujo a pistón:

$$\frac{S_e}{S_a} = \frac{1}{1 + k_2 \cdot S_a \cdot t} \quad (1.88)$$

Utilizando el mismo procedimiento que para el modelo de primer orden:

$$\frac{S_e}{S_a} = \frac{1}{1 + S_a \cdot k_{20} \delta^{t-20} A_v H v^{-n}} \quad (1.89)$$

El exponente n varía en el intervalo comprendido entre 0.85 y 1.25 en dependencia del medio de empaquetadura empleado.

Para el modelo de segundo orden el volumen del empaque se calcula según:

a) Sin recirculación,

$$V = \left[\frac{\frac{S_a - S_e}{S_e}}{S_a k A_v H} \right]^{-n} (QH) \quad (1.90)$$

b) Con recirculación,

$$V = \left[\frac{\frac{S_a - S_e}{S_e}}{S_a k A_v H} \right]^{-n} (Q + Q_R) H \quad (1.91)$$

Para filtros percoladores, con recirculación, de las ecuaciones 1.10 y 1.78 se despeja directamente la carga hidráulica superficial requerida q . para una DBO específica del efluente S_e y una DBO afluente del agua residual S_o , con un medio de soporte de crecimiento de superficie específica S y profundidad H .

$$q = \left[\frac{KA_v H}{\ln \left[\frac{1 + R(S_e / S_a)}{(1 + R)(S_e / S_a)} \right]} \right]^{1/n} \quad (1.92)$$

Para filtros percoladores, sin recirculación, de la ecuación 1.92 se obtiene la ecuación 1.93.

$$q = \left[\frac{KA_v H}{\ln [S_a / S_e]} \right]^{1/n} \quad (1.93)$$

Para tener en cuenta el efecto de la temperatura sobre el valor de K , se puede usar la ecuación clásica de Arrhenius.

$$k_T = k_{20} \cdot \theta^{T-20} \quad (1.13)$$

Donde:

- k_T = constante de remoción a la temperatura T
- k_{20} = constante de remoción a 20 C°
- T = temperatura del agua, C
- θ = coeficiente de temperatura
- $\theta = 1.035$ (Eckenfelder, 1991) para filtros percoladores. Otros autores (Richards and Reinhart, 1986) consideran $\theta = 1.0$ para temperaturas mayores de 10°C, o sea que no sería necesario hacer la corrección por temperatura.

Cuando con la ecuación 1.78 no se encuentran correlaciones experimentales apropiadas, Eckenfelder (Adams, 1981) recomienda usar el modelo expresado por las ecuaciones 1.94 y 1.95, con el cambio correspondiente en las unidades de expresión de K y k : (m/d)ⁿ (mg/L)

$$\frac{S_e}{S_a} = e^{-KSH/q^n S_a} \quad (1.94)$$

$$\frac{S_e}{S_a} = 10^{-KSH/q^n S_a} \quad (1.95)$$

1.1.3.10. El modelo de Kincannon y Stover

Kincannon y Stover (1982) desarrollaron un modelo matemático basado en la relación entre el rango de utilización del sustrato y la carga orgánica total, el cual sigue una gráfica de Monod. La relación es la siguiente:

$$A_s = \frac{Q S_0}{\frac{U_{\max} S_0}{S_0 - S_e} - K_B} \quad A_s = \frac{8.345 Q S_0}{\frac{U_{\max} S_0}{S_0 - S_e} - K_B} \quad (1.96)$$

Donde:

- A_s = Área superficial total del medio soporte, 1000 pie²
- Q = Rango del flujo del influente, mgd.
- S_0 = DBO del afluente, mg/L.
- S_e = DBO del efluente, mg/L.
- U_{\max} = Rango máximo de utilización de sustrato de A_s , lbDBO/d/1000pie²
- K_B = Constante de proporcionalidad de A_s , lbDBO/d/1000pie²

Las constantes biocinéticas U_{\max} y K_B deben de ser determinadas por pruebas a plantas piloto, resultados a escala real, o por resultados ya conocidos. Se debe de determinar gráficamente, mediante el graficado de la carga de DBO contra el inverso de la remoción de DBO. La intercepción en el eje y será, U_{\max}^{-1} y la pendiente será K_B .

Según el modelo de Kincannon y Stover (1982), la eliminación de DBO₅ es más sensible a la carga volumétrica y a la tratabilidad. La eliminación de DBO₅ no se ve influenciada por la profundidad del filtro percolador (WEF, 2010).

1.1.3.11. Fórmula de Oleszkiewicz (Oleszkiewicz, 1980)

En estudios hechos por Oleszkiewicz se indica que cuando la carga orgánica es baja, los cambios en la carga hidráulica son muy importantes, como lo demuestran las variaciones

experimentales de recirculación y el modelo original de Eckenfelder. Sin embargo, en procesos de filtros percoladores con cargas orgánicas altas se ha observado que la remoción es inversamente proporcional a la carga orgánica (Oleszkiewicz, 1980). O sea,

$$\frac{S_e}{S_a} = e^{-K/L} = e^{-kA_v/L} \quad (1.97)$$

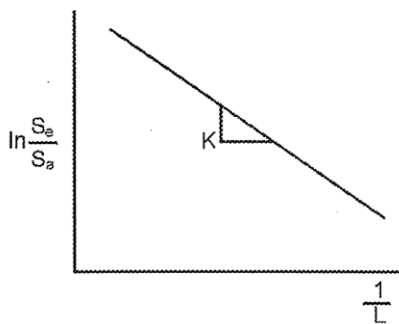
Donde:

- S_e = concentración del efluente, mg/L
- S_a = concentración del afluente, mg/L
- K = constante de remoción, $\text{kg}/\text{m}^3 \text{ d}$
- L = carga orgánica volumétrica, $\text{kg}/\text{m}^3 \text{ d}$
- k = coeficiente de tratabilidad específica, $\text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$
- A_v = área superficial específica del medio, m^2/m^3

Los valores de K para el modelo de Oleszkiewicz se pueden obtener experimentalmente, elaborando un gráfico de $\ln(S_e/S_a)$ contra $1/L$. De acuerdo con la ecuación 1.97, se obtiene así una recta con pendiente igual a K , como se ve en la figura 1.17 y en la ecuación 1.98.

$$\ln \frac{S_e}{S_a} = -\frac{K}{L} \quad (1.98)$$

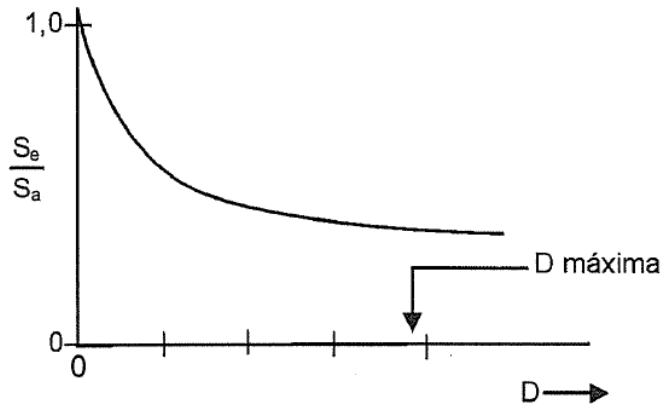
Figura 1.17: Gráfico para la determinación de K (Oleszkiewicz, 1980).



Fuente: (Romero Rojas, 2000)

Para determinar la profundidad óptima se puede elaborar un gráfico $\frac{S_e}{S_a}$ contra la profundidad H , como se indica en la figura 1.18.

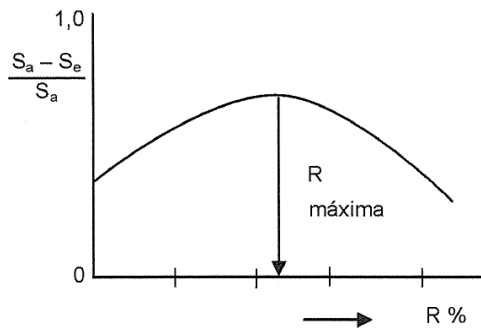
Figura 1.18: Gráfico para la determinación de D óptima (Oleszkiewicz, 1980).



Fuente: (Romero Rojas, 2000)

Como el efecto de la recirculación es también variable (en algunos residuos la recirculación optimiza la eficiencia, en otros no), el autor mencionado (Oleszkiewicz, 1980) sugiere determinarla con base en los resultados experimentales, como se indica en la figura 1.19.

Figura 1.19: Gráfico para la determinación de la recirculación óptima (Oleszkiewicz, 1980).



Fuente: (Romero Rojas, 2000)

El valor de k, base DBO, para aguas residuales domésticas, medio plástico, puede suponerse igual a 0.05 kg/m²d a 20°C; otros valores se incluyen en la tabla 1.10.

Tabla 1.10: Coeficientes de tratabilidad para la ecuación 1.97 (Oleszkiewicz, 1980)

Tipo de residuo	Medio	S _a mg/L	k kg/m ² d	Base de medida
Farmacéutico	Koroseal	5248	0.216	DQO
Fenólico	Koroseal	340	0.021	DBO

Tipo de residuo	Medio	S _a mg/L	k kg/m ² d	Base de medida
Doméstico	Diferentes	280	0.0104	DBO
Doméstico	Diferentes	200 - 520	0.045 - 0.05	DBO
Doméstico	Diferentes	215	0.05	DBO
Doméstico	Cloisonyle	266	0.02	DBO
Fábrica de Kraft	Surf pac	130	0.0054	DBO
Fábrica de Kratt	Koroseal	210	0.016	DBO
Fábrica de Kraft	Vinilo	220	0.018	DBO
Papas	Flocor	500	0.051	DBO
Embotelladora	Flocor	2000	0.054	DBO
Cartón	Surf pac	443	0.007	DBO
Frutas	Surfpac	2200	0.093	DBO
Pulpa y papel	Surfpac	280	0.016	DBO
Porqueriza	Madera	15000	0.02	DBO
Vegetales	Del Pak	235	0.66	DBO

Fuente: (Romero Rojas, 2000)

1.1.3.12. El modelo de Logan

Los autores del modelo de Logan proponen que la geometría de un módulo sencillo puede ser medido y usado en el modelo sin la necesidad de recalibración o desempeño de estudios piloto para diferentes tipos de medios de soporte sintéticos. El modelo de Logan está basado en la caracterización de los módulos sintéticos como una serie de platos inclinados cubiertos de una capa gruesa de biopelícula. El rango de remoción de la DBO es determinado usando un modelo numérico para resolver ecuaciones de transporte que describen el rango de transferencia de masa de los componentes de la DBO a través del líquido en la biopelícula.

Aunque el modelo fue calibrado para un solo tipo de medio de soporte sintético, está comprobado que puede predecir la remoción de la DBO para una gran variedad de estudios para plantas piloto, de laboratorio, hasta de escala real. Las ecuaciones en que está basado el modelo de Logan no pueden ser resueltas de manera directa, pero el modelo está disponible como un programa de cómputo. El modelo indica que existe un incremento en la remoción de la DBO proporcional al incremento de la temperatura del agua residual como resultado de un cambio en parámetros físicos tales como, viscosidad, grosor de la biopelícula y solubilidad del oxígeno. Este modelo también predice que, para un volumen dado de un medio de soporte, la altura de la biotorre tiene un efecto mínimo sobre la eficiencia del tratamiento, estando de acuerdo con conclusiones antes hechas por Velz,

Schulze, donde las ecuaciones debían ser modificadas o normalizadas con la profundidad de la misma (España *et al.*, 2017).

1.1.3.13. Institución autorizada para el agua y Gestión ambiental

El CIWEM desarrolló una fórmula que describe los DBO en filtros percoladores que tienen medios sintéticos de roca, empaquetados aleatoriamente o medios modulares de plástico sintético. La ecuación 1.99, resultante de un análisis de regresión múltiple, es la siguiente (WEF, 2010):

$$\frac{S_0}{S_e} = \frac{1}{1 + k_{CIWEM} \cdot \theta^{(T-15)} \cdot \left(\frac{a^m}{VLR^n} \right)} \quad (1.99)$$

Dónde

- S_0 = concentración de DBO₅ en el afluente (mg/L),
- S_e = concentración de DBO₅ del efluente (mg/L),
- k_{CIWEM} = coeficiente cinético ($m \cdot m^{-1} \cdot d \cdot n^{-1}$),
- θ = coeficiente de temperatura,
- a = superficie específica del medio (m^2/m^3),
- m = factor de reducción de la pérdida de superficie al aumentar el área,
- VLR = tasa de carga hidráulica volumétrica ($m^3/d \cdot m^3$) del medio filtrante percolador,
y
- n = coeficiente de tasa hidráulica.

La ecuación 1.99 ha reportado coeficientes que representan el 90% de la variabilidad de los datos.

- $k_{CIWEM} = 0.0204$ (roca y aleatorio), 0.40 (plástico modular);
- $\theta = 1.111$ (roca y aleatorio), 1.089 (plástico modular);
- $m = 1.407$ (roca y aleatorio), 0.732 (plástico modular); y
- $n = 1.249$ (roca y aleatorio), 1.396 (plástico modular).

El modelo se desarrolló utilizando datos recopilados de pruebas realizadas en aguas residuales domésticas fuertes con concentraciones de efluente primario de 360 mg/L DBO₅, 240 mg/L SST y 52 mg/L NH₃-N. El modelo predice una curva de rendimiento continua desde cargas de velocidad baja a alta. Las profundidades del filtro percolador, de donde se

recolectaron las muestras, oscilaron entre 1.74 y 2.10 m; las áreas de crecimiento de biopelículas oscilaron entre 1.0 y 5.0 m²; y las cargas fueron de 0.3 a 16 kg/m³ d. El modelo CIWEM es sensible a la temperatura, lo que puede deberse a las características de las aguas residuales específicas del sitio y a los procedimientos de reducción de datos. Las ecuaciones del NRC concuerdan con la proyección del CIWEM basada en una fuerza del afluente de 360 mg/L de DBO con cargas de hasta 1.0 kg/m³d.

1.1.3.14. Práctica británica

El manual de la práctica británica, proporciona una fórmula para determinar la DBO en los FPs con medios de roca al azar y de plástico modular. La ecuación por análisis de regresión múltiple es la siguiente:

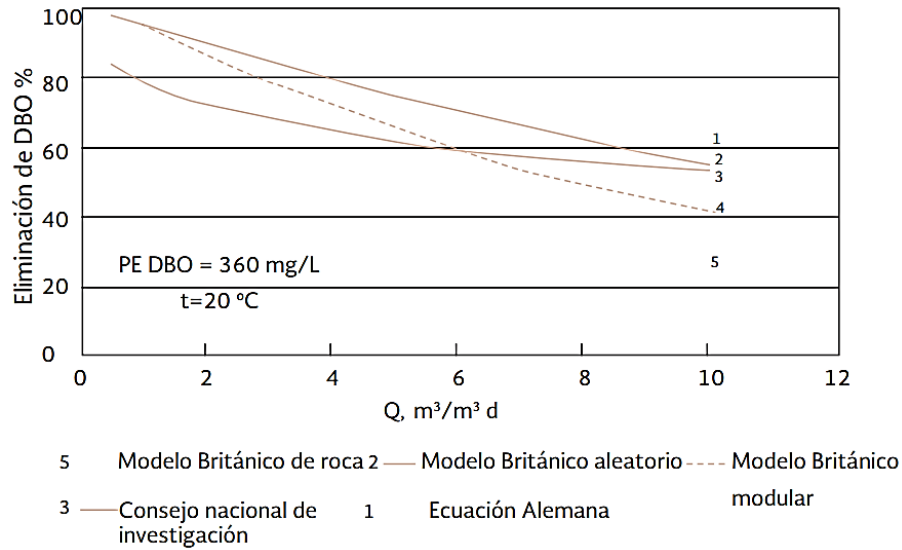
$$\frac{S_e}{S_0} = \frac{1}{1 + K\theta^{(T-15)} \left(\frac{A^m}{Q^n} \right)} \quad (1.100)$$

dónde:

- S_e = DBO en el afluente, mg/L
- S_0 = DBO en el efluente, mg/L
- K = Coeficiente de velocidad de primer orden
- A^m = Superficie media, m²/m³
- Q^n = Volumen hidráulico, m³/m³ d

En la Tabla 1.9 se presentan los coeficientes de la Ecuación 1.100, que representan el 90% de los datos reportados de otros filtros en operación. La ecuación representa una relación de primer orden. Es necesario considerar que, si la concentración de SST en el afluente es alta, la eficiencia del FP se verá disminuida. En la Figura 1.20 se presentan las expresiones desarrolladas en los Estados Unidos y en Inglaterra para los medios de roca y de plástico a 20 grados centígrados.

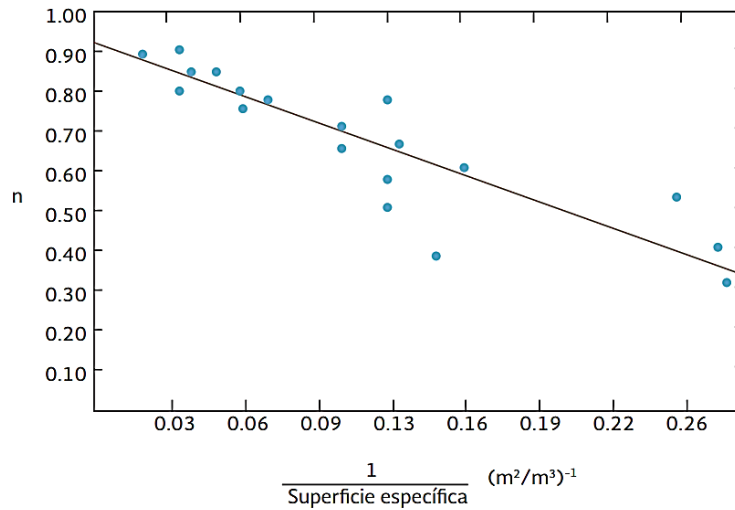
Figura 1.20: Predicciones de eliminación de DBO de modelos británicos y estadounidenses



Fuente: (CONAGUA, 2016)

En la práctica el valor del coeficiente hidráulico varía ampliamente, por lo que (Roessler and Smith, 1969) demostraron (Figura 1.21) que el valor de n está relacionado empíricamente con el área de la superficie de los medios de soporte.

Figura 1.21: Relación de n a la zona de superficie del medio



Fuente: (Roessler and Smith, 1969)

Debido a que el efecto de la tasa en el rendimiento hidráulico se modela como una función de una potencia de 0.5, por lo que una función de potencia similar se debe aplicar al sustrato afluente para eliminar su efecto sobre el valor de k. (Albertson, 1990) sugiere que el valor de k se modifica de la siguiente manera:

$$k_2 = k_1 \left(\frac{S_1}{S_2} \right)^{0.5} \quad (1.101)$$

dónde:

- S_1 = DBO de referencia
- S_2 = DBO de operación
- k_1 = Valor de referencia
- k_2 = Coeficiente normalizado

Albertson analizó los datos de diversas plantas a escala real y llegó a la conclusión de que los datos de k podrían normalizarse mediante el siguiente procedimiento:

$$k_{c2} = k_{20} \left(\frac{H_1}{H_2} \right)^{0.5} \left(\frac{S_1}{S_2} \right)^{0.5} \quad (1.102)$$

dónde:

- H_1 = 6.1 m
- S_1 = 150 mg/L de DBO
- k_{c20} = Valor normalizado de k_{20} para la profundidad y la carga de H_2 y S_2 empleada

1.1.4. Selección de un modelo de filtro percolador

El valor de k en ecuaciones de base hidráulica se puede modificar en función de la profundidad del medio (D) mediante la ecuación 1.103, de la siguiente manera:

$$k_2 = k_1 \cdot \left(\frac{H_1}{H_2} \right)^{0.5} \quad (1.103)$$

Las ecuaciones de Eckenfelder, Germain, Schulze y Velz son fundamentalmente iguales y tienen limitaciones similares. Debido a que los coeficientes k (o K) y n se derivan empíricamente, los datos de fondo están influenciados por una serie de variables, como la tasa de carga hidráulica, el mecanismo de dosificación, la temperatura, la caracterización

de las aguas residuales, la configuración y profundidad del medio y la ventilación (es decir, el suministro de aire). Las ecuaciones anteriores se han aplicado para describir con precisión el rendimiento del filtro percolador, pero también se ha demostrado que se desvían significativamente del rendimiento observado. Al modificar la configuración del filtro percolador, el valor del coeficiente k (o K) generalmente cambia, incluso cuando se consideran los mismos medios filtrantes percoladores y aguas residuales. Las ecuaciones de NRC, Germain y Eckenfelder pueden usarse para el diseño de filtros percoladores con medio rocoso, aunque se reconoce que los resultados pueden ser muy variables. En muchos casos, los diseñadores utilizan cada uno de estos modelos de diseño para poner entre paréntesis las variables de diseño antes de tomar una decisión de diseño (WEF, 2010).

Los filtros percoladores de medios sintéticos se pueden diseñar utilizando los modelos Eckenfelder, Germain y/o TRIFL. Sin embargo, el diseñador debe ser consciente de que muchos de los datos históricos de la planta piloto y a gran escala se ven afectados por la falta de una dosificación adecuada (es decir, un control deficiente del espesor de la biopelícula y la humectación del medio). Además, muchas plantas piloto utilizadas para generar coeficientes típicamente utilizados en los modelos de diseño resumidos aquí estaban equipadas con boquillas de flujo continuo. Por lo tanto, las unidades a escala piloto no lograron capturar el efecto de la dosificación periódica que es típico de los filtros percoladores en funcionamiento a gran escala. La ecuación de Eckenfelder se utiliza a menudo para definir la eficiencia de eliminación de materia orgánica soluble. El efecto beneficioso de la recirculación se refleja en esta fórmula; los beneficios se derivaron de las bajas tasas de aplicación típicas de los filtros percoladores con medio de roca que oxidan carbono. Los valores de n publicados en la literatura se derivaron de estudios de flujo continuo. Para comparar los valores de k , se sugiere el uso de 0.5 para n .

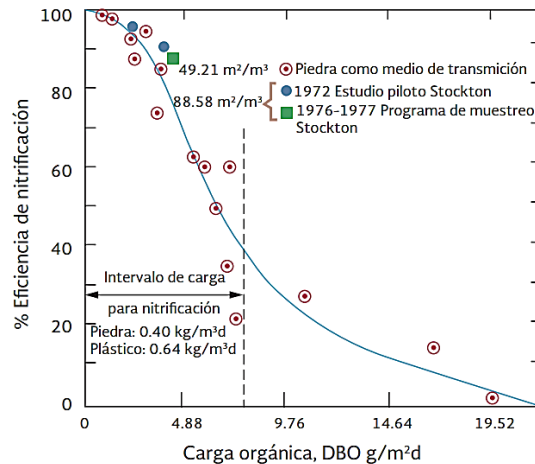
1.1.5. Nitrificación

Los FPs también se emplean para eliminar el nitrógeno amoniacal ($N-NH_4$) del agua residual. Esto se ha realizado durante muchos años en los filtros terciarios de medios de roca y plásticos. Desde 1980 ha sido ampliado el uso de medios de plástico para eliminar simultáneamente la DBO y Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK). Estas últimas unidades suelen ser de una sola etapa, aunque el diseño puede ser de dos filtros separados acoplados directamente en serie.

Por otra parte, se conoce que el proceso de nitrificación es sensible a la disponibilidad de oxígeno, que es dependiente de la temperatura, que es afectada por el nivel de compuestos orgánicos solubles, que es dependiente de la concentración del $N-NH_4$, que está significativamente influenciada por la configuración de los medios y del sistema hidráulico del filtro percolador. Además, la toxicidad, el pH bajo, y una alcalinidad reducida perjudican su rendimiento.

Los diseños de la nitrificación deben tener relaciones de BOD/NTK de 0.25 a 1:1 y sistemas combinados de más de 1:1. (Figuroa and Silverstein, 1991) encontraron que la tasa de nitrificación se da a una DBO mayor de 10 mg/L, lo que confirma la experiencia de (Parker and Stenquist, 1986), (Bruce and et al, 1975), y otros investigadores.

Figura 1.22: Desempeño del carbón combinado en la oxidación-nitrificación

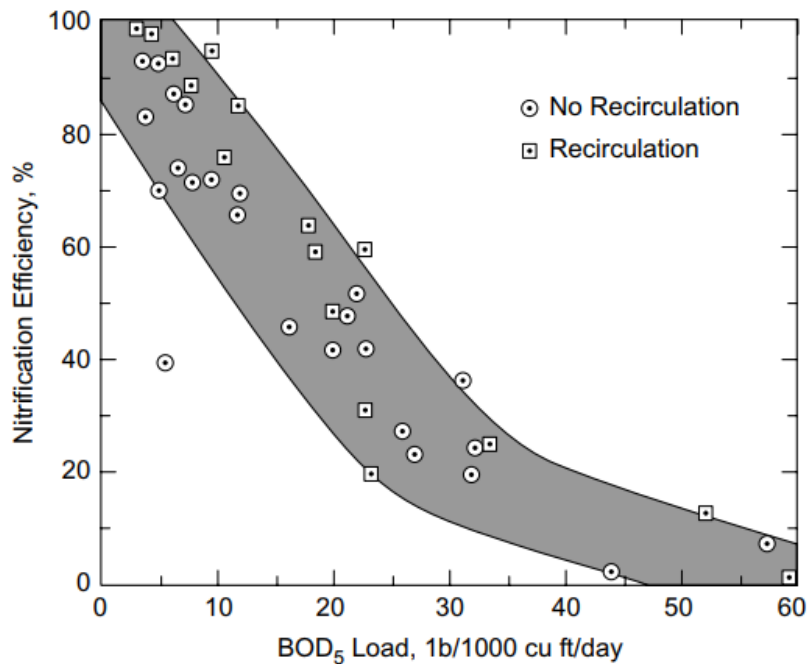


Fuente: (Stenquist and Kelly, 1980)

Áreas superficiales mayores a $140 \text{ m}^2/\text{m}^3$ han mostrado no ser eficientes, ya que presentan zonas difíciles de humedecer, se obstruyen por la biomasa, y son más susceptible a la suciedad. Las profundidades utilizadas en los medios son de 2 a 12 metros.

La EPA de EE.UU. (1975) resumió datos de rendimiento de filtros percoladores con medios de roca a escala completa y piloto de Lakefield, Minnesota; Allentown, Pensilvania; Gainesville, Florida; Corvallis, Oregón; Fitchburg, Massachusetts; Pie. Benjamín Harrison, Indiana; Johannesburgo, Sudáfrica; y Salford, Reino Unido. La Figura 1.22 se creó utilizando los datos del filtro percolador de nitrificación y oxidación de carbono combinados en medio de roca piloto y a escala real e ilustra una relación entre la carga volumétrica de DBO_5 y la eficiencia de la nitrificación (WEF, 2010).

Figura 1.23: Eficiencia de nitrificación versus carga orgánica en filtros percoladores con medio de roca.

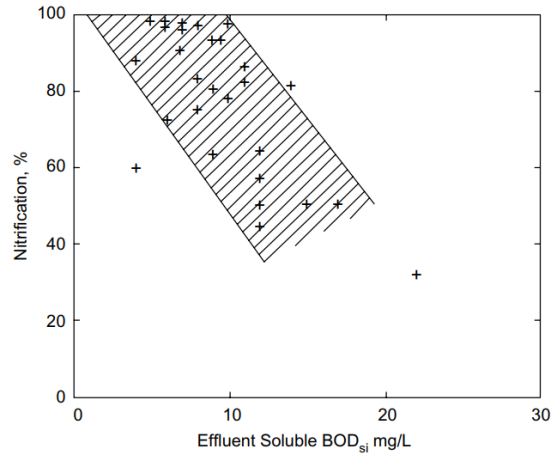


Fuente: (WEF, 2010)

Estas observaciones indican que se requiere una tasa de carga orgánica de 0.08 kg DBO₅/m³d (5 lbDBO₅/d/1000 pies cúbicos) para que los medios rocosos alcancen aproximadamente un 90% de nitrificación. La recirculación normalmente mejoraba la nitrificación, particularmente para eficiencias de nitrificación superiores al 50%.

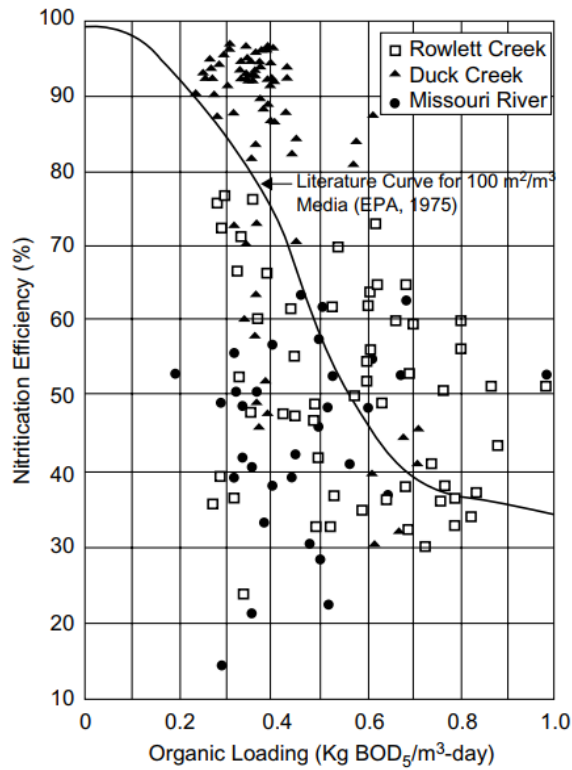
(Daigger *et al.*, 1994) presentaron una evaluación de tres filtros percoladores de medios de flujo cruzado a gran escala (cada uno con un área de superficie específica de 100 m²/m³), que estaban dosificados con distribuidores rotativos y diseñados para oxidación de carbono y nitrificación combinadas. Los datos recopilados de estas instalaciones se presentan en la Figura 1.25.

Figura 1.24: Eficiencia de nitrificación en función de la DBO_5 filtrada o soluble en el efluente de un filtro percolador de flujo vertical en Stockton, California.



Fuente: (WEF, 2010)

Figura 1.25: Eficiencia de nitrificación versus carga orgánica en filtros percoladores.



Fuente: (Daigger et al., 1994)

1.1.5.1. Hojas de flujo de proceso y Biorreactor

La Tabla 1.11 resume los criterios generalmente aceptados que definen cada modo operativo.

Los filtros desbastados proporcionan aproximadamente entre un 50 y un 75 % de conversión de DBO₅ soluble y pueden recibir un total de DBO₅ cargas de 1.5 a 3.5 kg DBO₅/m³ d. Los filtros percoladores combinados de oxidación de carbón y nitrificación pueden proporcionar una concentración de DBO₅ en el efluente inferior a 10 mg/L y NH₃-N inferior o igual a 0.5 a 3 mg/L (después de la separación de sólidos).

Tabla 1.11: Clasificación de filtros percoladores.

Parámetro de diseño ¹	Desbaste	Oxidación de carbono (cDBO ₅ eliminación)	cDBO ₅ y nitrificación	Nitrificación
Medios utilizados habitualmente	flujo vertical	Roca. flujo cruzado o flujo vertical	Roca. flujo cruzado o flujo vertical	Flujo cruzado
Fuente de aguas residuales	Efluente primario	Efluente primario	Efluente primario	Efluente secundario
Carga hidráulica m ³ /d.m ² (gpm/pie cuadrado)	52.8 a 178.2 (0.9 a 2.9)	14.7 a 88.0 (0.25 ^b a 1.5)	14.7 a 88.0 (0.25 ^b a 1.5)	35.2 a 88.0 (0.6 a 1.5)
carga DBO ₅ y NH ₃ -N kg/m ³ .d (lb DBO ₅ /d*1000 pies cúbicos)	1.6 a 3.52 (100 a 220)	0.32 a 0.96 (20 a 60)	0.08 a 0.24 (5 a 15)	N / A ^c
g/m ² .d (lb de NH ₃ -N/d-1000 pies cuadrados)	N / A ^c	N / A ^c	0.2 a 1.0 (0.04 a 0.2)	0.5 a 2.4 (0.1 a 0.5)
Calidad del efluente (mg/L) (a menos que se indique lo contrario)	50 a 75% de cDBO ₅ filtrada ₅ conversión	15 a 30 mg/L cDBO ₅ y SST ^d	<10 cDBO ₅ <3 NH ₃ -N ^d	0.5 a 3 NH ₃ -N ^b
Depredación	Sin crecimiento apreciable	Beneficioso	Perjudicial (biopelícula nitrificante)	Perjudicial
Filtrar moscas	Sin crecimiento apreciable	Sin crecimiento apreciable	Sin crecimiento apreciable	Sin crecimiento apreciable
Profundidad (m [pies])	0.91 a 6.10 (3 a 20)	<12.2 (40)	<12.2 (40)	<12.2 (40)

^agpm/pie cuadrado x 58,674 = m³/metro²d (metro cúbico por día por metro cuadrado de área planificada de filtro percolador); lb DBO₅/

d/1000 pies cúbicos x 0,0160 = kg/m³d (kilogramos por día por metro cúbico de medio); y lb NH₃-N/d/1000 pies cuadrados x 4.88 = g/m²d (gramos por día por metro cuadrado de medio).

^bAplicable a filtros percoladores poco profundos, gpm/pie cuadrado = galones por minuto por pie cuadrado de plan de filtro percolador área.

^cNo aplica.

^dConcentración restante en la corriente de efluente del clarificador.

1.2. Marco contextual

1.2.1. Planta de tratamiento de aguas residuales Puchukollo

1.2.1.1. Ubicación de la planta de tratamiento

La planta de tratamiento de aguas residuales Puchukollo está ubicada al Oeste de la ciudad de El Alto, a una altura de 3.918 m.s.n.m. se encuentra entre las localidades de Puchukollo Bajo, Huanokollo y Kiluyo. Colinda con el Río Seco por el Norte, las antenas de ENTEL por el Este, las colinas de Kiluyo por el Noreste y con Huanokollo por el Sur y el Suroeste. El terreno de la planta es llano con una pendiente de 1% hacia el Noreste, la llanura está cubierta de una escasa vegetación.

Figura 1.26: Ubicación de la PTAR Puchukollo.



Fuente: Elaboración propia, 2024

1.2.1.2. Descripción de las Unidades del sistema de depuración.

En la ciudad de El Alto la gran mayoría de los distritos 1, 2, 3, 4, 5, 6 y parte de las zonas de los distritos 7 y 8, descargan sus aguas a la PTAR de Puchukollo. Las aguas descargadas por esta urbe son colectadas a través del sistema de alcantarillado sanitario de la ciudad y llevadas hasta la Planta mediante un emisario principal (tubo de hormigón anidado de diámetro 1000 mm ver Figura 1.27).

Figura 1.27: Emisario Principal de la PTAR de Puchukollo.



Fuente: Fuente: (Wagner, 2008)

1.2.1.3. Descripción de unidades de la planta de tratamiento.

La PTAR Puchukollo se construyó entre 1996 y 1998. Consiste en lagunas de estabilización dispuestas en 2 series paralelas, cada serie cuenta con 6 lagunas: una anaerobia-facultativa (II-1 y III-1), dos facultativas (II-2 y II-3, III-2 y III-3), dos de maduración (II-4 y II-5, III-4 y III-5) y una de pulimento (II-6 y III-6).

Durante el periodo comprendido entre 2009 y 2010, se ejecutó la construcción de la ampliación de la PTAR Puchukollo Etapa 1-A. Con esta obra se incrementó la capacidad de tratamiento de 430 l/s a 542 l/s.

En fecha 01/01/11, la PTAR Puchukollo entró en pleno funcionamiento y paralelamente se incorporó al monitoreo de la PTAR, el correspondiente a los tres filtros percoladores.

Entre los problemas de operación en el proceso de tratamiento de las aguas residuales en la PTAR Puchukollo, se mencionan los siguientes:

- Los comunarios del sector continúan realizando derivaciones con perforaciones al emisario principal para extraer agua residual cruda, para el riego de sus campos de producción. En dicho riego se producen caudales excedentarios, los mismos que son evacuados al canal perimetral de la PTAR, el cual desemboca en el efluente general de la PTAR. Las aguas contaminadas del canal perimetral elevan la contaminación de las aguas tratadas del efluente.
- Las aguas residuales afluentes a la PTAR transportan muchos residuos sólidos (basuras). El indicador per cápita asciende a 6 ton-basura/mes. Las basuras retenidas en las cribas (Figura 1.28) se acopian en un contenedor elevado. Para el retiro de estas basuras EPSAS contrató los servicios de Trebol. Las basuras que pasan las cribas, ingresan a las lagunas y flotan en la superficie. Estos sólidos flotantes tienen influencia negativa en el rendimiento de la planta ya que se biodegradan, generando lixiviados en la superficie de las lagunas.

Figura 1.28: Rejas en la planta de Puchukollo.



Fuente: Elaboración propia, 2024

- La llegada de Aguas Residuales Industriales (ARIs) a la PTAR Puchukollo y las evacuaciones clandestinas de las industrias a los colectores públicos elevan la carga procesal en la PTAR. Las cargas altas inhiben el crecimiento de las bacterias responsables del tratamiento. Hasta fines de 2011 se tienen 64 industrias registradas con un 85% con convenio firmado. El resultado del análisis muestra que el 30% de dichas industrias cumple con los límites establecidos.
- Asimismo la planta cuenta con los siguientes componentes: rejas del canal principal, desarenador (Figura 1.29), canal Parshall de entrada (Figura 1.30), lechos de drenaje y secado de arena, canales principales y de distribución, obras de descarga y de interconexión entre lagunas, obras de salida y canal Parshall, edificio de laboratorio, suministro de agua y energía eléctrica, portón y cerco.

Figura 1.29: Desarenador en la planta de Puchukollo.



Desarenador de 2 compartimientos

Compuertas de acción manual para la limpieza del Desarenador.

Fuente: Elaboración propia, 2024

- Desarenador: Entre los dos sistemas de rejas, las aguas pasan por un desarenador constituido por dos compartimientos (ver Figura 1.29). cada uno con dos buzones de purga acoplados en su base a válvulas de FFD=100 mm para operar la limpieza del material retenido.
- En el canal de ingreso se encuentra instalado un sistema doble de rejas inclinadas Figura 1.28, las cuales permiten la retención de los sólidos más voluminosos. Los operadores de la planta realizan rutinariamente la limpieza de esta unidad. Los residuos son depositados en un contenedor y posteriormente son retirados por la empresa encargada de la recolección de basuras.
- Entre los dos sistemas de rejas, las aguas pasan por un desarenador, el cual está constituido por dos compartimientos paralelos, cada uno con dos buzones y un sistema de purga, para la limpieza del material retenido. Dos veces al año se realiza la limpieza total de estas unidades, mediante contratista.
- En el canal de ingreso y en las salidas de las series II y III, se determinan los caudales afluente y efluente mediante tres canales Parshall.

Figura 1.30: Parshall al ingreso a la Planta de Puchukollo.



Fuente: Elaboración propia, 2024

- Posteriormente, se complementó con unidades de post-tratamiento en los canales de efluentes, dos vertederos con poza rabión en el canal de la serie III y un filtro biológico en el canal de la serie II. En 2003/2004 se instalaron chicanas para el mejoramiento hidráulico de la planta.
- El Estudio de factibilidad de Ampliación de la PTAR Puchukollo fue desarrollado durante la gestión 2008. La alternativa elegida fue una combinación de dos tecnologías: lagunas de oxidación con filtros percoladores.

Este estudio establece la centralización de los aportes de aguas residuales, del sector central de la ciudad de El Alto y del Distrito 8, en la PTAR Puchukollo. En este estudio se definen cuatro etapas, con horizonte al 2035, conforme se muestra en la siguiente tabla:

Tabla 1.12: Etapas Proyecto de Factibilidad PTAR

Etapa	Horizonte	Habitantes conectados	Consumo (l/hab./d)		Caudales (l/s)		
			Promedio	85%	Promedio	85%	Máximo
Inicio	2009	571868	69	84.5	457	559	891
Etapa 1	2013	765497	69	84.5	636	779	1241
Etapa 2	2017	973423	74.7	91.5	842	1031	1642
Etapa 3	2026	1367874	81.8	100.1	1294	1584	2524
Etapa 4	2035	1896996	89.4	109.4	1963	2403	3828

Fuente: Elaboración propia Adaptado de EPSAS, 2024

1.2.1.4. Ampliación de la Planta de tratamiento mediante Filtros Percoladores

En el diseño final, por limitaciones de financiamiento, se decidió dividir la Etapa 1 en dos, Etapa 1-A y Etapa 1-B. En la gestión 2010 se ha concluido la ejecución de la Ampliación y Mejoramiento de la PTAR Puchukollo Etapa 1-A con un costo de Bs. 57'.212.341, que contempló la construcción de 3 filtros percoladores, instalación de 3 estaciones de bombeo (10 bombas, tuberías), subestación eléctrica. Sin embargo, a finales de la gestión 2011 se han producido fallas de los filtros percoladores, que dejaron de operar hasta la fecha.

En la Figura 1.31, que se muestra a continuación, se advierte el esquema de la Etapa 1. En la Etapa 1-A se construyeron los tres filtros percoladores centrales (color celeste) y en la Etapa 1-B se prevé construir los dos filtros percoladores que se encuentran en los extremos (color verde). Asimismo, se observa el nuevo flujo hidráulico de la PTAR Puchukollo.

