

Escuela Superior Politécnica del Litoral

Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas

Diseño conceptual de un filtro depurador de aguas residuales tratadas y cuerpos de
agua superficiales

INGE-2996

Proyecto Integrador

Previo la obtención del Título de:

Ingeniería Química

Presentado por:

Iris Carolina Gómez Astudillo

Rogger Jesús Arguello Sánchez

Guayaquil - Ecuador

Año: 2025

Dedicatoria

Dedico este proyecto a mis padres y hermanos por su amor y apoyo incondicional, a mi mejor amigo y compañero de tesis Rogger Arguello por acompañarme en todo momento, a la Ing. Miriam por su motivación, y principalmente a Dios, por permitirme llegar hasta aquí.

Iris Carolina Gómez Astudillo

Dedico este trabajo primeramente a Dios, quien ha sido mi fortaleza y guía en cada paso de este camino. A mis padres, por su sacrificio incansable y por darme las herramientas para forjar mi futuro. Y a mi compañera Iris, por ser el mejor equipo y apoyo durante este reto académico.

Rogger Jesús Arguello Sánchez

Agradecimientos

Mi más sincero agradecimiento a Dios, por hacer posible este momento. A mis padres y hermanos, por su apoyo incondicional, su ayuda en todo momento y su respaldo tanto logístico como académico. A la Ing. Miriam y al Ing. Luis Vaca, por ser una fuente de inspiración durante mi carrera. Finalmente, a mi tutor, Ing. David Matamoros, y al Dr. Fernando Morante, por su valiosa guía y acompañamiento en este proceso de titulación.

Iris Carolina Gómez Astudillo

Agradecimientos

Mi gratitud infinita a Dios por permitirme culminar esta meta. A mi familia, por ser mi pilar fundamental y creer en mí siempre.

Agradezco profundamente a la ESPOL por mi formación; a mi tutor, Ing. David Matamoros, y al Dr. Fernando Morante, por su exigencia y valiosa dirección técnica que elevaron la calidad de este proyecto. A los ingenieros Miriam Ramos y Luis Vaca, por sus enseñanzas que marcaron mi desarrollo profesional. Finalmente, gracias a todos los que, con una palabra de aliento, formaron parte de este logro.

Rogger Jesús Arguello Sánchez

Declaración Expresa

Nosotros Iris Carolina Gómez Astudillo y Rogger Jesús Arguello Sánchez acordamos y reconocemos que:

La titularidad de los derechos patrimoniales de autor (derechos de autor) del proyecto de graduación corresponderá al autor o autores, sin perjuicio de lo cual la ESPOL recibe en este acto una licencia gratuita de plazo indefinido para el uso no comercial y comercial de la obra con facultad de sublicenciar, incluyendo la autorización para su divulgación, así como para la creación y uso de obras derivadas. En el caso de usos comerciales se respetará el porcentaje de participación en beneficios que corresponda a favor del autor o autores.

La titularidad total y exclusiva sobre los derechos patrimoniales de patente de invención, modelo de utilidad, diseño industrial, secreto industrial, software o información no divulgada que corresponda o pueda corresponder respecto de cualquier investigación, desarrollo tecnológico o invención realizada por nosotros durante el desarrollo del proyecto de graduación, pertenecerán de forma total, exclusiva e indivisible a la ESPOL, sin perjuicio del porcentaje que nos corresponda de los beneficios económicos que la ESPOL reciba por la explotación de nuestra innovación, de ser el caso.

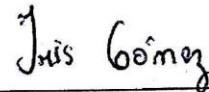
En los casos donde la Oficina de Transferencia de Resultados de Investigación (OTRI) de la ESPOL comunique los autores que existe una innovación potencialmente patentable sobre los resultados del proyecto de graduación, no se realizará publicación o divulgación alguna, sin la autorización expresa y previa de la ESPOL.

Guayaquil, 24 octubre del 2025.



Rogger Jesús Arguello

Sánchez



Iris Carolina Gómez

Astudillo

Evaluadores

M.Sc. María Verónica Ordoñez

Profesor de la materia

Ph. D. David Enrique Matamoros

Tutor de proyecto

Resumen

La presente investigación aborda el diseño conceptual de un sistema de filtración multicapa basado en adsorbentes naturales, orientado a mejorar el acceso a agua segura mediante una alternativa tecnológica sostenible y de bajo costo. El estudio tuvo como objetivo validar una eficiencia superior al 70 % en la remoción de carga orgánica contaminante. Para ello, se aplicó un diseño experimental factorial que permitió analizar la interacción entre la matriz hídrica y los materiales adsorbentes, evidenciando la inexistencia de una configuración universal. Los resultados demostraron que la Configuración F1 (50 % pómez, 15 % carbón activado y 35 % zeolita) fue la más eficiente para aguas residuales tratadas, con remociones del 86 % de DQO y 88 % de DBO₅. En cuerpos de aguas superficiales, la Configuración F2 (30 % pómez, 50 % carbón activado y 20 % zeolita) presentó el mejor desempeño, con una remoción promedio de DBO₅ del 69,01 %, valor cercano al objetivo planteado. El dimensionamiento del sistema, basado en el modelo de Fuerza Impulsora Lineal (LDF), definió una columna de 50 cm de diámetro y 2,09 m de altura, estimándose una vida útil operativa de 4,6 meses para efluentes residuales y de 6,8 meses para cuerpos de aguas superficiales. Finalmente, el análisis económico confirmó la viabilidad del sistema, con costos de producción entre 0,50 y 0,88 USD/m³, consolidándolo como una alternativa técnica y económicamente competitiva para el saneamiento hídrico sostenible.

Palabras Clave: Filtración multicapa; adsorbentes naturales; tratamiento de aguas; remoción de DBO₅ y DQO; saneamiento hídrico.

Abstract

This research addresses the conceptual design of a multilayer filtration system based on natural adsorbents, aimed at improving access to safe water through a sustainable and low-cost technological alternative. The study aimed to validate an efficiency higher than 70% in the removal of organic contaminant load. To this end, a factorial experimental design was applied to analyze the interaction between the water matrix and the adsorbent materials, demonstrating the absence of a universal configuration. The results showed that Configuration F1 (50% pumice, 15% activated carbon, and 35% zeolite) was the most efficient for treated wastewater, achieving removals of 86% for COD and 88% for BOD₅. For surface water bodies, Configuration F2 (30% pumice, 50% activated carbon, and 20% zeolite) exhibited the best performance, with an average BOD₅ removal of 69.01%, a value close to the proposed target. System sizing, based on the Linear Driving Force (LDF) model, defined a column with a diameter of 50 cm and a height of 2.09 m, estimating an operational service life of 4.6 months for wastewater effluents and 6.8 months for surface water bodies. Finally, the economic analysis confirmed the feasibility of the system, with production costs ranging from 0.50 to 0.88 USD/m³, consolidating it as a technically and economically competitive alternative for sustainable water sanitation.

Keywords: *Multilayer filtration; natural adsorbents; water treatment; BOD₅ and COD removal; Water sanitation.*

Índice general

Evaluadores.....	6
Resumen.....	I
<i>Abstract</i>	II
Índice general.....	III
Simbología.....	VIII
Unidades y magnitudes.....	IX
Índice de figuras.....	X
Índice de Tablas.....	X
Capítulo 1.....	1
1. Introducción.....	2
1.1 Descripción del Problema.....	4
1.2 Justificación del Problema.....	6
1.3 Objetivos.....	7
1.3.1 Objetivo general.....	7
1.3.2 Objetivos específicos.....	7
1.4 Marco teórico.....	8
1.4.1 Aguas superficiales.....	8
1.4.2 Aguas residuales.....	10
1.4.3 Tratamiento de aguas residuales.....	10
1.4.4 Filtración.....	11

1.4.5	Clasificación de los filtros	11
1.4.6	Mecanismos de filtración.....	11
1.4.7	Tipos de filtración.....	12
1.4.8	Medios filtrantes	13
1.4.9	Parámetros de diseños de filtro	14
1.4.10	Isoterma de Adsorción	15
1.4.11	Estimación Teórica de Cinética y Coeficientes de Transferencia	15
Capítulo 2.....		17
2.	Metodología.....	18
2.1	Enfoque y Diseño de la Investigación.....	18
2.1.1	Diseño Estadístico.....	18
2.1.2	Variables de Estudio	19
2.2	Población y Muestra.....	20
2.2.1	Población de estudio	20
2.2.2	Muestra	20
2.3	Recolección de muestras de aguas	21
2.4	Diseño y Construcción del Sistema a Escala Laboratorio	21
2.4.1	Especificaciones.....	21
2.4.2	Parámetros hidráulicos de operación	22
2.4.3	Configuración del Lecho y Distribución Vertical.....	23
2.5	Preparación de los Materiales Filtrantes	25

2.6	Evaluación Experimental	25
2.6.1	Fase 1: Evaluación de Eficiencia y Selección del Filtro Óptimo.....	26
2.6.2	Fase 2: Modelado Matemático Fenomenológico del Sistema Multicapa	26
2.7	Balance de Masa en Lecho Fijo	28
Capítulo 3.....		30
3.	Resultados y análisis	31
3.1	Caracterización Fisicoquímica de los Afluentes	31
3.1.1	Aguas Residuales Tratadas (ESPOL)	31
3.1.2	Aguas Superficiales (Manglaralto)	32
3.2	Evaluación de la Eficiencia de Remoción por Filtro.....	32
3.3	Análisis Estadístico (Diseño Factorial y ANOVA).....	34
3.4	Selección del Filtro Óptimo y Análisis de Sinergia	35
3.4.1	Escenario Aguas Residuales Tratadas (Selección: Configuración F1).....	35
3.4.2	Escenario Aguas Superficiales (Selección: Configuración F2).....	36
3.5	Caracterización Cinética y Determinación de Parámetros de Equilibrio	37
3.6	Validación del Modelo Fenomenológico y Curvas de Ruptura.	38
3.7	Diseño y Optimización del Sistema a Escala Piloto	40
3.8	Especificaciones Técnicas.....	43
3.8.1	Bases de Diseño y Proceso	43
3.8.2	Dimensionamiento de Equipos	44
3.8.3	Tuberías y Distribución.....	45

3.9	Análisis Económico Preliminar.....	45
3.9.1	Inversión de Capital (CAPEX)	45
3.9.2	Costos Operativos (OPEX) y Evaluación	47
3.10	Análisis Comparativo: El Filtro frente a sus Competidores.....	48
3.10.1	Cálculo del Costo de Producción.....	48
3.10.2	Benchmarking de Tecnologías.....	49
3.11	Análisis Técnico y Estratégico de Resultados.....	50
Capítulo 4.....		51
4.	Conclusiones y recomendaciones	52
4.1	Conclusiones	52
4.2	Recomendaciones.....	53
REFERENCIAS.....		55
Apéndice A		59
Apéndice B.....		61
Apéndice C.....		64
Apéndice D		69

Abreviaturas

APHA	American Public Health Association.
ARCA	Agencia de Regulación y Control del Agua
AWWA	American Water Works Association.
B2B	Business to Business (Modelo de negocio entre empresas).
CAPEX	Capital Expenditure (Gastos de Capital o Inversión Inicial).
CDT	Carga Dinámica Total.
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días.
DQO	Demanda Química de Oxígeno.
EBCT	Empty Bed Contact Time (Tiempo de Contacto en Lecho Vacío).
ESPOL	Escuela Superior Politécnica del Litoral.
GAC	Granular Activated Carbon (Carbón Activado Granular).
INEC	Instituto Nacional de Estadística y Censos.
JAAPMAN	Junta Administradora de Agua Potable Regional de Manglaralto.
LCOW	Levelized Cost of Water (Costo Nivelado del Agua).
LDF	Linear Driving Force (Fuerza Impulsora Lineal).
MBR	Membrane Bio-Reactor (Biorreactor de Membranas).
MOL	Method of Lines (Método de Líneas).
NMP	Número Más Probable.
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenibles.
OPEX	Operational Expenditure (Gastos Operativos).
PRFV	Plástico Reforzado con Fibra de Vidrio.

Simbología

A_f	Área transversal de filtración
C	Concentración del contaminante en la fase líquida.
C_o	Concentración inicial del contaminante.
C_e	Concentración en equilibrio.
C_t	Concentración del contaminante en el tiempo t .
D	Diámetro interno de la columna.
H_A	Altura de la zona de sobrenadante (columna de agua).
H_L	Altura de la zona de filtración o lecho activo.
H_s	Altura de la zona de soporte (grava).
Q	Caudal de alimentación/operación.
q	Cantidad adsorbida en la fase sólido en el tiempo t .
q_e	Capacidad de adsorción en el equilibrio.
q_{max}	Capacidad máxima de adsorción (Langmuir).
K_F	Constante de Freundlich.
K_L	Constante de Langmuir.
R^2	Coefficiente de determinación (ajuste estadístico).
t	Tiempo.
t_b	Tiempo de ruptura (Breakthrough time).
u	Velocidad intersticial del fluido.
V_f	Velocidad de filtración.
V_L	Volumen del lecho filtrante.
z	Coordenada axial a lo largo de la columna
ε	Porosidad del lecho.

ρ_b Densidad aparente del lecho.

π Constante matemática pi.

Unidades y magnitudes

L Litros

mg Miligramos.

m Metro.

mm Milímetro

μS Microsiemens

PSU Practical Salinity Units

$^{\circ}\text{C}$ Grados Celsius

pH Potencial de hidrógeno

Índice de figuras

Figura 1	34
Figura 2	35
Figura 3	37
Figura 4	39
Figura 5	39
Figura 6	41
Figura 7	42
Figura 8	43
Figura 9	44
Figura 10	68

Índice de Tablas

Tabla 1	5
Tabla 2	9
Tabla 3	19
Tabla 4	23
Tabla 5	25
Tabla 6	31
Tabla 7	32
Tabla 8	33
Tabla 9	34
Tabla 10	36
Tabla 11	36
Tabla 12	42
Tabla 13	45

Tabla 14	46
Tabla 15	47
Tabla 16	48
Tabla 17	49
Tabla 18	59
Tabla 19	59
Tabla 20	59
Tabla 21	60
Tabla 22	61
Tabla 23	61
Tabla 24	61
Tabla 25	61
Tabla 26	62
Tabla 27	62
Tabla 28	62
Tabla 29	63
Tabla 30	63
Tabla 31	63
Tabla 32	63

Capítulo 1

1. Introducción

El acceso al agua potable y al saneamiento sigue siendo uno de los desafíos más críticos a nivel mundial, intensificado por el crecimiento poblacional, la rápida urbanización industrial y las consecuencias del cambio climático. Si bien entre 2015 y 2022 el acceso global al agua potable gestionada de forma segura aumentó del 69 % al 73 %, en 2022 aún 2200 millones de personas carecían de este servicio y 3500 millones no disponían de saneamiento adecuado. Esta situación evidencia que, para alcanzar la cobertura universal de agua y saneamiento en 2030, sería necesario triplicar o incluso sextuplicar las tasas actuales de progreso (UNESCO, 2023).

En Ecuador, esta problemática adquiere un carácter particularmente alarmante y se ha profundizado con el paso de los años. De acuerdo con reportes del INEC (2023), el 84,2 % de la población accedía al agua potable por red pública; sin embargo, solo el 65,8 % contaba con alcantarillado, evidenciándose brechas marcadas entre zonas urbanas (93,9 %) y rurales (66,9 %), lo que ya reflejaba un elevado nivel de vulnerabilidad sanitaria. No obstante, la situación actual es aún más crítica. Datos recientes de la ARCA (2025), muestran que el 22,4 % de la población ecuatoriana no tenía acceso a agua en sus hogares, el 58,9 % carecía de saneamiento y el 28,3 %, equivalente a cerca de 4,8 millones de ecuatorianos, consumía agua no apta para el consumo humano. Estas carencias afectan con mayor intensidad a las áreas rurales, donde el acceso al agua es hasta tres veces menor que en las zonas urbanas, perpetuando ciclos de pobreza, enfermedad y exclusión social.

Frente a este escenario, se evidencia la necesidad de soluciones técnicas que no solo mejoren el acceso al agua segura en territorios vulnerables, sino que también fortalezcan los sistemas de tratamiento existentes para ampliar las posibilidades de reutilización del recurso. En este marco, la presente investigación aborda la problemática hídrica ecuatoriana a través de dos escenarios representativos. El primero corresponde a la parroquia rural de Manglaralto

(Santa Elena), donde el abastecimiento depende de un acuífero costero gestionado por la JAAPMAN, el cual enfrenta desafíos asociados a la disminución del nivel freático, el riesgo de intrusión salina y la presencia de contaminación orgánica (Herrera Franco et al., 2020); No obstante, la presente investigación se enfoca específicamente en el agua recolectada y almacenada en los reservorios de distribución, donde el recurso se comporta hidráulicamente como un cuerpo de agua superficial expuesto. El segundo escenario es la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la ESPOL, que opera con un biorreactor de membranas (MBR) y cuyo efluente, aunque cumple la normativa de descarga, ofrece condiciones favorables para evaluar su adecuación a usos de mayor exigencia mediante tratamientos terciarios.

