



Universidad Católica de Santa María

**Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del Ambiente
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental**

**Propuesta de diseño de una planta de tratamiento mediante un sistema
MBBR en el centro minero SOTRAMI S.A**

Tesis presentada por:

Urrutia Calsina, Jhosselym Geraldine

ORCID: 0009-0009-9549-5344

para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Asesora:

Dra. Bejarano Meza, María Elizabeth

ORCID: 0000-0002-4943-6097

Arequipa - Perú

2026

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA

INGENIERIA AMBIENTAL

TITULACIÓN CON TESIS

DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR

Arequipa, 07 de Julio del 2026

Dictamen: 018940-C-EPIA-2026

Visto el borrador del expediente 018940, presentado por:

2017803042 - URRUTIA CALSINA JHOSSELYM GERALDINE

Titulado:

**PROPUESTA DE DISEÑO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO MEDIANTE UN SISTEMA MBBR EN
EL CENTRO MINERO SOTRAMI S.A**

Nuestro dictamen es:

APROBADO

Titulo Profesional/Titulo de Segunda Especialidad/Grado Académico a optar:

INGENIERO AMBIENTAL

**29611452 - ARENAZAS RODRIGUEZ ARMANDO JACINTO
DICTAMINADOR**



**43238145 - BENEGAS LLANOS ROSARIO CAROLINA
DICTAMINADOR**



**72384055 - MEDINA RAMOS ROBERT JOAQUIN
DICTAMINADOR**



PROPUESTA DE DISEÑO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO MEDIANTE UN SISTEMA MBBR EN EL MINERO SOTRAMI S.A

INFORME DE ORIGINALIDAD

18%

INDICE DE SIMILITUD

16%

FUENTES DE INTERNET

9%

PUBLICACIONES

6%

TRABAJOS DEL ESTUD

FUENTES PRIMARIAS

1 hdl.handle.net

Fuente de Internet

2 repositorio.ucsm.edu.pe

Fuente de Internet

3 1library.co

Fuente de Internet

4 alicia.concytec.gob.pe

Fuente de Internet

5 www.coursehero.com

Fuente de Internet

6 Carlos M. López Vázquez, Germán Buitrón Méndez, Héctor A. García, Francisco J. Cervantes Carrillo. "Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño", Water Intelligence Online, 2017

Publicación

7 repositorio.upsc.edu.pe

Fuente de Internet

8 Submitted to uncedu

Trabajo del estudiante

9 repositorio.uancv.edu.pe

Fuente de Internet

10 worldwidescience.org

Fuente de Internet

11 documentos.uru.edu

Fuente de Internet

12 Carlos A. L. Chernicharo, Thiago Bressani-Ribeiro, Livia C. S. Lobato. "Construcción de reactores UASB para el tratamiento de aguas residuales municipales", IWA Publishing, 2024

Publicación

13 Submitted to Universidad Tecnológica de los Andes

Trabajo del estudiante

Dedicatoria

A mis queridos padres Edgar y Carmen por ser pilar fundamental en todo lo que soy, por inculcarme grandes valores que me han acompañado en todos los aspectos de mi vida, por su gran apoyo y sacrificio a ustedes dedico con amor cada éxito. Por último, una dedicatoria especial a mi angelito en el cielo, Bobby.

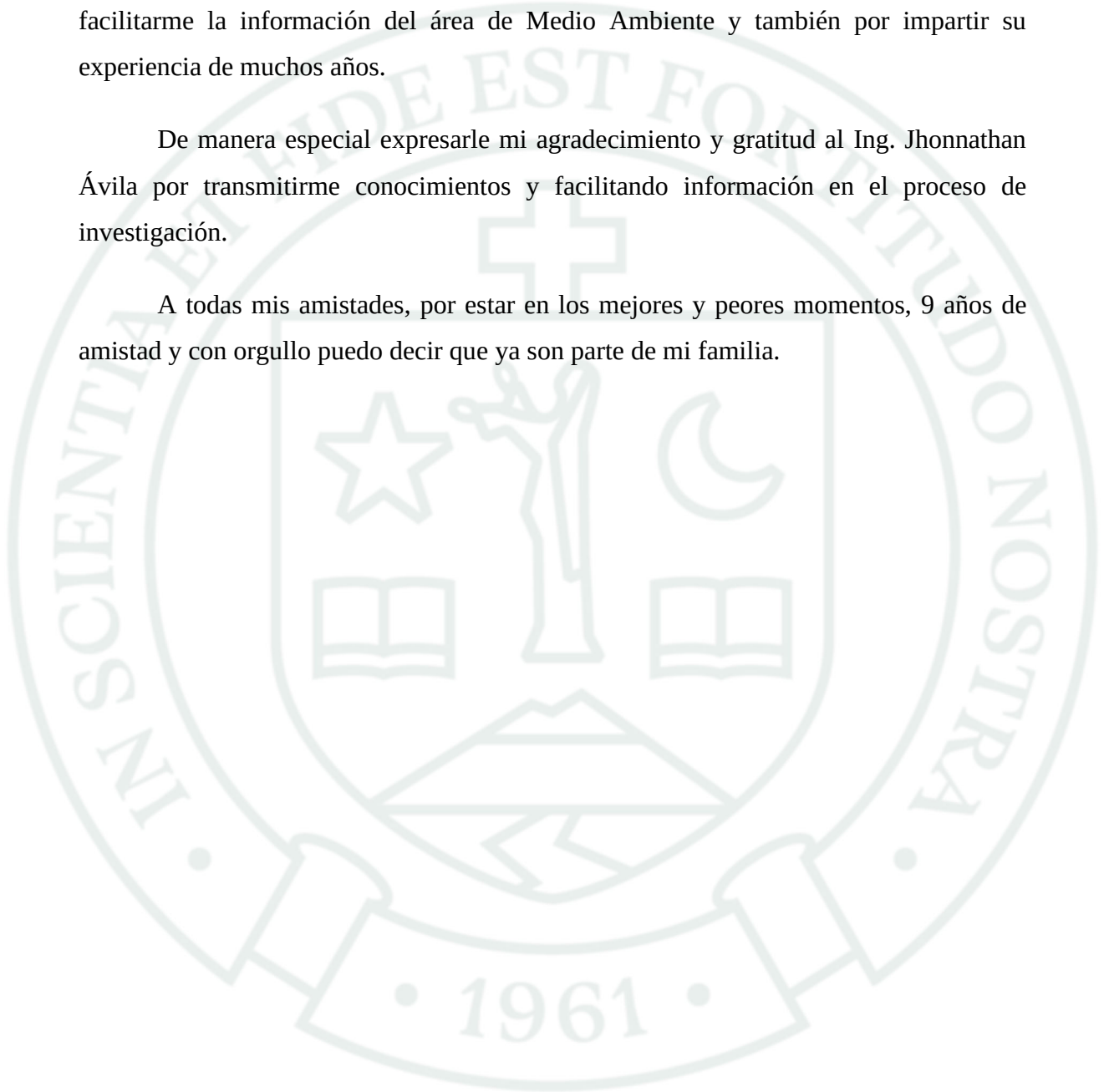


Agradecimientos

Quiero expresar mi gratitud a las personas que contribuyeron con este logro, brindándome valiosos consejos, críticas constructivas, apoyo moral y material, por tal razón en primer lugar quiero agradecer el apoyo de la Compañía Minera Sotrami S.A por facilitarme la información del área de Medio Ambiente y también por impartir su experiencia de muchos años.

De manera especial expresarle mi agradecimiento y gratitud al Ing. Jhonnathan Ávila por transmitirme conocimientos y facilitando información en el proceso de investigación.

A todas mis amistades, por estar en los mejores y peores momentos, 9 años de amistad y con orgullo puedo decir que ya son parte de mi familia.



RESUMEN

La presente investigación aborda la problemática de la contaminación en la Quebrada Santa Ana, causada por el vertimiento de aguas residuales domésticas provenientes del centro minero Sotrami S.A. Estas aguas residuales, al ser descargadas sin un tratamiento adecuado, superan los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos por la normativa peruana, lo que representa una amenaza significativa para los recursos hídricos y la biodiversidad de la región.

El objetivo principal de esta investigación fue diseñar una planta de tratamiento de aguas residuales utilizando un sistema MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) para el centro minero Sotrami S.A. Para lograr este objetivo, se realizaron diversos análisis y cálculos para dimensionar adecuadamente el sistema, garantizando su eficiencia en la remoción de contaminantes. El caudal de agua residual generado en la planta fue de 120 m³/día, y los parámetros claves analizados incluyeron la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5), que inicialmente era de 250 mg/L, y la Demanda Química de Oxígeno (DQO), que era de 500 mg/L. La implementación del sistema MBBR mostró resultados positivos significativos. Tras el tratamiento, la DBO5 se redujo a 30 mg/L y la DQO a 75 mg/L, cumpliendo con los límites establecidos por la normativa. Además, los niveles de nitrógeno total, que inicialmente eran de 349 mg/L, se redujeron a 10 mg/L, y el fósforo total disminuyó de 108 mg/L a 1.5 mg/L. También se observó una remoción efectiva de metales pesados, con el aluminio reduciéndose de 17.08 mg/L a 0.15 mg/L. En conclusión, la implementación del sistema MBBR en la planta de tratamiento de aguas residuales del centro minero Sotrami S.A. se ha demostrado como una solución eficaz y viable. Este sistema no solo logra cumplir con los estándares ambientales, sino que también mejora significativamente la calidad del agua tratada, contribuyendo a la protección de los recursos hídricos y la biodiversidad de la región. Los resultados obtenidos refuerzan la viabilidad de este sistema para ser utilizado en otras operaciones mineras con condiciones similares, ofreciendo un enfoque sostenible para la gestión de aguas residuales.

Palabras clave:

Aguas residuales, MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor), Contaminantes urbanos mineros.

ABSTRACT

This research work addresses the issue of pollution in the Santa Ana stream, caused by the discharge of domestic wastewater from the Sotrami S.A. mining camp. This wastewater, when discharged without proper treatment, exceeds the Maximum Permissible Limits (MPL) established by Peruvian regulations, representing a significant threat to the region's water resources and biodiversity.

The main objective of this research was to design a wastewater treatment plant using a Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) system for the Sotrami S.A. mining camp. To achieve this goal, various analyses and calculations were conducted to adequately size the system, ensuring its efficiency in contaminant removal. The wastewater flow managed by the plant was 120 m³/day, and the key parameters analyzed included Biochemical Oxygen Demand (BOD₅), which was initially 250 mg/L, and Chemical Oxygen Demand (COD), which was 500 mg/L. The implementation of the MBBR system showed significant positive results. After treatment, BOD₅ was reduced to 30 mg/L, and COD to 75 mg/L, meeting the regulatory limits. Additionally, total nitrogen levels, initially at 349 mg/L, were reduced to 10 mg/L, and total phosphorus decreased from 108 mg/L to 1.5 mg/L. Effective removal of heavy metals was also observed, with aluminum being reduced from 17.08 mg/L to 0.15 mg/L. In conclusion, the implementation of the MBBR system at the Sotrami S.A. mining camp wastewater treatment plant has proven to be an effective and viable solution. This system not only meets environmental standards but also significantly improves the quality of treated water, contributing to the protection of the region's water resources and biodiversity. The results obtained reinforce the feasibility of this system for use in other mining operations with similar conditions, offering a sustainable approach to wastewater management.

Key words:

Wastewater, MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor), Urban Mining Contaminants.

ÍNDICE

DEDICATORIA

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN

ABSTRACT

INTRODUCCIÓN 1

CAPÍTULO I 2

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA..... 2

1.1. Problemática de la investigación 2

1.2. Justificación..... 3

1.2.1. Justificación ambiental 3

1.2.2. Justificación económica 4

1.2.3. Justificación social..... 5

1.2.4. Justificación tecnológica 6

1.3. Formulación de objetivos..... 7

1.3.1. Objetivo General 7

1.3.2. Objetivos Específicos 7

1.4. Hipótesis 8

CAPÍTULO II 9

2. FUNDAMENTO TEÓRICO..... 9

2.1. Antecedentes de la investigación 9

2.2. Marco teórico 25

2.2.1. Dinámica bioingenieril de las aguas residuales domésticas 25

2.2.2. Ingeniería de los sistemas de depuración convencionales 29

2.2.3. Tecnología avanzada de Reactores Biológicos de Lecho Móvil (MBBR) 31

CAPÍTULO III 36

3. METODOLOGÍA 36

3.1. Tipo y nivel de la investigación 36

3.1.1 Tipo de investigación	36
3.1.2 Nivel de investigación	36
3.1.3 Variables.....	36
3.1.4. Diseño de la investigación	38
3.2. Métodos de la investigación.....	39
3.2.1. Método para la caracterización analítica del agua residual cruda.....	39
3.2.2. Método para la evaluación del balance hídrico y variaciones de caudal.....	41
3.2.3. Método para la ingeniería de diseño y dimensionamiento de la PTARD.....	42
3.2.4. Método para la evaluación de la calidad del efluente y conformidad legal...	44
3.2.5. Método para el análisis de reducción de la carga contaminante y contribución ambiental	45
CAPÍTULO IV.....	47
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	47
4.1. Caracterización de las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua residual doméstica.....	47
4.2. Balance hídrico y requerimiento de la planta de tratamiento	49
4.2.1. Fuentes de generación de aguas residuales domésticas.....	50
4.2.2. Monitoreo físico de caudales y variaciones horarias.....	51
4.3. Dimensionamiento del sistema MBBR e ingeniería de detalle.....	53
4.3.1. Criterios generales y flujograma de procesos	53
4.3.2. Memoria de cálculo de ingeniería por etapas operativas.....	56
4.4. Evaluación de la calidad del efluente tratado y conformidad legal.....	71
4.4.1. Análisis comparativo de conformidad legal	72
4.5. Análisis de la reducción de la carga contaminante	78
4.5.1. Balance de materia para la carga orgánica (DBO5)	799
4.5.2. Balance de materia para Sólidos Suspendidos Totales (TSS)	80
4.5.3. Consolidación global del balance de materia	81
DISCUSIONES.....	84

CAPÍTULO V	88
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	88
5.1. Conclusiones	88
5.2. Recomendaciones	90
REFERENCIAS.....	92

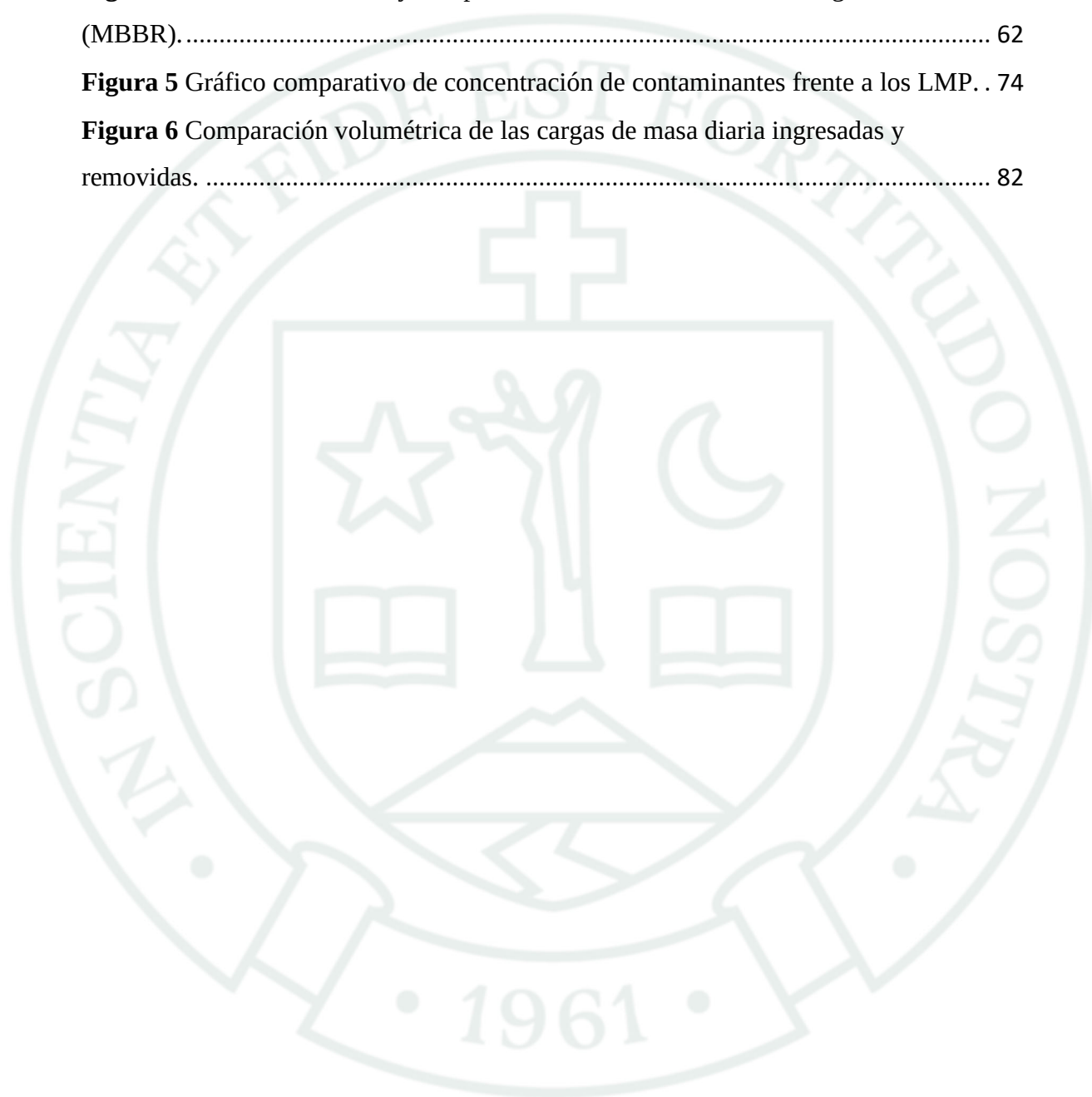


ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Operacionalización de variables.....	37
Tabla 2 Caracterización analítica del afluente crudo y comparación con el marco regulatorio.....	48
Tabla 3 Poblaciones generadoras y balance volumétrico diario del campamento minero.	50
Tabla 4 Consideraciones generales de diseño de la PTARD Sotrami S.A.	53
Tabla 5 Características técnicas y operacionales del modelo tecnológico propuesto. ..	55
Tabla 6 Parámetros operativos de diseño de la criba de barras.	57
Tabla 7 Requerimientos técnicos del tanque de ecualización de flujo.	58
Tabla 8 Requisitos mecánicos y dimensionales para el tratamiento biológico.	60
Tabla 9 Componentes del sistema de aireación del reactor biológico.....	61
Tabla 10 Parámetros operativos calculados para las unidades de sedimentación.	65
Tabla 11 Características geométricas y mecánicas de los sedimentadores.	66
Tabla 12 Especificaciones técnicas del filtro de lecho de cuarzo.....	67
Tabla 13 Condiciones y dosificación química del proceso de cloración.....	68
Tabla 14 Requisitos geométricos y mecánicos del tanque de contacto de cloro.....	69
Tabla 15 Parámetros analíticos finales de calidad del agua tratada (Efluente).	71
Tabla 16 Matriz de conformidad legal comparativa antes y después del tratamiento...	73
Tabla 17 Resumen del balance de materia global de contaminantes en la PTARD.....	81

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Resultados del monitoreo físico de caudales horarios durante 72 horas.....	51
Figura 2 Diagrama de bloques de los procesos y etapas del sistema implementado. ...	54
Figura 3 Diagrama estructural y dimensiones de control de la cámara de cribado.....	56
Figura 4 Detalles mecánicos y componentes internos del reactor biológico móvil (MBBR).....	62
Figura 5 Gráfico comparativo de concentración de contaminantes frente a los LMP. .	74
Figura 6 Comparación volumétrica de las cargas de masa diaria ingresadas y removidas.	82



ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Plano de la PTARD sistema MBBR.....	98
Anexo 2. Visualización 3D de la PTARD.....	98
Anexo 3. Mapa de ubicación del centro minero SOTRAMI S.A.....	99
Anexo 4. Plano de Obras Civiles: Losa de Cimentación y Soporte de la PTARD	100
Anexo 5. Evidencia Fotográfica de la Instalación de la PTARD en el Centro Minero	100
Anexo 6. Programa de control y mantenimiento.....	101
Anexo 7. Mediciones de parámetros de tratamiento	102
Anexo 8. Avance del proyecto de la PTARD-MBBR.....	103



INTRODUCCIÓN

La minería, siendo una de las principales actividades económicas en Perú, ha generado beneficios significativos, pero también ha planteado serios desafíos ambientales, particularmente en relación con la gestión de aguas residuales. En el centro minero Sotrami S.A., ubicado en Santa Filomena, Ayacucho, la descarga de aguas residuales domésticas sin tratamiento adecuado ha provocado la contaminación de la Quebrada Santa Ana, superando los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos por la normativa peruana. Esta situación representa una amenaza considerable para los recursos hídricos y la biodiversidad de la región, haciendo urgente la necesidad de implementar un sistema efectivo de tratamiento de aguas residuales.

Este estudio se centra en el diseño y la implementación de una planta de tratamiento de aguas residuales utilizando un sistema MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor), que ha demostrado ser una tecnología eficiente y sostenible en la remoción de contaminantes en diversas aplicaciones industriales y municipales (Pratap et al., 2024). El objetivo principal de esta investigación es garantizar que las aguas tratadas cumplan con los estándares ambientales, protegiendo así el ecosistema local y mejorando la calidad del agua en la región.

Este trabajo no solo destaca la eficacia del sistema MBBR en la remoción de contaminantes, sino que también enfatiza su capacidad para ser un modelo sostenible para otras operaciones mineras en regiones similares. Los resultados obtenidos validan la viabilidad técnica del sistema y subrayan su importancia en la protección de los recursos hídricos y la biodiversidad, cumpliendo con las exigencias ambientales actuales (Cueva Olano & García Díaz, 2021).

CAPÍTULO I

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Problemática de la investigación

A nivel nacional, el Perú se enfrenta a desafíos significativos en la gestión de aguas residuales generadas por diversas actividades industriales, incluyendo la minería. Según la Autoridad Nacional del Agua (ANA), el 30% de las cuencas hidrográficas del país están contaminadas debido a descargas de aguas residuales sin tratar, provenientes principalmente de actividades mineras y urbanas (ANA, 2022a). Este problema es especialmente preocupante en las regiones mineras, donde se estima que más del 70% de los efluentes generados por las actividades extractivas no reciben un tratamiento adecuado antes de ser vertidos en cuerpos de agua (MINAM, 2020).

En el ámbito regional, la región de Ayacucho, con una alta presencia de actividad minera, es una de las más afectadas. En 2021, el Ministerio de Energía y Minas (MINEM) reportó que el 60% de los campamentos mineros de Ayacucho no contaban con plantas de tratamiento de aguas residuales operativas, lo que resultó en la contaminación de diversas cuencas hidrográficas en la región (MINEM, 2021). La cuenca del río Pampas, una de las principales fuentes de agua en la región, ha mostrado concentraciones de metales pesados, como plomo y arsénico, superiores a los límites permisibles establecidos por la normativa nacional (ANA, 2022b).

A nivel local, el centro minero Sotrami S.A., ubicado en Santa Filomena, Ayacucho, genera aguas residuales domésticas que son descargadas directamente en la quebrada Santa Ana sin tratamiento previo, superando los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos por el Decreto Supremo N°003-2010-MINAM.

Por último, la presente investigación planteó el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales y a su vez el plan de aprovechamiento del agua residual la misma que ya se encuentra en la etapa de construcción, la planta de tratamiento se innova en base a un sistema MBBR, para poder tratar y aprovechar el agua del centro minero SOTRAMI S.A

1.2. Justificación

1.2.1. Justificación ambiental

La justificación ambiental de esta investigación se fundamenta en la necesidad imperativa de salvaguardar los recursos hídricos superficiales y subterráneos del ecosistema lótico de la Quebrada Santa Ana, la cual se encuentra expuesta a un proceso latente de degradación debido al vertimiento directo de efluentes domésticos sin depurar. Las descargas de agua residual cruda provenientes del asentamiento minero presentan altas concentraciones orgánicas, sólidos particulados en suspensión y un exceso de macronutrientes que superan los límites de tolerancia exigidos por el marco regulatorio nacional. Este aporte continuo de contaminantes altera el equilibrio biológico del cuerpo receptor, induciendo la desoxigenación rápida de la masa de agua por el agotamiento del oxígeno disuelto, destruyendo la zona hiporreica y modificando el potencial redox natural del entorno acuático.

Asimismo, la acumulación de compuestos nitrogenados y fosfatados actúa como un catalizador para la eutrofización antrópica, estimulando la proliferación descontrolada de vegetación flotante que rompe la cadena trófica de la fauna macrobentónica local. Al proponer la implementación de una planta basada en reactores biológicos de lecho móvil (MBBR), se establece una barrera bioingenieril eficiente que demerita y estabiliza metabólicamente la carga contaminante, logrando la remoción sistemática de la materia orgánica, la reducción de nutrientes y la decantación de precipitados metálicos como el aluminio. De este modo, la investigación aporta una solución técnica que previene la alteración del hábitat acuático, protege la biodiversidad regional y garantiza la sostenibilidad ecológica a largo plazo.

1.2.2. Justificación económica

Desde la perspectiva económica y financiera, la investigación se justifica por su capacidad para mitigar riesgos de sanción pecuniaria y optimizar la estructura de costos de capital y de operación en la gestión de efluentes de la empresa minera Sotrami S.A. En el ámbito legal peruano, el vertimiento de aguas residuales fuera de los parámetros normativos faculta a los organismos de fiscalización y control ambiental a imponer severas multas coercitivas y medidas cautelares de paralización de actividades operativas, lo que representa una contingencia financiera crítica para la organización. Por lo tanto, el diseño de un sistema de depuración robusto blindo legalmente la continuidad del proyecto minero.

Adicionalmente, desde el enfoque de la ingeniería de costos, la selección de la tecnología MBBR representa una ventaja significativa en la inversión inicial en comparación con los sistemas convencionales de lodos activados o biorreactores de membrana. Al diseñarse como una infraestructura modular superficial fabricada en Poliéster Reforzado con Fibra de Vidrio (PRFV), se evitan excavaciones masivas y movimientos de tierras complejos en topografías accidentadas de alta montaña, disminuyendo el costo de instalación. Asimismo, la hidrodinámica del proceso elimina la dependencia de líneas electromecánicas de recirculación externa de lodos, lo que reduce el consumo de potencia de los sopladores y simplifica el mantenimiento técnico, garantizando una operación altamente costo-eficiente a largo plazo. Finalmente, el aprovechamiento del efluente purificado para labores de riego y control de polvo genera un ahorro directo al desplazar la compra y transporte de agua fresca en una zona con marcada escasez hídrica.

1.2.3. Justificación social

La justificación social de este estudio se centra en la protección de la salud pública, la mitigación de riesgos sanitarios y el fortalecimiento de la licencia social mediante el cumplimiento de la responsabilidad corporativa. La Quebrada Santa Ana constituye un vector hídrico fundamental para las poblaciones y asentamientos ubicados aguas abajo, quienes emplean históricamente este recurso para actividades agropecuarias y de subsistencia. El vertimiento de efluentes domésticos crudos sin desinfección previa introduce una carga masiva de patógenos y microorganismos de origen entérico, como coliformes y *Escherichia coli*, consolidando un peligro epidemiológico latente capaz de desencadenar enfermedades de transmisión hídrica en las comunidades vecinas.