Figura 1.31: Esquema de la Etapa 1



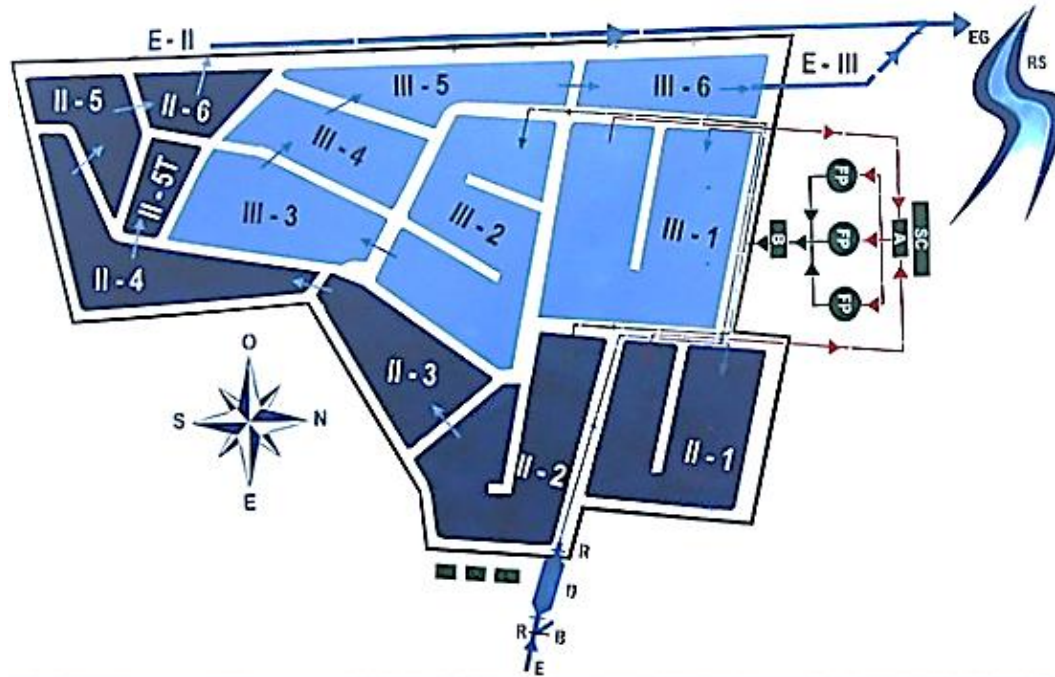
Fuente: Elaboración propia, 2024

Por el costo elevado y la falta de recursos económicos fue necesario que el proyecto en la primera etapa se divida en 2 fases, (gestión 2009 y 2013 - para una población estimada a servir 714.904 habitantes), en la cual la fase 1A consta de 3 filtros, tuberías y bombas necesarias (construidas en la gestión 2010 - ver Figura 1.32) y en la etapa 1B se complementará con 2 filtros adicionales más y la desinfección.

Por la topografía en la que se encuentra la planta, las aguas residuales pasan a través de las diferentes unidades de tratamiento por sistemas de Lagunaje por simple gravedad. En

el caso de los filtros percoladores el efluente de estas unidades son bombeadas hacia las lagunas facultativas de ambas series.

Figura 1.32: Esquema de la Planta de Puchukollo en la Actualidad (2013).



LAGUNAS SERIE II		LAGUNAS SERIE III		OTROS	
II - 1	Laguna Anaerobia	III - 1	Laguna Anaerobia	FP	Filtro Percolador
II - 2	Laguna Facultativa	III - 2	Laguna Facultativa	A - B	Estaciones de Bombeo
II - 3	Laguna Facultativa	III - 3	Laguna Facultativa	D	Desinfección
II - 4	Laguna de Maduración	III - 4	Laguna de Maduración	E	Emisario
II - 5	Laguna de Maduración	III - 5	Laguna de Maduración	R	Rejilla
II - 5T	Laguna de Totoras	III - 6	Laguna de Pulmiento	D	Desarenador
II - 6	Laguna de Pulmiento	SC	Sala de Control	P	Parshall
EG	Efluente General	RS	Rio Seco	E - II	Enfluente serie II
				E - III	Enfluente serie III

Fuente: Fuente: (Wagner, 2008)

1.2.1.4.1. Tratamiento Biológico

Filtros Percoladores: Los tres Filtros Percoladores cada uno de 40 metros de diámetro y con un medio permeable de 5 metros de altura, reciben las aguas provenientes de las lagunas Anaerobias de ambas series (II y III). el residuo pasa por un cárcamo y es bombeado a cada filtro circular (ver Figura 1.33) donde es distribuido por encima del lecho (SESSIL) mediante un distribuidor giratorio.

Los distribuidores de los filtros consisten en dos brazos montados sobre un pivote en el centro del filtro que gira en el plano horizontal (ver Figura 1.34). Los brazos son huecos y

tienen boquillas por las que se descarga agua residual sobre el medio filtrante. La distancia entre los brazos y la parte superior del lecho es de 20 cm.

El medio permeable empleado para los Filtros Percoladores es de SESSIL. el cual es un empaque en forma de tiras las cuales son de 1 1/8" de ancho y hechas de polietileno estabilizado contra rayos ultravioleta y reforzado con tres cordones de polietileno de alta densidad.

El refuerzo de polietileno no solo provee tensión al medio, sino que también hace que la cinta se arrugue, lo que asegura una superficie segura para el crecimiento biológico. Los grupos de cintas se adhieren a soportes de madera de 4 metros de longitud y de sección 1/5/8" x 3/1/8". que son sostenidos en los extremos y con el medio colgando verticalmente.

Cada uno de los filtros posee un sistema de desagüe inferior que además de cumplir la función de ventilación del sistema (ver Figura 1.35). recoge el agua tratada y los sólidos biológicos que se han separado del medio, y son llevados al canal colector de la unidad que llega hasta los cárcamos de bombeo, los cuales trasladan las aguas hasta las lagunas Facultativa de ambas series.

Figura 1.33: Cárcamos de bombeo al ingreso de los filtros percoladores – Puchukollo.



Fuente: (Wagner, 2008)

Figura 1.34: Sistema de distribución en los Filtros Percoladores de Puchukollo.



Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 1.35: Ventilación, canal recolector de los Filtros de Puchukollo.a) Ingreso del residuo al Filtro
Sistema de ventilación inferiorb) Canal recolector del efluente
de los filtrosc) Canal de salida de los filtros.
Cárcamos de bombeo hacia
las lagunas

Fuente: Elaboración propia, 2024

1.2.1.4.2. Filtro Percolador.

a) Puesta en marcha.

Antes de la puesta en marcha de los filtros percoladores se debe verificar las instalaciones en cada uno de ellos, según el siguiente detalle:

- Asegurarse que no existe ningún objeto que tapone el canal de recolección, asegurando el libre paso del agua.
- Colocar cuidadosamente el medio filtrante, el mismo no debe ser compactado de ser así esto puede traducir en una serie de taponamientos.
- Colocar la tubería de ingreso, usualmente la hacen los fabricantes de esta pieza.
- Posteriormente se debe colocar los brazos de distribución, los cuales estarán sujetos por medio de unos tirantes en su parte superior.
- Verificar que el sistema gire libremente, cualquier vibración que se produzca debe ser corregida antes de poner a funcionar la unidad.

Es recomendable poner a funcionar los filtros percoladores nuevos o los que han estado fuera de operación, evitando el periodo de lluvias (dependiendo las condiciones climáticas), considerar además los malos olores que se presentan en el verano y el bajo crecimiento bacteriano que se producen en invierno.

Una vez que se ha comprobado el buen funcionamiento tanto del equipo mecánico como eléctrico (cárcamos de bombeo), el poner a funcionar la unidad es sumamente simple, basta con abrir la válvula que alimenta el filtro de agua residuales (ver figura 1.36) y observar

cuidadosamente el giro de los brazos, así como la correcta difusión del desecho sobre el medio filtrante.

Las boquillas deben esparcir el agua residual uniformemente sobre el lecho filtrante. Varias semanas deben pasar (entre 10 y 15 días) para notar el desarrollo de la biomasa en el medio filtrante, durante este periodo de crecimiento se producirá un efluente inestable.

En los primeros años los caudales son menos que 10 (1/s). para mover el distribuidor se requerirá por lo menos 20 (1/s). por esto en los primeros años de operación puede ser posible y útil trabajar solamente con un filtro (para aumentar la carga hidráulica) (Wagner, 2008), para luego ir incorporando al funcionamiento uno a uno los demás filtros.

Figura 1.36: Válvula de alimentación del filtro – Puchukollo.



Fuente: Fuente: (Wagner, 2008)

Una vez que se ha establecido una adecuada biomasa se considera que la planta se encuentra en un estado normal de operación y se requiere de una pequeña rutina de operacional para controlar el proceso.

b) Operación de los Filtros

Como la operación de un filtro percolador depende de la biomasa que en él se genera, es evidente que cuando empiece a funcionar no existe una población adecuada de organismos en el medio filtrante. La generación de una biomasa adecuada es indispensable no típicamente en unidades nuevas, sino también en aquellas que por haber estado mucho tiempo sin funcionamiento han ocasionado la muerte de algunos microorganismos. Por lo tanto, debe evitarse que los filtros queden fuera de operación durante un periodo de tiempo muy largo.

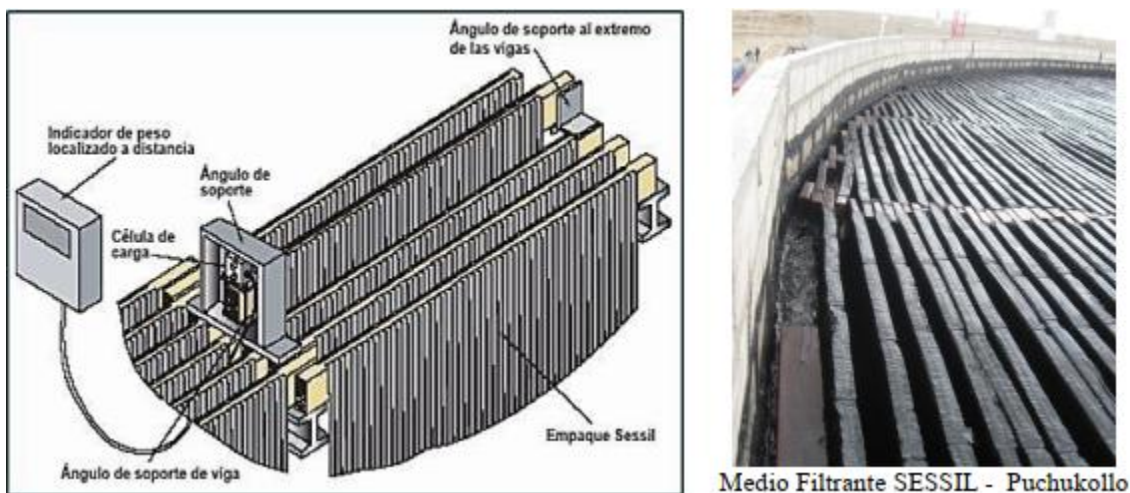
Durante los meses de invierno se requiere una atención cuidadosa para evitar congelamientos, las bajas temperaturas que presenta la ciudad de EL Alto, puede ocasionar la disminución de la reproducción de los microorganismos que forman la biomasa.

Se debe controlar en los distribuidores rotatorios su velocidad de giro, la cual debe mantenerse en el orden de 10 rpm. Por otro lado: la superficie del filtro debe mantenerse libre de vegetación en general y de acumulaciones de hojas u otras basuras que puedan causar taponamientos y afectar el funcionamiento de los filtros.

Para controlar el buen funcionamiento de los filtros es indispensable analizar las aguas residuales que entran, así como el efluente de la unidad. El operador con una simple observación deberá identificar la presencia de los siguientes factores: variación en los caudales, formación de espumas en el clarificador, el calor del medio filtrante y los olores que indican cambios en la forma en que se desarrolla el proceso biológico de tratamiento.

Será necesario medir el peso del relleno (ver figura 1.37) para constatar, que el filtro tiene una abstracción. Normalmente el peso máximo que es aceptable es un peso de $250 \text{ (kg/m}^3\text{)}$ para el tipo de relleno utilizado en los filtros de Puchukollo (SESSIL). en el caso de ser superado este valor nos indica que se pueden presentar problemas de obstrucción en el filtro.

Figura 1.37: Medición del Peso del relleno de un filtro Percolador



Fuente: Fuente: (Wagner, 2008)

Para ello se deberá lavar el filtro eso significa disminuir la velocidad de distribución de agua del filtro y aumentar la carga hidráulica. Se deberá tener cuidado al momento de realizar

esta operación cuando se camine sobre el medio filtrante, puesto que la biopelícula que se encuentra en el medio es sumamente resbalosa.

c) Recirculación

Una fracción del residual tratado en los filtros percoladores retoma a los mismos después de separarlos de la biomasa en el sedimentador secundario. El flujo que retoma es lo que se denomina recirculación. En todo caso sería muy útil trabajar con una recirculación, pero recircular agua significa costos de energía, por lo que el fin de una operación es evitar estos costos. Trabajar con recirculación tiene ventajas tales como:

- Reducción del peligro de una obstrucción.
- Una carga más homogénea sobre el filtro.
- Disminución de las concentraciones en la entrada del filtro.
- Ecuilibración de cargas hidráulicas.
- Mejora la actividad del film biológico, es decir, mantiene húmeda la biomasa en el filtro, en el caso en que por alguna razón no esté entrando agua residual al filtro para ser tratada, la recirculación puede ser de utilidad para que la biomasa no se seque.

d) Posibles problemas de los Filtros.

La generación de malos olores está generalmente asociada con los problemas de exceso de sobrecarga volumétrica del filtro y al crecimiento excesivo del espesor de la capa de la biomasa sobre el medio de relleno, razón por la cual la aireación en el filtro es insuficiente.

Para el control de olores se realizarán los siguientes pasos:

- Incrementar la recirculación para aumentar el poder abrasivo y eliminar el crecimiento biológico excesivo manteniendo las condiciones aerobias
- Reducción de la carga orgánica de la DBO.
- Cambio del relleno, por uno que presente una superficie más grande (por ejemplo, medios plásticos).
- Eliminación de grasas en el afluente del filtro.
- Aumentar la ventilación.
- Eliminando depósitos en el fondo, enjuagándolos o raspándolos.

La presencia de estos olores puede deberse también al mal estado del filtro con respecto a la humedad en caso de una carga baja de DBO. Operaciones discontinuas, falta de ventilación, la temperatura del filtro es más alta que la del medio ambiente, distribución deficiente de agua o simplemente un mantenimiento de limpieza insuficiente. Esto se puede prevenir aumentando la carga hidráulica (recirculación), disminución de la carga, limpieza

de los muros del filtro, mejorar la distribución con un mantenimiento de los brazos distribuidores.

Las causas de la formación de espumas en los canales de salida (ver figura 1.38) son por la presencia de detergentes no biodegradables. Para la eliminación de espumas se deberá rociar agua atomizada en las zonas de acumulación. Los canales recolectores que se encuentran en el fondo de los filtros deben mantenerse libres de depósitos sólidos.

Figura 1.38: Espumas en el efluente de los filtros - Puchukollo.



Fuente: Fuente: (Wagner, 2008)

De igual manera el encharcamiento de la superficie del lecho es uno de los problemas comunes en un filtro percolador, en ocasiones puede presentarse acumulación de agua en la superficie. Esta agua debe eliminarse, las causas pueden ser: Excesivo crecimiento de la biomasa motivado por alta carga volumétrica, Taponado del empaque debido a pobre efectividad en la eliminación de fangos en el sedimentador primario o excesiva cantidad de biomasa en el interior y la superficie del lecho; para evitarla, se puede recurrir a clorar las aguas antes de la entrada, para producir la muerte de parte de la biomasa. y un lavado energético para su retirada (no recomendado). En un caso extremo se detiene la operación del filtro y se deja secar. Las medidas que se deben seguir para prevenir este hecho son:

- Reducción de la carga orgánica de la DBO.
- En caso extremo se debe cambiar el relleno.
- Aumentar el caudal.
- Limpiar la superficie del filtro con presión alta.
- Aumentar la ventilación.
- Poner el filtro fuera de servicio y secarlo.

Uno de los problemas que se pueden presentar en los filtros no menos importante, es una velocidad insuficiente del distribuidor, eso se puede justificar por un impulso insuficiente por falta de caudal o por la obstrucción del distribuidor, para prevenir este hecho se debe aumentar el caudal (carga hidráulica, recirculación) o realizando la limpieza del distribuidor y de los orificios.

e) Control del Tratamiento.

Es necesario realizar muestreos periódicos y determinaciones analíticas que permitan conocer la evolución en la calidad del agua tratada, además de controlar la calidad de la operación y determinar cambios en esta.

El procedimiento de toma de muestras se realiza cumpliendo con las recomendaciones de las guías internacionales de la OMS/OPS. como ser el tipo de recipiente, tiempo de almacenamiento, lo cual a la vez está sustentado por la Norma Boliviana NB-10.15-003.

La recolección de las muestras debe tomarse en puntos donde las aguas residuales estén bien mezcladas y no deben ser incluidos en el muestreo los sedimentos o material flotante que se hayan acumulado previamente en el punto de muestreo. Las muestras deben examinarse tan pronto como sea posible. En caso contrario, deben mantenerse en frío hasta ser conducidas al laboratorio para los análisis correspondientes.

Tabla 1.13: Frecuencia del control de un Filtro Percolador.

Parámetro	Lugar de Muestreo	Tipo de Muestra	Frecuencia
DBO ₅	Efluente	Muestra Compuesta	Semanal
Sólidos Suspendidos Totales	Efluente	Muestra Compuesta	Semanal
Sólidos Sedimentables	Efluente	Muestra Compuesta	Diario
PH	Efluente	Muestra Simple	Diario
Temperatura	Afluente	Muestra Simple	Semanal

Fuente: Elaboración propia Adaptado de EPSAS, 2024

Los métodos utilizados para la determinación de los parámetros Físico. Químicos y microbiológicos analizados en laboratorio de la PTAR PUCHUKOLLO son recomendados por el STANDARD METHODS, Internacional Estándar Book Number. 087553-091-5.

Figura 1.39: Puntos de muestreo en el Afluente y Efluente de los filtros – Puchukollo.



Efluente del Filtro Percolador



Afluente del Filtro Percolador

Fuente: Elaboración propia, 2024

1.2.2. Cálculo de las constantes del modelo de primer orden

1.2.2.1. Determinación de n y k a temperatura constante

Diseño de Filtros Percoladores con Datos Experimentales

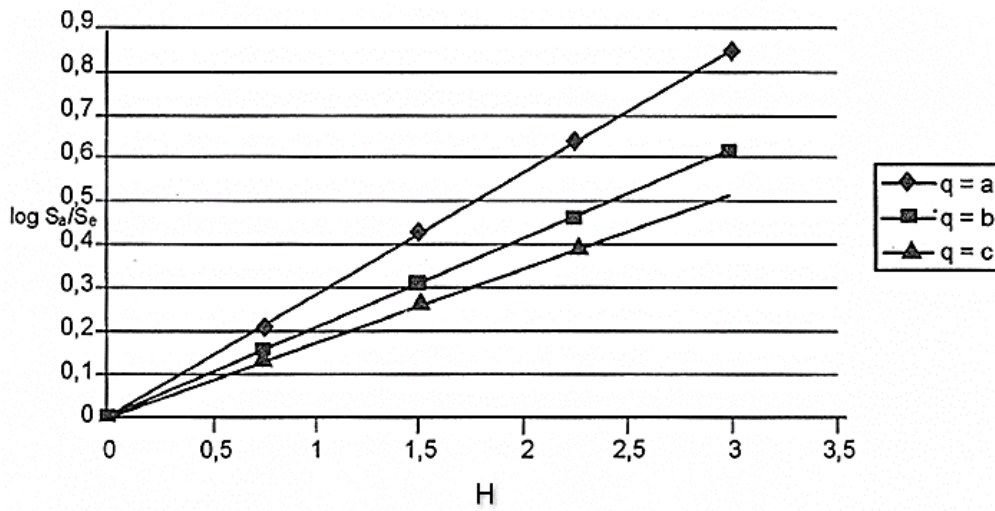
El procedimiento recomendado (Adams, 1981) es el siguiente:

1. Se genera y aclimata una película biológica, sobre el medio del filtro, mediante la aplicación de agua residual a una tasa generalmente menor de 60 m/d para medio plástico y de 10 m/d para piedra.
2. Se seleccionan tres cargas hidráulicas diferentes, para medio sintético, las cuales se aplican al filtro hasta obtener condiciones de estado permanente. El estado permanente se define como el período para el cual el efluente no cambia con el tiempo; es decir, el filtro está maduro y produce un efluente con DBO relativamente constante.
3. Para cada carga hidráulica se recomienda, por lo menos, hacer un muestreo a tres profundidades diferentes. Se analiza DBO soluble, pH, alcalinidad, acidez, temperatura y demás parámetros de interés particular.
4. Si se utiliza el modelo de la ecuación 1.79, se tiene:

$$\frac{S_a}{S_e} = 10^{kA_s H / q^n} \quad (1.104)$$

$$\log \frac{S_a}{S_e} = \frac{kA_s H}{q^n} \quad (1.105)$$

Figura 1.40: Gráfico para determinación de las pendientes



Fuente: (Romero Rojas, 2000)

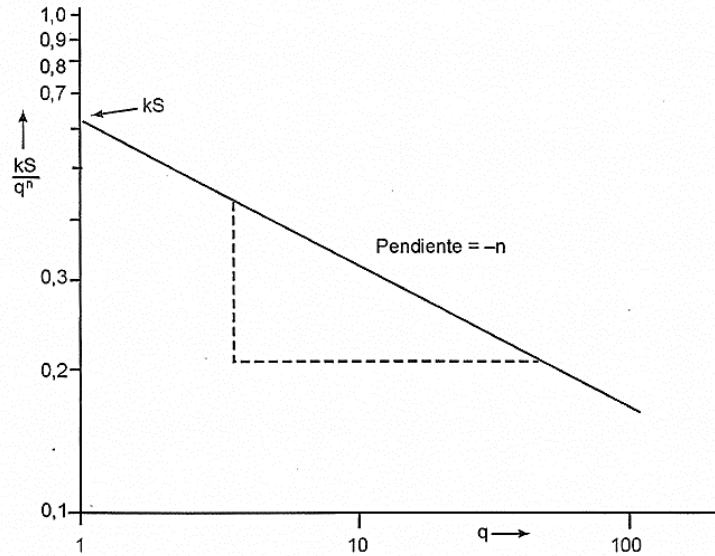
Por tanto, al dibujar sobre papel semilogarítmico un gráfico de S_a/S_e contra la profundidad D , se obtiene una recta para cada carga hidráulica. La pendiente de cada recta es igual a kA_s/q^n . El gráfico resultante incluirá una familia de rectas con pendientes kA_s/q^n , como se indica en la figura 1.40.

- Conocidas las pendientes, se elabora un gráfico sobre papel log - log de la pendiente contra la carga hidráulica q . Se obtiene una recta, con pendiente igual a n , y ordenada para $q = 1.0$ igual a kA_s , como lo indican la ecuación 1.107 y la figura 1.41.

$$\log(\text{pendiente}) = \log\left(\frac{k \cdot A_s}{q^n}\right) \quad (1.106)$$

$$\log\left(\frac{k \cdot S}{q^n}\right) = \log(kA_s) - n \cdot \log(q) \quad (1.107)$$

Figura 1.41: Gráfico para determinación de n- Ln (Neperiano)

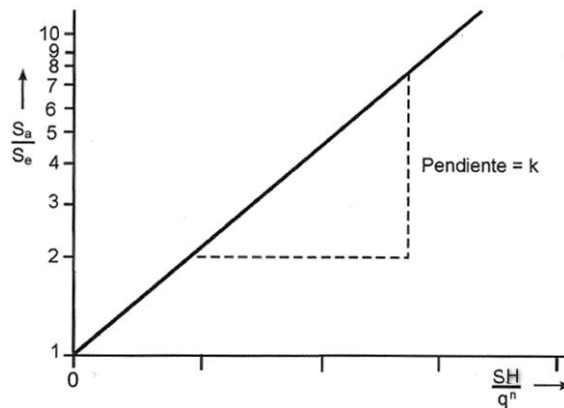


Fuente: (Romero Rojas, 2000)

6. Alternativamente, si se dibujan sobre papel semilogarítmico los valores de S_a/S_e contra AS_H/q^n , se obtiene una recta como la de la figura 20.6 con pendiente igual al valor de la constante de remoción k , como lo indica la ecuación 1.108.

$$\log\left(\frac{S_a}{S_e}\right) = k \frac{A_s \cdot H}{q^n} \quad (1.108)$$

Figura 1.42: Gráfico para determinación de k - Ln (Neperiano)



Fuente: (Romero Rojas, 2000)

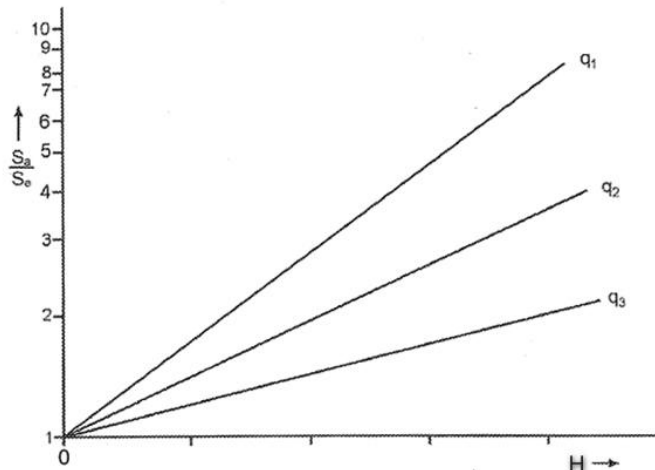
Ahora bien, si se utiliza el modelo o ecuación 1.95, el procedimiento es el siguiente:

1. Se elabora un gráfico de S_a/S_e contra H , sobre papel semilogarítmico, como se muestra en la figura 1.43. Como se indica en la ecuación 1.109, se obtiene una familia de rectas con pendientes iguales a $kS/q^n S_a$.

$$\log\left(\frac{S_a}{S_e}\right) = \frac{k \cdot A_s}{q^n \cdot S_a} H \quad (1.109)$$

$$(pendiente) = \frac{k \cdot A_s}{q^n S_a} \quad (1.110)$$

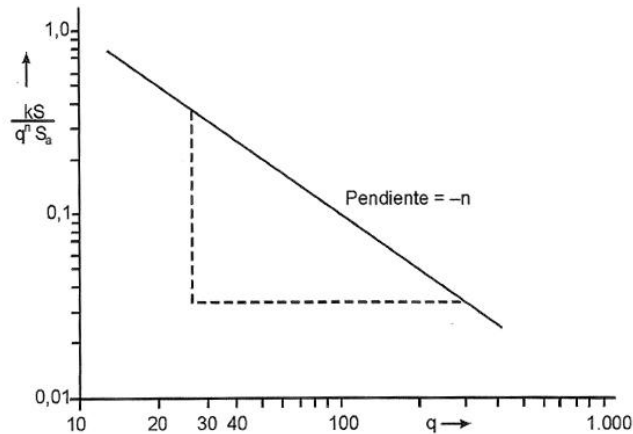
Figura 1.43: Gráfico para la determinación de las pendientes



2) Fuente: (Romero Rojas, 2000)

1. A continuación, se hace un gráfico como el de la figura 1.44 sobre papel log - log, de los valores de las pendientes de cada una de las rectas de la figura 1.43 contra el valor correspondiente de q . De acuerdo con la ecuación 1.111, se obtiene una recta con pendiente igual a n .

Figura 1.44: Gráfico para la determinación de n - log normal



Fuente: (Romero Rojas, 2000)

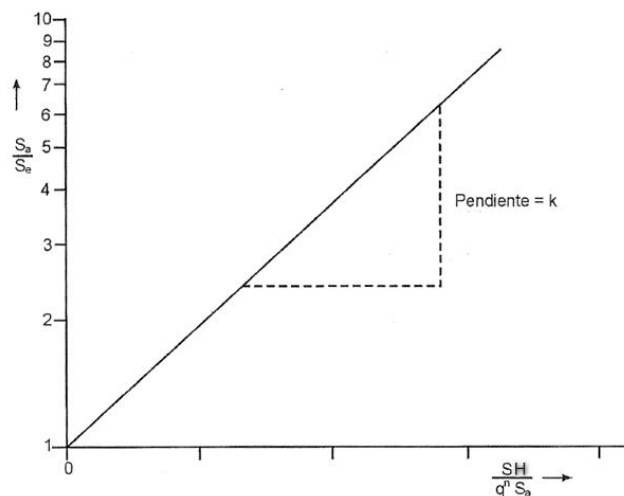
$$\log(\text{pendiente}) = \log\left(\frac{k \cdot A_s}{q^n \cdot S_a}\right) = \log\left(\frac{k \cdot A_s}{S_a}\right) - n \log q \quad (1.111)$$

2. Finalmente, se dibuja sobre papel semilogarítmico un gráfico de $\frac{S_a}{S_e}$ contra

$$\frac{A_s H}{q^n \cdot S_a}$$

De acuerdo con la ecuación 1.109, se obtiene una recta con pendiente k como se muestra en la figura 1.45.

Figura 1.45: Gráfico para la determinación de k- log normal



Fuente: (Romero Rojas, 2000)

Capítulo II

2. DIAGNÓSTICO

2.1. Filtros percoladores

2.1.1. Generales sobre filtros percoladores

En el filtro percolador el agua residual es roseada sobre la piedra y se deja que se filtre a través del lecho, este filtro consiste en un lecho formado por un medio sumamente permeable al que los microorganismos se adhieren y a través del cual se filtra el agua residual.

El tamaño de las piedras que consta el medio filtrante está entre 2.5 – 10 cm de diámetro, la profundidad de estas varía de acuerdo con el diseño particular, generalmente de 3 – 6 m. Ciertos filtros percoladores (como en Sucre o también aquí) usan medios filtrantes plásticos con profundidades de 3 – 10 m (en Sucre 5 m, aquí también 5 m).

La materia orgánica que se halla presente en el agua residual es degradada por la población de microorganismos adherida al medio, esta materia es absorbida sobre una capa viscosa (película biológica), en cuyas capas externas es degradada por los microorganismos aerobios.

En estas condiciones el líquido a su paso a través del medio filtrante arrastra la película y comienza el crecimiento de una nueva, esta pérdida de la película es función de la carga hidráulica y orgánica del filtro, donde la carga hidráulica origina las velocidades de arrastre y la orgánica influye en las velocidades del metabolismo de la película biológica, en base a estas cargas hidráulica y orgánica los filtros pueden dividirse en dos tipos: de baja y alta carga.

Los microorganismos predominantes en el filtro percolador son las bacterias facultativas, las que, con las bacterias anaerobias y aerobias, descomponen la materia orgánica del agua residual.

La recirculación casi siempre forma parte de los sistemas de filtros percoladores de alta carga.

2.1.2. Consideraciones sobre el diseño del proceso

Al diseñar filtros percoladores, se debe considerar tanto las cargas orgánicas como las hidráulicas, así como el grado requerido de purificación.

$$\frac{C_{BSB,ABTK}}{C_{BSB,ZKTK}} = e^{(-k_{20} \cdot H \cdot (Q_v)^{-n_k})} \quad (2.1)$$

Donde;

C _{BSB,ABTK}	mg DBO/l	DBO en el efluente
C _{BSB,ZBTK}	mg DBO/l	DBO en el afluente
K ₂₀	(l/s) ^{0.5} /m ²	Constante de tratabilidad para 20 C
H	m	Profundidad del filtro
n _k	-	Constante empírica, normalmente 0,5
A _{TK}	m ²	Superficie del filtro
Q	l/s	Caudal promedio
Q _v	l/(s·m ²)	Caudal por área

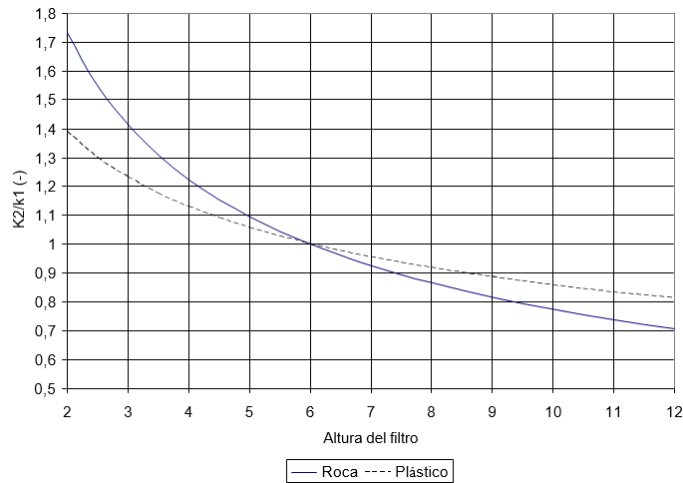
Tabla 2.1: Valores para el diseño (Altura de Filtro - 6 m /Temperatura 20 Grados C)

hidráulicas, así como el grado requerido de purificación.

Tipo de agua residual	K ₂₀ (l/h) ^{0.5} /m ²	K ₂₀ (l/h) ^{0.5} /m ²	K ₂₀ (l/h) ^{0.5} /m ²	K ₂₀ (l/h) ^{0.5} /m ²
	bajo	alto	bajo	alto
Domésticas	6.71	10.32	0.11	0.17
Domésticas y alimentación	6.2	8.62	0.10	0.14
Envasado de frutas	2.05	5.16	0.03	0.09
Envasado de carne	3.1	5.16	0.05	0.09
Residuos de papeleras	2.06	4.13	0.03	0.07
Procesado de patatas	3.61	5.16	0.06	0.09
Refinerías	2.06	7.23	0.03	0.12

Fuente: (Wagner, 2008)

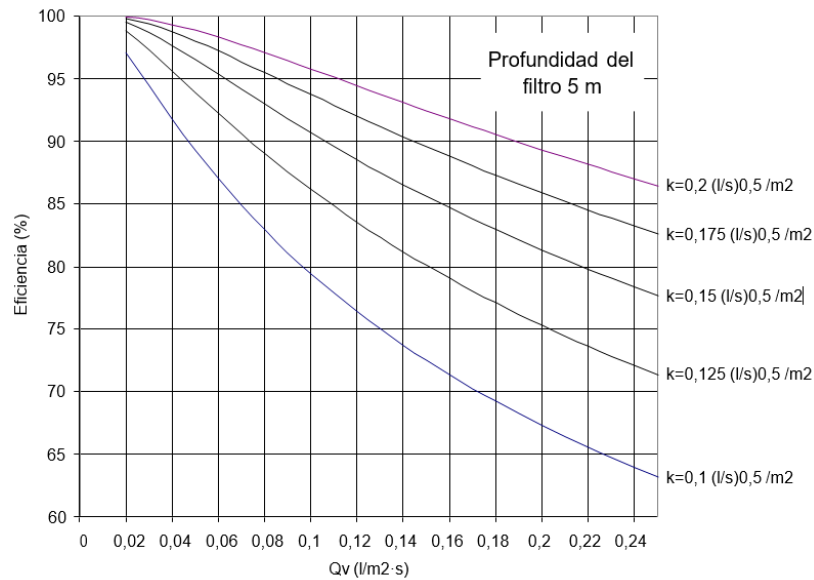
Figura 2.1: Factores de corrección para diferentes alturas del filtro



Fuente: (Wagner, 2008)

k_1	$(l/s)^{0.5}/m^2$	Constante para filtro 1
k_2	$(l/s)^{0.5}/m^2$	Constante para filtro 2
H_1	m	Profundidad filtro 1
H_2	m	Profundidad filtro 2
x	-	Constante, Para filtros con piedras 0.5, Para filtros con plástico 0.3

Figura 2.2: Eficiencia del filtro



Fuente: (Wagner, 2008)

2.1.2.1. Sistemas de distribución

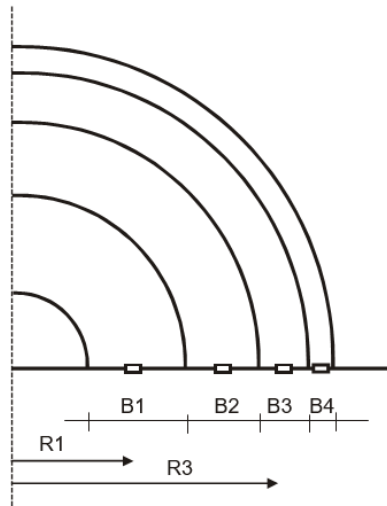
El distribuidor rotativo del filtro percolador se ha convertido en un elemento estándar del proceso por su fiabilidad y facilidad en el mantenimiento. Este consiste en dos o más brazos montados sobre un pivote en el centro del filtro que giran en el plano horizontal. En los brazos son huecos y tiene boquillas por las que se descarga agua residual sobre el lecho del filtro.

El distribuidor puede ser impulsado por un motor eléctrico o por la reacción dinámica del agua residual que descarga por las boquillas. La velocidad de giro variará con el caudal en la unidad accionada por reacción, pero deberá ser del orden de una vuelta cada 1 min hasta 10 min, en un distribuidor de dos brazos, la distancia entre el fondo del brazo del distribuidor

y la parte superior del lecho deberá ser de 15 – 22 cm, esto permitirá que el agua residual salga de las boquillas, se extienda y cubra de forma uniforme todo el lecho.

La pérdida de carga a través del distribuidor es del orden de 0.6 – 1.5 m. Los distribuidores se fabrican para lechos con diámetros de 60 m.

Figura 2.3: Distribución de las boquillas en un distribuidor



Fuente: (Wagner, 2008)

$$B_x = B_1 \cdot \frac{R_1}{R_x} \quad (2.2)$$

B1	m	Ancho de anillo del círculo 1
Bx	m	Ancho de anillo del círculo x
R1	m	Radius hasta anillo del círculo 1, lugar del hueco
Rx	m	Radius hasta anillo del círculo x, lugar del hueco

Las características más importantes que se debe tener en cuenta al elegir un distribuidor son:

- Robustez de construcción.
- Facilidad de limpieza.
- Capacidad de manejar grandes variaciones de caudal manteniendo la adecuada velocidad de giro.
- Resistencia a la corrosión.

2.1.3. Filtros elegidos para la planta en Puchukollo

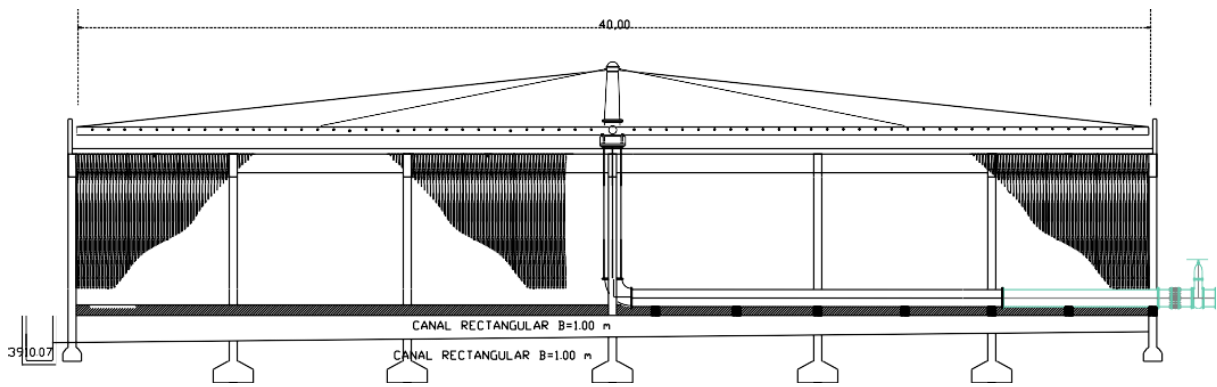
La idea es trabajar con una carga volumétrica para los filtros de 0.5 kg DBO/(m³.d) en el estado final. Como relleno es previsto SESSIL con un área interna de 100 m²/m³. La remoción de la DBO en las lagunas anaeróbicas se puede estimar con 50 %.

Según cálculos teóricos e informaciones del proveedor del relleno, con esta carga los valores tienen que ser más favorables que 80 mg DBO/l en el efluente de los filtros. Pero los resultados de la planta piloto no permiten aumentar la carga.

Es previsto instalar en las diferentes etapas diferentes filtros percoladores, cada una con las dimensiones:

$$D = 40 \text{ m} \quad H_{\text{relleno}} = 5 \text{ m} \quad \text{Área superficial} = 1.256 \text{ m}^2 \quad V_{\text{relleno}} = 6280 \text{ m}^3$$

Figura 2.4: Vista en corte Filtro Percolador Puchukollo



Fuente: (Wagner, 2008)

Tabla 2.2: Filtros percoladores

año	Carga DBO kg DBO/d	Remoción	Carga filtros kg DBO/d	Carga volumétrica kg DBO/m ³	Volumen necesario (m ³)	Volumen filtro, relleno D = 40 m (m ³)	Numero filtros necesarios	Construcción de filtros	Filtros en operación
2009	24590	50%	12295	0.5	24590	6280	3.92	5	5
2013	32916	50%	16458	0.5	32916	6280	5.24	2	7
2017	41857	50%	20929	0.5	41858	6280	6.67	2	9
2026	58819	50%	29409	0.5	58818	6280	9.37	4	13
2035	81571	50%	40785	0.5	81570	6280	12.99		13

Fuente: (Wagner, 2008)

Según este cálculo, se necesita en las diferentes etapas

Tabla 2.3: Construcción de los filtros

	Para los años	Año de construcción	Numero de	Numero de
			Filtros instalados	filtros en operación
Etapa 1	2009 - 2013	2009	5	5
Etapa 2	2014 - 2017	2013	2	7
Etapa 3	2017 -2026	2017	2	9
Etapa 4	2026 - 2035	2026	4	13

Fuente: (Wagner, 2008)

Como se puede calcular, con los caudales de recirculación elegidos, las concentraciones en la entrada de los filtros son ideales (160 hasta 200 mg DBO/l). Los valores de la carga superficial son más altos que 0.4 m/h (con recirculación, que parece suficiente, ver abajo).

Tabla 2.4: Caudales de diseño de las tuberías y los canales de los filtros

	Numero Filtros en operación	Área superficial filtros (m ²)	Caudal promedio Sin recirculación (m ³ /h)	Concentración sin recirculación (mg DBO/l)	Tasa de Recirculación (%)	Caudal Recirculación promedio (m ³ /h)	Concentración con recirculación	Caudal total	Qf
								(m ³ /h)	(m/h)
2009	5	6280	1645	287	61%	1000	197	2645	0.42
2013	7	8792	2289	275	66%	1500	186	3789	0.43
2017	9	11304	3032	265	66%	2000	180	5032	0.45
2026	13	16328	4659	242	45%	2100	182	6759	0.41
2035	13	16328	7067	221	51%	3600	163	10667	0.65

Fuente: (Wagner, 2008)

2.1.4. Etapa 1 (Etapa 1a y etapa 1 b)

Será necesario, a causa de falta de dinero en la situación actual, construir los filtros de la etapa1 en 2 subetapas (etapa 1a y etapa 1b). En la etapa1a son previstos 3 filtros, en la etapa1b 2 filtros más. Las bombas, tuberías y canales son diseñados para la etapa1, total.