La pertinencia de este proyecto radica en su alineación con los principios de la Ingeniería Química, integrando hidráulica, tratamiento de aguas y modelación matemática para desarrollar soluciones de bajo costo adaptadas al contexto local. Al validar el uso de adsorbentes naturales (piedra pómez, zeolita y carbón activado), la investigación trasciende lo teórico y ofrece una alternativa tecnológica viable para comunidades vulnerables como Manglaralto. De esta manera, el estudio se alinea estratégicamente con la normativa ambiental ecuatoriana y los compromisos internacionales de desarrollo (ODS 6 y 9), promoviendo la innovación en infraestructura sanitaria.

Por otra parte, el alcance de este trabajo comprende el diseño conceptual y la evaluación experimental de un sistema de filtración multicapa basado en adsorbentes naturales (piedra pómez, zeolita y carbón activado) para la remoción de DBO y DQO. La fase experimental considera ensayos a escala de laboratorio bajo tres configuraciones distintas, validadas mediante análisis fisicoquímicos estandarizados. De manera complementaria, la investigación incorpora el modelado matemático del proceso a partir de principios fenomenológicos de cinética de adsorción y transporte de masa. A través del modelo de Fuerza Impulsora Lineal

(LDF) y la resolución numérica de ecuaciones diferenciales, se busca no solo cuantificar la eficiencia de remoción, sino también predecir el comportamiento de la curva de ruptura y estimar la vida útil del lecho bajo condiciones dinámicas.

1.1 Descripción del Problema

La crisis hídrica global no se limita a la escasez cuantitativa del recurso, sino que se manifiesta de manera crítica en el deterioro progresivo de su calidad. En este contexto, Ecuador, pese a contar con una extensa red de ríos, esteros y acuíferos, enfrenta presiones crecientes sobre su patrimonio hídrico, asociadas al acelerado crecimiento poblacional en zonas urbanas y costeras, así como a la intensificación de actividades productivas como la agricultura, la industria y el turismo (Post, 2005). Este escenario da lugar a dos contextos contrastantes que constituyen el objeto de estudio de la presente investigación.

En la parroquia rural de Manglaralto (Santa Elena), el abastecimiento de agua se basa en un sistema comunitario ancestral de siembra y cosecha de agua, donde diques artesanales retienen la escorrentía superficial y promueven la infiltración hacia el acuífero costero. Durante este proceso, el agua percola a través del suelo y capas de grava, experimentando una filtración natural previa antes de ser extraída mediante 14 pozos. El caudal captado, cercano a 10 L/s, es conducido a dos reservorios de 500 m³ y 250 m³, donde permanece expuesto a condiciones ambientales y es desinfectado por cloración directa antes de su distribución. Sin embargo, el sistema presenta alta vulnerabilidad frente al descenso del nivel freático, la intrusión salina y la contaminación orgánica, pese al apoyo técnico de la ESPOL (Herrera Franco et al., 2020). Esta situación se agrava por la ausencia de monitoreo continuo, considerando que en el Anexo 1 del Libro VI del TULSMA (2015), exige para aguas de consumo humano una Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) inferior a 2 mg/L previo a la desinfección; de superarse este límite, la cloración favorece la formación de subproductos

como los trihalometanos (THM), compuestos persistentes y nocivos para la salud humana (Hernández Sánchez et al., 2011).

Por el contrario, la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la ESPOL representa una oportunidad para el análisis de tecnologías de tratamiento terciario basadas en filtración multicapa. Esta instalación opera con un sistema de biorreactor de membranas (MBR), el cual integra procesos biológicos con ultrafiltración, obteniendo efluentes de alta calidad (Davis, 2010). Los análisis realizados indican que la muestra evaluada cumple con los límites para descargas en cuerpos de agua dulce. En particular, se registraron valores de pH 7,31, DBO₅ de 6 mg/L, DQO menor a 27 mg/L, sólidos totales de 292 mg/L y coliformes fecales <1,8 NMP/100 mL (véase en la Tabla 1), todos dentro de los rangos permisibles establecidos por la norma del Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente de Ecuador (TULSMA), Tabla 10.

Tabla 1
Informe de resultado trimestral del Reactor MBR en Espol

Parámetro	Unidad	Resultado	Incertidumbre (k=2)	Método / Norma	Valor límite permisible
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidades de pH	7,31	±0,2	PE/AL/03 – Standard Methods Ed. 23.2017 4500 H ⁺ -B	6 – 9
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días) – DBO ₅	mg/L	6	±23%	PE/AL/28 – Standard Methods Ed.23.2017 5210B / HACH Método 8166	100
Demanda Química de Oxígeno – DQO	mg/L	<27	±16%	PE/AL/05 – Standard Methods Ed.23.2017 5220D	2000
Sólidos Totales	mg/L	292	±29%	PE/AL/07 – Standard Methods Ed.23.2017 2540B	1600
Coliformes Fecales	NMP/100 mL	<1,8	±63%	PE/AL/24 – Standard Methods Ed.23.2017 9221E/9221C	2000

Nota. Datos obtenidos por la PTAR-ESPOL. Los valores permisibles pertenecen al TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Tabla 10 (2015).

A partir de estos datos, se identifica la problemática dual de esta investigación: mientras que en Manglaralto, se orienta a mitigar los riesgos para la salud pública asociados a la formación de trihalometanos, en la ESPOL, se busca validar una tecnología capaz de mejorar la calidad del agua en un 70%, acercando el efluente a un estándar ideal, como la potabilización antes de la desinfección (véase en la Tabla 2), promoviendo al mismo tiempo principios de economía circular.

Las restricciones del proyecto incluyen su desarrollo a escala de laboratorio mediante ensayos controlados y simulaciones computacionales, representando una aproximación teórica al comportamiento del sistema. Los materiales naturales seleccionados (piedra pómez, zeolita y carbón activado) presentan variabilidad inherente en sus propiedades según su origen geológico, requiriendo control riguroso de características como granulometría, porosidad y composición mineral. El manejo de muestras de agua implica riesgos biológicos asociados a microorganismos patógenos, requiriendo protocolos estrictos de bioseguridad.

1.2 Justificación del Problema

La necesidad de desarrollar tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas constituye un desafío prioritario del siglo XXI. La presente investigación se justifica desde múltiples dimensiones que convergen en la búsqueda de soluciones técnicamente eficientes, económicamente viables y socialmente pertinentes.

Desde la perspectiva técnica, la evaluación de un filtro multicapa con materiales adsorbentes constituye una solución sostenible para contextos de recursos limitados, aprovechando la sinergia de materiales locales. La piedra pómez, rica en SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , CaO , Na_2O y K_2O potencia la adsorción y la resistencia química en filtración, logrando eficiencias de hasta 60,68 % y 59,21 % de DQO y DBO en aguas residuales (Vásconez Velástegui, 2018). Esta barrera se complementa con la zeolita, que aporta intercambio catiónico (180–220 meq/100 g) y el carbón activado, cuya elevada área superficial (500–

1500 m²/g), permite una adsorción de amplio espectro (Bansal & Goyal, 2005; Morante, 2004).

Desde el punto de vista social y de salud pública, la justificación adquiere particular fuerza al considerar las condiciones de vulnerabilidad de comunidades rurales ecuatorianas. Las enfermedades de transmisión hídrica continúan siendo causa importante de morbilidad y mortalidad, especialmente en población infantil y adultos mayores. En este contexto, la disponibilidad de tecnologías de filtración accesibles y gestionables por organizaciones comunitarias, como JAAPMAN, contribuye al fortalecimiento de capacidades locales para la gestión sostenible de los recursos hídricos.

La dimensión económica constituye otro pilar fundamental. Los sistemas convencionales de tratamiento terciario implican costos de inversión inicial, operación y mantenimiento muy elevados. El filtro multicapa propuesto, al basarse en materiales naturales, requiere inversión inicial menor y presenta costos de mantenimiento bajos.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Evaluar el desempeño de un filtro multicapa en la remoción de contaminantes expresados como DQO y DBO, logrando porcentajes de remoción mayores al 70 %, que evidencien una mejora significativa en el nivel de depuración del agua tratada en plantas de tratamiento en ESPOL o en aguas superficiales en Manglaralto.

1.3.2 Objetivos específicos

- Implementar un filtro multicapa a escala de laboratorio con distintas configuraciones de materiales filtrantes, seleccionando aquella que presente una mayor eficiencia de remoción de DQO y DBO en las muestras de agua de los sitios seleccionados.
- Modelar la curva de ruptura del filtro seleccionado, utilizando el modelo de Fuerza Impulsora Lineal (LDF) y parámetros de adsorción bibliográficos, validando los

resultados experimentalmente, con objetivos de predicción del tiempo de saturación y la vida útil de Lecho.

- Evaluar la viabilidad económica del sistema de tratamiento con filtrado multicapa, comparando sus costos operativos y de implementación con los de un sistema de tratamiento convencional.

1.4 Marco teórico

1.4.1 Aguas superficiales

Según el Ministerio del Ambiente del Ecuador (2015), las aguas superficiales se definen como “*las masas de agua que se encuentran sobre la superficie de la tierra*”, estas pueden tener diversos orígenes, incluyendo la descarga de aguas subterráneas y la precipitación pluvial. En las zonas costeras, estos cuerpos de agua suelen interactuar con acuíferos someros que, en algunos casos, funcionan como fuentes de abastecimiento de agua para el consumo humano (Herrera Franco, et al., 2020).

Esta conexión hidrológica, implica que la calidad del agua superficial esté estrechamente condicionada por el estado del acuífero que la alimenta. En consecuencia, los acuíferos costeros presentan una alta susceptibilidad a procesos de salinización, provocados por el avance del agua marina hacia los sistemas de agua dulce subterránea. Esta vulnerabilidad se intensifica debido a presiones antrópicas como el crecimiento poblacional, la expansión urbana, la generación de fuentes de contaminación y la reducción de los caudales fluviales, factores que limitan la capacidad natural de autorregulación del sistema. A ello se suman los efectos del cambio climático, particularmente el ascenso del nivel del mar y la disminución de la recarga natural, los cuales incrementan la presión sobre la sostenibilidad de los recursos hídricos en los ecosistemas costeros (Post, 2005).

En este contexto, cuando dichas aguas se destinan al consumo humano, deben cumplir, previo a la desinfección, con los criterios de calidad establecidos para su potabilización, los cuales se describen a continuación.

Tabla 2

Criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico y para que su potabilización solo requiera desinfección

Parámetro	Expresado como	Unidad	Criterio de calidad
Aceites y grasas	Sustancias solubles en hexano	mg/L	0,3
Aluminio total	Al	mg/L	0,1
Amonio	NH ₄ ⁺	mg/L	0,5
Arsénico	As	mg/L	0,01
Coliformes fecales	NMP	NMP/100 mL	20
Coliformes totales	NMP	NMP/100 mL	200
Bario	Ba	mg/L	0,7
Cadmio	Cd	mg/L	0,003
Cianuro	CN ⁻	mg/L	0,07
Cinc (Zinc)	Zn	mg/L	5,0
Cobre	Cu	mg/L	2
Color real	—	Unidades Pt–Co	15
Compuestos fenólicos	Fenol	mg/L	0,001
Cromo	Cr ⁶⁺	mg/L	0,05
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	DQO	mg/L	< 4
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO ₅	mg/L	< 2
Bifenilos Policlorados (PCBs)	Concentración de PCBs totales	µg/L	0,0005
Hierro total	Fe	mg/L	0,3
Mercurio	Hg	mg/L	0,006
Nitratos	NO ₃ ⁻	mg/L	50
Nitritos	NO ₂ ⁻	mg/L	0,2
Olor y sabor	—	—	No objetable
Potencial de hidrógeno	pH	Unidades de pH	6 – 9
Plata	Ag	mg/L	0,05
Plomo	Pb	mg/L	0,05
Selenio	Se	mg/L	0,01

Parámetro	Expresado como	Unidad	Criterio de calidad
Sulfatos	SO ₄ ²⁻	mg/L	250
Tensoactivos	Sustancias activas al azul de metileno	mg/L	0,5
Hidrocarburos Totales de Petróleo (TPH)	TPH	mg/L	0,05
Turbiedad	—	UTN	5

Nota. Datos de la Tabla 2 del TULSMA, Libro VI, Anexo 1 (2015).

1.4.2 Aguas residuales

Las aguas residuales corresponden a los efluentes líquidos y a las corrientes arrastradas por el agua que se originan en actividades domésticas, comerciales e industriales, así como en el escurrimiento superficial. Estos flujos incorporan una variedad de contaminantes de carácter orgánico, inorgánico, microbiológico y químico. Debido a esta composición, su vertimiento sin tratamiento previo en cuerpos de agua produce un deterioro significativo del medio ambiente y compromete la calidad del recurso hídrico (Riffat, 2022).

1.4.3 Tratamiento de aguas residuales.

El tratamiento de aguas residuales combina operaciones físicas y procesos bioquímicos para asegurar la calidad del efluente previo a su descarga o reúso. Estos tratamientos, según Metcalf y Eddy (2004), se clasifican en las siguientes etapas:

- Tratamiento preliminar: Remueve sólidos gruesos, arenas y grasas mediante cribado, desarenado y desengrasado.
- Tratamiento primario: Emplea sedimentación física removiendo 50-70% de sólidos suspendidos y 25-40% de DBO₅.
- Tratamiento secundario: Utiliza procesos biológicos alcanzando eficiencias >85% en remoción de DBO₅. Los biorreactores de membrana (MBR) integran tratamiento biológico con separación por membranas de ultrafiltración, logrando efluentes de calidad superior.

- Tratamiento terciario: Comprende filtración avanzada, desinfección, remoción de nutrientes y adsorción para cumplir estándares estrictos.

1.4.4 Filtración

La filtración es una operación unitaria empleada para separar sólidos suspendidos no sedimentables del agua mediante el paso del líquido a través de un medio poroso que retiene las partículas y permite el paso del fluido clarificado (Hammer, Mark J; Viessman, 1993).

1.4.5 Clasificación de los filtros

Los sistemas de filtración se clasifican según su velocidad de operación, medio filtrante y dirección del flujo. Por velocidad, los filtros rápidos operan a 2-10 gpm/ft² (5-24 m/h) y los lentos a 0.05-0.10 gpm/ft² (0.12-0.24 m/h). Según el medio, existen de lecho simple (arena), doble (antracita y arena) o triple (antracita, arena y granate). Por dirección del flujo, pueden ser descendentes, ascendentes o mixtos. Finalmente, según la carga hidráulica, se dividen en filtros por gravedad y a presión (Hammer, Mark J; Viessman, 1993).

1.4.6 Mecanismos de filtración

La remoción de partículas durante la filtración se produce mediante mecanismos complementarios como el cernido mecánico, que retiene partículas mayores que los poros del medio; la sedimentación, por deposición gravitacional dentro de los poros; la intercepción directa, cuando las partículas siguen las líneas de flujo y entran en contacto con el medio; y la difusión browniana, que permite la captura de partículas muy pequeñas (< 1 µm).

Adicionalmente, intervienen fenómenos de sorción, como la adsorción de partículas coloidales por fuerzas electrostáticas o de Van der Waals, y la absorción de sustancias disueltas dentro de la estructura del material poroso o por actividad biológica. (Valencia, 2023).

1.4.7 Tipos de filtración

Según Viessman y Hammer (1993), los procesos de filtración empleados en el tratamiento de agua se seleccionan en función de la calidad del afluente y de los objetivos del efluente, y se basan en el paso del agua a través de medios porosos que permiten la retención de partículas y la mejora de su claridad. Entre los esquemas más utilizados se encuentran la filtración tradicional y la filtración directa.

1.4.7.1 Filtración tradicional. Este proceso consiste en la percolación del agua a través de un lecho granular en flujo descendente, operado generalmente por gravedad. En sistemas de potabilización se aplica después de las etapas de coagulación, floculación y sedimentación (Hammer, Mark J; Viessman, 1993). En el tratamiento de aguas residuales, se emplea como proceso terciario para reducir los sólidos suspendidos totales, especialmente cuando se requieren concentraciones ≤ 10 mg/L. Este proceso también contribuye a la disminución de la DBO₅, debido a la retención de biomasa asociada a los sólidos (Davis, 2010).

1.4.7.2 Filtración directa. Este proceso omite la fase de sedimentación previa, permitiendo que las partículas coaguladas sean retenidas directamente en el filtro. Este tipo de filtración es más apropiado para aguas superficiales con baja turbidez, y color reducido. Su aplicación ha mostrado buenos resultados siempre que se utilicen coagulantes poliméricos adecuados y se mantengan condiciones estables en la calidad del agua de entrada. Las tasas típicas de operación varían entre 1 y 6 gpm/pie², ligeramente menores que en el proceso convencional, debido a la ausencia de sedimentación previa (Hammer, Mark J; Viessman, 1993).