Mediante el acoplamiento del sistema de cloración química calculado, se logra la inactivación total de estos consorcios biológicos nocivos antes de la descarga, neutralizando el riesgo sanitario para la población humana y ganadera. Por otro lado, la purificación del agua bajo estándares de calidad ambiental viabiliza el desarrollo de proyectos de reforestación, mejora del paisaje y creación de áreas verdes en el entorno directo del centro poblado de Santa Filomena. Esto transforma un pasivo ambiental en un recurso de alto valor comunitario, promoviendo una relación de mutuo beneficio y armonía social entre la actividad extractiva y la población local.

1.2.4. Justificación tecnológica

La justificación tecnológica de la investigación radica en la adopción e innovación operativa de la tecnología de Reactores Biológicos de Lecho Móvil (MBBR), consolidándose como una solución bioingenieril avanzada que supera las limitaciones mecánicas y cinéticas de los tratamientos biológicos convencionales. A diferencia de los lodos activados tradicionales en suspensión, que demandan grandes espacios geométricos y sufren fallas por abultamiento fangoso que impiden la decantación, el sistema propuesto opera mediante el principio de biomasa fija inmovilizada sobre soportes plásticos móviles fluidizados en régimen de mezcla completa.

Esta configuración dota a la planta de una extraordinaria resiliencia hidráulica y biológica para absorber fluctuaciones bruscas en los caudales horarios y sobrecargas de materia orgánica típicas de los campamentos mineros, manteniendo la estabilidad operativa sin pérdida de biomasa activa. Asimismo, los fenómenos de transporte de masa por difusión molecular a través del espesor de la biopelícula permiten la coexistencia de microambientes metabólicos diferenciados: una zona aerobia externa encargada de la oxidación de la carga de carbono y la nitrificación del amonio, y una zona interna anóxica donde se ejecuta la desnitrificación simultánea. Este comportamiento híbrido permite remover la carga orgánica y el nitrógeno total dentro de un mismo espacio geométrico oxigenado, optimizando la eficiencia del sistema de aireación y eliminando la necesidad de infraestructura adicional para recirculación o cámaras independientes, estableciendo un precedente tecnológico altamente eficiente para el sector minero.

1.3. Formulación de objetivos

1.3.1. Objetivo General

Proponer un diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales domesticas mediante un sistema MBBR en el campamento del centro minero Sotrami S.A.

1.3.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar analíticamente las propiedades físico-químicas, bioquímicas y microbiológicas del agua residual doméstica cruda del campamento minero, determinando con precisión los niveles de DBO₅, DQO, coliformes totales y Escherichia coli.
- Realizar el balance hídrico integral y el monitoreo físico de variaciones de caudal horario para definir la capacidad nominal adaptativa y de ecualización de la planta de tratamiento.
- Dimensionar los componentes mecánicos y estructurales del reactor de lecho móvil (MBBR), estableciendo los criterios óptimos de volumen útil, fracción de llenado de biocarriers y requerimiento de aireación.
- Evaluar la calidad sanitaria del efluente final purificado, mediante matrices de conformidad legal comparativas frente a la normativa de Límites Máximos Permisibles (LMP) vigentes en el Perú.
- Analizar la reducción de la carga masiva de contaminantes a través de balances de materia en estado estacionario, cuantificando la contribución ambiental del sistema sobre el cuerpo receptor.

1.4. Hipótesis

La implementación de la planta de tratamiento de aguas residuales mediante el sistema MBBR en el centro Minero Sotrami S.A., resultará en una mejora significativa de la calidad del agua, la conservación de la biodiversidad acuática, el cumplimiento efectivo de normativas ambientales, un impacto positivo en la comunidad local y el establecimiento de un modelo sostenible para operaciones mineras en la región.



CAPÍTULO II

2. FUNDAMENTO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la investigación

El trabajo realizado por Colca Mamani, P. (2019), la evaluación de los parámetros operacionales del estudio de la calidad de agua de los efluentes de los PTAR's, para ellos se consideró inicialmente los principios fundamentales que involucran conocimientos ambientales en la actividad minera, los cuales describieron el proceso de tratamiento de los efluentes provenientes de las actividades que se realizaron en la mina. En el lapso de febrero y junio de 2018, se evaluaron los valores de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) de las aguas residuales generadas por las áreas administrativas y de campamentos en la (PTAR) en la Planta Central, en la CyC, en la Planta, en la Lomas y en la Antena, en donde las concentraciones de demanda bioquímica de oxígeno se encuentran por debajo de los LMP de descarga de PTARs, según el DS 003-2010-MINAM, en donde indica como límite para el parámetro de DBO5 de 100 mg/L, a excepción de la PTAR CyC se encuentra en 50 mg/L, este valor evaluado en el mes de marzo supera los estándares nacionales, debido al aumento temporal del personal.

Por otro lado Cueva Olano, C. M., & García Díaz, R. E. (2021) tuvo como objetivo determinar la eficiencia de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas en relación de los distintos parámetros del agua doméstica de una empresa minera en Cajamarca, 2020; presentando un enfoque cuantitativo debido a que se evaluó mediante los resultados numéricos de los parámetros físico – químicos y microbiológicos, a la vez se lo clasifica como un estudio analítico, descriptivo y comparativo ya que se cuenta con los datos disponibles brindados por la empresa, posteriormente, los resultados de los parámetros en la salida de la PTAR son comparados con los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecido mediante el D.S. N°003 – 2010- MINAM. Se determinó la eficiencia de la PTAR por los resultados de los parámetros: Aceites y Grasas, Sólidos Suspendidos Totales (SST), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y cuyos valores son 99.213%, 89.339%, 99.487%, y 94.035% respectivamente, obteniendo que la remoción de los contaminantes es la apropiada porque cumplen con el porcentaje de remoción óptimo.

Concluyendo que la eficiencia de la PTAR es óptima indicando que la remoción de los contaminantes es apropiada, siendo así, el agua tratada puede ser reutilizada tanto para riego de vegetales como para bebida de animales. Otra investigación realizada por Huamani Condori, J. C. (2020) En su investigación titulada “Propuesta de mejora de la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas por lodos activados en Campamento Obreros, Minera Ares, Arequipa, 2020” se ha desarrollado en un contexto situacional, mediante la cual la planta de tratamiento actual se ha caracterizado por contar con un tiempo de vida útil, superior a los 30 años, en donde las estructuras han evidenciado una gran cantidad de degradación y la carencia de poder cumplir con los límites máximos permisibles. En base a ello, se ha planteado el siguiente objetivo general: Proponer la mejora de la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas por lodos activados en Campamento Obreros, Minera Ares, Arequipa, 2020. El tipo de metodología empleada ha sido el cuantitativo, con un diseño descriptivo, transversal y no experimental, considerando como muestra y tamaño muestral, a la planta de tratamiento del Campamento Obreros de la Minera Ares, Arequipa. Los resultados han señalado que se ha empleado un canal de entrada, una cámara de rejillas, un desarenador, dos lagunas anaerobias, dos lagunas aerobias y sus respectivos lechos de secado, con elementos de concreto, con resistencia de 350 kg/cm² y aceros de 5/8 in y 3/8 in. Además de ello, se ha podido llegar a la conclusión que, el monto de inversión ha de ser financiado por el BCP, con un TEA del 12%.

Por otro lado, Díaz Meza, J. F. (2018). Nos menciona en su investigación sobre las aguas residuales en la actualidad, se tiende a relacionarlas con multitud de problemas. Aun así, estas aguas presentan un gran potencial de recuperación de recursos. El agua de consumo es una de las prioridades para la empresa minera Pan American Silver S.A.C. se debe garantizar y asegurar un uso racional de este para atender las necesidades básicas de los trabajadores. Al realizar el tratamiento de las aguas residual proveniente de los campamentos, oficinas, comedores y otros, en la planta de tratamiento de lodos activados que cuenta la empresa Pan American Silver S.A.C, garantiza el control de la contaminación para un normal vertimiento al cuerpo receptor del río San José.

También se enfoca nuestra investigación en la búsqueda de realizar mejoras en el funcionamiento del sistema actual de la PTAR San José, tratamiento de aguas, En cumplimiento al legal Decreto Supremo N°003-2010-MINAM (Límites Máximos Permisibles). En el estudio de Chen et al. (2023), se evaluó la viabilidad de utilizar un reactor de biopelícula de lecho móvil (fbMBBR) con bacterias funcionales portadoras de un biorelleno *Rhodococcus* sp. Se estudió la cepa CPZ24, para disminuir la contaminación de las membranas y mejorar la efectividad del tratamiento de aguas residuales. Por otro lado, se compararon tres reactores de membrana, comprendiendo un reactor de biopelícula (MBR), un reactor de biopelícula de lecho móvil convencional (MBBR) y fbMBBR. Los resultados obtenidos revelaron que la eficiencia del tratamiento de aguas residuales mediante fbMBBR fue significativamente mejor a comparación de la MBR y MBBR. Cuando el tiempo de retención hidráulica (TRH) y el oxígeno disuelto (OD) fueron de 6 h y 3 mg/L, las tasas de eliminación de $\text{NH}_4^+ -\text{N}$, DQO, TN y TP en el fbMBBR alcanzaron 92,76 %, 89,89 %, 82,24 % y 68,23 %, respectivamente, y se eliminó eficazmente la contaminación de la membrana. Además, el nuevo biorelleno mejoró la abundancia de especies de la comunidad microbiana dominante en el módulo de membrana y fortaleció las funciones de la comunidad microbiana. Finalmente, este estudio presentó un novedoso fbMBBR con excelente desempeño en el tratamiento de aguas residuales, reduciendo la contaminación de las membranas.

Por otro lado, de acuerdo al estudio de Pratap et al. (2024), donde se investigó como es que las propiedades de los bioportadores influyen en el rendimiento de un reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR), por medio de la evaluación del impacto que tiene el tipo de medio, la proporción de llenado y el tiempo de retención hidráulica (HRT) en la formación de biopelículas y el rendimiento de MBBR en configuraciones tanto por lotes como en sistemas continuos utilizando aguas residuales municipales reales. Se comparó dos medios diferentes, comprendiendo el polietileno de alta densidad (HDPE) y polipropileno (PPE) que poseen diferentes superficies y propiedades. El crecimiento de la biopelícula y el rendimiento de MBBR se monitoreó y optimizaron utilizando la metodología de superficie de respuesta. Se investigó el efecto de diferentes medios para tres proporciones de llenado de 20%, 40% y 60% y HRT de 4, 6 y 8 h.

Los resultados obtenidos demostraron un mejor crecimiento de biopelículas en medios de HDPE en comparación del medio de PPE debido a la diferencia de las propiedades de la superficie. En todas las condiciones probadas, los medios HDPE mostraron un rendimiento comparativamente mejor para la eliminación de materia orgánica y nutrientes que los medios PPE. La eficiencia máxima de eliminación de materia orgánica se encontró en 77% y 75% con un HRT de 6 h y una relación de llenado del 40% para los medios HDPE y PPE, respectivamente. Por otro lado, se encontró que la eliminación de amoníaco era mejor para los medios de HDPE debido a que su geometría y estructura favorecían las condiciones anóxicas, con una eliminación máxima del 89 % lograda a las 6 h de HRT y una relación de llenado del 40 %. En general, el sistema con medios de HDPE indicó más estabilidad en términos de rendimiento del reactor que los portadores de PPE con variaciones en las condiciones operativas.

Para verificar la versatilidad de un sistema MBBR, la investigación de Ahmadi et al. (2023), estudió la transformación de cuatro fármacos (Diclofenaco, Naproxeno, Ibuprofeno y Carbamazepina) en un reactor de biopelícula de lecho móvil sometido a diferentes relaciones DQO/N en cuatro fases experimentales. El cambio de una relación DQO/N de rango medio a alto (5:1 a 100:1) intensificó la competencia entre heterótrofos y comunidades nitrificantes, lo que generó una transición de la coexistencia de condiciones heterótrofas y autótrofas con una alta eliminación de DQO y nitrificación en la fase I a condiciones heterótrofas dominantes en la fase II. En proporciones DQO/N de rango más bajo (1:2 y 1:8) en las fases III y IV, prevalecieron las condiciones autótrofas, lo que conllevó a mayores tasas de nitrificación y alta abundancia del gen *amoA* en la biopelícula. Estos cambios en las condiciones operativas estuvieron acompañados de cambios notables en las concentraciones de biopelículas, la composición y la abundancia de las poblaciones microbianas, así como la biodiversidad en las biopelículas, que en conjunto afectaron las tasas de degradación de los productos farmacéuticos. Las tasas cinéticas más altas por unidad de concentración de biopelícula en condiciones autótrofas en comparación con condiciones heterótrofas fueron para todos los compuestos excepto el naproxeno, lo que indica la importancia que tiene la nitrificación en dichos compuestos.

Los resultados también revelaron una relación positiva entre la biodiversidad y las tasas cinéticas normalizadas de la biomasa de la mayoría de los compuestos. El estudio de Rellegadla et al. (2023), se enfocó en como el sistema MBBR puede reducir el fósforo de las aguas residuales por medio del efecto del espesor de la biopelícula en la actividad y la comunidad microbiana de las bacterias acumuladoras de fósforo, donde se evaluaron biopelículas con espesor de 30 a 1000 μm . Las mediciones en cinco portadores de biopelículas diferentes mostraron que las tasas de liberación y absorción de fósforo específicas de la biomasa aumentaron en función del espesor de la biopelícula para biopelículas más delgadas que aproximadamente 110 μm , pero fueron menores para biopelículas más gruesas de aproximadamente 550 a 1000 μm . Las tasas reducidas de absorción y liberación de fósforo en las biopelículas más gruesas pueden deberse a limitaciones en la transferencia de masa del sustrato, mientras que la baja actividad en las biopelículas más delgadas puede estar relacionada con una tasa de renovación demasiado alta en la biopelícula debido al crecimiento heterotrófico. Además, la ecología microbiana de las diferentes biopelículas confirma las tasas observadas de absorción y liberación de fósforo. Los resultados de la secuenciación completa del gen 16S rRNA de la comunidad bacteriana mostraron que las biopelículas más gruesas se caracterizaban por una mayor abundancia relativa (40-58%) de géneros potenciales acumuladores de fósforo. Zoogloea, Acinetobacter, Dechloromonas y Ca. Accumulibacter. Por el contrario, en las biopelículas más delgadas, se encontraban dominadas por el género Ferribacterium (34-60%), que podría estar compitiendo con las bacterias acumuladoras de fósforo, resultados que concuerdan al contrastarse con las tasas relativamente altas de absorción de acetato en las biopelículas más delgadas. Se concluye que existe un espesor óptimo de biopelícula de 100 a 500 μm , en el que las bacterias acumuladoras de fósforo tienen la mayor actividad.

Para estudiar la metanogénesis y desnitrificación (SMD), Song et al. (2023), desarrollaron un reactor anaeróbico de biopelícula de lecho móvil (AnMBBR) para tratar lixiviados de vertederos de alta resistencia por primera vez. Se empleó una estrategia que utiliza bio surfactantes para mejorar la inhibición de los lixiviados de vertederos en el rendimiento de SMD y se estudió exhaustivamente los mecanismos subyacentes. Con la ayuda de ramnolípidos, la eficiencia de eliminación de la demanda química de oxígeno (DQO) de los lixiviados de

vertederos mejoró de $86,0\% \pm 2,9\%$ a $97,5\% \pm 1,6\%$, mientras que los rendimientos de metano aumentaron de $50,1 \text{ ml/g-DQO}$ a $69,6 \text{ ml/g}$. La DQO y la eficiencia de eliminación de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ también aumentaron ligeramente de $92,5\% \pm 1,9\%$ a $95,6\% \pm 1,0\%$. La adición de ramnolípidos conllevó a un aumento de la cantidad de células vivas y mejoró la secreción de sustancias poliméricas extracelulares (EPS) y la actividad enzimática clave, lo que indica que el efecto inhibidor mejoró significativamente. Las bacterias metanogénicas y desnitrificantes aumentaron 1,6 y 1,1 veces, respectivamente. El análisis de las vías metabólicas microbianas demostró que los lixiviados de los vertederos inhibían la expresión de genes implicados en la metanogénesis y la desnitrificación, y que su abundancia relativa podría regularse positivamente con la ayuda de la adición de ramnolípidos. Además, el análisis extendido de la teoría de Deraguin - Landau - Verwey - Oxtoby (DLVO) indicó que los ramnolípidos redujeron la interacción repulsiva entre biopelículas y contaminantes con una disminución del 57,0% en la barrera energética y, por lo tanto, aceleraron la adsorción y absorción de contaminantes en la biomasa de biopelículas. Estos resultados proporcionaron un protocolo de tratamiento biológico bajo en carbono para lixiviados de vertederos y una estrategia confiable y eficaz para su aplicación sostenible.

Por otra parte, el estudio de Sun et al. (2023), se trata demostrar cómo es que la composición de biopelículas de reactores de biopelículas de lecho móvil (MBBR) afectan en la eliminación de materia orgánica. Para garantizar que la biopelícula se derive en una fase de operación estable del MBBR, en este estudio, se utilizaron valores estables de la demanda química de oxígeno (DQO), PO_4 , nitrógeno total (TN), amoníaco-nitrógeno ($\text{NH}_4^- \text{-N}$), la concentración de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ y $\text{NO}_2^- \text{-N}$ y el peso seco de la biopelícula se obtuvieron después de 22 días de operación. Se utilizaron cuatro métodos de secado (secado con CO_2 supercrítico, liofilización al vacío, secado por calor y secado natural) para pretratar las biopelículas, y se investigaron en detalle los cambios en las estructuras y composiciones de las biopelículas. El secado con CO_2 supercrítico y la liofilización al vacío mantuvieron las composiciones de la biopelícula, mientras que la liofilización al vacío aumentó el diámetro promedio de los poros de la biopelícula más de cinco veces el de la biopelícula obtenida mediante secado con CO_2 supercrítico.

Por otro lado, el secado por calor y el secado natural dañaron las estructuras y composiciones de las biopelículas, y el secado por calor en particular podría causar colapso estructural, disminución de la carga superficial de al menos un 20 %, pérdidas elementales de C y N y biomacromoléculas (proteínas, polisacáridos, y lípidos) pérdidas. Los resultados de esta investigación ayudarán a dilucidar los métodos de secado apropiados para analizar estructuras y composiciones de biopelículas. Si bien es cierto una de las dificultades de los sistemas MBBR es el tiempo de formación de la biopelícula, en el estudio de Song et al. (2022), se introdujo un biosurfactante, ramnolípido, en un reactor anaeróbico de biopelícula de lecho móvil (AnMBBR) para promover la formación de la biopelícula. Los resultados mostraron que AnMBBR con ramnolípido (RMBBR) podría iniciarse con éxito en 25 días. En comparación con el AnMBBR de control sin ramnolípido, el tiempo de inicio se redujo aproximadamente a la mitad, la biomasa adherida a los bioportadores aumentó a 1,5 veces y las eficiencias de eliminación de contaminantes mejoraron enormemente en la fase de inicio, especialmente NO₃ - aumentó de $86,76 \pm 1,04\%$ a $96,93 \pm 0,73\%$, y luego estas brechas se redujeron en la fase de estado estacionario. Bajo la acción del ramnolípido, la fuerza de adhesión de la biopelícula aumentó de 18,9 nN a 27,4 nN finalmente, y la energía interfacial entre la biopelícula y los bio portadores se transformó de repulsión (6200 KT) a atracción débil (-100 KT) mediante la evaluación de la Extendió la teoría de Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek, que promovió significativamente la unión inicial de la biopelícula. El aumento de la actividad metabólica, la actividad enzimática clave, las sustancias poliméricas extracelulares (EPS) y los comportamientos de detección de quórum evidenciaron que los ramnolípidos estimulaban las actividades microbianas internas y luego regulaban el proceso de crecimiento de biopelículas. Además, el ramnolípido también mejoró significativamente la abundancia de bacterias funcionales en términos de metabolismo o detección de quórum, incluidas *Thauera*, *Methylomonas*, *Desulfomicrobium*, *Azoarcus*, *Leptonema*. El ramnolípido también estimularía la expresión de genes relacionados con el transporte de membrana, la formación de biopelículas y el metabolismo del nitrógeno. Este trabajo proporcionó una estrategia prometedora para la rápida puesta en marcha de un reactor de biopelícula anaeróbico.

El estudio realizado por Han et al. (2024) en su investigación titulada eliminación mejorada de nitratos mediante piedras de hidrogel de alcohol polivinílico/alginato de sodio que atrapan al bio agente compuesto tolerante a la sal AHM M3, donde se realizó una preparación nueva de perlas de hidrogel de alcohol polivinílico (PVA)/alginato de sodio (SA) que atrapan el bio agente compuesto tolerante a la sal AHM M3 (PVA/SA&AHM-M3). Los efectos de la dosis, el pH y la temperatura en la eliminación de nitratos mediante PVA/SA y AHM-M3 se investigaron en experimentos por lotes, y la eliminación mejorada de nitratos y los cambios de la comunidad bacteriana mediante PVA/SA y AHM-M3 se investigaron en reactores biológicos de lecho móvil (MBBR). Los resultados mostraron que las condiciones óptimas de preparación para PVA/SA&AHM-M3 fueron PVA 10 % (m/v), SA 2 % (m/v), CaCl 2 2 % (m/v) y 48 h de reticulación. El nitrato se eliminó por completo en 48 h, con poca acumulación de nitrito en los experimentos discontinuos con una dosis de PVA/SA&AHM-M3 del 2 % (p/v), pH 7,0 y 30 °C. El sistema MBBR con PVA/SA&AHM-M3 eliminó completamente el nitrato y el 88,0 % del nitrógeno total. Además, *Zobellella* sp. MAD-44 y *Halomonas alkaliphila* HRL-9 se enriquecieron con éxito en la MBBR, lo que confirma las contribuciones de PVA/SA y AHM-M3.

Una revisión realizada por Buslima et al. (2024), muestra que las aguas residuales domésticas comúnmente se tratan mediante procesos de tratamiento biológico. En su estudio demuestra que los tratamientos biológicos actuales a menudo no logran gestionarse eficazmente, todos los contaminantes de las aguas residuales domésticas debido a su capacidad limitada. Aunque las aguas residuales domésticas solo contienen bajas concentraciones de diferentes tipos de contaminantes, también aportan un alto contenido de nutrientes y materia orgánica, lo que genera cargas acumuladas a largo plazo. Esta revisión analizó el potencial de un proceso integrado de biopelículas y fitorremediación que ha surgido como una alternativa innovadora para tratar y pulir las aguas residuales domésticas para la recuperación de agua. El proceso integrado de fitorremediación de biopelículas comprende un reactor de biopelículas de lecho móvil (MBBR) combinado con jacinto de agua como sistema de fitorremediación flotante.

Se enfatizaron las condiciones operativas detalladas y el rendimiento de eliminación de contaminantes de este proceso integrado, mostrando sus resultados

superiores en comparación con los enfoques de tratamiento único. Se aborda el beneficio del jacinto de agua seleccionado como fitorremediador, enfatizando sus beneficios y limitaciones. Este proceso integrado presenta un enfoque sostenible para la recuperación de biomasa y agua que está alineado con el concepto de economía circular. Por lo tanto, explorar las perspectivas futuras del enfoque integrado de biopelículas y fitorremediación es esencial para apoyar la economía circular en el tratamiento de aguas residuales domésticas a través de la recuperación efectiva de recursos.

Por otra parte se ha demostrado la influencia de las condiciones de operación del proceso en la estructura microbiana por ello por ello Eshamuddin et al. (2024), en su estudio “influencia de las condiciones operativas del proceso en la estructura de la comunidad microbiana en el reactor de biopelícula de lecho móvil a nivel de filo y clase: una revisión” aquí demuestra que un reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR) es actualmente uno de los reactores basados en biopelículas más estudiados debido a sus numerosas ventajas en términos de robustez de la biomasa y excelentes rendimientos de eliminación de contaminantes. Para comprender los factores determinantes del rendimiento del sistema MBBR, es fundamental investigar su elemento fundamental; la comunidad microbiana de la biomasa. Esta revisión analiza la influencia de los parámetros operativos de MBBR en el aspecto microbiológico de la tecnología en el rango taxonómico más alto (es decir, filo, clase). Además, en la revisión se aborda un enfoque especial en la estructura de la comunidad microbiana de diferentes formas de biomasa en MBBR (es decir, inóculo inicial, biomasa suspendida, biopelícula adherida). Las proteobacterias y su clase correspondiente, las alfa-proteobacterias, frecuentemente dominan la comunidad microbiana a nivel de filo y clase respectivamente, independientemente de las condiciones de operación y las formas de biomasa. La diversidad de biopelículas adheridas suele ser mayor que la de la biomasa suspendida, lo que es un fuerte indicador de la mejora del desarrollo de biopelículas, gracias a la gestión de las condiciones de operación. Con base en estos hallazgos, se presentan los desafíos actuales y las perspectivas futuras del análisis microbiológico en el sistema MBBR.

Para mejorar el tratamiento de aguas residuales urbanas el estudio realizado por Sun et al. (2024) su estudio titulado “Un sistema piloto anóxico-anaeróbico-anóxico-óxico combinado con un reactor de biopelícula de lecho móvil para el

tratamiento avanzado de aguas residuales rurales” mostró un experimento anóxico-anaeróbico-anóxico-óxico continuo a escala piloto (A 3 de lecho móvil reactor de biopelícula O) Se construyó y optimizó un reactor con un sistema de (MBBR) para mejorar la eficiencia del tratamiento de aguas residuales domésticas rurales. La relación de retorno de lodos, la relación de volumen de la zona óxica a anóxica (V_{oxi}/V_{ano}), la alimentación por pasos y el tiempo de retención hidráulica (HRT) a baja temperatura se consideraron los principales parámetros para la optimización. El análisis microbiano se realizó tanto en el licor mezclado como en el portador del sistema A3O-MBBR en condiciones iniciales y posoptimizadas. Los resultados indicaron que la A 3 O-MBBR mejoró la eficiencia del tratamiento de las aguas residuales domésticas rurales, especialmente para el fósforo total (TP), que aumentó un 20 % en comparación con el de la A 2 O-MBR. Además se optimizaron aún más las eficiencias de eliminación de nitrógeno y fósforo, y las concentraciones promedio de nitrógeno total TN y TP en el efluente alcanzaron 2.46 y 0.364 mg/L, respectivamente, con una relación de reflujo de lodos de 100 o 150%, $V_{oxi}/V_{ano} = 200\%$, step-feeding de 0.5Q/0.5Q (anaeróbica/anóxica) y HRT de 15 h a baja temperatura en el A3 O-MBBR, que cumplió con el estándar A de GB18918–2002, China ($TN < 15$ mg/L, $TP < 0,5$ mg/L). La tasa promedio de cumplimiento del estándar aumentó en un 58,63 % (post optimización). El análisis microbiano mostró un aumento en la diversidad y riqueza de especies después de que se optimizaron los parámetros. Además, en comparación con la estructura de la comunidad microbiana antes de la optimización, la optimización posterior mostró una estructura microbiana más estable con un enriquecimiento significativo de bacterias funcionales. *Deftuviimonas*, *Novosphingobium* y *Bifidobacterium*, consideradas como las bacterias nitrificadoras o desnitrificantes dominantes, se enriquecieron en los lodos en suspensión del reactor MBBR, cuya abundancia relativa aumentó en un 3.11%, 3.84%, y 3.24%, respectivamente.

Un análisis más detallado de la comunidad microbiana en el portador reveló que la abundancia de *Nitrospira* y las bacterias desnitrificantes transportadas por el transportador eran mucho mayores que las del lodo suspendido. En consecuencia, la cooperación de microorganismos entre el lodo suspendido y la biopelícula podría ser responsable del mejor desempeño del A optimizado. 3 O-MBBR.