Carga volumétrica de los filtros: $16459 \text{ kg DBO} / (3 \cdot 6280) \text{ m}^3 = 0.87 \text{ kg DBO}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$

Tabla 2.5: Calculo teórico

Caudales	54988	m ³ /d
Concentración	299	mg DBO/l
Cargas DBO afluente	16458	kg DBO/d
Volumen total	18840	m ³
carga	0.87	kg DBO/(m ³ ·d)
Área total	3768	m ²
Qv	0.17	m/h
k20	0.130	1/d
Temperatura	11	°C
k10	0.0954	1/d

Altura H	5	m
n	0.5	
iH	-1.16	
exp	0.31	
DBOaf sin Dilución	299	mg/l
DBOe	94	mg/l
Qa (sin recirculación)	0.61	m/h
Área por Filtro	1256	m ²
Numero Filtros	3	
QA	0.91	m/h
RV=	0.5	
DBOaf Filtro	200	mg/l
DBOefl. Filtro	70	mg/l

Fuente: (Wagner, 2008)

Los caudales para la etapa 1 son en máximo (caso más desfavorable) 1241 l/s con recirculación (621 l/s) 1862 l/s (en caso que las válvulas automatizadas no funcionen, en caso de un funcionamiento son 827 l/s).

Tabla 2.6: Caudales máximas para la etapa 1

	Valores en total (l/s)	Valores por filtro con 5 filtros(l/s)	Valores por filtro con 3 filtros(l/s)
Caudal	1241	248	413
recirculación	621	124	207
Caudal total	1862	372	654

Fuente: (Wagner, 2008)

Tabla 2.7: Caudales mínimos para la etapa 1

	Valores en total (l/s)	Valores por filtro con 5 filtros(l/s)	Valores por filtro con 3 filtros(l/s)
Caudal	228	46	76
recirculación	0	0	0
Caudal total	228	46	76

Fuente: (Wagner, 2008)

Estos valores son valores teóricos, según oferta de Passavant Geiger, para distribuidores se necesita un distribuidor de 40 m diámetro con 6 brazos (DN 200) con los caudales

- Máximo 621 l/s
- Mínimo 120 l/s
- Con una pérdida de 1.38 m.

Esto significa en caso de caudales muy bajos, existen 2 posibilidades, trabajar con recirculación o poner fuera de servicio filtros. En caso de caudales muy bajos, también la carga será muy baja. Por esto será probablemente posible tener fuera de servicio un filtro.

Tabla 2.8: Carga hidráulicas superficiales ($q_f / (m^3/(m^2 \cdot h))$) con el caudal mínimo (según indicaciones del proveedor) de 120 l/s

Filtros En operación	Área de un filtro	Caudal mínimo	Caudal máximo	Caudal mínimo	Caudal máximo	q _{A,TK} mínimo	q _{A,TK} máximo
	m ²	l/s	l/s	m ³ /h	m ³ /h	m/h	m/h
3	1256	120	654	432	2354	0.34	1.87
5	1256	120	372	432	1339	0.34	1.07

Fuente: (Wagner, 2008)

En caso de una operación con 3 filtros y caudales mínimos (76 l/s), la tasa de recirculación mínimo sería 58% o 44 l/s, en caso de una operación con 5 filtros (46 l/s) la tasa de recirculación sería 260 % o 74 l/s. Las bombas permiten trabajar con un caudal bajo (control de frecuencia).

Para estimar la tensión de tracción sirve la siguiente formula:

$$S_k = \frac{q_{A,TK} \cdot 1000}{a \cdot n} \quad (mm / brazo) \quad (2.3)$$

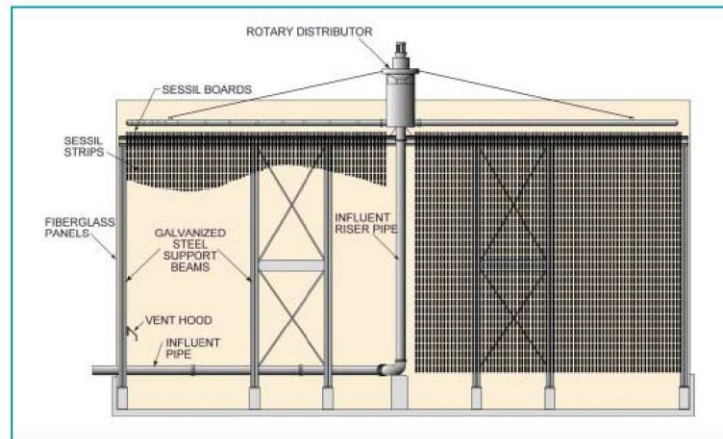
q _{A,TK}	m/h	Carga hidráulica de los filtros
a	-	Numero de los brazos

Tabla 2.9: Valores para SK para 6 brazos en función

		min.	máx.
a	Giros por hora	50	100
n	Número de brazos	6	6
q _f	m ³ /(m ² ·h)	0.34	1.87
SK	mm/brazo	1.13	3.12

Fuente: (Wagner, 2008)

Significa, con el distribuidor se tiene con giros por hora como es normal valores de SK entre 1.13 y 3.12, que es poco. La literatura recomienda valores de 2 hasta 6.

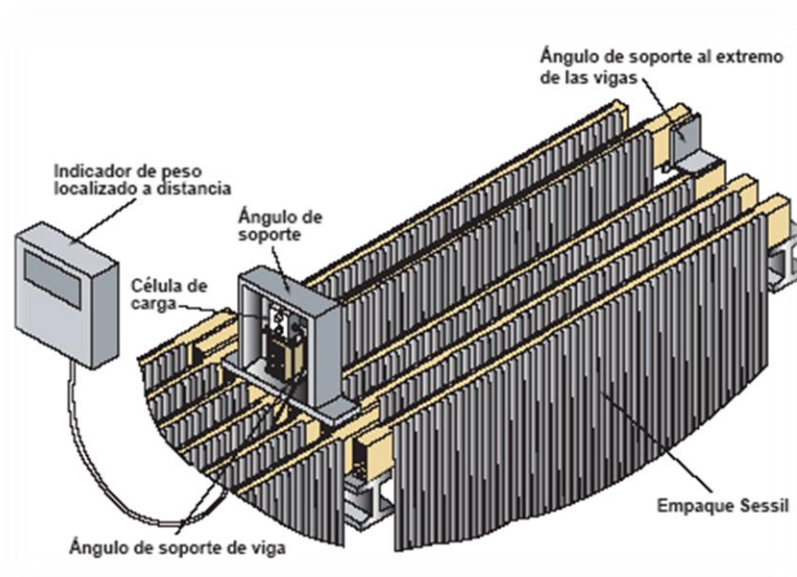
Figura 2.5: Esquema de un filtro

Fuente: (Wagner, 2008)

En todo caso, trabajar con recirculación tiene ventajas:

- Reducción del peligro de una obstrucción
- Una carga más homogénea sobre el filtro
- Disminución de las concentraciones en la entrada del filtro
- Ecuilibración de cargas hidráulicas
- Mejora de la actividad del film biológico

Será necesario medir el peso del relleno para constatar, que el filtro tiene una obstrucción.

Figura 2.6: Medición del peso del relleno

Fuente: (Wagner, 2008)

Normalmente el peso máximo que es aceptable es un peso de 250 kg/m³ (SESSIL). En caso de un peso más que 250 kg/m³, significa una obstrucción.

2.2. Determinación de n y k de Eckenfelder

La mayor dificultad en el uso del modelo de primer orden para el diseño de filtros percoladores radica en la necesidad de conocer los valores de los parámetros n y k. En el caso de n, esta información puede obtenerse de las firmas que ofertan el material de empaque.

Por otro lado, los valores de k y n pueden ser calculados en pruebas realizadas en plantas piloto o semipiloto.

Procedimiento

1. Determinar y caracterizar las aguas residuales a la entrada y salida en el filtro percolador.
2. Determinar los valores de carga hidráulica de trabajo, así como las alturas a las que se tomarán las muestras. Se sugiere que la carga hidráulica sobre el filtro en esta etapa no debe ser mayor de 4 m³ m⁻² d⁻¹. Si en ese periodo se logra la formación de limo sobre el empaque, se debe cerrar la recirculación e iniciar la operación normal del filtro a la menor carga hidráulica de las que se seleccione para trabajar en las siguientes etapas.
3. Para cada valor de carga hidráulica se tomarán muestras a las diferentes alturas.
4. Los análisis de las muestras se expresan en por ciento de DBO remanente (S/S₀ · 100).
5. Para cada valor de carga hidráulica a las que se realizan las experiencias, y teniendo en cuenta la ecuación:

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{(-kA_s H q^{-n})} \quad (2.4)$$

se representa en papel semilogarítmico el % de DBO remanente en función de la profundidad, H:

$$\ln\left(\frac{S_e}{S_0}\right) = -kA_s H q^{-n} = -(kA_s q^{-n}) H \quad (2.5)$$

De esta manera puede obtenerse una familia de rectas, dependiendo de la cantidad de cargas hidráulicas seleccionadas, y cuya pendiente en cada caso será, en valor absoluto, $kA_s q^{-n}$. Figura 2.7.

6. En un gráfico doble logarítmico (log-log) se representan los valores absolutos de las pendientes de las rentas obtenidas en el paso 6, $(kA_s q^{-n})$, en función de la carga hidráulica que le dio origen:

$$\log |pendiente| = \log kA_s - n \log q$$

De la pendiente de la recta correspondiente se obtiene el valor de n.

7. El valor de k se obtiene de la ordenada, considerando como valor de origen, el valor de abscisa correspondiente a la menor carga hidráulica. Figura 2.9. El valor de la ordenada, en el punto tomado como origen es igual a $kA_s q^{-n}$. Del valor de n así como del valor de la menor carga hidráulica de las utilizadas, puede obtenerse la constante k.

2.3. Determinación de coeficientes cinéticos por el modelo de Monod, Stover-Kincannon y el Modelo de Grau.

La modelización cinética es un medio de investigación esencial para la predicción del rendimiento de los reactores. El modelo modificado de Stover-Kincannon es uno de los métodos más utilizados para identificar constantes cinéticas en sistemas estacionarios. Se utilizó para diseñar un modelo para simular el tratamiento continuo de aguas residuales de Puchukollo mediante filtros percoladores. En este estudio se utilizó el modelo cinético de Stover-Kincannon para analizar la eliminación de DBO₅, DQO, NH₃ y NT.

En estado estacionario, la tasa de eliminación de sustancias en Stover-Kincannon basada en la tasa de carga orgánica, los modelos se consideran como en las fórmulas de Ec. (1.25) y Ec. (1.24) (Kapdan, 2005) (Nga, Hiep and Hung, 2020):

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} = (S_0 - S_e) \quad (1.25)$$

$$\frac{dS}{dt} = \frac{U_{\max} \left(Q \cdot \frac{S_0}{V} \right)}{K_B + \left(Q \cdot \frac{S_0}{V} \right)} \quad (1.24)$$

Además de las dos ecuaciones (1.25), (1.24), se debe modificar la ecuación (1.26) para reflejar la inversión de la tasa de eliminación del sustrato como resultado de la linealización. Las dos últimas ecuaciones. se escriben de la siguiente manera:

$$\frac{V}{Q \cdot (S_0 - S_e)} = \frac{K_B}{U_{\max}} \frac{V}{Q \cdot S_0} + \frac{1}{U_{\max}} \quad (1.26)$$

La relación lineal es inversa entre el total cargando tasa $V/(Q_0)$ y $V/Q(S_0-S_e)$.

El pendiente y la intercepción de este derecho la línea son KB/U_{\max} y $1/U_{\max}$.

Cuando se dan la concentración del sustrato afluente y la tasa de carga orgánica, utilizando la ecuación (2.6), Podemos calcular la concentración del sustrato efluente después de obtener las constantes cinéticas K_B y U_{\max} .

$$S_e = S_0 - \frac{U_{\max} S_0}{K_B + \left(\frac{QS_0}{V}\right)} \quad (2.6)$$

Además, las reacciones en el tratamiento de aguas residuales y la consideración de su cinética son importantes.

La reacción de primer orden tiene una velocidad de reacción directamente proporcional a la concentración del reactivo.

La variación del sustrato la tasa de concentración puede demostrarse como:

$$-\frac{ds}{dt} = \frac{QS_0}{V} - \frac{QS_e}{v} - K_1 S_e \quad (2.7)$$

Posteriormente, $(- ds /dt)$ es insignificante en estado pseudoestable, por lo que la ecuación. (2.7) puede ser revisado como:

$$\frac{S_i}{S_e} - 1 = K_1 \cdot TRH \quad (2.8)$$

Donde: S_e es la concentración de efluente y S_0 concentraciones de afluente (mg/L); k_1 (S) representa la constante de velocidad de eliminación de sustrato.

La reacción de segundo orden tiene una velocidad de reacción proporcional al cuadrado de la concentración del reactivo (Gray, 1999). El modelo de segundo orden es el más comúnmente utilizado para definir las constantes cinéticas en sistemas de aguas residuales (Grau, Dohányos and Chudoba, 1975). El modelo de segundo orden se estableció para sistemas de tratamiento de aguas residuales y contenía parámetros medidos en una forma rutinaria (Debik and Coskun, 2009).

Como se muestra a continuación, este modelo tiene la siguiente ecuación (Doh and Chudoba, 1975):

$$-\frac{ds}{dt} = K_s \cdot X \cdot \left(\frac{S_e}{S_0} \right)^2 \quad (1.28)$$

Como a consecuencia de linealizando y integrando la ecuación. (1.28), voluntad Ser obtenido:

$$\frac{S_0 \cdot TRH}{(S_0 - S_e)} = TRH + \frac{S_0}{K_s \cdot X} \quad (1.29)$$

Para la parte derecha, el segundo término puede ser considerado A constante, se obtendrá la ecuación (1.29),

$$\frac{TRH}{E} = a + b \cdot TRH \quad (1.30)$$

$$A = \frac{S_0}{K_{2(s)} \cdot x_0} \quad (1.31)$$

B = mayor que la unidad.

Se sugiere que $(S_0/S_e)/S_0$ representa la eficiencia de eliminación del sustrato (E). Como resultado, usted puede escribir la ecuación (1.30) de la siguiente manera:

$$\frac{TRH}{E} = a + b \cdot TRH \quad (1.30)$$

Dónde: -

Se concentración de efluente de S_0 concentración de afluente (mg/L); X es la concentración de biomasa (mg VSS/L), y $k_{2(s)}$ representa la constante de la tasa de eliminación de sustrato. El modelo de Monod determina la tasa de utilización del sustrato (U) en función del efluente de S_e , en el que el consumo de sustrato es proporcional al crecimiento celular (Abyar *et al.*, 2017). La formulación se da a continuación:

$$r_{su} = \frac{KS_e}{K_s + S_e} X \quad (2.9)$$

donde r_{su} es la tasa de utilización del sustrato (g/L.día), X y S e se refieren a la concentración de biomasa (g/L) y la concentración de sustrato efluente (g/L), respectivamente.

Ec. (2.9) vinculado el r_{su} con Ud. = r_{su} / X y simplificado él como Ec. (2.10):

$$\frac{1}{U} = \frac{K_s}{K} \frac{1}{S_e} + \frac{1}{K} \quad (2.10)$$

Dónde: U es el específico utilización del sustrato tasa.

2.4. Cálculo de n y k

2.4.1. Datos del filtro percolador caso Puchukollo

Profundidad del filtro 5 m;

Para determinar los valores de los parámetros n y k se establecen datos en base a los análisis de laboratorio para el filtro con un material sintético de empaque SESSIL cuya área específica interna es de $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

En base al reporte de laboratorios de la gestión 2018 de EPSAS se tomaron los valores provenientes donde las cargas hidráulicas y caudales que presentan mayores cambios y variaciones respecto a cada mes de análisis, de acuerdo con este análisis se puede indicar los meses de análisis:

Tabla 2.10: Valores de Caudal y Tasa de aplicación superficial

Profundidad en el filtro percolador	Fracción de sustrato remanente: (%)															
	Unid.	FEBRERO			MARZO			JULIO			AGOSTO			OCTUBRE		
		F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3
(m)																
Q	l/s	132	146	131	132	131.4	130.6	132.5	131.8	136.4	132.3	131.8	135.3	132.5	132	135
qv	l/s*m2	0.1051	0.1162	0.1043	0.1051	0.1046	0.104	0.1055	0.1049	0.1086	0.1053	0.1049	0.1077	0.1055	0.1051	0.1075

Fuente: Elaboración propia Adaptado de EPSAS, 2024

Los reportes de laboratorio adoptados fueron también juntados para los 3 filtros, tomando muestras a la entrada al filtro y a la salida del filtro y considerando un área transversal constante. Las mediciones de DBO en cada caso arrojaron los resultados que aparecen en la tabla 2.11, reportados como S_e/S_a .

2.4.2. Determinación de n y k SIN RECIRCULACIÓN

El análisis para la determinación de n y k viene sin considerar un caudal de recirculación en el proceso, por tal motivo se analiza para los 3 filtros percoladores y en los meses donde se tiene un cambio de tasa de aplicación superficial o también denominado carga hidráulica superficial q.

Tabla 2.11: Valores de $S_e/S_a * 100$ a diferentes cargas hidráulicas y alturas, sin recirculación

Profundidad en el filtro percolador (m)	Unid.	Fracción de sustrato remanente:														
		FEBRERO			MARZO			JULIO			AGOSTO			OCTUBRE		
		F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3
0.00	mg/l	238.40	238.40	238.40	136.95	136.95	136.95	180.08	180.08	180.08	197.28	197.28	197.28	144.42	144.42	144.42
1.00	mg/l	192.98	192.81	194.67	107.88	106.25	104.09	145.71	146.53	142.49	155.43	158.57	158.52	108.34	107.02	104.06
2.00	mg/l	156.11	156.13	158.90	84.94	82.50	79.14	117.76	119.25	112.76	122.51	127.64	127.22	81.31	79.36	74.96
3.00	mg/l	126.29	126.43	129.71	66.89	64.06	60.17	95.17	97.05	89.24	96.57	102.74	102.09	61.02	58.85	54.00
4.00	mg/l	102.16	102.38	105.88	52.67	49.74	45.75	76.91	78.98	70.62	76.11	82.70	81.93	45.80	43.64	38.90
5.00	mg/l	82.51	83.20	86.35	41.43	38.70	34.83	61.95	64.30	55.90	60.05	66.83	65.53	34.42	32.42	28.00
Q	l/s	132.0	146.0	131.0	132.0	131.4	130.6	132.5	131.8	136.4	132.3	131.8	135.3	132.5	132.0	135.0
A	m2	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0
q	l/s*m2	0.1051	0.1162	0.1043	0.1051	0.1046	0.1040	0.1055	0.1049	0.1086	0.1053	0.1049	0.1077	0.1055	0.1051	0.1075
Ln($S_e/S_0 * 100$)		3.544	3.552	3.590	3.409	3.341	3.236	3.538	3.575	3.435	3.416	3.523	3.503	3.171	3.111	2.965
Remanente		34.608	34.898	36.219	30.248	28.258	25.429	34.402	35.707	31.043	30.440	33.874	33.215	23.833	22.448	19.388
Verificación		3.544	3.552	3.590	3.409	3.341	3.236	3.538	3.575	3.435	3.416	3.523	3.503	3.171	3.111	2.965

Fuente: Elaboración propia adaptado de EPSAS, 2024

1. Para cada carga hidráulica se grafica el % DBO remanente en función de la profundidad,

La ecuación (1.80) puede escribirse:

$$\ln\left(\frac{S_e}{S_a}\right) = -(kA_s q^{-n}) H \quad (2.11)$$

obteniendo la familia de rectas de la figura 2.7. Al calcular la pendiente ($-kA_s q^{-n}$) de cada una de las rectas,

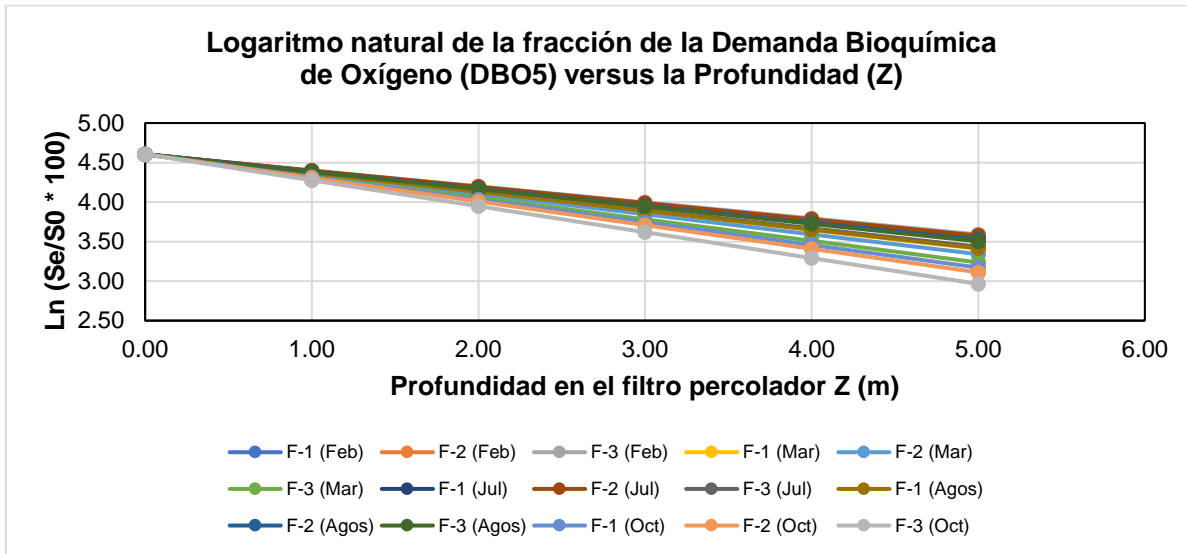
Tabla 2.12: Valor de la pendiente a diferentes cargas hidráulicas, sin recirculación

Prof. filtro percolador (m)	Unid.	Ln ($S_e/S_0 * 100$)														
		FEBRERO			MARZO			JULIO			AGOSTO			OCTUBRE		
		F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3
0.00	mg/l	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61
1.00	mg/l	4.39	4.39	4.40	4.37	4.35	4.33	4.39	4.40	4.37	4.37	4.39	4.39	4.32	4.31	4.28
2.00	mg/l	4.18	4.18	4.20	4.13	4.10	4.06	4.18	4.19	4.14	4.13	4.17	4.17	4.03	4.01	3.95
3.00	mg/l	3.97	3.97	4.00	3.89	3.85	3.78	3.97	3.99	3.90	3.89	3.95	3.95	3.74	3.71	3.62
4.00	mg/l	3.76	3.76	3.79	3.65	3.59	3.51	3.75	3.78	3.67	3.65	3.74	3.73	3.46	3.41	3.29
5.00	mg/l	3.54	3.55	3.59	3.41	3.34	3.24	3.54	3.58	3.44	3.42	3.52	3.50	3.17	3.11	2.96
q	l/s*m2	0.1051	0.1162	0.1043	0.1051	0.1046	0.1040	0.1055	0.1049	0.1086	0.1053	0.1049	0.1077	0.1055	0.1051	0.1075

Pendiente	-0.212	-0.211	-0.203	-0.239	-0.253	-0.274	-0.213	-0.206	-0.234	-0.238	-0.217	-0.220	-0.287	-0.299	-0.328
-----------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.7: LN % de DBO remanente en función de la profundidad, sin recirculación



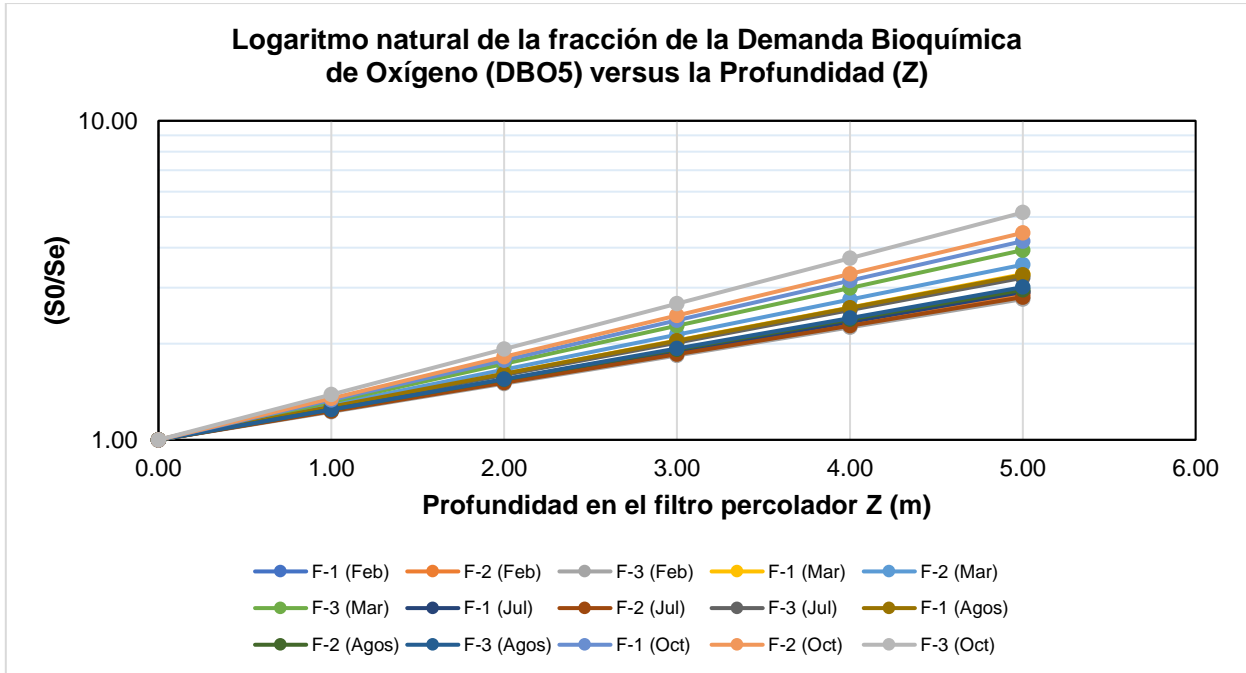
Fuente: Elaboración propia, 2024

2. Gráfico para la determinación de las pendientes n

Tabla 2.13: Relación de Concentraciones S_0/S_e vs Profundidad de Filtro, sin recirculación

Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO5 Remanente, según Ecuación:																
Prof: Z	Tasa de filtración (lt/seg/m2)															
	Unid	FEBRERO			MARZO			JULIO			AGOSTO			OCTUBRE		
		F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3
0.00	mg/l	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1.00	mg/l	1.24	1.24	1.22	1.27	1.29	1.32	1.24	1.23	1.26	1.27	1.24	1.24	1.33	1.35	1.39
2.00	mg/l	1.53	1.53	1.50	1.61	1.66	1.73	1.53	1.51	1.60	1.61	1.55	1.55	1.78	1.82	1.93
3.00	mg/l	1.89	1.89	1.84	2.05	2.14	2.28	1.89	1.86	2.02	2.04	1.92	1.93	2.37	2.45	2.67
4.00	mg/l	2.33	2.33	2.25	2.60	2.75	2.99	2.34	2.28	2.55	2.59	2.39	2.41	3.15	3.31	3.71
5.00	mg/l	2.89	2.87	2.76	3.31	3.54	3.93	2.91	2.80	3.22	3.29	2.95	3.01	4.20	4.45	5.16
q1	l/s*m2	0.1051	0.1162	0.1043	0.1051	0.1046	0.1040	0.1055	0.1049	0.1086	0.1053	0.1049	0.1077	0.1055	0.1051	0.1075
Pendiente		0.374	0.370	0.349	0.456	0.502	0.578	0.378	0.357	0.440	0.452	0.387	0.398	0.629	0.680	0.815

Figura 2.8: Relación de Concentraciones S_0/S_e vs Profundidad de Filtro, sin recirculación



Fuente: Elaboración propia, 2024

3. En log-log se grafica el valor absoluto de las pendientes en función de la carga hidráulica. Figura 2.9.

La ecuación (1.80) puede escribirse:

$$\ln \left(\ln \left(\frac{S_a}{S_e} \right) \right) = \ln k_r A_s H - n \ln q \tag{2.12}$$

$$\log |pendiente| = \log k A_s - n \log q$$

La pendiente de esta recta es la constante $n = 0.80254$

Tabla 2.14: Relación de LN de Pendiente vs LN de tasa (q), sin recirculación

Número de Muestreo	Pendiente (m)	Caudal (l/s)	Tasa (q) (lt/seg/m ²)	(m)	(q)
				Ln (m)	Ln (q)
1	0.2122	132.00	0.1051	-1.5504	-2.2529
2	0.2107	146.00	0.1162	-1.5574	-2.1521
3	0.2031	131.00	0.1043	-1.5941	-2.2605
4	0.2391	132.02	0.1051	-1.4309	-2.2527
5	0.2528	131.41	0.1046	-1.3751	-2.2574
6	0.2739	130.64	0.1040	-1.2950	-2.2632

Número de Muestreo	Pendiente (m)	Caudal (l/s)	Tasa (q) (lt/seg/m ²)	(m)	
				Ln (m)	Ln (q)
7	0.2133	132.51	0.1055	-1.5451	-2.2491
8	0.2060	131.77	0.1049	-1.5800	-2.2546
9	0.2340	136.40	0.1086	-1.4526	-2.2201
10	0.2379	132.31	0.1053	-1.4358	-2.2505
11	0.2166	131.79	0.1049	-1.5295	-2.2544
12	0.2203	135.29	0.1077	-1.5127	-2.2283
13	0.2869	132.49	0.1055	-1.2487	-2.2492
14	0.2989	131.95	0.1051	-1.2078	-2.2533
15	0.3281	134.98	0.1075	-1.1145	-2.2306

Fuente: Elaboración propia, 2024

4. Graficando en función de ha de obtenerse una línea recta cuya pendiente es el parámetro n y su intercepto con el eje de ordenadas.

De la figura 2.9, para q = 1.0, se obtiene ks como lo indican las ecuaciones 1.108 y 1.109.

$$\ln(\text{pendiente}) = \ln kS = \ln k_s \quad (2.13)$$

$$(\text{ordenada})_{q=1.0} = (\text{pendiente})_{q=1.0} = kS = k_s \quad (2.14)$$

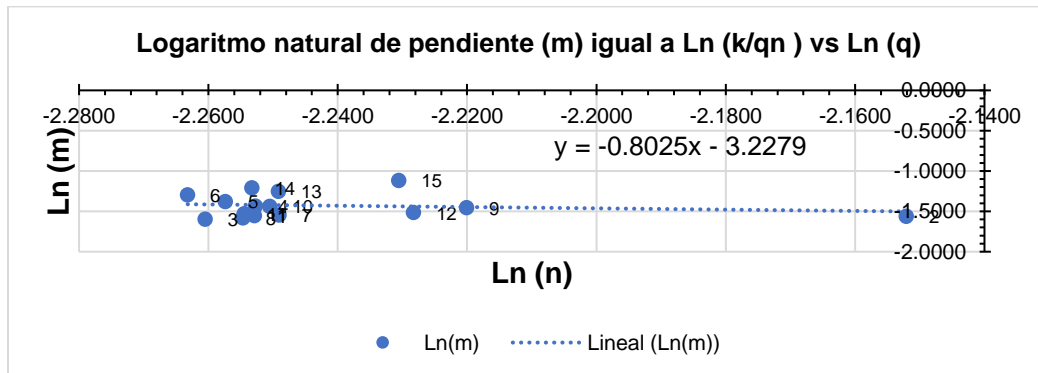
Donde: ks = cte modificada de remoción de DBO en el filtro percolador, la cual involucra el valor de la superficie específica del medio para los casos en que no se conoce el valor de S.

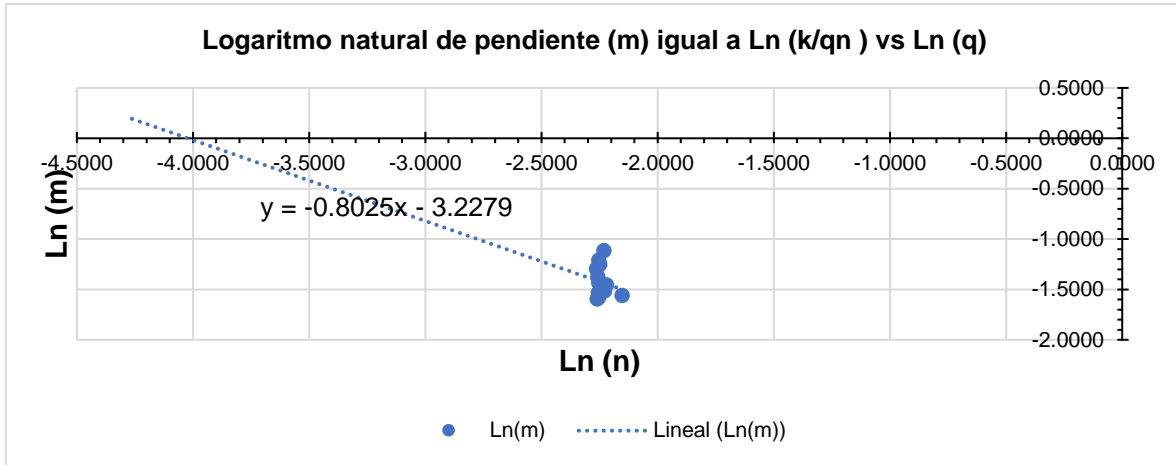
$$k = 0.03964 \text{ m d}^{-1}$$

Valor promedio de n = 0.80254

K =	0.03964
n =	0.80254

Figura 2.9: Representación gráfica de kA_sH en función de q , sin recirculación





Fuente: Elaboración propia, 2024

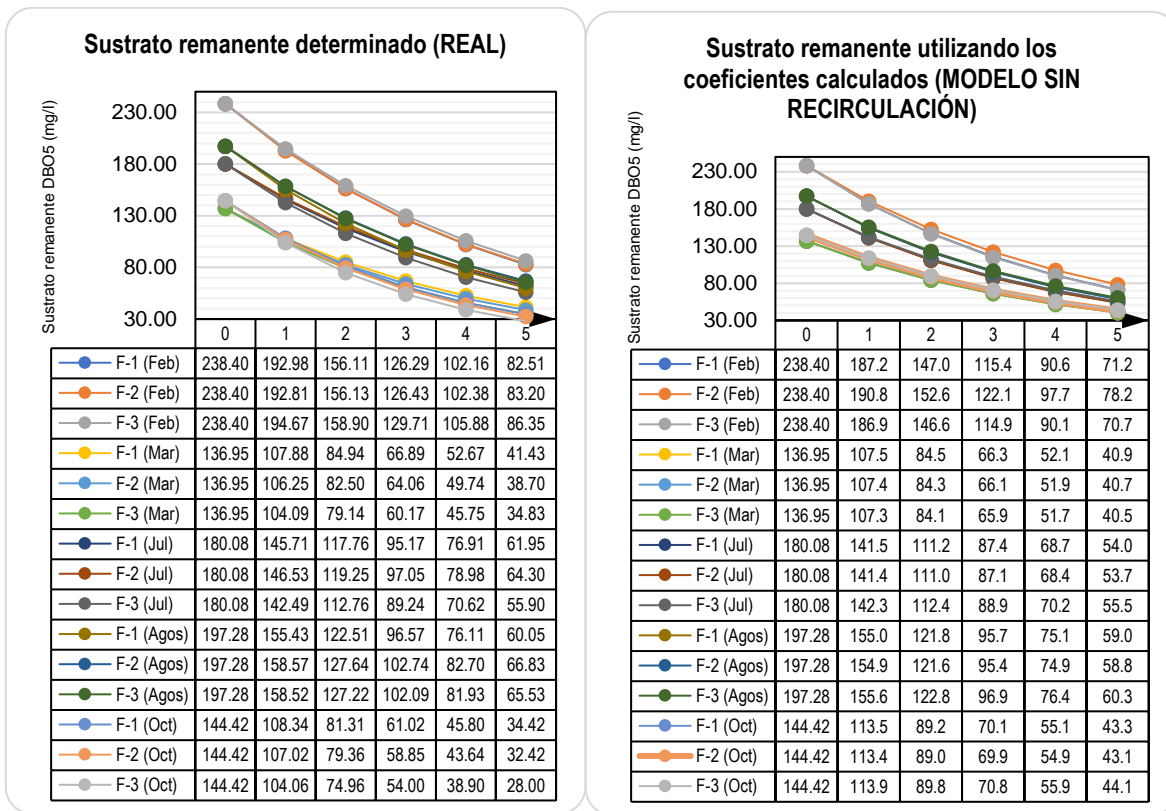
Luego de determinar los coeficientes biocinéticos se procede a evaluar el modelo para valores de eficiencia en el sustrato para diferentes alturas del filtro y para los meses y filtros analizados 1, 2 y 3 y el valor real del sustrato evaluado mediante pruebas de laboratorio.

Tabla 2.15: Evaluación de modelo encontrado para la concentración de DBO₅, sin recirculación

Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO ₅ Remanente, según Ecuación:																
Prof: Z	Tasa de filtración (lt/seg/m ²)															
	Unid	FEBRERO			MARZO			JULIO			AGOSTO			OCTUBRE		
		F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3
(m)	l/s*m ²	0.1051	0.1162	0.1043	0.1051	0.1046	0.1040	0.1055	0.1049	0.1086	0.1053	0.1049	0.1077	0.1055	0.1051	0.1075
0 S ₀ (real)	mg/l	238.40	238.40	238.40	136.95	136.95	136.95	180.08	180.08	180.08	197.28	197.28	197.28	144.42	144.42	144.42
1	mg/l	187.2	190.8	186.9	107.5	107.4	107.3	141.5	141.4	142.3	155.0	154.9	155.6	113.5	113.4	113.9
2	mg/l	147.0	152.6	146.6	84.5	84.3	84.1	111.2	111.0	112.4	121.8	121.6	122.8	89.2	89.0	89.8
3	mg/l	115.4	122.1	114.9	66.3	66.1	65.9	87.4	87.1	88.9	95.7	95.4	96.9	70.1	69.9	70.8
4	mg/l	90.6	97.7	90.1	52.1	51.9	51.7	68.7	68.4	70.2	75.1	74.9	76.4	55.1	54.9	55.9
5	mg/l	71.2	78.2	70.7	40.9	40.7	40.5	54.0	53.7	55.5	59.0	58.8	60.3	43.3	43.1	44.1
S (real)	mg/l	82.51	83.20	86.35	41.43	38.70	34.83	61.95	64.30	55.90	60.05	66.83	65.53	34.42	32.42	28.00
Diferencia	mg/l	11.33	5.01	15.69	0.53	-2.01	-5.65	7.99	10.63	0.42	1.01	8.01	5.22	-8.85	-10.68	-16.05
q	m ³ /m ² *day	9.08	10.04	9.01	9.08	9.04	8.99	9.12	9.06	9.38	9.10	9.07	9.31	9.11	9.08	9.29

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.10: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder considerando los datos de partida para el modelo, sin recirculación



Fuente: Elaboración propia, 2024

2.4.3. Determinación de n y k CON RECIRCULACIÓN

En este análisis se considera el caudal de recirculación del filtro que viene medido como el caudal de entrada a la planta y dividido entre 3 filtros percoladores existentes, respecto al caudal real medido por filtro percolador, la diferencia medida de caudal es la recirculación interna del sistema como se indica en el siguiente cuadro. Se analiza el promedio por los 3 filtros percoladores en cuanto a concentraciones de DBO y mediciones de caudal.

Tabla 2.16: Datos ingresados para el análisis del modelo de eckenfelder con recirculación

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
Caudal por unidad	l/s	116.09	113.55	113.41	113.38	113.16	113.16	113.22	113.05	113.17	113.02	113.10	113.07	113.45
Caudal salida F-1	l/s	131.12	132.00	132.02	131.95	131.89	131.89	132.51	132.31	132.32	132.49	132.27	132.23	132.08
Caudal salida F-2	l/s	130.75	146.00	131.41	131.22	131.17	131.17	131.77	131.79	134.66	131.95	131.78	132.12	132.98
Caudal salida F-3	l/s	130.24	131.00	130.64	131.19	131.64	131.64	136.40	135.29	134.85	134.98	132.26	132.09	132.69
Caudal Adicional F-1	l/s	15.03	18.45	18.61	18.57	18.73	18.73	19.28	19.27	19.14	19.47	19.18	19.16	18.64

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
Caudal Adicional F-2	l/s	14.66	32.45	18.00	17.85	18.00	18.00	18.54	18.75	21.49	18.93	18.68	19.06	19.53
Caudal Adicional F-3	l/s	14.15	17.45	17.24	17.81	18.48	18.48	23.18	22.24	21.68	21.96	19.17	19.03	19.24
Caudal salida Promedio	l/s	130.70	136.33	131.36	131.45	131.57	131.57	133.56	133.13	133.94	133.14	132.10	132.15	132.58
Caudal Promedio de Recirculación de filtros	l/s	14.61	22.78	17.95	18.08	18.40	18.40	20.33	20.09	20.77	20.12	19.01	19.08	19.14
qv	l/s*m2	0.0924	0.0904	0.0903	0.0903	0.0901	0.0901	0.0901	0.0900	0.0901	0.0900	0.0900	0.0900	0.0903
qv	m3/d*m2	7.9858	7.8114	7.8013	7.7991	7.7844	7.7844	7.7887	7.7764	7.7852	7.7744	7.7798	7.7778	7.8041
R		0.1259	0.2006	0.1583	0.1594	0.1626	0.1626	0.1796	0.1777	0.1835	0.1781	0.1681	0.1688	0.1687
Se F-1 DBO	mg/l	48.88	82.51	41.43	47.50	57.64	49.18	61.95	60.05	38.48	34.42	53.11	57.60	52.73
Se F-2 DBO	mg/l	48.50	83.20	38.70	51.33	53.84	51.63	64.30	66.83	34.52	32.42	44.89	54.63	52.06
Se F-3 DBO	mg/l	52.82	86.35	34.83	44.83	55.40	47.53	55.90	65.53	30.56	28.00	49.74	63.65	51.26
Se DBO promedio de filtros	mg/l	50.07	84.02	38.32	47.89	55.63	49.44	60.72	64.13	34.52	31.61	49.25	58.63	52.02
S0 DBO	mg/l	189.81	238.40	136.95	175.87	160.94	171.10	180.08	197.28	156.02	144.42	164.78	146.50	171.84
Sa DBO	mg/l	174.19	212.61	123.47	158.27	146.21	154.08	161.90	177.19	137.18	127.37	148.15	133.81	154.55
Ln(Se/S0*100) (F-1)		3.358	3.677	3.435	3.410	3.639	3.468	3.624	3.589	3.225	3.212	3.504	3.780	3.516
Remanente (F-1)		28.744	39.517	31.033	30.258	38.046	32.088	37.502	36.195	25.164	24.820	33.240	43.812	33.658
Verificación (F-1)		3.358	3.677	3.435	3.410	3.639	3.468	3.624	3.589	3.225	3.212	3.504	3.780	3.516

Fuente: Elaboración propia, 2024

Los valores de $S_e/S_a * 100$ a diferentes cargas hidráulicas superficiales y en diferentes alturas vienen dadas bajo el siguiente cuadro resumen.

