

Universidad Nacional de Ingeniería

Facultad de Ingeniería Ambiental



TESIS

Carga orgánica del área superficial del portador en un reactor de biopelícula de lecho móvil para el efluente de una industria de soluciones parenterales

Para obtener el título profesional de Ingeniero Sanitario

Elaborado por

Mateo Renzo Morales Jave

 [0009-0008-4026-9721](https://orcid.org/0009-0008-4026-9721)

Asesor

Dra. Rosa Elena Yaya Beas

 [0000-0002-6140-4266](https://orcid.org/0000-0002-6140-4266)

LIMA – PERÚ

2024

Citar/How to cite	Morales-Jave [1]
Referencia/Reference	[1] M.R Morales-Jave, "Carga orgánica del área superficial del portador en un reactor de biopelícula de lecho móvil para el efluente de una industria de soluciones parenterales" [Tesis de pregrado]. Lima (Perú): Universidad Nacional de Ingeniería, 2024.
Estilo/Style: IEEE (2020)	

Citar/How to cite	(Morales-Jave, 2024)
Referencia/Reference	Morales-Jave, M.R. (2024). "Carga orgánica del área superficial del portador en un reactor de biopelícula de lecho móvil para el efluente de una industria de soluciones parenterales" [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Ingeniería]. Repositorio institucional Cybertesis UNI.
Estilo/Style: APA (7ma ed.)	

Dedicatoria

A mi padre Germán y mi madre Lily por su amor, confianza y acompañamiento durante el desarrollo de la presente tesis.

A mi abuelo Germán Vicente y mi abuela Bertha por su ternura y admiración.

Mateo Morales Jave

Agradecimientos

A la Dra. Rosa Yaya por su compromiso y confianza en la dirección de la presente tesis.

A DAS Experto Ambiental, en especial a Julia Wobken y Nilsson Fustamante, por las facilidades y la confianza para ejecutar la investigación.

A mi alma máter, la Universidad Nacional de Ingeniería, por formarme en sus aulas con diligencia y hacerme un embajador de su institución hacia la sociedad a mucha honra.

Resumen

La investigación evaluó el comportamiento de la carga orgánica del superficial de un reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR) a escala real para el tratamiento de las aguas residuales de una industria de soluciones parenterales determinando que la variación de la carga orgánica del superficial removida (SARR) está relacionada con la carga orgánica del superficial aplicada (SALR) existiendo una correlación muy fuerte entre ambas variables.

La evaluación del MBBR se realizó bajo condiciones aerobias (concentración de oxígeno disuelto de 1.81 a 3.84 mg/L) obteniéndose eficiencias de reducción de la DQO del 46.7% al 80.7%; y para la DQO soluble; del 69% al 88.3%, cuando se aplicaron SALR no mayores a 9.12 gDQO/m².d y 4.98 gDQOsol/m².d, y se empleó un portador móvil con área superficial específica de 643 m²/m³, porcentaje de vacíos de 72.85% y tasa de llenado de 45.94%.

El reactor MBBR evaluado demostró robustez en la operación bajo condiciones de elevada SALR (22.70 gDQO/m².d) y pH ácido (4.92) durante 4 horas. Por lo que, al neutralizar inmediatamente al reactor, el proceso biológico se recuperó gradualmente obteniéndose eficiencias de reducción de la DQO del 74.2% después de 3 días del evento.

De forma complementaria, se determinó que el aporte doméstico al desagüe representó 85.82% en volumen y el aporte industrial el 14.18%. Así mismo, la relación F/M equivalente determinada para el proceso MBBR fue 0.78 kgDBO/kgSSVeq.d.

Palabras clave — Reactor de biopelícula de lecho móvil, tratamiento biológico, carga orgánica del superficial, aguas residuales industriales.

Abstract

The variation of the surface area removal rate (SARR) of a full-scale moving bed biofilm reactor (MBBR) for the treatment of wastewater from a parenteral solutions industry was evaluated. It was concluded that the SARR is related to the surface area loading rate (SALR).

MBBR was evaluated under aerobic conditions (dissolved oxygen concentration of 1.81 to 3.84 mg/L) obtaining COD removal efficiencies from 46.7% to 80.7%; and for soluble COD; from 69% to 88.3%, when SALR no greater than 9.12 gCOD/m².d and 4.98 gCODsol/m².d were applied using a carrier with specific surface area of 643 m²/m³, void space percentage of 72.85% and filling rate of 45.94%

The evaluation of the MBBR demonstrated robustness in operation for conditions of high SALR (22.70 gCOD/m².d) and acidic pH (4.92) for 4 hours. It was concluded that by immediately neutralizing the reactor, the biological process gradually recovered and subsequently obtained COD removal efficiencies of 74.2% after 3 days of the event.

Furthermore, it was determined that the domestic contribution to the sewage represented 85.82% in volume and the industrial contribution 14.18%. In addition, the equivalent F/M ratio determined for the MBBR process was 0.78 kgBOD/kgSSVeq.d.

Keywords — Moving bed biofilm reactor, biological treatment, surface area loading rate, industrial wastewater.

Tabla de Contenido

	Pág.
Resumen.....	v
Abstract.....	vi
Introducción.....	xiii
Capítulo I. Parte introductoria del trabajo	1
1.1. Generalidades.....	1
1.2. Descripción del problema de investigación.....	1
1.3. Objetivos del estudio	2
1.3.1. Objetivo general.....	2
1.3.2. Objetivos específicos.....	2
1.4. Antecedentes investigativos	3
Capítulo II. Marco teórico y conceptual.....	8
2.1. Marco teórico	8
2.1.1. Procesos aerobios para el tratamiento de aguas residuales	8
2.1.2. Sistemas de lodos activados.....	9
2.1.3. Procesos de biopelícula biológica.....	13
2.1.4. Sistema integrado de lodos activados de biopelícula fija (IFAS)	15
2.1.5. Sistema de biopelícula de lecho móvil (MBBR).....	15
2.1.6. Ventajas del MBBR frente a otros procesos biológicos	17
2.1.7. Desventajas de un sistema MBBR.....	18
2.1.8. Parámetros de operación y control del MBBR.....	19
2.1.9. Carga Orgánica del Área Superficial (SALR)	21
2.1.10. Área de biopelícula en el portador	21
2.1.11. Eficiencias para la remoción de la DQO de un proceso MBBR	23
2.1.12. Interpretación estadística de una regresión lineal simple	23
2.1.13. Marco Legal.....	24

2.2. Marco conceptual	24
2.3. Hipótesis de la investigación	26
Capítulo III. Desarrollo del trabajo de investigación	27
3.1. Metodología de la investigación	27
3.1.1. Método de investigación: Inductivo	27
3.1.2. Tipo de investigación: Aplicativo	27
3.1.3. Nivel de investigación: Explicativa	27
3.1.4. Diseño de la investigación: Experimental.....	27
3.2. Ubicación del sistema de tratamiento	28
3.2.1. Generación de las aguas residuales de la industria	28
3.3. Descripción del sistema de tratamiento	30
3.3.1. Diagrama de procesos de la investigación.....	30
3.3.2. Componente 1: Cámara de bombeo (T0101).....	32
3.3.3. Componente 2: Reactor MBBR (T0201)	33
3.3.4. Portador móvil.....	34
3.3.5. Componente 3: Tanque sedimentador secundario (T0301)	35
3.4. Puntos de monitoreo	36
3.5. Parámetros y frecuencia de monitoreo	37
3.5.1. Periodos de la investigación	41
3.6. Parámetros de diseño del reactor MBBR.....	42
3.7. Determinaciones complementarias	43
3.7.1. Aforo de caudales.....	43
3.7.2. Medición de la relación F/M equivalente:	47
3.7.3. Determinación del área superficial específica y porcentaje de vacíos:	48
Capítulo IV. Análisis y discusión de resultados.....	50
4.1. Determinación del área superficial específica y porcentaje de vacíos.....	50
4.2. Medición de caudales y tiempos de retención hidráulico	51

4.3. Periodo atípico en la investigación	53
4.4. Monitoreo de pH.....	53
4.5. Monitoreo de la temperatura del agua residual.....	56
4.6. Monitoreo de oxígeno disuelto.....	58
4.7. Monitoreo de la turbiedad.....	61
4.8. Monitoreo de sólidos suspendidos totales (método fotométrico).....	64
4.9. Monitoreo de DQO y DQO soluble	66
4.10. Monitoreo de la DBO ₅ , SST y SSV	69
4.11. Monitoreo de temperatura ambiental y humedad relativa	73
4.12. Resultados del efluente del MBBR y clarificador con la normativa	74
4.13. Carga orgánica del superficial aplicada y removida (SALR y SARR).....	75
4.13.1. SALR y su relación con la SARR	80
4.13.2. SALR soluble y su relación con la SARR soluble.....	82
4.13.3. DQO en el afluente y su relación con la SARR	84
4.13.4. DQO soluble del afluente y su relación con la SARR soluble.....	86
4.13.5. Tiempo de retención hidráulico y su relación con la SARR	88
4.13.6. Concentración de oxígeno disuelto en relación con la SARR.....	88
4.14. Determinaciones complementarias	89
4.14.1. Aforo de caudales.....	89
4.14.2. Medición de la relación F/M equivalente	91
Conclusiones.....	93
Recomendaciones.....	96
Referencias bibliográficas	98
Anexos.....	103