1.4.8 Medios filtrantes

El desempeño de un filtro depende del medio granular, que combina retención de partículas y paso del agua con mínima pérdida de carga. Elegir correctamente los medios filtrantes optimiza la remoción de contaminantes y mantiene un flujo estable (Valencia, 2023). A continuación, se describen algunos de los materiales usados en el tratamiento de aguas.

1.4.8.1 Carbón activado. El carbón activado es un material carbonáceo con una estructura altamente porosa y un área superficial elevada, típicamente entre 500 y 1500 m²/g (Bansal & Goyal, 2005). Su porosidad se compone de microporos (< 2 nm), mesoporos (2–50 nm) y macroporos (> 50 nm), los cuales cumplen funciones complementarias en el proceso de adsorción. Esta estructura, junto con la presencia de grupos funcionales oxigenados en su superficie, le confiere una alta afinidad por contaminantes orgánicos, microcontaminantes y compuestos responsables de color y olor. En configuraciones de filtros multicapa, se emplea con granulometrías entre 0.6 y 2.4 mm (Bansal & Goyal 2005; Marsh & Rodriguez, 2006).

1.4.8.2 Piedra pómez. La piedra pómez es un material altamente eficiente para la filtración de agua debido a su alta porosidad, que permite retener sólidos suspendidos y adsorber contaminantes. Su baja densidad facilita el retrolavado del filtro y mantiene la eficiencia operativa. Además, posee capacidad de adsorción de materia orgánica gracias a su composición química rica en SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , CaO , Na_2O y K_2O , así como estabilidad química, sin liberar contaminantes durante la filtración. Estas propiedades hacen de la pómez un medio filtrante confiable para el tratamiento de aguas (Çifçi & Meriç, 2016).

1.4.8.3 Zeolita. Las zeolitas son aluminosilicatos microporosos cuya estructura permite el intercambio de cationes. Entre ellas, la clinoptilolita destaca por su alta estabilidad térmica (hasta $700\text{ }^\circ\text{C}$), capacidad de adsorción de gases (CO_2 , O_2 , N_2) y elevada capacidad de intercambio catiónico (CEC), siendo efectiva para retener amonio y metales pesados como, Pb^{2+} , Cu^{2+} y Zn^{2+} . Su área superficial (hasta $70\text{ m}^2/\text{g}$) y porosidad ($\sim 30\text{ \AA}$) la hacen idónea para tratamiento de aguas y suelos. Se emplea en filtros multicapa como capa intermedia o final, mejorando la retención de iones y contaminantes (Morante, 2004).

1.4.9 Parámetros de diseños de filtro

Los parámetros de diseño de filtros granulares dependen del tipo de sistema y del medio filtrante. En filtros lentos, la tasa de filtración suele presentar valores inferiores a 0.4 m/h ; mientras que en filtros rápidos se ubica entre 5 y 20 m/h , ajustándose según la calidad del agua y la composición del lecho (Davis, 2020, Chapter 11). La profundidad del lecho varía de 60 cm en filtros simples hasta 200 cm en configuraciones de triple medio, siendo un factor clave para la eficiencia de retención. Además, las propiedades del medio, tamaño

efectivo, coeficiente de uniformidad, porosidad y gravedad específica, determinan el comportamiento hidráulico y la capacidad de remoción (Valencia, 2023).

1.4.10 Isoterma de Adsorción

La adsorción es un proceso de separación en el cual ciertos componentes de una fase fluida se transfieren hacia la superficie de un sólido adsorbente (Acharya et al, 2023). Para el diseño de columnas, es fundamental comprender el equilibrio de adsorción, el cual se describe mediante isotermas:

- Isoterma de Langmuir: Asume que la adsorción ocurre en una monocapa sobre una superficie homogénea con un número finito de sitios idénticos.

$$q_e = \frac{q_{max}K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (1.1)$$

- Isoterma de Freundlich: Describe la adsorción en superficies heterogéneas con sitios de diferente energía, siendo aplicable frecuentemente a sistemas de tratamiento de aguas con múltiples contaminantes

$$q_e = K_F C_e^{1/N} \quad (1.2)$$

- Donde q_e es la capacidad en el equilibrio, C_e la concentración residual y K_L, K_F son constantes del modelo.

1.4.11 Estimación Teórica de Cinética y Coeficientes de Transferencia

La velocidad de adsorción en medios granulares se puede describir mediante modelos teóricos que evitan la necesidad de realizar cinéticas experimentales específicas. Una aproximación ampliamente utilizada es el modelo de Fuerza Impulsora Lineal (LDF, por sus siglas en inglés), que relaciona la velocidad de cambio de la concentración adsorbida con la diferencia entre la concentración en equilibrio y la concentración actual:

$$\frac{\partial q}{\partial t} = k_{LDF}(q_e - q) \quad (1.3)$$

En este modelo, el coeficiente global de transferencia de masa k_{LDF} , integra efectos como la difusión molecular y la tortuosidad del poro, los cuales varían según las propiedades del material adsorbente. Valores de k_{LDF} para medios como carbón activado y zeolitas han sido reportados en la literatura, y habitualmente se seleccionan de manera conservadora para garantizar un margen de seguridad en el diseño de sistemas de tratamiento de agua (Sircar & Hufton, 2000).

Capítulo 2

2. Metodología.

2.1 Enfoque y Diseño de la Investigación

En la presente investigación, se evaluó el desempeño de un filtro multicapa en la remoción de materia orgánica expresada mediante los parámetros de DQO y DBO₅, con el propósito de alcanzar porcentajes de remoción superiores al 70 % y evidenciar una mejora significativa en el nivel de depuración.

El estudio se ejecutó a escala de laboratorio bajo un enfoque cuantitativo. Para analizar la versatilidad del sistema, se seleccionaron dos matrices de agua con características distintas: aguas residuales tratadas, donde el filtro operó como etapa terciaria, y cuerpos de aguas superficiales, donde el sistema operó como filtración directa, aprovechando el pretratamiento natural por infiltración del acuífero.

2.1.1 Diseño Estadístico

Para la evaluación del desempeño del filtro multicapa, se empleó un Diseño Factorial General (Completo), realizándose el procesamiento y análisis de los datos a través del software estadístico Minitab. La elección de este diseño permitió determinar no solo el efecto individual de la configuración de los materiales filtrantes y el tipo de agua sobre la eficiencia de remoción, sino también evaluar la significancia de la interacción entre ambos factores (Enis, Ipek Y.; Sezgin, Hande & Sadikoglu, 2018).

El experimento se definió mediante un arreglo factorial 3x2, realizado por duplicado, lo que generó un total de 12 corridas experimentales base. Los factores y niveles estudiados fueron:

- Factor A (Configuración del filtro): 3 niveles.
- Factor B (Tipo de agua): 2 niveles.

Como variables de respuesta se consideraron los porcentajes de eficiencia de remoción de DBO₅ y DQO. Es importante destacar que el análisis factorial completo se

aplicó principalmente a la variable DBO₅, la cual presentó valores cuantificables en ambas matrices. En el caso de la DQO, debido a que las concentraciones iniciales en el agua superficial eran despreciables, con un valor de < 3 mg/L, y cumplían con la normativa previamente mencionada en la Tabla 2, el análisis estadístico para este parámetro se restringió a un ANOVA de un solo factor enfocado exclusivamente en las aguas residuales tratadas, tal como se detalla en la sección de resultados.

2.1.2 Variables de Estudio

Las variables se definieron para evaluar la relación causa-efecto entre la configuración del lecho filtrante y la calidad del efluente.

Tabla 3
Variables de estudio

Tipo de Variable	Variable	Indicador	Unidad
Independiente	Configuración del filtro	Proporción másica de materiales	%
Independiente	Tipo de agua	Procedencia de la muestra	-
Dependientes	Eficiencia de remoción DBO ₅	$(C_0 - C) / C_0 \times 100$	%
	Eficiencia de remoción DQO	$(C_0 - C) / C_0 \times 100$	%
Controladas	Caudal de operación	Volumen/tiempo	mL/min
	Granulometría de materiales	Tamaño de partícula	mm

Nota. Elaboración propia

La identificación de la eficiencia se realizó mediante comparación directa de las concentraciones de contaminantes antes (C_0) y después (C_t) del tratamiento. Se consideró que cualquier reducción significativa en la DQO y DBO₅ fue causada por los mecanismos de adsorción, intercambio iónico y filtración física de los medios porosos, una vez controladas variables externas.

2.2 Población y Muestra

Para el desarrollo de la investigación, se definieron dos poblaciones de estudio independientes, correspondientes a los escenarios operativos evaluados en la provincia del Guayas y la provincia de Santa Elena.

2.2.1 Población de estudio

La población se delimitó de acuerdo con la procedencia y el tipo de matriz de agua a tratar:

2.2.1.1 Población A. Constituyó la totalidad del flujo de aguas residuales tratadas provenientes del sistema de tratamiento de la Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL), ubicada en la ciudad de Guayaquil. Específicamente, el efluente del tratamiento secundario antes de su descarga o reutilización.

2.2.1.2 Población B. Comprendió el cuerpo de agua superficial captado en los reservorios del acuífero costero destinado al abastecimiento de la comuna Manglaralto, en la provincia de Santa Elena. Esta población representa el agua cruda que ha pasado por un proceso natural de infiltración previo a la etapa de desinfección.

2.2.2 Muestra

La muestra estuvo conformada por los volúmenes de agua recolectados puntualmente de cada población para la ejecución de los ensayos experimentales.

Se recolectaron volúmenes aproximados de 4 litros por ensayo en Manglaralto, y 8 litros por ensayo para las aguas residuales tratadas en ESPOL, cantidad calculada para abastecer la operación continua de las tres columnas de filtración y permitir los análisis fisicoquímicos iniciales y finales.

2.3 Recolección de muestras de aguas

El muestreo puntual simple para la caracterización inicial (C_0) se realizó utilizando frascos de polipropileno de 1 L, asegurando su preservación mediante refrigeración inmediata a 4–6 °C. Dado que era necesario determinar DBO₅ y DQO a partir de la misma muestra, y considerando las limitaciones logísticas en el caso de las muestras recolectadas en Manglaralto, los análisis se iniciaron dentro del límite máximo de 24 horas establecido para su retención. Este procedimiento constituye una práctica válida y coherente con lo indicado en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA & WEF, 2017), que permite hasta 24 horas de almacenamiento refrigerado para muestras destinadas a DBO según la Sección 5210 B.4a, asegurando la estabilidad de los analitos durante ese periodo.

2.4 Diseño y Construcción del Sistema a Escala Laboratorio

Para definir sus dimensiones, se tomaron en cuenta los parámetros de operación más relevantes, entre ellos la velocidad de filtración, el caudal de trabajo, la granulometría del material filtrante, así como la profundidad del lecho y la altura de la lámina de agua sobrenadante disponible para vencer la pérdida de carga (Valencia, 2023).

2.4.1 Especificaciones

El diseño del sistema experimental, formado por columnas de filtración independientes con flujo descendente, se apoyó en los criterios técnicos descritos por Morante (2004). A partir de estas referencias, se realizaron los cálculos de dimensionamiento necesarios, definiendo para cada columna una altura total de 30 cm y un diámetro interno de 3,0 cm, valores que aseguran una operación estable y coherente con los lineamientos del autor.

A partir de estas dimensiones, se determinó que el área transversal de filtración (A_f) disponible para el flujo es de 7.07 cm², calculada mediante la siguiente relación geométrica:

$$Af = \frac{\pi * D^2}{4} \quad (2.1)$$

2.4.2 *Parámetros hidráulicos de operación*

Para simular las condiciones de una planta de tratamiento real a escala de laboratorio, se estableció una velocidad de filtración constante, fundamentada en los criterios para filtros lentos con medios adsorbentes por Valencia (2023):

2.4.2.1 Velocidad de Filtración (Vf). Se seleccionó una velocidad de diseño de $0.2 \frac{m}{h}$, adecuada para promover tanto la retención física como la adsorción química en el carbón activado y la zeolita.

2.4.2.2 Cálculo del Caudal de Operación. El caudal de alimentación requerido para mantener la velocidad de diseño se calculó mediante la ecuación de continuidad:

$$Q = V_f * A_f \quad (2.2)$$

En donde se determinó un caudal de 2.36 mL/min, el cual será utilizado en la etapa experimental.

2.4.2.3 Tiempo de Contacto en Lecho Vacío (EBCT). Para cuantificar el tiempo teórico de interacción entre la fase líquida y el material adsorbente, se calculó el EBCT (Empty Bed Contact Time). Considerando una altura efectiva de lecho filtrante de 15 cm, lo que corresponde a un volumen de lecho (V_L) de 106.05 cm³, se aplicó la siguiente ecuación:

$$EBCT = \frac{V_L}{Q} \quad (2.3)$$

Obteniendo como resultado un tiempo de contacto en lecho vacío de 45 minutos, lo cual asegura el periodo de interacción necesario para los procesos de transferencia de masa y adsorción de contaminantes.

2.4.3 Configuración del Lecho y Distribución Vertical

La columna de 30 cm se distribuyó verticalmente para alojar el medio filtrante, el soporte y la carga hidráulica necesaria para vencer la pérdida de carga inicial, conforme a la siguiente estratigrafía (de abajo hacia arriba):

- Zona de Soporte (Hs=5cm): Compuesta por grava de sílice inerte para prevenir la fuga de material fino y proteger el sistema de drenaje.
- Zona de Filtración (HL= 15 cm): Lecho activo multicapa (Zeolita, Carbón Activado, Piedra Pómez).
- Zona de Sobrenadante (HA= 10 cm): Espacio libre destinado a la columna de agua para mantener la carga hidráulica constante y compensar la colmatación del filtro durante la carrera.

2.4.3.1 Granulometría. Se seleccionaron granulometrías específicas con el objetivo de equilibrar la eficiencia de adsorción con la conductividad hidráulica y, fundamentalmente, para mitigar el efecto de pared. Al utilizar materiales finos, como la zeolita y el carbón activado, dentro de una columna de 3.0 cm, logramos mantener una relación entre el diámetro de la columna y el diámetro de la partícula lo suficientemente alta. Esto es fundamental para evitar que el agua se escape o canalice por los bordes del tubo, asegurando así que todo el caudal atravesara uniformemente el lecho filtrante (Valencia, 2023).

Tabla 4
Especificaciones granulométricas de los materiales

Material Adsorbente	Granulometría Seleccionada	Función Principal
Piedra Pómez	2.0 – 5.0 mm	Filtración física gruesa / Pre-filtro

Material Adsorbente	Granulometría Seleccionada	Función Principal
Carbón Activado	1.0 – 2.0 mm	Adsorción de materia orgánica disuelta
Zeolita (Clinoptilolita)	0.425 mm	Intercambio iónico y pulimiento
Grava de soporte	> 5.0 mm	Soporte y drenaje

Nota. Elaboración propia

2.4.3.2 Orden de materiales filtrantes. La estratificación de los materiales se diseñó siguiendo criterios hidrodinámicos estrictos para evitar la mezcla de interfaces y la colmatación prematura (Hammer, Mark J; Viessman, 1993; Valencia, 2023):

- Criterio de Densidad: Ordenamiento de menor densidad (arriba) a mayor densidad (abajo).
- Criterio de Porosidad: Ordenamiento de mayor porosidad (arriba) a menor porosidad (abajo).

Bajo estos principios, se adicionó una cuarta etapa correspondiente a una capa de soporte inerte. La disposición final de los estratos, desde la entrada del flujo (parte superior) hacia la salida, fue la siguiente:

- Capa Superior (Piedra Pómez): Material de menor densidad y alta macroporosidad, actuando como primera barrera física.
- Capa Intermedia (Carbón Activado): Material de densidad media.
- Capa Inferior (Zeolita): Material de mayor densidad y porosidad fina.
- Capa de Soporte (Grava): Ubicada en la base de la columna. Su función fue sostener el medio filtrante, prevenir la pérdida de material fino (zeolita) a través del sistema de drenaje y asegurar una distribución uniforme del flujo de salida.

Seleccionado el orden de los materiales filtrantes, se evaluaron tres configuraciones variando la proporción de los adsorbentes activos (sin contar la grava) para determinar la mezcla óptima (Tabla 5).

Tabla 5
Composición de los tratamientos evaluados

Material	Filtro 1 (T1)	Filtro 2 (T2)	Filtro 3 (T3)
Enfoque	Piedra Pómez	Carbón Activado	Zeolita
Piedra Pómez (g)	50%	20%	30%
Carbón Activado (g)	15%	50%	20%
Zeolita (g)	35%	30%	50%

Nota. Elaboración propia

2.5 Preparación de los Materiales Filtrantes

Los materiales adsorbentes seleccionados (zeolita tipo clinoptilolita, carbón activado granular y piedra pómez) fueron sometidos a una etapa de acondicionamiento y lavado in situ, haciendo circular agua Tipo I a 60 °C en flujo descendente. El uso de agua caliente favorece la remoción de finos, polvo superficial y compuestos solubles, puesto que la temperatura elevada, mejora la capacidad de arrastre y acelera la desorción de impurezas (Farmahini et al., 2021). El proceso se mantuvo hasta que el efluente a la salida mostró una coloración completamente transparente, indicando que los materiales se encontraban adecuadamente limpios para su uso en el sistema de filtración.