Otro estudio realizado por Gogina, E., & Spasibo, E. (2024) en su estudio titulado “Tecnologías eficientes de pequeñas plantas de tratamiento de aguas residuales”, El objetivo de este estudio es analizar la eficiencia de diversas tecnologías de plantas de tratamiento de aguas residuales pequeñas bajo condiciones de uso intermitente, enfocándose en instalaciones ubicadas en áreas de uso ocasional como hoteles y zonas turísticas. El estudio busca identificar soluciones tecnológicas que puedan entrar en modo operativo rápidamente tras periodos de inactividad prolongados y asegurar la eficiencia en el tratamiento biológico de las aguas residuales. Se realizaron estudios experimentales con modelos a pequeña escala de plantas de tratamiento de aguas residuales, incluyendo reactores de lecho móvil (MBBR), zanjas de oxidación, reactores secuenciales por lotes (SBR), y biofiltros de goteo. Las instalaciones fueron sometidas a periodos de operación continua y posteriormente a paradas controladas para observar la restauración del sistema biológico. Se empleó agua residual sintética para los experimentos, lo que permitió simular condiciones reales de contaminación doméstica. Los parámetros de eficiencia se midieron en función de la eliminación de compuestos de nitrógeno y fósforo, así como la demanda biológica de oxígeno (DBO). Los resultados mostraron que el reactor de lecho móvil (MBBR) y el biofiltro de goteo inundado lograron restaurar su modo operativo en un periodo de 3 a 5 días tras una parada prolongada. Estas tecnologías demostraron ser más eficientes en el tratamiento biológico de aguas residuales bajo condiciones de uso intermitente, en comparación con otras alternativas. En el caso del reactor secuencial por lotes (SBR), también se observó una buena recuperación, aunque con cierta inestabilidad en el proceso de desnitrificación. Las zanjas de oxidación presentaron un rendimiento adecuado, pero su capacidad de reiniciar de manera eficiente fue inferior en comparación con las demás tecnologías estudiadas. El estudio concluye que las tecnologías más prometedoras para plantas de tratamiento de aguas residuales pequeñas bajo condiciones de uso intermitente son el reactor de lecho móvil (MBBR) y el biofiltro de goteo inundado.

Estas instalaciones pueden alcanzar rápidamente los estándares de calidad de aguas tratadas tras paradas prolongadas, lo que las convierte en soluciones adecuadas para zonas turísticas o residenciales con flujos de aguas residuales irregulares. Otro estudio realizado por Zhou et al. (2024), titulado “Análisis comparativo de información bacteriana de biopelículas y lodos activados en sistemas MBBR-IFAS a escala real. Microorganismos”. El estudio tuvo como objetivo comparar las comunidades bacterianas presentes en biopelículas y lodos activados en los reactores óxidos de sistemas a escala completa de reactores de lecho móvil de biopelículas (MBBR) y sistemas integrados de lodos activados con película fija (IFAS). El propósito fue comprender mejor su rol en la remoción de contaminantes en plantas municipales de tratamiento de aguas residuales. Para ello, se utilizó la secuenciación de alto rendimiento, lo que permitió analizar las comunidades bacterianas de tres sistemas MBBR-IFAS en una planta de tratamiento de aguas residuales a escala completa. Además, se predijeron datos funcionales utilizando el enfoque PICRUSt2, basado en la base de datos KEGG, con el fin de identificar las posibles funciones metabólicas y analizar la coocurrencia bacteriana en estos sistemas.

Los resultados del estudio mostraron que las biopelículas presentaban una mayor diversidad en rutas metabólicas relacionadas con la biodegradación de compuestos orgánicos y el transporte de señales. Por otro lado, los lodos activados tenían un mayor potencial en rutas asociadas con la biosíntesis de glucanos y el metabolismo. En particular, se observó que las biopelículas tenían un mayor potencial para llevar a cabo la nitrificación completa, principalmente a través de la presencia de bacterias comammox (*Nitrospira*). Mientras tanto, los lodos activados mostraron una mayor abundancia de géneros bacterianos relacionados con la desnitrificación.

En conclusión, las biopelículas y los lodos activados desempeñaron roles complementarios en la remoción de contaminantes dentro de los sistemas MBBR-IFAS. Las biopelículas resultaron ser esenciales para los procesos de nitrificación, mientras que los lodos activados fueron más relevantes para la desnitrificación. Estos hallazgos proporcionaron una base teórica valiosa para mejorar el diseño y la operación de plantas de tratamiento de aguas residuales que utilizan sistemas MBBR-IFAS. Otro estudio realizado por Badawi et al. (2024), titulado “Determinación de medios locales de bajo costo adecuados para un sistema MBBR” El estudio tuvo como objetivo identificar materiales locales de bajo costo adecuados para ser utilizados como medio en un sistema de reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR) y determinar los criterios de aplicabilidad de estos materiales en el tratamiento de aguas residuales. Para ello, se construyó un piloto a escala de laboratorio en el que se evaluaron cuatro materiales locales de bajo costo: manguera eléctrica en espiral, tapas de botellas modificadas, esponja artificial y lufa natural. Estos materiales se compararon con los medios estándar en cuanto a su capacidad para eliminar la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO). Durante el proceso, se aplicaron bacterias de microorganismos efectivos (EM) con el fin de acelerar la actividad biológica y lograr la estabilización en menos de una semana.

Los resultados mostraron que los materiales locales evaluados demostraron ser alternativas viables, con tasas de remoción de DBO y DQO comparables a las obtenidas con los medios estándar. En particular, la esponja artificial alcanzó una eficiencia de eliminación de DBO del 92.0% y de DQO del 91.19%. Las tapas de botellas modificadas y la manguera eléctrica en espiral también presentaron tasas de remoción cercanas al 90%. Sin embargo, aunque la lufa natural fue efectiva al inicio, su eficiencia disminuyó con el tiempo debido a la reducción en la superficie disponible causada por la exposición prolongada al agua residual. En conclusión, el estudio determinó que los medios locales evaluados son soluciones prometedoras para sistemas MBBR, especialmente en contextos donde se busca reducir los costos de instalación y operación. No obstante, algunos materiales, como la esponja artificial y la lufa natural, requerían un reemplazo periódico debido a la acumulación de microorganismos y el desgaste natural.

Por otro lado, las tapas de botellas modificadas y las mangueras eléctricas mostraron una mejor durabilidad y menores costos, lo que las hizo opciones atractivas para su uso a largo plazo en plantas de tratamiento de aguas residuales. Según Rahman, K. Z. et, al. (2024). En su estudio titulado “Pequeñas tecnologías descentralizadas para el tratamiento y reutilización de aguas residuales de alta potencia en regiones áridas y semiáridas”. El estudio tuvo como objetivo evaluar el desempeño de tecnologías descentralizadas de tratamiento de aguas residuales (DWWT) para manejar aguas de alta carga orgánica y determinar su potencial reutilización en regiones áridas y semiáridas. Este tipo de aguas residuales presentaba concentraciones superiores a los rangos probados en la Unión Europea, con valores de DBO5 mayores a 500 mg/L, COD superiores a 1000 mg/L y sólidos suspendidos totales (TSS) por encima de 700 mg/L. Para llevar a cabo la investigación, se seleccionaron cuatro tecnologías comerciales: el reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR), el reactor por lotes secuenciales (SBR), el reactor de membrana biológica (MBR) y el humedal construido de flujo vertical aireado (AVFCW). Estas tecnologías fueron operadas en Leipzig, Alemania, con diferentes composiciones de aguas residuales, lo que permitió evaluar su efectividad en la eliminación de contaminantes y la calidad del agua tratada para su reutilización agrícola. Los resultados mostraron que todas las tecnologías probadas lograron una alta eficiencia en la eliminación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), con tasas superiores al 99%, así como en la eliminación de la demanda química de oxígeno (COD) y de los sólidos suspendidos totales (TSS), con eficiencias mayores al 97%. Estos niveles de tratamiento permitieron que el agua tratada cumpliera con los estándares para la reutilización agrícola establecidos en países como Jordania y Omán. Entre las tecnologías, el sistema de membrana biológica (MBR) destacó por su capacidad para eliminar patógenos, logrando un rango de eliminación de *Escherichia coli* de 6.1 a 6.9 log. En conclusión, las tecnologías descentralizadas de tratamiento de aguas residuales, certificadas por la Unión Europea, demostraron ser capaces de tratar eficazmente aguas residuales de alta carga orgánica y producir agua de alta calidad, apta para la reutilización en la agricultura en comunidades rurales de regiones áridas y semiáridas.

No obstante, se recomendó la realización de monitoreos a largo plazo bajo condiciones climáticas locales para asegurar que estas tecnologías mantuvieran los estándares de rendimiento adecuados y fueran operativamente sostenibles.

Por otra parte, el estudio realizado por Awad, H. et. al (2024). En su investigación titulada “Evaluación del rendimiento y del ciclo de vida de biopelículas de lecho móvil y reactores integrados de película fija para mejorar los sistemas de lodos activados” Nos comenta en su estudio sobre la mejora de la capacidad de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) existentes se ve obstaculizada por el espacio limitado para su ampliación. Esta cuestión es particularmente crítica en los países en desarrollo donde las densas áreas urbanas experimentan un crecimiento poblacional inesperado. En este trabajo se estudia la ampliación de capacidad de una EDAR que funciona con un sistema convencional de lodos activados (CAS) desde 180.000 m³/d a 240.000 y 300.000 m³/d. El estudio de caso de la PTAR se centra en una gran planta en Mansoura, Egipto, que requiere mejoras de capacidad para adaptarse al crecimiento de la población. Para este propósito, utilizamos modelos matemáticos para simular diseños de PTAR actuales y sugeridos. de lecho móvil (MBBR) y sistemas integrados de lodos activados por película fija (IFAS) para aumentar la capacidad de la EDAR a 240.000 y 300.000 m³/d un reactor de biopelícula Se diseñó 3 /d mediante la adición de un portador de biopelícula plástica al 25% y 50% de los tanques de aireación, respectivamente. IFAS superó a los sistemas convencionales y MBBR en términos de DBO, DQO, SST, NH₄, TP y PO₄, además de una mayor capacidad. Además, utilizamos la evaluación del ciclo de vida (LCA) para comprender la favorabilidad ambiental de los escenarios de actualización. Las categorías ambientales más afectadas son el calentamiento global y la eutrofización por la etapa de operación (especialmente eléctrica). Potencial de calentamiento global para CAS, MBBR e IFAS (300.000 m³/d) son 2,19, 1,69 y 1,73 kg CO₂ eq respectivamente. Potencial de eutrofización para CAS, MBBR e IFAS (300.000 m³/d) son 0,0025, 0,0022 y 0,0017 kg PO₄- eq respectivamente. También estimamos la amortización y los costos de funcionamiento para varios escenarios de actualización, proporcionando un análisis integrado para fines de toma de decisiones.

Contribuyendo con el análisis Minde, P. et. al (2024), en su estudio titulado: “Exploración de soluciones de gestión de aguas residuales sostenibles y alocuciones alquilables para las zonas urbanas de la India a través del análisis de costos de la ciclo de vida: un enfoque de estudio de caso” que en su artículo en base a una rápida urbanización en naciones emergentes, como la India, ha habido un aumento sustancial en la producción de aguas residuales, lo que no se plantea un desafío significativo en términos de su tratamiento y uso sostenible. Los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales, incluyendo el reactor de biofilm de cama móvil (MBBR), la manta de lodo anaeróbico de flujo (UASB), bioreactor de membrana (MBR), proceso de lodo activado (ASP), de los de secuenciación (SBR) y otros, han demostrado su eficacia, pero tienen un costo considerable. A medida que estos sistemas envejecen, sus gastos operativos y de mantenimiento se incrementan, lo que los hace menos prácticos y sostenibles. A pesar del establecimiento de numerosas plantas de tratamiento de aguas residuales, acaparando a las normas establecidas por la Junta Central de Control de la Contaminación de la India (CPCB), los costos de funcionamiento y mantenimiento han abandonado el lugar de muchas de esas instalaciones. Existe una necesidad persistente de una tecnología de gestión sostenible, eficaz en función de los costos respetuosos y con el medio ambiente para abordar esta apremiante. Un sólido sistema de biofiltro inmovilizado (SIBF) está actualmente bajo investigación como una potencial debido a sus características naturales, alojes y sostenibles. Este estudio se dedica a un estudio convincente comparativo de dos hospitales en Maharashtra, India. Esto contrasta el método convencional de tratamiento de aguas residuales (MBBR) con el abordaje de tratamiento natural (SIBF). Este estudio utiliza un enfoque de análisis de costos del ciclo de vida de 30 años, que revela claramente que el sistema MBBR conlleva un costo de ciclo de vida más alto. Por la contrario, el sistema SIBF tiene costos más bajos debido a su menor consumo de energía y costos operativos. Se acabó con cuatro pruebas de laboratorio, BOD, COD, la demanda de oxígeno químico, sólidos suspendidos totales y pH, para evaluar la calidad de las aguas residuales. Esta investigación se ha medido significativamente al campo de soluciones a las soluciones rentables de gestión de las aguas residuales la evaluación de la viabilidad de la aplicación del sistema.

2.2. Marco teórico

2.2.1. Dinámica bioingenieril de las aguas residuales domésticas en campamentos mineros

La caracterización y el modelamiento de los efluentes líquidos generados en asentamientos mineros aislados constituye un área especializada de la ingeniería ambiental. A diferencia de las matrices hídricas municipales urbanas, que muestran curvas de amortiguamiento debido a la extensión de sus redes de alcantarillado, los campamentos mineros operan como sistemas descentralizados de respuesta hidráulica cuasi-inmediata (Metcalf & Eddy, 2014).

Esta naturaleza operativa genera variaciones cinéticas severas en la carga orgánica, fluctuaciones extremas en los regímenes de flujo horario y relaciones estequiométricas de macronutrientes atípicas, condicionadas estrictamente por los patrones metabólicos, dietas hiperproteicas y horarios de relevo del personal confinado (Von Sperling, 2012).

2.2.1.1. Origen, vectorización y clasificación macroscópica de las corrientes de descarga

El agua residual se define termodinámicamente como una matriz hídrica polidispersa compleja, cuya energía libre y estabilidad fisicoquímica original han sido degradadas mediante la incorporación de entropía antrópica en forma de contaminantes solubles, coloidales y suspendidos (IWA Publishing, 2017). Dentro de la infraestructura civil de un centro minero, estas corrientes se segregan vectorialmente según su origen e hidroquímica:

A. Aguas negras: Corrientes procedentes exclusivamente de aparatos sanitarios, inodoros y urinarios. Exhiben la mayor densidad de carga orgánica biodegradable, carbono orgánico total, macromoléculas nitrogenadas (urea y proteínas), ácidos grasos volátiles y una masiva densidad de consorcios bacterianos patógenos de origen entérico (Pérez, G. L., et al., 2020).

B. Aguas grises: Efluentes colectados de las operaciones de lavandería industrial, duchas, lavatorios y cocinas del comedor central. Aunque poseen una menor carga microbiológica, introducen concentraciones críticas de tensioactivos aniónicos, polifosfatos lineales, aceites, grasas emulsionadas y agentes químicos de limpieza, los cuales alteran la tensión superficial del agua y exigen mecanismos de remoción fisicoquímica previos al tratamiento biológico (Tarache Pericana, J. L. & Gil, C., 2015).

La descarga conjunta de estas fracciones sin un proceso de demeritación y estabilización metabólica induce la devaluación sistémica de los cuerpos lóticos receptores, como la Quebrada Santa Ana. El vertimiento de estas matrices genera la degradación inmediata del potencial redox del agua, la destrucción de la zona hiporreica por sedimentación de finos y la inducción de riesgos epidemiológicos severos para las poblaciones y ecosistemas situados aguas abajo (Tarache Pericana & Gil, 2015).

2.2.1.2. Reología, estabilidad coloidal y cinética de las propiedades físicas del afluente

El diseño de las unidades de separación de fases de una planta de tratamiento exige la comprensión de los fenómenos de transporte y las propiedades reológicas del efluente crudo:

A. Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Turbidez: Los SST representan la masa particulada no soluble retenida mediante filtración mecánica sobre membranas de fibra de vidrio de 1.5 μm (Giardino et al., 2017). Esta fracción gobierna la turbidez nefelométrica (NTU) y se compone de detritos orgánicos y micropartículas minerales. Desde el enfoque de la estabilidad coloidal, estas partículas presentan un potencial Zeta negativo que impide su agregación espontánea, manteniéndolas en suspensión homogénea. Operativamente, concentraciones elevadas de SST inducen el desgaste por cavitación abrasiva en los impulsores de las bombas y amenazan con colmar el lecho del reactor biológico mediante la acumulación de sólidos inertes no biodegradables (Giardino et al., 2017).

B. Temperatura y Conductividad Eléctrica: La temperatura es el parámetro maestro que regula la viscosidad cinemática del fluido, las tasas de difusión molecular y las constantes de velocidad cinética (K) de las enzimas bacterianas. En altitudes elevadas, las caídas térmicas ambientales contraen la actividad metabólica de los microorganismos mesófilos, reduciendo la tasa de utilización del sustrato. Por su parte, la conductividad eléctrica mapea indirectamente la concentración de Sólidos Totales Disueltos (TDS) e iones libres, definiendo la presión osmótica de la solución a la que se someterá la biopelícula del reactor (Metcalf & Eddy, 2014).

2.2.1.3. Estequiometría química, balances de carbono y dinámica de nutrientes

La caracterización química del agua residual doméstica permite establecer los balances de masa y energía necesarios para el dimensionamiento del posterior tratamiento biológico secundario:

A. Potencial de Hidrógeno (pH) y Sistemas de Amortiguamiento (Alcalinidad): El pH mide la actividad termodinámica de los iones hidronio (H_3O^+) de acuerdo con la escala logarítmica inversa de Sorensen (Metcalf & Eddy, 2014). En aguas residuales domésticas, la descomposición de la urea genera de forma natural amoníaco, el cual actúa como un buffer elevando el pH hacia rangos ligeramente alcalinos (7.5 - 8.3). El mantenimiento de este equilibrio es crucial, ya que los procesos de nitrificación biológica son altamente sensibles y consumen de manera estricta 7.14 mg de alcalinidad (como CaCO_3) por cada miligramo de amonio oxidado; una caída del pH por debajo de 6.2 inhibe irreversiblemente a las bacterias autótrofas (Metcalf & Eddy, 2014).

B. Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Compuestos Orgánicos Xenobióticos: La DQO cuantifica la masa de oxígeno equivalente requerida para la oxidación por vía húmeda de toda la materia orgánica (tanto biodegradable como recalcitrante) utilizando dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) como agente oxidante de alta energía (Messaoudi et al., 2023). En campamentos mineros, la DQO suele ser elevada debido a la concentración del efluente por bajo consumo de agua per cápita y la presencia de hidrocarburos traza o compuestos tensoactivos persistentes que exhiben una baja tasa de descomposición espontánea y tienden a acumularse en las fases sólidas (Messaoudi et al., 2023).

C. Cinética de Nutrientes Críticos (Nitrógeno y Fósforo): Representan los macronutrientes limitantes fundamentales para el metabolismo celular. En campamentos mineros, el Nitrógeno Total suele registrar valores excepcionalmente altos en comparación con efluentes urbanos estándar. Esto se debe a la dieta hiperproteica del personal operativo (alto consumo de carnes y legumbres necesario para el trabajo físico severo) y al bajo factor de dilución hidráulica. El vertimiento de concentraciones elevadas de nitrógeno amoniacal y fósforo (ortofosfatos) altera el equilibrio trófico de los cuerpos de agua receptores, catalizando el proceso de eutrofización antrópica, el cual agota el oxígeno disuelto y desencadena la muerte de la fauna macrobentónica local (Metcalf & Eddy, 2014).

2.2.1.4. Bioquímica de la biodegradabilidad y microbiología indicadora de riesgo

El nexo entre las propiedades químicas y la viabilidad biológica del efluente se evalúa a través de parámetros de degradación cinética y recuentos celulares microbiológicos:

A. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) e Índice de Biodegradabilidad: La DBO₅ cuantifica la masa de oxígeno disuelto consumida por consorcios microbiológicos heterótrofos aerobios durante un periodo estándar de 5 días a 20 grados Celsius para mineralizar la Fracción Orgánica Biodegradable Asimilable (FOBA) (Barraza Andrade, 2025). Al establecer la relación adimensional DBO₅/DQO, se determina el índice de biodegradabilidad de la matriz hídrica. Un valor de 0.5 (como el verificado en el campamento Sotrami S.A.) demuestra que el 50% de la carga química total es perfectamente apta para servir como sustrato de crecimiento celular en un reactor de biopelícula, validando la selección de un tratamiento secundario biológico en lugar de alternativas fisicoquímicas avanzadas (Metcalf & Eddy, 2014).

B. Consorcios Microbiológicos Indicadores: La cuantificación poblacional de Coliformes Totales y *Escherichia coli* mediante la técnica del Número Más Probable (NMP/100 mL) constituye la métrica estándar para evaluar el riesgo biológico y sanitario de la matriz. La presencia masiva de estos bacilos Gram negativos corrobora científicamente el origen fecal de la carga orgánica disuelta y delimita la necesidad obligatoria de acoplar sistemas de desinfección con alto poder oxidante en la etapa final de la planta para destruir las membranas celulares bacterianas antes de cualquier actividad de reúso (Barraza Andrade, 2025).

2.2.2. Ingeniería de los sistemas de depuración convencionales y parámetros de diseño

La remoción sistemática y controlada de las cargas contaminantes descritas exige la estructuración termodinámica e hidráulica de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), la cual opera como una sucesión planificada de barreras bioingenieriles de ingeniería sanitaria (MINAM, 2010).

2.2.2.1. Configuración estructural y operaciones unitarias por etapas de proceso

De acuerdo con las leyes de conservación de la masa y los modelos de optimización hidráulica, los procesos de una planta de tratamiento se dividen operativamente en tres grandes fases secuenciales continuas (FONAM, 2010):

A. Tratamiento Preliminar o Pre-tratamiento: Esta fase implica la implementación de operaciones mecánicas unitarias destinadas a la retención física, desbaste y separación del efluente crudo de todos los sólidos gruesos y materiales visibles no digeribles. El objetivo crítico de esta etapa es proteger la integridad mecánica de los equipos electrobombeadores y prevenir la obstrucción de las tuberías secundarias. Para ello, se emplean canales de cribado equipados con rejas de barras metálicas rectangulares, desarenadores de flujo controlado y desengrasadores o trampas de grasa operadas por el principio de flotación diferencial gravitatoria (FONAM, 2010).

B. Tratamiento Primario: Fase orientada a la separación y remoción por gravedad de los sólidos suspendidos sedimentables y de la materia orgánica particulada asociada, los cuales reducen drásticamente la claridad del agua y elevan la turbidez sistémica. Estas unidades de decantación física (tales como tanques sépticos de dos compartimentos, tanques Imhoff de flujo vertical o biodigestores anaerobios de flujo ascendente) actúan como un filtro mecánico de estabilización, digiriendo anaeróbicamente parte de los lodos sedimentados en el fondo antes de derivar el efluente clarificado hacia la línea biológica (FONAM, 2010).

C. Tratamiento Secundario: Esta fase tiene como propósito bioingenieril fundamental la supresión y mineralización del material orgánico biodegradable soluble y coloidal que no logra ser retenido en la sedimentación primaria, además de la remoción dirigida de macronutrientes disueltos. Su principio operativo consiste en fomentar e inocular el crecimiento controlado de consorcios microbiológicos metabólicamente activos (bacterias heterótrofas y autótrofas) encargados de digerir, bioasimilar y metabolizar dicho sustrato orgánico. Los sistemas dominantes en esta fase abarcan los procesos tradicionales de lodos activados en suspensión, filtros percoladores de lecho fijo, lagunas de estabilización y tecnologías de biopelícula en lecho móvil como los reactores MBBR (FONAM, 2010).

2.2.2.2. Parámetros operacionales fundamentales del diseño bioingenieril

El dimensionamiento definitivo y la estabilidad funcional de las estructuras sanitarias responden de forma estricta a tres criterios volumétricos e hidráulicos de control:

A. Carga Orgánica Volumétrica (DQO/DBO₅): Es uno de los parámetros cinéticos de mayor criticidad en el tratamiento biológico de aguas residuales. Representa la masa de sustrato biodegradable o químico que se alimenta diariamente al sistema por unidad de volumen útil construido (expresado en kg DBO₅/m³·día). El rango óptimo de operación está supeditado a la naturaleza de los compuestos orgánicos y la densidad de biomasa celular. Una baja carga de DQO asimilable exige la adición de co-sustratos orgánicos exógenos para sostener la respiración endógena celular; por el contrario, una alta tasa de carga orgánica induce la saturación cinética del sistema, alterando la ecología de la comunidad microbiana, provocando anoxia local y disminuyendo drásticamente el rendimiento de depuración (Hussain & Bhattacharya, 2019).

B. Tiempo de Retención Hidráulica (TRH): Variable operativa continua que define el intervalo de tiempo promedio durante el cual una porción volumétrica del efluente permanece confinada dentro del espacio geométrico de una unidad de tratamiento. Representa la capacidad del sistema para mantener en contacto íntimo el sustrato orgánico con los agentes químicos o consorcios microbianos para su conversión en sustancias más simples y menos tóxicas. Matemáticamente se determina mediante la relación entre el volumen útil del tanque (V) y el caudal volumétrico de alimentación diaria (Q), condicionando directamente el grado de avance de las reacciones de degradación enzimática (Pratap et al., 2024).

C. Carga Superficial Hidráulica: Representa el flujo volumétrico de agua residual que alimenta a una unidad de separación física por cada unidad de área transversal neta construida (expresado en $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ o $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$). Este parámetro gobierna de forma exclusiva los procesos de sedimentación sedimentable y filtración profunda en medios granulares. Su cálculo riguroso es indispensable en situaciones que involucren el control y retención de sólidos suspendidos finos, ya que define el perfil de velocidades de asentamiento ascendente y evita que las fuerzas de arrastre hidráulico transporten flóculos bacterianos hacia la salida del efluente (Di Biase et al., 2018).

2.2.3. Tecnología avanzada de Reactores Biológicos de Lecho Móvil (MBBR)

El sistema MBBR (*Moving Bed Biofilm Reactor*) representa una evolución de los procesos biotecnológicos de flujo continuo para el tratamiento de aguas residuales, consolidándose como una tecnología híbrida avanzada que unifica de forma sinérgica los principios cinéticos de los lodos activados en suspensión y los filtros percoladores de biomasa fija (Di Trapani et al., 2013).

Esta configuración bioingenieril elimina de forma sistémica las principales limitaciones operativas de los reactores biológicos convencionales, tales como la dependencia de la recirculación externa de lodos (RAS), los riesgos de decantación deficiente por abultamiento fangoso (*sludge bulking*) y la necesidad de grandes volúmenes geométricos de implantación (Wang et al., 2020).

2.2.3.1. Mecanismos cinéticos y evolución de la biopelícula fija

El fundamento bioingenieril del reactor MBBR radica en el crecimiento celular inmovilizado, donde consorcios microbiológicos multiespecie se adhieren y desarrollan sobre la superficie protegida de soportes plásticos móviles fluidizados continuamente dentro de la matriz líquida (Di Trapani et al., 2013). El proceso de formación, maduración y estabilidad de esta biopelícula o *biofilm* es un fenómeno dinámico gobernado por interacciones electrostáticas, fuerzas hidrodinámicas de cizallamiento y cinéticas de colonización celular, el cual se divide en las siguientes etapas consecutivas (Wang et al., 2020):

A. Adsorción y acondicionamiento de la superficie: Segundos después de la inmersión del soporte plástico en el agua residual cruda, se genera una película condicionante compuesta por macromoléculas orgánicas, tensioactivos y polisacáridos disueltos. Esta alteración molecular reduce la hidrofobicidad intrínseca del polímero y modifica la carga superficial neta, facilitando el posterior acercamiento celular (Wang et al., 2020).