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1: <i>Carga de diseño de reactores MBBR a 15°C para la remoción de DBO₇</i>	4
Tabla 2: <i>SALR en MBBR para aguas residuales municipales</i>	7
Tabla 3: <i>Biodegradabilidad de efluentes</i>	9
Tabla 4: <i>Interpretación del coeficiente de R de Pearson</i>	23
Tabla 5: <i>Tabla de componentes y equipos</i>	30
Tabla 6: <i>Puntos de monitoreo</i>	36
Tabla 7: <i>Parámetros, puntos y frecuencia de monitoreo</i>	39
Tabla 8: <i>Caudal de bombeo, oxígeno disuelto y duración de cada periodo</i>	41
Tabla 9: <i>Porcentaje de vacíos, área de adhesión potencial y área superficial teórica</i>	50
Tabla 10: <i>Tiempos de retención hidráulico en cada periodo</i>	51
Tabla 11: <i>Monitoreo del pH en los puntos de monitoreo</i>	54
Tabla 12: <i>Monitoreo de la temperatura del agua</i>	56
Tabla 13: <i>Monitoreo de la concentración de oxígeno disuelto</i>	58
Tabla 14: <i>Resultados del monitoreo de la turbiedad</i>	61
Tabla 15: <i>Monitoreo de sólidos suspendidos totales (método fotométrico)</i>	64
Tabla 16: <i>Monitoreo de DQO y DQO soluble</i>	66
Tabla 17: <i>Monitoreo de DBO₅, SST y SSV (método estándar)</i>	69
Tabla 18: <i>Mediciones de la DBO₅, SST y SSV en el afluente del MBBR</i>	70
Tabla 19: <i>Mediciones de la DBO₅, SST y SSV en el efluente del MBBR</i>	70
Tabla 20: <i>Determinación de los SST con el método fotométrico y estándar</i>	71
Tabla 21: <i>Monitoreo de temperatura ambiental y humedad relativa</i>	73
Tabla 22: <i>Efluente del MBBR y clarificador comparados con la normativa</i>	74
Tabla 23: <i>Parámetros de dimensionamiento del MBBR</i>	75
Tabla 24: <i>Resultados del SALR y SARR para la DQO total y soluble en cada periodo</i>	77
Tabla 25: <i>Cálculo del coeficiente de rugosidad de Manning</i>	89
Tabla 26: <i>Determinación del aporte doméstico y aporte industrial</i>	90
Tabla 27: <i>Medición de sólidos suspendidos volátiles adheridos (SSV_{AD}) al portador</i>	91
Tabla 28: <i>Determinación de la relación F/M equivalente para el reactor MBBR</i>	91

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1: <i>Carga orgánica del superficial aplicada y removida en MBBR</i>	4
Figura 2: <i>Relación entre la SALR y SARR para la DQO total y soluble</i>	5
Figura 3: <i>Carga orgánica del superficial aplicada y removida para un efluente municipal</i> .	6
Figura 4: <i>DQO biodegradable soluble y la carga orgánica del superficial removida</i>	6
Figura 5: <i>Componentes básicos de un sistema de lodos activados</i>	10
Figura 6: <i>Fraccionamiento de la DQO</i>	11
Figura 7: <i>Fraccionamiento y determinación de la DQO en aguas residuales</i>	12
Figura 8: <i>Fraccionamiento de la DQO y métodos de separación</i>	12
Figura 9: <i>Representación esquemática de una biopelícula</i>	14
Figura 10: <i>Reactor MBBR sin retorno de lodos</i>	16
Figura 11: <i>Reactor MBBR con retorno de lodos</i>	17
Figura 12: <i>Portadores móviles usados en los reactores MBBR</i>	22
Figura 13: <i>Diagrama de procesos del MBBR con sus componentes y equipos</i>	31
Figura 14: <i>Cámara de bombeo (T0101)</i>	33
Figura 15: <i>Reactor biológico de biopelícula adherida de lecho móvil (MBBR - T0201)</i>	33
Figura 16: <i>Portador móvil de la PTAR</i>	34
Figura 17: <i>Tanque sedimentador secundario circular (clarificador - T0301)</i>	35
Figura 18: <i>Puntos de monitoreo</i>	36
Figura 19: <i>Punto de monitoreo 1</i>	36
Figura 20: <i>Punto de monitoreo 2</i>	36
Figura 21: <i>Punto de monitoreo 3</i>	37
Figura 22: <i>Punto de medición del aporte doméstico</i>	44
Figura 23: <i>Medición de la velocidad con correntómetro</i>	45
Figura 24: <i>Medición del tirante con una regla métrica metálica</i>	45
Figura 25: <i>Punto de medición del caudal total</i>	46
Figura 26: <i>Recipientes usados en el método volumétrico</i>	46
Figura 27: <i>Biomasa desprendida del portador móvil</i>	48
Figura 28: <i>Portador móvil del proyecto dibujado en software de ingeniería</i>	48
Figura 29: <i>Escalamiento del portador en AutoCAD</i>	49
Figura 30: <i>Áreas y perímetros calculados por AutoCAD</i>	51
Figura 31: <i>Variación del caudal y tiempo de retención hidráulico del MBBR</i>	52
Figura 32: <i>Monitoreo del pH en los días evaluados</i>	55
Figura 33: <i>Monitoreo de la temperatura del agua en los días evaluados</i>	57
Figura 34: <i>Monitoreo de oxígeno disuelto en los días evaluados</i>	60

Figura 35: <i>Monitoreo de la turbiedad del agua residual</i>	63
Figura 36: <i>Monitoreo de los sólidos suspendidos totales por el método fotométrico</i>	65
Figura 37: <i>Curva de la DQO total y DQO soluble</i>	68
Figura 38: <i>Monitoreo de la DBO₅ en los tres periodos</i>	72
Figura 39: <i>Monitoreo de sólidos suspendidos totales y volátiles por el método estándar</i> .72	
Figura 40: <i>Mediciones de la temperatura ambiental y humedad relativa</i>	73
Figura 41: <i>Correlación obtenida entre la SALR y SARR</i>	80
Figura 42: <i>Regresión lineal simple para la SALR y SARR</i>	80
Figura 43: <i>Coeficientes de la ecuación lineal para la SARR en función de la SALR</i>	81
Figura 44: <i>Gráfico de dispersión con línea de ajuste total - SALR y SARR</i>	81
Figura 45: <i>Correlación para la SALR y SARR solubles</i>	82
Figura 46: <i>Regresión lineal simple para la SALR y SARR solubles</i>	82
Figura 47: <i>Coeficientes de ecuación lineal para la SALR y SARR solubles</i>	83
Figura 48: <i>Gráfico de dispersión con línea de ajuste total - SALR y SARR solubles</i>	83
Figura 49: <i>Correlación para la DQO en el afluente del MBBR y la SARR</i>	84
Figura 50: <i>Regresión lineal simple para la DQO AF MBBR y SARR</i>	84
Figura 51: <i>Coeficientes de la ecuación lineal de la DQO AF MBBR y SARR</i>	85
Figura 52: <i>Gráfico de dispersión con línea de ajuste – DQO AF MBBR y SARR</i>	85
Figura 53: <i>Correlación para la DQO soluble y el SARR soluble</i>	86
Figura 54: <i>Regresión lineal simple para la DQO soluble AF MBBR y el SARR soluble</i>	86
Figura 55: <i>Coeficientes de la regresión lineal simple</i>	87
Figura 56: <i>Gráfico de dispersión para DQO soluble y SARR soluble</i>	87

Introducción

El tratamiento biológico de biomasa suspendida como los procesos de lodos activados y lagunas aireadas de mezcla completa han demostrado ser eficaces para la reducción de la materia orgánica y nutrientes en las plantas de tratamiento de aguas residuales; sin embargo, a menudo se generaron obstrucciones por acumulación de lodos por su baja sedimentación, pérdida de biomasa que incrementa la concentración de sólidos suspendidos en el efluente, la necesidad de grandes reactores y tanques de sedimentación con recirculación de lodos que generaron disminución de biomasa en el reactor, y requisitos de espacios grandes (Pastorelli et al., 1997). Por otro lado, los procesos de biopelícula fija como los filtros percoladores y biofiltros aireados sumergidos, fueron más eficientes en volumen, pero presentaron canalización y obstrucción de los portadores por crecimiento de la biopelícula en exceso, reduciendo su eficiencia de tratamiento (Broch-Due et al., 1997).

Frente a eso, en Noruega hace más de 30 años, se desarrolló el reactor de biopelícula de lecho móvil, traducido del inglés como "Moving Biofilm Bed Reactor" (MBBR), como un proceso de biopelícula adherida con portadores móviles de elevada superficie específica generando diseños compactos, con altas eficiencias de remoción de materia orgánica y nutrientes, simplicidad de operación sin recirculación de lodo, y sin posibilidad de canalización y obstrucción de los portadores. Éstos últimos fueron diseñados para maximizar el crecimiento de la biopelícula y protegerla de la abrasión y desprendimiento (Hem et al., 1994). A diferencia de los sistemas de lodos activados e IFAS, la biomasa crece en el reactor sin necesidad de recircular el lodo, brindando una solución de menor tamaño, sin obstrucción y alta superficie específica de portador. Esto se logró adhiriendo la biopelícula (biomasa) sobre pequeños elementos portadores que permanecen suspendidos y en movimiento junto con el agua en el interior del reactor (Odegaard et al., 1994, 2010; Rusten et al., 1997).

Un proceso MBBR posee muy baja pérdida de carga hidráulica en el reactor lo que permite establecer reactores específicos para cada proceso de tratamiento con elevadas eficiencias de remoción y la existencia de biopelículas especializadas en cada reactor, como por ejemplo, la pre desnitrificación, eliminación del carbono y la nitrificación (Helleshoj & Morgenroth, 2020).

El proceso de biopelícula de lecho móvil se ha utilizado inicialmente para la eliminación de nitrógeno, posteriormente se aplicó para la reducción de materia orgánica, y luego, se realizaron investigaciones evaluando el proceso de biopelícula móvil para la remoción biológica de fosfatos (Odegaard, 1999).

Actualmente el proceso MBBR se viene utilizando para el tratamiento de aguas residuales municipales (siendo la aplicación más desarrollada) e industriales (principalmente industrias alimentarias, industrias de pulpa y papel, entre otras), la acuicultura, la desnitrificación del agua potable, y otras aplicaciones. Se elige este proceso por el menor requerimiento de volumen y área del reactor, elevada capacidad para la oxidación del carbono y eliminación de nitrógeno sin necesidad de controlar el espesor de la biopelícula del portador, y la menor carga de sólidos en el clarificador secundario comparado con un proceso de lodos activados (McQuarrie & Boltz, 2011).

Capítulo I. Parte introductoria del trabajo

1.1. Generalidades

Los reactores de biopelícula de lecho móvil (MBBR) son una alternativa de tratamiento de aguas residuales que consisten en sistemas aerobios de procesos de crecimiento de biopelícula adherida sobre un portador móvil de alta superficie específica (mayor a $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$) y con una densidad menor a $1 \text{ g}/\text{cm}^3$, bajo condiciones de mezcla y transferencia de oxígeno adecuadas. Actualmente, los sistemas MBBR se emplean para la remoción de materia orgánica principalmente soluble en el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales. Sin embargo, en el Perú se cuenta con poca investigación sobre estos sistemas de tratamiento para las condiciones climáticas de nuestra región, en comparación con la gran cantidad de investigaciones realizadas en algunos países como Noruega, Italia, Estados Unidos, Brasil, entre otros (Bengtson, 2017; Ferrai et al., 2010; Minegatti, 2008; Odegaard, 2016).