Tabla 2.17: Valores de $S_e/S_a * 100$ a diferentes cargas hidráulicas y alturas, considerando recirculación

Prof. en el filtro percolador (m)	Unid	Fracción de sustrato remanente:												
		En	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
0.00	mg/l	189.81	238.40	136.95	175.87	160.94	171.10	180.08	197.28	156.02	144.42	164.78	146.50	171.84
1.00	mg/l	145.33	193.44	106.12	135.60	130.19	133.52	144.95	157.53	115.35	106.56	129.36	122.00	135.31
2.00	mg/l	111.28	156.95	82.24	104.56	105.32	104.19	116.67	125.79	85.28	78.63	101.55	100.69	106.55
3.00	mg/l	85.20	127.35	63.73	80.62	85.20	81.31	93.91	100.44	63.05	58.02	79.72	83.52	83.90
4.00	mg/l	65.24	103.33	49.38	62.16	68.93	63.45	75.59	80.21	46.62	42.81	62.59	69.27	66.06
5.00	mg/l	50.07	84.02	38.32	47.89	55.63	49.44	60.72	64.13	34.52	31.61	49.25	58.63	52.02
q1	l/s*m2	0.0924	0.0904	0.0903	0.0903	0.0901	0.0901	0.0901	0.0900	0.0901	0.0900	0.0900	0.0900	0.0903
LOGARITMOS														
0.00	mg/l	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61	4.61
1.00	mg/l	4.34	4.40	4.35	4.35	4.39	4.36	4.39	4.38	4.30	4.30	4.36	4.42	4.37
2.00	mg/l	4.07	4.19	4.10	4.09	4.18	4.11	4.17	4.16	4.00	4.00	4.12	4.23	4.13
3.00	mg/l	3.80	3.98	3.84	3.83	3.97	3.86	3.95	3.93	3.70	3.69	3.88	4.04	3.89
4.00	mg/l	3.54	3.77	3.59	3.57	3.76	3.61	3.74	3.71	3.40	3.39	3.64	3.86	3.65
5.00	mg/l	3.27	3.56	3.33	3.30	3.54	3.36	3.52	3.48	3.10	3.09	3.40	3.69	3.41
q1	l/s*m2	0.0924	0.0904	0.0903	0.0903	0.0901	0.0901	0.0901	0.0900	0.0901	0.0900	0.0900	0.0900	0.0903
Pendiente		-0.267	-0.209	-0.255	-0.260	-0.212	-0.248	-0.217	-0.225	-0.302	-0.304	-0.242	-0.185	-0.239

Fuente: Elaboración propia, 2024

La relación de concentraciones con relación a la profundidad del filtro esta dado por el siguiente cuadro resumen:

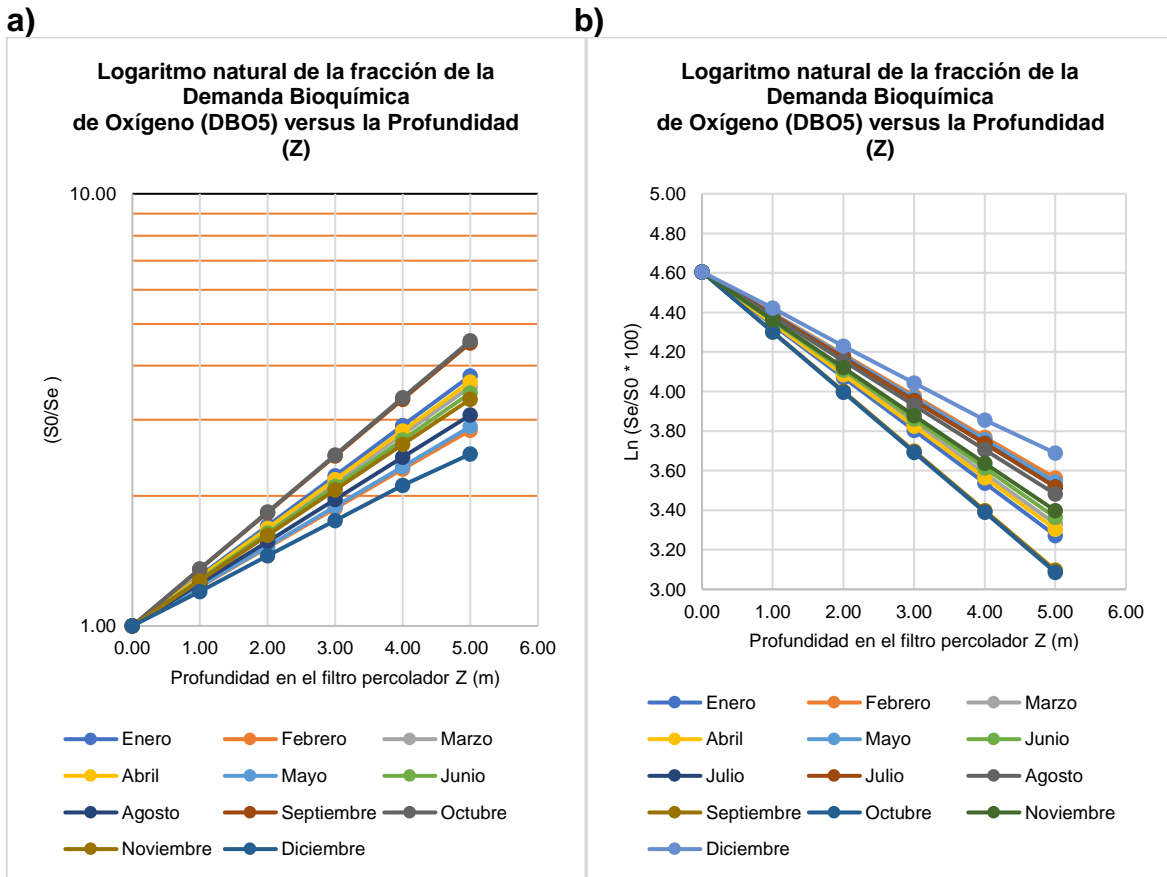
Tabla 2.18: Relación de Concentraciones S_0/S_e vs. Profundidad de Filtro, considerando recirculación

RELACIONES														
H (m)	Unid	En	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
0.00	mg/l	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1.00	mg/l	1.31	1.23	1.29	1.30	1.24	1.28	1.24	1.25	1.35	1.36	1.27	1.20	1.27
2.00	mg/l	1.71	1.52	1.67	1.68	1.53	1.64	1.54	1.57	1.83	1.84	1.62	1.45	1.61
3.00	mg/l	2.23	1.87	2.15	2.18	1.89	2.10	1.92	1.96	2.47	2.49	2.07	1.75	2.05
4.00	mg/l	2.91	2.31	2.77	2.83	2.33	2.70	2.38	2.46	3.35	3.37	2.63	2.11	2.60
5.00	mg/l	3.79	2.84	3.57	3.67	2.89	3.46	2.97	3.08	4.52	4.57	3.35	2.50	3.30
qv1	l/s*m2	0.0924	0.0904	0.0903	0.0903	0.0901	0.0901	0.0901	0.0900	0.0901	0.0900	0.0900	0.0900	0.0903
Pendiente		0.551	0.365	0.509	0.527	0.375	0.486	0.389	0.411	0.692	0.701	0.464	0.301	0.456

Fuente: Elaboración propia, 2024

Las gráficas a) y b) corresponden al logaritmo de DBO₅ remanente en función de la profundidad y la relación de concentraciones en función de la profundidad del filtro respectivamente:

Figura 2.11: a) LN % de DBO remanente en función de la profundidad, b) Relación de Concentraciones S_e/S_0 vs. Profundidad de Filtro, considerando recirculación



Fuente: Elaboración propia, 2024

Con los resultados de la rectas conseguidas anteriormente se saca las pendientes aplicación la función logaritmo neperiano y se grafican en función del logaritmo neperiano de la tasa o carga hidraulica:

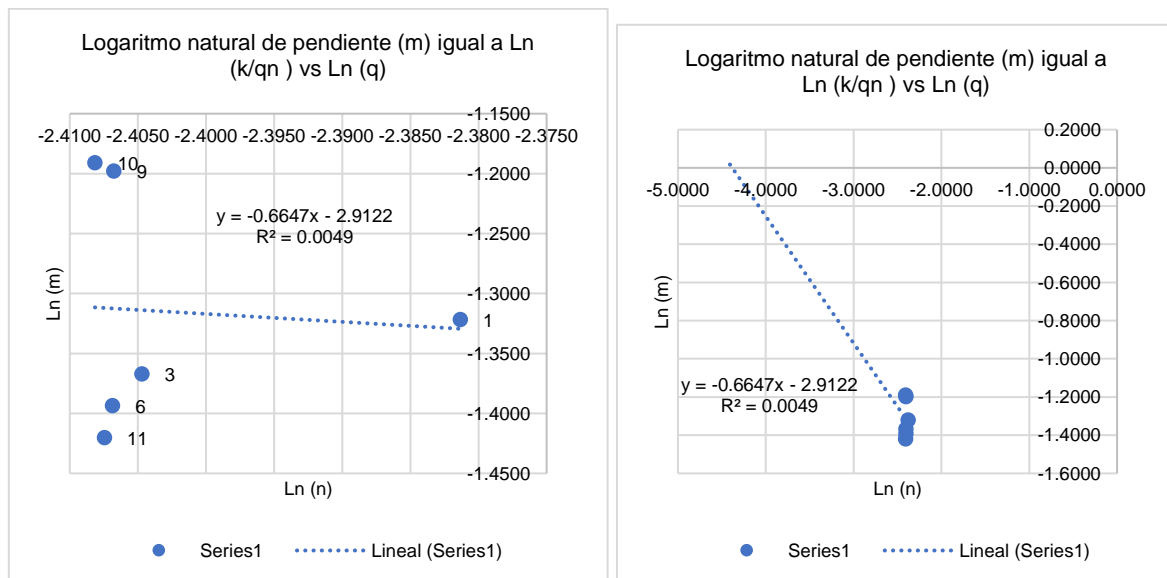
Tabla 2.19: Relación de LN de Pendiente vs. LN de tasa (q), con recirculación

Número de Muestreo	Pendiente (m)	Caudal (l/s)	Tasa (q) (lt/seg/m2)	(m)	(q)
				Ln (m)	Ln (q)
1	0.2667	116.09	0.0924	-1.3218	-2.3813
2	0.2087	113.55	0.0904	-1.5668	-2.4034
3	0.2548	113.41	0.0903	-1.3672	-2.4047
4	0.2601	113.38	0.0903	-1.3466	-2.4050
5	0.2123	113.16	0.0901	-1.5496	-2.4069
6	0.2482	113.16	0.0901	-1.3935	-2.4069
7	0.2173	113.22	0.0901	-1.5264	-2.4063
8	0.2248	113.05	0.0900	-1.4925	-2.4079
9	0.3018	113.17	0.0901	-1.1981	-2.4068
10	0.3039	113.02	0.0900	-1.1911	-2.4082
11	0.2417	113.10	0.0900	-1.4201	-2.4075
12	0.1847	113.07	0.0900	-1.6891	-2.4077

Fuente: Elaboración propia, 2024

De la anterior tabla se tiene las gráficas, considerando la recirculación y además tomando los meses de

Figura 2.12: Representación gráfica de kA_sH en función de ν , con recirculación



Fuente: Elaboración propia, 2024

Para la evaluación se tomaron los meses de enero, marzo, junio, septiembre, octubre y noviembre, porque los otros meses fueron descartados por las lecturas que se disparaban del ajuste de la recta.

Donde: k_s = cte modificada de remoción de DBO en el filtro percolador, la cual involucra el valor de la superficie específica del medio para los casos en que no se conoce el valor de S .

$$k = 0.054356 \text{ m d}^{-1}$$

Valor promedio de $n = 0.66467$

K =	0.054356
n =	0.66467

En la siguiente tabla se evalúa el modelo hallado mediante la metodología aplicada donde los valores de concentración de efluente son hallados con la fórmula de Eckenfelder que toma la recirculación, por esto se muestra el siguiente resultado.

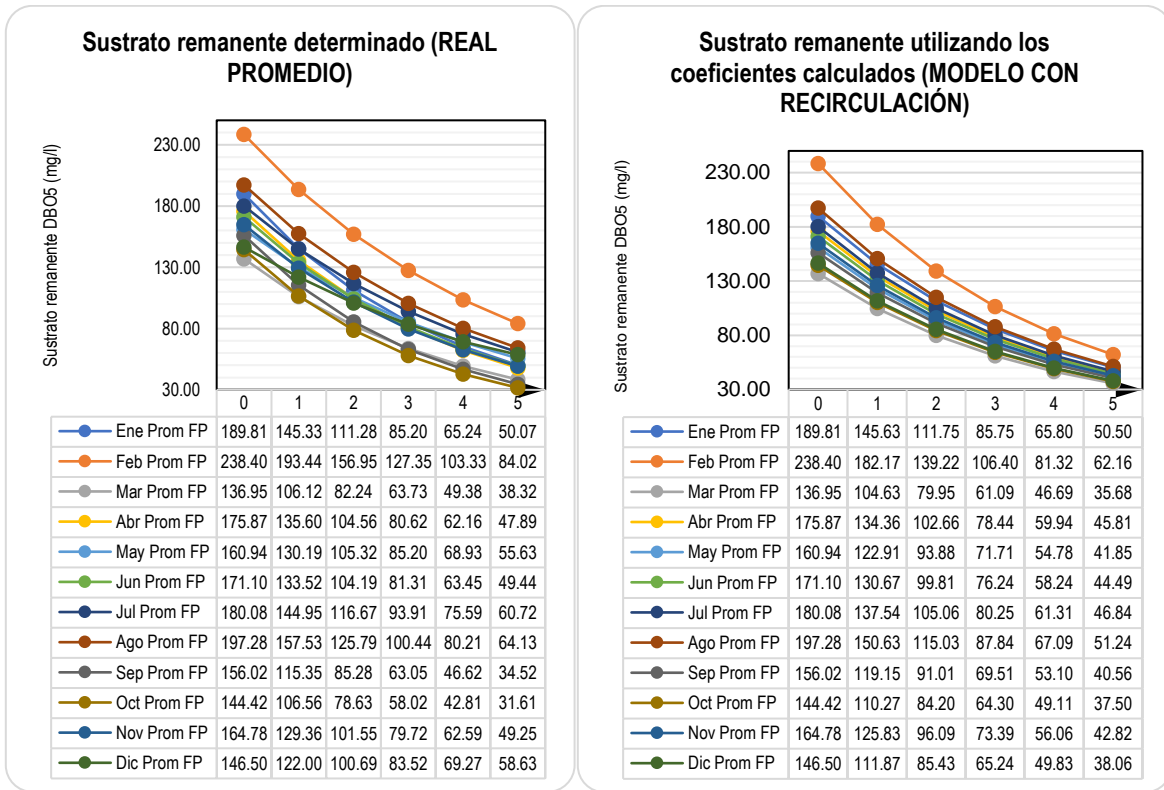
Tabla 2.20: Evaluación de modelo encontrado para la concentración de DBO₅, con recirculación

Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO ₅ Remanente, según Ecuación:														
Prof: Z (m)	Unid	Tasa de filtración (lt/seg/m2)												
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic	Prom
		0.0924	0.0904	0.0903	0.0903	0.0901	0.0901	0.0901	0.0900	0.0901	0.0900	0.0900	0.0900	0.0903
0	mg/l	189.81	238.40	136.95	175.87	160.94	171.10	180.08	197.28	156.02	144.42	164.78	146.50	171.84
1	mg/l	145.68	182.25	104.67	134.41	122.96	130.72	137.59	150.69	119.20	110.31	125.88	111.91	131.35
2	mg/l	111.80	139.33	80.00	102.73	93.94	99.87	105.13	115.11	91.08	84.26	96.16	85.49	100.40
3	mg/l	85.81	106.52	61.15	78.51	71.77	76.31	80.33	87.93	69.58	64.36	73.46	65.30	76.74
4	mg/l	65.86	81.43	46.74	60.00	54.84	58.30	61.38	67.17	53.16	49.16	56.12	49.89	58.66
5	mg/l	50.54	62.25	35.72	45.86	41.90	44.54	46.90	51.31	40.62	37.55	42.87	38.11	44.84
Se (cal) con R	mg/l	50.50	62.16	35.68	45.81	41.85	44.49	46.84	51.24	40.56	37.50	42.82	38.06	44.78
Se (real)	mg/l	50.07	84.02	38.32	47.89	55.63	49.44	60.72	64.13	34.52	31.61	49.25	58.63	52.02
Diferencia	mg/l	-0.43	21.85	2.64	2.08	13.78	4.95	13.88	12.89	-6.04	-5.89	6.43	20.56	7.24
q	m ³ /m ² *day	7.99	7.81	7.80	7.80	7.78	7.78	7.79	7.78	7.79	7.77	7.78	7.78	7.80

Fuente: Elaboración propia, 2024

Las gráficas de las evaluaciones fueron comparadas con los valores reales de medición en campo para lo que se da un gráfico comparativo de concentraciones de efluente tomando en cuenta el modelo de Eckenfelder con recirculación.

Figura 2.13: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder considerando los datos de partida para el modelo, con recirculación



Fuente: Elaboración propia, 2024

De acuerdo con la evaluación del modelo de Eckenfelder considerando sin y con recirculación se plantea una evaluación de eficiencias tomando como parámetro el incremento de recirculación en el modelo y ver los resultados para distintos incrementos de recirculación.

2.5. Evaluación del Modelo de Eckenfelder desde el punto de vista de la Recirculación

2.5.1. Evaluación del modelo de Eckenfelder SIN RECIRCULACIÓN

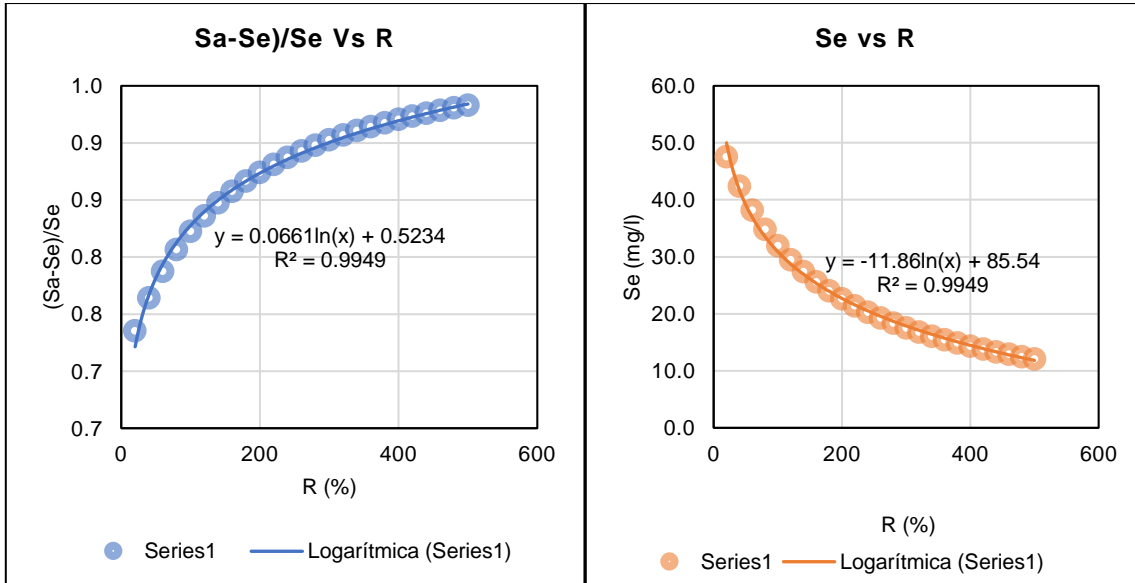
Para este caso se toma el modelo de Eckenfelder en el que no se considera la recirculación conforme al cálculo considerado en el numeral 2.4.2.

Tabla 2.21: Evaluación de modelo de Eckenfelder sin recirculación en función de incrementos de recirculación

Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO5 Remanente, según Ecuación:																	
		Tasa de filtración (lt/seg/m ²)															
qv	l/s*m ²	0.1051	0.1162	0.1043	0.1051	0.1046	0.104	0.1055	0.1049	0.1086	0.1053	0.1049	0.1077	0.1055	0.1051	0.1075	0.1063
Sa	mg/l	238.4	238.4	238.4	136.95	136.95	136.95	180.08	180.08	180.08	197.28	197.28	197.28	144.42	144.42	144.42	179.424
Recirculación R %	Unid	FEBRERO			MARZO			JULIO			AGOSTO			OCTUBRE			Prom.
		F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	
0	mg/l	71.18	78.19	70.65	40.90	40.71	40.48	53.96	53.67	55.48	59.04	58.81	60.31	43.27	43.10	44.05	54.16
20	mg/l	62.42	68.92	61.94	35.86	35.69	35.48	47.33	47.07	48.74	51.78	51.57	52.96	37.96	37.80	38.68	47.52
40	mg/l	55.58	61.62	55.14	31.94	31.78	31.58	42.15	41.91	43.45	46.11	45.92	47.20	33.80	33.66	34.47	42.34
60	mg/l	50.10	55.72	49.68	28.78	28.64	28.45	38.00	37.77	39.20	41.56	41.38	42.57	30.47	30.33	31.09	38.17
80	mg/l	45.59	50.85	45.21	26.20	26.06	25.89	34.59	34.37	35.71	37.83	37.66	38.77	27.73	27.61	28.31	34.75
100	mg/l	41.83	46.76	41.47	24.04	23.91	23.75	31.74	31.54	32.79	34.71	34.56	35.60	25.45	25.33	25.99	31.89
120	mg/l	38.65	43.28	38.31	22.21	22.09	21.94	29.32	29.13	30.31	32.07	31.92	32.90	23.51	23.40	24.02	29.47
140	mg/l	35.91	40.29	35.59	20.63	20.52	20.38	27.25	27.07	28.18	29.80	29.66	30.58	21.85	21.75	22.33	27.39
160	mg/l	33.54	37.68	33.24	19.27	19.16	19.03	25.45	25.28	26.33	27.83	27.70	28.57	20.41	20.31	20.86	25.58
180	mg/l	31.46	35.39	31.17	18.08	17.97	17.85	23.87	23.71	24.71	26.11	25.98	26.81	19.14	19.05	19.57	24.00
200	mg/l	29.62	33.36	29.35	17.02	16.92	16.80	22.48	22.33	23.27	24.58	24.47	25.25	18.03	17.94	18.43	22.60
220	mg/l	27.99	31.55	27.73	16.08	15.99	15.88	21.24	21.10	22.00	23.23	23.12	23.86	17.03	16.95	17.42	21.36
240	mg/l	26.53	29.92	26.28	15.24	15.15	15.04	20.13	19.99	20.85	22.01	21.91	22.62	16.14	16.06	16.51	20.24
260	mg/l	25.21	28.46	24.97	14.48	14.40	14.30	19.13	19.00	19.82	20.92	20.82	21.50	15.34	15.26	15.70	19.24
280	mg/l	24.01	27.13	23.79	13.80	13.72	13.62	18.23	18.10	18.89	19.93	19.83	20.49	14.61	14.54	14.95	18.33
300	mg/l	22.93	25.92	22.71	13.17	13.10	13.00	17.40	17.28	18.04	19.03	18.94	19.56	13.95	13.88	14.28	17.50
320	mg/l	21.94	24.82	21.73	12.60	12.53	12.44	16.65	16.53	17.26	18.21	18.12	18.72	13.35	13.28	13.67	16.75
340	mg/l	21.03	23.80	20.83	12.08	12.01	11.92	15.96	15.85	16.55	17.45	17.37	17.95	12.80	12.73	13.10	16.05
360	mg/l	20.19	22.87	20.00	11.60	11.53	11.45	15.33	15.22	15.89	16.76	16.68	17.23	12.29	12.23	12.58	15.42
380	mg/l	19.42	22.00	19.23	11.16	11.09	11.01	14.74	14.64	15.29	16.12	16.04	16.58	11.82	11.76	12.10	14.83
400	mg/l	18.70	21.20	18.52	10.75	10.68	10.60	14.20	14.10	14.73	15.52	15.45	15.97	11.38	11.32	11.66	14.28
420	mg/l	18.04	20.45	17.86	10.36	10.30	10.23	13.69	13.59	14.20	14.97	14.90	15.40	10.98	10.92	11.24	13.77
440	mg/l	17.42	19.76	17.25	10.01	9.95	9.87	13.22	13.13	13.72	14.46	14.39	14.87	10.60	10.55	10.86	13.30
460	mg/l	16.84	19.11	16.68	9.68	9.62	9.55	12.78	12.69	13.26	13.98	13.91	14.38	10.25	10.20	10.50	12.86
480	mg/l	16.30	18.50	16.14	9.37	9.31	9.24	12.37	12.28	12.84	13.53	13.46	13.92	9.92	9.87	10.16	12.45
500	mg/l	15.79	17.93	15.64	9.07	9.02	8.95	11.99	11.90	12.44	13.11	13.04	13.49	9.61	9.56	9.85	12.06
(Sa-Se)/(Sa) R=0	mg/l	0.70	0.67	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.69	0.70	0.70	0.69	0.70	0.70	0.69	0.70
(Sa-Se)/(Sa) R=20	mg/l	0.74	0.71	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.73	0.74	0.74	0.73	0.74	0.74	0.73	0.74
(Sa-Se)/(Sa) R=40	mg/l	0.77	0.74	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77	0.76	0.77	0.77	0.76	0.77	0.77	0.76	0.76
(Sa-Se)/(Sa) R=60	mg/l	0.79	0.77	0.79	0.79	0.79	0.79	0.79	0.79	0.78	0.79	0.79	0.78	0.79	0.79	0.78	0.79
(Sa-Se)/(Sa) R=80	mg/l	0.81	0.79	0.81	0.81	0.81	0.81	0.81	0.81	0.80	0.81	0.81	0.80	0.81	0.81	0.80	0.81
(Sa-Se)/(Sa) R=100	mg/l	0.82	0.80	0.83	0.82	0.83	0.83	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82
(Sa-Se)/(Sa) R=120	mg/l	0.84	0.82	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.83	0.84	0.84	0.83	0.84	0.84	0.83	0.84
(Sa-Se)/(Sa) R=140	mg/l	0.85	0.83	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.84	0.85	0.85	0.84	0.85	0.85	0.85	0.85
(Sa-Se)/(Sa) R=160	mg/l	0.86	0.84	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.85	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86
(Sa-Se)/(Sa) R=180	mg/l	0.87	0.85	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.86	0.87	0.87	0.86	0.87	0.87	0.86	0.87
(Sa-Se)/(Sa) R=200	mg/l	0.88	0.86	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.87	0.88	0.88	0.87	0.88	0.88	0.87	0.87
(Sa-Se)/(Sa) R=220	mg/l	0.88	0.87	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88
(Sa-Se)/(Sa) R=240	mg/l	0.89	0.87	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.88	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89
(Sa-Se)/(Sa) R=260	mg/l	0.89	0.88	0.90	0.89	0.89	0.90	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89
(Sa-Se)/(Sa) R=280	mg/l	0.90	0.89	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90
(Sa-Se)/(Sa) R=300	mg/l	0.90	0.89	0.90	0.90	0.90	0.91	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90
(Sa-Se)/(Sa) R=320	mg/l	0.91	0.90	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91
(Sa-Se)/(Sa) R=340	mg/l	0.91	0.90	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91
(Sa-Se)/(Sa) R=360	mg/l	0.92	0.90	0.92	0.92	0.92	0.92	0.91	0.92	0.91	0.92	0.92	0.91	0.91	0.92	0.91	0.91
(Sa-Se)/(Sa) R=380	mg/l	0.92	0.91	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92
(Sa-Se)/(Sa) R=400	mg/l	0.92	0.91	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92
(Sa-Se)/(Sa) R=420	mg/l	0.92	0.91	0.93	0.92	0.92	0.93	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92
(Sa-Se)/(Sa) R=440	mg/l	0.93	0.92	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.92	0.93	0.93	0.92	0.93	0.93	0.92	0.93
(Sa-Se)/(Sa) R=460	mg/l	0.93	0.92	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93
(Sa-Se)/(Sa) R=480	mg/l	0.93	0.92	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93
(Sa-Se)/(Sa) R=500	mg/l	0.93	0.92	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.14: a) Eficiencia vs. Recirculación, b) Concentración de salida del FP vs. Recirculación, CONSIDERANDO MODELO ECKENFELDER SIN RECIRCULACIÓN



Fuente: Elaboración propia, 2024

2.5.2. Evaluación del modelo de Eckenfelder CON RECIRCULACIÓN

Para este caso se toma el modelo de Eckenfelder en el que se considera la recirculación conforme al cálculo considerado en el numeral 2.4.3.

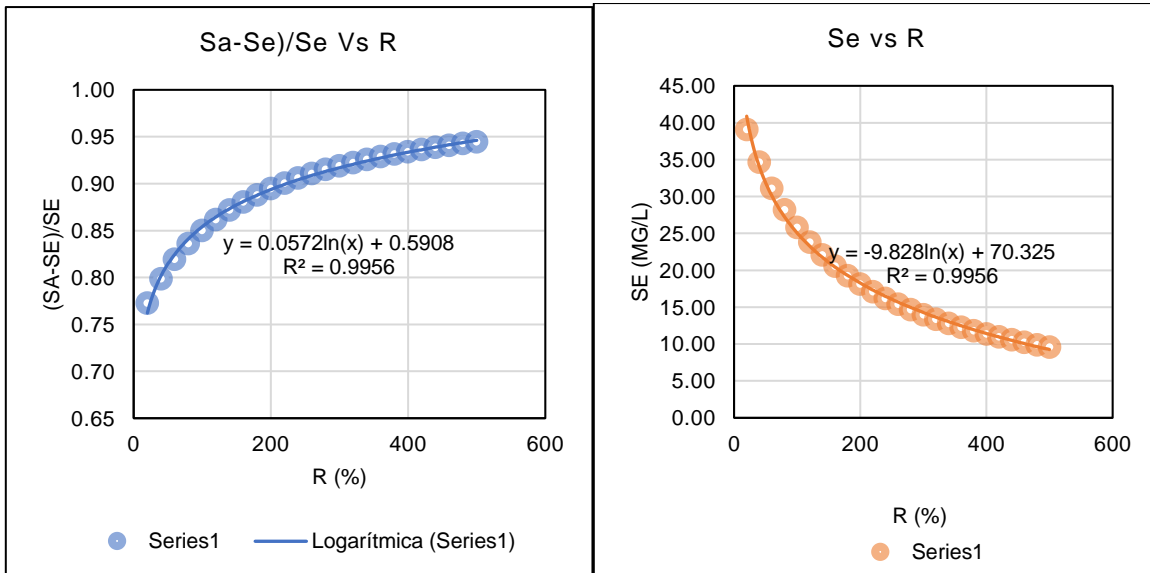
Tabla 2.22: Evaluación de modelo de Eckenfelder con recirculación en función de incrementos de recirculación

Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO5 Remanente, según Ecuación:														
Tasa de filtración (lt/seg/m ²)														
qv	l/s*m ²	0.0924	0.0904	0.0903	0.0903	0.0901	0.0901	0.0901	0.0900	0.0901	0.0900	0.0900	0.0900	0.0903
Sa	mg/l	189.81	238.40	136.95	175.87	160.94	171.10	180.08	197.28	156.02	144.42	164.78	146.50	171.84
Recirculación R %	Unidades	Ene	Febr	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
0	mg/l	50.54	62.25	35.72	45.86	41.90	44.54	46.90	51.31	40.62	37.55	42.87	38.11	44.84
20	mg/l	44.08	54.24	31.12	39.95	36.50	38.80	40.86	44.69	35.38	32.71	37.35	33.20	39.06
40	mg/l	39.08	48.05	27.57	35.39	32.33	34.37	36.19	39.59	31.35	28.98	33.08	29.41	34.61
60	mg/l	35.09	43.13	24.75	31.77	29.02	30.85	32.49	35.53	28.13	26.01	29.69	26.39	31.06
80	mg/l	31.85	39.13	22.45	28.82	26.32	27.98	29.47	32.23	25.52	23.59	26.93	23.94	28.18
100	mg/l	29.15	35.80	20.54	26.37	24.08	25.60	26.96	29.49	23.35	21.58	24.64	21.90	25.78
120	mg/l	26.88	33.00	18.93	24.30	22.20	23.60	24.85	27.18	21.52	19.89	22.71	20.19	23.76
140	mg/l	24.93	30.60	17.55	22.54	20.58	21.88	23.04	25.20	19.96	18.44	21.06	18.72	22.04
160	mg/l	23.25	28.53	16.37	21.01	19.19	20.40	21.48	23.49	18.60	17.19	19.63	17.45	20.54
180	mg/l	21.78	26.72	15.33	19.68	17.97	19.10	20.12	22.00	17.42	16.10	18.39	16.34	19.24
200	mg/l	20.48	25.13	14.41	18.50	16.90	17.96	18.92	20.69	16.38	15.14	17.29	15.37	18.09
220	mg/l	19.33	23.71	13.60	17.46	15.95	16.95	17.85	19.52	15.46	14.29	16.32	14.50	17.07
240	mg/l	18.31	22.45	12.88	16.53	15.10	16.05	16.90	18.48	14.64	13.53	15.45	13.73	16.16
260	mg/l	17.38	21.31	12.23	15.69	14.33	15.24	16.05	17.55	13.90	12.84	14.66	13.03	15.35
280	mg/l	16.55	20.29	11.64	14.94	13.64	14.50	15.27	16.70	13.23	12.22	13.96	12.41	14.61
300	mg/l	15.79	19.35	11.10	14.25	13.02	13.84	14.57	15.94	12.62	11.66	13.32	11.84	13.94
320	mg/l	15.10	18.50	10.61	13.63	12.44	13.23	13.93	15.24	12.06	11.15	12.73	11.32	13.32
340	mg/l	14.46	17.73	10.17	13.05	11.92	12.67	13.35	14.59	11.56	10.68	12.20	10.84	12.76
360	mg/l	13.88	17.01	9.76	12.53	11.44	12.16	12.81	14.00	11.09	10.25	11.70	10.40	12.25
380	mg/l	13.34	16.35	9.38	12.04	10.99	11.69	12.31	13.46	10.66	9.85	11.25	10.00	11.77
400	mg/l	12.85	15.74	9.03	11.59	10.58	11.25	11.85	12.96	10.26	9.48	10.83	9.62	11.33

Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO5 Remanente, según Ecuación:														
		Tasa de filtración (lt/seg/m ²)												
qv	l/s*m ²	0.0924	0.0904	0.0903	0.0903	0.0901	0.0901	0.0901	0.0900	0.0901	0.0900	0.0900	0.0900	0.0903
Sa	mg/l	189.81	238.40	136.95	175.87	160.94	171.10	180.08	197.28	156.02	144.42	164.78	146.50	171.84
Recirculación R %	Unidades	Ene	Febr	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
420	mg/l	12.38	15.17	8.70	11.17	10.20	10.85	11.42	12.49	9.89	9.14	10.44	9.28	10.92
440	mg/l	11.95	14.64	8.40	10.78	9.85	10.47	11.03	12.06	9.55	8.82	10.08	8.96	10.54
460	mg/l	11.55	14.15	8.12	10.42	9.52	10.12	10.65	11.65	9.23	8.53	9.74	8.65	10.19
480	mg/l	11.18	13.69	7.85	10.08	9.21	9.79	10.31	11.27	8.93	8.25	9.42	8.37	9.86
500	mg/l	10.83	13.26	7.61	9.77	8.92	9.48	9.98	10.92	8.65	7.99	9.12	8.11	9.55
(Sa-Se)/(Sa) R=0	mg/l	0.73	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74
(Sa-Se)/(Sa) R=20	mg/l	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77
(Sa-Se)/(Sa) R=40	mg/l	0.79	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80
(Sa-Se)/(Sa) R=60	mg/l	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82
(Sa-Se)/(Sa) R=80	mg/l	0.83	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84
(Sa-Se)/(Sa) R=100	mg/l	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85
(Sa-Se)/(Sa) R=120	mg/l	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86
(Sa-Se)/(Sa) R=140	mg/l	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87
(Sa-Se)/(Sa) R=160	mg/l	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88	0.88
(Sa-Se)/(Sa) R=180	mg/l	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89
(Sa-Se)/(Sa) R=200	mg/l	0.89	0.89	0.89	0.89	0.90	0.90	0.89	0.90	0.89	0.90	0.90	0.90	0.89
(Sa-Se)/(Sa) R=220	mg/l	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90
(Sa-Se)/(Sa) R=240	mg/l	0.90	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91
(Sa-Se)/(Sa) R=260	mg/l	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91
(Sa-Se)/(Sa) R=280	mg/l	0.91	0.91	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.91
(Sa-Se)/(Sa) R=300	mg/l	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92
(Sa-Se)/(Sa) R=320	mg/l	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92
(Sa-Se)/(Sa) R=340	mg/l	0.92	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93
(Sa-Se)/(Sa) R=360	mg/l	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93
(Sa-Se)/(Sa) R=380	mg/l	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93
(Sa-Se)/(Sa) R=400	mg/l	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93
(Sa-Se)/(Sa) R=420	mg/l	0.93	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94
(Sa-Se)/(Sa) R=440	mg/l	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94
(Sa-Se)/(Sa) R=460	mg/l	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94
(Sa-Se)/(Sa) R=480	mg/l	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94
(Sa-Se)/(Sa) R=500	mg/l	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.15: a) Eficiencia vs. Recirculación, b) Concentración de salida del FP vs. Recirculación, CONSIDERANDO MODELO ECKENFELDER CON RECIRCULACIÓN



Fuente: Elaboración propia, 2024

2.6. Evaluación de los Modelos Cinéticos

Para la evaluación de los modelos cinéticos se prepara los datos de ingreso para los modelos de Monod, Stover-Kincannon y modelo de segundo orden de Grau.

Tabla 2.23: Datos ingresados para el análisis del modelo de Monod, Stover-Kincannon, Modelo de segundo orden Grau

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
Caudal por unidad	l/s	116.09	113.55	113.41	113.38	113.16	113.16	113.22	113.05	113.17	113.02	113.10	113.07	113.45
Caudal salida F-1	l/s	131.12	132.00	132.02	131.95	131.89	131.89	132.51	132.31	132.32	132.49	132.27	132.23	132.08
Caudal salida F-2	l/s	130.75	146.00	131.41	131.22	131.17	131.17	131.77	131.79	134.66	131.95	131.78	132.12	132.98
Caudal salida F-3	l/s	130.24	131.00	130.64	131.19	131.64	131.64	136.40	135.29	134.85	134.98	132.26	132.09	132.69
Caudal Adicional F-1	l/s	15.03	18.45	18.61	18.57	18.73	18.73	19.28	19.27	19.14	19.47	19.18	19.16	18.64
Caudal Adicional F-2	l/s	14.66	32.45	18.00	17.85	18.00	18.00	18.54	18.75	21.49	18.93	18.68	19.06	19.53
Caudal Adicional F-3	l/s	14.15	17.45	17.24	17.81	18.48	18.48	23.18	22.24	21.68	21.96	19.17	19.03	19.24
So DBO	mg/l	189.81	238.40	136.95	175.87	160.94	171.10	180.08	197.28	156.02	144.42	164.78	146.50	171.84
Se F-1 DBO	mg/l	48.88	82.51	41.43	47.50	57.64	49.18	61.95	60.05	38.48	34.42	53.11	57.60	52.73
Se F-2 DBO	mg/l	48.50	83.20	38.70	51.33	53.84	51.63	64.30	66.83	34.52	32.42	44.89	54.63	52.06
Se F-3 DBO	mg/l	52.82	86.35	34.83	44.83	55.40	47.53	55.90	65.53	30.56	28.00	49.74	63.65	51.26
So DQO	mg/l	773.25	1073.97	405.60	644.67	504.40	504.40	503.75	616.50	507.85	469.20	557.25	520.50	590.11
Se F-1 DQO	mg/l	225.79	376.00	155.54	176.13	211.60	211.60	192.00	194.25	182.20	113.60	197.00	195.25	202.58
Se F-2 DQO	mg/l	224.02	375.13	134.50	198.67	189.60	189.60	207.25	206.00	180.80	111.20	192.75	184.75	199.52
Se F-3 DQO	mg/l	244.16	381.13	250.28	169.67	200.40	200.40	178.00	211.25	166.00	102.00	198.75	190.50	207.71
q1	l/s*m2	0.1044	0.1051	0.1051	0.1051	0.1050	0.1050	0.1055	0.1053	0.1053	0.1055	0.1053	0.1053	0.1052
q2	l/s*m2	0.1041	0.1162	0.1046	0.1045	0.1044	0.1044	0.1049	0.1049	0.1072	0.1051	0.1049	0.1052	0.1059
q3	l/s*m2	0.1037	0.1043	0.1040	0.1045	0.1048	0.1048	0.1086	0.1077	0.1074	0.1075	0.1053	0.1052	0.1056
q1	m3/d*m2	9.0197	9.0803	9.0817	9.0768	9.0729	9.0729	9.1150	9.1018	9.1020	9.1140	9.0990	9.0961	9.0860
q2	m3/d*m2	8.9944	10.0433	9.0397	9.0267	9.0229	9.0229	9.0643	9.0661	9.2635	9.0768	9.0649	9.0888	9.1479
q3	m3/d*m2	8.9592	9.0115	8.9870	9.0246	9.0556	9.0556	9.3831	9.3065	9.2766	9.2853	9.0983	9.0868	9.1275
A	m2	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0	1256.0
D	m	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
V	m3	6280.0	6280.0	6280.0	6280.0	6280.0	6280.0	6280.0	6280.0	6280.0	6280.0	6280.0	6280.0	6280.0
TRH = V/Q	dia	0.556	0.533	0.553	0.553	0.552	0.552	0.544	0.546	0.543	0.546	0.550	0.550	0.548

Fuente: Elaboración propia, 2024

Según la tabla de ingreso de valores se toman los valores promedios para los 3 filtros percoladores existentes por lo que se tiene la siguiente tabla.