2.6 Evaluación Experimental

La fase experimental se ejecutó bajo el régimen hidráulico constante establecido en la sección 2.4.2 (2,36 mL/min), garantizando un tiempo de contacto uniforme para la validación de los datos. La operación se dividió en dos etapas secuenciales: evaluación de eficiencia y modelado de ruptura.

2.6.1 Fase 1: Evaluación de Eficiencia y Selección del Filtro Óptimo

La primera etapa se centró en evaluar el desempeño de tres configuraciones de filtro (F1, F2 y F3) frente a dos matrices de agua: superficial de Manglaralto y residual tratada.

Para asegurar robustez estadística, se diseñó un protocolo de muestreo estricto:

- **Réplicas Experimentales:** Cada configuración fue sometida a ensayos duplicados por tipo de agua, generando un total de 12 corridas iniciales.
- **Validación de Resultados:** Se ejecutó un segundo ciclo experimental bajo las mismas condiciones operativas, garantizando que los porcentajes de remoción observados fueran reproducibles y consistentes.
- **Parámetros de Control:** La recolección de muestras de afluente y efluente se realizó de manera sistemática, con análisis de DQO y DBO₅ dentro de las 24 horas posteriores a su obtención.

El objetivo de esta fase fue identificar la configuración de lecho que presentara la mayor eficiencia de remoción promedio, la cual fue seleccionada como el "filtro óptimo" para el estudio posterior.

2.6.2 Fase 2: Modelado Matemático Fenomenológico del Sistema Multicapa

Tras identificar la configuración óptima en la etapa experimental, se desarrolló un modelo fenomenológico para describir y predecir la dinámica del sistema, considerando aspectos críticos como la curva de ruptura, la evolución de la zona de transferencia de masa y la vida útil del lecho antes de la saturación. Este modelado se basó en un Diseño Basado en Modelos, metodología validada en la literatura para sistemas de adsorción en lecho fijo.

La construcción del modelo integró tres componentes teóricos esenciales:

2.6.2.1 Equilibrio Termodinámico. En primera instancia, se caracterizó el equilibrio de adsorción mediante las isothermas de Langmuir y Freundlich. En lugar de asumir un comportamiento *a priori*, se evaluó cuál de los dos modelos ofrecía un mejor ajuste estadístico a los datos experimentales obtenidos en *batch* para cada material. Cabe recordar que la isoterma de Langmuir asume una adsorción en monocapa sobre sitios energéticamente equivalentes, mientras que el modelo de Freundlich describe procesos sobre superficies heterogéneas (Acharya et al., 2023). La determinación de los parámetros se realizó mediante regresión no lineal, utilizando el coeficiente de determinación, el error cuadrático medio y el análisis de residuales como criterios de bondad de ajuste.

2.6.2.2 Cinética de Transferencia de Masa. El segundo componente aborda la velocidad con la que el contaminante se transfiere desde la fase líquida hacia la matriz sólida. Para representar este fenómeno con eficiencia computacional sin sacrificar la precisión necesaria en sistemas de columna, se adoptó el modelo de Fuerza Impulsora Lineal (*Linear Driving Force*, LDF) (Sircar & Hufton, 2000).

$$\frac{\partial q}{\partial t} = k_{LDF}(q_e - q) \quad (2.4)$$

En esta expresión, q_e representa la carga en equilibrio definida mediante la isoterma de Langmuir, mientras que $k_{LDF}(s^{-1})$ se interpretó como un coeficiente cinético global que integra; difusión en la película líquida, difusión intraparticular en macro- y microporos y difusión superficial. Este modelo, propuesto por Glueckauf (1955) y validado por Menacho et al. (2011), ofrece eficiencia computacional con precisión equivalente a modelos de difusión rigurosos para sistemas de columna.

2.7 Balance de Masa en Lecho Fijo

Finalmente, el transporte de materia a lo largo de la columna se formuló mediante la ecuación de dispersión axial para flujo continuo no estacionario. Esta formulación considera la acumulación temporal, las dispersiones hidrodinámicas, el transporte convectivo y la transferencia hacia la fase sólida:

$$\varepsilon \frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - u \frac{\partial C}{\partial z} - \rho_b (1 - \varepsilon) \frac{\partial q}{\partial t} \quad (2.5)$$

Dado que el filtro comprende tres materiales estratificados, el dominio espacial se segmentó en subdominios consecutivos, cada uno con parámetros específicos de porosidad, dispersión, cinética y capacidad de adsorción. Se aplicaron condiciones de frontera de Danckwerts en la entrada, condición de no flujo en la salida y continuidad de concentración en las interfaces entre capas (Agud Albesa et al., 2023).

El sistema resultante de ecuaciones diferenciales parciales acopladas fue resuelto numéricamente mediante el Método de Líneas (MOL), discretizando el dominio espacial mediante diferencias finitas centradas de segundo orden y transformando las ecuaciones en un sistema de ecuaciones diferenciales ordinarias en el tiempo (Zhang et al., 2022). La integración temporal se realizó mediante un solucionador implícito para sistemas rígidos con tolerancias estrictas de convergencia. La malla se refinó en las interfaces entre capas para capturar adecuadamente los gradientes de concentración.

Una vez validado mediante los datos experimentales de la Fase 1, el modelo se empleó como herramienta predictiva para analizar el efecto de variables operativas sobre la vida útil del filtro, determinar espesores mínimos requeridos para cada estrato manteniendo cumplimiento normativo, e identificar intervalos óptimos de operación. Este análisis permitió proponer parámetros de diseño para sistemas a mayor escala, optimizando el uso de materiales adsorbentes y reduciendo costos operativos.

Como complemento indispensable, se realizó un análisis económico para determinar la competitividad del sistema frente a tecnologías convencionales. La evaluación se desglosó en dos ejes:

- **Costos de Inversión Inicial (CAPEX):** Cuantificación de materiales filtrantes (piedra pómez, carbón activado, zeolita) e infraestructura de grado industrial resistente a la corrosión (Tanques PRFV/Fibra de vidrio y bombas de acero inoxidable), adecuados para operar en ambientes salinos como Manglaralto.
- **Costos Operativos (OPEX) y Costo Nivelado (LCOW):** Estimación de gastos energéticos, logística de reposición de medios y mantenimiento para calcular el Costo Nivelado del Agua ($/m^3$) y compararlo con alternativas locales (tanqueros, red pública y ósmosis inversa).
- Este análisis cuantitativo sirvió para validar la sostenibilidad financiera y el potencial real de implementación del sistema a escala social e institucional.

Capítulo 3

3. Resultados y análisis

3.1 Caracterización Físicoquímica de los Afluentes

La evaluación del sistema inició con la caracterización físicoquímica de los afluentes, realizada previo a cada corrida experimental para asegurar la representatividad estadística frente a las variaciones de la matriz. El análisis priorizó los indicadores de carga orgánica (DQO y DBO₅), incorporando la medición de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y salinidad como parámetros críticos para justificar el diseño del tratamiento en cada escenario

3.1.1 Aguas Residuales Tratadas (ESPOL)

En las aguas residuales tratadas provenientes de la planta de la ESPOL, se obtuvieron valores cuantificables promedio de DQO de 16.3 mg/L y DBO₅ de 6.25 mg/L, junto con una concentración de SST de 10.2 mg/L. Este último parámetro es crítico para el tratamiento avanzado; según Davis (2011), la filtración profunda es necesaria para reducir los SST por debajo de 10 mg/L, puesto que la remoción física de sólidos conlleva intrínsecamente una disminución de la DBO al eliminar biomasa particulada. Por tanto, el SST no se considera una variable aislada, sino que su retención explica gran parte de la reducción orgánica observada (Véase Tabla 6).

Tabla 6

Caracterización de las muestras de las aguas residuales tratadas

Parámetros	Valor	Unidades
Sólidos Suspendidos Totales	10.2	mg/L
DQO	16.3	mg/L
DBO ₅	6.25	mg/L
pH	7.04	
Temperatura	24	C

Nota. Elaboración propia.

3.1.2 Aguas Superficiales (Manglaralto)

Para las aguas de Manglaralto, la caracterización inicial evidenció una DQO consistentemente menor a 3 mg//L, cumpliendo la normativa ambiental vigente sin requerir tratamiento. Por consiguiente, el estudio de eficiencia orgánica se orientó exclusivamente hacia la DBO₅, cuyo valor inicial promedio fue de 7.68 mg/L.

Adicionalmente, se registraron valores elevados de conductividad eléctrica (2676 μ S/cm) y salinidad (1.38 PSU), consistentes con el fenómeno de intrusión salina en acuíferos costeros descrito por Ferguson y Gleeson (2012). Esta carga iónica justificó el monitoreo de dichos parámetros para evaluar la capacidad del filtro, específicamente de la zeolita, considerando su capacidad de intercambio iónico como un mecanismo potencial para la mitigación de sales disueltas, y no únicamente como medio de filtración física (Véase Tabla 7).

Tabla 7

Caracterización fisicoquímica de las aguas superficiales (Manglaralto)

Parámetros	Valor	Unidades
pH	6,875	
Conductividad	2676	uS/cm
TDS	1338	Ppm
Salinidad	1,38	PSU
Temperatura	26,045	C
DQO	menor a 2	mg/L
DBO	7.68	mg/L

Nota. Elaboración propia

3.2 Evaluación de la Eficiencia de Remoción por Filtro

Una vez caracterizados los afluentes, se evaluó el desempeño de las tres configuraciones (F1, F2 y F3). Los resultados presentados son los promedios finales que integran las réplicas experimentales, mostrando una marcada diferencia en el comportamiento de los filtros según el tipo de agua.

En el caso de las Aguas Residuales Tratadas, la eficiencia del sistema mostró una relación directa con la proporción de material filtrante físico (piedra pómez). La Configuración F1 destacó por su superioridad técnica, alcanzando remociones del 86% en DQO y del 88% en DBO₅. En cuanto a los Sólidos Suspendedos Totales (SST), la F1 redujo la concentración inicial de 10.2 mg/L a 0.30 mg/L, lo que equivale a una remoción física del 97% (véase la Tabla 8).

Tabla 8
Comparativa de promedios de entrada y salida en Aguas Residuales Tratadas

Parámetro	Entrada	F1	%Remoción F1	F2	%Remoción F2	F3	%Remoción F3
SST (mg/L)	10.2	0.30	97%	3.00	71%	8.10	21%
DQO (mg/L)	16.3	2.25	86%	4.00	75%	6.00	63%
DBO ₅ (mg/L)	6.25	0.77	88%	1.77	72%	1.87	70%

Nota Elaboración propia

En aguas superficiales con contaminación predominantemente soluble, la Configuración F2 presentó el mejor desempeño, al reducir la DBO₅ promedio de 7,68 mg/L a 2,38 mg/L, equivalente a una eficiencia de remoción del 69,01 %. La ligera desviación respecto al objetivo se atribuye a limitaciones operativas durante el acondicionamiento del medio filtrante, asociadas al uso de las primeras pasadas del sistema para hacer los análisis; un lavado adicional del medio podría haber incrementado la eficiencia. No obstante, la reducción fue consistente y sanitariamente relevante, al disminuir el potencial de formación de subproductos de desinfección, como los trihalometanos. Adicionalmente, aunque la Configuración F3 mostró una leve reducción adicional de la salinidad (0,83 PSU frente a 0,88–0,90 PSU en F1 y F2), las diferencias no fueron significativas, puesto que todas las configuraciones incorporaron al menos un 30 % de zeolita, cuyo efecto se asocia a su capacidad de intercambio catiónico de la zeolita natural, cuya estructura microporosa con

carga superficial negativa favorece la retención y sustitución de cationes disueltos, como el sodio (Na⁺), reduciendo simultáneamente la salinidad y la conductividad del efluente (Mkilima et al., 2022).

Tabla 9
Comparativa de promedios de entrada y salida en Aguas Superficiales

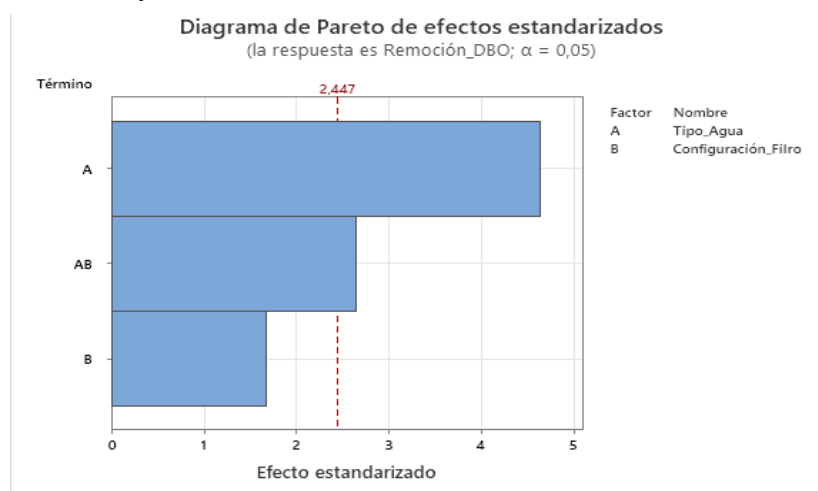
Parámetro	Entrada	F1	%Remoción F1	F2	%Remoción F2	F3	%Remoción F3
DBO ₅ (mg/L)	7.68	3.88	50%	2.38	69.01%	4.03	48%
Salinidad (PSU)	1.38	0.90	35%	0.88	36%	0.83	40%
Conductividad (uS/cm)	2676	1666	38%	1684	37%	1583	41%

Nota Elaboración propia

3.3 Análisis Estadístico (Diseño Factorial y ANOVA)

La variabilidad en la eficiencia fue validada estadísticamente mediante Minitab. El Diagrama de Pareto (Figura 1) identificó al "Tipo de Agua" como el factor más influyente, el ANOVA reveló una interacción significativa entre el tipo de agua y la configuración del filtro (valor-p de 0.038), confirmando que la eficacia del sistema depende de la naturaleza del contaminante: adsorción química para cargas solubles versus retención física para partículas.

Figura 1
Diagrama de Pareto de efectos estandarizados

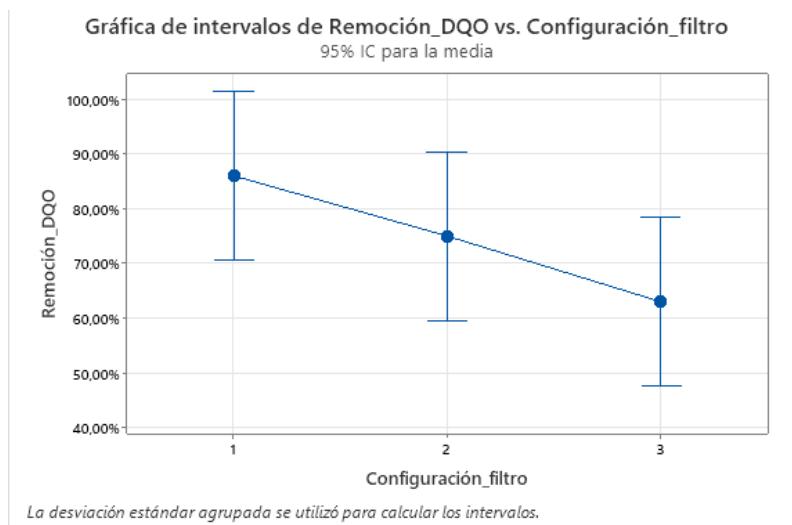


Nota. Diagrama elaborado en Minitab

De forma complementaria, para la variable DQO en aguas residuales tratadas, se aplicó un ANOVA de un solo factor. Los resultados, evidenciados en la Gráfica de Intervalos (Figura 2), mostraron que la Configuración F1 tiene una eficiencia promedio significativamente mayor que las configuraciones F2 y F3, confirmando que, en aguas con altas concentraciones de materia orgánica y sólidos, priorizar la filtración física es clave para obtener mejores resultados

Figura 2.

Gráfica de intervalos de Remoción_DQO vs. Configuración_filtro



Nota. Gráfica elaborada en Minitab

3.4 Selección del Filtro Óptimo y Análisis de Sinergia

Basado en la evidencia estadística y experimental, se seleccionó la mejor configuración para cada escenario, analizando cómo la interacción de los materiales justifica los resultados obtenidos.

3.4.1 Escenario Aguas Residuales Tratadas (Selección: Configuración F1)

Para esta matriz, se seleccionó la Configuración F1 (50% Piedra Pómez, 15% Carbón, 35% Zeolita). La predominancia de la piedra pómez se justifica por su capacidad de retención física. En ensayos individuales, la piedra pómez demostró ser el material más eficiente por sí solo, removiendo un 67% de la DQO, superando significativamente al carbón activado (47%) y a la zeolita (33%).