Frente a esta situación, se desarrolló la presente investigación, a fin de determinar de forma experimental la carga orgánica del área superficial del portador en un reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR) para un efluente no doméstico de una industria que produce soluciones parenterales en el Perú. Por lo tanto, los valores obtenidos pueden ser usados de forma referencial en futuras investigaciones o diseños nuevos de procesos MBBR para el tratamiento de efluentes no domésticos.

1.2. Descripción del problema de investigación

Para el caso específico de un efluente no doméstico que combina desagües de soluciones parenterales con efluentes domésticos, no se dispone de información respecto a la carga orgánica del área superficial (SALR), principal parámetro de diseño y operación de un reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR), por lo que comúnmente se usan valores referenciales aplicados para efluentes municipales.

Problema General: ¿Cómo la aplicación de la carga orgánica del área superficial tiene influencia sobre la carga removida en un reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR), para el tratamiento de aguas residuales no domésticas de una industria de soluciones parenterales médicas?

1.3. Objetivos del estudio

1.3.1. Objetivo general

Determinar la carga orgánica del área superficial (SALR) del portador en un reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR) para el tratamiento de aguas residuales no domésticas de una industria de soluciones parenterales.

1.3.2. Objetivos específicos

- Monitorear la calidad del agua residual en parámetros de pH, temperatura, turbiedad, oxígeno disuelto, DQO, DQO soluble, DBO₅, sólidos suspendidos totales y volátiles en el afluente y efluente del MBBR, y en algunos casos, en el efluente del clarificador.
- Determinar la remoción de la carga orgánica del superficial en un MBBR para la DQO total y soluble cuando se aplican cargas orgánicas no mayores a 22.70 gDQO/m².d.
- Establecer una ecuación matemática que estime el comportamiento de la carga orgánica del superficial removida (SARR) en función de la carga orgánica del superficial aplicada (SALR), o de la concentración de DQO total y soluble en el afluente del MBBR.
- Evaluar la relación del tiempo de retención hidráulico y la concentración de oxígeno disuelto en el MBBR con la remoción de la carga orgánica del superficial (SARR) y su eficiencia de eliminación.
- Calcular el área superficial específica y el porcentaje de vacíos del portador móvil empleado en el MBBR.

1.4. Antecedentes investigativos

El tiempo de retención hidráulico (TRH) y la carga orgánica del área superficial (organic surface area loading rate - SALR) expresada en gramos/m².día, son los parámetros clave para el diseño empírico de un reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR) para la remoción del parámetro objetivo contaminante, pudiendo ser la DQO, DBO₅, NH₄-N o NO₃-N (Bengtson, 2017; Ferrai et al., 2010; Odegaard, 2016).

Según la investigación de Odegaard et al. (1994), se aplicaron cargas orgánicas superficiales de 20 gDQOsol/m².d en reactores MBBR para el tratamiento de efluentes municipales obteniéndose altas eficiencias de remoción de DQO del 90% al 95%. Sin embargo, es posible que los reactores MBBR puedan funcionar con mayores cargas siempre y cuando se use un método eficiente para separar la biomasa generada en el reactor como la decantación secundaria.

En el año 1999, se publicó una investigación en Noruega clasificando las cargas orgánicas del superficial aplicadas a un proceso de reactores de biopelícula lecho móvil (MBBR) para el tratamiento de aguas residuales municipales de la siguiente manera: una alta carga se da para valores de 30 gDQO/m².d produciendo una biopelícula compacta con limitada presencia de protozoarios. Carga moderada para valores de 10 a 15 gDQO/m².d, la cual genera una biopelícula "esponjosa" con una variedad de protozoarios ciliados. Bajas cargas se consideran a valores menores de 5 gDQO/m².d, con crecimiento de biopelícula muy esponjosa y presencia de ciliados con pedúnculos. Además, presentó valores típicos de diseño de procesos MBBR para la remoción de la DQO/DBO en aguas residuales municipales para un 67% de porcentaje de llenado de portadores que se muestran en la tabla 1 (Odegaard, 1999).

Tabla 1

Carga de diseño de reactores MBBR a 15°C para la remoción de DBO₇

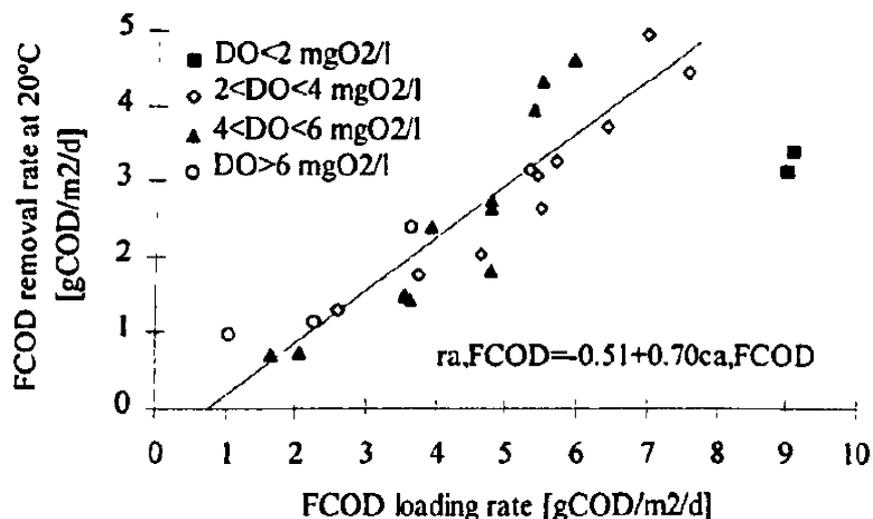
Propósito	Objetivo de tratamiento	Carga Superficial Aplicada (SALR)	Carga Volumétrica
Alta Tasa	75% – 80%	25 gDBO ₇ /m ² .d	8 kgDBO ₇ /m ³ .d
Tasa Normal	85% – 90%	15 gDBO ₇ /m ² .d	5 kgDBO ₇ /m ³ .d
Baja Tasa	90% – 95%	7.5 gDBO ₇ /m ² .d	2.5 kgDBO ₇ /m ³ .d

Fuente: Odegaard (1999).

Según la investigación de Pastorelli et al. (1997), realizada en Italia para un proceso MBBR de una planta piloto para el tratamiento de las aguas residuales municipales a temperaturas del agua residual de 7.1 a 24.5 °C, se demostró que las cargas orgánicas removidas (SARR) para la DQO filtrada (soluble), cuando el oxígeno disuelto en el reactor MBBR fue superior a 2 mg/L, fueron proporcionales a las cargas orgánicas del superficial aplicadas (SALR) hasta los 8 gDQOsol/m².d, existiendo una correlación lineal muy fuerte entre ambas variables. Finalmente, se aplicó una regresión lineal simple a los datos obtenidos y se estableció una ecuación matemática validada estadísticamente para calcular el comportamiento futuro de la SARR en función de la SALR, tal y como se observa en la figura 1.

Figura 1

Carga orgánica del superficial aplicada y removida en MBBR

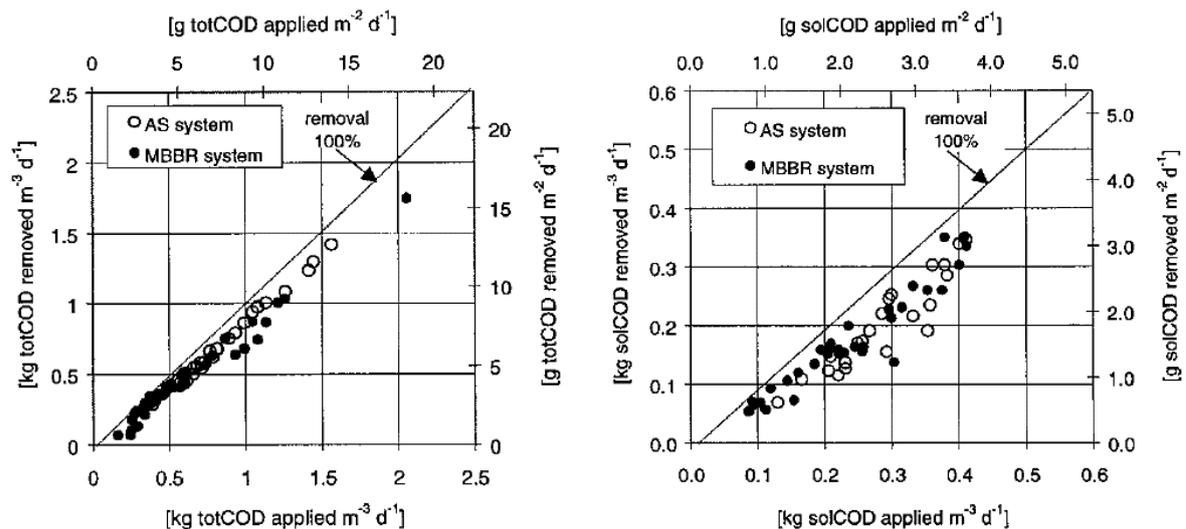


Fuente: Pastorelli et al. (1997).

En el año 2000, en Italia se valuó la comparación de los procesos MBBR con un lodo activado, en una planta piloto para el tratamiento de aguas residuales municipales, ante la aplicación de distintas cargas orgánicas superficiales (SALR) y su relación con la remoción de cargas de DQO total y soluble (SARR), como se observa en la figura 2. Se aplicaron 41 cargas orgánicas distintas que variaron en un rango de 1.5 a 18.4 gDQO/m².d; y para la DQO soluble, de 0.7 a 5.5 gDQOsol/m².d, para tiempos de retención hidráulicos comprendidos entre 3.3 a 7 horas. Se determinó la correlación entre la SALR y SARR para la eliminación de la DQO total y soluble, obteniéndose eficiencias promedio de remoción del 76% para la DQO y del 71% para la DQO soluble (Andreottola et al., 2000).