Tabla 2.24: Promedio de datos para el análisis del modelo de Monod, Stover-Kincannon, Modelo de segundo orden Grau

PROMEDIO PARA TODOS LOS FILTROS														
Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
Qprom p/filtro	m3/s	0.131	0.136	0.131	0.131	0.132	0.132	0.134	0.133	0.134	0.133	0.132	0.132	0.133
S ₀ (DBO ₅)	mg/l	189.810	238.400	136.950	175.867	160.940	171.100	180.075	197.275	156.020	144.420	164.775	146.500	171.844
S _e (DBO ₅)	mg/l	50.068	84.016	38.317	47.889	55.627	49.442	60.717	64.133	34.520	31.613	49.246	58.625	52.018
S ₀ (DQO)	mg/l	773.250	1073.965	405.600	644.667	504.400	504.400	503.750	616.500	507.850	469.200	557.250	520.500	590.111
S (DQO)	mg/l	231.323	377.417	180.104	181.489	200.533	200.533	192.417	203.833	176.333	108.933	196.167	190.167	203.271

Fuente: Elaboración propia, 2024

En la tabla anterior, se muestra el promedio de concentraciones de los 3 filtros en DBO₅ y DQO acemas de los caudales de ingreso.

2.6.1. Modelo de la fórmula de Oleszkiewicz

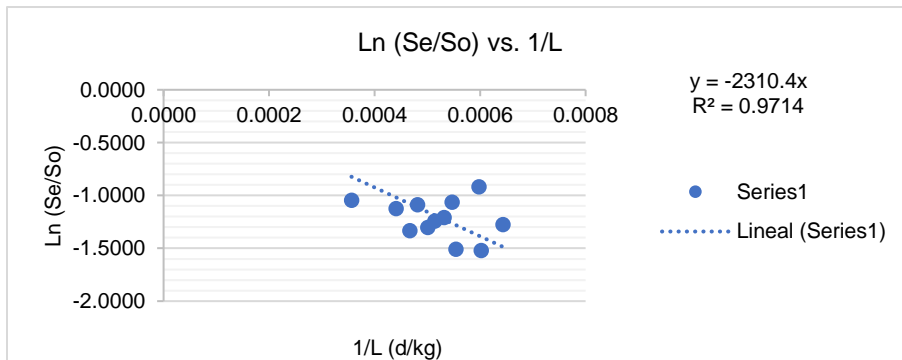
El valor de la constante K para el modelo de Oleszkiewicz se pueden obtener graficando el logaritmo de S_e/S₀ vs 1/L (inverso de la carga orgánica volumétrica).

Tabla 2.25: Datos calculados para el modelo de la formula de Oleszkiewicz

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
COV = L	kg/d	2143.49	2808.16	1554.30	1997.43	1829.47	1944.96	2077.96	2269.18	1805.59	1661.31	1880.70	1672.70	1968.53
1/COV = 1/L	d/kg	0.0005	0.0004	0.0006	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0004	0.0006	0.0006	0.0005	0.0006	0.0005
S _e /S ₀ (DBO ₅)		0.2638	0.3524	0.2798	0.2723	0.3456	0.2890	0.3372	0.3251	0.2213	0.2189	0.2989	0.4002	0.3027
Ln (S _e /S ₀) (DBO ₅)		-1.3326	-1.0429	-1.2737	-1.3008	-1.0624	-1.2415	-1.0872	-1.1236	-1.5084	-1.5191	-1.2078	-0.9159	-1.1950

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.16: Gráfico para el modelo de Oleszkiewicz



Fuente: Elaboración propia, 2024

Por tanto la concentración K es de 2310.4 kg/m³.d según el ajuste de la gráfica con R² = 0.9714.

2.6.2. Modelo de Stover-Kincannon

2.6.2.1. Evaluación para DBO₅

El modelo Stover kincannon correspondiente al recíproco de la tasa de eliminación de carga orgánica total, $[V/(Q(S_0-S_e))]$ versus el recíproco de la tasa de carga orgánica total, $V/(Q \cdot S_0)$. Donde se toman en cuenta solamente los meses de enero, febrero, abril, junio, agosto, septiembre y octubre, el resto de meses fueron descartados por la variabilidad de resultados respecto al ajuste.

Según la Ecuación 1.26:

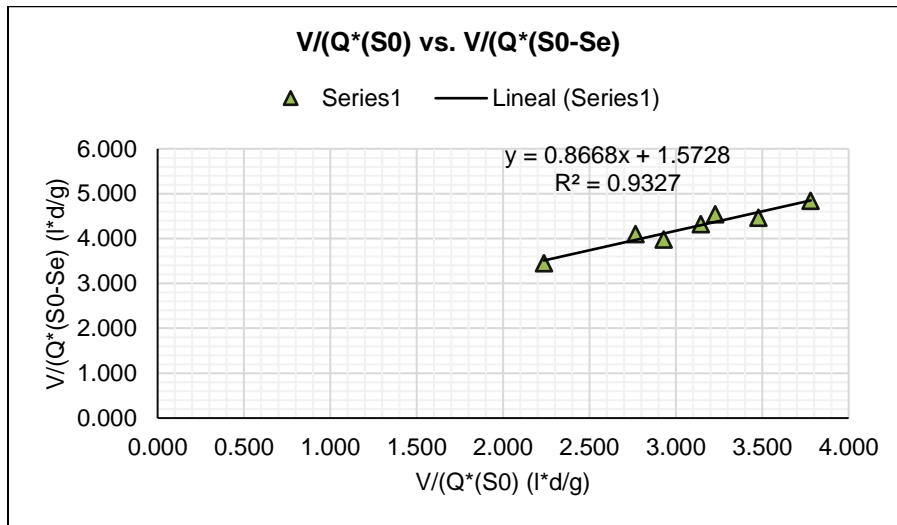
$$\frac{ds}{dt} = \frac{V}{Q(S_0 - S_e)} = \frac{K_B}{U_{max}} * \frac{V}{Q \cdot S_0} + \frac{1}{U_{max}}$$

Tabla 2.26: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para DBO₅

Etiquetas de fila	Unidad	Enero	Febrero	Abril	Junio	Agosto	Septiembre	Octubre	Promedio
V/Q·(S ₀ -S _e)	L*d/g	3.980	3.453	4.321	4.541	4.101	4.466	4.840	4.243
V/Q·S ₀	L*d/g	2.930	2.236	3.144	3.229	2.768	3.478	3.780	3.081

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.17: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para DBO₅



Fuente: Elaboración propia, 2024

Según la evaluación se tiene el siguiente cuadro de resultados de U_{max} y K_b con el valor de R² de 0.9327.

Tabla 2.27: Resultados y constantes Kb y Umax de Stover-Kincannon para DBO₅

Kb/Umax	0.867	Kb	0.5511	g/L*d	R	0.9658
1/Umax	1.573	Umax	0.6358	g/L*d	R²	0.9327

Fuente: Elaboración propia, 2024

Según la fórmula de la ecuación 1.27 se puede hallar el valor de Kb conforme a la evaluación de la recta y el valor umax.

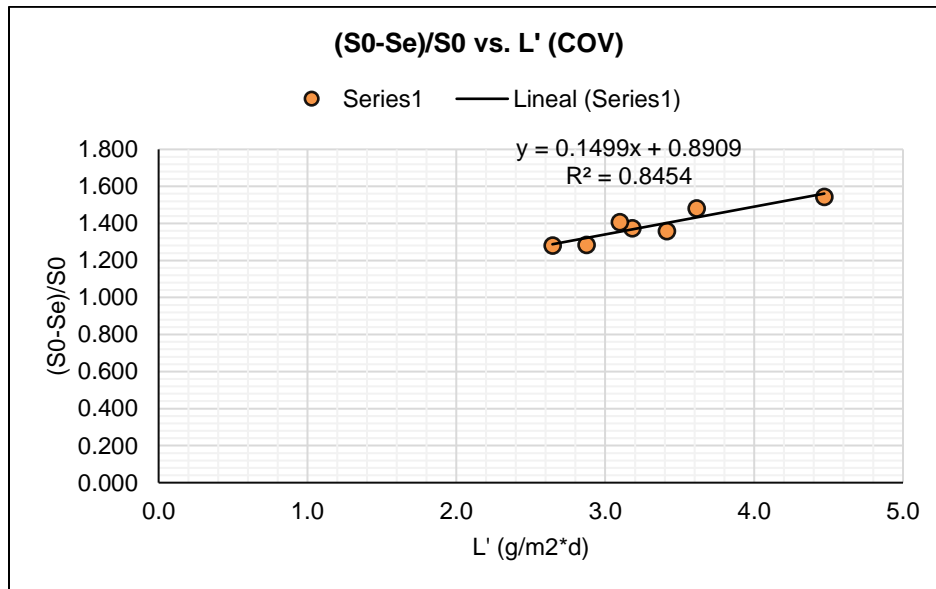
$$\frac{S_0 - S_e}{S_0} = \frac{U_{max}}{L' + K_B}$$

Tabla 2.28: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para DBO₅

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Abr	Jun	Ago	Sep	Oct	Prom
S ₀ /(S ₀ -S _e)		1.358	1.544	1.374	1.406	1.482	1.284	1.280	1.434
L'	g/m ² *d	3.4	4.5	3.2	3.1	3.6	2.9	2.6	3.1

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.18: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para DBO₅



Fuente: Elaboración propia, 2024

De la evaluación se tiene el siguiente cuadro de resultados Umax y Kb con un valor de R²=0.8454.

Tabla 2.29: Resultados y constantes Kb y Umax de Stover-Kincannon para DBO₅ según la formula en función de la carga orgánica en superficie

1/Umax	0.150	Umax	6.6701	g/m ² *d	R	0.919434
Kb/Umax	0.891	Kb	5.9426	g/m ² *d	R²	0.8454

Fuente: Elaboración propia, 2024

2.6.2.2. Evaluación para DQO

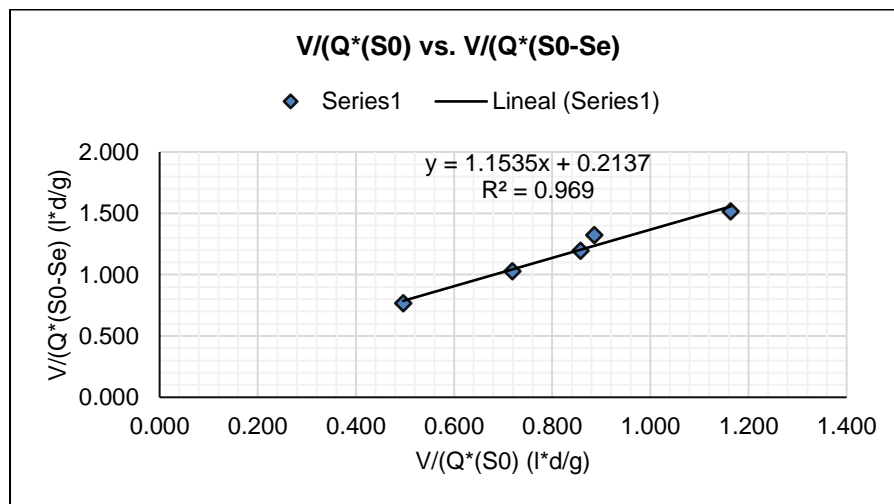
El modelo Stover kincannon correspondiente al recíproco de la tasa de eliminación de DQO, $[V/(Q(S_0-S))]$ versus el recíproco de la tasa de carga orgánica total, $V/(Q.S_0)$. Donde se toman en cuenta solamente los meses de enero, febrero, abril, agosto y octubre, el resto de meses fueron descartados por la variabilidad de resultados respecto al ajuste.

Tabla 2.30: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para DQO

Etiquetas de fila	Unidad	Enero	Febrero	Abril	Agosto	Octubre	Promedio
V/Q·(S₀-S_e)	L*d/g	1.026	0.765	1.194	1.323	1.515	1.417
V/Q·S₀	L*d/g	0.719	0.496	0.858	0.886	1.164	0.929

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.19: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para DQO



Fuente: Elaboración propia, 2024

Según la evaluación se tiene el siguiente cuadro de resultados de Umax y Kb con el valor de R² de 0.969.

Según la Ecuación 1.26:

$$\frac{ds}{dt} = \frac{V}{Q(S_0 - S_e)} = \frac{K_B}{U_{max}} * \frac{V}{Q \cdot S_0} + \frac{1}{U_{max}}$$

Tabla 2.31: Resultados y constantes Kb y Umax de Stover-Kincannon para DQO

Kb/umax	1.153	Kb	5.3971	g/L*d	R	0.9844
1/umax	0.214	umax	4.6790	g/L*d	R^2	0.9690

Fuente: Elaboración propia, 2024

Según la fórmula de la ecuación 1.27 se puede hallar el valor de Kb conforme a la evaluación de la recta y el valor Umax.

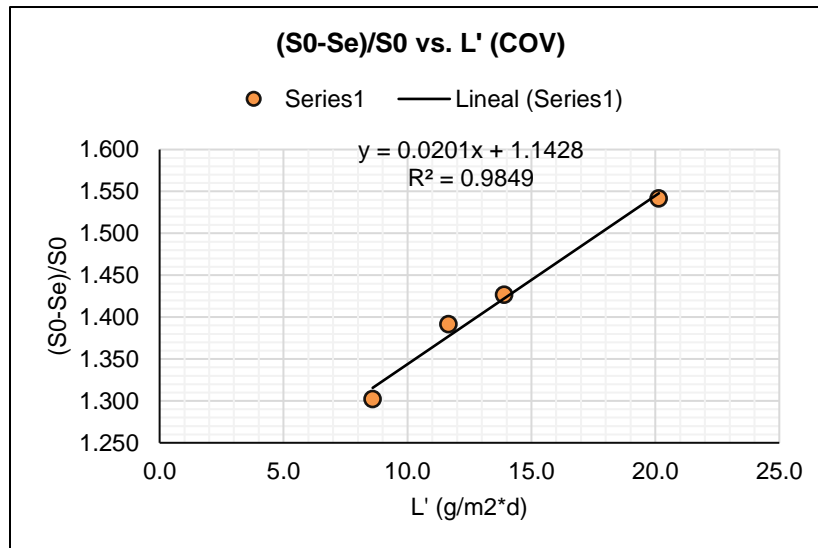
$$\frac{S_0 - S_e}{S_0} = \frac{U_{max}}{L' + K_B}$$

Tabla 2.32: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para DQO

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Abr	Oct	Prom
S₀/(S₀-S_e)		1.427	1.542	1.392	1.302	1.525
L'	g/m ² *d	13.9	20.1	11.7	8.6	10.8

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.20: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para DQO



Fuente: Elaboración propia, 2024

De la evaluación se tiene el siguiente cuadro de resultados Umax y Kb con un valor de R^2=0.9849.

Tabla 2.33: Resultados y constantes K_b y U_{max} de Stover-Kincannon para DQO según la fórmula en función de la carga orgánica en superficie

1/U_{max}	0.020	U_{max}	49.7325	$g/m^2 \cdot d$	R	0.992422073
K_b/U_{max}	1.143	K_b	56.8318	$g/m^2 \cdot d$	R^2	0.9849

Fuente: Elaboración propia, 2024

2.6.2.3. Evaluación para el nitrógeno

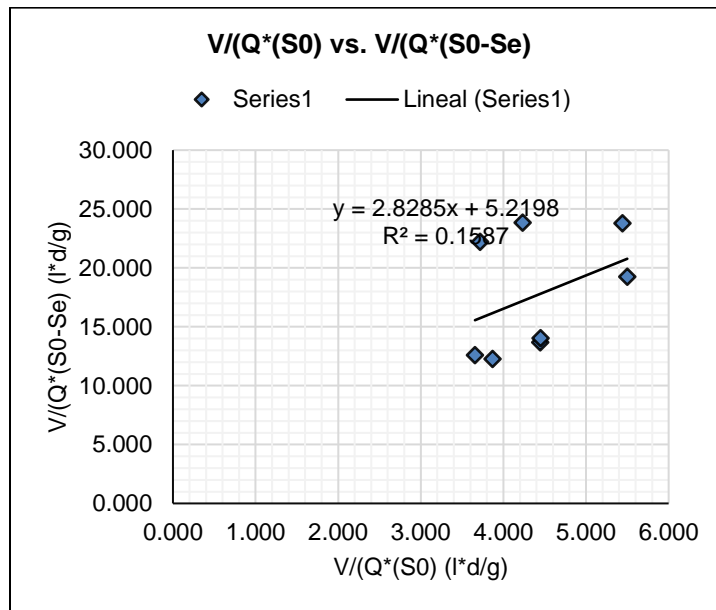
El modelo Stover kincannon correspondiente al recíproco de la tasa de eliminación de Nitrógeno, $[V/(Q(S_0-S))]$ versus $V/(Q \cdot S_0)$. Donde se toman en cuenta solamente los meses de enero, febrero, marzo, agosto, septiembre, octubre, noviembre y diciembre, el resto de los meses fueron descartados por la variabilidad de resultados respecto al ajuste.

Tabla 2.34: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para NH_3

Etiquetas de fila	Unidad	Enero	Febrero	Marzo	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Promedio
$V/Q \cdot (S_0 - S_e)$	L^*d/g	23.831	23.780	19.255	12.254	22.219	12.588	13.678	14.043	18.904
$V/Q \cdot S_0$	L^*d/g	4.234	5.441	5.499	3.870	3.717	3.656	4.446	4.451	4.555

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.21: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para NH_3



Fuente: Elaboración propia, 2024

Según la evaluación se tiene el siguiente cuadro de resultados de U_{max} y K_b con el valor de R^2 de 0.1587.

Según la Ecuación 1.26:
$$\frac{ds}{dt} = \frac{V}{Q(S_0 - S_e)} = \frac{K_B}{U_{\max}} * \frac{V}{Q \cdot S_0} + \frac{1}{U_{\max}}$$

Tabla 2.35: Resultados y constantes Kb y Umax de Stover-Kincannon para NH₃

Kb/Umax	2.829	Kb	0.5419	g/L*d	R	0.3983
1/Umax	5.220	Umax	0.1916	g/L*d	R^2	0.1587

Fuente: Elaboración propia, 2024

Según la fórmula de la ecuación 1.27 se puede hallar el valor de Kb conforme a la evaluación de la recta y el valor Umax.

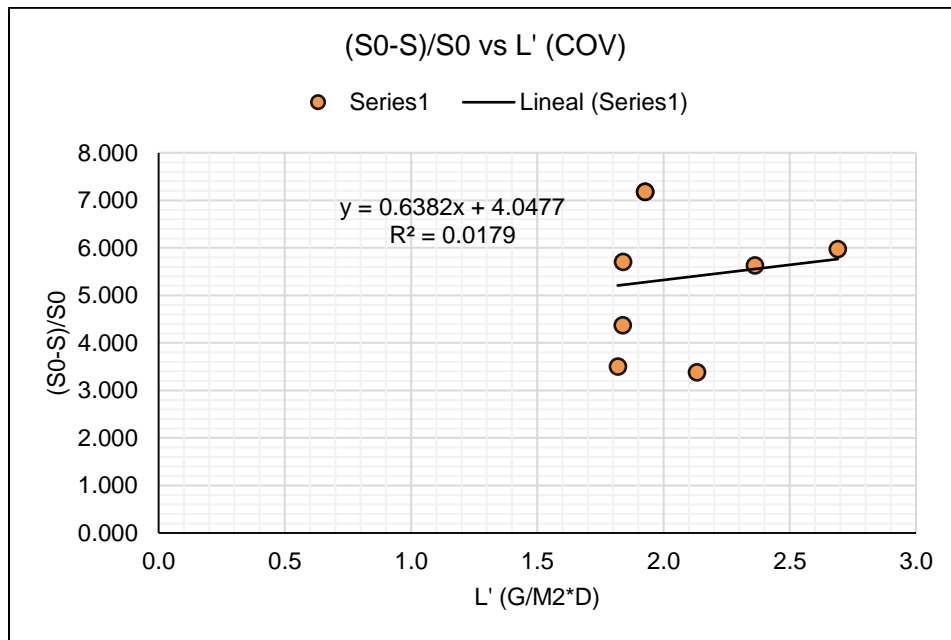
$$\frac{S_0 - S_e}{S_0} = \frac{U_{\max}}{L' + K_B}$$

Tabla 2.36: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para NH₃

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Sep	Prom
S0/(S0-S)		5.629	4.370	3.501	5.706	7.184	7.184	3.382	5.977	4.150
L'	g/m2*d	2.4	1.8	1.8	1.8	1.9	1.9	2.1	2.7	2.2

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.22: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para NH₃



Fuente: Elaboración propia, 2024

De la evaluación se tiene el siguiente cuadro de resultados U_{max} y K_b con un valor de $R^2=0.0179$

Tabla 2.37: Resultados y constantes K_b y U_{max} de Stover-Kincannon para NH_3 según la fórmula en función de la carga orgánica en superficie

1/ U_{max}	0.638	U_{max}	1.5669	$g/m^2 \cdot d$	R	0.133811
K_b/U_{max}	4.048	K_b	6.3424	$g/m^2 \cdot d$	R^2	0.0179

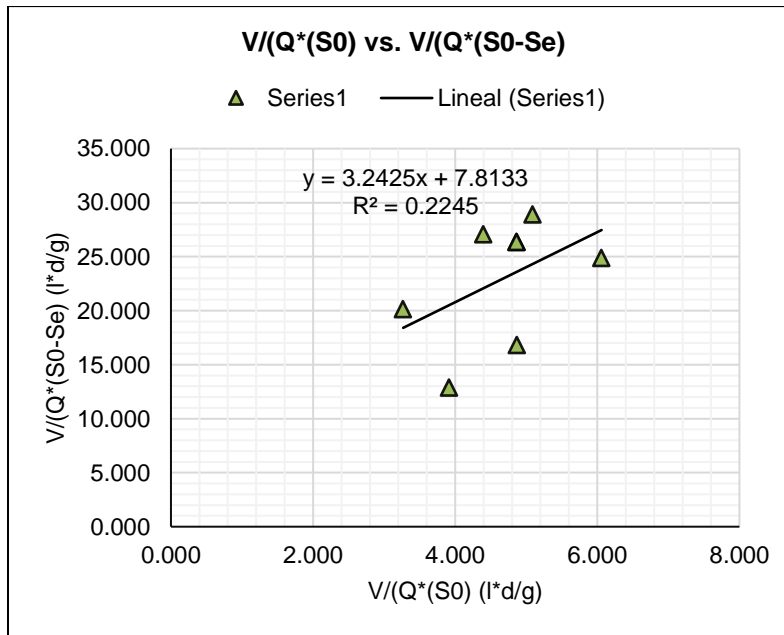
Fuente: Elaboración propia, 2024

Tabla 2.38: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para NT

Etiquetas de fila	Unidad	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Septiembre	Noviembre	Promedio
$V/Q \cdot (S_0 - S_e)$	L^*d/g	27.087	24.890	16.820	28.909	26.379	26.379	20.153	12.900	16.820
$V/Q \cdot S_0$	L^*d/g	4.394	6.060	4.869	5.089	4.863	4.863	3.268	3.914	4.143

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.23: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon para NT



Fuente: Elaboración propia, 2024

De la evaluación se tiene el siguiente cuadro de resultados U_{max} y K_b con un valor de $R^2=0.2245$.

Tabla 3.11: Resultados y constantes K_b y U_{max} de Stover-Kincannon para NT

K_b/U_{max}	3.242	K_b	0.4150	$g/L \cdot d$	R	0.4738
1/ U_{max}	7.813	U_{max}	0.1280	$g/L \cdot d$	R^2	0.2245

Fuente: Elaboración propia, 2024

Según la fórmula de la ecuación 1.27 se puede hallar el valor de Kb conforme a la evaluación de la recta y el valor Umax.

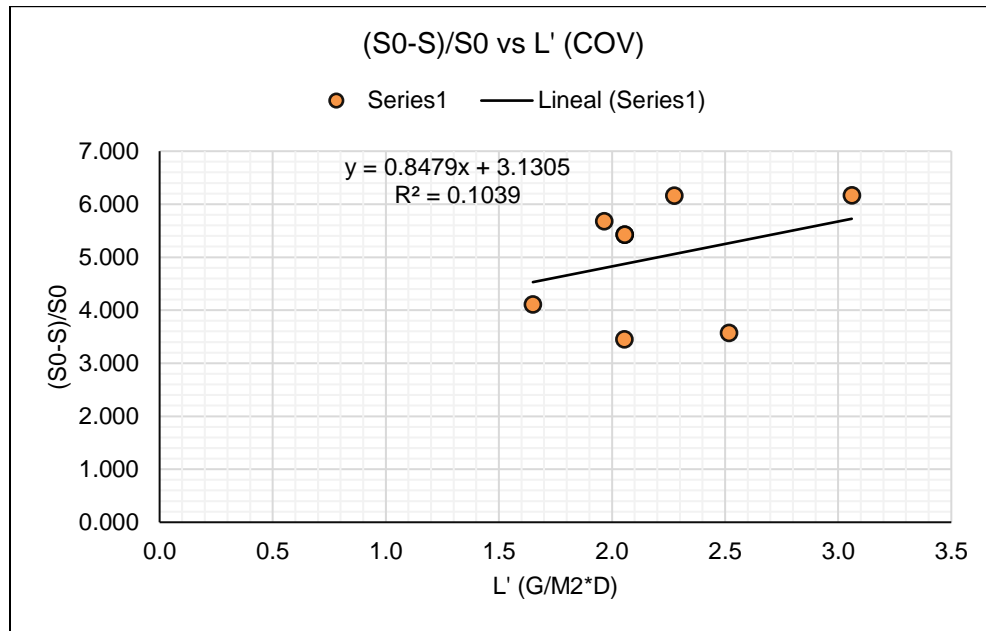
$$\frac{S_0 - S_e}{S_0} = \frac{U_{max}}{L' + K_B}$$

Tabla 2.39: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para NT

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Sep	Prom
S0/(S0-S)		6.164	4.107	3.455	5.681	5.424	5.424	3.574	6.166	4.060
L'	g/m2*d	2.3	1.7	2.1	2.0	2.1	2.1	2.5	3.1	2.4

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.24: Evaluación del modelo cinético de Stover-Kincannon en función de la carga orgánica en superficie para NT



Fuente: Elaboración propia, 2024

De la evaluación se tiene el siguiente cuadro de resultados Umax y Kb con un valor de R^2=0.1039

Tabla 2.40: Resultados y constantes Kb y Umax de Stover-Kincannon para NT según la formula en función de la carga orgánica en superficie

1/Umax	0.848	Umax	1.1794	g/m2*d	R	0.322311
Kb/Umax	3.131	Kb	3.6922	g/m2*d	R^2	0.1039

Fuente: Elaboración propia, 2024

2.6.3. Modelo cinético de segundo orden Grau

2.6.3.1. Evaluación para DBO₅

En el modelo de Grau se determinaron los valores para a y b; se calcularon graficando TRH/E versus el TRH de acuerdo con la linealización del modelo en la Ecuación 1.30, se utilizó el valor de la pendiente y la intersección de las ecuaciones obtenidas tal como se observa en la Figura 2.25 para ambos parámetros.

Los valores obtenidos fueron de a fueron de 1.440 y 0.0029554 con base DBO₅, y R² de 0.9793. La constante de velocidad de eliminación de sustrato de Grau (k_s) se calculó a partir de la Ecuación 1.31 para la cual, se obtuvo un valor de 12.940 d⁻¹ para DBO₅, con una concentración de biomasa promedio en el reactor de 2916.084 mg/L.

Tabla 2.41: Evaluación del modelo cinético de Segundo orden Grau para DBO₅

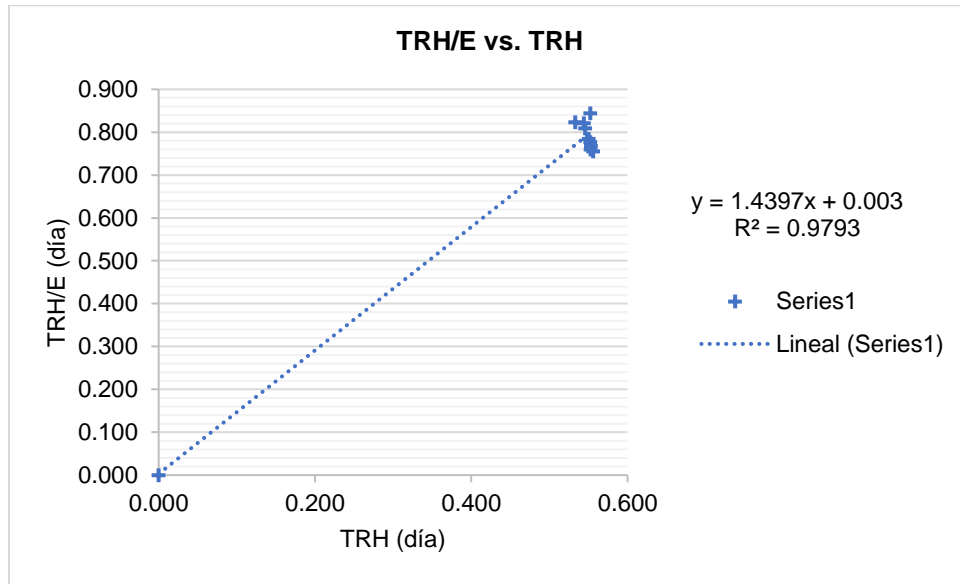
PARA LA DBO5											
Etiquetas de fila	Unid	En	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Nov	Prom
TRH = V/Q	día	0.556	0.533	0.553	0.553	0.552	0.552	0.544	0.546	0.550	0.548
E		0.736	0.648	0.720	0.728	0.654	0.711	0.663	0.675	0.701	0.697
TRH/E	día	0.755	0.823	0.768	0.760	0.844	0.777	0.821	0.809	0.785	0.786
S ₀	mg/l	189.810	238.400	136.950	175.867	160.940	171.100	180.075	197.275	164.775	171.844
S _e	mg/l	50.068	84.016	38.317	47.889	55.627	49.442	60.717	64.133	49.246	52.018
K ₂ (s)	1/día	22.025	27.663	15.891	20.407	18.675	19.854	20.895	22.891	19.120	19.940
E		0.692	0.692	0.692	0.692	0.692	0.692	0.692	0.692	0.692	0.692
Se (EVAL)	mg/l	58.453	73.443	42.176	54.162	49.565	52.694	55.465	60.761	50.748	52.927

Fuente: Elaboración propia, 2024

$$\frac{S_0 \cdot TRH}{(S_0 - S_e)} = TRH + \frac{S_0}{K_s \cdot X} \quad (1.29)$$

Se despeja K₂(s) de la ecuación 1.31: $A = \frac{S_0}{K_{2(s)} \cdot x_0} \quad (2.15)$

Figura 2.25: Evaluación del modelo cinético de Segundo orden Grau para DBO₅



Fuente: Elaboración propia, 2024

Tabla 2.42: Resultados y constantes K₂(s) y X según el modelo cinético de Segundo orden Grau para DBO₅

B	1.440	R	0.990	X	2916.084	mg/l
A	0.0029554	R²	0.9793	K₂(s) Prom	19.940	1/día

Fuente: Elaboración propia, 2024

2.6.3.2. Evaluación para DQO

En el modelo de Grau se determinaron los valores para a y b; se calcularon graficando TRH/E versus el TRH de acuerdo con la linealización del modelo en la Ecuación 1.30, se utilizó el valor de la pendiente y la intersección de las ecuaciones obtenidas tal como se observa en la Figura 2.26 para ambos parámetros.

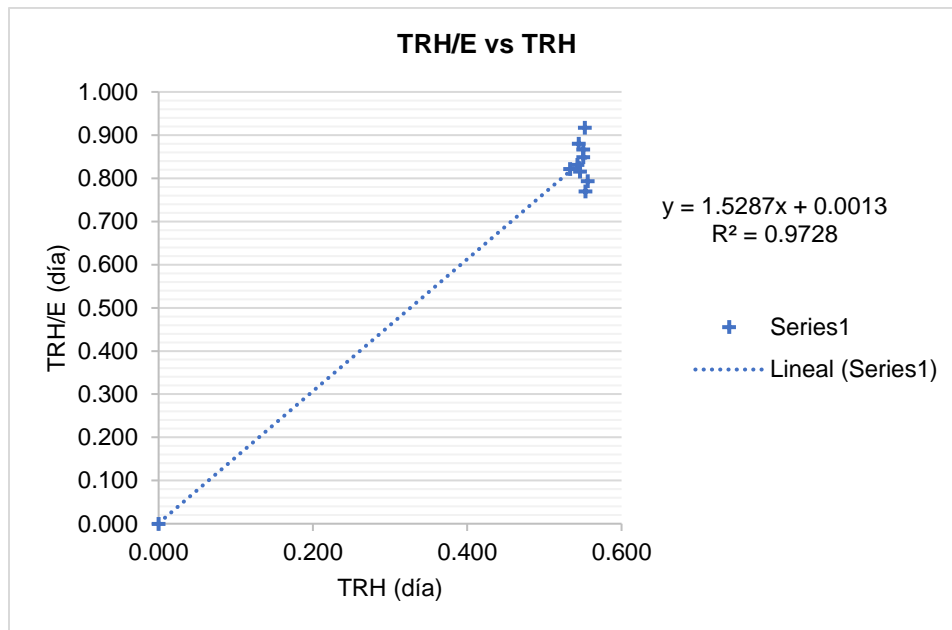
Los valores obtenidos fueron de a fueron de 1.529 y 0.0012634 con base DQO, y R² de 0.9728. La constante de velocidad de eliminación de sustrato de Grau (k_s) se calculó a partir de la Ecuación 1.31 para la cual, se obtuvo un valor de 160.176 d⁻¹ para DQO, con una concentración de biomasa promedio en el reactor de 2916.084 mg/L.

Tabla 2.43: Evaluación del modelo cinético de Segundo orden Grau para DQO

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Abr	Jun	Jul	Ago	Sep	Nov	Dic	Prom
TRH = V/Q	día	0.556	0.533	0.553	0.552	0.544	0.546	0.543	0.550	0.550	0.548
E		0.701	0.649	0.718	0.602	0.618	0.669	0.653	0.648	0.635	0.656
TRH/E	día	0.793	0.822	0.770	0.917	0.881	0.816	0.831	0.849	0.867	0.836
S0	mg/l	773.250	1073.965	644.667	504.400	503.750	616.500	507.850	557.250	520.500	590.111
Se	mg/l	231.323	377.417	181.489	200.533	192.417	203.833	176.333	196.167	190.167	203.271
K2(s)	1/día	209.886	291.510	174.984	136.911	136.735	167.339	137.847	151.256	141.281	159.111
E		0.653	0.653	0.653	0.653	0.653	0.653	0.653	0.653	0.653	0.653
Se (EVAL)	mg/l	268.165	372.499	223.576	174.930	174.713	213.815	176.136	193.262	180.516	204.660

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.26: Evaluación del modelo cinético de Segundo orden Grau para DQO



Fuente: Elaboración propia, 2024

Tabla 2.44: Resultados y constantes K2(s) y X según el modelo cinético de Segundo orden Grau para DQO

B	1.529	R	0.986	X	2916.084	mg/l
A	0.0012634	R²	0.9728	K2(s) Prom	160.176	1/día

Fuente: Elaboración propia, 2024

2.6.4. Modelo cinético de Monod

2.6.4.1. Modelo basado en Mckinney

Según la ecuación 1.19: $\frac{S_0 - S}{t_d}$ vs. S , donde t_d es el TRH (tiempo de retención hidráulico),

S_0 es la concentración de entrada y S es la concentración de salida, se tiene la siguiente evaluación.

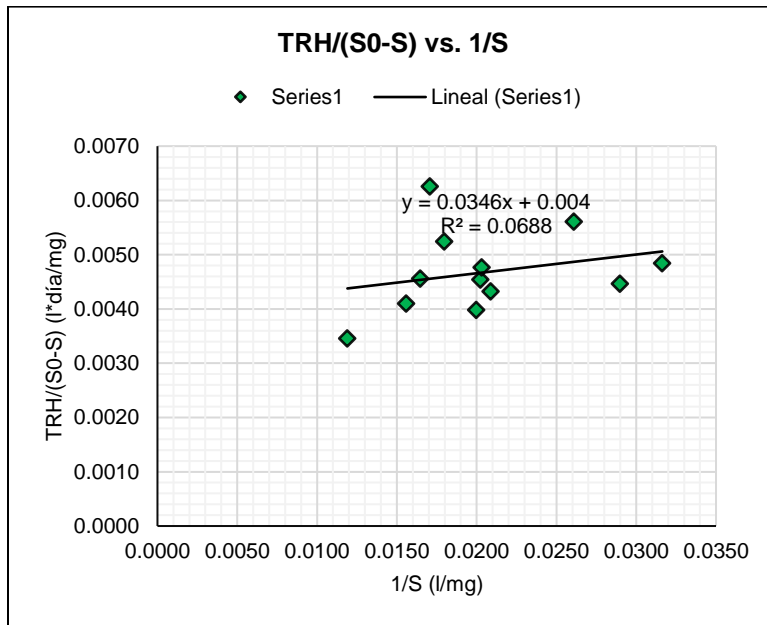
2.6.4.1.1. Evaluación para DBO_5

Tabla 2.45: Evaluación del modelo cinético de Monod basado en Mckinney para DBO_5

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ag	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
1/Se	l/mg	0.0200	0.0119	0.0261	0.0209	0.0180	0.0202	0.0165	0.0156	0.0290	0.0316	0.0203	0.0171	0.0192
TRH/($S_0 - S_e$)	l*día/mg	0.0040	0.0035	0.0056	0.0043	0.0052	0.0045	0.0046	0.0041	0.0045	0.0048	0.0048	0.0063	0.0046

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.27: Evaluación del modelo cinético de Monod basado en Mckinney para DBO_5



Fuente: Elaboración propia, 2024

Tabla 2.46: Resultados y constantes Ks y X*k según el modelo cinético de Monod basado en Mckinney para DBO₅

a	0.0346	R	0.2623	kL =	0.0346
b	0.0040	R²	0.0688		

Fuente: Elaboración propia, 2024

2.6.4.2. Modelo basado en Eckenfelder

Según la relación 1.18: $\frac{S_0 - S}{X \cdot t_d}$ vs. S, donde td es el TRH (tiempo de retención hidráulico),

S₀ es la concentración de entrada, S es la concentración de salida y X es concentración de

Biomasa, se tiene la ecuación 1.23: $\frac{TRH \cdot X}{S_0 - S_e} = \frac{K_s}{k} \frac{1}{S_e} + \frac{1}{k}$

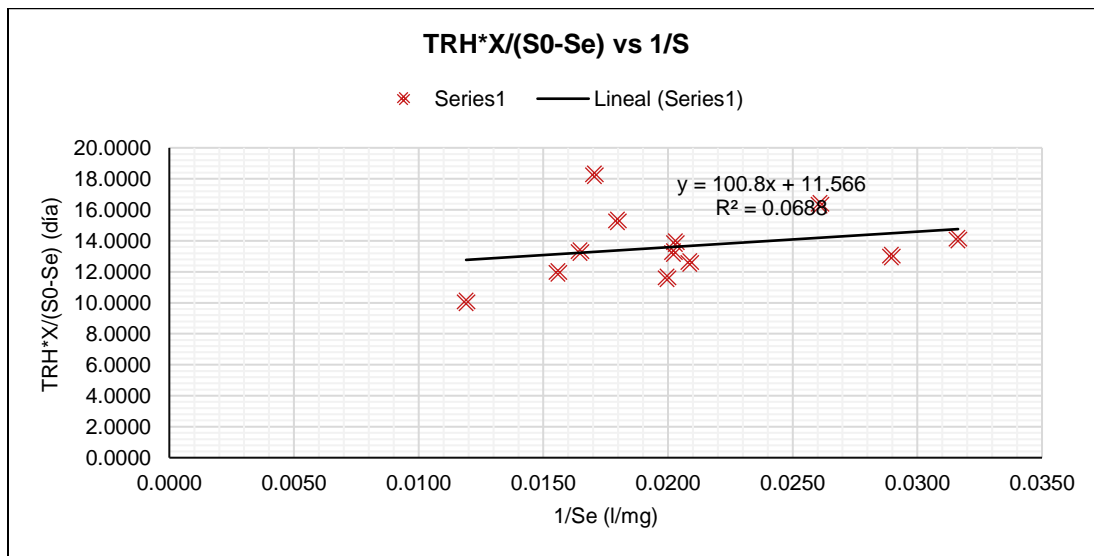
2.6.4.2.1. Evaluación para DBO₅

Tabla 2.47: Evaluación del modelo cinético de Monod basado en Eckenfelder para DBO₅

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
basado en eckenfelder	X =	2916.08	mg/l											
1/Se	l/mg	0.0200	0.0119	0.0261	0.0209	0.0180	0.0202	0.0165	0.0156	0.0290	0.0316	0.0203	0.0171	0.0192
TRH*X/(S ₀ -S _e)	día	11.6046	10.0703	16.3592	12.5991	15.2973	13.2421	13.2960	11.9577	13.0240	14.1124	13.8880	18.2522	13.3414

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.28: Evaluación del modelo cinético de Monod basado en Eckenfelder para DBO₅



Fuente: Elaboración propia, 2024

Tabla 2.48: Resultados y constantes Ks y X*k según el modelo cinético de Monod basado en Eckenfelder para DBO₅

a	100.7951	R	0.2623	k =	0.0865	1/día
b	11.5665	R²	0.0688	Ks =	8.7144	mg/l
				X*k =	252.1147	mg/l*d

Fuente: Elaboración propia, 2024

2.6.5. Evaluación de eficiencias de DBO₅

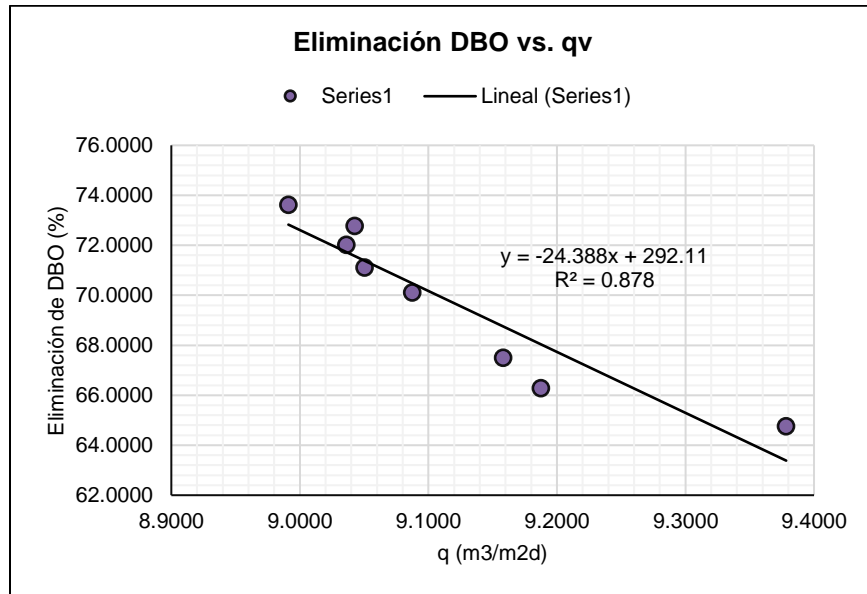
Para la evaluación se toma en cuenta las siguientes relaciones eliminación de DBO en % respecto la carga hidráulica q.