B. Adhesión celular reversible: Microorganismos heterótrofos pioneros se aproximan a la superficie condicionada debido a fuerzas de Van der Waals, interacciones electrostáticas y movimientos quimiotácticos. En esta fase, la unión celular es débil y puede ser revertida fácilmente por las fuerzas de arrastre hidráulico o turbulencia del reactor (Wang et al., 2020).

C. Adhesión celular irreversible y síntesis de EPS: Las bacterias colonizadoras consolidan su anclaje físico mediante la secreción metabólica de Sustancias Poliméricas Extracelulares (EPS), una matriz viscoelástica compleja integrada por exopolisacáridos, proteínas, glicoproteínas y ADN extracelular. El EPS funciona como el cemento biológico que blindo estructuralmente a las células contra el cizallamiento hidrodinámico y actúa como una barrera de retención e intercambio de nutrientes (Wang et al., 2020).

D. Maduración y crecimiento de la biopelícula: La biomasa inmovilizada experimenta una rápida proliferación celular y acumulación de EPS, estructurando una arquitectura tridimensional compleja surcada por canales microscópicos de agua que facilitan el transporte convectivo de sustratos orgánicos y oxígeno disuelto hacia las zonas profundas del biofilm (Zhou et al., 2024).

E. Desprendimiento dinámico (sloughing): Al alcanzar un espesor crítico latente, las fuerzas de fricción hidráulica y la limitación interna de nutrientes provocan el desprendimiento natural de porciones de la biopelícula envejecida. Este fenómeno de purga espontánea purifica de forma continua el biofilm, manteniendo una población microbiana joven y metabólicamente activa dentro del reactor, derivando los sólidos desprendidos hacia la sedimentación secundaria sin alterar la Edad de Lodos (SRT) del sistema (Zhou et al., 2024).

2.2.3.2. Estratificación ecológica y transporte de masa por difusión

La característica más notable de los reactores MBBR es la coexistencia de microambientes metabólicos diferenciados dentro de un mismo espacio geométrico oxigenado, regulada de forma estricta por los perfiles de difusión molecular de la materia orgánica y el oxígeno disuelto a través del espesor del biofilm (Zhang et al., 2019). El transporte de masa de los sustratos desde el seno del fluido hacia el interior de la matriz biológica se encuentra gobernado por las leyes de difusión de Fick, generando una estratificación ecológica tridimensional que optimiza las tasas de remoción simultánea de carbono y nutrientes (Zhang et al., 2019):

A. Capa Aerobia Externa: En la interfase líquido-biofilm, donde las concentraciones de oxígeno disuelto y nutrientes son máximas, se concentran bacterias heterótrofas de rápido crecimiento encargadas de la oxidación cinética de la carga orgánica biodegradable (transformación de DBO₅ y DQO en CO₂ y H₂O). En esta misma zona óxica superficial, ante la disminución localizada de la carga de carbono, colonizan de forma competitiva bacterias autótrofas nitrificantes de lento crecimiento, tales como las bacterias oxidantes del amonio (AOB, *Nitrosomonas*) y bacterias oxidantes del nitrito (NOB, *Nitrobacter*), las cuales catalizan la conversión estequiométrica del nitrógeno amoniacal (NH₄⁺) hacia nitrito (NO₂⁻) y posteriormente a nitrato (NO₃⁻) (Zhang et al., 2019).

B. Capa Anóxica e Interna Profunda: A medida que el oxígeno disuelto se difunde hacia el interior de la biopelícula, es consumido metabólicamente por la capa externa, provocando un gradiente decreciente que genera microzonas de anoxia total a profundidades superiores a 100-200 µm del soporte. En esta zona profunda, bacterias facultativas utilizan los nitratos (NO₃⁻) generados en la capa externa como aceptores finales de electrones en su cadena respiratoria, ejecutando el proceso de desnitrificación simultánea que reduce el nitrógeno oxidado a nitrógeno gaseoso (N₂) libre, logrando la remoción completa del nitrógeno total sin necesidad de recircular el fluido a tanques anóxicos independientes (Zhou et al., 2024).

2.2.3.3. Arquitectura y caracterización de los soportes hidrodinámicos (Carriers)

La eficiencia operativa y la capacidad reactiva global de un sistema MBBR se encuentran intrínsecamente condicionadas por las propiedades físicas, macroscópicas y microestructurales de los soportes plásticos o *biocarriers* introducidos en el reactor (Wang et al., 2020). Estos elementos deben ser diseñados bajo rigurosos estándares de ingeniería de polímeros para maximizar la capacidad de retención biológica, cumpliendo con las siguientes especificaciones técnicas (Wang et al., 2020):

A. Naturaleza del material y densidad controlada: Los soportes se fabrican de forma estricta en Polietileno de Alta Densidad (HDPE) virgen o polímeros de ingeniería estabilizados contra la degradación química. La densidad relativa del HDPE se calibra en un rango específico de 0.94 a 0.96 g/cm³, un valor ligeramente inferior a la densidad del agua pura; esta propiedad es crítica, ya que minimiza la energía electromecánica requerida para inducir la fluidización y suspensión homogénea de los soportes, permitiendo que la energía hidráulica del sistema de aireación de fondo mantenga los elementos en un

régimen de mezcla completa sin flotación prematura ni sedimentación en el fondo (Wang et al., 2020).

B. Superficie específica activa protegida: Representa la característica geométrica dominante del soporte, expresada cuantitativamente en metros cuadrados de área superficial neta por cada metro cúbico de volumen aparente de material (m^2/m^3). El diseño del portador incorpora aletas externas y canales internos en forma de cruz o rejilla; esta configuración molecular asegura que la biopelícula funcional crezca de forma protegida en las cavidades internas del elemento, resguardando la masa microbiana contra las fuerzas abrasivas de colisión inter-partícula y el cizallamiento provocado por la turbidodinámica del aire ascendente (Wang et al., 2020).

C. Fracción de llenado volumétrico: Definida como la razón porcentual entre el volumen aparente ocupado por los soportes sueltos y el volumen útil neto total del reactor biológico. En el diseño bioingenieril, la fracción de llenado se restringe estrictamente a un rango operativo del 30% al 65%. Un porcentaje inferior al 30% resulta insuficiente para sostener la concentración de biomasa requerida para asimilar cargas orgánicas severas, mientras que una fracción superior al 67% provoca el empaquetamiento mecánico de los elementos, induciendo la pérdida del régimen de mezcla completa, obstruyendo la transferencia de masa e incrementando drásticamente el consumo de potencia de los sopladores (Di Biase et al., 2018).

2.2.3.4. Dinámica de fluidización y transferencia de oxígeno en fase gaseosa

Debido a que el metabolismo de los consorcios bacterianos fijados en la biopelícula de un sistema MBBR es predominantemente aerobio, el suministro continuo de aire cumple una doble función bioingenieril obligatoria: aporta la presión parcial de oxígeno disuelto indispensable para la respiración celular y provee el gradiente de energía de mezcla necesario para inducir la fluidización tridimensional constante de los bioportadores (Pratap et al., 2024). El modelamiento de este fenómeno responde a las teorías de flujo bifásico gas-líquido y a las variables cinéticas de transferencia de masa gaseosa (Metcalf & Eddy, 2014):

A. Mecanismos de Aireación por Microburbuja: Para maximizar la eficiencia de disolución, se diseñan parrillas de distribución inferior equipadas con difusores de plato o tubo de microburbuja (diámetros de burbuja entre 1.0 y 3.0 mm) fabricados en membranas elastómeras de EPDM de alta resistencia química. Generar microburbujas incrementa exponencialmente el área superficial específica de la interfase gas-líquido por unidad de volumen de aire inyectado y reduce la velocidad de ascenso de la pluma gaseosa, extendiendo el tiempo de residencia de la burbuja en la columna de agua y elevando la Eficiencia Estándar de Transferencia de Oxígeno (SOTE) (Metcalf & Eddy, 2014).

B. Dinámica de Fluidización y Cizallamiento: El flujo ascendente de las burbujas genera corrientes convectivas y celdas de circulación hidráulica toroidales dentro del reactor MBBR. Este movimiento transfiere momentum lineal a los soportes de HDPE, manteniéndolos en un régimen de fluidización continua y homogénea en todo el espacio geométrico del tanque. La colisión controlada entre soportes y el rozamiento con el fluido inducen tensiones tangenciales de cizallamiento (*shear stress*) indispensables para desprender mecánicamente los flóculos de biofilm muertos o excesivamente gruesos, limitando de forma natural el espesor de la biopelícula para evitar zonas de resistencia difusional extrema y asegurar que el núcleo microbiano reciba un flujo constante de sustrato y oxígeno disuelto (Pratap et al., 2024).

CAPÍTULO III

3. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y nivel de la investigación

3.1.1 Tipo de investigación

El tipo de investigación desde su enfoque es mixto, cuantitativo y cualitativo porque diseña el proceso, identifica el modelo y cálculos según la capacidad de tratamiento requerido.

3.1.2 Nivel de investigación

La presente investigación es del nivel aplicativo, las bases del conocimiento para el diseño del tratamiento de aguas residuales generadas en el Centro Minero Sotrami S.A. en Santa Filomena como solución tangible y efectiva, lo cual es característico de la investigación aplicada.

3.1.3 Variables

Para realizar la operacionalización de variables se han tomado en cuenta factores caudal, calidad del agua y eficiencia del tratamiento del sistema MBBR como se detalla a continuación:

- V. Independiente:
Agua residual doméstica del centro minero
Cantidad de agua residual generada por el centro minero.
- V. Dependiente:
Eficiencia del sistema MBBR
Calidad del agua residual

Tabla 1

Operacionalización de variables.

VARIABLE	DIMENSIÓN	INDICADOR	INSTRUMENTO	UNIDAD DE MEDIDA
Calidad del Agua Residual	Parámetros fisicoquímicos	DQO (Demanda Química de Oxígeno)	Digestor de DQO y espectrofotómetro	mg/L
		DBO ₅ (Demanda Bioquímica de Oxígeno)	Incubador de DBO y oxímetro	mg/L
		pH	Multiparámetro	Escala pH (0-14)
		Turbidez	Turbidímetro	NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez)
		Nitrógeno total	(Método Kjeldahl)	mg/L
		Fósforo total	Análisis de laboratorio	mg/L
		Caudal diario promedio	Correntómetro	m ³ /día
	Parámetros biológicos	Coliformes Totales	Análisis microbiológico	NMP/100 mL
		<i>Escherichia coli</i>	Análisis microbiológico	NMP/100 mL
Eficiencia del Sistema MBBR	Reducción de contaminantes	Porcentaje de reducción de DQO	Análisis comparativo	%
		-Porcentaje de reducción de DBO	Análisis comparativo	%
	Mejora en calidad del agua	Reducción de contaminantes biológicos	Análisis comparativo	%
	Operación del sistema	Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)	Cálculo basado en volumen y caudal	Horas
		Carga Superficial	Cálculo basado en caudal y área	m ³ /m ² /h

Nota. Se detallan las variables, dimensiones e indicadores utilizados en la investigación. Elaboración propia.

3.1.4. Diseño de la investigación

El diseño de la presente investigación es experimental ya que se estructuró de manera que permitiera evaluar la eficacia del sistema MBBR en la mejora de la calidad del agua residual generada en el campamento minero Sotrami S.A. la investigación tiene un enfoque experimental, que involucra varias fases clave, desde la identificación de las características del agua residual hasta la implementación del tratamiento y el análisis de sus resultados.

En primer lugar, se llevó a cabo un monitoreo exhaustivo del caudal de aguas residuales, donde se midió el volumen diario generado por las actividades del centro minero. Para determinar el tamaño y la capacidad necesaria del sistema de tratamiento, asegurando que el diseño del reactor biológico y de los otros componentes de la planta sean adecuados para el volumen de agua a tratar.

Posteriormente, se recolectó muestras de agua residual en diferentes puntos del sistema, tanto antes como después del tratamiento, para analizar sus características fisicoquímicas y biológicas. Los parámetros medidos incluyeron a la Demanda Química de Oxígeno (DQO), la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), el pH, la turbidez, el nitrógeno total, el fósforo total, entre otros. Estos análisis permitieron establecer una línea base de la calidad del agua antes de la implementación del sistema MBBR.

Una vez que se obtengan los datos iniciales, se procedió a la implementación del sistema MBBR, el cual fue diseñado solo para operar bajo condiciones específicas de tiempo de retención hidráulica (TRH) y carga superficial, de acuerdo con las necesidades del centro minero. Se utilizó bioportadores específicos, seleccionados por su alta superficie específica, lo que va a favorecer el crecimiento de biopelículas y mejorar la eficiencia del tratamiento biológico. El sistema fue monitoreado de manera continua, registrándose las variables operacionales y los parámetros de calidad del agua tratada. Al finalizar el proceso, se tuvo un análisis comparativo de los resultados obtenidos antes y después del tratamiento, evaluando la eficiencia del sistema en la reducción de contaminantes. Se observó una disminución significativa en los niveles de DQO, DBO, y coliformes totales, lo que confirmó la eficacia del sistema MBBR en el tratamiento de las aguas residuales del campamento.

Finalmente, los resultados obtenidos fueron comparados con los Límites Máximos Permisibles establecidos por la normativa peruana, lo que permitió determinar el grado de cumplimiento del sistema MBBR con los estándares ambientales exigidos.

Este diseño experimental no solo valida la viabilidad técnica del sistema, sino que también proporciona una base sólida para su implementación en otros entornos similares.

3.2. Métodos de la investigación

3.2.1. Método para la caracterización analítica del agua residual cruda

Este procedimiento comprendió la recolección, preservación y evaluación en laboratorio de las propiedades físico-químicas, bioquímicas y microbiológicas de la matriz hídrica cruda generada en el campamento, estableciendo la línea base ambiental del proyecto (Tarache Pericana y Gil, 2015). El muestreo se ejecutó de forma aleatoria sistemática utilizando recipientes de polietileno de alta densidad acondicionados, adicionando ácido sulfúrico para la estabilización de los componentes y transportando las unidades bajo refrigeración hacia la oficina de calidad de la Universidad Católica de Santa María (Tarache Pericana y Gil, 2015).

La caracterización analítica de los parámetros críticos se ejecutó bajo los siguientes estándares operacionales:

- **Demanda Química de Oxígeno (DQO):** Determinada mediante digestión por vía húmeda en reactores térmicos y posterior cuantificación colorimétrica en espectrofotómetro (Ahmadi et al., 2023), aplicando la relación de masa:

$$\text{DQO (mg O}_2\text{/L)} = \frac{M \times 1000}{V} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde M es la masa de oxígeno en el volumen final (mg) y V el volumen de muestra (mL).

- **Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅):** Evaluada por triplicado mediante incubación controlada a 20 °C por un periodo estandarizado de cinco días en las instalaciones de la Universidad Católica de Santa María. El procedimiento analítico incluyó el procesamiento en paralelo de tres réplicas independientes de control para cada muestra, empleando un oxímetro digital para registrar la tasa de agotamiento de oxígeno diaria y calculando posteriormente el promedio estándar aritmético para garantizar la reproducibilidad y mitigar cualquier error aleatorio en el ensayo (Awad et al., 2024), mediante la fórmula:

$$DBO_5 = \frac{OD_0 - OD_5}{P} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde OD₀ es el oxígeno disuelto al día cero, OD₅ al día cinco y P es el factor de dilución hidráulica aplicada.

- **Potencial de Hidrógeno (pH) y Temperatura:** Medidos *in situ* utilizando un equipo multiparámetro digital previamente calibrado por la oficina de calidad en un rango de 0 a 14 unidades de pH y 0 a 55 °C para la estabilización térmica (Autoridad Nacional del Agua [ANA], 2022), gobernado por la actividad termodinámica de iones hidronio:

$$pH = -\log[H_3O^+] \quad (\text{Ecuación 3})$$

- **Turbidez:** Cuantificada en Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU) mediante un turbidímetro óptico calibrado con soluciones estándar de formacina (Messaoudi et al., 2023; Lee, Park y Kim, 2018).
- **Nitrógeno Total y Fósforo Total:** El nitrógeno se analizó mediante el método de digestión ácida fuerte seguido por lectura espectrofotométrica de absorbancia a longitudes de onda específicas (Rellegadla et al., 2023; Han et al., 2024; Song et al., 2023). El fósforo total se determinó mediante digestión ácida con conversión estequiométrica a ortofosfatos y su posterior medición colorimétrica por espectrofotometría (Ahmadi et al., 2023; Sun et al., 2024; Rellegadla et al., 2023).
- **Metales Pesados (Al, As, Fe, Mn):** Determinados mediante técnicas espectrométricas avanzadas de alta sensibilidad y selectividad. Para el análisis multielemental simultáneo de aluminio, hierro y manganeso, se empleó la Espectrometría de Emisión Óptica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES), utilizando un equipo calibrado de acuerdo con los estándares de la oficina de calidad de la Universidad Católica de Santa María. El procedimiento analítico con ICP-OES comprendió la nebulización de la muestra previamente acidificada

con ácido nítrico ultrapuro (HNO_3 al 65%) y su posterior introducción en un plasma de argón generado por radiofrecuencia a temperaturas de entre 6000 y 8000 K, lo que garantizó la atomización e ionización completa de los analitos para la lectura de intensidades de emisión a longitudes de onda específicas. Esta técnica instrumental permitió asegurar límites de detección extremadamente bajos y curvas de calibración con coeficientes de determinación ($R^2 > 0.999$). Por su parte, el arsénico se determinó mediante espectrometría de absorción atómica con generación de hidruros (HG-AAS) para el control riguroso de bajas concentraciones, asegurando la reducción previa del arsénico a su estado trivalente mediante el uso de borohidruro de sodio (NaBH_4) en medio ácido, minimizando así las interferencias de matriz química (Ministerio de Energía y Minas [MINEM], 2021).

- **Parámetros Microbiológicos:** La cuantificación poblacional de Coliformes Totales y *Escherichia coli* se realizó a través del método de filtración por membrana empleando poros de 0.45 micras e incubación en medios de cultivo selectivos (m-Endo) a temperaturas controladas de 35 °C y 44.5 °C respectivamente, expresando los resultados en el Número Más Probable (NMP/100 mL) (MINEM, 2021).

3.2.2. Método para la evaluación del balance hídrico y variaciones de caudal

El desarrollo del balance hídrico integral y la determinación del régimen de fluctuaciones hidráulicas del efluente doméstico se ejecutaron mediante un enfoque metodológico sistemático dividido en dos fases consecutivas de análisis (Tarache Pericana y Gil, 2015):

Fase I: Mapeo estequiométrico y balance volumétrico teórico: Consistió en la identificación, segregación y cuantificación de las fuentes de generación de aguas residuales dentro de la infraestructura civil del campamento de la Compañía Minera Sotrami S.A. (Tarache Pericana y Gil, 2015). Los aportes hídricos se clasificaron vectorialmente en aguas grises y aguas negras, evaluando los registros de consumo de agua potable y asignando coeficientes de retorno sanitarios para cinco áreas operativas específicas: servicios higiénicos del centro minero, lavandería del campamento, comedor y cocinas centrales, oficinas administrativas, y las áreas de limpieza y mantenimiento general. A través de la integración sumatoria de estas matrices de descarga, se estableció la capacidad nominal total de diseño adaptativo fijada en $120\text{m}^3/\text{día}$.

Fase II: Campaña de monitoreo físico y aforo dinámico en campo: Con el propósito de validar los modelos volumétricos teóricos frente al comportamiento hidro-dinámico

real, se implementó una estación de aforo continuo en el punto de convergencia y vertimiento final de las redes de alcantarillado, previo al ingreso de cualquier unidad de tratamiento. El monitoreo físico se extendió por un periodo ininterrumpido de 72 horas (3 días consecutivos), utilizando un correntómetro calibrado para el registro de lecturas de velocidad de flujo y tirante hidráulico a intervalos horarios estrictos. Este procedimiento experimental de campo permitió capturar las variaciones horarias del caudal (expresadas en m^3/h), delimitando con precisión matemática tres variables de control hidráulico: el caudal mínimo nocturno ($Q_{\text{mín}}$), el caudal promedio diario (Q_{prom}) y el caudal máximo de punta ($Q_{\text{máx}}$).

Las curvas de variación horaria resultantes y los volúmenes consolidados por jornada ($\text{m}^3/\text{día}$) sirvieron de sustento analítico obligatorio para fundamentar la capacidad de almacenamiento, homogenización de carga orgánica y amortiguamiento del tanque de ecualización, garantizando la dosificación de un flujo constante y controlado hacia el posterior reactor biológico secundario.

3.2.3. Método para la ingeniería de diseño y dimensionamiento de la PTARD

El desarrollo de la ingeniería de detalle y la estructuración de la memoria de cálculo para el dimensionamiento geométrico, mecánico y estructural de las unidades operativas de la planta de tratamiento se fundamentaron en modelos cinéticos de crecimiento bacteriano adherido, la normativa sanitaria nacional y principios avanzados de separación física de fases (Di Trapani, 2013). El proceso analítico se ejecutó de forma sistemática a través de tres fases de cálculo de ingeniería:

Fase I: Dimensionamiento del Pretratamiento Mecánico y la Ecualización de Flujo:

Los componentes de la etapa preliminar se calcularon bajo las directrices de diseño hidráulico establecidas en la Norma Técnica OS.090 (Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales) (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2010). Para las trampas de grasa y la cámara de cribado grueso, se determinaron parámetros geométricos del canal rectangular, esparcimiento libre entre barras (35 mm), velocidad de paso controlado (0.70 m/s) y el ángulo de inclinación respecto a la horizontal (45°) para evitar pérdidas de carga excesivas. El volumen útil del tanque de ecualización se calculó mediante balances volumétricos acumulados para amortiguar las ondas de choque de los picos horarios de descarga ($6.49 \text{ m}^3/\text{h}$) identificados en el monitoreo físico, asegurando un caudal de alimentación constante de $5.0 \text{ m}^3/\text{h}$ hacia la línea biológica.

Fase II: Modelamiento Bioingenieril del Reactor Secundario MBBR: El cálculo cinético del reactor biológico se estructuró a partir de la masa orgánica diaria de entrada (L_0), cuantificada en función del caudal nominal ($120 \text{ m}^3/\text{día}$) y la concentración base de DBO_5 (250 mg/L) (Di Trapani, 2013). El volumen útil neto del tanque se determinó mediante la relación entre la carga orgánica diaria y una tasa de remoción cinética promedio del sistema $R = 1.0 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{día}$, incorporando un factor de seguridad del 25% para absorber fluctuaciones poblacionales imprevistas.

La ingeniería de detalle del *biofilm* integró el cálculo del volumen de llenado aparente de los soportes plásticos móviles (*biocarriers* de polietileno de alta densidad [HDPE]), seleccionando elementos con una superficie específica activa protegida de $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ bajo una fracción de llenado real del 48.6% para potenciar los procesos de nitrificación simultánea frente a las cargas críticas de nitrógeno total (Di Trapani, 2013). Finalmente, los requerimientos mecánicos de transferencia de oxígeno en fase gaseosa se calcularon mediante las teorías de flujo bifásico gas-líquido para dimensionar la potencia nominal (10 HP) de los sopladores y la distribución inferior de las parrillas de difusores elastómeros de microburbuja de 9 pulgadas necesarios para mantener los soportes en un estado de fluidización homogénea y continua.

Fase III: Ingeniería de Unidades de Clarificación, Pulido Terciario y Desinfección:

El área superficial transversal mínima ($S_{\text{mínima}}$) de los sedimentadores secundarios cónico-cilíndricos de flujo vertical se calculó en función de la velocidad de asentamiento y una carga superficial de flujo controlada $0.1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{min}$ para prevenir el arrastre hidráulico de los flóculos biológicos desprendidos (Hussain & Bhattacharya, 2019). Para la etapa de pulido final, se dimensionó un filtro de presión de lecho profundo cargado con un volumen neto de arena de cuarzo (24 m^3) bajo una tasa de filtración nominal de $0.1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{min}$ para la retención mecánica de partículas coloidales remanentes. Por último, el volumen del tanque de contacto de cloro se calculó a partir de un Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) preventivo de 30 minutos, modelando la dosificación estequiométrica de hipoclorito de calcio (HTH) al 70% de cloro activo mediante el factor de control Concentración-Tiempo ($CT = 15\text{-}30 \text{ mg} \cdot \text{min/L}$) indispensable para asegurar la inactivación microbiológica total previa al reúso del recurso hídrico (Giardino et al., 2017).

3.2.4. Método para la evaluación de la calidad del efluente y conformidad legal

La verificación de la eficacia sanitaria del sistema y la determinación del grado de cumplimiento normativo del efluente final purificado se ejecutaron mediante un procedimiento analítico comparativo directo estructurado en dos fases de control (Cueva Olano y García Díaz, 2021):

Fase I: Muestreo de control y caracterización del efluente: Consistió en la recolección sistemática de muestras compuestas homogeneizadas en la cámara de salida del tanque de desinfección química por cloración, asegurando que la matriz hídrica hubiera completado la totalidad del tiempo de residencia útil de 30 minutos y el pulido mecánico en el lecho de cuarzo. Las muestras fueron preservadas térmicamente a 4 °C y trasladadas a los laboratorios de la oficina de calidad de la Universidad Católica de Santa María para la medición cuantitativa de las mismas variables físicas, químicas, bioquímicas y microbiológicas evaluadas en la línea base del afluente crudo (Tarache Pericana y Gil, 2015).

Fase II: Modelamiento de matrices cruzadas de conformidad legal: Con los datos analíticos consolidados del agua tratada, se construyó una matriz cruzada de triple entrada donde se enfrentaron vectorialmente tres componentes: las concentraciones iniciales del afluente crudo, las concentraciones finales del efluente purificado y los límites de tolerancia obligatorios regulados por el Estado peruano a través del Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM (Límites Máximos Permisibles para efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales) (Cueva Olano y García Díaz, 2021). Mediante este contraste estadístico directo, se determinó el porcentaje de remoción remanente de cada parámetro y se dictaminó formalmente la aptitud sanitaria y ecológica del recurso hídrico para su aprovechamiento y reúso directo seguro en el riego de parques, jardines y áreas verdes del asentamiento minero (Tarache Pericana y Gil, 2015).

3.2.5. Método para el análisis de reducción de la carga contaminante y contribución ambiental

La determinación del impacto positivo y el grado de protección ecológica ejercido por la PTARD sobre el cuerpo lótico de la Quebrada Santa Ana se evaluó mediante la aplicación de modelos matemáticos de balances de materia y energía en estado estacionario (Hussain & Bhattacharya, 2019). Este enfoque bioingenieril permitió traducir las concentraciones relativas (mg/L) en flujos de masa diarios absolutos (kg/día), cuantificando la masa neta de contaminantes retirada por las barreras de la planta (Ahmadi et al., 2023).