Figura 2

Relación entre la SALR y SARR para la DQO total y soluble

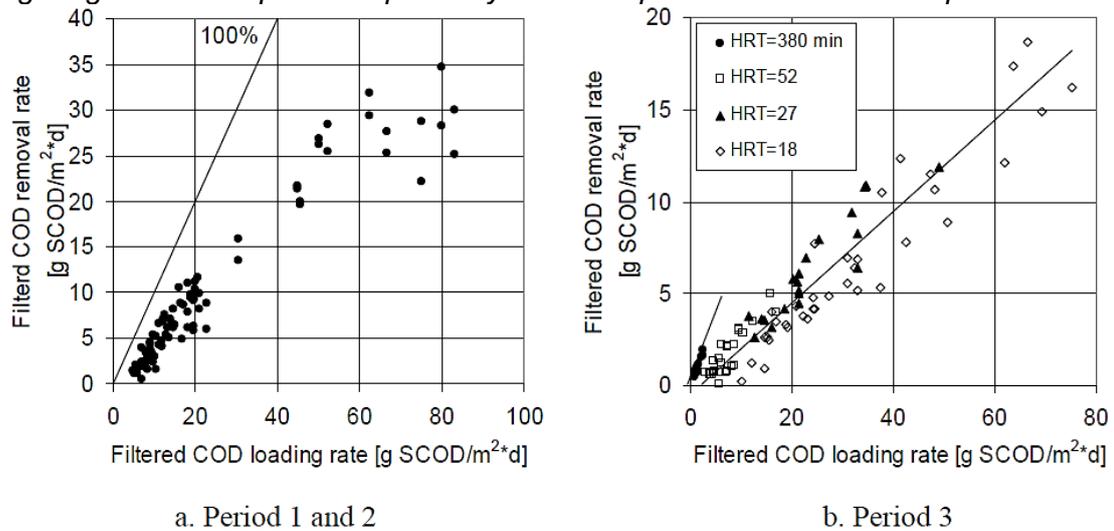


Fuente: Andreottola et al. (2000).

En el año 2000, se estudió el tratamiento de un efluente municipal evaluándose distintas cargas orgánicas del superficial aplicadas en un reactor MBBR y relacionadas con su carga removida como se aprecia en la figura 3. Se demostró la remoción de una carga orgánica superficial hasta 30 gDQOsol/m².d cuando se aplicó una carga alrededor de 60 gDQOsol/m².d. Además se obtuvo eficiencias de remoción de la DQO “obtenible” del 85 al 90% para cargas aplicadas mayores a 100 gDQO/m².d con una eficiente unidad de separación de la biomasa (Odegaard et al., 2000).

Figura 3

Carga orgánica del superficial aplicada y removida para un efluente municipal

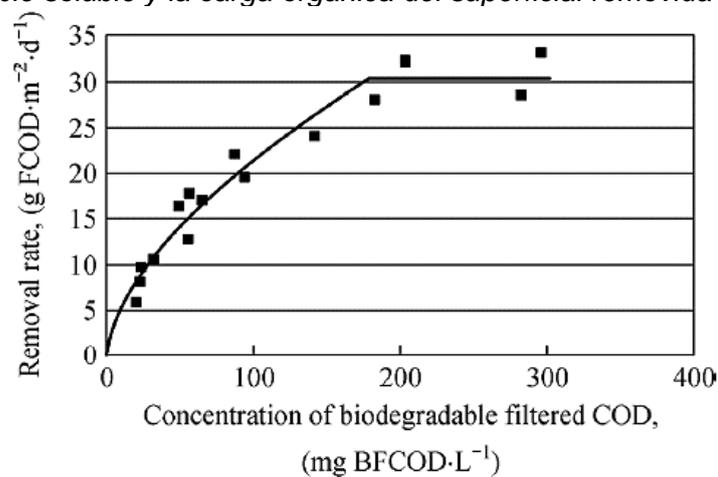


Fuente: Odegaard et al. (2000).

En la investigación de Odegaard (2016), se estudió un reactor MBBR para el tratamiento de efluentes municipales obteniéndose cargas orgánicas del superficial removidas máximas para la DQO filtrada¹ de 30 gDQOsol/m².d cuando se aplicaron concentraciones de DQO biodegradable filtrada mayores a 200 mg/L en el afluente del MBBR. Por debajo de esa concentración, la carga orgánica del superficial removida (SARR) fue de 20 gDQOsol/m².d. En la figura 4 se muestra relación entre la concentración de la DQO soluble biodegradable y la carga superficial removida (SARR).

Figura 4

DQO biodegradable soluble y la carga orgánica del superficial removida



Fuente: Odegaard (2016).

¹ Usando una malla de 1 µm para el filtrado

En la investigación realizada por Rusten et al. (1998), se evaluó un reactor de biopelícula de lecho móvil para la remoción de la DBO₅ de efluentes municipales en la que se aplicaron cargas del superficial de 7 a 10 gDBO/m².d y se obtuvo una concentración media en el efluente de 10 mg/L de DBO. Así mismo, cuando se incrementó la carga orgánica del superficial de 35 a 50 gDBO/m².d, la concentración media del efluente se elevó a valores de 45 mg/L de DBO. De esta manera, se demostró que a medida en que se incrementa la carga orgánica del superficial, la concentración del parámetro objetivo en el efluente aumentará y por lo tanto, su remoción disminuirá.

En el año 2008, se realizó una investigación para evaluar desempeño de un reactor piloto tipo MBBR para el tratamiento de aguas residuales domésticas, empleando cuatro configuraciones diferentes del portador móvil bajo un tiempo de retención hidráulico de 5.5 horas y aplicando una carga orgánica superficial de 7.7 gDBO/m².d. Se obtuvo eficiencias promedios de remoción del 84% para la DBO; 81%, para la DQO; y de 86%, para los SST (Minegatti, 2008). Así mismo, se recopilaron diversos valores de carga orgánica del superficial (SALR) en diferentes investigaciones con sus respectivos tiempos de retención hidráulico y eficiencias de remoción, los cuales se indican de forma resumida en la tabla 2.

Tabla 2

SALR en MBBR para aguas residuales municipales.

Referencia	Carga Superficial	Tiempo de Retención (h)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Eficiencia de Remoción
Andreottola et al. (2003)	9.3 gDQO/m ² .d	28	3.0	72% DQO
Odegaard et al. (1994)	21 - 37.0 gDBO/m ² .d	3 - 6	-	70% - 85% DQO
Daude & Stephenson (2003)	3.3 gDQO/m ² .d	18 - 28	5.0 - 7.0	> 90% DQO
Rusten et al. (1998)	8.1 a 48.6 gDBO/m ² .d	-	2.0	80% - 95% DBO
Rusten et al. (1997)	0.6 a 15.3 gDBO/m ² .d	-	-	92% - 96% DBO
Pastorelli et al. (1997)	3.5 gDQO/m ² .d	11.0	> 2.0	-
Hem et al. (1994)	1.0 a 5.0 gDBO/m ² .d	-	4.5 - 5.0	-

Fuente: Adaptado de Minegatti (2008).

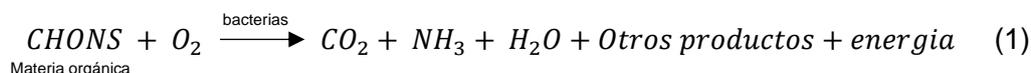
Capítulo II. Marco teórico y conceptual

2.1. Marco teórico

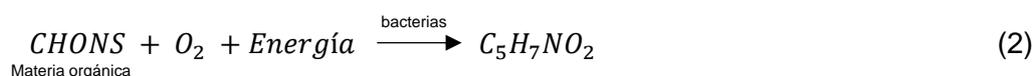
2.1.1. Procesos aerobios para el tratamiento de aguas residuales

Según Romero (2004), un sistema de tratamiento aerobio es un proceso de respiración donde el oxígeno libre es reducido y la materia orgánica e inorgánica (incluyendo al carbono) es oxidada. Generalmente los organismos de mayor importancia en un proceso aerobio para la degradación de la materia orgánica son las bacterias, capaces de formar una capa floculenta y gelatinosa que captan el sustrato presente en las aguas residuales para su metabolismo y desarrollo. Existen tres reacciones espontáneas y simultáneas que ocurren en un proceso aerobio y son las siguientes:

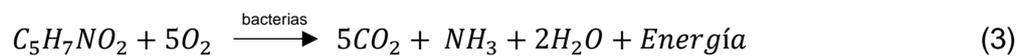
- Catabolismo (oxidación o descomposición): El proceso de aireación produce oxígeno molecular libre que en contacto con la materia orgánica oxida o mineraliza el residuo convirtiéndose en compuestos estables y de bajo contenido energético.



- Anabolismo (síntesis o asimilación): El proceso de aireación libera una gran cantidad de energía que es almacenada en la biomasa para la síntesis de tejido celular nuevo.



- Autólisis: En ausencia de materia orgánica, el tejido celular respira endógenamente y se convierte en un producto gaseoso y en energía de mantenimiento.



La fórmula $C_5H_7NO_2$ representa la composición promedio de la biomasa (células bacterianas). De la ecuación (3) se deduce que para oxidar 1 gramo de biomasa se consumen 1.42 gramos de oxígeno (Hoover & Porges, 1952).

2.1.1.1. Biodegradabilidad de efluentes. Los estudios realizados por Von Sperling & Chernicharo (2005), proponen que para escoger el proceso de tratamiento para un agua residual, se debe evaluar su biodegradabilidad en función del valor de la relación de la DQO/DBO₅. Se proponen las siguientes relaciones expresadas en la tabla 3.

Tabla 3

Biodegradabilidad de efluentes

Ratio	Valor	Conclusión
Baja proporción de DQO/DBO ₅	< 2.5	La fracción biodegradable es alta, buena indicación para el tratamiento biológico.
Intermedia proporción de DQO/DBO ₅	2.5 – 4.0	La fracción no biodegradable (inerte) no es alta, realizar estudios para verificar la viabilidad del tratamiento biológico
Alto proporción de DQO/DBO ₅	> 4.0	La fracción no biodegradable es alta, posible indicación para el tratamiento fisicoquímico

Fuente: Von Sperling & Chernicharo (2005).

2.1.1.2. Requerimientos nutricionales. Para que pueda darse un proceso biológico se requiere de nutrientes, indispensables para el desarrollo de los microorganismos, siendo principalmente el nitrógeno y fósforo. En los sistemas de lodos activados, los requerimientos nutricionales se expresan en términos de la relación DBO:N:P con un valor másico igual a 100:5:1, siendo esta relación adecuada para el tratamiento aerobio (Romero, 2004).