Tabla 2.49: Evaluación de la eficiencia de DBO₅ vs. la tasa de aplicación superficial qv

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	Jun	Jul	Ago	Nov	Prom
(S ₀ -S _e)/S ₀	%	73.6219	64.7585	72.0214	72.7698	71.1036	66.2826	67.4904	70.1133	69.7298
q (promedio por filtro)	m3/m2d	8.9911	9.3783	9.0361	9.0427	9.0505	9.1875	9.1581	9.0874	9.1205

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.29: Evaluación de la eficiencia de DBO₅ vs. la tasa de aplicación superficial qv



Fuente: Elaboración propia, 2024

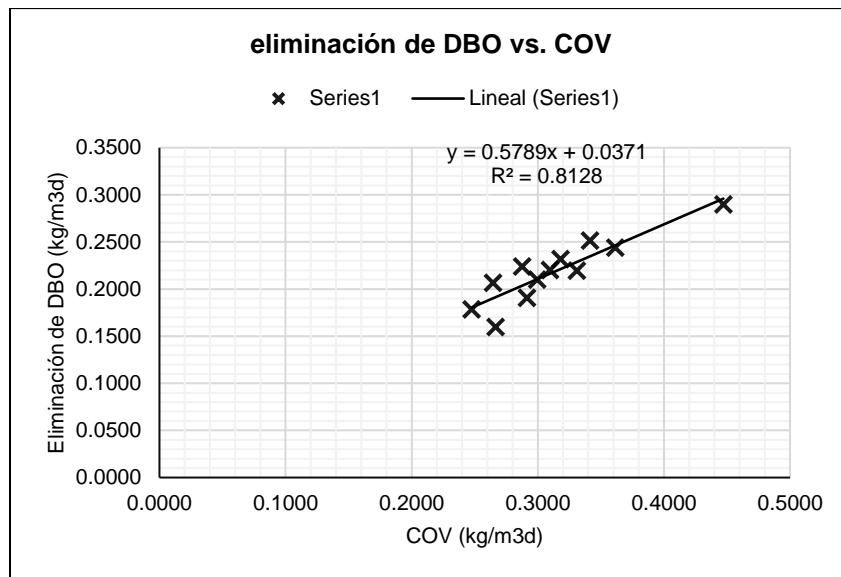
Otra relación importante es la eliminación de DBO como carga orgánica volumétrica en kg/m³*d respecto la carga orgánica volumétrica COV en kg/m³*d.

Tabla 2.50: Evaluación de la eliminación de DBO₅ vs. la carga orgánica volumétrica

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
COV = L/V (eliminación de DBO)	kg/m ³ d	0.2513	0.2896	0.1783	0.2315	0.1906	0.2202	0.2193	0.2439	0.2239	0.2066	0.2100	0.1598	0.2186
COV = L/V	kg/m ³ d	0.3413	0.4472	0.2475	0.3181	0.2913	0.3097	0.3309	0.3613	0.2875	0.2645	0.2995	0.2664	0.3135

Fuente: Elaboración propia, 2024

Tabla 2.51: Evaluación de la eficiencia de DBO₅ vs. la tasa de aplicación superficial qv



Fuente: Elaboración propia, 2024

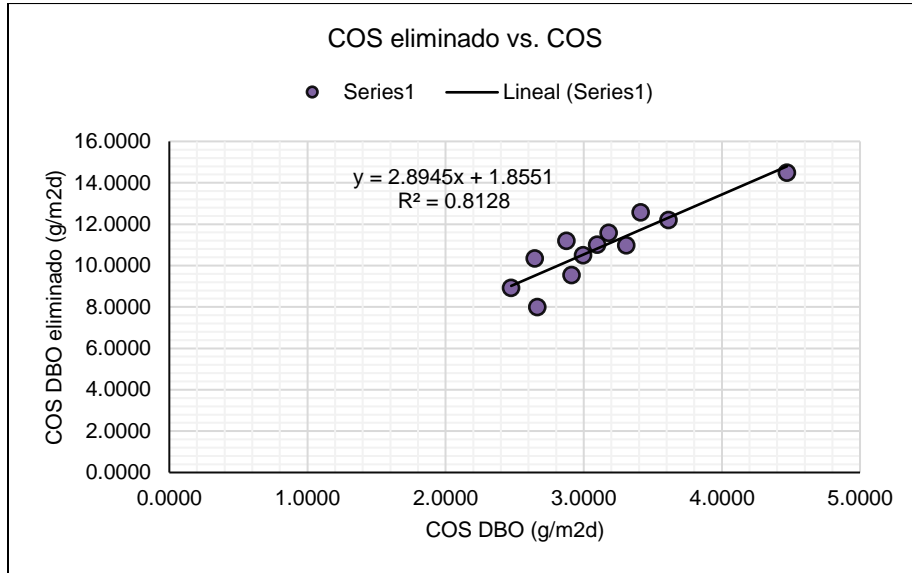
Otra relación importante es la eliminación de DBO como carga orgánica superficial COS en kg/m²*d respecto la carga orgánica superficial COS en kg/m²*d.

Tabla 2.52: Evaluación de Carga orgánica superficial de DBO eliminada vs carga orgánica superficial de DBO.

Etiquetas de fila	Unid	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Prom
COS = L/S _e (eliminación de DBO)	kg/m ² d	12.5643	14.4787	8.9127	11.5726	9.5314	11.0107	10.966	12.1933	11.195	10.3316	10.4986	7.9883	10.9287
COS = L/Se	g/m ² d	3.4132	4.4716	2.475	3.1806	2.9132	3.0971	3.3089	3.6133	2.8751	2.6454	2.9948	2.6635	3.1346

Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.30: Evaluación de Carga orgánica superficial de DBO eliminada vs carga orgánica superficial de DBO.

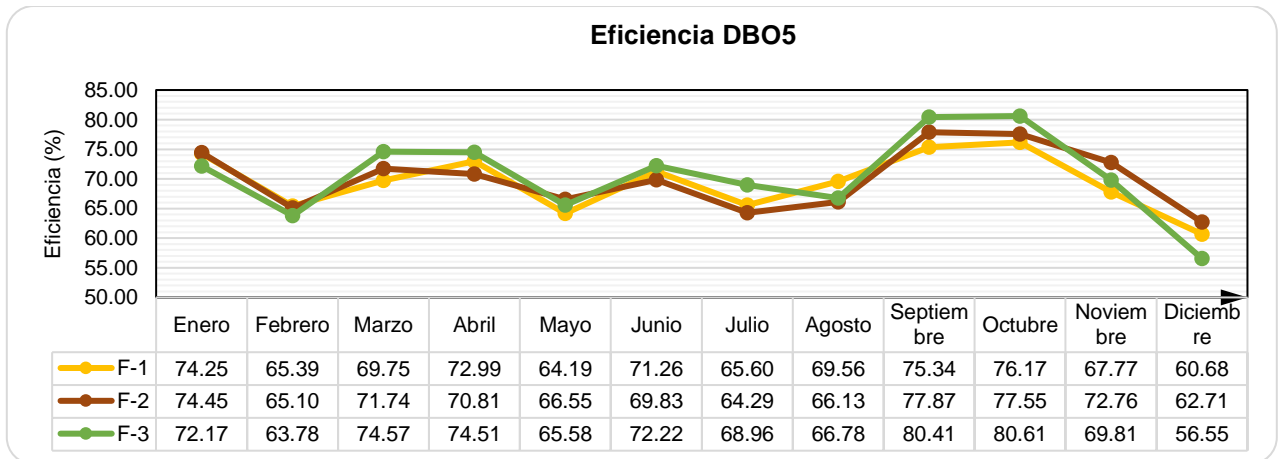


Fuente: Elaboración propia, 2024

2.6.5.1. Eficiencia en los filtros percoladores existentes en la PTAR Puchukollo

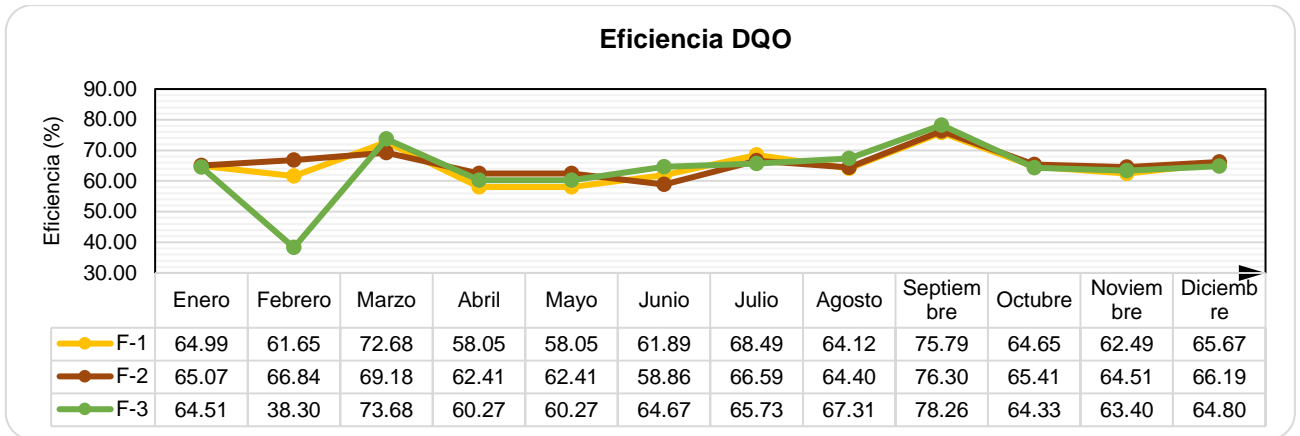
Para la evaluación de eficiencia de los filtros en funcionamiento en la PTAR Puchukollo es importante indicar el valor promedio de eficiencias por meses para la gestión 2018, presentando la Figura 2.31 para la eficiencia de DBO₅ y la figura 2.32 para las eficiencias en DQO.

Figura 2.31: Evaluación de la eficiencia para DBO₅ en los filtros percoladores PTAR Puchukollo



Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 2.32: Evaluación de la eficiencia para DQO en los filtros percoladores PTAR Puchukollo



Fuente: Elaboración propia, 2024

Concentraciones de entrada y salida del filtro percolador de Puchukollo:

Figura 2.33: Concentraciones de DQO a la entrada y salida de los filtros Percoladores

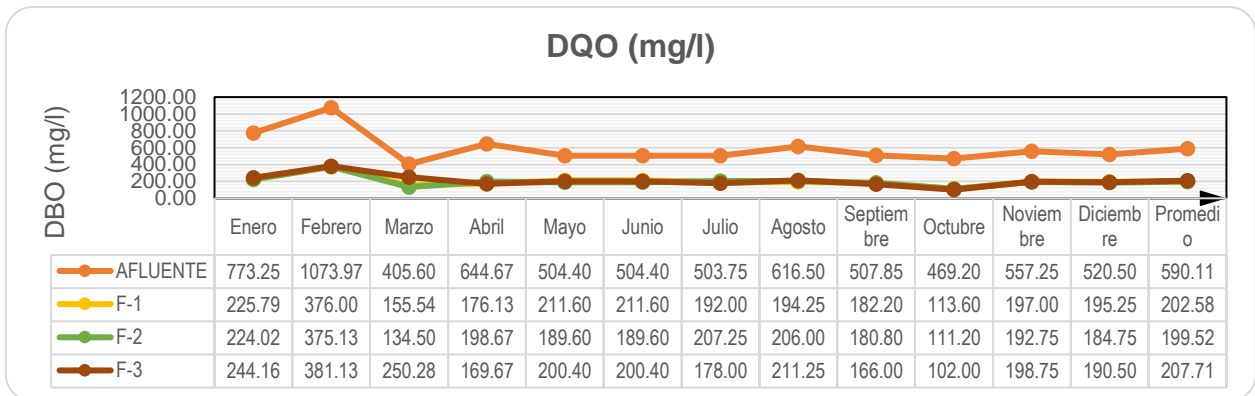


Figura 2.34: Concentraciones de Fósforo a la entrada y salida de los filtros Percoladores

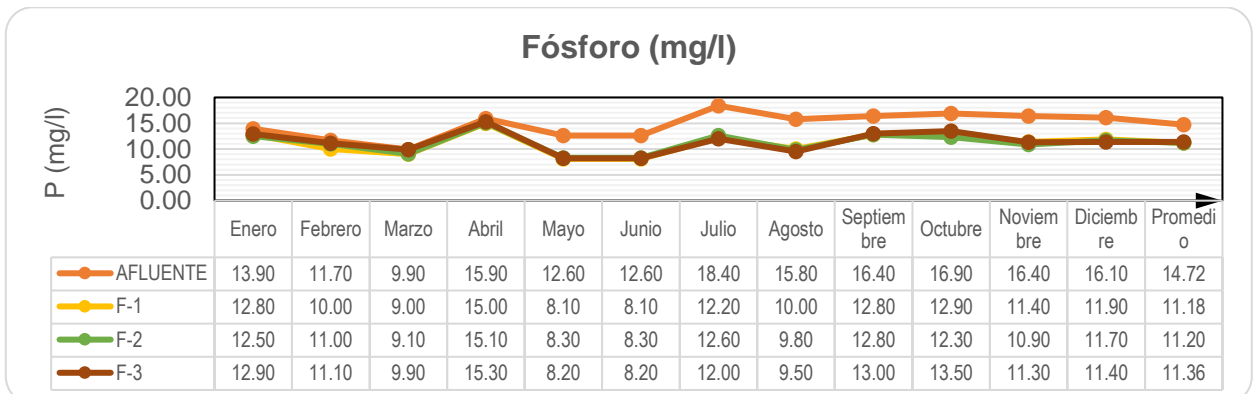


Figura 2.35: Concentraciones de Nitrógeno a la entrada y salida de los filtros Percoladores

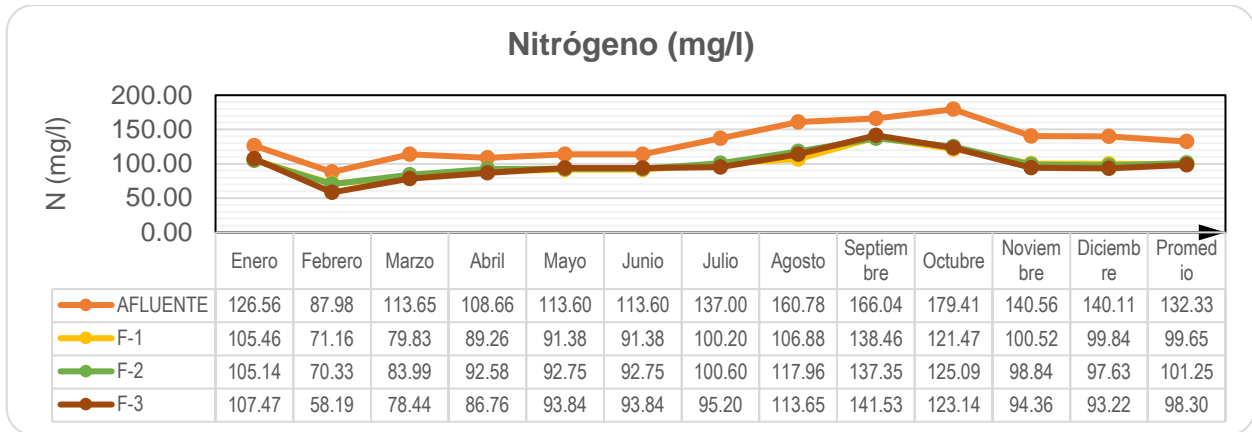


Figura 2.36: Concentraciones de NH3 a la entrada y salida de los filtros Percoladores

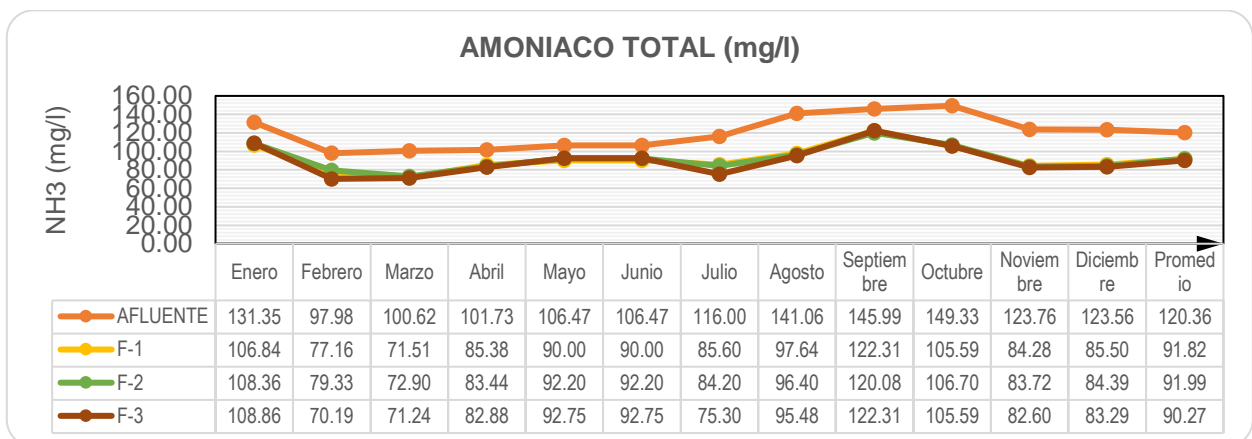
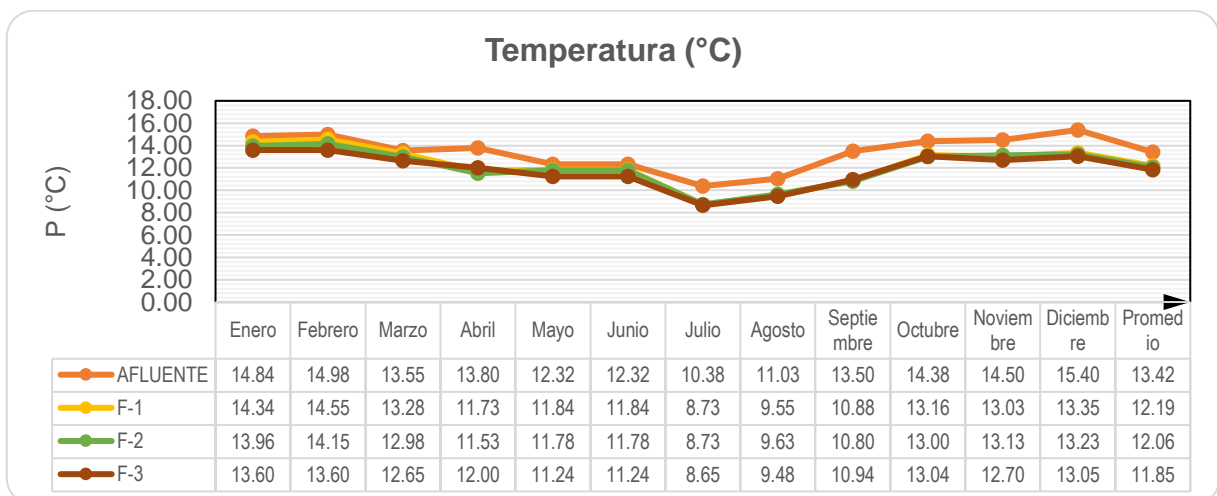


Figura 2.37: Concentraciones de Temperatura a la entrada y salida de los filtros Percoladores



2.6.6. Evaluación de eficiencias de DBO₅ a partir de los modelos matemáticos empíricos y cinéticos descritos en el punto 1.1.3.

Para esta evaluación se toma los datos de diseño de los actuales filtros percoladores existentes en la planta de Puchukollo, el diseño se resume en el siguiente cuadro que se presenta a continuación con los datos de arranque que se presenta a continuación.

Datos presentados:

DBO₅ del agua decantada:

S₀ 171.844 mg/l 0.172 kg/m³

Altura de material:

H 5.0 m 16.400 pies

Temperatura

T 13.4 °C

Caudal de alimentación:

Q 9801.909 m³/day 9801909.0 l/day 2.59 mgd

Q 113.448 l/s

W/V - Carga volumetrica DBO5

COV	kg*m-3*d-1	0.400	0.600	0.800	1.000
	lb*acre*ft-1*d-1	1088.000	1632.000	2176.000	2720.000
	lb*1000 m*ft-1*d-1	24.972	37.458	49.944	62.430

Carga hidráulica sin recirculación

Q/V	m ³ *m-3*d-1	1.561	1.561	1.561	1.561
V	m ³	6280.000	6280.000	6280.000	6280.000
H	m	5.000	5.000	5.000	5.000
A	m ²	1256.000	1256.000	1256.000	1256.000
	m ³ *m-2*d-1	7.804	7.804	7.804	7.804
	m ³ *m-2*h-1	0.325	0.325	0.325	0.325
	gpm*sq*ft-1	0.133	0.133	0.133	0.133
	mgd*acre-1	8.343	8.343	8.343	8.343

Carga hidráulica con recirculación

	m ³ *m-2*h-1	0.350	0.725	1.100	1.475
	gpm*sq*ft-1	0.143	0.297	0.450	0.603
	mgd*acre-1	8.980	18.601	28.222	37.843
Recirculación					
	R	0.076	1.230	2.383	3.536
QT	m ³ /day	10550.400	21854.400	33158.400	44462.400
	l/s	122.111	252.944	383.778	514.611

Tabla 2.53: Evaluación de eficiencias utilizando los modelos matemáticos para filtros percoladores descritos en el punto 1.1.3, para los filtros percoladores de la PTAR Puchukollo bajo diferentes recirculaciones y Carga Orgánica Volumétrica

Variable	Unidades	col 1	col 2	col 3	col 4
R	R	0.076	1.230	2.383	3.536
COV	kg*m-3*d-1	0.400	0.600	0.800	1.000
Formula de NRC (National Research Council)					
S0	mg/l	171.844	171.844	171.844	171.844
Carga volumétrica DBO5					
COV	kg*m-3*d-1	0.400	0.600	0.800	1.000
COV	lb*acre*ft-1*d-1	1088.000	1632.000	2176.000	2720.000
Recirculación					
R		0.076	1.230	2.383	3.536
F		1.060	1.768	2.206	2.476
	(W/V*F)^1/2	32.036	30.382	31.406	33.146
E	%	78.597	79.476	78.930	78.019
Se	Se=Si (100-E)/100	36.779	35.270	36.208	37.774
Eficiencia con recirculación					
E	%	78.597	79.476	78.930	78.019
Fórmula de Galler y gotaas					
Carga volumetrica DBO5					
	kg*m-3*d-1	0.100	0.200	0.300	0.400
Recirculación					
S0	mg/l	171.844	171.844	171.844	171.844
R		0.076	1.230	2.383	3.536
L0		424.294	215.229	154.134	125.395
Q	m3/day	9801.909	9801.909	9801.909	9801.909
	m3*m-2*d-1	7.804	7.804	7.804	7.804
Qr	m3/day	10550.400	21854.400	33158.400	44462.400
QT	mgd	1.076	2.230	3.383	4.536
A	m2	1256.000	1256.000	1256.000	1256.000
A	acre	0.310	0.310	0.310	0.310
Q/A	mgd*acre-1	3.468	7.184	10.900	14.615
Q^0.28	(mgd)^0.28	1.021	1.252	1.407	1.527
(Q/A)^0.13		1.175	1.292	1.364	1.417
Se	mg/l	34.112	23.324	19.817	18.182
Eficiencia con recirculación					
E	%	80.150	86.427	88.468	89.419
Fórmula de Rankin					
V	m3	6280.000	6280.000	6280.000	6280.000
D	m	5.000	5.000	5.000	5.000

Variable	Unidades	col 1	col 2	col 3	col 4
R	R	0.076	1.230	2.383	3.536
COV	kg*m-3*d-1	0.400	0.600	0.800	1.000
A	m2	1256.000	1256.000	1256.000	1256.000
S0	mg/l	171.844	171.844	171.844	171.844
Carga volumetrica DBO5					
	kg*m-3*d-1	0.400	0.600	0.800	1.000
Carga hidráulica sin recirculación					
	m3*m-2*h-1	0.325	0.325	0.325	0.325
Carga hidráulica con recirculación					
	m3*m-2*h-1	0.350	0.725	1.100	1.475
	m3*m-2*h-1	1.130	1.130	1.130	1.130
R	sin recirculación	0.076	1.230	2.383	3.536
R	con recirculación	2.475	2.475	2.475	2.475
Recirculación					
R	según el caso	2.475	2.475	2.475	3.536
Eficiencia sin recirculación					
E<=1.13 m3*m-2*h-1	%	66.000	0.660	0.660	0.660
Se	mg/l	58.427	170.710	170.710	170.710
Eficiencia con recirculación					
E>1.13 m3*m-2*h-1	%	87.422	87.422	87.422	90.072
Se	mg/l	21.615	21.615	21.615	17.061
Fórmula de Triebal					
Carga volumetrica DBO5					
COV=CV	kg*m-3*d-1	0.100	0.200	0.300	0.400
COV'=CV'	kg*m-3*d-1	0.101	0.237	0.407	0.612
Recirculación					
R		0.076	1.230	2.383	3.536
S0	mg/l	161.482	91.289	68.956	57.978
Se	mg/l	14.080	10.067	9.601	10.092
Eficiencia con recirculación					
E	%	91.281	88.973	86.077	82.593
Formula de Bruce Merkens					
V	m3	6280.000	6280.000	6280.000	6280.000
S0	mg/l	171.844	171.844	171.844	171.844
S0	g/m3	171.844	171.844	171.844	171.844
AS	m2/m3	100.000	100.000	100.000	100.000
Q	m3/day	9801.909	9801.909	9801.909	9801.909
	m3*m-2*d-1	7.804	7.804	7.804	7.804
Recirculación					

Variable	Unidades	col 1	col 2	col 3	col 4
R	R	0.076	1.230	2.383	3.536
COV	kg*m-3*d-1	0.400	0.600	0.800	1.000
R		0.076	1.230	2.383	3.536
a		1.000	1.000	1.000	1.000
b		1.000	1.000	1.000	1.000
Temp	°C	13.415	13.415	13.415	13.415
KT	$K_T = 0.1(1.08)^{T-20}$	0.060	0.060	0.060	0.060
Se	mg/l	45.605	45.605	45.605	45.605
E	%	73.462	73.462	73.462	73.462
Fórmula de Velz					
S0	mg/l	171.844	171.844	171.844	171.844
Carga volumetrica DBO5					
	kg*m-3*d-1	0.400	0.600	0.800	1.000
Carga hidráulica sin recirculación					
	m3*m-2*h-1	0.325	0.325	0.325	0.325
Carga hidráulica con recirculación					
	m3*m-2*h-1	0.350	0.725	1.100	1.475
H	(pies)	16.400	16.400	16.400	16.400
k		0.111	0.111	0.111	0.111
Se	$Se=S0 * 10^{(-kD)}$	2.613	2.613	2.613	2.613
Eficiencia sin recirculación					
E	%	98.479	98.479	98.479	98.479
Fórmula de Schulze					
H	m	5.000	5.000	5.000	5.000
V	m3	6280.000	6280.000	6280.000	6280.000
S0	mg/l	171.844	171.844	171.844	171.844
S0	g/m3	171.844	171.844	171.844	171.844
AS	m2/m3	100.000	100.000	100.000	100.000
Q	m3/day	9801.909	9801.909	9801.909	9801.909
	m3*m-2*d-1	7.804	7.804	7.804	7.804
Recirculación					
	R	0.076	1.230	2.383	3.536
Temp	°C	13.415	13.415	13.415	13.415
Ks	1/día	0.760	0.760	0.760	0.760
KT	1/día	0.606	0.606	0.606	0.606
KT	1/día	0.364	0.364	0.364	0.364
n		0.500	0.500	0.500	0.500
Se	$Se=S0 * e^{(-ksH/q^n)}$	44.094	44.094	44.094	44.094
Eficiencia sin recirculación					
E	%	74.341	74.341	74.341	74.341

Variable	Unidades	col 1	col 2	col 3	col 4
R	R	0.076	1.230	2.383	3.536
COV	kg*m-3*d-1	0.400	0.600	0.800	1.000
Fórmula germain					
considerando recirculación					
D	ft	16.400	16.400	16.400	16.400
S0	mg/l	171.844	171.844	171.844	171.844
Q	m3/day	9801.909	9801.909	9801.909	9801.909
Q	l/s	113.448	113.448	113.448	113.448
Q	mgd	2.590	2.590	2.590	2.590
q	m3/(m2*h)	1.000	1.000	1.000	1.000
	mgd*acre-1	25.656	25.656	25.656	25.656
	m3*m-2*d-1	7.804	7.804	7.804	7.804
QR	m3/day	10550.400	21854.400	33158.400	44462.400
QT	m3/day	20352.309	31656.309	42960.309	54264.309
Q	l/s	235.559	366.392	497.226	628.059
A	m2	1256.000	1256.000	1256.000	1256.000
A	acre	0.310	0.310	0.310	0.310
Recirculación					
R		0.076	1.230	2.383	3.536
Coefficientes biocinéticos					
k20_6		0.270	0.270	0.270	0.270
n		0.500	0.500	0.500	0.500
θ		1.035	1.035	1.035	1.035
kT_6		0.215	0.215	0.215	0.215
kT_H		0.236	0.236	0.236	0.236
(Q/A)^n		0.433	0.540	0.629	0.707
Se	mg/l	11.290	19.366	26.380	32.433
E	%	93.430	88.731	84.649	81.127
Fórmula de Eckenfelder					
considerando recirculación					
H	ft	16.400	16.400	16.400	16.400
H	m	5.000	5.000	5.000	5.000
S0	mg/l	171.844	171.844	171.844	171.844
Q	m3/day	9801.909	9801.909	9801.909	9801.909
Q	mgd	2.590	2.590	2.590	2.590
Q	m3/(m2*h)	1.000	1.000	1.000	1.000
	mgd*acre-1	25.656	25.656	25.656	25.656
Coefficientes biocinéticos					
k		2.850	2.850	2.850	2.850
m		0.330	0.330	0.330	0.330

Variable	Unidades	col 1	col 2	col 3	col 4
R	R	0.076	1.230	2.383	3.536
COV	kg*m-3*d-1	0.400	0.600	0.800	1.000
n		0.800	0.800	0.800	0.800
Q^n	(mgd*acre-1)^n	13.408	13.408	13.408	13.408
Carga volumetrica DBO5					
	kg*m-3*d-1	0.400	0.600	0.800	1.000
1era forma					
Recirculación					
R		0.076	1.230	2.383	3.536
S0	mg/l	161.482	91.289	68.956	57.978
Eficiencia con recirculación					
Se (1era Aprox)	mg/l	25.777	25.777	25.777	25.777
Se	mg/l	67.708	38.277	28.913	24.310
E	%	60.599	77.726	83.175	85.854
2da forma según el resultado de los coeficientes cinéticos					
A	m2	1256.000	1256.000	1256.000	1256.000
q	l/m2 s	0.090	0.090	0.090	0.090
k		0.040	0.040	0.040	0.040
n		0.803	0.803	0.803	0.803
Se	mg/l	53.460	22.231	14.033	10.253
E	%	68.890	87.063	91.834	94.034
Fórmula de Kincannon and Stover (1982)					
V	m3	6280.000	6280.000	6280.000	6280.000
S0	mg/l	171.844	171.844	171.844	171.844
S0	g/m3	171.844	171.844	171.844	171.844
AS	m2/m3	100.000	100.000	100.000	100.000
Q	m3/day	9801.909	9801.909	9801.909	9801.909
Modelo en base a ecuación 2.32					
Umax	g/m2*d	6.670	6.670	6.670	6.670
Kb	g/m2*d	5.943	5.943	5.943	5.943
Se	mg/l	38.946	38.946	38.946	38.946
E	%	77.337	77.337	77.337	77.337
Modelo en base a ecuación 2.33					
Umax	g/L*d	0.636	0.636	0.636	0.636
Kb	g/L*d	0.551	0.551	0.551	0.551
Se	mg/l	38.491	38.491	38.491	38.491
E	%	77.601	77.601	77.601	77.601
Fórmula de Oleskiewicz					
V	m3	6280.000	6280.000	6280.000	6280.000
S0	mg/l	171.844	171.844	171.844	171.844

Variable	Unidades	col 1	col 2	col 3	col 4
R	R	0.076	1.230	2.383	3.536
COV	kg*m ⁻³ *d ⁻¹	0.400	0.600	0.800	1.000
S0	g/m ³	171.844	171.844	171.844	171.844
AS	m ² /m ³	100.000	100.000	100.000	100.000
Q	m ³ /day	9801.909	9801.909	9801.909	9801.909
L	kg/day	628.000	1256.000	1884.000	2512.000
K	kg/m ³ *d	2310.400	2310.400	2310.400	2310.400
k	kg/m ² *d	0.004	0.004	0.004	0.004
Se	mg/l	4.339	27.306	50.414	68.501
E	%	97.475	84.110	70.663	60.138
Manual de prácticas de gran Bretaña (IWEM, 1993)					
V	m ³	6280.000	6280.000	6280.000	6280.000
S0	mg/l	171.844	171.844	171.844	171.844
S0	g/m ³	171.844	171.844	171.844	171.844
AS	m ² /m ³	100.000	100.000	100.000	100.000
Q	m ³ /day	9801.909	9801.909	9801.909	9801.909
Qv	m ³ /m ³ *day	1.561	1.561	1.561	1.561
	m ³ *m ⁻² *d ⁻¹	7.804	7.804	7.804	7.804
Temp	°C	13.415	13.415	13.415	13.415
kCIWEM	m m ⁻¹ *d n ⁻¹	0.400	0.400	0.400	0.400
θ		1.089	1.089	1.089	1.089
m		0.732	0.732	0.732	0.732
n		1.396	1.396	1.396	1.396
Se	mg/l	26.587	26.587	26.587	26.587
E	%	84.528	84.528	84.528	84.528

Capítulo III

3. PROPUESTA

3.1. Para el modelo de Eckenfelder sin tomar en cuenta la recirculación

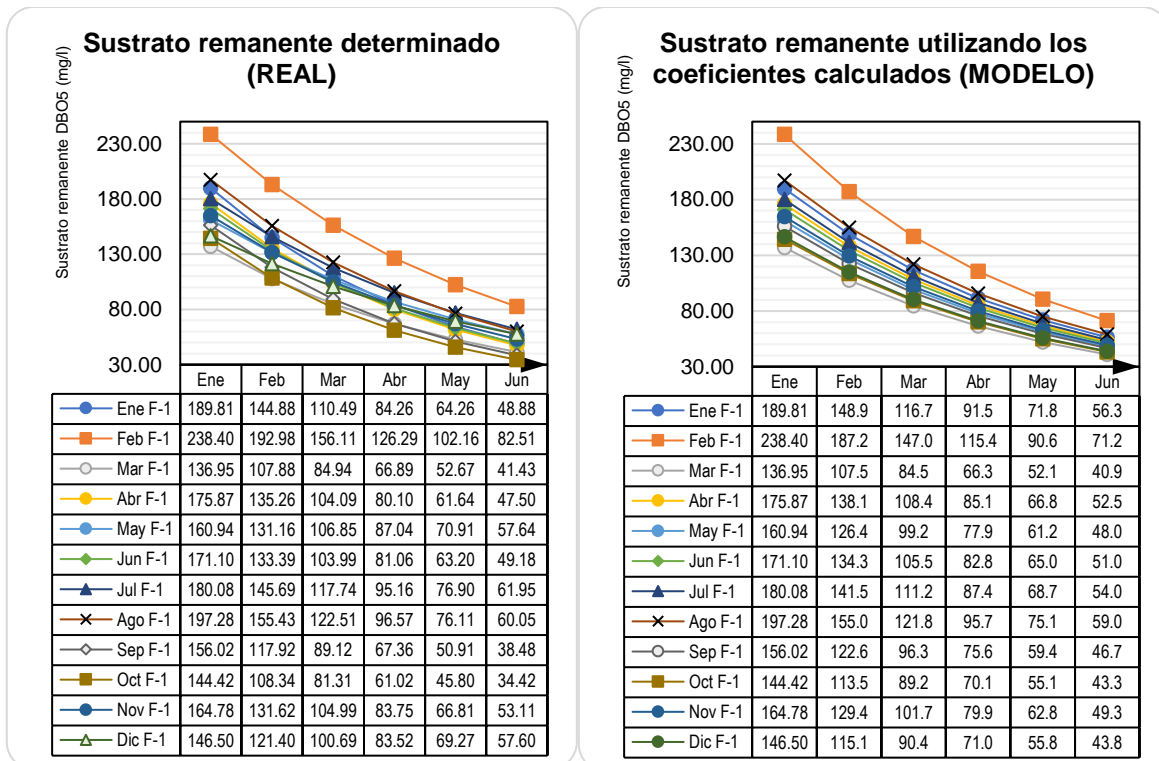
De acuerdo a las evaluaciones de los coeficientes se presenta la ecuación de Eckenfelder aplicado para el estudio de caso de los filtros percoladores en funcionamiento para la PTAR Puchukollo y sin considerar Recirculación se tiene.

$$S_e = S_a \cdot e^{\left(\frac{-0.03964 \cdot H}{q^{0.80254}}\right)} \quad (3.1)$$

Donde el valor de K y n de acuerdo a evaluación son: $K = 0.03964$
 $n = 0.80254$

Aplicando la ecuación 3.1 se elabora la figura 3.1 donde se muestra la evaluación del sustrato remanente en el filtro 1 en condiciones reales respecto a los valores del modelo con la ecuación Eckenfelder.