Sin embargo, la mezcla F1 alcanzó una eficiencia del 86%, superior a los resultados individuales por material. Este fenómeno se atribuye a un mecanismo de protección secuencial: la capa de piedra pómez actuó como filtro de profundidad reteniendo el 97% de los sólidos suspendidos (SST). Esto evitó la colmatación prematura de los microporos del carbón activado y la zeolita, permitiendo que esta fracción menor (15% y 35%) se dedicara exclusivamente al pulimiento de la materia orgánica soluble restante.

Tabla 10
Eficiencia Individual de materiales en Aguas Residuales Tratadas

Material	Valor de Entrada (mg/L DQO)	Valor de Salida (mg/L DBO)	Remoción (%)
Piedra Pómez	15	5	67%
Carbón Activado	15	8	47%
Zeolita	15	10	33%

Nota. Elaboración propia.

3.4.2 Escenario Aguas Superficiales (Selección: Configuración F2)

En este escenario, la piedra pómez mostró un desempeño marginal (12% de remoción de DBO₅ en pruebas individuales), evidenciando la ineficacia de la filtración física frente a cargas solubles. El Carbón Activado fue el componente determinante (65% de remoción individual). La sinergia en F2 (69.01% global) es de carácter complementario: el carbón asume la adsorción orgánica principal, mientras que la zeolita es indispensable para la mitigación de la salinidad y conductividad.

Tabla 11
Eficiencia individual de materiales en Aguas Superficiales

Material	Valor de Entrada (mg/L DQO)	Valor de Salida (mg/L DBO)	Remoción (%)
Piedra Pómez	7.6	6.69	12%
Carbón Activado	7.6	2.69	65%
Zeolita	7.6	7	8%

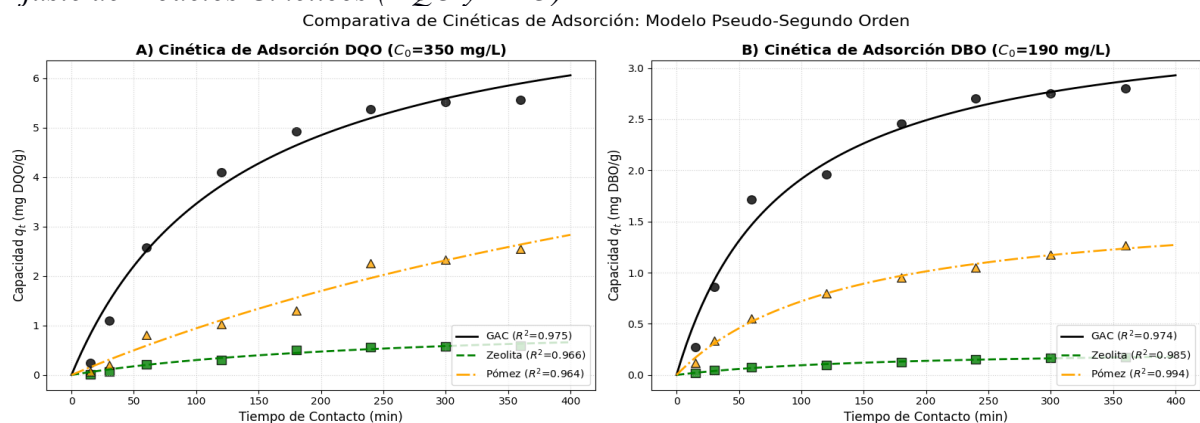
Nota. Elaboración propia.

En conclusión, los resultados confirman que la optimización del lecho filtrante depende de la matriz del agua, lo que descarta la aplicación de una configuración única. Para aguas residuales (ESPOL), la Configuración F1 mostró mejor desempeño al potenciar la retención física mediante piedra pómez, mientras que en aguas superficiales (Manglaralto) la Configuración F2 resultó más adecuada, al priorizar la adsorción química asociada a una mayor proporción de carbón activado.

3.5 Caracterización Cinética y Determinación de Parámetros de Equilibrio

En la segunda fase del estudio, se analizaron los parámetros de equilibrio del comportamiento individual de la piedra pómez, el carbón activado y la zeolita, tomando como referencia los datos experimentales reportados por Bahrami et al. (2020). El análisis del ajuste de dichos datos de capacidad de adsorción en función del tiempo evidenció una alta correspondencia con el modelo cinético de Pseudo-Segundo Orden (PSO), registrándose valores del coeficiente de determinación (R^2) superiores a 0,96 en todos los materiales evaluados.

Figura 3
Ajuste de Modelos Cinéticos (DQO y DBO)



Nota. Elaboración propia a partir de datos experimentales obtenidos de Bahrami et al. (2020).

Al analizar los parámetros derivados del estudio de Bahrami et al. (2020) presentados en la Figura 3, se evidenciaron diferencias sustanciales en la dinámica de transferencia de masa. El Carbón Activado presentó una constante cinética (k_2) aproximadamente 6.6 veces

superior a la de la piedra pómez, comportamiento atribuible a su extensa red de mesoporos y elevada área superficial específica. Por su parte, la Zeolita exhibió la mayor velocidad de reacción ($k_2 = 0.00343$), favorecida por su estructura cristalina microporosa, que promueve un intercambio iónico más eficiente.

La selección de materiales para el tratamiento de las aguas residuales de la ESPOL consideró tanto la afinidad química como criterios hidromecánicos. A pesar de su menor constante cinética, la piedra pómez se empleó como etapa primaria (50 % del lecho) debido a su estructura macroporosa, que facilita la retención de sólidos suspendidos (10,2 mg/L) y protege los microporos del carbón activado y la zeolita, permitiendo que estos últimos se concentren en la adsorción de materia orgánica soluble. Como antes se mencionó, en la sección 3.1.1, esta retención de partículas, que incluye biomasa asociada a la DBO, contribuye de manera significativa a la reducción global de la carga orgánica (Davis, 2010).

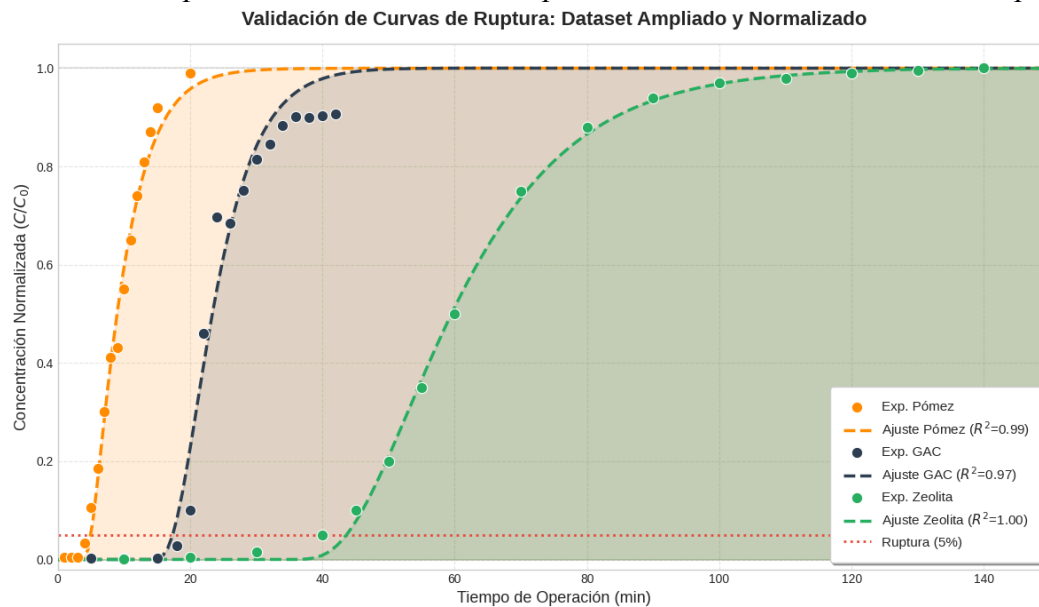
Para la planta de Manglaralto se determinó una configuración optimizada de 50% Carbón Activado, 30% Pómez y 20% Zeolita. Esta distribución maximiza el volumen de carbón para garantizar la degradación de DBO5, mantiene una capa de sacrificio de pómez para protección hidromecánica y aprovecha la velocidad de intercambio de la zeolita, logrando el balance técnico ideal entre capacidad de adsorción bioquímica y vida útil hidráulica.

3.6 Validación del Modelo Fenomenológico y Curvas de Ruptura.

La transición al régimen dinámico de columna continua requirió la validación del modelo de Fuerza Impulsora Lineal (LDF). La comparación entre los datos experimentales y

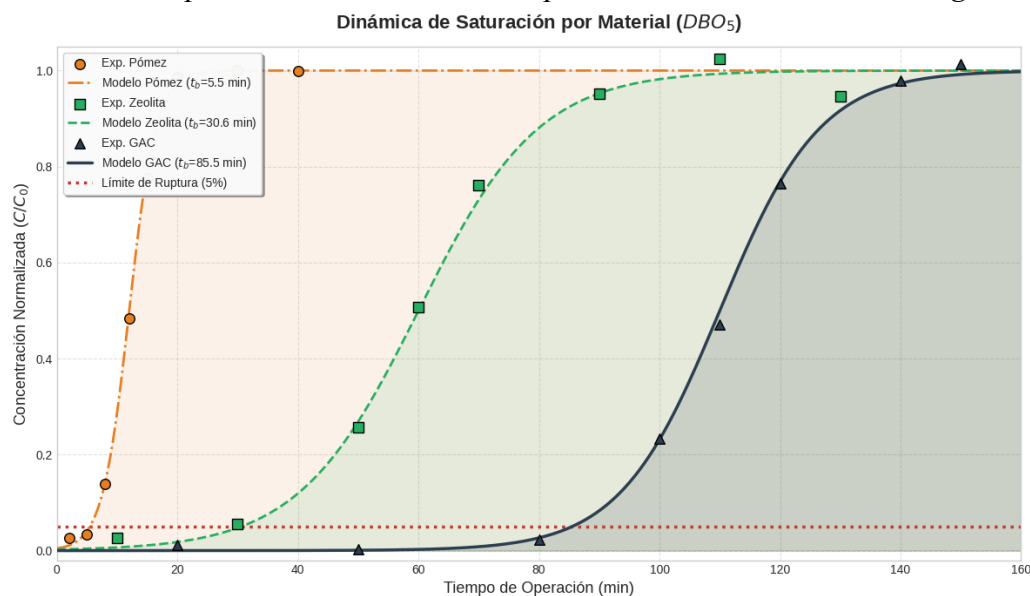
la simulación numérica demostró una alta precisión del modelo calibrado, capaz de reproducir las curvas de ruptura observadas en laboratorio.

Figura 4
Validación Experimental de Curvas de Ruptura vs Modelo Simulado Planta Espol



Nota. Elaboración propia

Figura 5
Validación Experimental de Curvas de Ruptura vs Modelo Simulado Manglaralto



Nota. Elaboración propia

El análisis de los tiempos de ruptura (t_b), definidos al 5% de la concentración de entrada ($C/C_0 = 0.05$), permitió establecer la jerarquía de resistencia del lecho bajo

condiciones dinámicas, revelando comportamientos diferenciados según el contaminante objetivo (DQO vs. DBO5).

Para el escenario de la ESPOL (Remoción de DQO), la Zeolita mostró la mayor estabilidad temporal ($t_b = 43.72 \text{ min}$), superando significativamente al Carbón Activado (18.09 min) y a la Piedra Pómez (5.28 min). Este comportamiento valida la estratificación propuesta para el tratamiento de aguas residuales universitarias, donde la rápida saturación de la pómez confirma su rol como zona de sacrificio y amortiguamiento de carga física, mientras que la zeolita, favorecida por su alta densidad de empaque, actúa como una barrera robusta de pulimiento final para la materia orgánica químicamente estable. Por el contrario, para el escenario de Manglaralto (Remoción de DBO5), el Carbón Activado (GAC) exhibió una resistencia superior, alcanzando un tiempo de ruptura de 85.46 min, casi el triple que la Zeolita (30.56 min) y muy superior a la Pómez (5.46 min). Este cambio en la jerarquía confirma que el Carbón Activado es termodinámicamente más afín a la materia orgánica biodegradable. Mientras que la Zeolita mantiene una resistencia media útil para el pulimiento, la Pómez se satura casi de inmediato (t_b approx 5.5 min) en términos de adsorción bioquímica, lo que refuerza que su contribución en ambas configuraciones es predominantemente física (filtración de sólidos) y no química. Adicionalmente, en ambos casos fue necesario ajustar los coeficientes globales de transferencia de masa (k_{LDF}) respecto a los valores teóricos obtenidos en batch, evidenciando la influencia de fenómenos hidrodinámicos propios del lecho empacado, como la dispersión axial y la canalización, que reducen la eficiencia de contacto efectiva en sistemas de flujo continuo.

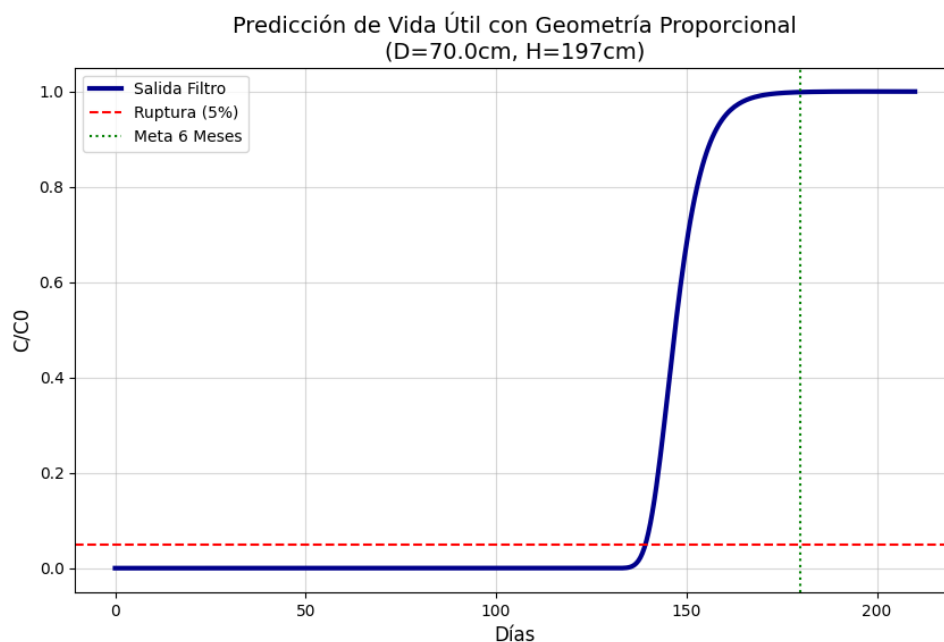
3.7 Diseño y Optimización del Sistema a Escala Piloto

Utilizando el modelo validado, se procedió a la optimización del diseño mediante ingeniería inversa para una planta piloto con capacidad de 10 L/min y una carga de entrada de 17 mg/L de DQO para la planta MBR de Espol y de 7 mg/L de DBO5 para Manglaralto. El

algoritmo de optimización integró restricciones geométricas industriales para garantizar la constructibilidad del equipo, priorizando una relación de aspecto (H/D) entre 2 y 4.

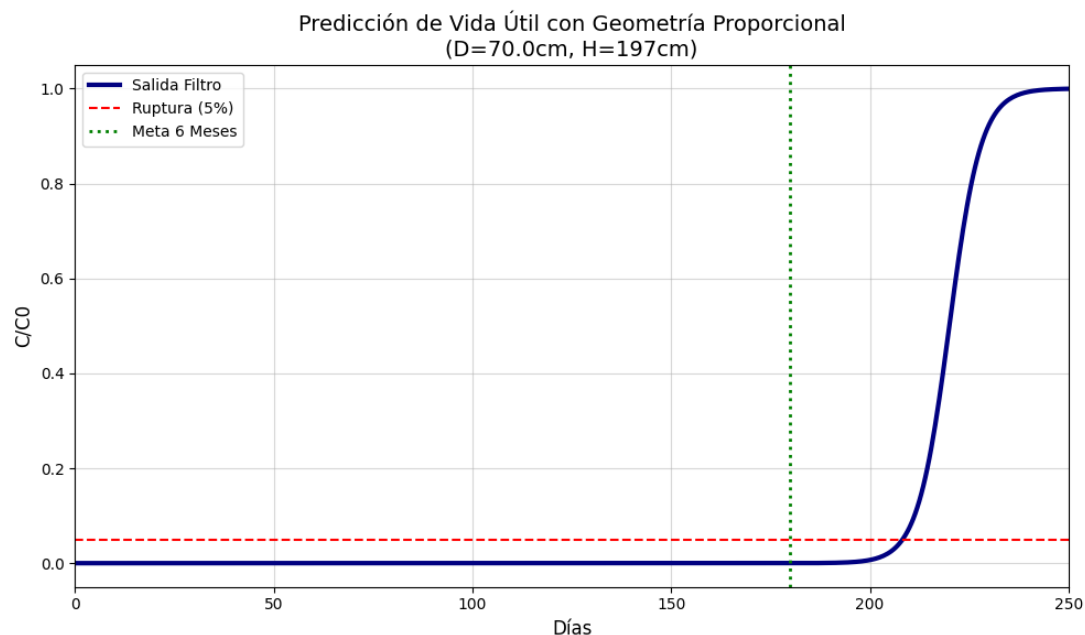
Los resultados de la simulación determinaron que las dimensiones óptimas para equilibrar la vida útil y la hidráulica del sistema corresponden a una columna con un diámetro interno de 50 cm y una altura de lecho de 2.09 m. Esta configuración geométrica resulta en una relación de aspecto (H/D) de 4.2, alineada con los estándares industriales para columnas de adsorción profunda (típicamente entre 2 y 4), lo que minimiza el riesgo de canalización del flujo. Estas dimensiones generan una velocidad de filtración superficial de 3.06 m/h; si bien este valor es superior al de la filtración lenta clásica, se mantiene significativamente por debajo del límite de 10 m/h recomendado para filtros rápidos, clasificándose como una filtración de tasa media. Esta velocidad es técnicamente ventajosa para un tratamiento terciario, ya que ofrece un equilibrio óptimo: maximiza el Tiempo de Contacto en Lecho Vacío (EBCT) para favorecer la difusión intraparticular de los contaminantes, sin comprometer excesivamente la capacidad de procesamiento hidráulico del sistema.