2.1.2. Sistemas de lodos activados

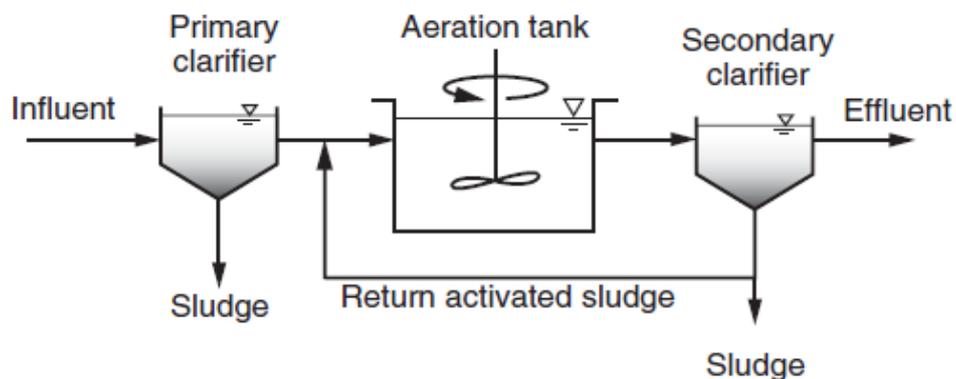
Según Metcalf & Eddy (2014), un sistema de lodos activados es un proceso de tratamiento biológico en el que mediante una biomasa activa en suspensión (microorganismos aerobios) por mezcla y transferencia de oxígeno, se logra la conversión de la materia orgánica y otros constituyentes de las aguas residuales en gases, tejidos celulares y compuestos inorgánicos, que precipitan por acción de la gravedad o se desprenden hacia la atmósfera. Un sistema de lodos activados consta de tres componentes básicos como se observa en la figura 5, y son los siguientes:

- Un reactor biológico en el que los microorganismos responsables del tratamiento se mantienen suspendidos y aireados para eliminar compuestos orgánicos solubles, coloidales y particulados (suspendidos) para la nitrificación y desnitrificación; y la eliminación biológica del fósforo.
- Un tanque de sedimentación secundaria (clarificador) donde los lodos floculantes que pasan a esta unidad pueden ser removidos por acción de la gravedad.
- Un sistema de retorno de lodos para devolver el lodo del sedimentador al reactor manteniendo constante la concentración de la biomasa en el reactor.

En la figura 5, se observa un diseño típico de un proceso de lodos activados, el cual incorpora previamente un tanque de sedimentación primaria por ser más eficientes en la eliminación de sólidos sedimentables.

Figura 5

Componentes básicos de un sistema de lodos activados

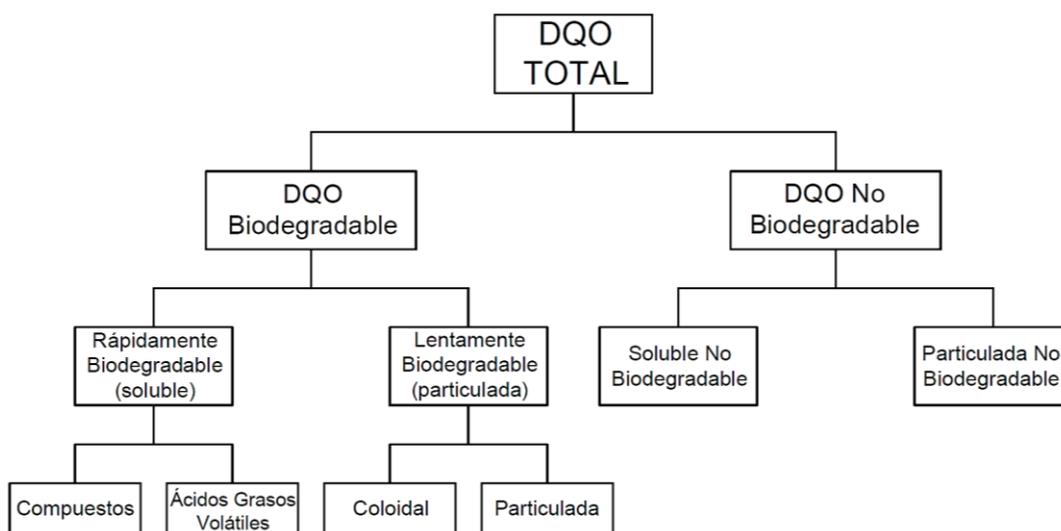


Fuente: Metcalf & Eddy (2014).

2.1.2.1. Fraccionamiento de la Demanda Química de Oxígeno. La DQO puede fraccionarse en biodegradable y no biodegradable, o en soluble y particulada (ver figuras 6). La fracción de DQO biodegradable soluble (S_s) es denominada como fácilmente biodegradable; y la fracción de DQO biodegradable particulada (X_s), supuesta como la lentamente biodegradable, está compuesta de sólidos coloidales y suspendidos. La DQO soluble no biodegradable (S_u) presente en el lodo activado del reactor y la DQO particulada no biodegradable (X_u), inerte o recalcitrante producen el lodo que será purgado (Chen et al., 2020; Metcalf & Eddy, 2014). Según Roeleveld & Van Loosdrecht (2002), la relación $DQO_{soluble}/DQO_{total}$ típicamente varía en un rango de 0.156 a 0.527 para un agua residual municipal cruda.

Figura 6

Fraccionamiento de la DQO



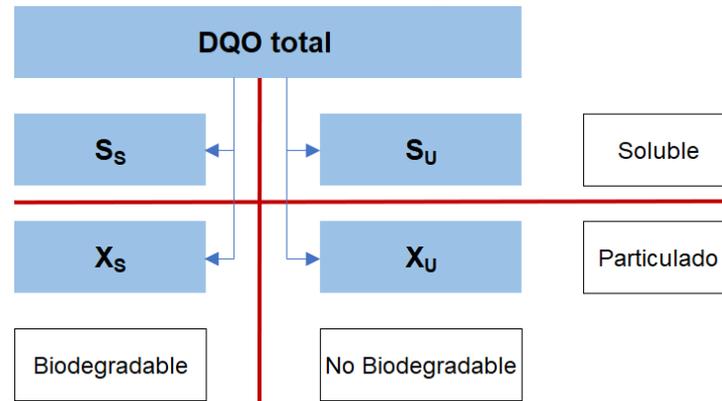
Nota: Adaptado de Metcalf & Eddy (2014).

Según el protocolo STOWA², la fracción de la DQO soluble se puede obtener empleando filtros de 0.45 μm (Roeleveld & Van Loosdrecht, 2002). En la figura 7, se muestra el fraccionamiento de la DQO en biodegradable y no biodegradable propuesto por Chen et al. (2020).

² Es el acrónimo de “Dutch Foundation for Applied Water Research” de Países bajos

Figura 7

Fraccionamiento y determinación de la DQO en aguas residuales

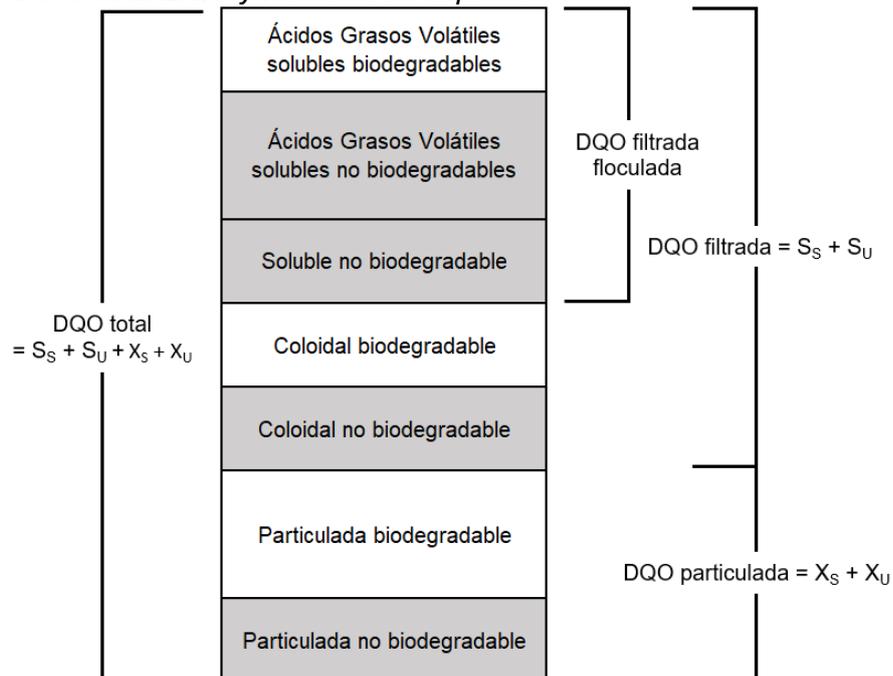


Nota: Adaptado de Chen et al. (2020).

Según Chen et al. (2020), para determinar la DQO soluble ($S_s + S_u$) de un agua residual normalmente se obtiene filtrándola por un filtro de tamaño de poro de $0.45 \mu\text{m}$. Mientras que la DQO particulada ($X_s + X_u$) se toma de la diferencia entre la DQO total y la DQO soluble. La determinación de la DQO soluble no biodegradable (S_u) puede calcularse aplicándole una fracción (comúnmente de 0.9) a DQO soluble. La DQO soluble biodegradable (S_s) se obtiene restando la DQO filtrada con la fracción S_u (ver figura 8).

Figura 8

Fraccionamiento de la DQO y métodos de separación



Nota: Adaptado de Metcalf & Eddy (2014).

2.1.2.2. Determinación de SST por el método fotométrico. Según los estudios realizados por Krawczyk & Gonglewski (1959), se validó el método fotométrico para la determinación de los SST al compararse con los resultados obtenidos con método estándar (SMEWW- APHA-AWWA-WEF Part 2540 D.) determinándose una diferencia promedio del 4.66%.

2.1.3. Procesos de biopelícula biológica

Los procesos de biopelícula son empleados para la reducción de la materia orgánica, nitrificación, desnitrificación y eliminación química o biológica del fósforo. En estos procesos los microorganismos ubicados en las capas externas de la biopelícula tienen mayor acceso al sustrato en la fase inicial³, mientras que los microorganismos más lejanos de la superficie de la biopelícula poseen mayor protección contra el desprendimiento y contacto de componentes tóxicos. Al estar los microorganismos mejor protegidos contra el desprendimiento se evita el crecimiento de otras especies microbiológicas perjudiciales para el proceso biológico e incrementa el rendimiento en la degradación de compuestos complejos. El proceso de biopelícula permite separar y confinar a los microorganismos en una zona específica para optimizar el proceso biológico, alcanzar la máxima tasa de crecimiento microbiano e incrementar el área superficial del reactor lo cual produce diseños más compactos que reducen el área disponible para el reactor (Helleshoj & Morgenroth, 2020).