El modelamiento matemático se dividió en tres etapas de cálculo:

Etapla I: Balance de materia para la fase orgánica (DBO₅): Se calculó el flujo masivo absoluto de materia orgánica biodegradable que ingresa (L_{in}) y sale (L_{sal}) diariamente del sistema, multiplicando el caudal nominal de diseño (120 m³/día) por las concentraciones analíticas registradas en los ensayos de incubación, aplicando un factor de conversión de miligramos a kilogramos (Giardino et al., 2017):

$$L_{in} = \frac{Q \times \text{DBO}_{5\text{-afluente}}}{1000} \quad (\text{Ecuación 9})$$

$$L_{sal} = \frac{Q \times \text{DBO}_{5\text{-efluente}}}{1000} \quad (\text{Ecuación 10})$$

Etapla II: Balance de materia para la fase sólida (TSS): Siguiendo el mismo principio de continuidad, se evaluó el comportamiento de la masa de partículas finas retenidas a través de la sedimentación secundaria y el pulido terciario (Zhou et al., 2024), determinando la masa neta removida ($L_{removida}$) y la eficiencia porcentual de retención global mediante las relaciones diferenciales de flujo continuo (Hussain & Bhattacharya, 2019):

$$L_{removida} = L_{in} - L_{sal} \quad (\text{Ecuación 11})$$

$$\eta = \left(\frac{L_{in} - L_{sal}}{L_{in}} \right) \times 100 \quad (\text{Ecuación 12})$$

Etapla III: Balance de energía y modelamiento termodinámico: Para evaluar la eficiencia energética del proceso mecánico de fluidización y soplado del sistema MBBR, se aplicó la primera ley de la termodinámica en condiciones estacionarias para identificar el trabajo realizado por los equipos electrobombeadores (10 HP) sobre los alrededores del fluido (Pratap et al., 2024):

$$\Delta U = Q_{calor} - W_{trabajo} \quad (\text{Ecuación 13})$$

A partir de la masa neta de contaminantes retirada por jornada operativa (kg/día), se ejecutó un análisis cualitativo y cuantitativo de las mejoras ecológicas logradas, evaluando la prevención del fenómeno de desoxigenación de la masa hídrica, la eliminación del riesgo de colmatación física del cauce por sedimentación de finos, la protección de la fauna macrobentónica y el control definitivo de procesos de eutrofización antrópica en el ecosistema receptor (Tarache Pericana y Gil, 2015).



CAPÍTULO IV

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los antecedentes de la actividad minera, en el contexto del estudio, se enfocan en la problemática ambiental generada por las descargas de aguas residuales. A nivel nacional, Perú enfrenta desafíos significativos en la gestión de aguas residuales provenientes de la minería. Según la Autoridad Nacional del Agua (ANA), alrededor del 30% de las cuencas hidrográficas del país están contaminadas debido a descargas sin tratamiento adecuado, con un impacto considerable en las regiones mineras. En la región de Ayacucho, que presenta una alta actividad minera, el 60% de los campamentos mineros no cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales operativas. Esto ha contribuido a la contaminación de cuerpos de agua como la cuenca del río Pampas y río Yauca entre otras que desembocan aguas abajo y por ende ha registrado concentraciones de metales pesados por encima de los límites permitidos por la normativa nacional (ANA, 2022b)

Específicamente, en el centro minero Sotrami S.A., ubicado en Santa Filomena, Ayacucho, se ha detectado la descarga de aguas residuales domésticas en la quebrada Santa Ana sin un tratamiento adecuado. Esta situación excede los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos por el Decreto Supremo N°003-2010-MINAM, lo que representa un riesgo para la biodiversidad y la calidad del agua de la zona.

4.1. Caracterización de las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua residual doméstica

Para dar cumplimiento al primer objetivo específico de la investigación, se procedió a establecer la línea base ambiental mediante la caracterización analítica integral del efluente doméstico crudo generado en el campamento del centro minero Sotrami S.A. antes de ingresar al sistema de depuración. Los análisis fisicoquímicos, bioquímicos y microbiológicos se realizaron utilizando las instalaciones de la oficina de calidad de la Universidad Católica de Santa María.

En la Tabla 2 se presenta la consolidación unificada de los parámetros iniciales evaluados en el afluente, contrastados directamente con los Límites Máximos Permisibles (LMP) exigidos por la normativa ambiental peruana vigente regulada por el Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM:

Tabla 2

Caracterización analítica del afluente crudo y comparación con el marco regulatorio.

COMPONENTE EVALUADO	UNIDAD	VALOR DEL AFLUENTE	LMP (DS N° 003-2010-MINAM)	¿CUMPLE LA NORMA?
Propiedades Físicas				
pH	Unidad	6.87 - 8.04 / 8.3	6.5 - 9.0	Sí
Conductividad	µS/cm	214	No aplica	—
Sólidos Totales Disueltos (TDS)	mg/L	135	No aplica	—
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/L	576	50	No
Turbidez	NTU	471	5	No
Temperatura	°C	< 25	No aplica	Sí
Propiedades Químicas y Orgánicas				
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	500	250	No
Nitrógeno Total	mg/L	349	10	No
Fósforo Total	mg/L	108	2	No
Aluminio	mg/L	17.08	0.2	No
Arsénico	mg/L	0.02	0.01	No
Hierro	mg/L	0.11	0.3	Sí
Manganeso	mg/L	0.77	0.1	No
Propiedades Biológicas y Bioquímicas				
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	250	50	No
Coliformes Totales	NMP/100 mL	7.90 x 10 ²	1000	Sí
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 mL	680	No aplica	No (Efluente Crudo)

Nota. Recopilación de los datos del afluente comparados con los Límites Máximos Permisibles (LMP) de la normativa peruana. Elaboración propia.

Como se observa en la Tabla 2, el desglose de las propiedades biológicas y bioquímicas del agua cruda resulta fundamental para el correcto desarrollo del posterior tratamiento secundario aerobio. De acuerdo con los valores detallados en dicha matriz, la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) registra un valor promedio crítico de 250 mg/L.

Este parámetro mide la masa de oxígeno requerida por los microorganismos heterótrofos para degradar y espesar la materia orgánica biodegradable presente; por lo tanto, el exceso registrado frente al LMP normativo (50 mg/L) confirma la necesidad técnica de implementar un reactor biológico móvil de alta eficiencia.

Con respecto a la metodología de medición, el ensayo de DBO₅ se ejecutó mediante un riguroso análisis analítico por triplicado bajo condiciones controladas de laboratorio. La validez científica y la alta precisión de este dato promedio se fundamentan técnicamente en dos factores de control esenciales. En primer lugar, se aplicó un protocolo de muestreo compuesto homogeneizado, donde las muestras recolectadas respondieron a un volumen proporcional tomado estrictamente en los periodos de máxima descarga del campamento (horarios de desayuno, almuerzo y cena), garantizando la representatividad de la carga orgánica total diaria. En segundo lugar, el valor verificado de la DBO₅ (250 mg/L) guarda una relación matemática exacta con respecto a la Demanda Química de Oxígeno (DQO de 500 mg/L). Esta correspondencia se expresa mediante el índice de biodegradabilidad (DBO₅/DQO), el cual arroja un valor de 0.5 (obtenido mediante la división: 250 mg/L / 500 mg/L). Al situarse perfectamente en el rango típico internacional de 0.4 a 0.6 para matrices domésticas puras, se confirma la consistencia, reproducibilidad y exactitud interna del monitoreo ejecutado, validando plenamente el éxito analítico de las réplicas procesadas en la universidad.

4.2. Balance hídrico y requerimiento de la planta de tratamiento

Para dar cumplimiento al segundo objetivo específico de la investigación, se ejecutó un balance hídrico integral mediante el mapeo de las fuentes internas de aportes del campamento y un monitoreo físico de flujo continuo. Este procedimiento técnico permitió consolidar el caudal de diseño final requerido para asegurar la estabilidad operativa y la resiliencia hidráulica de la planta de tratamiento frente a variaciones bruscas en la generación del efluente.

4.2.1. Fuentes de generación de aguas residuales domésticas

El volumen diario estimado de descarga se determinó evaluando detalladamente los consumos hídricos y las actividades cotidianas del personal de la Compañía Minera Sotrami S.A., así como de los centros poblados vinculados al entorno directo del proyecto. A partir de este diagnóstico, se identificaron y cuantificaron los aportes volumétricos específicos de cada área operativa. En la Tabla 3 se presenta el desglose pormenorizado de las poblaciones generadoras y el balance volumétrico diario proyectado para el campamento minero:

Tabla 3

Poblaciones generadoras y balance volumétrico diario del campamento minero.

FUENTE DE GENERACIÓN	DESCRIPCIÓN OPERATIVA	VOLUMEN DE AGUA RESIDUAL (m³/día)
Servicios Higiénicos del Centro Minero	Instalaciones sanitarias utilizadas por el personal del campamento.	30
Lavandería del campamento	Agua gris proveniente del lavado de ropa del personal.	15
Comedor y cocinas del Centro Minero	Preparación de alimentos y tareas de limpieza culinaria.	25
Oficinas administrativas	Aguas grises generadas por las actividades de oficina.	10
Áreas de limpieza y Mantenimiento	Labores generales de limpieza de infraestructura y talleres.	40
CAUDAL TOTAL DE DISEÑO (Q)	Capacidad nominal total de la PTARD	120

Nota. Desglose de los volúmenes de aguas residuales generados diariamente por cada área del centro minero. Elaboración propia.

Como se detalla en la Tabla 3, el caudal total de diseño nominal de la planta de tratamiento se ha fijado en 120 m³/día. Al analizar los componentes individuales de este balance volumétrico expuesto en la Tabla 3, se observa que las labores generales en las áreas de limpieza y mantenimiento representan el mayor aporte específico con un volumen de 40 m³/día, seguidas por las descargas de las instalaciones sanitarias (servicios higiénicos) de los trabajadores del centro minero con 30 m³/día. Por su parte, la preparación de alimentos y las tareas de limpieza culinaria en el comedor y cocinas aportan un estimado de 25 m³/día, mientras que los servicios de lavandería y las oficinas administrativas contribuyen al sistema con 15 m³/día y 10 m³/día, respectivamente.

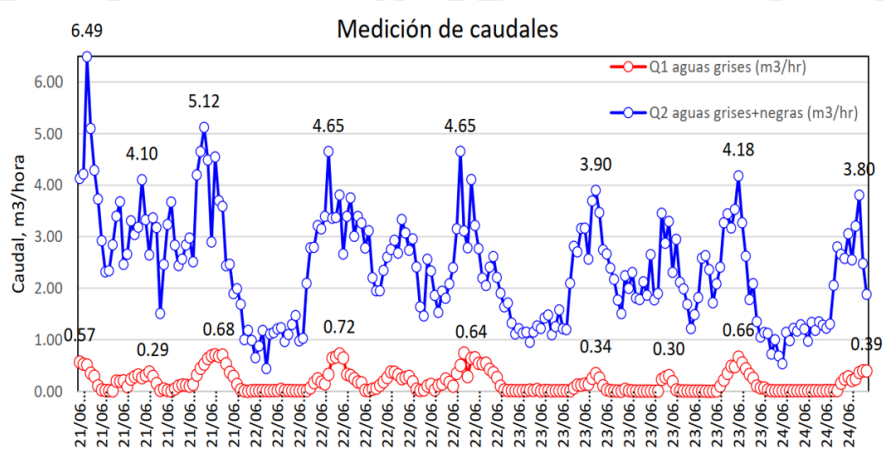
Este total consolidado de 120 m³/día constituye la capacidad nominal adaptativa sobre la cual se estructuró el dimensionamiento de las unidades críticas de la planta.

4.2.2. Monitoreo físico de caudales y variaciones horarias

Con el propósito de contrastar este caudal teórico de diseño frente al comportamiento hidráulico real en campo, se llevó a cabo una campaña de monitoreo continuo de 72 horas (3 días consecutivos). Los caudales diarios consolidados medidos directamente en el punto de vertimiento final arrojaron volúmenes crudos de 79 m³/día para el Día 1 (21/06/23), 56 m³/día para el Día 2 (22/06/23) y 49 m³/día para el Día 3 (23/06/23). Las variaciones dinámicas del flujo y los regímenes de descarga horaria registrados durante este periodo de evaluación se presentan de manera gráfica en la Figura 1:

Figura 1

Resultados del monitoreo físico de caudales horarios durante 72 horas.



Nota. Variación del caudal (m³/hora) para aguas grises y la mezcla de aguas grises con aguas negras durante el periodo de monitoreo de 72 horas. Elaboración propia.

Tal como se ilustra en la Figura 1, el monitoreo físico de campo demuestra que el efluente combinado, compuesto por la mezcla de aguas grises y aguas negras, experimenta tres picos hidráulicos críticos perfectamente definidos a lo largo de la jornada. De acuerdo con las curvas de variación horaria de la Figura 1, el caudal máximo alcanza un valor de 6.49 m³/h, registrándose de manera estable en los intervalos de mayor actividad del personal del campamento; es decir, entre las 05:00 am y 10:00 am (horario de desayuno), las 13:00 pm y 15:00 pm (horario de almuerzo) y de 18:00 pm a 21:00 pm (horario de cena).

Por el contrario, los datos registrados en la Figura 1 evidencian que el flujo mínimo del efluente decae hasta los 0.44 m³/h durante el periodo nocturno y de madrugada (comprendido entre las 23:00 pm y las 05:00 am), mientras que el comportamiento de las aguas grises aisladas oscila en un rango mucho más bajo, situando su máximo en 0.742 m³/h y su mínimo en 0.0003 m³/h. Es fundamental resaltar que, durante estos momentos de máxima descarga y coincidiendo con los picos de la Figura 1, las propiedades físicas del agua cruda se tornan severamente críticas, reportándose una turbidez pico de 471 NTU y una concentración de sólidos suspendidos totales (TSS) de 576 ppm, bajo un pH de 8.3 y temperaturas ambientales mínimas que descendieron hasta los 5 grados Celsius.

Este comportamiento fluctuante analizado a partir de la Figura 1 y la Tabla 3 demuestra que, aunque los volúmenes diarios acumulados medidos en campo (que oscilan entre 49 y 79 m³/día) se encuentran actualmente por debajo de la capacidad nominal calculada, la adopción de un caudal de diseño definitivo de 120 m³/día es técnicamente correcta y justificada. Esta holgura volumétrica dota al sistema de la capacidad necesaria para absorber contingencias operativas, variaciones imprevistas en la población del campamento y futuras ampliaciones de la mina. Asimismo, la presencia de picos horarios tan marcados de hasta 6.49 m³/h fundamenta de forma obligatoria el dimensionamiento estratégico de un tanque de ecualización al inicio de la línea de tratamiento de la PTARD. Este componente se convierte en un elemento indispensable para amortiguar las ondas de choque hidráulico, homogeneizar la carga orgánica y dosificar un flujo constante y controlado hacia el posterior tratamiento biológico MBBR, garantizando así la estabilidad de la biopelícula y la eficiencia global de la planta.

4.3. Dimensionamiento del sistema MBBR e ingeniería de detalle

Para dar cumplimiento al tercer objetivo específico, se procedió con el desarrollo de la ingeniería de detalle y la memoria de cálculo de cada una de las unidades operativas que conforman la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas (PTARD). El diseño se fundamenta en un caudal nominal de 120 m³/día y en las cargas críticas identificadas en la línea base.

4.3.1. Criterios generales y flujograma de procesos

Las bases de diseño de ingeniería se estructuraron bajo condiciones específicas de implantación en el terreno y previsiones de reuso, tal como se consolida en la siguiente tabla:

Tabla 4

Consideraciones generales de diseño de la PTARD Sotrami S.A.

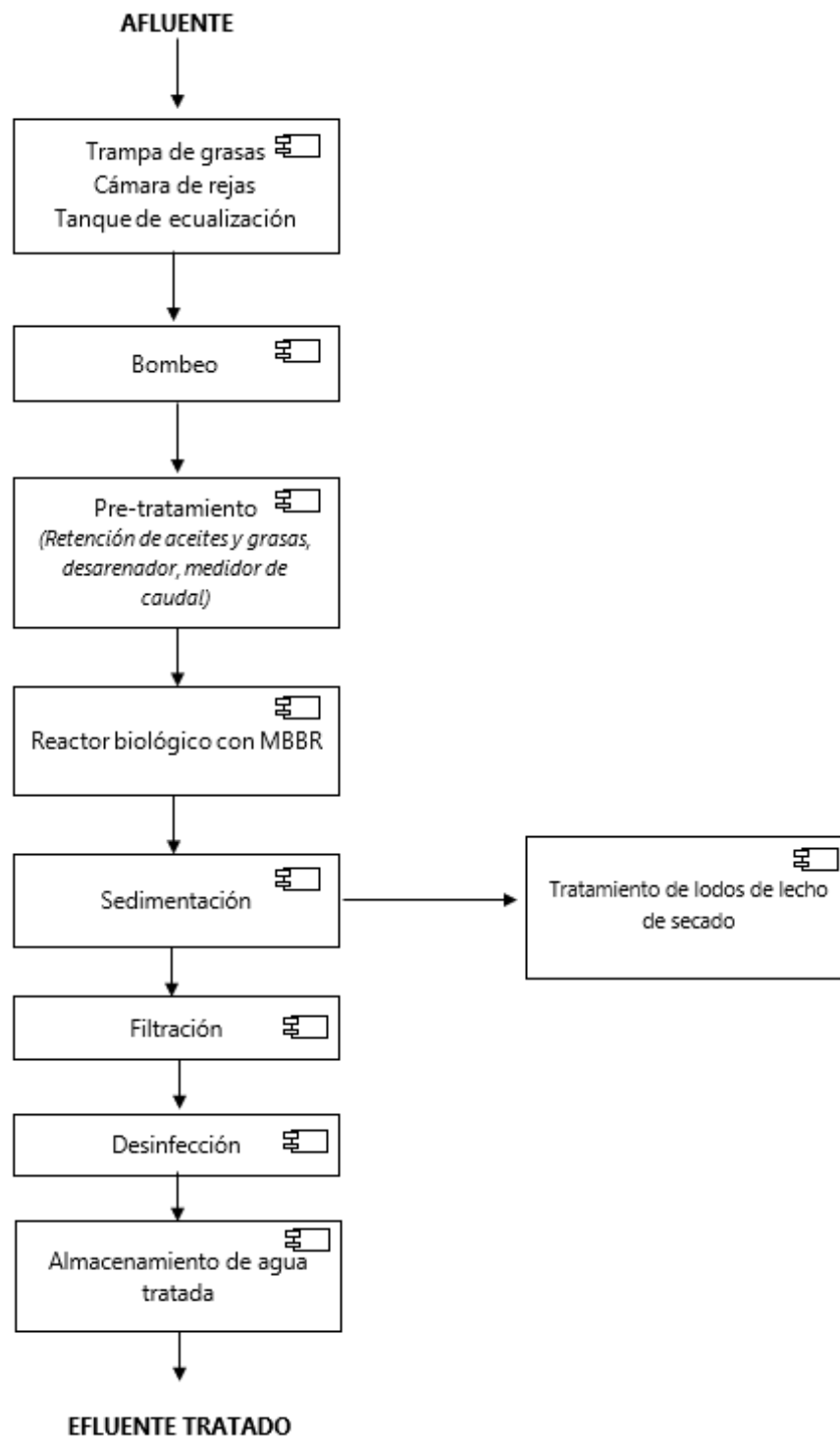
PARÁMETRO	DESCRIPCIÓN Y CRITERIO APLICADO
Tecnología propuesta	Reactor Biológico de Lecho Móvil (MBBR)
Caudal de diseño (Q)	120 m ³ /día
Ubicación del proyecto	Asentamiento Minero Santa Filomena, Ayacucho
Tipo de afluente crudo	Agua residual doméstica / superficial de campamento
Altitud de operación	2475 m.s.n.m.
Tipo de instalación	Superficial (tanques instalados sobre el terreno)
Disposición final del efluente	Reúso directo para el riego de parques y áreas verdes

Nota. *Parámetros generales que definen el proyecto de la PTARD. Elaboración propia.*

La secuencia lógica y la interconexión hidráulica de las unidades de tratamiento se detallan en el siguiente diagrama de bloques:

Figura 2

Diagrama de bloques de los procesos y etapas del sistema implementado.



Nota. Flujograma de las etapas del sistema de tratamiento, desde el pretratamiento hasta el almacenamiento del efluente tratado. Elaboración propia.

Las especificaciones del modelo constructivo y los materiales seleccionados para garantizar la durabilidad del sistema mecánico y estructural se detallan a continuación:

Tabla 5

Características técnicas y operacionales del modelo tecnológico propuesto.

CARACTERÍSTICAS	DESCRIPCIÓN ESPECÍFICA
Modelo tecnológico	MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor)
Tipo de sistema	Reactor Biológico con Lecho Móvil integrado
Naturaleza del proceso	Tratamiento Biológico Aerobio por biopelícula
Régimen de operación	Flujo continuo automatizado
Mecanismo de suspensión	Sistema de aireación con sopladores y difusores de microburbuja
Capacidad nominal	Producción y tratamiento constante de 120 m ³ /día
Materiales constructivos	Tanques en Poliéster Reforzado con Fibra de Vidrio (PRFV); carriers en HDPE
Unidades de proceso	Tanques de ecualización, sedimentadores, reactores MBBR y desinfección

Nota. Especificaciones generales del modelo de la planta de tratamiento propuesta. Elaboración propia.

Como se observa en la Tabla 4 y la Tabla 5, la selección de la tecnología MBBR responde de manera directa a las restricciones geográficas y operativas del asentamiento minero Santa Filomena, ubicado a 2475 m.s.n.m. Al tratarse de una instalación de tipo superficial sobre el terreno construida en Poliéster Reforzado con Fibra de Vidrio (PRFV), el sistema minimiza los costos de excavación en zonas de topografía compleja y asegura una alta resistencia estructural frente a la corrosión química y climática. Tal como se detalla en el flujograma de la Figura 2, el régimen de operación de flujo continuo automatizado permite acoplar de forma secuencial las etapas del proceso mediante un sistema de control centralizado basado en un Controlador Lógico Programable (PLC).

Este sistema integra lazos de control cerrados (feedback loops): en el tanque de equalización se implementaron sensores de nivel ultrasónicos que regulan el encendido automático y la frecuencia de las bombas de trasvase mediante variadores de velocidad, garantizando un caudal constante de 5.0 m³/h hacia la línea biológica. Asimismo, en los reactores MBBR se instalaron sensores de Oxígeno Disuelto (OD) en tiempo real, los cuales modulan la apertura de las válvulas neumáticas automáticas y la potencia de los sopladores de 10 HP para mantener el OD en un rango óptimo de 2.0 a 3.0 mg/L. Por último, la etapa de desinfección cuenta con un medidor de flujo en línea interconectado con la bomba dosificadora de hipoclorito de calcio, asegurando una dosificación estequiométrica proporcional al caudal de salida y garantizando un efluente final con una calidad óptima y segura para su reúso directo en el riego de parques y áreas verdes del campamento.

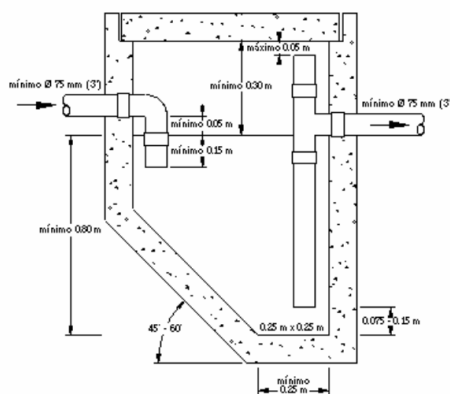
4.3.2. Memoria de cálculo de ingeniería por etapas operativas

A. Etapa de Pretratamiento (Trampa de Grasas y Cámara de Cribado)

El pretratamiento mecánico se diseñó bajo los lineamientos de la Norma Técnica OS.090 (Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales) para retener sólidos gruesos y compuestos lipídicos que dañen las bombas posteriores. Las trampas de grasa operan por flotación diferencial en paralelo, instaladas a la salida de las cocinas del comedor. Para el desbaste de sólidos no digeribles, se estructuró una cámara de rejas de sección rectangular cuyas dimensiones mínimas normativas se exponen en el siguiente esquema:

Figura 3

Diagrama estructural y dimensiones de control de la cámara de cribado.



Nota. Corte esquemático de la cámara de rejas con las dimensiones mínimas requeridas. Adaptado de la Norma Técnica OS.090.

Tabla 6

Parámetros operativos de diseño de la criba de barras.

PARÁMETRO DE CONTROL	ESPECIFICACIÓN Y DIMENSIÓN
Sección geométrica del canal	Rectangular (10 mm de espesor)
Esparcimiento libre entre barras	35 mm (cribado grueso)
Velocidad de paso en el canal	0.70 m/s
Perfil hidráulico de paso	50% del área útil construida
Ángulo de inclinación de las barras	45 grados respecto a la horizontal
Estimación de material cribado	0.23 m ³ /día

Nota. Especificaciones técnicas de la criba de la etapa de pretratamiento. Elaboración propia.

De acuerdo con los parámetros de control expuestos en la Tabla 6 y la configuración geométrica de la Figura 3, el pretratamiento mecánico se ha dimensionado para mitigar los riesgos de obstrucción en las unidades posteriores de la PTARD. Un esparcimiento libre entre barras de 35 mm clasifica a esta criba dentro del rango de desbaste grueso, lo cual es técnicamente idóneo para retener los sólidos flotantes no digeribles típicos de un campamento minero. Asimismo, al mantener una velocidad de paso controlada de 0.70 m/s con un ángulo de inclinación de 45 grados, se asegura el arrastre hidráulico adecuado del agua residual sin generar pérdidas de carga excesivas, estimando una recolección manual eficiente de material cribado equivalente a 0.23 m³/día para su posterior disposición segura.

B. Etapa de Tratamiento Primario (Tanque de Ecuación)

Con el fin de amortiguar los picos hidráulicos de 6.49 m³/h registrados en el monitoreo físico, se dimensionó un sistema de ecuación que homogeneiza el flujo y la carga orgánica hacia los reactores.

Tabla 7

Requerimientos técnicos del tanque de ecuación de flujo.

PARÁMETRO	ESPECIFICACIÓN DE DISEÑO	DESCRIPCIÓN OPERATIVA
Cantidad de tanques	2 unidades	Instalados en paralelo para alternancia y mantenimiento.
Capacidad volumétrica total	50 m ³	Desglosado en 25 m ³ para cada unidad cilíndrica.
Dimensiones unitarias	5.0 m x 2.5 m	Diámetro interno y altura útil respectivamente.
Material estructural	Fibra de Vidrio (FRP)	Alta resistencia a la corrosión y nula aireación requerida.

Nota. Especificaciones de diseño para los tanques de ecuación. Elaboración propia.

Tal como se detalla en la Tabla 7, el volumen de almacenamiento del tanque de ecuación se ha fijado en una capacidad total de 50 m³, dividida en dos unidades cilíndricas operadas en paralelo. Este dimensionamiento es fundamental para la estabilidad de la planta, ya que permite amortiguar hidráulicamente los picos de descarga de hasta 6.49 m³/h identificados en el monitoreo físico de campo. Almacenar temporalmente el efluente crudo en estas unidades de Fibra de Vidrio (FRP) sin requerir aireación permite regularizar el caudal, transformando los flujos intermitentes en un caudal de alimentación constante y homogeneizado de 5.0 m³/h hacia el reactor secundario, protegiendo a la biopelícula de posibles choques de carga orgánica.