Figura 3.1: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder, para valores del Filtro 1 – PTAR Puchukollo, sin recirculación

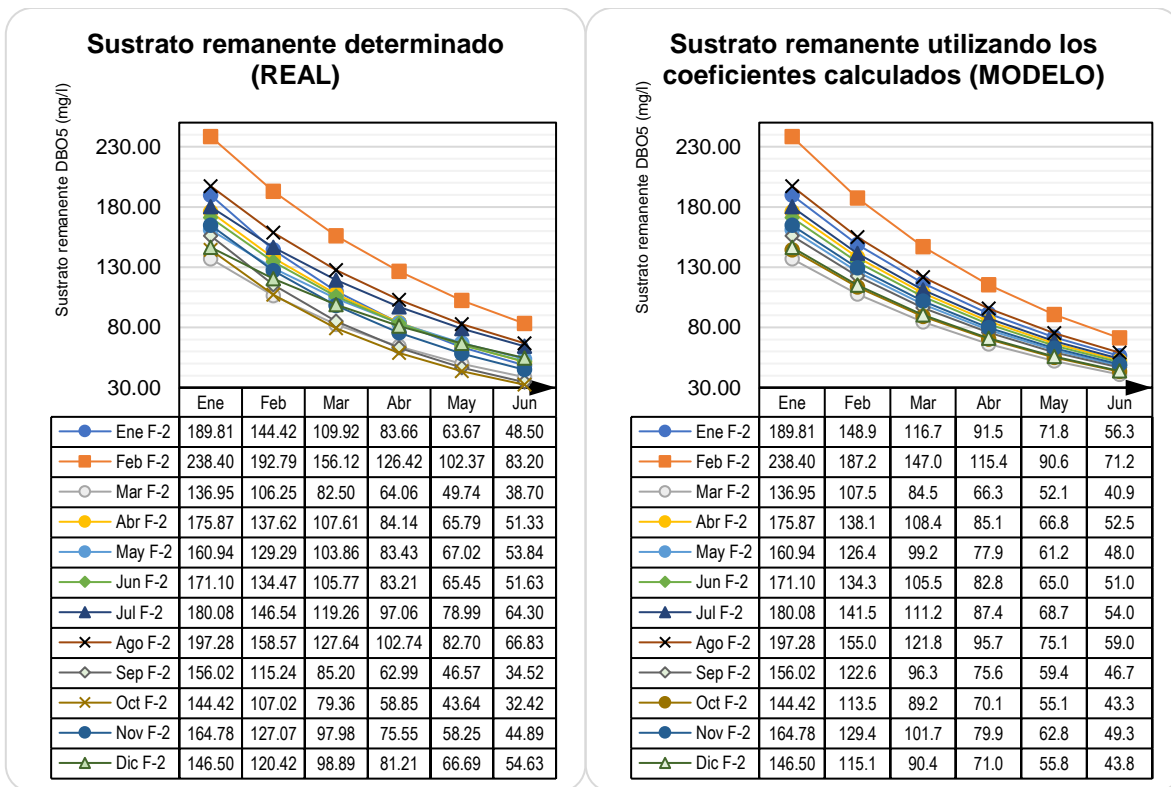


Fuente: Elaboración propia, 2024

Demanda Biológica de Oxígeno DBO5 Remanente, según Ecuación:																
Prof: Z	Unid	Tasa de filtración (l/seg/m ²)														
		FEBRERO			MARZO			JULIO			AGOSTO			OCTUBRE		
		F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3	F-1	F-2	F-3
(m)		0.1051	0.1162	0.1043	0.1051	0.1046	0.1040	0.1055	0.1049	0.1086	0.1053	0.1049	0.1077	0.1055	0.1051	0.1075
0	mg/l	238.40	238.40	238.40	136.95	136.95	136.95	180.08	180.08	180.08	197.28	197.28	197.28	144.42	144.42	144.42
1	mg/l	187.2	190.8	186.9	107.5	107.4	107.3	141.5	141.4	142.3	155.0	154.9	155.6	113.5	113.4	113.9
2	mg/l	147.0	152.6	146.6	84.5	84.3	84.1	111.2	111.0	112.4	121.8	121.6	122.8	89.2	89.0	89.8
3	mg/l	115.4	122.1	114.9	66.3	66.1	65.9	87.4	87.1	88.9	95.7	95.4	96.9	70.1	69.9	70.8
4	mg/l	90.6	97.7	90.1	52.1	51.9	51.7	68.7	68.4	70.2	75.1	74.9	76.4	55.1	54.9	55.9
5	mg/l	71.2	78.2	70.7	40.9	40.7	40.5	54.0	53.7	55.5	59.0	58.8	60.3	43.3	43.1	44.1
S (real)	mg/l	82.51	83.20	86.35	41.43	38.70	34.83	61.95	64.30	55.90	60.05	66.83	65.53	34.42	32.42	28.00
Diferencia	mg/l	11.33	5.01	15.69	0.53	-2.01	-5.65	7.99	10.63	0.42	1.01	8.01	5.22	-8.85	-10.68	-16.05
qv	m ³ /m ² *day	9.08	10.04	9.01	9.08	9.04	8.99	9.12	9.06	9.38	9.10	9.07	9.31	9.11	9.08	9.29

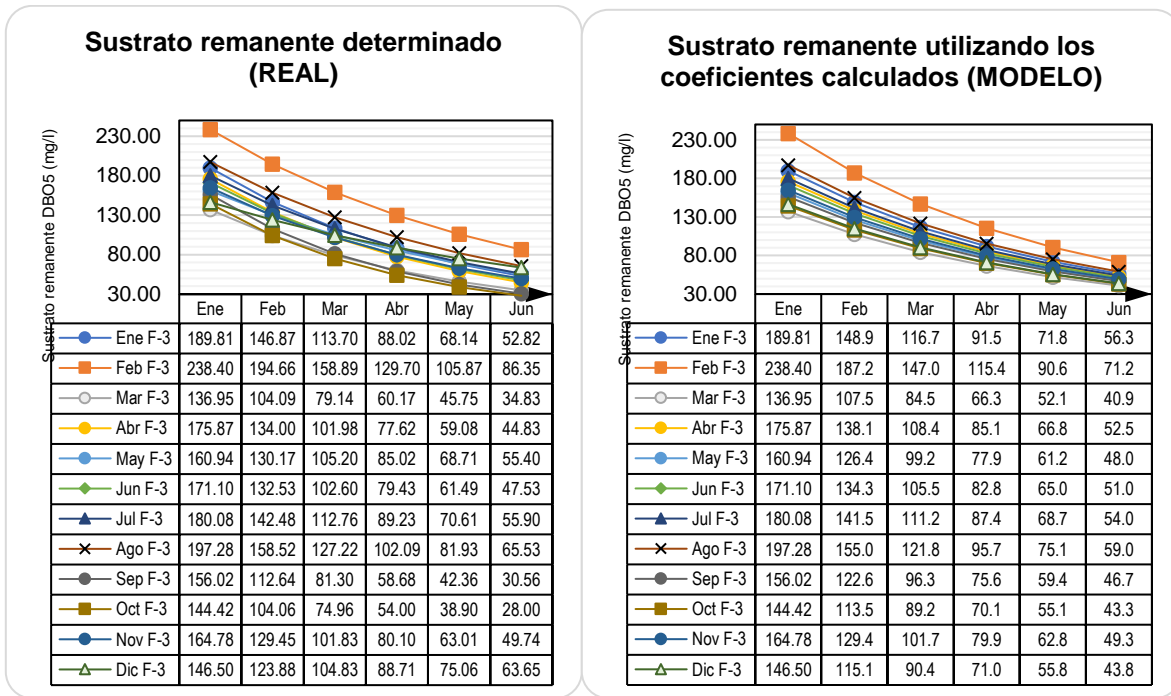
De la misma forma se elabora la figura 3.2 y 3.3, donde se muestra la evaluación del sustrato remanente en el filtro 2 y 3 respectivamente en condiciones reales respecto a los valores del modelo con la ecuación Eckenfelder.

Figura 3.2: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder, para valores del Filtro 2 – PTAR Puchukollo, sin recirculación



Fuente: Elaboración propia, 2024

Figura 3.3: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder, para valores del Filtro 3 – PTAR Puchukollo, sin recirculación



Fuente: Elaboración propia, 2024

3.2. Para el modelo de Eckenfelder tomando en cuenta la recirculación

Para el estudio de constantes considerando la recirculación se tiene:

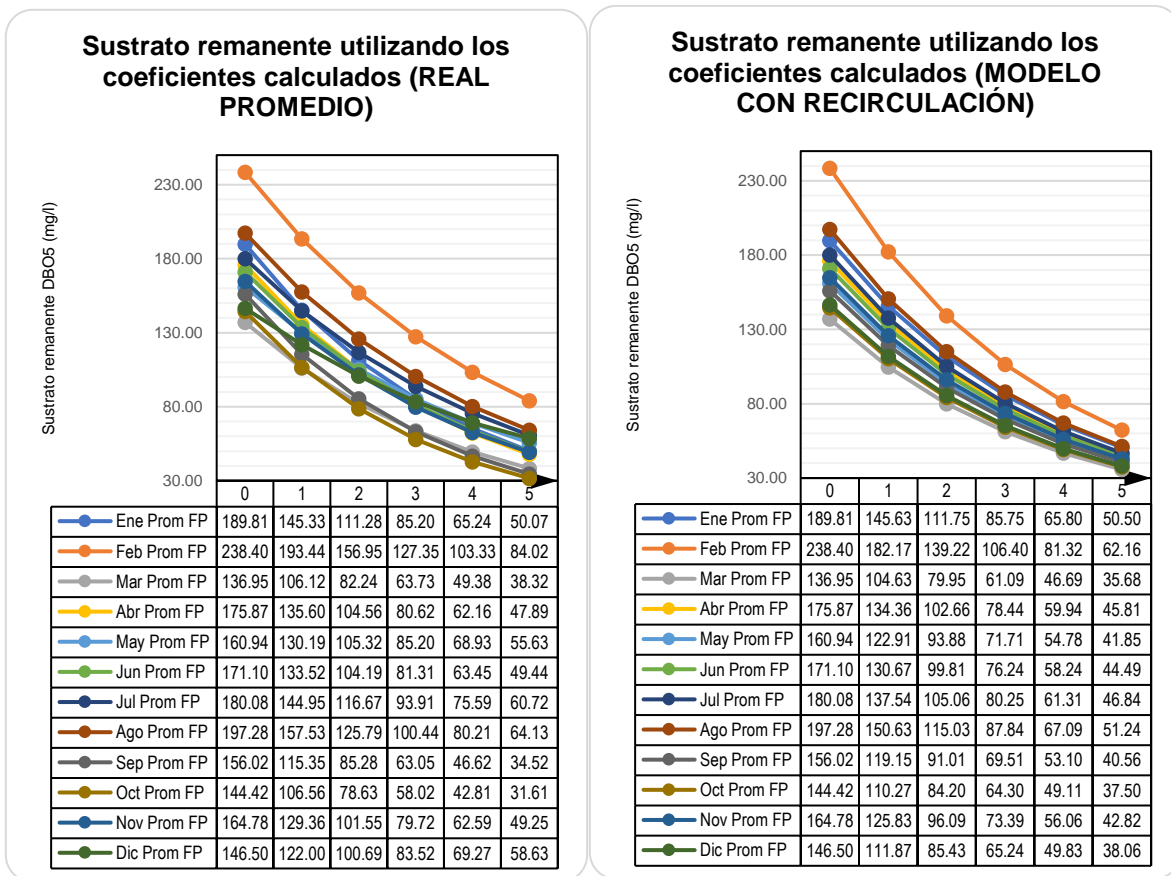
$$S_e = S_a \cdot e^{\left(\frac{-0.054356 \cdot H}{q^{0.66467}}\right)} \quad (3.2)$$

Donde el valor de K y n de acuerdo a evaluación son: $K = 0.054356$
 $n = 0.66467$

Y la formula teniendo en cuenta la recirculación tiene el siguiente tipo:

Demanda Biológica de Oxígeno DBO5 Remanente, según Ecuación:														
Prof: Z (m)	Unid	Tasa de filtración (lt/seg/m ²)												
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic	Prom
0	mg/l	189.81	238.40	136.95	175.87	160.94	171.10	180.08	197.28	156.02	144.42	164.78	146.50	171.84
1	mg/l	145.63	182.17	104.63	134.36	122.91	130.67	137.54	150.63	119.15	110.27	125.83	111.87	131.30
2	mg/l	111.75	139.22	79.95	102.66	93.88	99.81	105.06	115.03	91.01	84.20	96.09	85.43	100.33
3	mg/l	85.75	106.40	61.09	78.44	71.71	76.24	80.25	87.84	69.51	64.30	73.39	65.24	76.67
4	mg/l	65.80	81.32	46.69	59.94	54.78	58.24	61.31	67.09	53.10	49.11	56.06	49.83	58.59
5	mg/l	50.50	62.16	35.68	45.81	41.85	44.49	46.84	51.24	40.56	37.50	42.82	38.06	44.78
R		0.13	0.20	0.16	0.16	0.16	0.16	0.18	0.18	0.18	0.18	0.17	0.17	0.17
S F-1 (real)	mg/l	48.88	82.51	41.43	47.50	57.64	49.18	61.95	60.05	38.48	34.42	53.11	57.60	52.73
S F-2 (real)	mg/l	48.50	83.20	38.70	51.33	53.84	51.63	64.30	66.83	34.52	32.42	44.89	54.63	52.06
S F-3 (real)	mg/l	52.82	86.35	34.83	44.83	55.40	47.53	55.90	65.53	30.56	28.00	49.74	63.65	51.26
Diferencia F-1	mg/l	-1.62	20.34	5.75	1.69	15.79	4.69	15.11	8.81	-2.08	-3.08	10.29	19.54	7.95
Diferencia F-2	mg/l	-2.00	21.04	3.02	5.53	11.99	7.14	17.46	15.58	-6.04	-5.08	2.07	16.56	7.28
Diferencia F-3	mg/l	2.33	24.18	-0.85	-0.97	13.55	3.04	9.06	14.28	-10.00	-9.50	6.92	25.59	6.48
qv	m ³ /m ² *day	7.99	7.81	7.80	7.80	7.78	7.78	7.79	7.78	7.79	7.77	7.78	7.78	7.80

Figura 3.4: Evaluación del sustrato remanente Real versus el sustrato remanente utilizando los coeficientes calculados por el modelo Eckenfelder, para valores promedio del Filtro – PTAR Puchukollo, con recirculación



Fuente: Elaboración propia, 2024

3.3. Evaluación de los Modelos Cinéticos

3.3.1. Modelo de la fórmula de Oleszkiewicz

El valor de K es de 2310.4 kg/m³.d con un ajuste de correlación de R² = 0.9714.

3.3.2. Modelo de Stover-Kincannon

Para la evaluación de DBO₅ el valor de U_{max} y K_b se tiene un valor de 0.6358 g/L*d y 0.5511 g/L*d respectivamente con el valor de R² de ajuste de correlación de 0.9327

Para la evaluación de DBO₅ el valor de U_{max} y K_b se tiene un valor de 6.6701 g/m²*d y 5.9426 g/m²*d respectivamente con el valor de R² de ajuste de correlación de 0.8454, esta formula considerando la carga orgánica L'.

Para la evaluación de DQO el valor de U_{max} y K_b se tiene un valor de 4.6790 g/L*d y 5.3971 g/L*d respectivamente con el valor de R^2 de ajuste de correlación de 0.969

Para la evaluación de DQO el valor de U_{max} y K_b se tiene un valor de 49.7325 g/m²*d y 56.8318 g/m²*d respectivamente con el valor de R^2 de ajuste de correlación de 0.9849, esta formula considerando la carga orgánica L' .

Para la evaluación de NH_3 el valor de U_{max} y K_b se tiene un valor de 0.1916 g/L*d y 0.5419 g/L*d respectivamente con el valor de R^2 de ajuste de correlación de 0.1587

Para la evaluación de NH_3 el valor de U_{max} y K_b se tiene un valor de 1.5669 g/m²*d y 6.3424 g/m²*d respectivamente con el valor de R^2 de ajuste de correlación de 0.0179, esta formula considerando la carga orgánica L' .

Para la evaluación de NT el valor de U_{max} y K_b se tiene un valor de 0.1280 g/L*d y 0.4150 g/L*d respectivamente con el valor de R^2 de ajuste de correlación de 0.2245

Para la evaluación de NT el valor de U_{max} y K_b se tiene un valor de 1.1794 g/m²*d y 3.6922 g/m²*d respectivamente con el valor de R^2 de ajuste de correlación de 0.1039, esta formula considerando la carga orgánica L' .

3.3.3. Modelo cinético de segundo orden Grau

Considerando valores de DBO_5 el valor de X igual a 2916.084 mg/l y $K_{2(s) Prom}$ igual a 19.940 1/día, con el valor de R^2 de ajuste de correlación de 0.9793.

Considerando valores de DQO el valor de X igual a 2916.084 mg/l y $K_{2(s) Prom}$ igual a 160.176 1/día, con el valor de R^2 de ajuste de correlación de 0.9728.

3.3.4. Modelo cinético de Monod

3.3.4.1. Modelo basado en Mckinney

Para el modelo de Mckinney basado en el modelo cinético de monod para DBO_5 se tiene un valor de K_L igual a 0.0346 con un ajuste de R^2 de correlación de 0.0688.

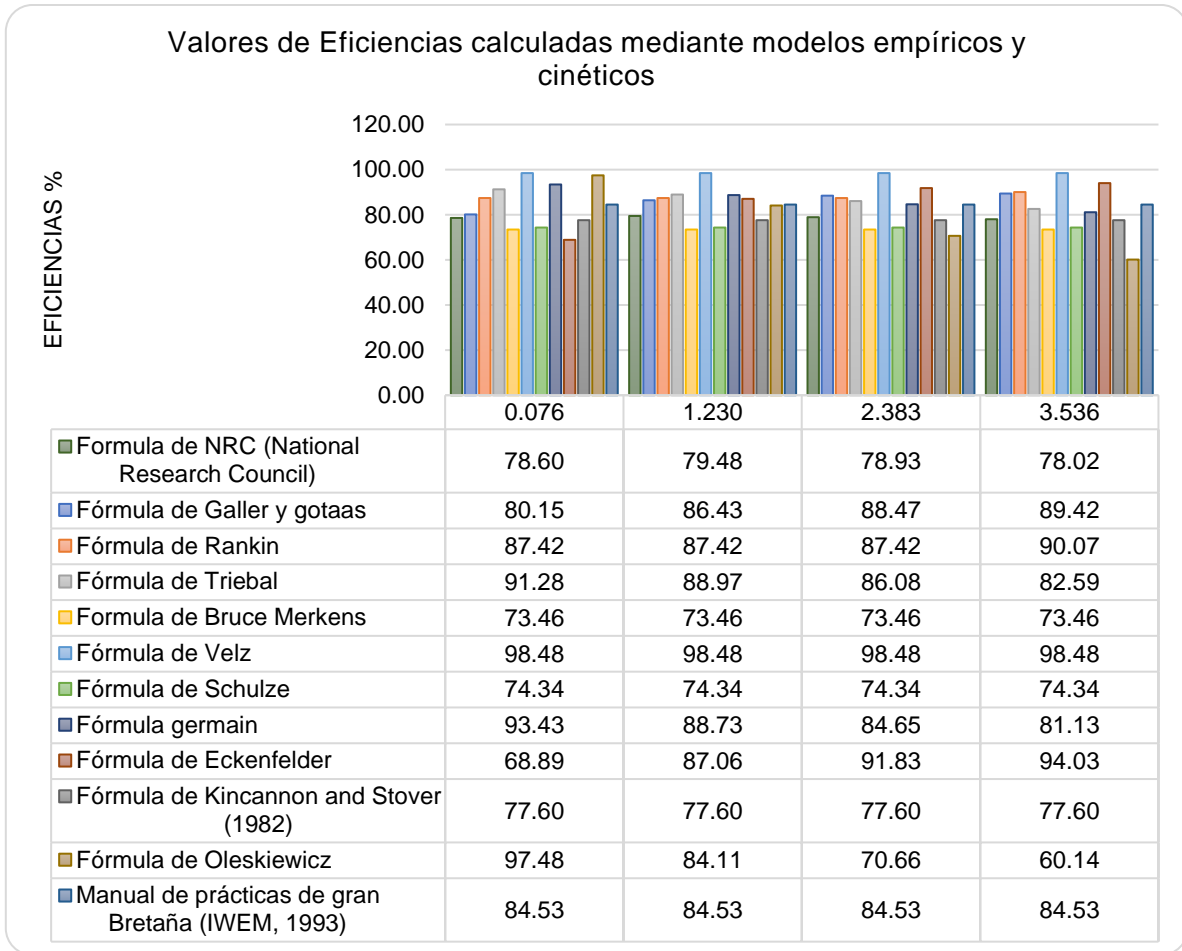
3.3.4.2. Modelo basado en Eckenfelder

Para el modelo de Mckinney basado en el modelo cinético de monod para DBO_5 se tiene un valor de K_S igual a 8.7144 y k igual a 0.0865 1/día con un ajuste de R^2 de correlación de 0.0688.

3.4. Evaluación de los Modelos Cinéticos

En el siguiente cuadro se muestra y extrae todos los valores de eficiencias determinadas para las características de los filtros percoladores actuales para los modelos empíricos y cinéticos donde cada modelo rescata la necesidad de una recirculación y otras no varías o no dependen de la recirculación en el sistema.

Figura 3.5: Evaluación de eficiencias para modelos empíricos y cinéticos para las condiciones de los filtros percoladores de Puchukollo en función de la Recirculación.



Fuente: Elaboración propia, 2024

Capítulo IV

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. CONCLUSIONES

- Las características en promedio fueron $DBO_5 = 171.34$ mg/l y $DQO = 590.11$ mg/l. El modelo experimental fue evaluado bajo esta composición fuerte de contaminantes que presenta la PTAR Puchukollo.
- En el proceso de evaluación, se observó la disminución de los porcentajes de eliminación de la materia orgánica biodegradable en la medida que se incrementó las cargas hidráulicas. Por lo general las cargas hidráulicas no variaron considerablemente.
- Los valores promedio de salida en DBO_5 para los filtros 1, 2 y 3 son: 52.73, 52.06 y 51.26 mg/l respectivamente y se encuentran por debajo de los límites permisibles de descargas hídricas al mismo que el tratamiento tiene un tren de tratamiento de lagunas facultativas, de maduración y pulimento.
- La eficiencia de remoción para DBO_5 y DQO presenta un promedio de 69.41 y 64.88 % respectivamente para el filtro 1, un promedio de 69.98 y 65.68 % respectivamente para el filtro 2 y un promedio de 70.50 y 63.79 % respectivamente para el filtro 3. Considerando datos para la gestión 2018, siendo estos resultados similares a los reportados en la literatura.
- Cuando se evaluó la ecuación de Eckenfelder ($\log S_a/S_e = kSH/q^n$) para las condiciones iniciales del ARD ($DBO_5 = 171.84$ mg/L promedio) y considerando los resultados obtenidos en los filtros (constantes cinéticas n y k evaluando alturas en el filtro para 1, 2, 3, 4 y 5 m del modelo real del filtro). Para el modelo eckenfelder se presentó el mejor ajuste por mínimos cuadrados, por tanto, se concluye que los módulos de tratamiento funcionan de manera eficiente bajo estas consideraciones.
- Los valores de las constantes cinéticas sin recirculación fueron $n = 0.80254$ y $k = 0.03964$ (m/d)ⁿ y con recirculación fueron $n = 0.66467$ y $k = 0.054356$ (m/d)ⁿ, que estuvieron determinados en el modelo experimental, y tienen relación respecto a valores reportados en la bibliografía para otros casos de estudio por plantas piloto.
- Para los valores de la fórmula de Oleszkiewicz se tiene un valor de K igual a 2310.4 kg/m³*d con un ajuste óptimo.
- Para el modelo de Stover-Kincannon para DBO_5 se tiene un valor de U_{max} de 0.6358 g/L*d y 6.6701 g/m²*d y para K_b un valor de 0.5511 g/L*d y un valor de 5.9426 g/m²*d, estos valores fueron determinados para las 2 fórmulas descritas por el autor, y estimando un valor óptimo de correlación y determinando su validación por lo que no se tiene mucha diferencia al momento de evaluar este valor.
- Para el ajuste de DQO por el modelo de Stover-Kincannon se tiene un valor de U_{max} de 4.6790 g/L*d y 49.7325 g/m²*d y K_b un valor de 5.3971 g/L*d y 56.8318 g/m²*d con un ajuste de óptimo de correlación
- Para el ajuste de NH_3 por el modelo de Stover-Kincannon se tiene un valor de U_{max} de 0.1916 g/L*d y 1.5669 g/m²*d y K_b un valor de 0.5419 g/L*d y 6.3424 g/m²*d con

un ajuste muy bajo en el valor de correlación R, por lo que el ajuste no se refleja un buen ajuste

- Para el ajuste de NT (nitrógeno Total) por el modelo de Stover-Kincannon se tiene un valor de U_{max} de 0.1280 g/L*d y 1.1794 g/m²*d y K_b un valor de 0.4150 g/L*d y 3.6922 g/m²*d con un ajuste muy bajo en el valor de correlación R, por lo que el ajuste no se refleja un buen ajuste
- Para el modelo de segundo orden de Grau para DBO₅ se tiene un valor de $K_{2(s) Prom}$ igual a 19.940 1/día, y para DQO se tiene un valor de $K_{2(s) Prom}$ igual a 160.176 1/día con un ajuste óptimo de correlación, asimismo se tiene un valor de X igual a 2916.084 mg/l el valor fue determinado bajo la siguiente tabla:

Coeficiente	Medio aleatorio, incluye piedra	Módulos plásticos
K	0.0204	0.4
θ	1.111	1.089
m	1.407	0.7324
n	1.249	1.396

Donde se tiene un valor de $m = 0.7324$ para módulo plástico y utilizando la fórmula:

$$X \approx A_s^{m+1} \quad (1.77)$$

Por tanto se tiene $A_s^{m+1} = 100^{(0.7324+1)} = 2916.84$ mg/l

- Para el modelo de monod basa en Mckinney se tiene un valor de K_L igual a 0.0346 y basado en eckenfelder un valoro de K_s igual a 8.7144 con un valor de k igual a 0.0865 1/día con un ajuste de correlación bajo.
- Para la evaluación de eficiencias por los modelos empíricos y cinéticos se tiene que muchos de los valores empíricos dependen de la recirculación del sistema y otros empíricos no depende de la recirculación en este caso de estudio el modelo de eckenfelder toma en cuenta la recirculación y se hace claro el aumento de eficiencia al tener un aumento en la recirculación tal es el caso de la figura 2.14 y 2.15 donde se muestra este fenómeno.
- De acuerdo con la literatura, el modelo experimental fue evaluado para características de ARD fuertes (alto contenido de contaminantes), evaluando en específico para este tipo de aguas provenientes de la ciudad de El Alto.

4.2. RECOMENDACIONES

- Por las ventajas técnicas que presenta el modelo experimental, se considera recomendable evaluar y utilizar este tipo de tecnologías en zonas elevadas (altura mayor a 3900 msnm) y en condiciones altiplánicas en el caso específico para un relleno de filtro por SESSIL.
- Este trabajo de investigación es una propuesta académica de la evaluación real de un filtro percolador bajo condiciones específicas de trabajo como la PTAR Puchukollo, las condiciones de trabajo y tipos de material hacen que un filtro pueda responder de diferente manera en cuanto a las eficiencias esperadas para la remoción de la DBO_5 , es por tan motivo que estos filtros deben ser estudiados para diferentes condiciones de diseño y operación y tener datos sobre el comportamiento de estas unidades frente a las eficiencias de remoción de materia orgánica.
- El caso de estudio es específico para unas condiciones como la PTAR Puchukollo, sería recomendable evaluar otros filtros bajo otros tipos de rellenos que conforman el empaque y evaluar la mejor alternativa de tratamiento, para ser considerado como una propuesta de diseño real o que se asemeje más a nuestra realidad en condiciones climatológicas y geográficas.

5. Bibliografía

Abyar, H. *et al.* (2017) 'Kinetic evaluation and process analysis of COD and nitrogen removal in UAASB bioreactor.', *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, (78), pp. 272–281.

Adams, C.E. (1981) *Development of Design and Operational Criteria for Wastewater Treatment*. Nashville, TN : Boston, MA.

Albertson, O.E. (1990) *Know Your ARs from Your ks. Unpublished paper available from Enviro Enterprises, Inc.* Salt Lake City (Box 84312).

Albertson, O.E. and Davies, G. (1984) 'Analysis of Process Factors Controlling Performance Plastic Bio-media.', *Proceedings of the 57th Annual Water Environment Federation Technical Exposition and Conference* [Preprint].

Berrozpe, G. (2015) *Lechos bacterianos fundamentos*. Navarra de infraestructuras locales S.A. Nilsa.

Bloodgood, D.E., Teletzke, G.H. and Pohland, F.G. (1959) 'Fundamental Hydraulic Principles of Trickling Filters', *Sewage and Industrial Wastes*, 31(3), pp. 243–253.

Bruce, A.M. and *et al* (1975) 'Pilot-Scale Studies on the Treatment of Domestic Sewage by Two-Stage Biological Filtration-With Special Reference to Nitrification.', *Water Pollut. Control*, 80.

Bryan, E.H. (1955) 'Molded Polystyrene Media for Trickling Filters', *Proceedings of the 10th Purdue Industrial Waste Conference* [Preprint], (Purdue university: West Lafayette, Indiana, 164).

Carminati, H.B. *et al.* (2018) 'Modeling and dynamic simulation of a two-stage pre-denitrification MBBR system under increasing organic loading rates.', *Bioprocess and biosystems engineering*, 41(11), pp. 1573–1587.

CONAGUA (2016) *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento-Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Procesos de Oxidación Bioquímica con Biomasa Fija*. México: Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento (ISBN: 978-607-8246-86-1).

Daigger, G.T. *et al.* (1994) 'Practical experience with Combined Carbon Oxidation and Nitrification in Plastic Media Trickling Filters.', *Water Sci. Technol.*, 29(10–11), pp. 189–196.

Debik, E. and Coskun, T. (2009) 'Use of the Static Granular Bed Reactor (SGBR) with anaerobic sludge to treat poultry slaughterhouse wastewater and kinetic modeling.', *Bioresource Technology*, 11(100), pp. 2777–2782.

- Doh, M. and Chudoba, J. (1975) 'Kinetics of multi component substrate removal by activated sludge.', *Water Research*, (9), pp. 637–642.
- Eckenfelder, W.W. (1956) *Industrial Water Pollution Control*. McGraw-Hill.
- Eckenfelder, W.W. (1970) *Water pollution control*. Mexico: Ed. Mc Graw - Hill.
- Eckenfelder, W.W. (1991) *Principles of Water Quality Management*. Malabar, Fla.
- Eckenfelder, W.W. and Barnhart, E.L. (1963) 'Performance of a High Rate Trickling Filter Using Selected Materials.', *J. Water Pollut. Control Fed.*, 35, pp. 1535–1551.
- Eddy, M.& and Tchobanoglous, G. (1978) *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse*. New York.
- Engineers, A.S. (1998) 'Design of municipal wastewater treatment plants', *Planing and configuration of wastewater treatment plants*, 1.
- España, L.M. *et al.* (2017) *SISTEMAS AEROBIOS ADHERIDOS: FILTROS PERCOLADORES*. Santiago de Cali: Universidad del Valle.
- Ferrer Polo, J., Seco Torrecillas, A. and Robles Martínez, A. (2018) *Tratamientos biológicos de aguas residuales*. 3er edn. Editorial de la Universidad Politécnica de Valencia.
- Figuroa, L. and Silverstein, J. (1991) 'Pilot-Scale Trickling Filter Nitrification at the Longmont WWTP.', *Proc. Environ. Eng. Specialty Conf., Am. Soc Civ. Eng.* [Preprint].
- Fruhen, M. *et al.* (1991) 'Significance of Spatial Distribution of Microbial Species in Mixed Culture Biofilms', *Water Science and Technology*, 23(7–9), pp. 1365–1374. Available at: <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0589>.
- Galler, W.S. and Gotaas, H.G. (1964) *Analysis of Biological Filter Variables*. ASCE J. Sanit. Eng. Div. (90).
- Germain, J.E. (1966) 'Economical treatment of domestic waste by plastic-medium trickling filters.', *Journal - Water Pollution Control Federation*, 38(2), pp. 192–203.
- Grau, P., Dohányos, M. and Chudoba, J. (1975) 'Kinetics of multicomponent substrate removal by activated sludge', *Water Research*, 7(9), pp. 637–642.
- Gray, N.F. (1999) *Water Technology*. New York, Toronto: Wiley.
- Hassani, A.H. *et al.* (2014) 'Utilization of moving bed biofilm reactor for industrial wastewater treatment containing ethylene glycol: kinetic and performance study', *Environmental technology*, 35(4), pp. 499–507.

Hosseiny, S.H. and Borghei, S.M. (2002) 'Modelling of organic removal in a moving bed biofilm reactor (MBBR).', *Scientia Iranica*, 9(1), pp. 53–58.

Howland, W.E. (1958) 'Flow over porous media as in a trickling filter', in *Proc. 12th Ind. Waste Conf., Purdue Univ., Ext. Ser.*, p. 435.

Judd, S. (2010) *The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment*. Elsevier.

Kapdan, I.K. (2005) 'Kinetic analysis of dyestuff and COD removal from synthetic wastewater in an anaerobic packed column reactor', *Process Biochemistry*, 7(40), pp. 2545–2550.

Martín-Pascual, J. and et al (2012) 'Estudio cinético comparativo del tipo de portador en un sistema de lecho móvil aplicado a la eliminación de materia orgánica en el tratamiento de aguas.', *Water Air Soil Pollution*, 223(4), pp. 1699–712.

Menéndez Gutiérrez, C. and Pérez Olmo, J. (2007) *Procesos para el tratamiento Biológico de Aguas Residuales Industriales*. Dania Relova Fernández. Editorial Universitaria (ISBN 978-959-16-0619-8).

Metcalf & Eddy Inc. (1998) *Tratamiento, vertido y reutilización*. México: Mc Graw-Hill.

Nga, D.T., Hiep, N.T. and Hung, N.T.Q. (2020) 'Kinetic modeling of organic and nitrogen removal from domestic wastewater in a down-flow hanging sponge bioreactor. Environmental', *Engineering Research*, 2(25), pp. 243–250.

Norris, D.P. et al. (1982) *High Quality Trickling Filter Treatment without Tertiary Treatment*. J. Water Pollut. Control Fed.

Oleszkiewicz, J.A. (1980) 'Biofiltration Design Based on Volumetric Loading', *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 52(12), pp. 2906–2913.

Orozco Jaramillo, A. (2014) *Bioingeniería de Aguas Residuales*. Segunda. Medellín, Colombia: ACODAL (ISBN-13).

Padilla-Gasca, E. and López, A.L. (2010) 'Kinetics of organic matter degradation in an upflow anaerobic filter using slaughterhouse wastewater.', *Journal of Bioremediation and Biodegradation*, 1(2).

Pahlavanzadeh, S. et al. (2018) 'Performance and kinetic modeling of an aerated submerged fixed-film bioreactor for BOD and nitrogen removal from municipal wastewater.', *Journal of environmental chemical engineering*, 6, pp. 6154–6164.

Parker, D.S. (1999) *Trickling Filter Mythology*. J. Environ. Eng. Reston, Virginia.

- Parker, D.S. and Stenquist, R.J. (1986) 'Flocculator-Clarifier Performance.', *J. Water Pollut. Control Fed.*, 58, p. 214.
- Quintanilla, B. (2020) *Tratamiento de aguas residuales municipales utilizando un sistema biológico de lecho móvil acoplado a un módulo de membranas*. Universidad Zaragoza.
- Raj, S.A. and Murthy, D.V.S. (1999) 'Comparison of the trickling filter models for the treatment of synthetic dairy wastewater', *Bioprocess and biosystems engineering*, 21, pp. 51–55.
- Ramalho, R.S. (1983) *TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES*. Faculty of Science and Engineering, Laval University. Quebec, Canada: EDITORIAL REVERTE, S. A.
- Rankin, R.S. (1955) 'Evaluation of the Performance of Biofiltration Plants.', *Trans. Am. Soc. Civ. Eng.*, 120, p. 823.
- Richards, T. and Reinhart, D. (1986) 'Evaluation of Plastic Media in Trickling Filters', *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 58(7), pp. 774–783.
- Roessler, J.F. and Smith, R. (1969) *A Mathematical Model for a Trickling Filter*. Dep. of the Interior, Fed. Water Pollut. U.S.: Control Assoc., Robert A Taft Water Res.
- Romero Rojas, J.A. (2000) *Tratamiento de aguas residuales: teoría y principios de diseño*. Santaé de Bogotá, Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Ronzano, E. and Dapena, J.L. (2002) *Tratamiento Biológico de las aguas residuales*. Madrid España: Pridesa Grupo Iberdrola.
- Schulze, K.L. (1960) *Load and efficiency of Trickling Filters*. J. Water Pollut. Control Fed.
- Stenquist, R.J. and Kelly, R.J. (1980) 'Converting Rock Trickling Filters to Plastic Media-Design and Performance', *EPA-600/2-80-120* [Preprint].
- Vasel, J.L. and Schrobiltgen, P. (1991) 'Oxygen transfer in trickling filters', *Water Research*, 25(1), pp. 53–60. Available at: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90098-B](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90098-B).
- Velz, C.J. (1948) *A Basic Law for the Performance of Biological Filters*. Sew. Works J. Wanner, J., and Gujer, W. (1984) Competition in Biofilms (20).
- Wagner, W. (2008) 'Manual para la Operación y Mantenimiento de la planta de tratamiento de aguas residuales Puchukollo'. EPSAS.
- WEF (2010) *Biofilm Reactors*. USA: Mc Graw Hill.

ANEXOS

6. ANEXOS

Tabla A 1: Caracterización de aguas residuales por mes, Afluente PTAR Puchukollo año 2018

Promedio de Afluente a filtros													
Etiquetas de fila	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Promedio
AMONIACO TOTAL	131.35	97.98	100.62	101.73	106.47	106.47	116.00	141.06	145.99	149.33	123.76	123.56	120.36
CARGA ORGANICA CAUDAL	5711.48	7016.92	4025.69	5168.21	4720.65	5018.67	4072.75	5780.45	4578.02	4230.63	4830.12	4293.49	4953.93
COLIFORMES FECALES	8.82E+06	7.30E+06	3.33E+06	5.38E+06	9.14E+06	9.14E+06	6.78E+06	1.02E+07	1.23E+07	5.66E+06	1.10E+07	5.25E+06	7.86E+06
CROMO		96.16	4.07	29.65	70.09	70.09	31.41	18.05	41.57	13.61	45.45	8.55	38.97
DBO	189.81	238.40	136.95	175.87	160.94	171.10	180.08	197.28	156.02	144.42	164.78	146.50	171.84
DETERGENTES SINTÉTICOS	0.00	0.22	0.82	0.55	1.15	1.15	0.89	0.73	0.80	0.66	1.20	1.25	0.79
DQO	773.25	1073.97	405.60	644.67	504.40	504.40	503.75	616.50	507.85	469.20	557.25	520.50	590.11
FÓSFORO TOTAL	13.90	11.70	9.90	15.90	12.60	12.60	18.40	15.80	16.40	16.90	16.40	16.10	14.72
NITRÓGENO TOTAL	126.56	87.98	113.65	108.66	113.60	113.60	137.00	160.78	166.04	179.41	140.56	140.11	132.33
OXÍGENO DISUELTO	3.17	3.54	3.50	3.23	2.50	2.50	3.06	3.00	2.97	2.52	2.85	2.92	2.98
pH	7.37	7.35	7.33	7.29	7.34	7.34	7.31	7.34	7.31	7.39	7.46	7.41	7.35
SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES	931.00	944.25	875.50	906.00	942.80	942.80	955.33	985.00	988.40	1065.60	870.50	939.00	945.52
SÓLIDOS SEDIMENTABLES	0.00	0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	121.00	119.25	165.00	120.00	152.00	152.00	130.00	132.50	170.40	114.00	78.00	80.00	127.85
SÓLIDOS TOTALES	1052.00	1063.50	1040.50	1026.00	1094.80	1094.80	1085.33	1117.50	1158.80	1179.60	1066.00	1019.00	1083.15
SULFUROS	0.93	4.22	4.88	3.45	3.31	3.31	3.01	8.08	8.74	8.50	8.46	9.91	5.57
TEMPERATURA	14.84	14.98	13.55	13.80	12.32	12.32	10.38	11.03	13.50	14.38	14.50	15.40	13.42

Tabla A 2: Caracterización de aguas residuales por mes, Filtro 1 PTAR Puchukollo año 2018

Promedio Salida Filtro 1													
Etiquetas de fila	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Promedio
AMONIACO TOTAL	106.84	77.16	71.51	85.38	90.00	90.00	85.60	97.64	122.31	105.59	84.28	85.50	91.82
CARGA ORGANICA CAUDAL	553.75	940.95	472.52	541.52	656.84	560.38	579.96	686.31	439.86	394.01	607.21	658.22	590.96
COLIFORMES FECALES	7.94E+06	7.30E+06	2.69E+06	3.40E+05	8.04E+06	8.04E+06	4.68E+05	1.05E+06	9.32E+05	4.50E+05	1.53E+06	2.28E+06	3.42E+06
CROMO		70.02	48.26	35.41	57.88	57.88	43.22	25.77	32.74	21.36	35.16	22.53	40.93
DBO	48.88	82.51	41.43	47.50	57.64	49.18	61.95	60.05	38.48	34.42	53.11	57.60	52.73
DETERGENTES SINTÉTICOS	0.00	0.15	0.05	0.21	0.29	0.29	0.11	0.07	0.09	0.05	0.13	0.23	0.14
DQO	225.79	376.00	155.54	176.13	211.60	211.60	192.00	194.25	182.20	113.60	197.00	195.25	202.58
FÓSFORO TOTAL	12.80	10.00	9.00	15.00	8.10	8.10	12.20	10.00	12.80	12.90	11.40	11.90	11.18
NITRÓGENO TOTAL	105.46	71.16	79.83	89.26	91.38	91.38	100.20	106.88	138.46	121.47	100.52	99.84	99.65
OXÍGENO DISUELTO	3.71	4.20	4.06	5.73	3.42	3.42	6.59	6.32	6.05	5.74	5.75	5.87	5.07
pH	7.56	7.52	7.53	8.25	7.54	7.54	8.19	8.25	8.17	8.26	8.34	8.24	7.95
SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES	888.60	923.50	827.00	770.00	917.20	917.20	909.33	878.50	866.40	838.80	753.75	786.50	856.40
SÓLIDOS SEDIMENTABLES	0.26	0.28	0.50	1.57	0.80	0.80	3.67	3.13	2.30	1.84	2.40	2.38	1.66
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	80.00	69.00	137.50	83.33	92.00	92.00	90.00	92.50	114.40	105.60	101.00	81.00	94.86
SÓLIDOS TOTALES	999.60	1034.00	989.50	853.33	1063.20	1063.20	999.33	971.00	980.80	944.40	876.50	867.50	970.20
SULFUROS	0.91	3.17	1.73	0.26	0.08	0.08	0.26	0.14	1.22	5.62	0.17	0.17	1.15
TEMPERATURA	14.34	14.55	13.28	11.73	11.84	11.84	8.73	9.55	10.88	13.16	13.03	13.35	12.19

Tabla A 3: Caracterización de aguas residuales por mes, Filtro 2 PTAR Puchukollo año 2018