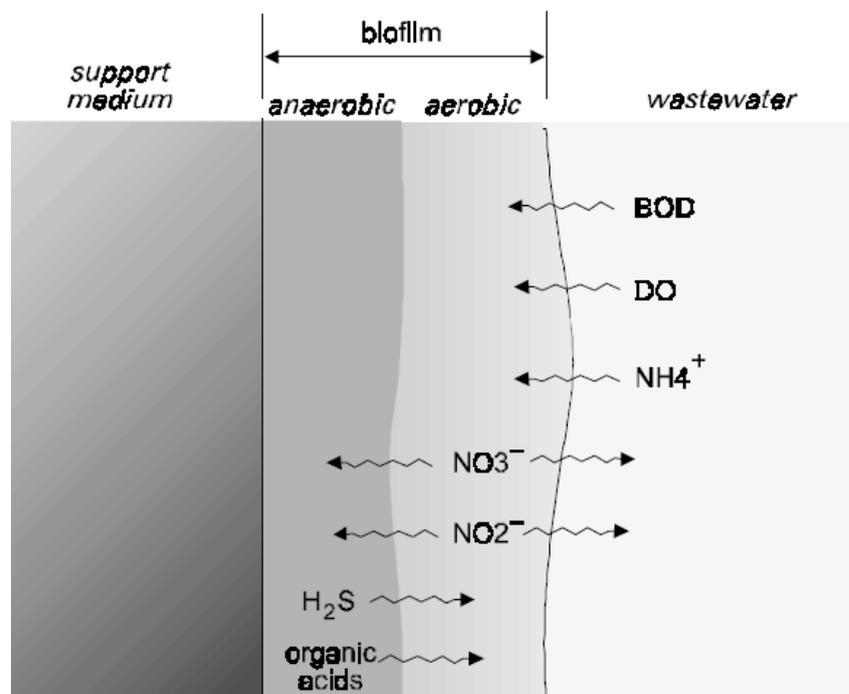
La matriz de la biopelícula es un complejo formado por exopolisacáridos (macromoléculas de carbohidratos como glucosa, galactosa, entre otras) sintetizados por las enzimas de los mismos microorganismos que generan una capa gelatinosa donde se acumulan otros microorganismos y coloides. Una biopelícula está compuesta principalmente de agua (hasta un 97% del contenido total), células bacterianas y otras macromoléculas en menor proporción como proteínas, DNA y productos de la lisis bacteriana (Lasa-Uzcudun, 2004).

³ Traducido del inglés “bulk phase”, representa la fase de iniciación de la biopelícula.

Los microorganismos se adhieren al portador móvil mediante la unión fisicoquímica de los polímeros producidos por la interacción celular y por la superficie rugosa del portador. Una vez adheridos, la materia orgánica, el oxígeno disuelto y los micronutrientes presentes en las aguas residuales son absorbidos por la biopelícula y transportados a sus capas interiores mediante mecanismos de difusión para ser metabolizados. Las partículas coloidales y los sólidos suspendidos al ser de mayor tamaño no pueden difundirse a través de la biopelícula y son hidrolizados en moléculas más pequeñas. En un sistema de biopelícula coexisten las condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias, debido a que el oxígeno disuelto captado en el exterior de la biopelícula tiene una mayor concentración y se consume a medida que va penetrando las capas más profundas hasta alcanzar una zona anóxica (donde ocurrirá la reducción de los nitratos) y finalmente una zona anaerobia (donde se produce la formación de ácidos grasos orgánicos y la reducción de los sulfatos) en ausencia de oxígeno. La figura 9 muestra una representación de la biopelícula adherida a un portador móvil (Von Sperling & Chernicharo, 2005).

Figura 9

Representación esquemática de una biopelícula



Fuente: Von Sperling & Chernicharo (2005).

2.1.4. Sistema integrado de lodos activados de biopelícula fija (IFAS)

Según Metcalf & Eddy (2014), un sistema IFAS es un proceso híbrido de lodos activados que posee un portador móvil en su interior para el crecimiento de biomasa adherida, y además presenta crecimiento de biomasa suspendida dentro del reactor. La adición de estos portadores incrementa la concentración de sólidos suspendidos en el licor de mezcla (MLSS) de 1.5 a 2 veces la concentración de MLSS de un sistema convencional de lodos activados. Comúnmente el sistema IFAS se utiliza para procesos biológicos de nitrificación-desnitrificación (eliminación de nitrógeno), y especialmente donde el espacio es limitado.

2.1.5. Sistema de biopelícula de lecho móvil (MBBR)

“Moving Bed Biofilm Reactor” puede ser traducido como reactor de biopelícula de lecho móvil, es una tecnología que combina la biomasa líquida en suspensión con la biomasa adherida en el portador (biopelícula). La tecnología MBBR tiene como objetivo la remoción de la materia orgánica carbonácea, la nitrificación, y en determinadas configuraciones específicas, la desnitrificación y la eliminación de fósforo (Minegatti, 2008).

En un proceso de MBBR, se utiliza un medio portador de plástico pequeño (cuya densidad es muy cercana al del agua) sobre el que permanecen adheridos los microorganismos. Los procesos de tratamiento de MBBR suelen tener lugar en un tanque de características similares al tanque de aireación de lodos activados. Los medios portadores se mantienen suspendidos mediante un sistema de aireación de aire difuso que da lugar a un proceso aerobio o mediante un sistema de mezcla mecánica, como se observa en la figura 10. Por lo general, se usa un tamiz o canastilla en la salida del tanque MBBR para mantener el medio portador en el tanque (Odegaard, 1999).

Según Metcalf & Eddy (2014), las principales diferencias entre los procesos IFAS y MBBR radica en que los MBBR presentan un portador móvil de biopelícula con mayor densidad (0.95 g/cm^3), tienen un porcentaje de llenado de portador mayor (hasta un 70%), no presentan retorno de lodos y poseen una menor concentración del licor de mezcla

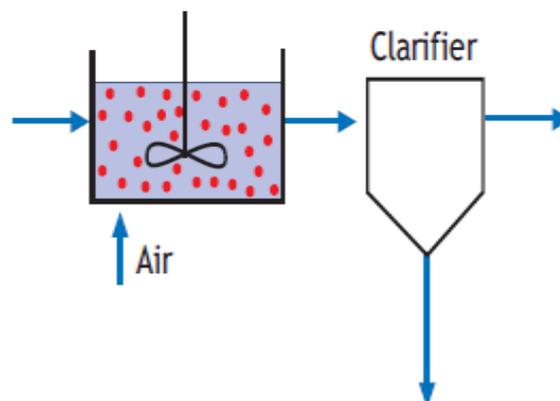
(MLSS) o biomasa suspendida. En el proceso MBBR, el sustrato es consumido principalmente por la biopelícula adherida al portador, y los sólidos que se desprenden del portador tienen menor floculación y sedimentación.

En los procesos aerobios desarrollados en reactores MBBR, el movimiento del portador que contiene la biopelícula es causado por la agitación (turbulencia) generada por el aire inyectado en su interior, mientras que en los procesos anóxicos y anaerobios un mezclador es el que mantiene a los portadores en movimiento. En los reactores aeróbicos se ha desarrollado un sistema especial de aireación de burbujas gruesas. Los portadores se mantienen dentro del reactor mediante un tamiz de salida.

Un reactor biológico MBBR pueden operar sin retorno de lodos como se muestra en la figura 10, debido a que la biomasa suspendida presente en el reactor se concentra principalmente en el portador móvil formando una biopelícula adherida que se desarrolla y alcanza sus más altas tasas de crecimiento biológico, y en menor proporción la biomasa restante queda suspendida en el interior del reactor. Por otro lado, un sistema con retorno de lodos (biomasa), representado en la figura 11, retiene la biopelícula presente en el portador y la biomasa suspendida en el reactor. Por lo tanto, los reactores MBBR pueden operar con o sin sistema de retorno de lodos (Helleshoj & Morgenroth, 2020).

Figura 10

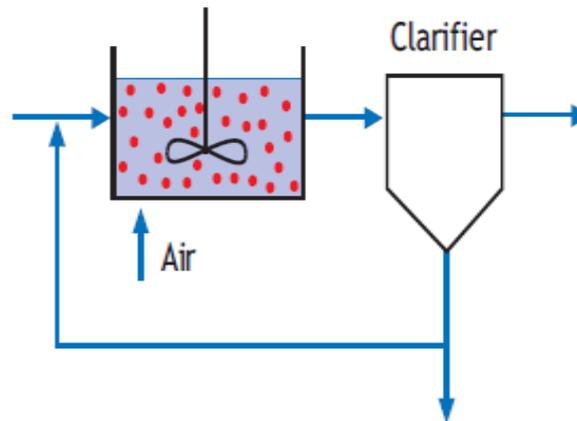
Reactor MBBR sin retorno de lodos



Fuente: Helleshoj & Morgenroth (2020).

Figura 11

Reactor MBBR con retorno de lodos



Fuente: Helleshoj & Morgenroth (2020).

2.1.6. Ventajas del MBBR frente a otros procesos biológicos

Según Odegaard (2016), hay varias razones por las que cada vez más se escogen los procesos de biopelícula en lugar de otros procesos como el de lodos activados debido a que ofrecen mayores ventajas comparativamente. Las ventajas del reactor de biopelícula de lecho móvil frente a otros reactores son:

- Da como resultado plantas de tratamiento de aguas residuales muy compactas, es decir, se requiere de menos espacio para la planta de tratamiento.
- Se reduce el volumen del reactor biológico porque se emplea un medio de soporte como portador que proporciona una elevada superficie específica.
- No necesita recirculación de lodos, tan solo es necesario separar la biomasa sobrante.
- El resultado final del tratamiento depende en menor parte de la separación de la biomasa, ya que la concentración de biomasa a separar es al menos 10 veces menor.
- La biomasa adherida se vuelve más específica (mayor concentración de organismos relevantes) porque no hay retorno de lodos.

Según Helleshoj & Morgenroth (2020), una ventaja adicional que presenta un sistema MBBR es la baja pérdida de carga hidráulica en el reactor. Esto permite diseñar reactores en serie con procesos de tratamiento biológico diferentes y especializados, para altas tasas de remoción, donde se desarrollan biopelículas distintas (microorganismos específicos) en cada reactor en función al tipo de proceso biológico, como es el caso de la pre-desnitrificación, remoción de materia orgánica carbonásea (DQO, DBO) y nitrificación.

Según las investigaciones realizadas por Delatolla et al. (2012), en un MBBR se puede lograr un estable proceso biológico en aguas residuales con temperaturas muy bajas, gracias a la protección contra el desprendimiento que ofrece la superficie del portador para el crecimiento de la biopelícula.