Figura 6
Curva de Desempeño Integral Proyectada (Vida Útil) MBR ESPOL.



Nota. Elaboración propia

Figura 7
Curva de Desempeño Integral Proyectada (Vida Útil) Manglaralto



Nota. Elaboración propia

La proyección de las curvas de saturación estima una vida útil operativa de 139.5 días (4.6 meses) para el filtro en la planta de ESPOL y de 208.42 días (6.8 Meses) para la planta de Manglaralto antes de alcanzar el punto de ruptura. El análisis de sinergia cuantificó la contribución de cada capa en este periodo:

Tabla 12
Comparación de Carga de Materiales Filtrantes: Planta ESPOL vs. Manglaralto (kg)

	Planta ESPOL	Manglaralto	Observaciones
Zeolita (Pulimiento)	225.5 kg	91 kg	Actúa como el componente más pesado y la barrera final, fundamental para sostener la operación a largo plazo.
Carbón Activado (Adsorción)	56.9 kg	227.5 kg	Material más eficiente para la remoción de orgánicos solubles.
Piedra Pómez (Pre-tratamiento)	170.6 kg	136.5 kg	Reteniendo la carga de sólidos que, de otro modo, bloquearía el sistema en cuestión de días.

Nota. Elaboración propia

3.8 Especificaciones Técnicas

Con base en la optimización dimensional, se desarrollaron las especificaciones de ingeniería de detalle para la implementación física de la planta, con fines prácticos se estableció un mismo diseño para ambas plantas.

3.8.1 Bases de Diseño y Proceso

El sistema se diseñó para operar en régimen continuo (24 h), procesando un volumen diario de 14.4 m^3 . El proceso sigue una secuencia lineal que inicia con la captación en un tanque de igualación, seguido de impulsión a presión hacia la columna de adsorción. El flujo desciende a través del lecho estratificado y el efluente tratado se almacena para su distribución.

Figura 8

Diagrama de Flujo de Procesos propuesto para la PTAR-ESPOL

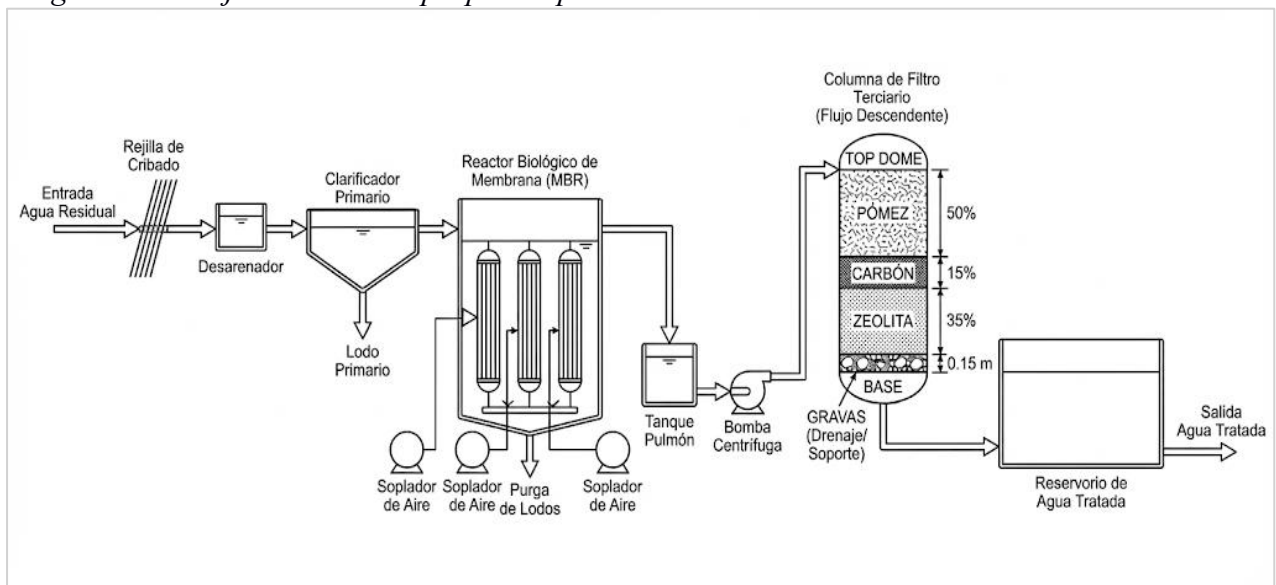
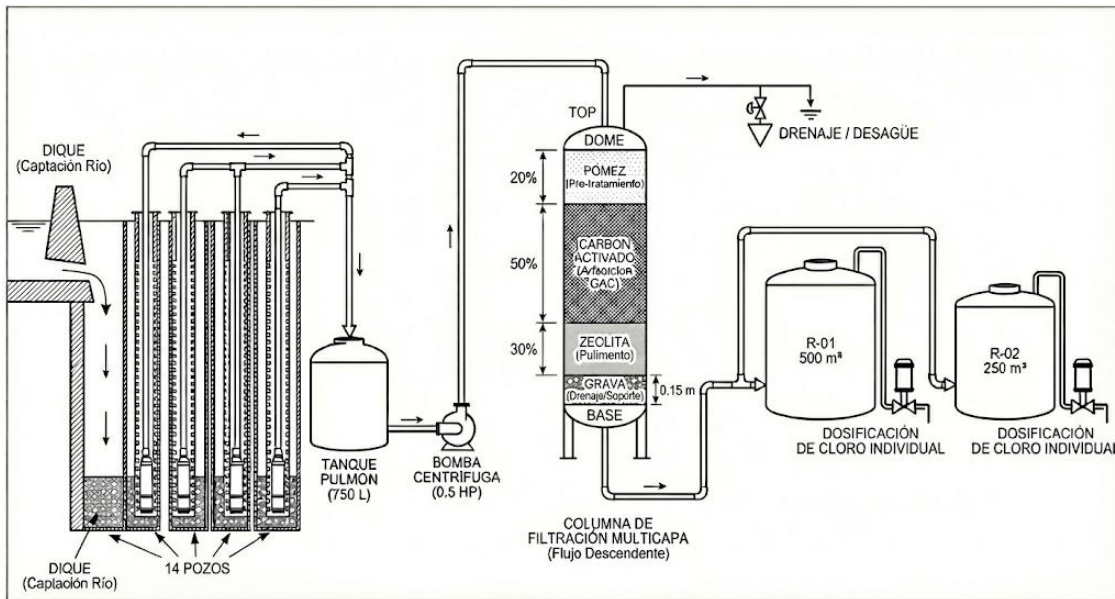


Figura 9

Diagrama de Flujo de Procesos propuesto para la Planta de Tratamiento de agua en Manglaralto



Nota. Diagrama elaborado con GEMINI AI

3.8.2 Dimensionamiento de Equipos

- **Columna de Adsorción:** Se especificó un tanque de 2.80 m de altura total (incluyendo 40% de francobordo para expansión) fabricado en Plástico Reforzado con Fibra de Vidrio (PRFV). Esta selección de material responde a la necesidad de resistencia a la corrosión por la alta salinidad (1.38 PSU) identificada en el agua de Manglaralto. Internamente, cuenta con un falso fondo equipado con crepinas de ranura fina (0.2 mm) para retener la zeolita y distribuir el flujo.
- **Sistema de Bombeo:** Se calculó una Carga Dinámica Total (CDT) de 15 m.c.a., considerando las pérdidas por fricción y la caída de presión a través del lecho sucio. Aunque la potencia hidráulica requerida para filtración es baja (0.055 HP), se seleccionó una bomba centrífuga comercial de 0.5 HP en acero inoxidable. Este sobredimensionamiento es técnico y necesario para proveer el caudal y presión requeridos durante el retrolavado, operación que demanda velocidades de flujo 3 a 4 veces superiores a la operación normal.

- **Almacenamiento:** Para asegurar la estabilidad hidráulica, se dimensionó un tanque pulmón de alimentación de 750 litros, calculado para un tiempo de residencia mínimo de 60 minutos.

3.8.3 Tuberías y Distribución

Las líneas de interconexión se diseñaron en tubería PVC Cédula 80 de 3/4 de pulgada. Este diámetro asegura una velocidad de flujo entre 1.0 y 2.0 m/s, minimizando pérdidas por fricción y evitando la sedimentación en líneas. La distribución en planta (Layout) ubica la bomba con succión positiva y dispone la columna verticalmente con un espacio libre superior de 1 metro para facilitar las maniobras de recambio de los 453 kg de material filtrante.

3.9 Análisis Económico Preliminar

El presente análisis determina la viabilidad del filtro multicapa bajo un enfoque de Eficiencia de Costos (Cost-Efficiency), descartando la rentabilidad comercial tradicional para priorizar la sostenibilidad operativa en un contexto social (Manglaralto) y académico (ESPOL).

3.9.1 Inversión de Capital (CAPEX)

La inversión inicial se calculó considerando la adquisición de equipos principales (tanque PRFV, bomba, tanque pulmón) y, significativamente, la carga inicial del lecho filtrante. La zeolita y el carbón activado representan los rubros más altos dentro de los consumibles iniciales. La Tabla 1 consolida los precios de referencia seleccionados para el análisis financiero, descartando los precios distorsionados del mercado minorista y enfocándose en la cadena de suministro B2B (Business to Business).

Tabla 13

Estructura de Costos de Materiales Adsorbentes (Base 2025)

Material Filtrante	Unidad de Compra	Precio Mercado Mayorista (USD)	Costo Unitario Seleccionado (\$/kg)	Justificación
--------------------	------------------	--------------------------------	-------------------------------------	---------------

Zeolita (Clinoptilolita)	Saco 25 kg	\$6.90 - \$7.75	\$0.31	Promedio ponderado para calidad intermedia Proveedor: Calmosacorp / Ecuaminerales.
Carbón Activado (GAC)	Saco 25 kg	\$90.00 - \$166.75	\$5.40	Precio para carbón base coco (Iodine >900). Proveedor: Puritech / Sanitron Ecuador.
Piedra Pómez	Saco 25 kg	\$2.00 - \$5.00	\$0.20	Material nacional abundante; costo ajustado por selección. Proveedor: Canteras Locales (Latacunga) / Hidroponía Ecuador.
Grava de Soporte	Saco 25 kg	\$3.50 - \$5.00	\$0.14	Insumo estándar de sílice para filtración. Proveedor: Arza Sílice / Relubquim.

Nota. Elaboración propia

Para la implementación del sistema se aplicó un factor de instalación del 20% para cubrir el valor de las cañerías, instrumentación (manómetros, rotámetro) y montaje electromecánico, sumado a un 10% de contingencia para imprevistos de obra.

Tabla 14
Inversión Inicial Estimada (CAPEX)

Rubro	Especificación Técnica	Costo Estimado (USD) Manglaralto	Costo Estimado (USD) ESPOL
Sistema de Filtración	Tanque FRP (Fibra de Vidrio) 24"x72", distribuidor y crepinas.	\$900.00	\$900.00
Sistema de Bombeo	Bomba centrífuga 0.5 HP + Tubería PVC Presión Sch 80 + Válvulas.	\$500.00	\$500.00

Carga Filtrante Inicial	Manglaralto: Carbón (227.5kg), Pómez (136.5kg), Zeolita (91kg). ESPOL: Carbón (56.9kg), Pómez (170.6kg), Zeolita (225.5kg). (Incluye grava soporte)	\$1229.01	\$418.29
Instalación y Montaje	Mano de obra técnica, accesorios menores y puesta en marcha.	\$290.00	\$290.00
Imprevistos	Fondo de maniobra (aprox. 10%).	\$298.10	\$210.83
TOTAL, INVERSIÓN		\$3,279.11	\$2,319.12

Nota. Elaboración propia

3.9.2 Costos Operativos (OPEX) y Evaluación

Se presenta el desglose anual de operación, destacando la logística y la reposición de materiales como los rubros críticos.

Tabla 15
Costos Operativos Anuales Manglaralto

Rubro Operativo	Detalle del Cálculo	Costo Anual (USD)	% del Total
Reposición de Medios	1.75 recambios/año (Carbón y Zeolita). Vida útil extendida a 208 días.	\$2,200.84	55.7%
Logística y Fletes	2 viajes de carga pesada (stock semestral). Se mantiene para asegurar disponibilidad.	\$760.00	19.2%
Mantenimiento	Insumos mecánicos y asistencia técnica local (\$50/mes).	\$600.00	15.2%
Energía Eléctrica	Consumo bomba + Tarifa CNEL (Fijo).	\$366.72	9.3%
Gestión de Residuos	Disposición final proporcional a 1.75 cargas saturadas.	\$26.27	0.6%
TOTAL, OPEX ANUAL		\$3,953.83	100%

Nota. Elaboración propia

Tabla 16
Costos Operativos Anuales ESPOL

Rubro Operativo	Detalle del Cálculo	Costo Anual (USD)	% del Total
Reposición de Medios	2.6 recambios/año (Mezcla completa). Saturación a los 140 días.	\$1,076.12	49.6%
Logística y Fletes	Ajustado a 3 entregas locales anuales (por mayor frecuencia).	\$180.00	8.3%
Mantenimiento	Insumos mecánicos y asistencia técnica local (\$50/mes).	\$500.00	23.1%
Energía Eléctrica	Consumo bomba + Tarifa Pública.	\$367.00	16.9%
Gestión de Residuos	Disposición proporcional a 2.6 cargas.	\$45.79	2.1%
TOTAL, OPEX ANUAL		\$2,168.91	100%

Nota. Elaboración propia

El análisis operativo identificó que el costo dominante no es la energía, sino la reposición de medios filtrantes. Basado en la vida útil simulada de 4.6 y 6.8 meses, se programó el recambio del carbón y la zeolita aproximadamente tres veces al año. La piedra pómez, actuando como filtro físico regenerable por retrolavado, posee una tasa de reposición menor. Esto significa que al menos hay dos operaciones logísticas mayores al año para renovación de medios.

3.10 Análisis Comparativo: El Filtro frente a sus Competidores

Para validar la tesis, el costo del agua producida (m^3) debe compararse con las alternativas reales disponibles en cada escenario de implementación: la reutilización interna en el campus ESPOL y el abastecimiento comunitario en Manglaralto.

3.10.1 Cálculo del Costo de Producción

$$C_{unitario} = \frac{OPEX}{Volumen\ de\ Agua\ Producida} \quad (3.1)$$

Dando como resultado un valor de \$0.66 USD/ m³, sin embargo, al incluir la amortización del CAPEX a 5 años (\$500/año), el Costo Nivelado del Agua (LCOW) es de 0.75 USD/m³.

- **Escenario ESPOL (Reutilización):** Con un OPEX reducido y una inversión inicial menor, el costo operativo es de \$0.41 USD/m³. Al incluir la amortización del CAPEX a 5 años (\$463.82/año), el Costo Nivelado del Agua (LCOW) es de \$0.50 USD/m³.
- **Escenario Manglaralto (Potabilización):** Debido al mayor consumo de carbón activado, el costo operativo base es de \$0.75 USD/m³. Considerando la amortización (\$655.82/año), el LCOW final se sitúa en \$0.88 USD/m³.

3.10.2 Benchmarking de Tecnologías

Comparación directa del filtro propuesto frente a las alternativas existentes en la zona de estudio.