C. Etapa de Tratamiento Secundario (Reactor Biológico MBBR)

El volumen del reactor biológico se calculó a partir de la carga orgánica diaria de entrada (L_0), determinada mediante la ecuación:

$$L_0 = Q \times S_0 \times 1000$$

$$L_0 = 120 \text{ m}^3/\text{día} \times 250 \text{ mg/L} \times 1000 \text{ (factor de conversión)} = 30 \text{ kg DBO}_5/\text{día}$$

Utilizando una tasa de remoción cinética promedio del sistema (R) equivalente a 1.0 kg DBO₅/m³·día, se determinó el volumen neto del reactor mediante la fórmula:

$$V = \frac{L_0}{R}$$
$$V = \frac{30 \text{ kg DBO}_5/\text{día}}{1.0 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{día}} = 30 \text{ m}^3$$

Aplicando un factor de seguridad operacional del 25% frente a fluctuaciones imprevistas de carga en el campamento, el volumen útil neto mínimo ajustado se fijó en 37.5 m³. Al emplear dos reactores cilíndricos horizontales en paralelo con un diámetro interno de 3.0 m y una longitud de 6.0 m por unidad, el volumen geométrico real de cada módulo es de 42.41 m³ ($V = \pi \cdot 1.5^2 \cdot 6$). Esto otorga un volumen total geométrico construido e instalado de 84.82 m³ para el sistema biológico conjunto, garantizando un margen estructural óptimo respecto al requerimiento cinético mínimo de diseño.

Tabla 8

Requisitos mecánicos y dimensionales para el tratamiento biológico.

PARÁMETRO DEL RECONSTRUCTOR	UNIDAD	ESPECIFICACIÓN REQUERIDA
Número de reactores biológicos	und	2 (operación en paralelo)
Caudal de diseño por módulo	m ³ /día	120
Carga orgánica diaria (L0)	kg DBO ₅ /día	84.82 m ³ (Total instalado en los dos módulos)
Volumen útil neto total	m ³	30
Volumen total geométrico construido	m ³	37
Diámetro interno unitario	m	3.0
Longitud horizontal unitaria	m	6.0

Nota. Se resumen los parámetros de diseño para los dos reactores biológicos del sistema. Elaboración propia.

Cada reactor cuenta con una configuración cilíndrica horizontal idéntico. Con un diámetro de 3.0 m y longitud de 6.0 m por unidad, se incorporó un volumen de llenado equivalente a 18 m³ de soportes biológicos (carriers) hechos de polietileno de alta densidad (HDPE), los cuales poseen una superficie específica activa de 500 m²/m³. Teóricamente, un llenado estándar del 40% del volumen ajustado demandaría 14.8 m³ de soportes; no obstante, se adoptaron los 18 m³ para robustecer el margen de seguridad biológica ante picos de nitrógeno.

Para mantener la masa microbiana adherida en suspensión continua y aportar el oxígeno disuelto necesario, se calculó el siguiente sistema mecánico de aireación:

Tabla 9

Componentes del sistema de aireación del reactor biológico.

COMPONENTE MECÁNICO	ESPECIFICACIÓN Y MARCA SELECCIONADA
Equipos sopladores de aire	Dos unidades de trabajo alternado continuo (Marca Siemens / Repicky).
Potencia nominal del motor	10 HP independientes para cada soplador.
Unidades de difusión de fondo	Difusores de microburbuja de 9 pulgadas de diámetro (Material EPDM, SSI - USA).
Regulación de la oxigenación	Válvulas neumáticas automáticas para control de la masa microbiana.

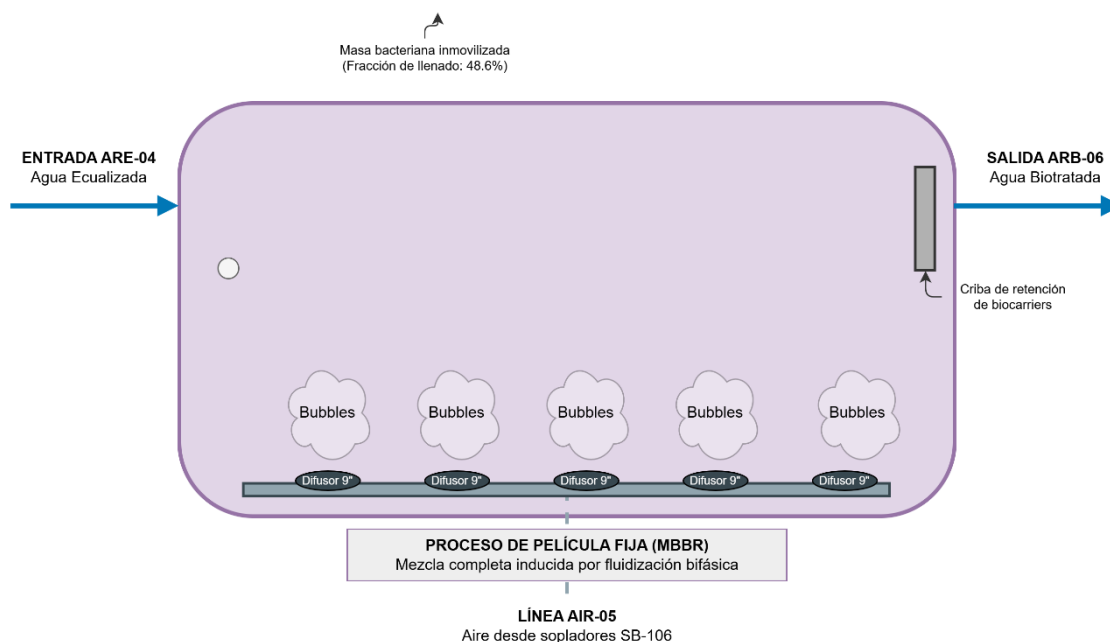
Nota. Componentes y especificaciones técnicas del sistema de aireación para el reactor MBBR. Elaboración propia.

La configuración estructural, mecánica e hidráulica de las unidades de tratamiento secundario responde de forma estricta al modelo de reactores de lecho móvil (MBBR), operando bajo un régimen bioingenieril continuo automatizado de mezcla completa fluidizada, tal como se esquematiza en la Figura 3b. A diferencia de los sistemas tradicionales de biomasa suspendida, la arquitectura interna de los dos módulos cilíndricos horizontales (RB-105A/B) fabricados en Poliéster Reforzado con Fibra de Vidrio (PRFV) prescinde de cualquier partición física interna, confinando en un único espacio geométrico oxigenado la totalidad del efluente ecualizado y los consorcios bacterianos fijados.

El funcionamiento operativo de la unidad se articula a través de tres componentes mecánicos e hidráulicos de control integrados:

Figura 4

Detalles mecánicos y componentes internos del reactor biológico móvil (MBBR).



Nota. Elaboración Propia – Draw.io.

En primer lugar, el soporte hidrodinámico o biocarrier de polietileno de alta densidad (HDPE) constituye el elemento central para la inmovilización microbiana. Para este diseño se seleccionaron carriers comerciales tipo K3, cuyas especificaciones técnicas detallan un diámetro nominal de 25 mm, una altura cilíndrica de 10 mm y una forma de rueda de carro con aletas externas y canales internos en cruz que maximizan la protección mecánica del biofilm. Estos elementos poseen una superficie específica activa protegida de $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$, una porosidad o fracción de vacíos estructural superior al 85% y una densidad aparente controlada en un rango estricto de 0.94 a 0.96 g/cm^3 . Con una fracción de llenado real calculada del 48.6% (equivalente a 18 m^3 netos distribuidos homogéneamente en el sistema), estos portadores plásticos proveen un área superficial idónea para el anclaje físico de las bacterias heterótrofas y autótrofas dentro de su matriz viscoelástica de sustancias poliméricas extracelulares (EPS). Su densidad calibrada, ligeramente inferior a la del agua pura, es una propiedad mecánica crítica que disminuye drásticamente el consumo de potencia electromecánica requerido para inducir la suspensión, permitiendo que las plumas de aire mantengan el movimiento constante de los elementos en el seno del fluido.

La infraestructura interna incorpora en la sección de salida de cada módulo una criba mecánica cilíndrica perforada de acero inoxidable (luz de malla de 15 mm), cuya función exclusiva es la retención física de los biocarriers, impidiendo de forma absoluta su escape o lavado hacia las unidades posteriores. De este modo, la sinergia mecánica de los componentes blindo la estabilidad cinética de la planta, asegurando la remoción constante de la carga orgánica y la nitrificación simultánea del efluente.

Es imperativo precisar, en atención a los criterios de dimensionamiento expuestos en la Tabla 8, que el corazón del tratamiento secundario de esta planta corresponde estrictamente a un proceso biológico aerobio de lecho móvil (MBBR) por biopelícula adherida, y no a un sistema de filtración por membranas (MBR). La digestión de los 30 kg DBO₅/día se ejecuta gracias a la actividad metabólica de consorcios microbianos inmovilizados sobre soportes plásticos móviles (*carriers*). Como se observa en la Tabla 8, el reactor biológico se estructuró en dos módulos horizontales con un volumen total geométrico construido de 37 m³, lo que incorpora un factor de seguridad del 25% frente al volumen neto cinético de 30 m³.

La ingeniería de detalle del biofilm especifica la introducción de un volumen real de 18 m³ de *carriers* de polietileno de alta densidad (HDPE) con una superficie específica activa de 500 m²/m³. Aunque el llenado estándar del 40% requeriría teóricamente 14.8 m³, la decisión de diseño de incrementar el volumen a 18 m³ (equivalente a un porcentaje de llenado real del 48.6%) se justifica técnicamente para proporcionar un área superficial excedente que absorba los picos de nitrógeno total (349 mg/L) identificados en el afluente, facilitando los procesos de nitrificación simultánea. Asimismo, la configuración mecánica descrita en la Tabla 9, compuesta por sopladores Siemens/Repicky de 10 HP y difusores de microburbuja de 9 pulgadas en material EPDM, garantiza la transferencia de oxígeno necesaria y la hidrodinámica perfecta para mantener los soportes plásticos en un estado de fluidización y suspensión continua, evitando zonas muertas dentro del reactor.

Es fundamental precisar que la unidad de tratamiento biológico secundario dimensionada corresponde estrictamente a un proceso de película fija en reactores de lecho móvil (MBBR). A diferencia de los sistemas de biorreactores de membrana (MBR), los cuales prescinden de la decantación gravitatoria al efectuar la separación de fases mediante módulos de filtración capilar o de placa, el sistema propuesto para el campamento Sotrami S.A. confina la biomasa activa en soportes plásticos fluidizados por aire. Por consiguiente, la separación sólida-líquida de los flóculos desprendidos del biofilm se ejecuta aguas abajo mediante las unidades de sedimentación secundaria cónico-cilíndricas calculadas en el presente estudio, descartando el uso de membranas de ultra o microfiltración en el flujo principal del proceso.

D. Etapa de Sedimentación Secundaria (Separación de Sólidos)

El dimensionamiento de los clarificadores se estructuró a partir de un caudal equivalente a 5 m³/h (120 m³/días desglosados en 24 horas). El área superficial (A) se calculó en función de un diámetro de 2.50 m:

$$A = \frac{3.14 \times (2.50\text{m})^2}{4}$$

$$A = 4.91\text{m}^2$$

El Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) se evaluó considerando el volumen útil de 11.28 m³ calculado para el tanque:

$$TRH = \frac{11.28\text{m}^3}{5 \text{ m}^3/\text{h}}$$

$$TRH = 2.26 \text{ horas}$$

La velocidad de sedimentación (Vs) y la carga superficial (Cs) operan bajo regímenes estables, calculados mediante:

$$V_s = \frac{5 \text{ m}^3/\text{h}}{4.91\text{m}^2}$$

$$V_s = 1.02 \text{ m}/\text{h}$$

$$C_s = \frac{5 \text{ m}^3/\text{h}}{4.91\text{m}^2}$$

$$C_s = 1.02 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$$

Tabla 10

Parámetros operativos calculados para las unidades de sedimentación.

PARÁMETRO DE OPERACIÓN	UNIDAD	VALOR CALCULADO	REQUISITO DE DISEÑO BASE
Caudal de avance continuo (Q)	m ³ /h	5.0	120 m ³ /día
Carga superficial del flujo	m ³ /m ² ·h	1.02	1.02
Tiempo de retención hidráulica	h	2.26	6.0 (Tiempo máximo de retención)
Área superficial neta	m ²	4.91	5.04
Volumen útil por unidad	m ³	11.28	7.26
Volumen total geométrico	m ³	11.28	9.22

Nota. Se especifican los parámetros de diseño calculados para los tanques sedimentadores. Elaboración propia.

Tabla 11

Características geométricas y mecánicas de los sedimentadores.

PARÁMETRO CONSTRUCTIVO	DETALLE DE LA UNIDAD OPERATIVA
Cantidad total instalada	2 unidades independientes (Primario y Secundario).
Configuración geométrica	Estructura cónico-cilíndrica vertical de fondo agudo.
Dimensiones estructurales	Diámetro superior de 2.50 m; Altura cilíndrica de 1.60 m; Cono de 0.81 m.
Altura total de la unidad	2.60 m totales construidos.
Material de fabricación	Acero estructural con recubrimiento epóxico anticorrosivo.
Diámetro de interconexión	Bridas estandarizadas de entrada y salida de 2 pulgadas.
Sistemas complementarios	Purga automática, desnatador superficial y retorno de lodos activos.

Nota. Parámetros de diseño y construcción para los sedimentadores del sistema. Elaboración propia.

Los parámetros operativos y geométricos consolidados en la Tabla 10 y la Tabla 11 demuestran que las unidades de sedimentación secundaria se encuentran correctamente calibradas para la separación física de la biomasa suspendida procedente del reactor MBBR. Al fijar una carga superficial de flujo de $1.02 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ y un Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) de 2.26 horas, el diseño cumple holgadamente con los requerimientos base para clarificadores secundarios de flujo vertical. La configuración cónico-cilíndrica de fondo agudo detallada en la Tabla 11, construida en acero estructural con recubrimiento epóxico, facilita la acumulación por gravedad de los lodos en la sección inferior, permitiendo que los sistemas complementarios ejecuten la purga automática, el desnatado superficial y el retorno de lodos activos hacia la línea de tratamiento de forma eficiente y sin arrastre de flóculos en el efluente clarificado.

E. Etapa de Tratamiento Terciario (Filtración de Cuarzo)

Para remover partículas coloidales remanentes y pulir mecánicamente el efluente antes de la desinfección, se acopló un filtro de lecho profundo cargado con arena de cuarzo de alta retención:

Tabla 12

Especificaciones técnicas del filtro de lecho de cuarzo.

PARÁMETRO DE OPERACIÓN	UNIDAD	DIMENSIÓN DEL FILTRO
Cantidad de unidades de pulido	und	1
Caudal diario de procesamiento	m ³ /día	120
Tasa de filtración nominal	m ³ /m ² ·min	0.1
Área de contacto transversal	m ²	20
Diámetro del tanque de presión	m	5.0
Altura útil del lecho filtrante	m	1.2
Volumen total de medio filtrante	m ³	24

Nota. Se presentan las especificaciones técnicas para el filtro de lecho de Cuarzo. Elaboración propia.

F. Etapa de Desinfección Química (Cloración)

Para neutralizar la carga patógena del efluente pulido, se calculó un volumen de desinfección basado en un flujo continuo de 5 m³/h bajo un TRH preventivo de 30 minutos (0.5 horas) para asegurar el contacto del agente químico:

$$V = Q \times TRH$$
$$Q = \frac{120 \text{ m}^3/\text{día}}{24 \text{ horas}/\text{día}}$$

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

$$V = 5 \text{ m}^3/\text{h} \times 0.5 \text{ horas}$$

$$V = 2.5 \text{ m}^3$$

Empleando una dosificación de cloro activo concentrado de 2 mg/L, la capacidad de dosificación horaria de la bomba de inyección química se fijó en:

$$\text{Dosis de cloro} = 2 \text{ mg/L} \times 5 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Dosis de cloro} = 10,000 \text{ mg/h}$$

Tabla 13

Condiciones y dosificación química del proceso de cloración.

PARÁMETRO OPERACIONAL	CARACTERÍSTICA ESPECÍFICA DEL PROCESO
Agente desinfectante comercial	Hipoclorito de Calcio de alta concentración (HTH).
Concentración activa	70% de cloro activo en peso.
Preparación de la solución madre	Dilución controlada al 1% en peso hidrolizado.
Dosificación operativa real	Inyección constante de 2 mg/L en línea (según requerimiento estequiométrico).
Tiempo de contacto hidráulico	Superior 30 minutos continuos.
Cloro residual libre esperado	Rango controlado entre 0.1 y 0.5 mg/L en la descarga.

Nota. Características del proceso de desinfección del efluente. Elaboración propia.

Tabla 14

Requisitos geométricos y mecánicos del tanque de contacto de cloro.

PARÁMETRO CALCULADO	VALOR DE DISEÑO	DESCRIPCIÓN TÉCNICA
Volumen interno neto (V)	2.5 m ³	Espacio volumétrico calibrado para la retención hidráulica.
Caudal de alimentación (Q)	5 m ³ /h	Flujo continuo derivado de la filtración terciaria.
Tiempo de retención útil	0.5 horas	Equivalente a 30 minutos exactos de mezcla e inactivación.
Dosis teórica aplicada	2 mg/L	Base estequiométrica para la destrucción de bacterias.
Factor de control CT	15-30 mg·min/L	Producto Concentración-Tiempo regulado para asegurar la desinfección.
Material del depósito	PRFV / FRP	Poliéster de alta durabilidad resistente a la oxidación química.

Nota. Parámetros calculados para el dimensionamiento y operación del tanque de desinfección. Elaboración propia.

Las etapas finales de tratamiento terciario y desinfección consolidan el cumplimiento de las metas de calidad para el reúso del agua. De acuerdo con las especificaciones técnicas de la Tabla 12, el filtro de lecho profundo cargado con 24 m³ de arena de cuarzo opera con una tasa de filtración nominal de 0.1 m³/m²·min, actuando como una barrera mecánica eficiente para retener coloides y partículas remanentes que lograsen escapar de la sedimentación.

Finalmente, las condiciones operacionales y geométricas detalladas en la Tabla 13 y la Tabla 14 demuestran la robustez del proceso de cloración química utilizando Hipoclorito de Calcio (HTH) al 70% de cloro activo. Al inyectar una dosificación real de 2 mg/L dentro de un tanque de contacto de PRFV de 2.5 m³, se garantiza un tiempo de retención útil de 30 minutos exactos bajo un factor de control Concentración-Tiempo (CT) regulado entre 15 y 30 mg·min/L. Esta configuración asegura la inactivación total de la carga microbiológica (*Escherichia coli* y coliformes), manteniendo un rango de cloro residual libre de 0.1 a 0.5 mg/L en la descarga, lo cual blindará sanitariamente el efluente pulido antes de su almacenamiento definitivo para el riego de áreas verdes.

4.3.3. Modelamiento tridimensional y validación prototipo del diseño de la planta

Con el propósito de evaluar la viabilidad espacial, la distribución de componentes mecánicos, la interconexión de tuberías y mitigar interferencias estructurales en el terreno antes de la ejecución de las obras civiles, se desarrolló un modelamiento tridimensional a escala real de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas (PTARD), empleando herramientas avanzadas de renderizado y diseño paramétrico poligonal. Este prototipo digital, cuyos renders y vistas ortogonales se detallan formalmente en el Anexo 2, funciona como un modelo de validación bioingenieril que complementa los planos hidráulicos bidimensionales del sistema. El diseño tridimensional del prototipo se estructuró bajo los siguientes criterios de ingeniería:

En primer lugar, se modeló la geometría exacta de los tanques cilíndricos verticales de ecualización y filtración terciaria, respetando las relaciones de aspecto de las memorias de cálculo, acoplando los agitadores electromecánicos superiores y las bridas de interconexión de las líneas de fluidos. Asimismo, los dos módulos de reactores biológicos horizontales MBBR fueron posicionados de manera superpuesta en un rack estructural metálico optimizado; esta disposición prototipo resulta fundamental en entornos mineros con restricciones de espacio, demostrando que la tecnología seleccionada minimiza el requerimiento de área transversal de implantación respecto a los sistemas tradicionales de lagunas o lodos activados convencionales.

En segundo lugar, se replicó la configuración cónico-cilíndrica vertical de fondo agudo de los sedimentadores secundarios. El prototipo digital permitió verificar los ángulos de inclinación de las tolvas inferiores fijos en cuarenta y cinco grados, cota geométrica indispensable para asegurar el deslizamiento natural por gravedad de los flóculos biológicos y precipitados hacia la línea inferior de purga de lodos, previniendo zonas de acumulación o descomposición anaerobia séptica.

En tercer lugar, el modelamiento integró la losa de soporte y cimentación estructural superficial sobre el terreno escarpado del campamento minero, validando la hidráulica de canales abiertos de la cámara de rejas y la disposición lineal de las interconexiones en material de PVC clase diez. La integración de este prototipo tridimensional blindó técnicamente la propuesta, transformando los datos cinéticos abstractos en un diseño arquitectónico industrial de alta fidelidad, perfectamente alineado con las metodologías modernas de la ingeniería ambiental.

4.4. Evaluación de la calidad del efluente tratado y conformidad legal

Para dar cumplimiento al cuarto objetivo específico de la investigación, se procedió a evaluar los resultados analíticos del agua tratada a la salida de la PTARD, una vez que el flujo superó secuencialmente las etapas de ecualización, reacción biológica mediante el sistema MBBR, sedimentación secundaria, filtrado en lecho de cuarzo y desinfección química. Las muestras finales purificadas fueron analizadas por los laboratorios de la oficina de calidad de la Universidad Católica de Santa María con el fin de certificar de manera oficial su caracterización efluente. En la Tabla 15 se presentan de forma detallada los valores analíticos fisicoquímicos, bioquímicos y microbiológicos obtenidos en el efluente definitivo post-tratamiento:

Tabla 15

Parámetros analíticos finales de calidad del agua tratada (Efluente).

PARÁMETRO EVALUADO	UNIDAD	VALOR DEL EFLUENTE TRATADO
pH	Unidad	7.5
Turbidez	NTU	4.5
Sólidos Suspendidos Totales (TSS)	mg/L	30
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	mg/L	30
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	75
Nitrógeno Total	mg/L	10
Fósforo Total	mg/L	1.5
Aluminio	mg/L	0.15
Arsénico	mg/L	0.005
Hierro	mg/L	0.05
Manganeso	mg/L	0.07
Coliformes Totales	NMP/100 mL	< 1000
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 mL	0

Nota. Caracterización fisicoquímica y biológica del efluente después de pasar por el sistema de tratamiento MBBR. Elaboración propia.

Como se puede apreciar en los resultados consolidados de la Tabla 15, los valores analíticos del efluente tratado reflejan una mejora sustancial en todos los componentes evaluados, denotando la estabilización del agua residual tras el proceso de depuración. No obstante, para validar formalmente la viabilidad ambiental del vertimiento y el éxito del diseño de ingeniería implementado, es indispensable contrastar estos datos de salida de forma simultánea con las condiciones del agua cruda inicial y con los límites de tolerancia exigidos por el marco jurídico nacional.

4.4.1. Análisis comparativo de conformidad legal (Afluente vs. Efluente vs. Norma)

Con el propósito de verificar el grado de cumplimiento normativo de la planta, se estructuró una matriz comparativa cruzada donde se enfrentan las concentraciones del agua cruda inicial expuestas en la Tabla 2 con los valores del efluente purificado detallados en la Tabla 15. Esta evaluación analítica se ejecutó bajo el amparo legal de los Límites Máximos Permisibles (LMP) para efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales, regulados en el Perú por el Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM. En la Tabla 16 se presenta la matriz unificada de conformidad legal correspondiente:

Tabla 16

Matriz de conformidad legal comparativa antes y después del tratamiento.

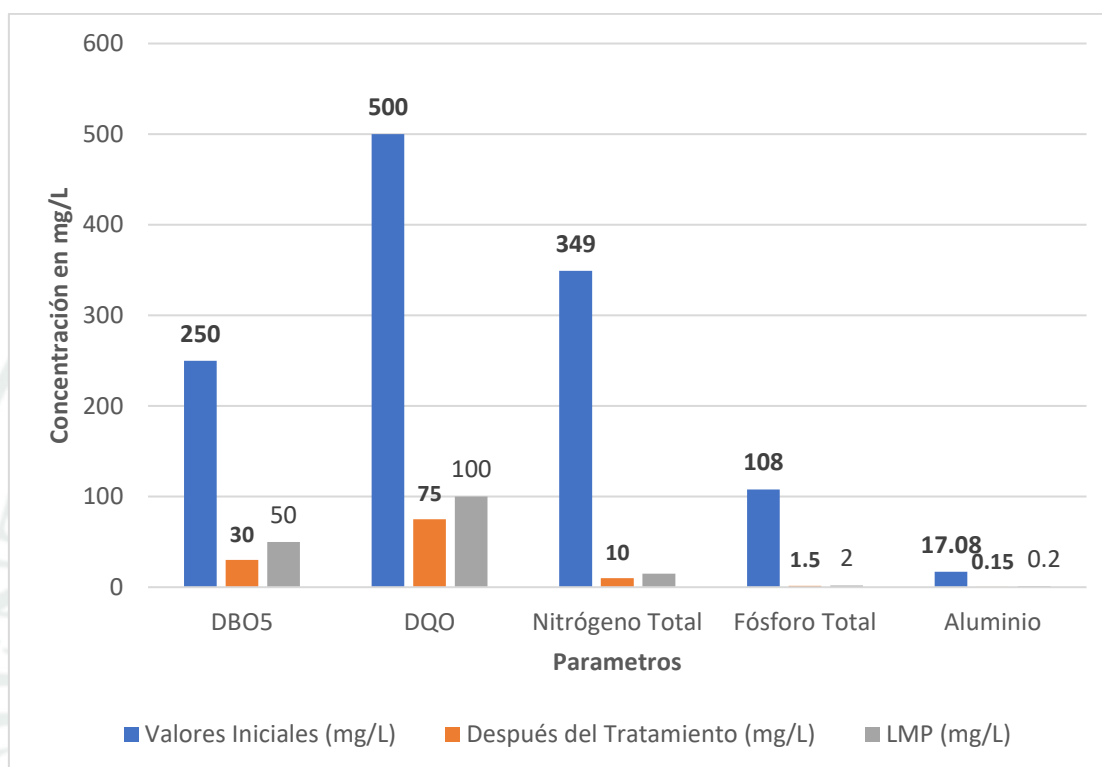
PARÁMETRO CRÍTICO	ANTES DEL TRATAMIENTO	DESPUÉS DEL TRATAMIENTO	LMP NORMATIVA PERUANA	¿CUMPLE LA LEY? (Sí/No)
Caudal Diario (m ³ /día)	120	120	No aplica	Sí
pH (Unidades)	8.3	7.5	6.5 - 9.0	Sí
Turbidez (NTU)	471	4.5	5	Sí
Sólidos Suspendidos (TSS)	576 mg/L	30 mg/L	50 mg/L	Sí
DBO ₅ (Carga Orgánica)	250 mg/L	30 mg/L	50 mg/L	Sí
DQO (Carga Orgánica)	500 mg/L	75 mg/L	250 mg/L	Sí
Nitrógeno Total	349 mg/L	10 mg/L	10 mg/L	Sí
Fósforo Total	108 mg/L	1.5 mg/L	2 mg/L	Sí
Aluminio (Metal)	17.08 mg/L	0.15 mg/L	0.2 mg/L	Sí
Arsénico (Metal)	0.02 mg/L	0.005 mg/L	0.01 mg/L	Sí
Hierro (Metal)	0.11 mg/L	0.05 mg/L	0.3 mg/L	Sí
Manganeso (Metal)	0.77 mg/L	0.07 mg/L	0.1 mg/L	Sí
Coliformes Totales	7.90 x 10 ² NMP	< 1000 NMP	1000 NMP/100 mL	Sí
<i>Escherichia coli</i>	680 NMP	0 NMP	0 NMP/100 mL	Sí

Nota. Comparación de los parámetros del agua antes y después del tratamiento frente a los Límites Máximos Permisibles (LMP) de la normativa peruana. Elaboración propia.