2.1.7. Desventajas de un sistema MBBR

Según los estudios realizados por Helleshoj & Morgenroth (2020), algunos inconvenientes con la tecnología MBBR es que los portadores móviles al moverse en el agua generan la formación de una capa laminar estancada en el portador que rodea a la biopelícula, lo cual origina la disminución del sustrato y la transferencia de oxígeno en la biopelícula. Esto se presenta principalmente en los reactores MBBR con procesos biológicos de nitrificación, razón por la cual para estos casos se debe ajustar la concentración de oxígeno disuelto a valores relativamente altos. Por otro lado, otros inconvenientes en los reactores MBBR es la baja eficiencia de transferencia de oxígeno por emplear aireación con burbuja media que se compensa con un factor alfa alto. Emplear una aireación con burbuja media evita la obstrucción temprana del sistema de aireación de fondo por formación de biopelícula. Ante una eventual obstrucción se debe realizar un mantenimiento a la parrilla de difusores lo cual involucra retirar todos los portadores móviles del reactor haciendo inviable realizar este procedimiento de forma recurrente.

Cuando se diseña un proceso MBBR con alta carga orgánica del superficial, la biomasa presente en el reactor degrada la materia orgánica soluble (fácilmente biodegradable) y se produce biomasa con un alto potencial de biogás, mientras que la

materia orgánica particulada (difícilmente biodegradable) que ingresa al MBBR permanece sin alterarse y debe ser extraída del agua mediante un eficiente método de separación (coagulación, floculación, clarificación, etc) (Odegaard, 2016).

2.1.8. Parámetros de operación y control del MBBR

En el proceso MBBR, los parámetros de operación y control son similares al proceso de lodos activados, adicionando aquellos parámetros que se relacionan con la biomasa total presente en el proceso, siendo los involucrados los siguientes:

- **pH del agua residual:** El valor de pH adecuado para distintos procesos de tratamiento y que garantiza la óptima actividad biológica se encuentra entre 6.5 a 8.5 (Romero, 2004).
- **Temperatura del agua residual (°C):** La temperatura óptima que garantiza el desarrollo de la actividad biológica está comprendida entre 25°C a 35°C. (Metcalf & Eddy, 2014).
- **Oxígeno disuelto (mg O₂/L):** En un reactor MBBR, similar a un sistema de lodos activados, usualmente se opera con una concentración de oxígeno disuelto en un rango de 1 mg/L a 3 mg/L, el cual garantiza que los microorganismos capten rápidamente el oxígeno suministrado (Metcalf & Eddy, 2014).
- **Turbiedad (UNT):** La turbiedad en un MBBR, es un parámetro de control de la calidad del efluente (Romero, 2004).
- **Sólidos suspendidos totales (SST):** En un proceso de lodos activados, existe una relación proporcional directa entre los sólidos suspendidos totales y turbiedad para el efluente del sedimentador secundario y el efluente filtrado secundario mostrándose en las ecuaciones 4 y 5 (Metcalf & Eddy, 2014; Romero, 2004).

Para el efluente del sedimentador secundario:

$$\text{Sólidos suspendidos totales } \left(\frac{mg}{L}\right) = (2.3 \text{ a } 2.4) \times \text{Turbidez (UNT)} \quad (4)$$

Para el efluente del filtro secundario:

$$\text{Sólidos suspendidos totales } \left(\frac{mg}{L}\right) = (1.3 \text{ a } 1.6) \times \text{Turbidez (UNT)} \quad (5)$$

- **Sólidos suspendidos volátiles (SSV):** Es una determinación muy importante en lodos activados, lodos crudos y digeridos. Si no se conoce la fracción inorgánica de los SST, entonces se puede calcular a partir de una relación SSV/SST estimada (Metcalf & Eddy, 2014; Romero, 2004). Según Chen et al. (2020), típicamente la relación SSV/SST en aguas residuales municipales sin tratamiento varía de 0.4 a 0.9 clasificándose en baja de 0.4 a 0.6; media, de 0.6 a 0.8; y alta, de 0.8 a 0.9. Asimismo, Ekama (2009) determinó una relación de SSV/SST de 0.84 para un agua residual municipal cruda y 0.87 para agua residual decantada.
- **Carga Orgánica Volumétrica (kg/m³.d):** Es la relación que se da entre la carga orgánica aplicada al reactor biológico y el volumen de mismo, el cual se expresa en kgDBO o DQO/m³.d. Este fue el parámetro usado en los primeros diseños de los MBBR; sin embargo, actualmente no se utiliza (Odegaard et al., 1998).
- **Carga Orgánica del Área Superficial (g/m².d):** Es la relación que se da entre la carga orgánica aplicada al reactor biológico y la superficie total debida al medio de soporte, expresada en gDBO o DQO/m².d (Odegaard et al., 1998).
- **Relación alimento/microorganismo equivalente (F/M equivalente):** Según Von Sperling & Chernicharo (2005) este parámetro es la carga de alimento o sustrato (expresada en kg de DBO₅) suministrado por día por unidad de biomasa en el reactor biológico (expresada en kg de SSV) y se expresa en kgDBO/kgSSV.d. Según Minegatti (2008), un reactor MBBR que opera con un valor F/M equivalente comprendido en un rango de 0.05 a 0.15 kgDBO/kgSSV_{eq}.d puede obtener eficiencias de remoción de la concentración de la DBO₅ mayores al 90%.

2.1.9. Carga Orgánica del Área Superficial (SALR)

El principal parámetro de diseño y operación mejor relacionado con un proceso MBBR es la carga orgánica del área superficial del portador (SALR⁴), posteriormente denominada como carga orgánica del superficial aplicada (Odegaard et al., 1998).

La SALR es la tasa de carga orgánica que ingresa a un tanque MBBR, y se calcula al dividir la masa del parámetro objetivo (DQO, DBO, NH₄-N, NO₃-N, etc) en gramos que ingresan al reactor por el área superficial total del portador (en m²) por día, y se establece mediante la ecuación 6. Resulta útil en el dimensionamiento de sistemas MBBR utilizar un valor de diseño de la SALR a fin de calcular el volumen del tanque MBBR, relacionando el área de portador móvil presente con un valor conocido para el área superficial específica del portador (m²/m³) y un porcentaje de llenado del portador en el reactor (Bengtson, 2017; Ferrai et al., 2010; Minegatti, 2008).

La carga orgánica del superficial removida (SARR⁵) es la remoción de la carga orgánica en un reactor MBBR y se determina como la diferencia entre la masa de ingreso y salida de la DQO (en gramos) por el área total del portador (en m²) por día en el reactor, como se expresa en la ecuación 7 (Bengtson, 2017).

$$SALR = \frac{Q \text{ (m}^3/\text{d)} \times [DQO_{\text{afluente}} \text{ (g/m}^3\text{)}]}{A_{\text{portador}} \text{ (m}^2\text{)}} \quad (6)$$

$$SARR = \frac{Q \text{ (m}^3/\text{d)} \times [DQO_{\text{afluente}} - DQO_{\text{efluente}} \text{ (g/m}^3\text{)}]}{A_{\text{portador}} \text{ (m}^2\text{)}} \quad (7)$$

2.1.10. Área de biopelícula en el portador

Los portadores son medios plásticos diseñados para tener un área de superficie específica alta por unidad de volumen para facilitar la adherencia y crecimiento de los microorganismos.

⁴ Traducida de la expresión en inglés: Surface Area Loading Rate.

⁵ Traducida de la expresión en inglés: Surface Area Removal Rate.

En el diseño de un proceso MBBR, se emplean dos propiedades relacionadas al portador que son el área superficial específica que típicamente varía entre 350 a 1200 m^2/m^3 , y la proporción de vacíos⁶ (%) del portador comprendida en valores del 60% y 90% (Bengtson, 2017).

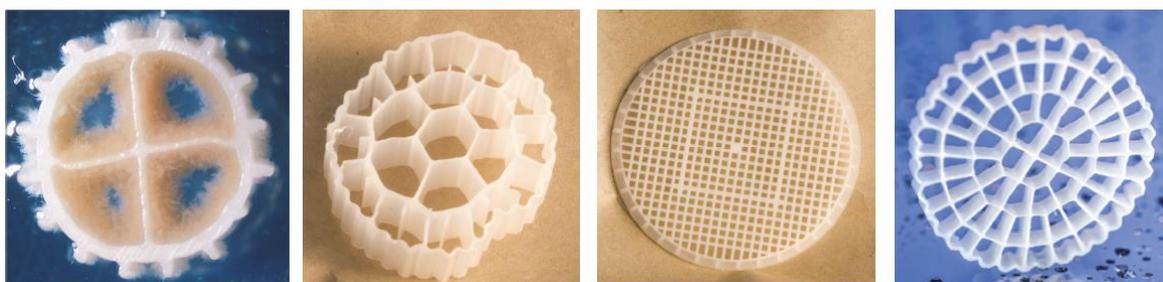
Una de las principales características del proceso MBBR es que el porcentaje de llenado⁷ que relaciona el volumen de los portadores con el volumen útil del reactor MBBR.

Resulta razonable emplear un porcentaje de llenado comprendido entre el 40% y 70%, siendo la fracción de llenado estándar del 67% basada en un área superficial específica de 465 m^2/m^3 (Jahren et al., 2002; Odegaard, 1999; Odegaard et al., 1993, 1994; Pastorelli et al., 1997; Rusten et al., 1998).

El portador móvil, compuesto de polietileno de alta densidad, posee una densidad menor al agua (0.95 g/cm^3) lo que le permite mantenerse en suspensión en el agua. Los portadores tienen diferentes formas y tamaños siendo comúnmente cilindros pequeños con divisiones en cruz interiores y “aletas” en el exterior como se observan en la figura 12 (Helleshoj & Morgenroth, 2020; Odegaard, 1999, 2006).

Figura 12

Portadores móviles usados en los reactores MBBR



Fuente: Helleshoj & Morgenroth (2020).

A pesar de que muchos diseños previos de procesos MBBR usaron la carga volumétrica, es mejor emplear la carga orgánica del superficial como parámetro clave para su dimensionamiento (Bengtson, 2017; Odegaard et al., 1998).

⁶ Es el espacio hueco del portador que puede ser ocupado por la biopelícula y el efluente.

⁷ También denominado en idioma inglés “filling rate” es la relación entre el volumen del portador móvil y el volumen útil del reactor.

2.1.11. Eficiencias para la remoción de la DQO de un proceso MBBR

Se conoce que los sistemas de tratamiento de aguas residuales que emplean los procesos de MBBR para el tratamiento de aguas residuales municipales tiene una eficiencia de tratamiento del 72% a 94% para la remoción de la DQO y mayor al 95% para la eliminación de la DBO₅ (Andreottola et al., 2003; Rusten et al., 1997).