Tabla 17
Análisis Comparativo de Competitividad

Escenario	Tecnología / Fuente	Costo Unitario (/m ³)	Diferencia vs. Filtro Propuesto	Observaciones Técnicas
ESPOL	Filtro Multicapa (F1)	\$0.50	---	Alta calidad fisicoquímica, logística optimizable.
	Red Pública (Industrial)	\$1.20 - \$1.50	+140%	Tarifa comercial para grandes consumidores.
	Ósmosis Inversa (OI)	\$1.50 - \$2.50	+71%	Alto consumo energético (>3 kWh/m ³).
Manglaralto	Filtro Multicapa (F2)	\$0.88	---	Solución Comunitaria Resiliente.
	Ósmosis Inversa (OI)	\$1.50 - \$2.50	+71%	Alto consumo energético (>3 kWh/m ³).
	Tanqueros	\$3.50 - \$5.00	+299%	Alta huella de carbono y riesgo sanitario.

Nota. Elaboración propia

La estimación de costos de las tecnologías competidoras se basa en un análisis técnico y del mercado local. Para la Ósmosis Inversa (OI), se adopta un rango de \$1.50–\$2.50 USD/m³, acorde con modelos de desalinización a pequeña escala y con especificaciones de proveedores industriales, considerando su alto consumo energético (Lenntech, 2026; Voutchkov, 2018). En el caso del abastecimiento mediante tanqueros, el costo del agua varía según la zona y el marco regulatorio. Según el Municipio de Guayaquil (2025), en sectores específicos como Monte Sinaí el precio del tanque de 55 galones es de \$0.50 USD, equivalente a \$2.40 USD/m³; sin embargo, en zonas rurales y durante periodos de escasez los costos reales aumentan por factores logísticos y regulatorios, alcanzando valores entre \$3.50 y \$5.00 USD/m³ (El Universo, 2018; Gobernación de la provincia de Manabí, 2014).

3.11 Análisis Técnico y Estratégico de Resultados

El análisis económico indica que la sostenibilidad del proyecto depende principalmente de la gestión de la cadena de suministro y de los medios filtrantes, más que del consumo energético. La reposición de zeolita y carbón activado, junto con su logística, concentra más del 50 % de los costos operativos, por lo que la planificación de almacenamiento semestral in situ resulta clave para evitar sobre costos y estabilizar el costo de producción. Desde el punto de vista técnico, el sistema es poco sensible a variaciones en la tarifa eléctrica; incluso ante un incremento del 50 %, el costo unitario aumentaría solo \$0.03 USD/m³, lo que representa una ventaja frente a la ósmosis inversa y lo hace adecuado para zonas rurales. En términos estratégicos, el sistema genera valor diferenciado: en ESPOL, con un LCOW de \$0.50 USD/m³, permite ahorros superiores al 60 %, mientras que en Manglaralto, con un costo de \$0.88 USD/m³, ofrece un precio cuatro veces menor que el agua por tanquero (\$3.50 USD/m³), asegurando la autosostenibilidad financiera y promoviendo el acceso equitativo al agua segura.

Capítulo 4

4. Conclusiones y recomendaciones

4.1 Conclusiones

La evaluación del filtro multicapa demostró su eficacia técnica para mejorar el nivel de depuración del agua en ambos escenarios de estudio. En las aguas residuales tratadas de la ESPOL se alcanzaron remociones de DQO y DBO₅ superiores al 85 %, superando el objetivo planteado, mientras que en las aguas superficiales de Manglaralto se obtuvo una remoción promedio de DBO₅ del 69,01 %, valor cercano al umbral propuesto. Aunque este último no se alcanzó de forma estricta, la reducción lograda resulta relevante desde el punto de vista sanitario, al disminuir la carga orgánica previa a la desinfección y, con ello, el riesgo de formación de subproductos como los trihalometanos, confirmando la viabilidad del sistema para ambos contextos de aplicación.

La implementación del filtro multicapa a escala de laboratorio permitió establecer que la eficiencia del sistema depende directamente de la naturaleza del afluente, descartando la aplicación de una configuración única. Para las aguas residuales tratadas, la Configuración F1 (50 % pómez, 15 % carbón, 35 % zeolita) presentó el mejor desempeño al priorizar la filtración física y la remoción de sólidos suspendidos. En contraste, en las aguas superficiales, caracterizadas por contaminación mayoritariamente soluble, la Configuración F2 (30 % pómez, 50 % carbón, 20 % zeolita) resultó más eficiente debido al predominio de mecanismos de adsorción asociados al carbón activado, evidenciando la importancia de una adecuada selección y disposición de los materiales filtrantes.

Se modeló y validó el comportamiento dinámico del filtro multicapa mediante el modelo de Fuerza Impulsora Lineal (LDF), logrando una adecuada reproducción de las curvas de ruptura observadas experimentalmente. Los tiempos de ruptura obtenidos evidenciaron un comportamiento diferenciado según el material y el tipo de contaminante: en el tratamiento de aguas residuales de la ESPOL, la zeolita presentó el mayor tiempo de

ruptura para DQO (43.72 min), seguida del carbón activado (18.09 min) y la piedra pómez (5.28 min), confirmando su rol como etapa de pulimiento final y estabilidad del lecho. En contraste, para aguas superficiales de Manglaralto, el carbón activado mostró la mayor resistencia frente a la DBO₅, alcanzando un tiempo de ruptura de 85.46 min, mientras que la zeolita mantuvo un comportamiento intermedio (30.56 min). Estos resultados permitieron predecir una vida útil operativa de aproximadamente 4.6 meses para la planta de ESPOL y 6.8 meses para Manglaralto, validando la aplicabilidad del modelo LDF para el diseño y la optimización del sistema en régimen continuo.

El sistema demostró ser financieramente robusto y competitivo. Con costos de producción de \$0.50 USD/m³ para el escenario institucional (ESPOL) y \$0.88 USD/m³ para el comunitario (Manglaralto), la propuesta ofrece un ahorro superior al 75 % frente a los tanqueros (\$3.50 - \$5.00 USD/m³) y es un 50 % más económica que la ósmosis inversa. El análisis de sensibilidad concluyó que la sostenibilidad del proyecto es resiliente al costo energético, dependiendo mayoritariamente (en un 55 %) de la gestión logística eficiente para la reposición de la zeolita y el carbón activado.

4.2 Recomendaciones

- Aunque la presente investigación se centró en la remoción de DBO₅ y DQO como indicadores de carga orgánica, se recomienda incluir en trabajos futuros el análisis de parámetros microbiológicos, especialmente coliformes totales y *Escherichia coli*. Esto permitiría evaluar de forma integral el impacto del filtro multicapa en la reducción del riesgo sanitario y su contribución a la seguridad del proceso de desinfección posterior.
- Se recomienda realizar el acondicionamiento del medio filtrante mediante lavados controlados, monitoreando los parámetros de entrada y salida hasta alcanzar valores estables, con el fin de minimizar la presencia de residuos remanentes al inicio de la operación. Los resultados obtenidos en Manglaralto, con una remoción promedio de

DBO₅ del 69,01 %, cercana al umbral del 70 %, sugieren que un acondicionamiento hidráulico más prolongado podría mejorar la eficiencia inicial del sistema y optimizar su desempeño durante las primeras corridas.

- Dado que la reposición de medios representa el mayor costo operativo, se sugiere investigar técnicas de regeneración *in situ* (térmica o química) para la zeolita y el carbón activado saturados, con el fin de extender su vida útil y reducir la huella ambiental de los residuos.
- Se recomienda evaluar el punto de equilibrio económico entre la frecuencia de retrolavado (consumo de agua y energía) y la reposición del material filtrante, para determinar si en escenarios de alta colmatación física resulta más rentable reemplazar la capa superior (piedra pómez) que someterla a limpiezas hidráulicas excesivas.

REFERENCIAS

- Acharya, Amrutha; Jeppu, Gautham; Girish, Chikmagalur Raju; Prabhu, B. (2023). Development of a Multicomponent Adsorption Isotherm Equation and Its Validation by Modeling. *LANGMUIR*, 39(49), 17862–17878.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.3c02496>
- Agencia de Regulación y Control del Agua (ARCA). (2025). *3.8 millones de personas en Ecuador no cuentan con acceso a agua potable y más del 58% de la población carece de alcantarillado*. El Nuevo Ecuador. <https://www.regulacionagua.gob.ec/3-8-millones-de-personas-en-ecuador-no-cuentan-con-acceso-a-agua-potable-y-mas-del-58-de-la-poblacion-carece-de-alcantarillado/#>
- Agud Albesa, Lucía; Boix García, Macarena; Pla Ferrando, María Leonor; Cardona Navarrete, S. C. (2022). A study about the solution of convection–diffusion–reaction equation with Danckwerts boundary conditions by analytical, method of lines and Crank–Nicholson techniques. *Mathematical Methods in the Applied Sciences*, 46(2), 2133–2164. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/mma.8633>
- Bansal, R. C. G. M. (2005). *Activated Carbon Adsorption* (CRC Press (ed.); 1st Editio).
<https://doi.org/https://doi.org/10.1201/9781420028812>
- Çifçi, Deniz Izlen; Meriç, S. (2016). A review on pumice for water and wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, 57, 18131–18143.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1124348>
- Davis, M. L. (2010). *Water and Wasterwater Engineering Desingn Principles and Practice* (Mc Graw Hill (ed.); 2nd ed.).
- Davis, M. L. (2020). *Water and Wastewater Engineering* (McGraw-Hill (ed.); 2nd editio).
- El Universo. (2018, September 9). En medio de cortes de agua, el precio de tanqueros es otra queja en Durán. *El Universo*.

<https://www.eluniverso.com/guayaquil/2018/09/09/nota/6944387/medio-cortes-agua-precio-tanqueros-es-otra-queja/>

Enis, Ipek Y.; Sezgin, Hande; Sadikoglu, T. G. (2018). Full factorial experimental design for mechanical properties of electrospun vascular grafts. *SAGE JOURNALS*, 47(6), 1378–1391. <https://doi.org/10.1177/1528083717690614>

Farmahini, Amir H.; Krishnamurthy, Shreenath; Friedrich, Daniel; Brandani, Stefano; Sarkisov, L. (2021). Performance-Based Screening of Porous Materials for Carbon Capture. *CHEMICAL REVIEWS*, 121(17), 10666–10741. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.0c01266>

Glueckauf, E. (1955). Theory of chromatography. Part 10.—Formulae for diffusion into spheres and their application to chromatography. *Transactions of the Faraday Society*, 51, 1540–1551. <https://doi.org/https://doi.org/10.1039/TF9555101540>

Gobernación de la provincia de Manabí. (2014). *FIJAN COSTOS DE AGUA POR TANQUEROS*. El Nuevo Ecuador. <https://gobnacionmanabi.gob.ec/fijan-costos-de-agua-por-tanqueros/>

Hammer, Mark J; Viessman, W. (1993). *Water Supply and Pollution Control* (H. Collins (ed.); fifth).

Hernández Sánchez, C.; González, L.; Rubio Armendáriz, C.; Caballero Mesa, J. M.; Ben-Charki El-Mousati, N.; Hardisson de la Torre, A. (2011). Trihalometanos en aguas de consumo humano. *Trihalometanos En Aguas de Consumo Humano*, 109–114.

Herrera Franco, Gricelda; Carrión Mero, Paúl; Aguilar Aguilar, Maribel; Morante Carballo, Fernando; Jaya Montalvo, María; Morillo Balsera, M. C. (2020). Groundwater resilience assessment in a communal coastal aquifer system. The case of manglaralto in Santa Elena, Ecuador. *Sustainability (Switzerland)*, 12(19), 27. <https://doi.org/10.3390/su12198290>

- Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2023). *El acceso a servicios básicos en el Ecuador revela un progreso gradual*. Censo Ecuador 2022.
<https://www.censoecuador.gob.ec>
- Lenntech. (2026). *Reverse osmosis systems and water treatment solutions*.
<https://www.lenntech.com/>
- Marsh, Harry; Rodriguez, F. (2006). *Activated Carbon* (Elsevier (ed.)).
- Menacho, Joaquín; Pou, Oriol; Serra, Eduard; Nomen, Rosa; Tomás, Xavier; Sempere, J. (2011). Un método para la simulación de columnas de adsorción. *Chemical Engineering Theoretical and Applied Chemistry*, 68(552).
<https://raco.cat/index.php/afinidad/article/view/267986>.
- Metcalf & Eddy. (2004). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. In Mc Graw Hill (Ed.), 2004 (Fourth, Vol. 4). Boston.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2015). Acuerdo Ministerial No. 029: SUSTITUYESE EL LIBRO VI DEL TEXTO UNIFICADO DE LEGISLACIÓN SECUNDARIA. In *Ministerio del Ambiente del Ecuador* (p. 220). Ministerio del Ambiente del Ecuador.
- Mkilima, Timothy; Devrishov, Davud; Kydyrbekova, Assel; Ubaidulayeva, Nurbala; Tleukulov, Almas; Khassenova, Alissa; Yussupova, Nargiza; Birimzhanova, D. (2022). *Natural Zeolite for The Purification of Saline Groundwater and Irrigation Potential Analysis*. 1–19. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/molecules27227729>
- Morante, F. (2004). *Las Zeolitas De La Costa De Ecuador (Guayaquil) : Geología , Caracterización* [Universidad Politecnica de Madrid].
<https://doi.org/https://doi.org/10.20868/UPM.THESIS.740>
- Post, V. E. . (2005). Fresh and saline groundwater interaction in coastal aquifers : Is our technology ready for the problems ahead ? *Hydrogeology Journal*, 33(6), 120–123.
<https://doi.org/10.1007/s10040-004-0417-2>

- Riffat, R. (2022). *FUNDAMENTALS OF WASTEWATER TREATMENT AND ENGINEERING* (CRC Press (ed.); First).
- Sircar, S.; Hufton, J. . (2000). Why Does the Linear Driving Force Model for Adsorption Kinetics Work? *Adsorption*, 6(June 2000), 137–147.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1008965317983>
- United Nations Educational Scientific and Cultural Organization. (2023). The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and Cooperation for Water. In *UNESCO*.
- Valencia, J. A. (2023). *Teoría y práctica de la purificación del agua potable. Tomo 2* (McGraw-Hill Interamericana. (ed.); Tercera ed).
https://www.google.com.ec/books/edition/Teoría_y_práctica_de_la_purificación/8wziEAAAQBAJ?hl=es&gbpv=1
- Vásconez Velástegui, V. H. (2018). *ANÁLISIS DE LA PIEDRA PÓMEZ COMO FILTRO EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DEL CENTRO DE FAENAMIENTO OCAÑA DEL CANTÓN QUERO*. [Universidad Técnica de Ambato].
<http://repositorio.uta.edu.ec/handle/123456789/27232>
- Voutchkov, N. (2018). *Desalination Project Cost Estimating and Management* (1st Editio). CRC Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1201/9781351242738>
- Zhang, Runye; Shen, Yuanhui; Tang, Zhongli; Li, Wenbin; Zhang, D. (2022). A Review of Numerical Research on the Pressure Swing. *Chemical Processes and Systems*, 10(5), 812. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/pr10050812>

Apéndice A

A. Tablas de Resultados Experimentales Detallados

Tabla 18

Resultados de remoción DQO y DBO5 en las aguas residuales tratadas por réplica

Replica 1									
	Entrada	F1	F2	F3		Entrada	F1	F2	F3
DBO5 (mg/L)	7	0,45	1,46	1,38	DQO (mg/L)	15	3	5	7
	7	0,44	1,44	1,99		15	2	4	6
Promedio	7	0,445	1,45	1,685	Promedio	15	2,5	4,5	6,5
%remoción	-	94%	79%	76%	%remoción	-	83%	70%	57%

Replica 2									
	Entrada	F1	F2	F3		Entrada	F1	F2	F3
DBO5 (mg/L)	5,5	1,07	2,06	2,07	DQO (mg/L)	18	2	4	6
	5,49	1,11	2,14	2,03		17	2	3	5
Promedio	5,495	1,09	2,1	2,05	Promedio	17,5	2	3,5	5,5
%remoción	-	80%	62%	63%	%remoción	-	89%	80%	69%

Nota. Elaboración propia

Tabla 19

Resultados de remoción en SST en las aguas residuales tratadas

Parámetro	Entrada	F1	F2	F3
SST (mg/L)	10,2	0,3	3	8,1
%remoción	-	97%	71%	21%

Nota. Elaboración propia

Tabla 20

Resultados de Remoción de DBO5 en las aguas superficiales por réplica

Replica 1				
	Entrada	F1	F2	F3
DBO5 (mg/L)	7,74	4,1	2,45	4,06
	7,73	4,12	2,4	4,03
Promedio	7,735	4,11	2,425	4,045
%remoción		47%	69%	48%

Replica 2				
-----------	--	--	--	--

	Entrada	F1	F2	F3
DBO5 (mg/L)	7,62	3,62	2,35	4,03
	7,63	3,67	2,3	4
Promedio	7,625	3,645	2,325	4,015
%remoción	-	52%	70%	47%