La reducción visual drástica de la carga contaminante y su posicionamiento seguro por debajo de las líneas de tolerancia legal se ilustra en la siguiente gráfica consolidada:

Figura 5

Gráfico comparativo de concentración de contaminantes frente a los LMP.



Nota. Comparación gráfica entre los valores del afluente, los resultados postratamiento y los Límites Máximos Permisibles (LMP). Elaboración propia.

Los resultados consolidados en la Tabla 16 y la tendencia decreciente expuesta en la Figura 5 confirman la extraordinaria eficiencia y estabilidad operativa del sistema biológico MBBR acoplado en la PTARD. Al analizar los indicadores orgánicos primarios de la Tabla 16, se evidencia que la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) disminuyó drásticamente de un valor crítico inicial de 250 mg/L a tan solo 30 mg/L, cumpliendo con holgura la exigencia del LMP que fija un techo máximo de 50 mg/L.

De manera homóloga, la Demanda Química de Oxígeno (DQO) experimentó un descenso notable al pasar de 500 mg/L a 75 mg/L, situándose muy por debajo del límite legal permitido de 250 mg/L. Estos datos demuestran de forma fehaciente que la alta superficie específica activa de los biocarriers seleccionados ($500 \text{ m}^2/\text{m}^3$) combinada con la inyección homogénea de oxígeno disuelto a través del sistema de aireación de fondo, permitieron que los consorcios microbianos heterótrofos fijados en la biopelícula asimilaran, estabilizaran y digirieran la carga orgánica biodegradable y química oxidable con un alto índice de predictibilidad técnica.

En paralelo, de acuerdo con las variaciones analíticas documentadas en la Tabla 16, la remoción de los macronutrientes críticos resultó igualmente exitosa para el control ambiental de los vertimientos. El Nitrógeno Total se redujo drásticamente desde una concentración inicial severa de 349 mg/L hasta alcanzar los 10 mg/L en el efluente, lo que equivale a una eficiencia de remoción del 97.1%. Por su parte, el Fósforo Total cayó de 108 mg/L a 1.5 mg/L, consolidando una tasa de eliminación del 98.6%.

Estos rendimientos específicos expuestos en la Tabla 16 y la Figura 5 adquieren una relevancia ambiental crítica para el proyecto, ya que alcanzar con exactitud estas metas de depuración mitiga por completo el riesgo de eutrofización y proliferación de algas en la Quebrada Santa Ana, protegiendo la biodiversidad acuática del cuerpo receptor. Respecto al comportamiento de los metales pesados, el Aluminio experimentó una caída drástica de 17.08 mg/L a 0.15 mg/L, logrando situarse por debajo del límite normativo de 0.2 mg/L; este comportamiento demuestra que la geometría cónico-cilíndrica vertical diseñada para los sedimentadores secundarios funcionó eficazmente, permitiendo decantar y purgar los flóculos biológicos y los precipitados metálicos suspendidos de manera óptima.

Finalmente, desde el enfoque microbiológico y de salud pública, los datos de la Tabla 16 certifican el éxito del sistema de desinfección química implementado en la etapa de pulido de la planta. La eliminación total de *Escherichia coli*, la cual descendió de 680 NMP a 0 NMP/100 mL, junto con la reducción de los coliformes totales a niveles inferiores a 1000 NMP/100 mL, validan de forma directa la idoneidad del tiempo de retención útil de 30 minutos y la dosificación estequiométrica calculada para el hipoclorito de Ca (HTH).

En consecuencia, los resultados de la Tabla 16 y la Figura 5 permiten dictaminar de manera concluyente que el efluente final purificado de la planta cumple al 100% con la conformidad legal exigida por el Estado peruano. Al haber neutralizado los riesgos sanitarios y la carga contaminante, se valida que el agua tratada posee una aptitud óptima para su aprovechamiento y reúso directo en el riego de parques, jardines y áreas verdes del campamento de la Compañía Minera Sotrami S.A., cerrando el ciclo hidrológico bajo un enfoque sostenible de economía circular del recurso agua.

El análisis bioingenieril de los datos consolidados en la Tabla 16 revela que la drástica reducción de la carga orgánica e inorgánica no responde a un fenómeno de dilución hidráulica, sino a la maduración cinética, robustez operativa y estratificación ecológica de la biopelícula adherida en el sistema de tratamiento secundario MBBR. La reducción de la DBO₅ de 250 mg/L a 30 mg/L (88% de eficiencia) y de la DQO de 500 mg/L a 75 mg/L supera significativamente los niveles de depuración reportados por Colca Mamani (2019) y Huamani Condori (2020) en campamentos mineros del Perú. Estos autores, al evaluar sistemas de lodos activados convencionales, evidenciaron severas inestabilidades operativas y pérdidas de eficiencia ante las fluctuaciones extremas de la carga horaria, provocando el lavado de la biomasa en suspensión y fallas por abultamiento fangoso (*sludge bulking*). En el presente diseño MBBR, la inmovilización celular sobre los biocarriers de HDPE permite independizar por completo el Tiempo de Retención Celular (SRT) del Tiempo de Retención Hidráulica (TRH), eliminando la necesidad de recirculación externa de lodos (RAS). Esto dota a la unidad de una alta resiliencia frente a choques de carga orgánica y variaciones térmicas drásticas. Asimismo, este tratamiento secundario ofrece ventajas críticas frente a tecnologías como los biorreactores de membrana (MBR) evaluados por Chen et al. (2023); aunque los MBR alcanzan altas tasas de clarificación, sufren de un elevado costo operativo debido al ensuciamiento y colmatación constante de las membranas capilares por compuestos tensoactivos. El sistema MBBR propuesto soluciona esta limitación al confinar la biomasa activa en soportes fluidizados por aire, derivando la separación sólida-líquida a clarificadores secundarios gravitatorios aguas abajo. Este comportamiento es consistente con lo descrito por Pratap et al. (2024), quienes demostraron que el uso de soportes de alta densidad optimiza la tasa de utilización del sustrato orgánico volumétrico, alcanzando la estabilización del efluente doméstico en espacios geométricos reducidos y tiempos de residencia significativamente menores que los reactores convencionales.

Un aspecto determinante en la Tabla 16 es la remoción simultánea del Nitrógeno Total (de 349 mg/L a 10 mg/L) y del Fósforo Total (de 108 mg/L a 1.5 mg/L), registrando eficiencias del 97.1% y 98.6% respectivamente, junto con la eliminación absoluta de la carga patógena. Este fenómeno se asienta en los gradientes de difusión molecular que gobiernan el espesor de la biopelícula en el reactor de lecho móvil. La transferencia de masa genera una capa aerobia externa donde las bacterias oxidantes del amonio (AOB) y del nitrito (NOB) ejecutan la nitrificación, transformando el nitrógeno amoniacal en nitratos (NO_3^-). A profundidades mayores del biofilm (superiores a 150 μm), el consumo de oxígeno genera microzonas de anoxia total donde bacterias facultativas desnitrificantes reducen inmediatamente estos nitratos a nitrógeno gaseoso (N_2) libre. Esto explica por qué el efluente final presenta una concentración de nitratos mínima y controlada, alcanzando el límite exacto de 10 mg/L exigido por la norma. Esta dinámica de nitrificación-desnitrificación simultánea (SND) coincide con los hallazgos de Ahmadi et al. (2023) y Luan et al. (2023), quienes comprobaron que bajas relaciones de carbono/nitrógenos estables favorecen la coexistencia de rutas metabólicas autótrofas y heterótrofas en un único espacio oxigenado. Por su parte, la remoción de fósforo concuerda con Rellegadla et al. (2023), quienes identificaron que mantener un espesor de biofilm controlado potencia la actividad de las bacterias acumuladoras de fósforo (PAO), las cuales absorben ortofosfatos en exceso durante la fase aerobia y los fijan de forma estable dentro de la matriz de sustancias poliméricas extracelulares (EPS). Finalmente, el comportamiento microbiológico ratifica la alta eficiencia de la barrera de desinfección por cloración química calculada; la desactivación total de *Escherichia coli* (de 680 NMP a 0 NMP/100 mL) y la contracción de coliformes totales se lograron gracias al estricto cumplimiento del factor de control Concentración-Tiempo (CT de 15-30 $\text{mg}\cdot\text{min/L}$) en el tanque de contacto, destruyendo las membranas citoplasmáticas bacterianas y anulando el peligro epidemiológico latente para las comunidades ubicadas aguas abajo.

Finalmente, el comportamiento de los metales pesados en la Tabla 16, específicamente la contracción del Aluminio de 17.08 mg/L a 0.15 mg/L y del Manganeso de 0.77 mg/L a 0.07 mg/L, demuestra la efectividad de acoplar la degradación biológica con una separación física rigurosa. Al desprenderse el biofilm viejo por el fenómeno de purga espontánea, los metales adsorbidos en la matriz extracelular y los hidróxidos metálicos precipitados son efectivamente retenidos en el fondo agudo de los sedimentadores cónico-cilíndricos verticales y pulidos en el filtro de cuarzo, evitando el arrastre de finos al efluente. Este mecanismo híbrido de remoción por bioadsorción y clarificación mecánica valida el modelo tecnológico frente a los estudios de Badawi et al. (2024), consolidando una infraestructura sanitaria que no solo alcanza la conformidad legal absoluta ante el Decreto Supremo N°003-2010-MINAM, sino que posiciona los parámetros finales en rangos óptimos para el reúso seguro del recurso hídrico.

4.5. Análisis de la reducción de la carga contaminante y contribución ambiental

Para dar cumplimiento al quinto y último objetivo específico de la investigación, se estructuró el balance de materia global en estado estacionario para los contaminantes de mayor impacto crítico ambiental: la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5) y los Sólidos Suspendedos Totales (TSS). Este análisis permite cuantificar vectorialmente la masa neta de contaminantes removidos expresada en unidades de masa diaria (kg/día), determinando el grado de mitigación y protección ambiental ejercido sobre el cuerpo receptor de la Quebrada Santa Ana.

4.5.1. Balance de materia para la carga orgánica (DBO₅)

El cálculo de la masa de materia orgánica biodegradable que ingresa y sale diariamente del sistema se determinó multiplicando el caudal nominal de diseño (120 m³/día) por las concentraciones analíticas respectivas registradas en los ensayos, utilizando un factor de conversión de miligramos a kilogramos:

Carga de entrada de DBO₅

$$L_{in} = \frac{Q_{in} \times S_{in}}{1000}$$
$$L_{in} = \frac{120 \text{ m}^3/\text{día} \times 250 \text{ mg/L}}{1000} = 30 \text{ kg/día}$$

Carga de salida de DBO₅

$$L_{sal} = \frac{Q_{sal} \times S_{sal}}{1000}$$
$$L_{sal} = \frac{120 \text{ m}^3/\text{día} \times 30 \text{ mg/L}}{1000} = 3.6 \text{ kg/día}$$

Masa neta de carga orgánica removida (L_{removida}):

$$L_{removida} = L_{in} - L_{sal}$$
$$L_{removida} = 30 \text{ kg/día} - 3.6 \text{ kg/día}$$
$$L_{removida} = 26.4 \text{ kg/día}$$

Como se deriva de las relaciones matemáticas del balance orgánico descritas anteriormente, la carga masiva inicial de DBO₅ que ingresa al sistema es de 30.00 kg/día, la cual se contrae hasta un remanente de salida de tan solo 3.60 kg/día. Este comportamiento diferencial demuestra cuantitativamente que el proceso de digestión biológica inmovilizada logra retirar una masa neta de 26.40 kg de DBO₅ por cada día de operación de la planta. Esta reducción masiva es el resultado directo de la cinética de asimilación bacteriana dentro del reactor MBBR, donde la materia orgánica soluble es consumida y transformada por la biopelícula activa en dióxido de carbono, agua y nueva biomasa celular decantable, evitando que esta carga orgánica ejerza una demanda de oxígeno inmediata sobre el cuerpo receptor.

4.5.2. Balance de materia para Sólidos Suspendidos Totales (TSS)

Siguiendo el mismo principio estequiométrico diferencial, se evaluó el comportamiento de la masa de partículas finas retenidas principalmente a través de la sedimentación secundaria y el pulido terciario en el lecho de cuarzo:

Carga de sólidos suspendidos de entrada (TSS_{in}):

$$\begin{aligned}TSS_{in} &= Q_{in} \times TSS_{in} \times 1000 \\TSS_{in} &= 120 \text{ m}^3/\text{dia} \times 576 \text{ mg}/\text{L} \times 1000 \\TSS_{in} &= 69.12 \text{ kg}/\text{dia}\end{aligned}$$

Carga de sólidos suspendidos de salida (TSS_{sal}):

$$\begin{aligned}TSS_{sal} &= Q_{sal} \times TSS_{sal} \times 1000 \\TSS_{sal} &= 120 \text{ m}^3/\text{dia} \times 30 \text{ mg}/\text{L} \times 1000 \\TSS_{sal} &= 3.6 \text{ kg}/\text{dia}\end{aligned}$$

Masa neta de sólidos suspendidos removidos (TSS_{removidos}):

$$\begin{aligned}TSS_{removidos} &= TSS_{in} - TSS_{sal} \\TSS_{removidos} &= 69.12 \text{ kg}/\text{dia} - 3.6 \text{ kg}/\text{dia} \\TSS_{removidos} &= 65.52 \text{ kg}/\text{dia}\end{aligned}$$

A partir de las ecuaciones aplicadas para la evaluación de la fase sólida, se evidencia que el campamento del centro minero genera una carga inicial severa de 69.12 kg/día de Sólidos Suspendidos Totales (TSS), de los cuales únicamente 3.60 kg/día logran atravesar la descarga del efluente tratado. Esto significa que la PTARD retiene de manera efectiva una masa neta de 65.52 kg/día de TSS antes del punto de vertimiento. Este rendimiento de retención física y mecánica valida la sinergia operativa existente entre la unidad de sedimentación secundaria cónico-cilíndrica y la filtración terciaria en el lecho de cuarzo, las cuales logran atrapar y sedimentar con alta eficiencia tanto los flóculos biológicos desprendidos del MBBR como las partículas coloidales finas remanentes.

4.5.3. Consolidación global del balance de materia

La integración de las corrientes de entrada, salida y retención de masa del sistema de tratamiento se resume cuantitativamente en la siguiente tabla de control:

Tabla 17

Resumen del balance de materia global de contaminantes en la PTARD.

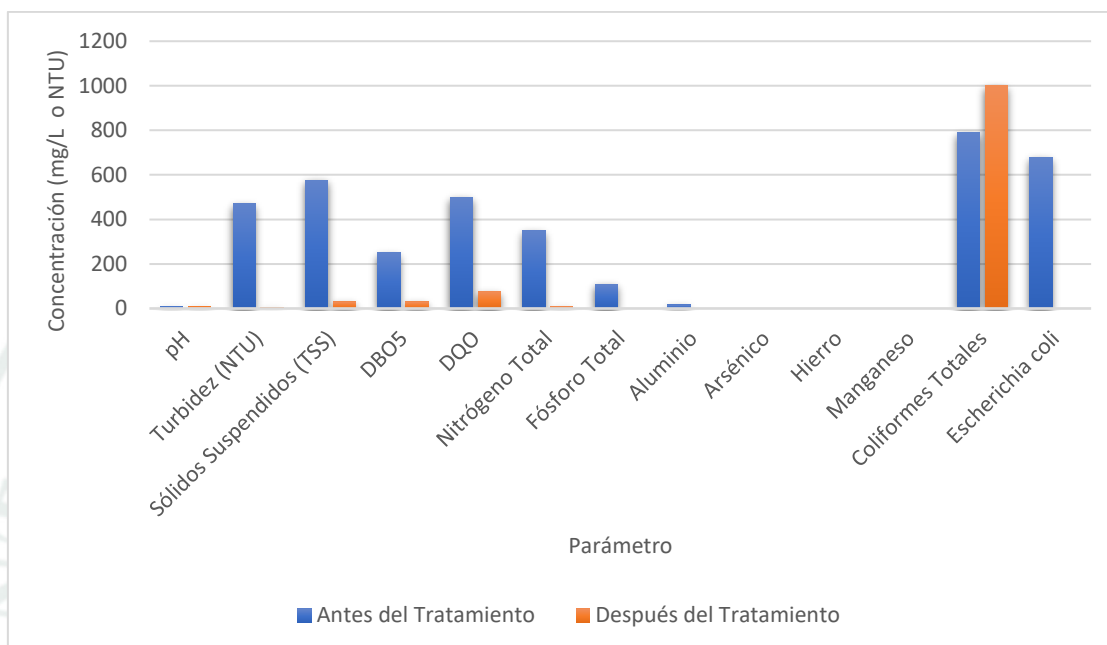
PARÁMETRO DE CONTROL	MASA DE ENTRADA (Afluente Crudo)	MASA DE SALIDA (Efluente Tratado)	TOTAL DE MASA REMOVIDA (kg/día)	EFICIENCIA TOTAL DE REMOCIÓN (%)
Caudal Hidráulico (Q)	120 m ³ /día	120 m ³ /día	No aplica	100.0% (Balance)
Carga Orgánica (DBO ₅)	30.00 kg/día	3.60 kg/día	26.40 kg/día	88.0%
Sólidos Suspendidos (TSS)	69.12 kg/día	3.60 kg/día	65.52 kg/día	94.8%
Concentración de Cloro	Dosis: 2 mg/L	No aplica	No aplica	No aplica

Nota. Cuantificación de la masa de DBO₅ y TSS que ingresa, sale y es removida por el sistema de tratamiento. Elaboración propia.

La comparación dimensional de las magnitudes de masa contaminante antes y después de la operación del sistema MBBR se representa gráficamente a continuación:

Figura 6

Comparación volumétrica de las cargas de masa diaria ingresadas y removidas.



Nota. Gráfico consolidado de parámetros físicos, químicos y microbiológicos antes y después del tratamiento.

Los datos consolidados en el balance de materia general expuestos en la Tabla 17 y la distribución proporcional de magnitudes ilustrada en la Figura 6 demuestran de manera contundente el impacto positivo y la contribución ambiental directa de la planta de tratamiento. Como se observa en la Tabla 17, el sistema de tratamiento MBBR alcanza una eficiencia total de remoción de carga orgánica (DBO₅) del 88.0% y una eficiencia de retención de sólidos suspendidos (TSS) del 94.8% en estado estacionario. La remoción neta de 26.40 kg diarios de DBO₅ documentada en dicha tabla representa una mitigación directa sobre el ecosistema acuático; al retirar esta masa orgánica antes del punto de vertimiento, se evita la desoxigenación de la Quebrada Santa Ana, impidiendo la asfixia biológica de los microorganismos y la degradación del hábitat acuático aguas abajo.

Por otro lado, la retención de 65.52 kg diarios de sólidos suspendidos (TSS) analizada a partir de la Tabla 17 y la Figura 6 constituye un logro de ingeniería crítico para la conservación del suelo y la dinámica hidráulica del cuerpo receptor. Evitar el vertimiento de más de 65 kilogramos de lodos y partículas finas al día previene la sedimentación acelerada de la quebrada, eliminando por completo el riesgo de colmatación del cauce y la alteración de la penetración de la luz solar, factor indispensable para mantener los procesos fotosintéticos y el equilibrio ecológico del recurso hídrico local.

Finalmente, esta drástica reducción de cargas masivas consolida el hecho de que la adopción tecnológica del reactor de lecho móvil (MBBR) no solo responde de forma reactiva al cumplimiento de las leyes ambientales del país, sino que actúa de manera proactiva como una barrera ecológica sostenible. La planta logra transformar un efluente altamente nocivo en un recurso hídrico purificado apto para el desarrollo sostenible del entorno minero, protegiendo activamente la biodiversidad y los recursos naturales de la comunidad de Santa Filomena.

DISCUSIONES

La discusión de los resultados se inicia con la caracterización analítica de la línea base del agua residual doméstica cruda generada en el campamento de la Compañía Minera Sotrami S.A., respondiendo directamente al primer objetivo específico de la investigación. Los valores iniciales documentados de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) de 250 mg/L y Demanda Química de Oxígeno (DQO) de 500 mg/L revelan una matriz con una severa carga orgánica, un comportamiento típico de efluentes concentrados en campamentos aislados debido al bajo consumo de agua per cápita del personal. Al establecer la relación matemática de biodegradabilidad (DBO_5/DQO), se obtiene un índice de 0.5, el cual corrobora que la mitad de la carga química total es perfectamente asimilable por vía biológica. Esta consistencia interna guarda correspondencia con los modelos presentados por Barraza (2025) y justifica plenamente la selección de un tratamiento secundario de naturaleza biotecnológica en lugar de alternativas fisicoquímicas complejas. Asimismo, la densidad microbiológica inicial de *Escherichia coli* de 680 NMP/100 mL confirma científicamente el origen fecal y el elevado riesgo sanitario de la descarga cruda, determinando la necesidad obligatoria de acoplar una etapa de desinfección con alto poder oxidante al final de la línea para neutralizar estos consorcios patógenos antes de cualquier actividad de aprovechamiento. En lo que respecta al segundo objetivo específico, orientado a la evaluación del balance hídrico y el régimen de fluctuaciones hidráulicas, los resultados teóricos determinaron una capacidad nominal adaptativa de 120 m³/día para la planta de tratamiento, desglosando los aportes específicos de las cinco áreas operativas del campamento minero, donde las labores generales de limpieza y mantenimiento representaron la descarga mayoritaria. Al contrastar este modelo volumétrico frente a la campaña de monitoreo físico continuo de 72 horas, se evidenciaron caudales reales acumulados menores en campo (que oscilaron entre 49 y 79 m³/día), lo que dota a la infraestructura sanitaria de una holgura y un margen de seguridad óptimos para absorber contingencias y futuras ampliaciones de la mina. No obstante, el aforo dinámico capturó variaciones horarias severas con picos hidráulicos de hasta 6.49 m³/h coincidentes de forma exacta con los horarios de relevo e ingesta de alimentos del personal (desayuno, almuerzo y cena). Este comportamiento fluctuante y la presencia de ondas de choque hidráulico fundamentan el diseño bioingenieril de un sistema de ecualización en paralelo de 50 m³ de capacidad total.

Como sugieren Gogina y Spasibo (2024) para plantas descentralizadas sujetas a flujos irregulares, la homogeneización volumétrica y de carga resulta indispensable para regularizar la dosificación del caudal de alimentación constante a 5.0 m³/h hacia la línea biológica, previniendo el lavado prematuro de la biomasa y estabilizando el proceso.

Con relación al tercer objetivo específico, que aborda el dimensionamiento mecánico y estructural del reactor secundario de lecho móvil (MBBR), los cálculos cinéticos determinaron un volumen útil neto de 30 m³, el cual se ajustó a 37.5 m³ al incorporar un factor de seguridad del 25% para mitigar sobrecargas imprevistas en el campamento minero. La ingeniería de detalle se materializó en dos módulos cilíndricos horizontales contruidos en Poliéster Reforzado con Fibra de Vidrio (PRFV), introduciendo un volumen real de 18 m³ de biocarriers plásticos de HDPE con una superficie específica activa protegida de 500 m²/m³. Esta decisión de diseño representa una fracción de llenado real del 48.6%, un porcentaje superior al estándar teórico que se justifica técnicamente para proveer un área superficial excedente capaz de absorber las cargas críticas de nitrógeno total identificadas en el afluente. Para mantener estos soportes plásticos en un estado de fluidización homogénea y aportar el oxígeno disuelto necesario para el metabolismo bacteriano, se dimensionó un sistema de aireación inferior con sopladores de 10 HP y difusores elastómeros de microburbuja de 9 pulgadas. Esta configuración de película fija inmovilizada elimina los riesgos de abultamiento fangoso (sludge bulking) y las dependencias de líneas de recirculación de lodos activos (RAS) características de los lodos activados tradicionales evaluados por Colca Mamani (2019) y Huamani Condori (2020), y se diferencia radicalmente de los biorreactores de membrana (MBR) al confiar la separación de fases sólida-líquida a unidades de sedimentación secundaria cónico-cilíndricas verticales calculadas aguas abajo, evitando los problemas de colmatación capilar descritos por Chen et al. (2023).

Siguiendo la secuencia metodológica, la evaluación de la calidad sanitaria del efluente final purificado y la determinación de su conformidad legal frente al Decreto Supremo N°003-2010-MINAM constituyen el cuarto objetivo específico de la investigación. Los resultados analíticos demostraron que el agua tratada alcanzó una estabilización excelente, reduciendo la DBO₅ a 30 mg/L y la DQO a 75 mg/L, situándose muy por debajo de los techos legales permitidos que fijan límites de 50 mg/L y 250 mg/L respectivamente.

Asimismo, el nitrógeno total se contrajo a 10 mg/L (97.1% de remoción) y el fósforo total disminuyó a 1.5 mg/L (98.6% de eficiencia), mientras que el aluminio se redujo a 0.15 mg/L y la *Escherichia coli* se neutralizó por completo a 0 NMP/100 mL, certificando el cumplimiento normativo al 100%. Estos rendimientos son consistentes con estudios internacionales de tecnologías descentralizadas operadas con altas cargas orgánicas presentados por Rahman et al. (2024) y esquemas MBBR de remoción de nutrientes analizados por Pratap et al. (2024).

Aunque la remoción final de DQO fue marginalmente inferior a la reportada por Cueva Olano & García Díaz (2021) en Cajamarca debido a compuestos recalcitrantes de lavandería, el efluente cumple con la ley debido a los mecanismos bioquímicos del biofilm, donde la estructura de los bioportadores facilitó la nitrificación y desnitrificación simultánea (SND) bajo fluctuaciones de la relación carbono/nitrógeno (Liu et al., 2020; Luan et al., 2023). La estabilidad de este proceso demuestra una actividad sinérgica entre bacterias de los filos Proteobacteria y Nitrospirae dentro de la matriz de sustancias poliméricas extracelulares (EPS), potenciando la tolerancia frente a los contaminantes y viabilizando la retención de metales pesados mediante mecanismos de bioadsorción pasiva superficial en el EPS, lodos que son purgados eficazmente en los sedimentadores verticales y pulidos en el filtro de cuarzo y el tanque de contacto (Ahmadi et al., 2023; Badawi et al., 2024; Mahto & Das, 2021; Pan et al., 2022).

Finalmente, en cumplimiento del quinto objetivo específico, el modelamiento de los balances de materia en estado estacionario permitió traducir las concentraciones relativas en flujos de masa diarios absolutos, cuantificando la verdadera contribución ambiental de la planta de tratamiento sobre el cuerpo lótico de la Quebrada Santa Ana. El sistema demostró una elevada capacidad de mitigación al registrar el retiro neta diario de 26.40 kg de carga orgánica biodegradable (DBO₅, 88% de eficiencia) y de 65.52 kg de partículas finas y sólidos biológicos desprendidos (TSS, 94.8% de retención en el lecho de cuarzo y sedimentación). Retirar de manera constante estos flujos masivos diarios funciona como una barrera ecológica determinante para el ecosistema receptor; la remoción orgánica previene el fenómeno de desoxigenación inmediata de la masa hídrica, impidiendo la asfixia de la fauna macrobentónica, mientras que la captura de la fase sólida elimina el riesgo de colmatación física del cauce y la alteración de la penetración de luz solar, factor indispensable para sostener los procesos fotosintéticos locales.

Esta validación bioingenieril confirma que la propuesta técnica implementada no solo responde a una obligación legal, sino que cierra el ciclo hidrológico bajo un enfoque sostenible de economía circular, contribuyendo de forma directa al Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 6, al asegurar la disponibilidad de agua limpia y saneamiento libre de riesgos epidemiológicos, y al ODS 9, al demostrar que la innovación en reactores de biopelícula en lecho móvil permite una infraestructura y una industrialización más limpia, resiliente y responsable dentro del sector extractivo nacional (Awad et al., 2024; Fanta et al., 2021; Minde et al., 2024; Wu et al., 2022).