Promedio Salida Filtro 2													
Etiquetas de fila	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Promedio
AMONIACO TOTAL	108.36	79.33	72.90	83.44	92.20	92.20	84.20	96.40	120.08	106.70	83.72	84.39	91.99
CARGA ORGANICA	547.90	1049.49	439.40	581.99	610.16	585.06	621.61	760.95	402.89	369.60	510.95	623.57	591.96
CAUDAL	130.75	146.00	131.41	131.22	131.17	131.17	131.77	131.79	134.66	131.95	131.78	132.12	132.98
COLIFORMES FECALES	6.45E+06	6.81E+06	1.74E+06	1.67E+06	6.72E+06	6.72E+06	4.20E+05	2.38E+05	7.76E+05	1.53E+06	8.83E+05	3.22E+06	3.10E+06
CROMO		194.86	41.60	43.70	48.19	48.19	54.73	26.24	36.15	3.75	32.31	26.70	50.58
DBO	48.50	83.20	38.70	51.33	53.84	51.63	64.30	66.83	34.52	32.42	44.89	54.63	52.06
DETERGENTES SINTÉTICOS	0.00	0.14	0.06	0.30	0.29	0.29	0.16	0.17	0.11	0.06	0.23	0.31	0.18
DQO	224.02	375.13	134.50	198.67	189.60	189.60	207.25	206.00	180.80	111.20	192.75	184.75	199.52
FÓSFORO	12.50	11.00	9.10	15.10	8.30	8.30	12.60	9.80	12.80	12.30	10.90	11.70	11.20
NITRÓGENO TOTAL	105.14	70.33	83.99	92.58	92.75	92.75	100.60	117.96	137.35	125.09	98.84	97.63	101.25
OXÍGENO DISUELTO	4.26	4.78	4.65	5.74	3.95	3.95	6.33	6.17	6.00	5.77	5.84	5.79	5.27
pH	7.76	7.71	7.77	8.14	7.73	7.73	8.27	8.29	8.20	8.16	8.03	8.24	8.00
SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES	849.80	887.25	769.00	752.00	888.80	888.80	849.33	888.50	864.40	835.20	770.75	790.50	836.19
SÓLIDOS SEDIMENTABLES	0.52	0.63	0.80	1.67	1.60	1.60	3.50	3.00	2.40	1.78	2.63	2.63	1.90
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	85.00	72.75	150.00	86.67	94.00	94.00	92.50	92.50	117.60	109.60	95.00	81.00	97.55
SÓLIDOS TOTALES	946.80	979.00	939.00	838.67	1018.80	1018.80	942.67	981.00	982.00	944.80	881.00	871.50	945.34
SULFUROS	0.90	3.84	1.53	0.36	0.18	0.18	0.36	0.14	2.80	4.20	0.17	0.40	1.25
TEMPERATURA	13.96	14.15	12.98	11.53	11.78	11.78	8.73	9.63	10.80	13.00	13.13	13.23	12.06

Tabla A 4: Caracterización de aguas residuales por mes, Filtro 3 PTAR Puchukollo año 2018

Promedio Salida Filtro 3													
Etiquetas de fila	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Promedio
AMONIACO TOTAL	108.86	70.19	71.24	82.88	92.75	92.75	75.30	95.48	122.31	105.59	82.60	83.29	90.27
CARGA ORGANICA	326.06	977.29	393.09	508.18	630.11	540.54	537.41	760.24	355.27	326.06	568.21	726.20	554.06
CAUDAL	130.24	131.00	130.64	131.19	131.64	131.64	136.40	135.29	134.85	134.98	132.26	132.09	132.69
COLIFORMES FECALES	4.94E+06	5.67E+06	9.48E+05	9.77E+05	5.81E+06	5.81E+06	9.80E+05	5.43E+05	6.54E+05	5.19E+05	7.68E+05	1.43E+06	2.42E+06
CROMO		70.71	43.64	42.94	49.86	49.86	55.85	33.06	38.92	21.48	38.55	9.11	41.27
DBO	52.82	86.35	34.83	44.83	55.40	47.53	55.90	65.53	30.56	28.00	49.74	63.65	51.26
DETERGENTES SINTÉTICOS	0.00	0.05	0.06	0.22	0.29	0.29	0.16	0.07	0.11	0.06	0.21	0.33	0.15
DQO	244.16	381.13	250.28	169.67	200.40	200.40	178.00	211.25	166.00	102.00	198.75	190.50	207.71
FÓSFORO	12.90	11.10	9.90	15.30	8.20	8.20	12.00	9.50	13.00	13.50	11.30	11.40	11.36
NITRÓGENO TOTAL	107.47	58.19	78.44	86.76	93.84	93.84	95.20	113.65	141.53	123.14	94.36	93.22	98.30
OXÍGENO DISUELTO	4.81	5.45	5.36	5.67	4.50	4.50	6.28	6.15	5.92	5.73	5.77	5.78	5.49
pH	7.93	7.93	8.00	8.21	7.95	7.95	8.26	8.27	8.22	8.24	8.33	8.22	8.12
SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES	833.00	827.50	734.00	749.33	884.80	884.80	844.00	890.00	879.60	826.00	773.50	794.00	826.71
SÓLIDOS SEDIMENTABLES	0.68	0.78	1.08	1.83	2.10	2.10	4.17	3.38	2.30	1.76	2.63	2.25	2.09
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	88.00	74.75	125.00	86.67	92.00	92.00	92.50	92.50	116.00	105.60	97.00	85.00	95.58
SÓLIDOS TOTALES	926.00	910.50	879.00	836.00	996.80	996.80	937.33	982.50	995.60	931.60	888.50	879.00	929.97
SULFUROS	0.84	3.55	1.44	0.36	0.08	0.08	0.36	0.04	0.90	2.80	0.17	0.17	0.90
TEMPERATURA	13.60	13.60	12.65	12.00	11.24	11.24	8.65	9.48	10.94	13.04	12.70	13.05	11.85

Figura A 1: Parámetros por mes y promedio Afluyente: Caudal, DBO5, carga y Temperatura – PTAR Puchukollo año 2018

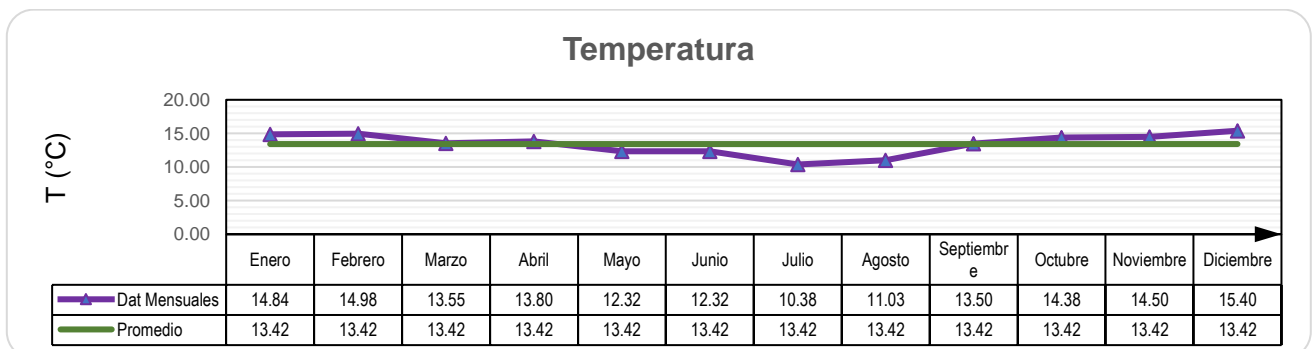
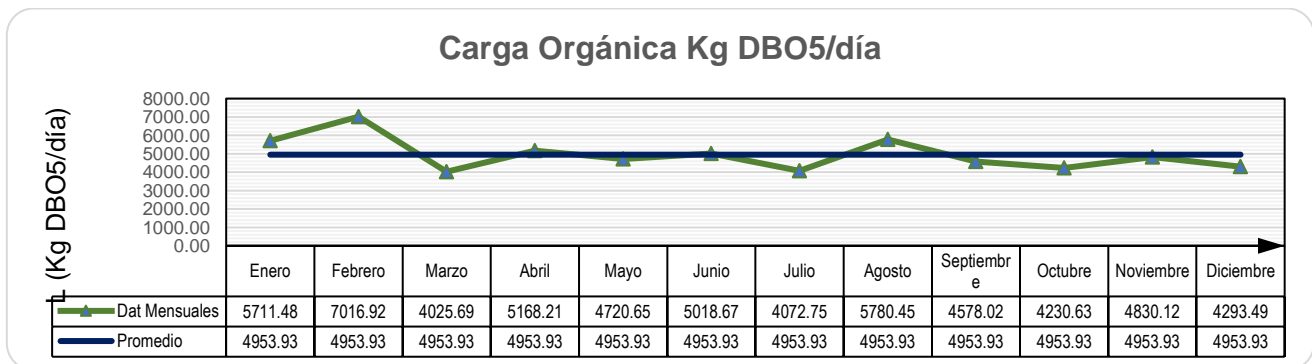
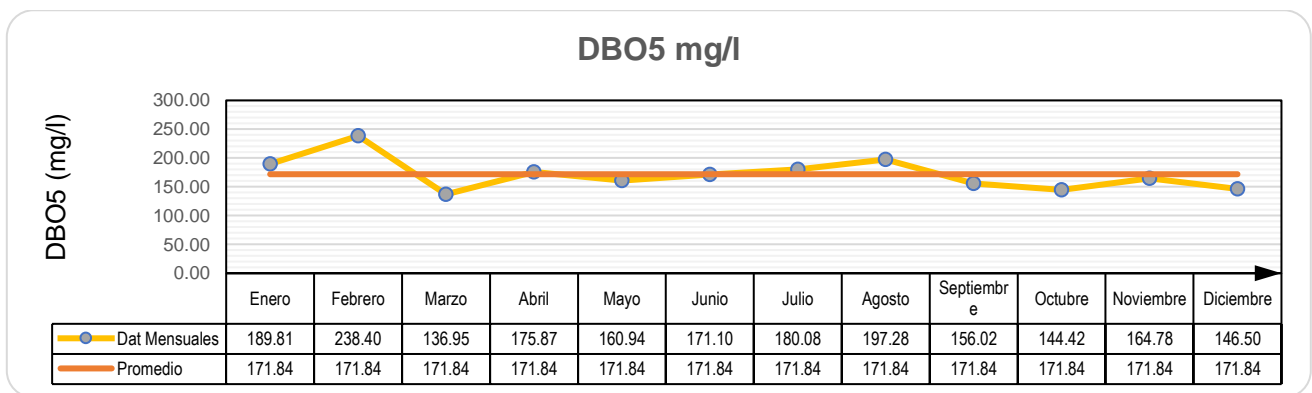
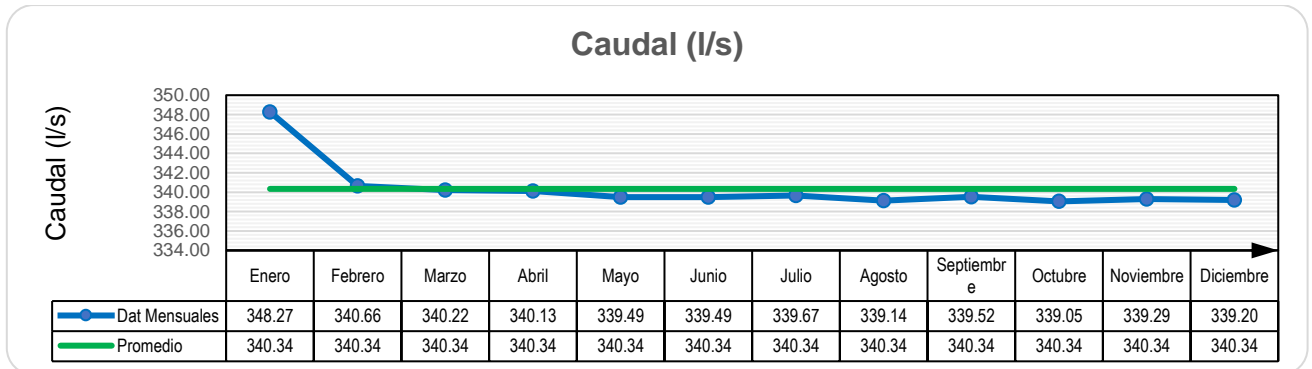


Figura A 2: Parámetros por mes y promedio efluente Filtro 1: Caudal, DBO5, carga y Temperatura – PTAR Puchukollo año 2018

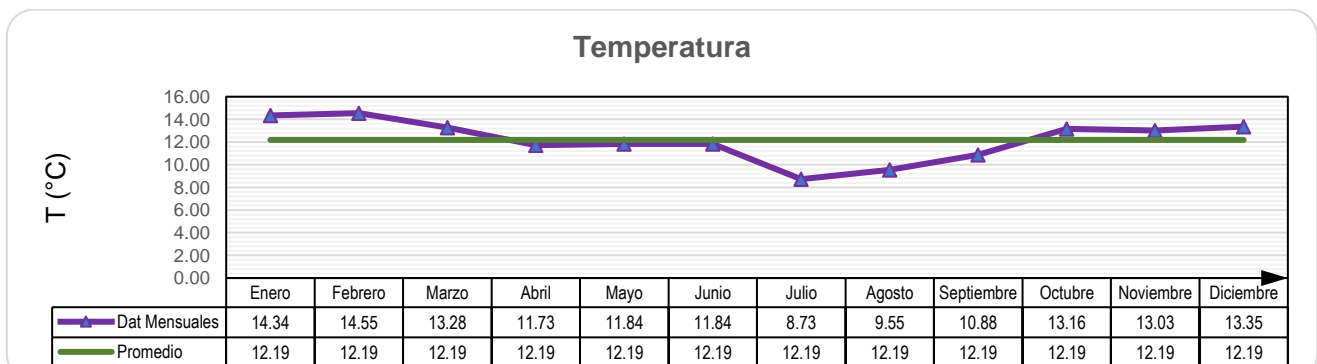
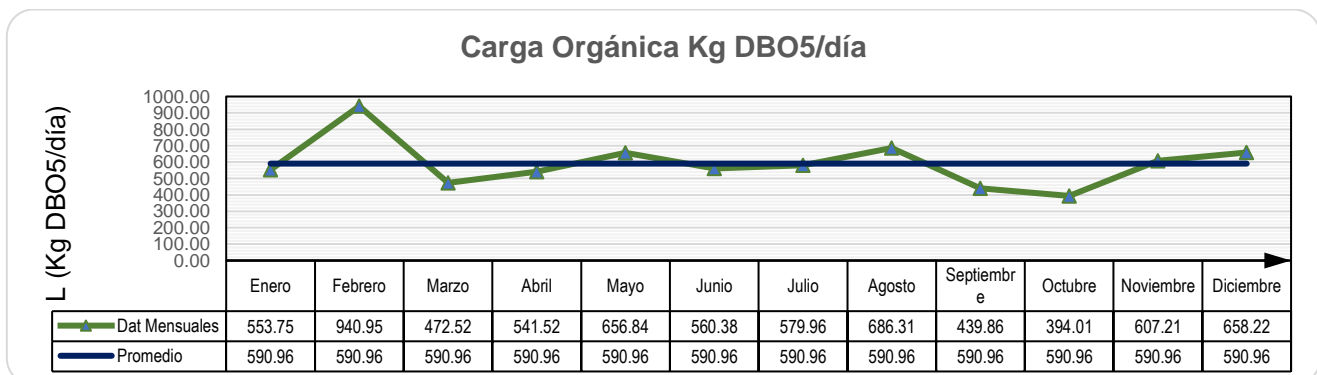
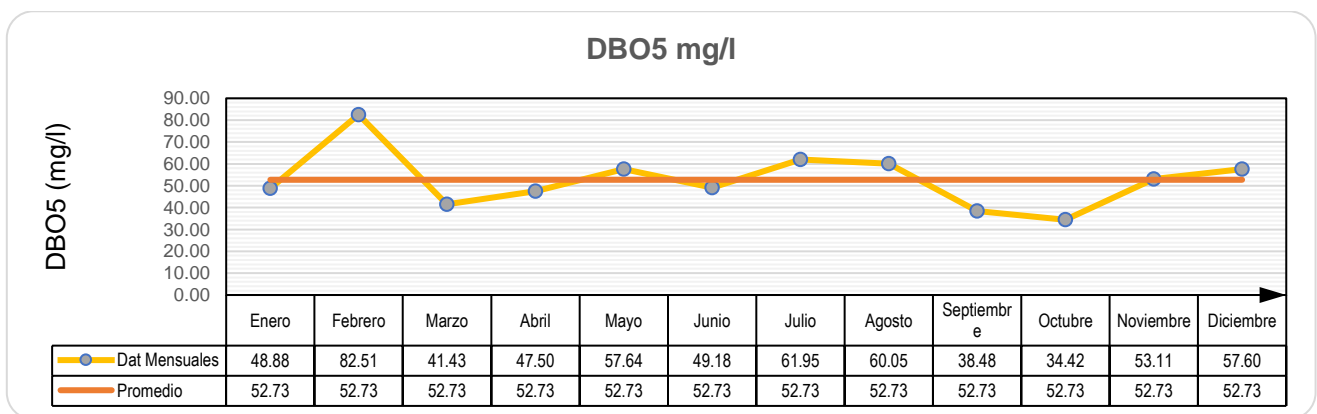
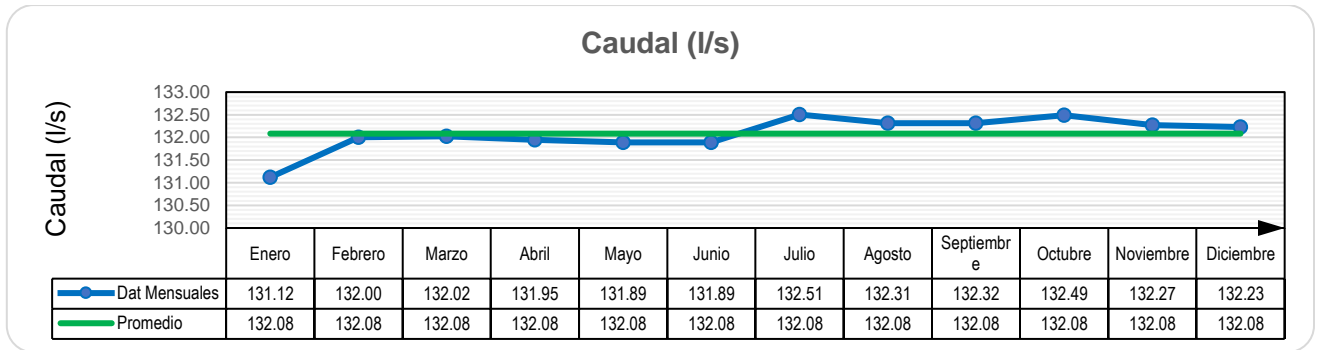


Figura A 3: Parámetros por mes y promedio efluente Filtro 2: Caudal, DBO5, carga y Temperatura – PTAR Puchukollo año 2018

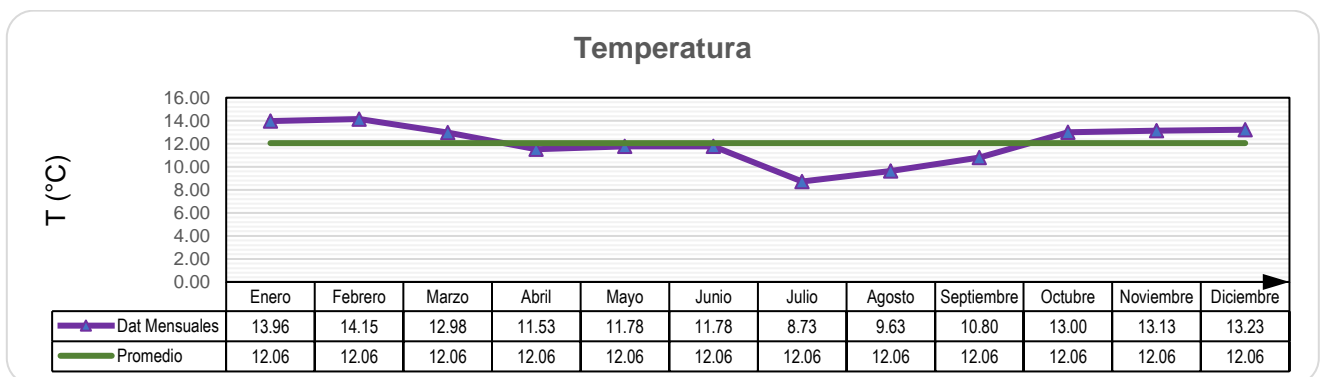
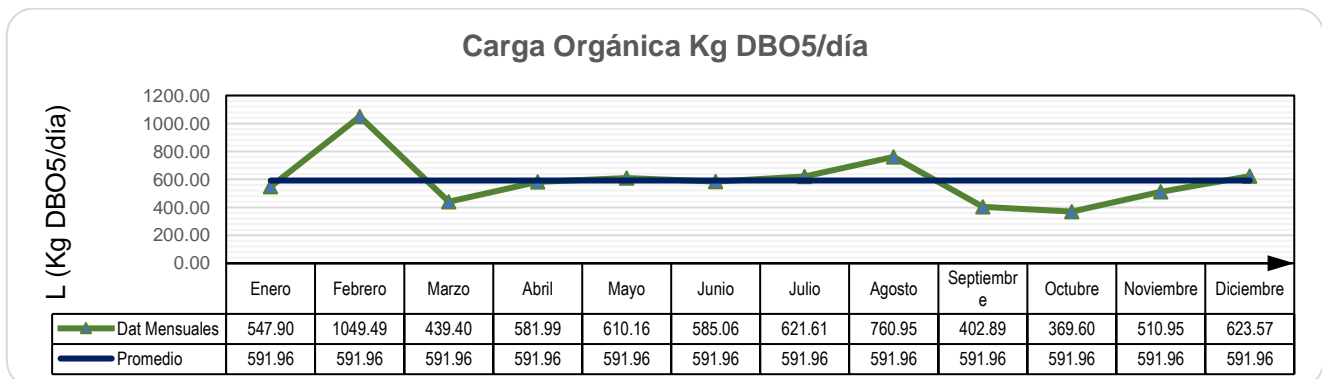
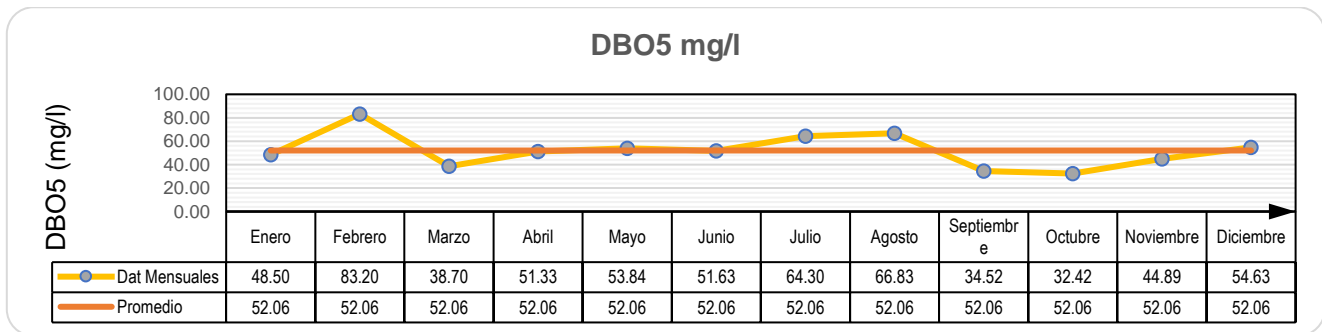
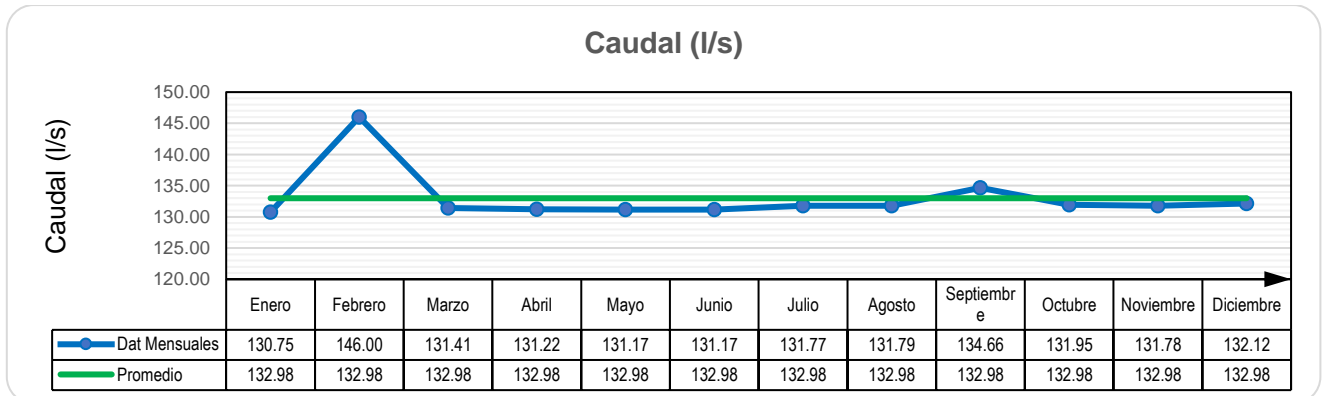


Figura A 4: Parámetros por mes y promedio efluente Filtro 3: Caudal, DBO5, carga y Temperatura – PTAR Puchukollo año 2018

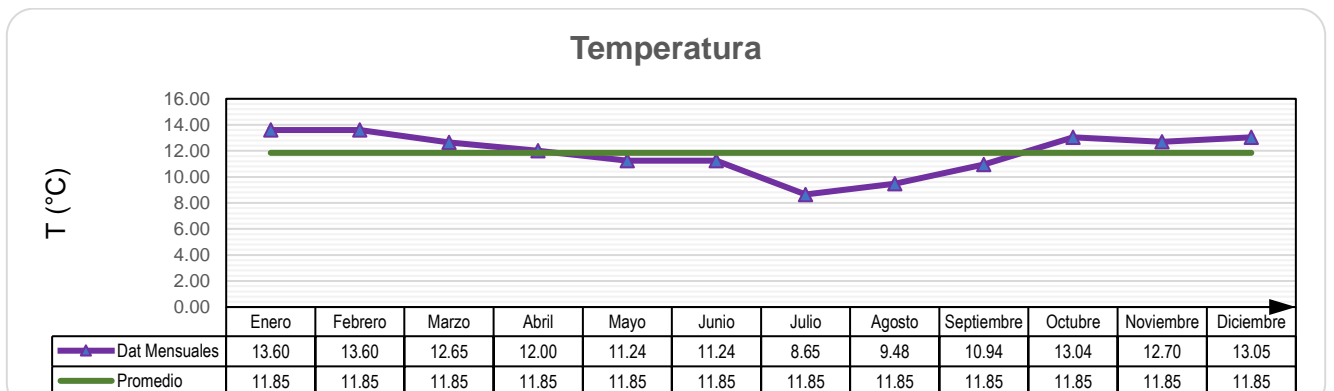
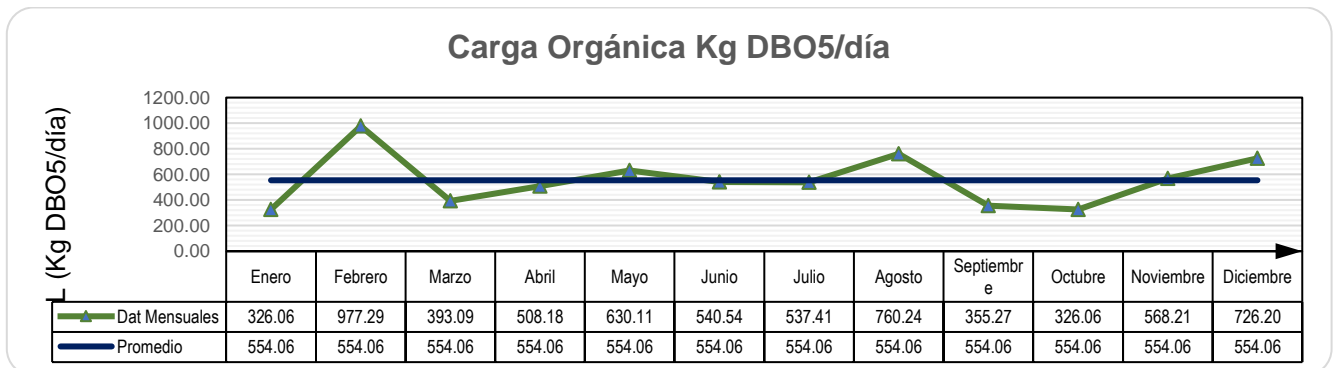
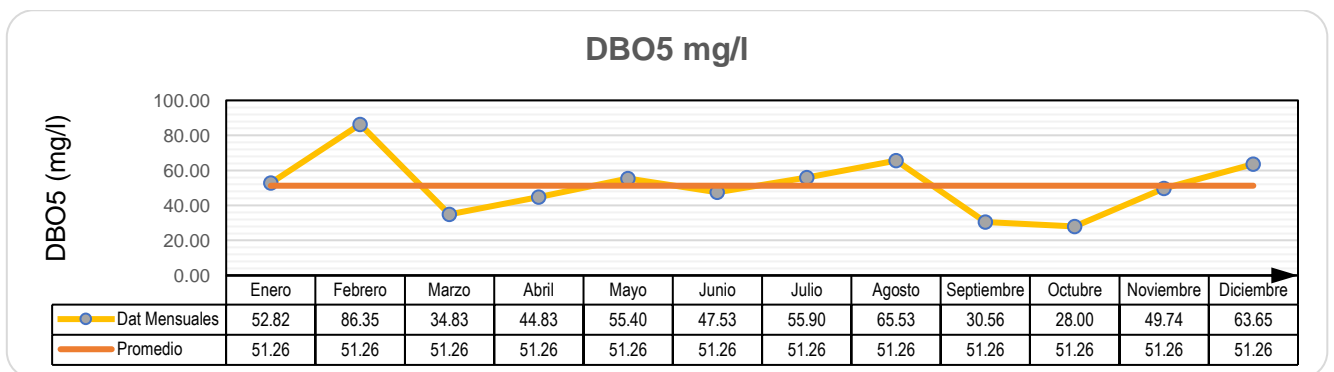
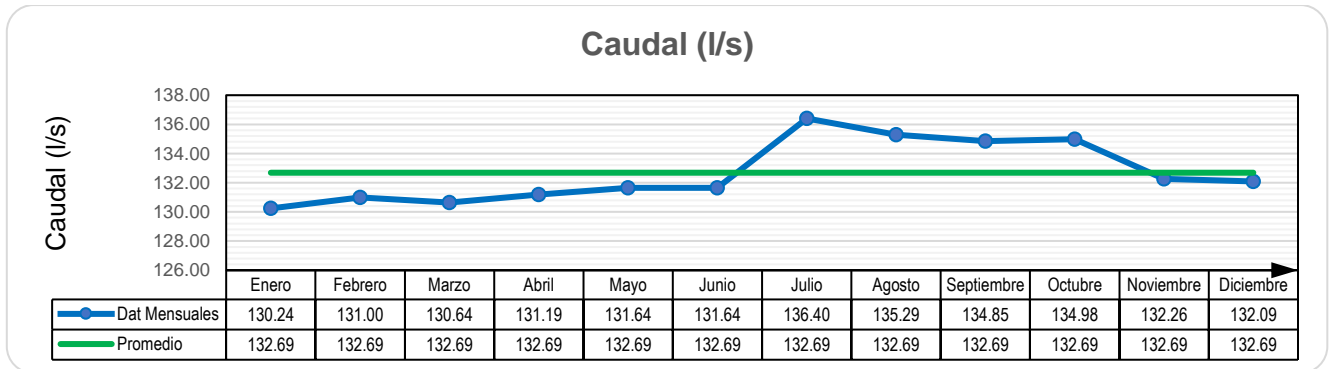
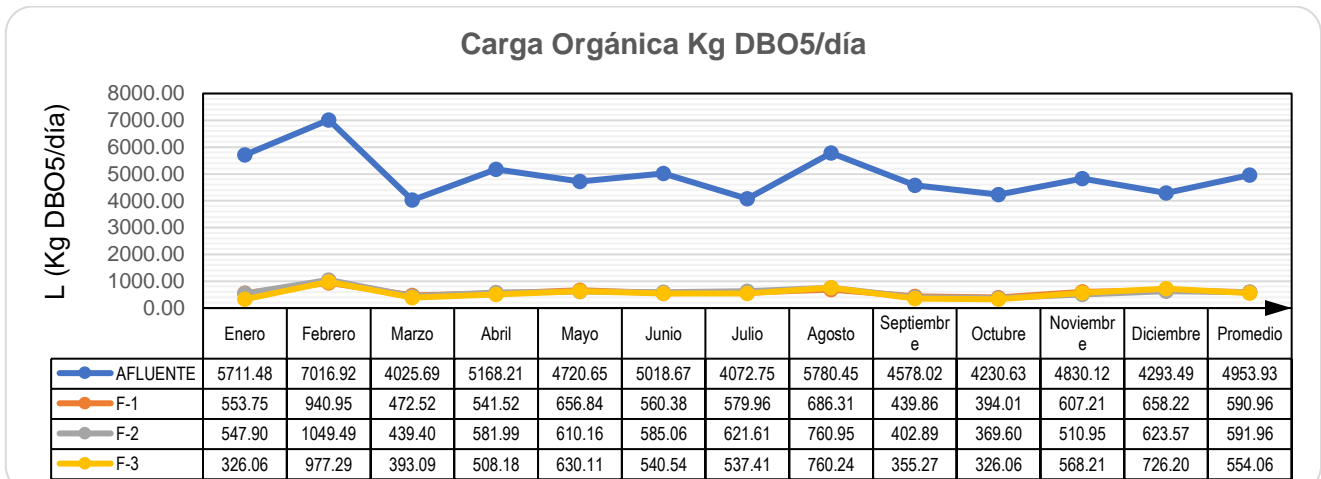
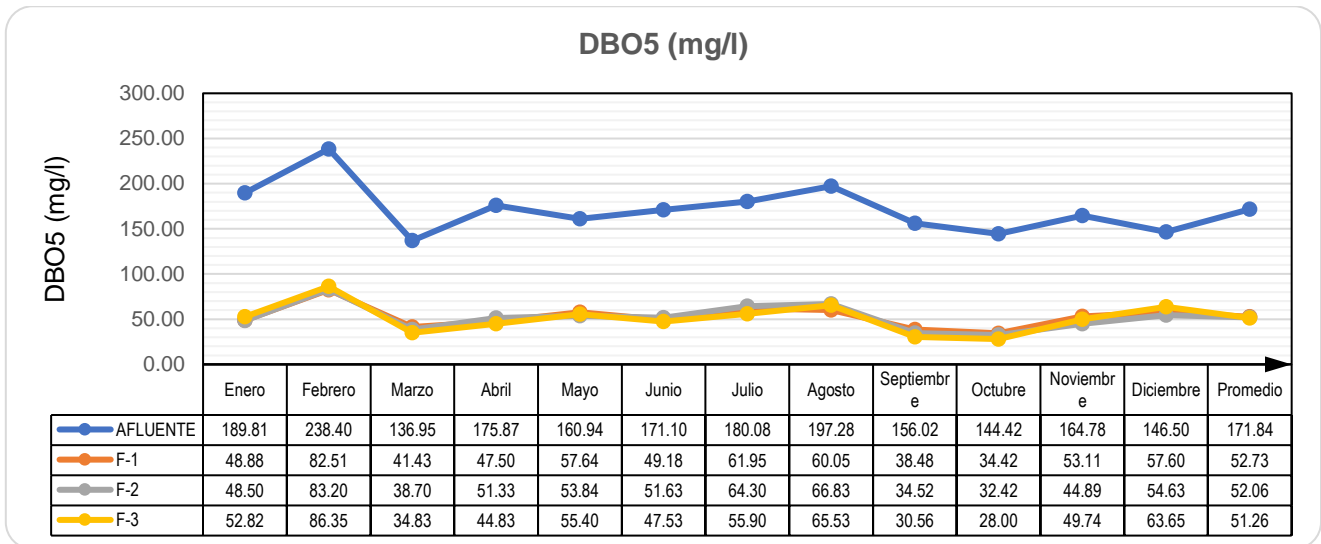
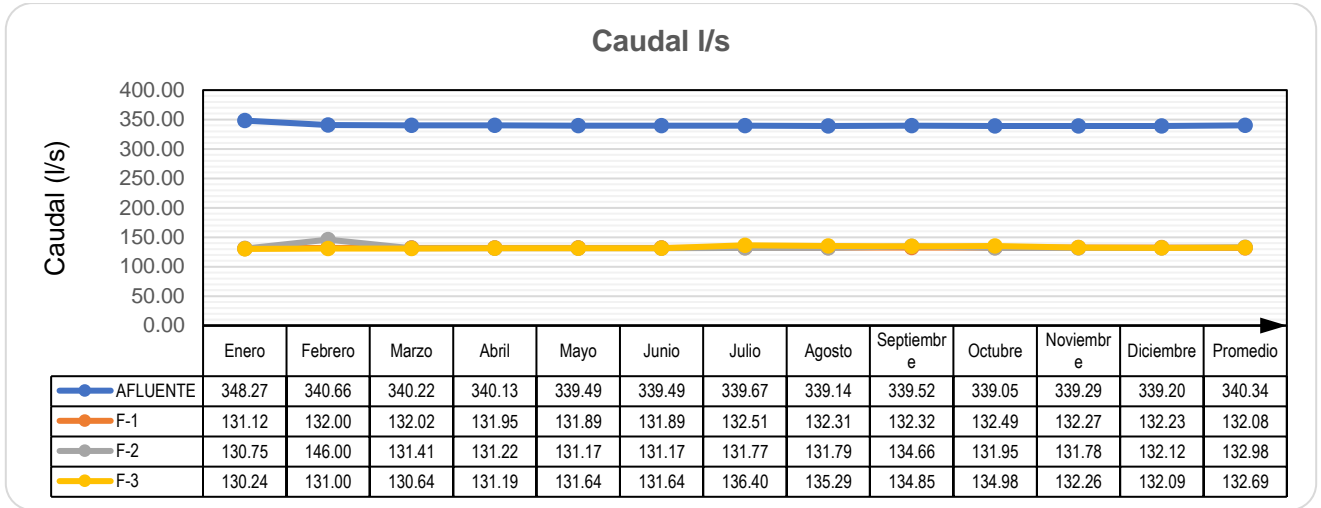


Figura A 5: Parámetros por mes comparando Afluente y efluente en los filtros 1, 2 y 3: Caudal, DBO5, carga y Temperatura – PTAR Puchukollo año 2018



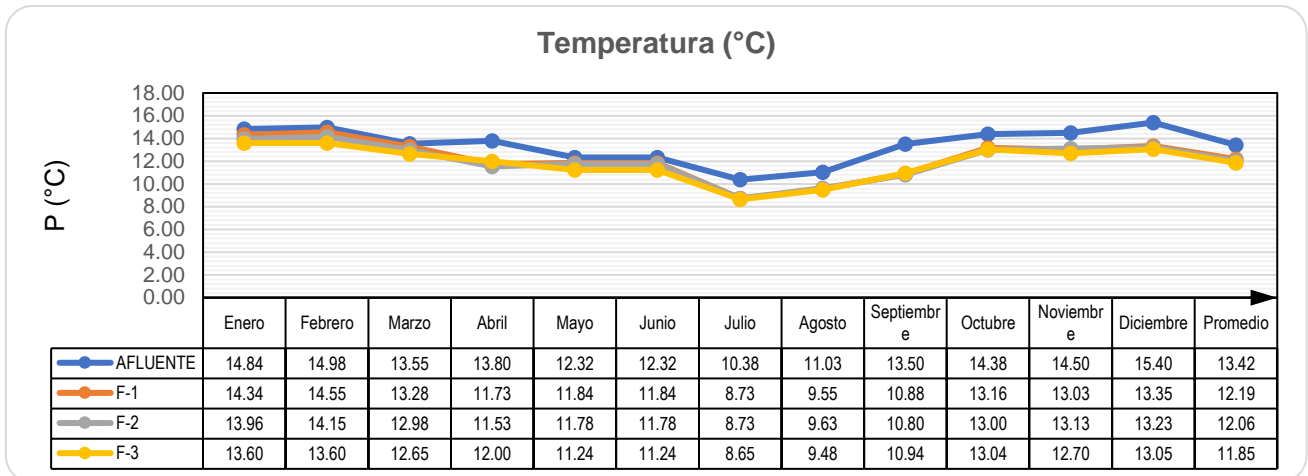


Figura A 6: Eficiencia del Filtro 1 – PTAR Puchukollo año 2018

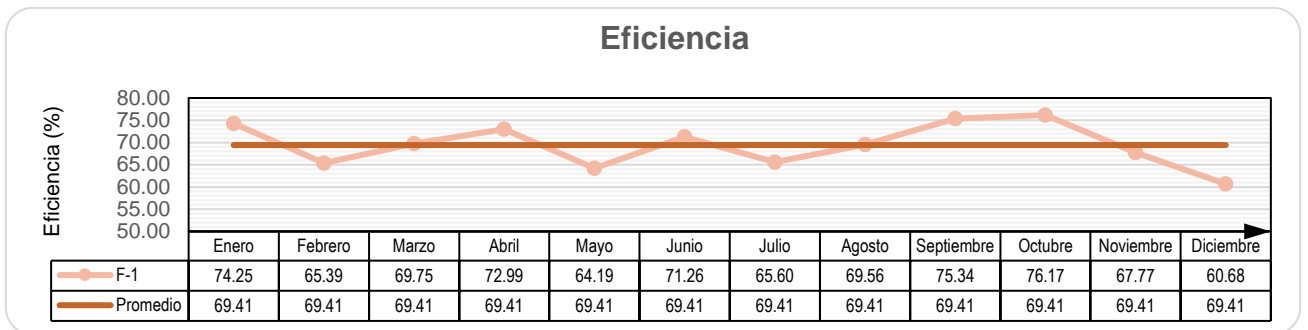


Figura A 7: Eficiencia del Filtro 2 – PTAR Puchukollo año 2018

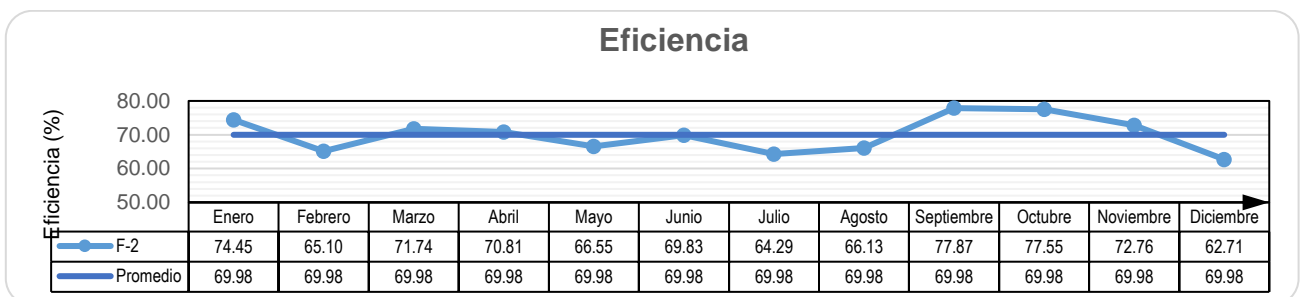


Figura A 8: Eficiencia del Filtro 3 – PTAR Puchukollo año 2018