Nota. Elaboración propia

Tabla 21
Datos fisicoquímicos del agua superficial en Manglaralto

Configuración	Corrida	Salinidad (PSU)	Conductividad (uS/cm)
ENTRADA	Promedio	1,38	2676
F1	1	0,88	1647
	2	0,91	1685
	Promedio	0,90	1666
F2	1	0,86	1657
	2	0,90	1710
	Promedio	0,88	1684
F3	1	0,81	1555
	2	0,84	1610
	Promedio	0,83	1583

Nota. Elaboración propia

Apéndice B

B. Reportes del Análisis Estadístico

B.1 Análisis Factorial para DBO₅ (Aguas Superficiales y Residuales)

Tabla 22

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Tipo_Agua	2	Superficial; Residual_Tratada
Configuración Filtro	3	1; 2; 3

Nota. Tabla elaborada en Minitab

Tabla 23

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	5	0,21984	0,043968	7,75	0,014
Lineal	3	0,15273	0,050908	8,97	0,012
Tipo_Agua	1	0,12201	0,122008	21,50	0,004
Configuración_Filtro	2	0,03072	0,015358	2,71	0,145
Interacciones de 2 términos	2	0,06712	0,033558	5,91	0,038
Tipo_Agua*Configuración_Filtro	2	0,06712	0,033558	5,91	0,038
Error	6	0,03405	0,005675		
Total	11	0,25389			

Nota. Tabla elaborada en Minitab

Tabla 24

Resumen del modelo

S	R-cuadrado	R-cuadrado(ajustado)	R-cuadrado (pred)
0,0753326	86,59%	75,41%	46,36%

Nota. Tabla elaborada en Minitab

Tabla 25

Coefficientes

Término	Coef	EE del coef.	Valor T	Valor p	FIV
Constante	0,6558	0,0217	30,16	0,000	
Tipo_Agua					
Superficial	-0,1008	0,0217	-4,64	0,004	1,00
Configuración_Filtro					
1	0,0267	0,0308	0,87	0,419	1,33
2	0,0442	0,0308	1,44	0,201	1,33
Tipo_Agua*Configuración_Filtro					
Superficial 1	-0,0867	0,0308	-2,82	0,030	1,33
Superficial 2	0,0958	0,0308	3,12	0,021	1,33

Nota. Tabla elaborada en Minitab

B.1.1 Ecuación de regresión

$$\begin{aligned}
 \text{Remoción_DBO} = & 0,6558 - 0,1008 \text{ Tipo_Agua_Superficial} \\
 & + 0,1008 \text{ Tipo_Agua_Residual_Tratada} \\
 & + 0,0267 \text{ Configuración_Filtro_1} + 0,0442 \text{ Configuración_Filtro_2} \\
 & - 0,0708 \text{ Configuración_Filtro_3} \\
 & - 0,0867 \text{ Tipo_Agua*Configuración_Filtro_Superficial 1} \\
 & + 0,0958 \text{ Tipo_Agua*Configuración_Filtro_Superficial 2} \\
 & - 0,0092 \text{ Tipo_Agua*Configuración_Filtro_Superficial 3} \\
 & + 0,0867 \text{ Tipo_Agua*Configuración_Filtro_Residual_Tratada 1} \\
 & - 0,0958 \text{ Tipo_Agua*Configuración_Filtro_Residual_Tratada 2} \\
 & + 0,0092 \text{ Tipo_Agua*Configuración_Filtro_Residual_Tratada 3}
 \end{aligned}$$

B.2 Análisis de Varianza Unifactorial para DQO (Aguas Residuales)

Tabla 26

Resumen del método y planteamiento de hipótesis para el ANOVA

Parámetro	Criterio
Hipótesis nula	Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna	No todas las medias son iguales
Nivel de significancia	$\alpha = 0,05$

Nota. Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Tabla 27

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Configuración filtro	3	1; 2; 3

Nota. Tabla elaborada en Minitab.

Tabla 28

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Configuración filtro	2	0,05293	0,026467	5,67	0,096
Error	3	0,01400	0,004667		
Total	5	0,06693			

Nota. Tabla elaborada en Minitab.

Tabla 29*Resumen del modelo*

S	R-cuadrado	R-cuadrado(ajustado)	R-cuadrado (pred)
0,0683130	79,08%	65,14%	16,33%

Nota. Tabla elaborada en Minitab.**Tabla 30***Medias*

Configuración_filtro	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
1	2	0,8600	0,0424	(0,7063; 1,0137)
2	2	0,7500	0,0707	(0,5963; 0,9037)
3	2	0,6300	0,0849	(0,4763; 0,7837)

Nota. Desv.Est. agrupada = 0,068313, tabla elaborada en Minitab.**Tabla 31***Parámetros Cinéticos del Modelo de Pseudo-Orden DQO ESPOL*

Material	q _e (mg/g)	k ₂	R ² (PSO)	Kf	1/n
Piedra Pómez	8.55	0.00014	0.964	8.46	0.5
Carbón Activado (GAC)	8.08	0.00093	0.975	25.95	0.4
Zeolita	1.10	0.00343	0.966	48.03	0.5

Nota. Cita de la tabla**Tabla 32***Parámetros Cinéticos del Modelo de Pseudo-Orden DBO5 Manglaralto*

Material	q _e (mg/g)	k ₂	R ² (PSO)	Kf	1/n
Piedra Pómez	1.7061	0.00428	0.9943	8.46	0.5
Carbón Activado (GAC)	3.556	0.00328	0.9740	25.95	0.4
Zeolita	0.2516	0.02417	0.9852	48.03	0.5

Nota. Cita de la tabla

Apéndice C

C. Formulación Matemática y Algoritmo de Solución Numérica

El modelado del filtro multicapa se desarrolló utilizando la metodología de Diseño Basado en Modelos (Model-Based Design), resolviendo los balances de masa y cinéticas de adsorción mediante métodos numéricos en Python. A continuación, se detallan las ecuaciones constitutivas y el algoritmo computacional implementado.

C.1 Ecuaciones Constitutivas

C.1.1 Equilibrio Termodinámico (Isotermas)

El modelo asume que, en la interfaz sólido-líquido, la concentración en la fase sólida q_e está en equilibrio instantáneo con la concentración en la fase líquida (C). Dependiendo del ajuste experimental de cada material (Piedra Pómez, Carbón Activado, Zeolita), se selecciona una de las siguientes ecuaciones:

- **Modelo de Langmuir:** Asume adsorción en monocapa sobre sitios homogéneos.

$$q_e = \frac{q_{max}K_L C}{1 + K_L C}$$

Donde q_{max} es la capacidad máxima de adsorción y K_L es la constante de afinidad.

- **Modelo de Freundlich:** Asume adsorción en superficies heterogéneas.

$$q_e = K_F C^{\frac{1}{n}}$$

Donde K_F y n son constantes empíricas relacionadas con la capacidad y la intensidad de adsorción.

C.1.2. Cinética de Transferencia de Masa (LDF)

Para describir la velocidad de adsorción en condiciones dinámicas, se utiliza el modelo de Fuerza Impulsora Lineal (*Linear Driving Force*), el cual aproxima la difusión intraparticular mediante una diferencia de potencial lineal:

$$\frac{\delta q}{\delta t} = k_{LFD}(q_e - q)$$

Donde:

- q : Concentración promedio en el adsorbente en el tiempo t .
- q_e : Concentración en equilibrio con la fase líquida actual (calculada con la isoterma).
- k_{LFD} : Coeficiente global de transferencia de masa (s^{-1}).

C.1.3. Balance de Masa Diferencial en el Lecho Fijo

El transporte del contaminante a lo largo de la columna se describe mediante la ecuación de convección-dispersión-reacción unidimensional:

$$\varepsilon \frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - u \frac{\partial C}{\partial z} - \rho_b(1 - \varepsilon) \frac{\partial q}{\partial t}$$

Donde:

- ε : Porosidad del lecho (fracción de vacío).
- D_L : Coeficiente de dispersión axial (m^2/s).
- u : Velocidad intersticial del fluido (m/s).
- ρ_b : Densidad aparente del lecho (kg/m^3).
- z : Coordenada axial (altura del filtro).
- t : Tiempo.

C.1.4. Condiciones de Frontera e Iniciales

Para resolver el sistema de Ecuaciones Diferenciales Parciales (EDP), se establecen las siguientes condiciones:

- **Condición Inicial (t=0):** El lecho está limpio al inicio.

$$C(z, 0) = 0$$

$$q(z, 0) = 0$$

- **Condición de Frontera a la Entrada (z=0):** Condición de Danckwerts (flujo continuo considerando dispersión).

$$uC|_{z=0} - D_L \left. \frac{\partial C}{\partial z} \right|_{z=0} = uC_{in}(t)$$

- **Condición de Frontera a la Salida (z=L):** Gradiente cero (continuidad).

$$\left. \frac{\partial C}{\partial z} \right|_{z=L} = 0$$

C.2. Algoritmo de Solución Computacional (Python)

Para la resolución numérica se empleó el Método de Líneas (MOL). Este enfoque discretiza la dimensión espacial (z) para transformar las Ecuaciones Diferenciales Parciales (EDP) en un sistema de Ecuaciones Diferenciales Ordinarias (EDO) dependientes solo del tiempo.

Paso 1: Definición de la Malla Espacial

Se divide la altura total del filtro L en N nodos discretos.

$$z_i = i \cdot \Delta z, \quad \text{para } i = 0, 1, \dots, N$$

$$\Delta z = \frac{L}{N}$$

Nota: Dado que es un filtro multicapa, los parámetros (ε , ρ_b , k_{LFD}) cambian dependiendo de si el nodo z_i se encuentra en la zona de Zeolita, Carbón o Piedra Pómez.

Paso 2: Discretización de Derivadas (Diferencias Finitas)

Se aproximan las derivadas espaciales utilizando esquemas de diferencias finitas centradas de segundo orden:

- **Primera Derivada (Convección):**

$$\frac{\partial C}{\partial z} \approx \frac{C_{i+1} - C_{i-1}}{2\Delta z}$$

- **Segunda Derivada (Dispersión):**

$$\frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \approx \frac{C_{i+1} - 2C + C_{i-1}}{\Delta z^2}$$

Paso 3: Construcción del Sistema de EDOs

Sustituyendo las aproximaciones en la ecuación de balance de masa, para cada nodo interno i , se obtiene una EDO ordinaria:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{1}{\varepsilon} \left[D_L \frac{C_{i+1} - 2C + C_{i-1}}{\Delta z^2} - u \frac{C_{i+1} - C_{i-1}}{2\Delta z} - \rho_b(1 - \varepsilon) \frac{dq_i}{dt} \right]$$

Junto con la ecuación cinética para cada nodo:

$$\frac{dq_i}{dt} = k_{LDF, i} (q_e(C_i) - q_i)$$

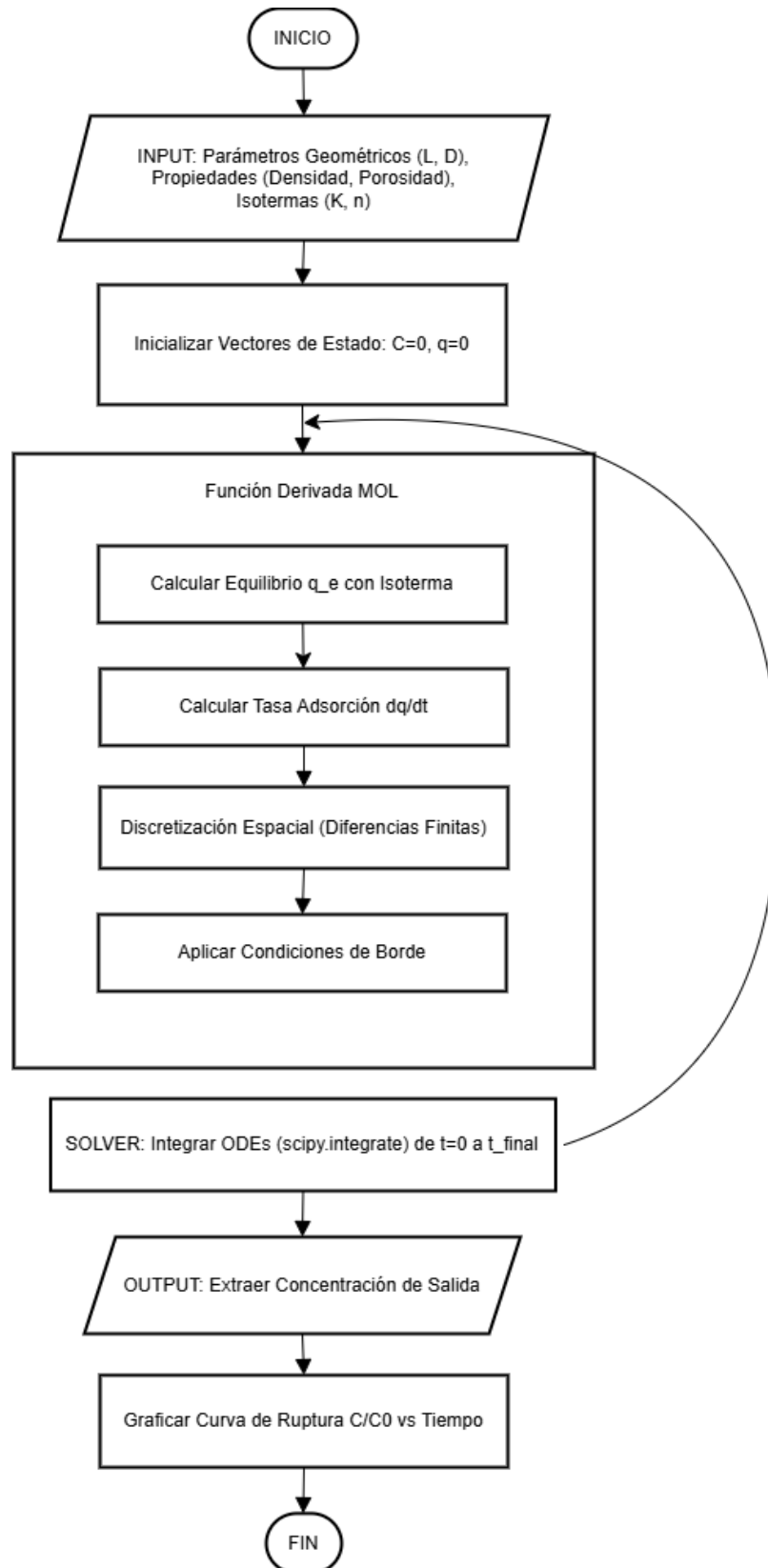
Esto genera un sistema acoplado de $2N$ ecuaciones diferenciales (una ecuación de concentración líquida y una sólida por cada nodo).

Paso 4: Integración Temporal

El sistema resultante es rígido ("stiff") debido a las diferencias de escala temporal entre la convección y la adsorción. Se resuelve utilizando solucionadores implícitos robustos disponibles en la librería `scipy.integrate` de Python (métodos tipo BDF o LSODA).

C.3. Diagrama de Flujo del Código

Figura 10
Diagrama de Flujo del Algoritmo



Nota. Diagrama elaborado en draw.io

Apéndice D

Imagen 1

Toma de muestra en Manglaralto



Imagen 3

Muestras de aguas residuales tratadas



Imagen 2

Análisis Físicoquímicos in Situ



Imagen 4

Filtración



Imagen 5
Análisis DQO

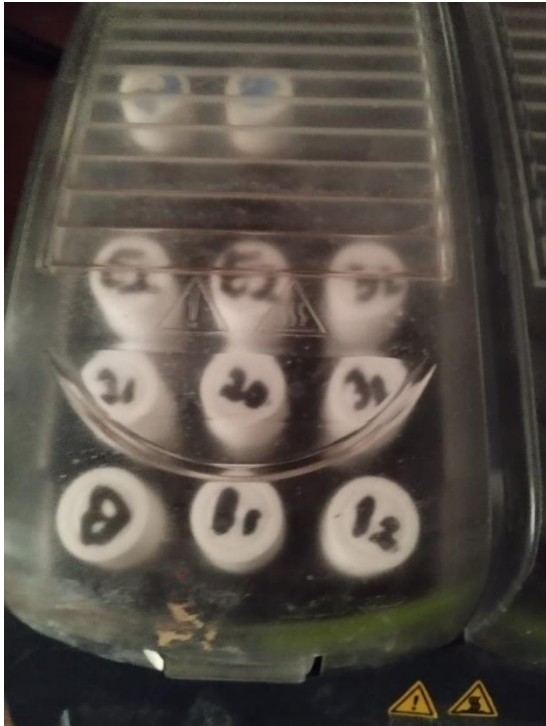


Imagen 7
Muestras para DBO



Imagen 6
Toma de Oxígeno Disuelto



Imagen 8
Análisis de SST para aguas residuales tratadas ESPOL



Imagen 9
DQO-Curva de Saturación “Piedra Pómez”



Imagen 11
DQO-Curva de Saturación “Zeolita”



Imagen 10
DQO-Curva de Saturación “Carbón activado”