CAPITULO V

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

- Se determinó con precisión la línea base ambiental del agua residual doméstica cruda del campamento, identificándose una matriz hídrica de alto impacto con una Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) de 250 mg/L, una Demanda Química de Oxígeno (DQO) de 500 mg/L y una concentración de Sólidos Suspendidos Totales (SST) de 576 mg/L. En el aspecto microbiológico, los niveles de *Escherichia coli* de 680 NMP/100 mL confirmaron científicamente el riesgo sanitario del efluente previo al tratamiento, validando un índice de biodegradabilidad de 0.5 idóneo para la depuración por vía biológica.
- El balance hídrico integral en las cinco áreas operativas del centro minero Sotrami S.A. permitió fijar la capacidad nominal de la planta en 120 m³/día. Asimismo, el monitoreo físico de 72 horas registró picos hidráulicos horarios de hasta 6.49 m³/h coincidentes con los relevos del personal, resultado técnico que fundamentó de forma determinante el diseño de un sistema de ecualización de 50 m³ para homogeneizar la carga orgánica y regular el flujo continuo hacia el tratamiento secundario.
- El dimensionamiento bioingenieril del reactor de lecho móvil (MBBR) demostró su viabilidad técnica mediante el cálculo de un volumen útil neto de 30 m³ estructurado en dos módulos cilíndricos de poliéster reforzado con fibra de vidrio en paralelo. Se estableció una fracción de llenado real de biocarriers de HDPE del 48.6% (18 m³), un área superficial protegida de 500 m²/m³ para optimizar la nitrificación simultánea, y un requerimiento mecánico de aireación de 10 HP con difusores de microburbuja para asegurar la fluidización constante del sistema.
- La evaluación analítica del efluente final purificado dictaminó el cumplimiento estricto y al 100% de los Límites Máximos Permisibles establecidos en el Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM. El proceso redujo la DBO₅ a 30 mg/L, la DQO a 75 mg/L y neutralizó por completo la carga de *Escherichia coli* a 0 NMP/100 mL, certificando que el recurso hídrico cuenta con la aptitud sanitaria y legal requerida para su aprovechamiento directo en el riego de áreas verdes del campamento.

- A través del modelamiento de balances de materia en estado estacionario, se cuantificó la contribución ambiental de la planta, registrando el retiro neto diario de 26.40 kg de carga orgánica (88% de eficiencia en DBO₅) y 65.52 kg de sólidos finos (94.8% de retención en SST). Esta reducción masiva de contaminantes actúa como una barrera ecológica que previene la desoxigenación y colmatación de la Quebrada Santa Ana, mitigando de forma definitiva el riesgo de eutrofización en el cuerpo receptor.



5.2. Recomendaciones

- Se recomienda aplicar de forma estricta el programa de mantenimiento detallado en el Anexo 6, ejecutando la inspección diaria y la limpieza manual de la cámara de rejillas fijadas a 35 mm y de las trampas de grasa en paralelo. Esto prevendrá el ingreso de sólidos gruesos no digeribles y compuestos lipídicos emulsionados que puedan erosionar mecánicamente las tuberías posteriores o saturar prematuramente el lecho del reactor secundario.
- Se recomienda establecer un protocolo de monitoreo técnico semanal para comprobar la tensión de trabajo de los sopladores de aire alternados de 10 HP y realizar una limpieza anual de los difusores elastómeros de microburbuja de 9 pulgadas de la cámara de aireación. Mantener un suministro constante de aire es indispensable para preservar el perfil de cizallamiento hidrodinámico requerido para el desprendimiento dinámico del biofilm viejo, evitando zonas de resistencia difusional extrema y asegurando la mezcla completa de los biocarriers de HDPE.
- Se recomienda programar purgas automáticas periódicas en la sección inferior de los sedimentadores cónico-cilíndricos verticales para retirar de manera oportuna los flóculos biológicos y precipitados metálicos desprendidos del reactor MBBR. Estos lodos deben ser derivados directamente hacia la unidad de tratamiento de lodos por lecho de secado contemplada en el flujograma de procesos, impidiendo el arrastre de finos y la colmatación prematura del filtro terciario de arena de cuarzo.
- Se recomienda calibrar de forma quincenal la bomba de inyección química encargada de dosificar el hipoclorito de calcio (HTH) al 70% de concentración activa dentro del tanque de contacto. Se debe asegurar de forma continua que el producto Concentración-Tiempo (factor CT) se mantenga regulado para garantizar un rango estable de cloro residual libre entre 0.1 y 0.5 mg/L en la descarga final, blindando sanitariamente el efluente contra la proliferación de patógenos antes de su almacenamiento para reúso.

- Se recomienda coordinar campañas trimestrales de muestreo compuesto del efluente purificado con laboratorios acreditados, evaluando los parámetros de mayor fluctuación detectados en la discusión (como el Nitrógeno Total, Fósforo Total y metales específicos como el Aluminio y Manganeso). Esto permitirá garantizar la sostenibilidad a largo plazo de la conformidad legal frente al Decreto Supremo N°003-2010-MINAM y consolidar la transparencia ética y ambiental de la Compañía Minera Sotrami S.A. ante la comunidad de Santa Filomena y las autoridades competentes.
- Se recomienda promover y proponer la adopción de este diseño de planta modular superficial construida en Poliéster Reforzado con Fibra de Vidrio (PRFV) con sistema MBBR en otros asentamientos o campamentos mineros aislados que presenten condiciones topográficas complejas y altitudes similares (2475 m.s.n.m.). Su alta resiliencia para digerir cargas orgánicas severas bajo bajos consumos de agua per cápita y su reducida necesidad de espacio la convierten en un modelo bioingenieril sostenible idóneo para la gestión de efluentes en el sector extractivo nacional.

REFERENCIAS

- Ahmadi, N., Abbasi, M., Torabian, A., Van Loosdrecht, M. C., & Ducoste, J. J. (2023). Biotransformation of micropollutants in moving bed biofilm reactors under heterotrophic and autotrophic conditions. *Water Research*, 245, 120599. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120599>
- Autoridad Nacional del Agua (ANA). (2022a). *Informe sobre la calidad del agua en cuencas mineras del Perú*. ANA.
- Autoridad Nacional del Agua (ANA). (2022b). *Plan de Gestión de recursos hídricos. Cuenca Pampas*. ANA.
- Awad, H., Mossad, M., Mahanna, H., Foad, M., El-Badawy, A., & Gar-Alalm, M. (2024). Performance and life cycle assessment of moving bed biofilm and integrated fixed-film activated sludge reactors for upgrading activated sludge systems. *Journal of Cleaner Production*, 447, 141624. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141624>
- Badawi, S., Elhosseiny, M., & Nagy, A. (2024). Determination of suitable low-cost local media for an MBBR system. *SSRG International Journal of Civil Engineering*, 11(6), 31-40. <https://doi.org/10.14445/23488352/IJCE-V11I6P105>
- Barraza Andrade, J. (2025). *Características químicas y bioquímicas de aguas residuales*. Programa de Ingeniería Agroindustrial. <https://www.studocu.com/latam/document/universidad-centro-occidental-lisandro-alvarado/problematika-del-sector-agroindustrial/caracteristicas-quimicas-y-biologicas-de-aguas-residuales-ingenieria/133353728>
- Buslima, F. A., Hasan, H. A., Abdullah, S. R., & Othman, A. R. (2024). Water recovery from domestic wastewater using integrated biofilm-phytoremediation technology: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 57, 104875. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.104875>
- Chen, P., Chen, D., Yang, B., Zhang, K., & Li, S. (2023). Enhancing the sewage treatment effect, reducing membrane fouling, and increasing microbial community diversity by a novel biofiller-carrying functional bacteria *Rhodococcus* Sp. CPZ24 in a

moving bed biofilm reactor. *Journal of Water Process Engineering*, 56, 104576.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104576>

Colca Mamani, P. (2019). *Evaluación de los parámetros operacionales del estudio de la calidad de agua de los efluentes de los PTAR's* [Tesis de pregrado, Universidad Católica de Santa María]. Repositorio Institucional UCSM.

Cueva Olano, C. M., & García Díaz, R. E. (2021). Eficiencia de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas en una empresa minera en Cajamarca, 2020. *Revista Científica de la Universidad de Cajamarca*.

Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM. Aprueban Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales. (19 de marzo de 2010).

Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua. (7 de junio de 2017).

Di Biase, A., Devlin, T., Kowalski, M., & Oleszkiewicz, J. (2018). Optimization of surface area loading rate for an anaerobic moving bed biofilm reactor treating brewery wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 172, 1121-1127.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.256>

Di Trapani, D., Di Bella, G., Mannina, G., & Torregrossa, M. (2013). Comparison between moving bed biofilm reactor and conventional activated sludge system for the treatment of domestic wastewater: A pilot plant study. *Water Science and Technology*, 68(10), 2005-2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.454>

Díaz Meza, J. F. (2018). *Evaluación y propuesta de mejora en el funcionamiento de la PTAR San José para el control de vertimientos al río San José* (Tesis de pregrado). Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo, Perú.

Eshamuddin, M., Zuccaro, G., Nourrit, G., & Albasi, C. (2024). The influence of process operating conditions on the microbial community structure in the moving bed biofilm reactor at phylum and class level: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(4), 113266.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113266>

- Fanta, A., Nair, A. M., Sægrov, S., & Østerhus, S. W. (2021). Phosphorus removal from industrial discharge impacted municipal wastewater using sequencing batch moving bed biofilm reactor. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 102034. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102034>
- FONAM. (2010). *Manual de operaciones unitarias y procesos de estabilización para plantas de tratamiento de aguas residuales*. Fondo Nacional del Ambiente.
- Giardino, A., de Moel, H., Ward, P. J., & van der Wiel, K. (2017). Assessing flood risk at the global scale. *Environmental Modelling & Software*, 92, 121-136. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.02.016>
- Gogina, E., & Spasibo, E. (2024). Efficient technologies of small wastewater treatment plants under intermittent operating conditions. *E3S Web of Conferences*, 484, 02014.
- Han, R., Ma, H., Su, X., Song, J., Liu, P., Wu, Y., & Liu, Y. (2024). Improved nitrate removal by polyvinyl alcohol/sodium alginate hydrogel beads entrapping salt-tolerant composite bioagent AHM-M3. *Desalination*, 580, 117409. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2024.117409>
- Huamani Condori, J. C. (2020). *Propuesta de mejora de la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas por lodos activados en Campamento Obreros, Minera Ares, Arequipa, 2020* (Tesis de pregrado). Universidad Católica de Santa María, Arequipa, Perú.
- Hussain, A., & Bhattacharya, A. (2019). *Advanced Design of Wastewater Treatment Plants*. Advances in Environmental Engineering and Green Technologies. IGI Global. <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-9441-3>
- IWA Publishing. (2017). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. International Water Association.
- Lee, J. H., Park, S. J., & Kim, S. H. (2018). Metal removal efficiency of Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) in wastewater treatment. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, 40(9), 373-379. <https://doi.org/10.4491/KSEE.2018.40.9.373>

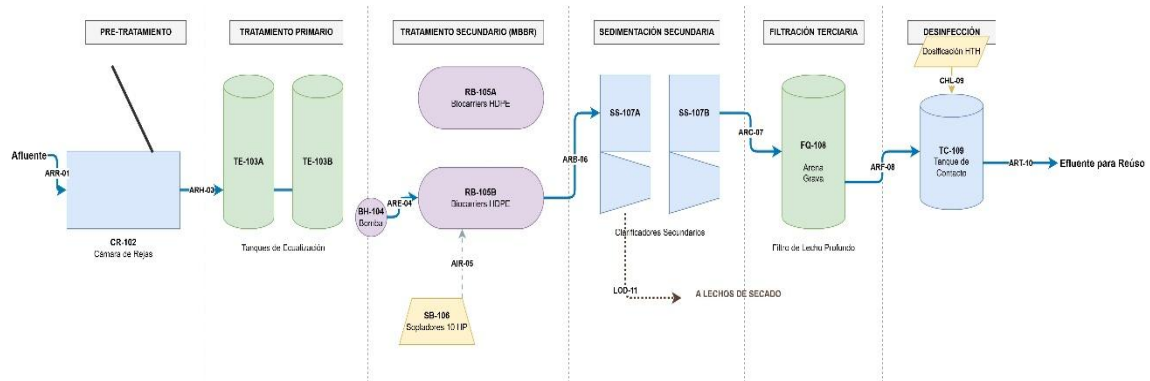
- Liu, T., He, X., Jia, G., Xu, J., Quan, X., & You, S. (2020). Simultaneous nitrification and denitrification process using novel surface-modified suspended carriers for the treatment of real domestic wastewater. *Chemosphere*, 247, 125831. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125831>
- Luan, X., Zhong, Y., Rudi, S., & Zhang, L. (2023). Achieving simultaneous nitrification and endogenous denitrifying phosphorus removal in anaerobic/intermittently aerated moving bed biofilm reactor for low carbon-to-nitrogen ratio wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 394, 130178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.130178>
- Mahto, V., & Das, S. (2021). Biosorption of heavy metals from industrial wastewater using bacterial biofilm: A review. *Journal of Environmental Management*, 295, 113094. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113094>
- Messaoudi, A., Ben Ali, H., & Kooli, W. (2023). Water treatment by adsorption: A review of recent advances and future perspectives. *Water*, 15(7), 1396. <https://doi.org/10.3390/w15071396>
- Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education.
- Minde, P., Patil, J., Patil, M., Kadam, S., Kamble, S., & Deshmukh, R. (2024). Exploring sustainable and affordable wastewater management solutions for urban India through life cycle cost analysis: A case study approach. *Water, Air, & Soil Pollution*, 235(5), 335. <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07123-3>
- Ministerio de Energía y Minas (MINEM). (2021). *Reporte de gestión ambiental en centros mineros del Perú*. MINEM.
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (2020). *Normativa nacional de calidad del agua*. MINAM.
- Pan, X., Chen, Z., & Zhao, X. (2022). Mechanisms of heavy metal bioadsorption by extracellular polymeric substances (EPS) in biofilm systems. *Water Research*, 210, 117981. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.117981>

- Pérez, G. L., Domínguez, L., & López, E. (2020). *Tratamiento de aguas residuales: Una revisión técnica*. IWA Publishing.
- Pratap, V., Kumar, R., Kumar, S., & Yadav, B. R. (2024). Optimization of moving bed biofilm reactors for the treatment of municipal wastewater. *Environmental Research*, 241, 117560. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117560>
- Rahman, K. Z., Al Saadi, S., Al Rawahi, M., van Afferden, M., Bernhard, K., Friesen, J., & Müller, R. A. (2024). Small decentralized technologies for high-strength wastewater treatment and reuse in arid and semi-arid regions. *Environments*, 11(7), 142. <https://doi.org/10.3390/environments11070142>
- Rellegadla, S., Muscolino, J. F., Macêdo, W. V., Piculell, M., Christensson, M., Poulsen, J. S., Nielsen, J. L., & Vergeynst, L. (2023). Effect of biofilm thickness on the activity and community composition of phosphorus accumulating bacteria in a moving bed biofilm reactor. *Water Research*, 245, 120599. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120599>
- Song, Z., Liao, R., Wang, M., Zhang, J., Dong, Z., Zheng, W., Dong, W., & Sun, F. (2022). Biosurfactant-driven synergic roles to accelerate biofilm formation in an anaerobic moving bed biofilm Reactor (MBBR): A comprehensive analysis on MESO and micro scale. *Journal of Cleaner Production*, 373, 133930. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133930>
- Song, Z., Liao, R., Zhang, X., Su, X., Wang, M., Zeng, H., Dong, W., & Sun, F. (2023). Simultaneous methanogenesis and denitrification in an anaerobic moving bed biofilm reactor for landfill leachate treatment: Ameliorative effect of rhamnolipids. *Water Research*, 245, 120646. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120646>
- Sun, L., Yue, X., Zhang, G., & Wang, A. (2024). A pilot-scale anoxic-anaerobic-anoxic-oxic combined with moving bed biofilm reactor system for advanced treatment of rural wastewater. *Science of the Total Environment*, 912, 168974. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168974>
- Sun, Z., Xi, J., Yang, R., Lu, L., Qiu, W., & Yang, B. (2023). Structures and compositions of biofilms in moving bed biofilm reactors pretreated by four drying methods.

- Tarache Pericana, J. L., & Gil, C. (2015). Impacto ambiental de las aguas residuales no tratadas en ecosistemas acuáticos. *Revista de Medio Ambiente y Sostenibilidad*, 12(3), 45-60.
- Von Sperling, M. (2012). *Introducción a la calidad del agua y tratamiento de aguas residuales*. Instituto de Ciencia y Tecnología del Agua.
- Wang, Y., Li, X., & Chen, H. (2020). Application and performance of moving bed biofilm reactor in industrial wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 269, 110782. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110782>
- Wu, L., Awad, H., & Gar-Alalm, M. (2022). Sustainable development goals and advanced wastewater treatment technologies in the extraction sector. *Journal of Cleaner Production*, 350, 131420. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131420>
- Zhang, L., Chen, Z., & Zhao, X. (2019). Nutrient removal in wastewater treatment by moving bed biofilm reactor: A review. *Water Research*, 159, 19-31. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.053>
- Zhou, X., Liu, H., Fan, X., Wang, X., Bi, X., Cheng, L., Huang, S., Zhao, F., & Yang, T. (2024). Comparative analysis of bacterial information of biofilms and activated sludge in full-scale MBBR-IFAS systems. *Microorganisms*, 12(6), 1121. <https://doi.org/10.3390/microorganisms12061121>

ANEXOS

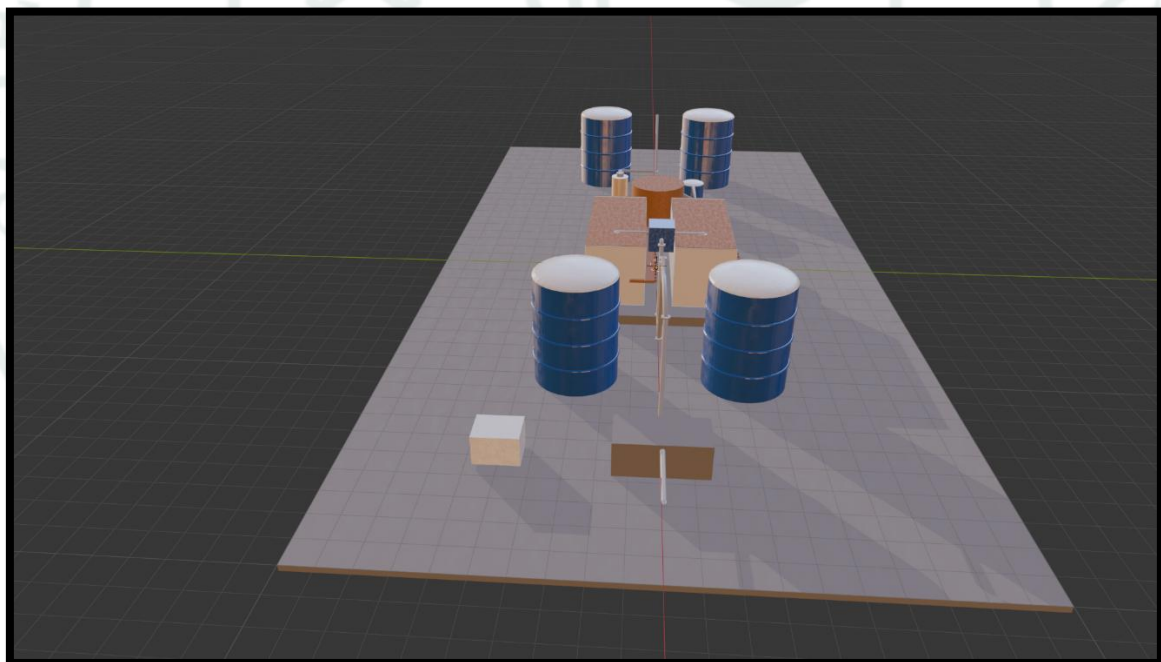
Anexo 1. Plano de la PTARD sistema MBBR



LEYENDA DE CODIFICACIÓN (Nomenclatura ISA)	
EQUIPOS:	LÍNEAS DE FLUJO:
TR-101: Tanque de Grasa	ARR: Agua Residual Cruda
CR-102: Cámara de Rejas	ARR: Agua Homogeneizada
TE-103: Tanque de Ecuilibración	ARR: Agua Coagulada
SH-104: Sonda de Transmisión	ARR: Inyección de Aire
RB-105: Reactor Biológico MBBR	ARR: Agua Filtrada
SB-106: Soplador de Aire	ARR: Agua Clarificada
SS-107: Sedimentador Secundario	ARR: Agua Filtrada
FO-108: Filtro de Lecho Profundo	ARR: Desinfección de Claro
TC-109: Tanque de Contacto	ARR: Agua Residual Tratada
	LOO: Línea de Lodos

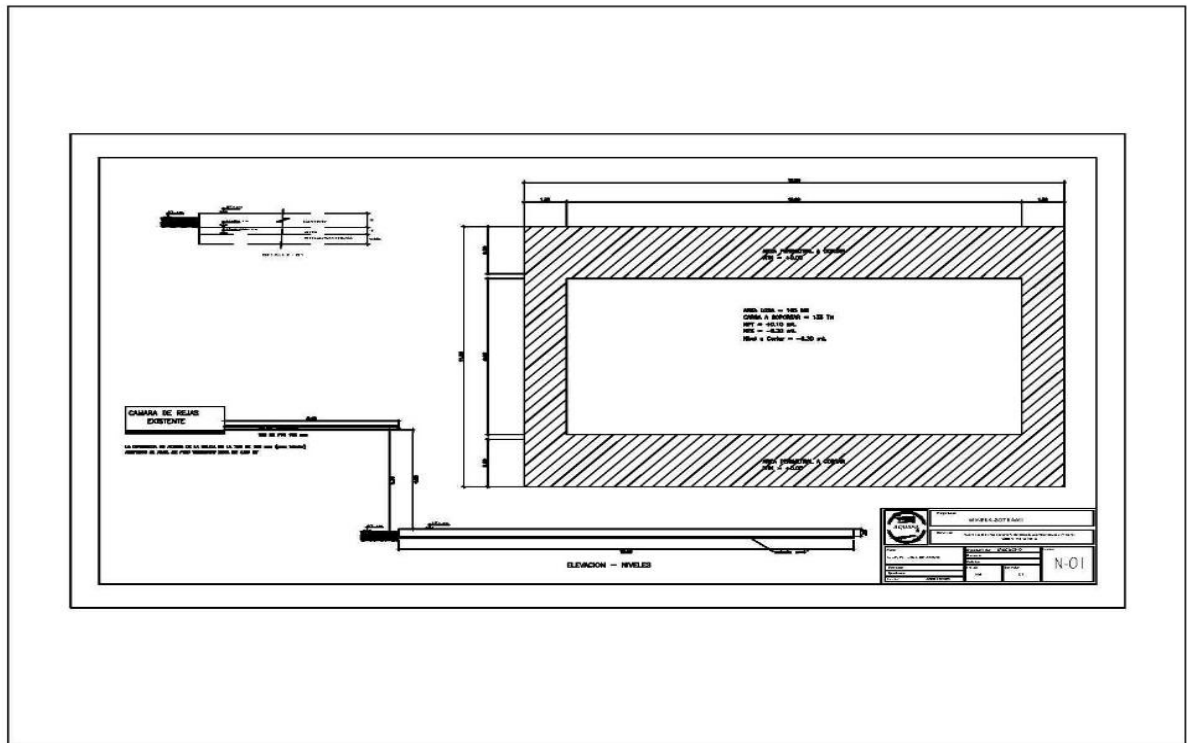
PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS DIAGRAMA DE FLUJO DE PROCESOS (PFD)	
PROYECTO: TCS PTARD	FECHA: 2028
DISEÑADO POR: Jhoselyn Uribe Cereña	PLANO N°: PFD-001
ESCALA: S/E (Enquadrado)	TECNOLOGÍA: MBBR

Anexo 2. Visualización 3D de la PTARD



[illegible]

Anexo 4. Plano de Obras Civiles: Losa de Cimentación y Soporte de la PTARD



Anexo 5. Evidencia Fotográfica de la Instalación de la PTARD en el Centro Minero



Anexo 6. Programa de control y mantenimiento

ACTIVIDAD	FRECUENCIA			
	DIARIA	SEMANAL	MENSUAL	ANUAL
Ingreso: • Inspección de rejillas del separador de sólidos. • Limpieza de rejillas. • Remover y disponer el material retenido en la rejilla.	X			
Cámara de Aireación: • Verificar el buen funcionamiento de los aireadores. • Verificar la distribución homogénea de aire y ajustarlo de ser necesario. • Retirar y limpiar los difusores si se detecta obstrucciones. • Revisar y observar la fuga de aire alrededor de las uniones del sistema de distribución. • Verificar la tensión de trabajo de los aireadores.	X		X	X
• Verificar el trabajo alternado de los aireadores. • Verificar el alineamiento de los aireadores. • Retiro de lodos excedentes según acumulación.		X		X
Cámara de Decantación: • Inspección del buen funcionamiento del sistema de retorno de lodos. • Remover el material flotante • Observar si el desnatador esta operando adecuadamente. • Limpieza del vertedero.			X	
Parte externa de la Planta: • Limpieza de bordes y paredes externas del tanque reactor.			X	
Bombas de trasvase: • Verificar el trabajo alternado de las bombas • Inspeccionar el funcionamiento de las bombas. • Verificar el alineamiento de las bombas. • Inspeccionar las válvulas, verificando su posición correcta.	X		X	
Salida: • Verificar el caudal de salida del efluente tratado.	X			
Dosificador de Cloro: • Verificar el funcionamiento del dosificador . • Verificar la concentración de Cloro residual. • Limpieza del Dosificador según indicaciones.	X	X		
Determinaciones Analíticas del Efluente: • Analizar la D.B.O. del agua de ingreso y salida. • Analizar los Sólidos en Suspensión del efluente de salida. • Analizar los Sólidos en Suspensión en el tanque después de los percoladores.		X	X	

Anexo 7. Mediciones de parámetros de tratamiento

RESIDUAL:

PARÁMETROS	UNIDAD	VALOR
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	250
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	500
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/L	576
pH	-	6.5 – 8.5
Temperatura	°C	< 30
Aceites y Grasas	mg/L	5
Nitrógeno amoniacal (NH ₃ -N)	mg/L	64
Nitrógeno total (como N)	mg/L	349
Coliformes Totales	NMP / 100 mL	1.60E+08
Huevos de Helmintos	Huevo/L	3.20E+03

AGUA TRATADA:

Parámetros	Unidad	LMP D.S. 003 – 2010 MINAM (*)	ECA D.S. 004 – 2017 MINAM (**) Riego	OMS	Efluente PTARD Sotrami S.A.
Aceites y Grasas	mg / L	20	5	-	2
Coliformes Totales	NMP / 100 mL	10,000	1,000	-	240
Coliformes Termotolerantes	NMP / 100 mL	-	1,000	< 1000	120
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg / L	100	15	-	30
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg / L	200	40	-	75
Nitrógeno Total (como N)	mg / L	-	100	-	10
Oxígeno Disuelto	mg / L	-	≥ 4	-	5.2
pH	Unidad	6.5 – 8.5	6.5 – 8.5	-	7.3
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg / L	150	-	-	30
Temperatura	°C	< 35	-	-	26.5
Parásitos (Huevos de Helmintos)	Unidad	-	1	<1	0

Anexo 8. Avance del proyecto de la PTARD-MBBR