2.1.12. Interpretación estadística de una regresión lineal simple

Según Creswell (2005), cuando el coeficiente de determinación (R^2) presenta un valor entre 0.66 y 0.85, existirá una buena predicción de una variable sobre otra variable; y si es mayor a 0.85, implica que ambas variables explican estrechamente un mismo concepto subyacente y representan un constructo semejante. Según Hernández-Sampieri et al. (2010), el coeficiente R de Pearson puede variar entre -1.00 y 1.00, y la interpretación de su valor se clasifica en la tabla 4.

En cuanto a la significancia, un valor de 0.05 representa un 95% de confianza de que la correlación sea verdadera y 5% de probabilidad de error, e indica que el coeficiente R de Pearson es significativo en el nivel de 0.05. Mientras que, si la significancia es menor a 0.01, se dice que el coeficiente R es significativo al nivel de 0.01 con un 99% de confianza en que la correlación sea verdadera y 1% de probabilidad de error (Hernández-Sampieri et al., 2010).

Tabla 4

Interpretación del coeficiente de R de Pearson

Valor	Interpretación
± 1.00	Correlación positiva/negativa perfecta
± 0.90	Correlación positiva/negativa muy fuerte
± 0.75	Correlación positiva/negativa considerable
± 0.50	Correlación positiva/negativa media
± 0.25	Correlación positiva/negativa débil
± 0.10	Correlación positiva/negativa muy débil
± 0.00	No existe correlación entre las variables

Fuente: Hernández-Sampieri et al. (2010)

2.1.13. Marco Legal

La normativa vigente en materia ambiental relacionada con la investigación es:

- Reglamento de Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario: Decreto Supremo N° 010-2019-VIVIENDA.
- Norma complementaria al Decreto Supremo N° 010-2019-VIVIENDA, Reglamento de Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario: Resolución de Consejo Directivo N° 011-2020-SUNASS-CD

2.2. Marco conceptual

Se presentan los conceptos claves usados en el desarrollo de la investigación:

- **Arranque directo:** es el tipo de arranque más simple de un motor de inducción que se utiliza en equipos de baja potencia que no requieren una aceleración gradual cuando la corriente de arranque no causa una caída de tensión en el circuito de suministro. En el caso de un motor trifásico, la corriente de arranque suele ser de 6 a 7 veces más que la corriente nominal (Ashour et al., 2014).
- **Carga orgánica:** es la medida de masa de contaminante por unidad de tiempo de un agua residual. Se calcula como el producto del caudal y la concentración del parámetro contaminante del agua residual, y se expresa en Kg/d (Romero, 2004, pág. 447).
- **Coefficiente de correlación de Pearson:** es una prueba estadística que permite determinar la relación entre dos variables y se mide por intervalos sin evaluar la relación de causa-efecto de las variables (independiente – dependiente). Un valor de ± 0.90 indican una correlación positiva/negativa muy fuerte, mientras que un valor de ± 1.00 indica una correlación positiva/negativa perfecta y proporcional (Hernández-Sampieri et al., 2010, pág. 311 – 312).

- **Controlador de pH/oxígeno disuelto:** es un transmisor conectado a un sensor de pH y/o oxígeno disuelto para la medición en línea del pH, temperatura del agua y oxígeno disuelto de un efluente que controla automáticamente parámetros operacionales dentro de un rango definido a través sus señales de entrada y salida analógicas de 0/4 a 20 mA con un nivel de protección IP67 (Endress+Hauser Group, 2023).
- **Control lazo PID:** Un control proporcional-integral-derivado (PID) es un mecanismo de regulación automático de retroalimentación usado en procesos industriales que ajusta repetitivamente un error para disminuirlo hasta encontrar el valor deseado en corto tiempo. Se basa en tres parámetros que forman el cálculo PID: el valor proporcional obtiene la reacción al error actual; el integral, determina la reacción en función a los errores pasados; y la derivada, genera la reacción en función de la velocidad en que cambia el error. La combinación de los tres parámetros ajusta automáticamente un proceso determinado (ABB Group, 2011, pág. 3).
- **Regresión lineal:** es un modelo estadístico que estima la relación de una variable sobre otra prediciendo sus puntuaciones entre ellas. Está asociado al coeficiente r de Pearson, por lo que cuan mayor sea la correlación entre las variables se obtendrá mayor predicción (Hernández-Sampieri et al., 2010, pág. 314).
- **Soluciones parenterales:** son preparaciones estériles en solución, suspensión o emulsión de administración por inyección, infusión o implantación en la circulación corporal humana o animal, compuestos de uno o más principios activos (Blouet, 2016).
- **Sopladores trilobulares:** también denominados soplantes de desplazamiento positivo son máquinas compuestas por dos ejes rotativos gemelos asimétricos que giran en direcciones opuestas y de dos canales especiales moldeados en una carcasa que controlan el flujo de retroceso eliminando las pulsaciones, cuyo

accionamiento es generado por la transmisión por correa trapezoidal de un motor de corriente trifásica (Aerzener Maschinenfabrik GmbH, 2011, pág. 3 - 5).

- **Variador de frecuencia:** se refiere a un regulador de velocidad de un motor eléctrico, ubicado entre la alimentación de energía y el motor, que regula la energía eléctrica antes de que ingrese al motor, y luego ajusta la frecuencia y tensión eléctrica real reduciendo el consumo energético del motor, según los requisitos determinados para su aplicación (ABB Group, 2023).

2.3. Hipótesis de la investigación

La carga orgánica del área superficial del portador aplicada es directamente proporcional a la carga orgánica del superficial removida en un reactor de biopelícula de lecho móvil que trata las aguas residuales de una industria de soluciones parenterales.

Capítulo III. Desarrollo del trabajo de investigación

3.1. Metodología de la investigación

A continuación, se señalan los métodos de investigación que caracterizan la presente tesis.

3.1.1. *Método de investigación: Inductivo*

En la presente investigación, se parte del conocimiento particular, que viene a ser el comportamiento de la carga orgánica del superficial para llegar a lo general, refiriéndose como el principal parámetro de diseño de un MBBR para el tratamiento de las aguas residuales no domésticas.

3.1.2. *Tipo de investigación: Aplicativo*

Se está estudiando el comportamiento de la carga orgánica del área superficial de un reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR) para el tratamiento de aguas residuales no domésticas en una industria de soluciones parenterales.

3.1.3. *Nivel de investigación: Explicativa*

La investigación se centra en explicar la relación y el efecto que tiene la aplicación de la carga orgánica del área superficial (variable independiente) con la carga orgánica removida (variable dependiente) de un MBBR que trata efluentes no domésticos de una industria de soluciones parenterales.

3.1.4. *Diseño de la investigación: Experimental*

Las variables independientes de la investigación no son estáticas, es decir, se pueden manipular presentando un alto grado de control.

3.2. Ubicación del sistema de tratamiento

La parte experimental de la presente investigación se desarrolló en el sistema de tratamiento de desagües de una industria de producción de soluciones parenterales de alto volumen y afines para el abastecimiento del mercado hospitalario del país, ubicada en Lurín, Lima, Perú.

El sistema de tratamiento estudiado se centró en un reactor biológico de biopelícula de lecho móvil (MBBR) que trata la combinación de un desagüe industrial (producción de soluciones parenterales) con un desagüe doméstico (generado por su personal).

3.2.1. Generación de las aguas residuales de la industria

Las aguas residuales de la industria corresponden a la combinación de los efluentes provenientes de los desagües domésticos y no domésticos que se descargan en un tanque de almacenamiento, y se pueden dividir en dos tipos:

3.2.1.1. Efluente Doméstico: Se generan por las actividades que realiza el personal que labora diariamente durante su horario de trabajo, y se pueden subdividir en los siguientes aportes:

- Servicios higiénicos y vestuarios: Uso de duchas, urinarios, inodoros y lavatorios. Son dos turnos, el primero es de 6:45 pm a 7:30 am (nocturno), y el segundo de 6:45 am a 7:30 pm (diurno).
- Comedor: Uso de urinarios, inodoros y lavatorio. Se cuenta con bloques de 20 mesas que ocupan alrededor de 60 personas por turno. El horario de almuerzo es de 12:00 a 14:00 horas, y la cena de 21:30 a 00:00 horas.
- Cocina: Uso de agua para preparación de alimentos a partir de las 10 am, y para el lavado de los utensilios a partir de las 2 pm.
- Servicios Higiénicos adicionales: Para transportistas y personal de almacén de producto terminado (este personal no usa las duchas).

3.2.1.2. Efluente No Doméstico: Se generan por las actividades que intervienen durante las etapas del proceso productivo y aquellas indirectas que están relacionadas, pudiendo subdividirse en las siguientes:

- Lavandería: Son dos turnos realizados durante las 24 horas. Se lavan y secan los uniformes de operarios de áreas grises, salas de producción y envasado.
- Lavado de tanques de producción: Son un total de 11 tanques de 6000 litros cada uno. No hay un horario programado para el lavado de estos tanques, se realizan dependiendo del horario de producción. Se tienen 5 líneas de producción, cada línea usa 2 tanques y se dispone de solo un tanque adicional para la limpieza de los dos tanques efectuándose 3 lavados de 400 litros por cada tanque (en total 2400 litros para el lavado de cada línea de producción). Por ejemplo, el lavado de los tanques de la línea 1 se realiza cada 4 días; y el de la línea 3, cada 6 días.
- Descargas de autoclaves: Se tiene dos autoclaves de 6000 litros y una tercera de 3500 litros usados para el proceso de esterilizado. En la descarga de la autoclave se elimina un volumen de 555 litros para la generación de vacío por cada proceso. Además, para la renovación del agua de la cámara interna de la autoclave se realiza una descarga mensual de 6000 litros para las primeras dos autoclaves, y para la tercera autoclave, se elimina un volumen de 3500 litros cada 7 procesos o una vez al día.
- Limpieza de líneas de envasado: Son 05 líneas de envasado, y cuando se hace la limpieza de éstas, se elimina un aproximado de 2000 litros de agua a temperaturas de 85°C por un tiempo de 15 minutos. Estas líneas se limpian cuando se hace cambio de producto terminado.
- Pruebas de bombeo de agua contra incendio (ACI): Flujo de agua usado en la refrigeración del motor de combustión de la bomba, es un volumen que se elimina, por 30 minutos, una vez por semana.

3.3. Descripción del sistema de tratamiento

3.3.1. Diagrama de procesos de la investigación

En la figura 13, se presenta el diagrama de procesos de la investigación siendo la cámara de bombeo, el reactor MBBR y el tanque sedimentador secundario (clarificador) los componentes comprometidos para su evaluación con sus respectivos equipos. Los códigos presentes en el siguiente diagrama han sido asignados por el investigador a fin de etiquetar cada componente y equipo, y se indican en la tabla 5.

Tabla 5

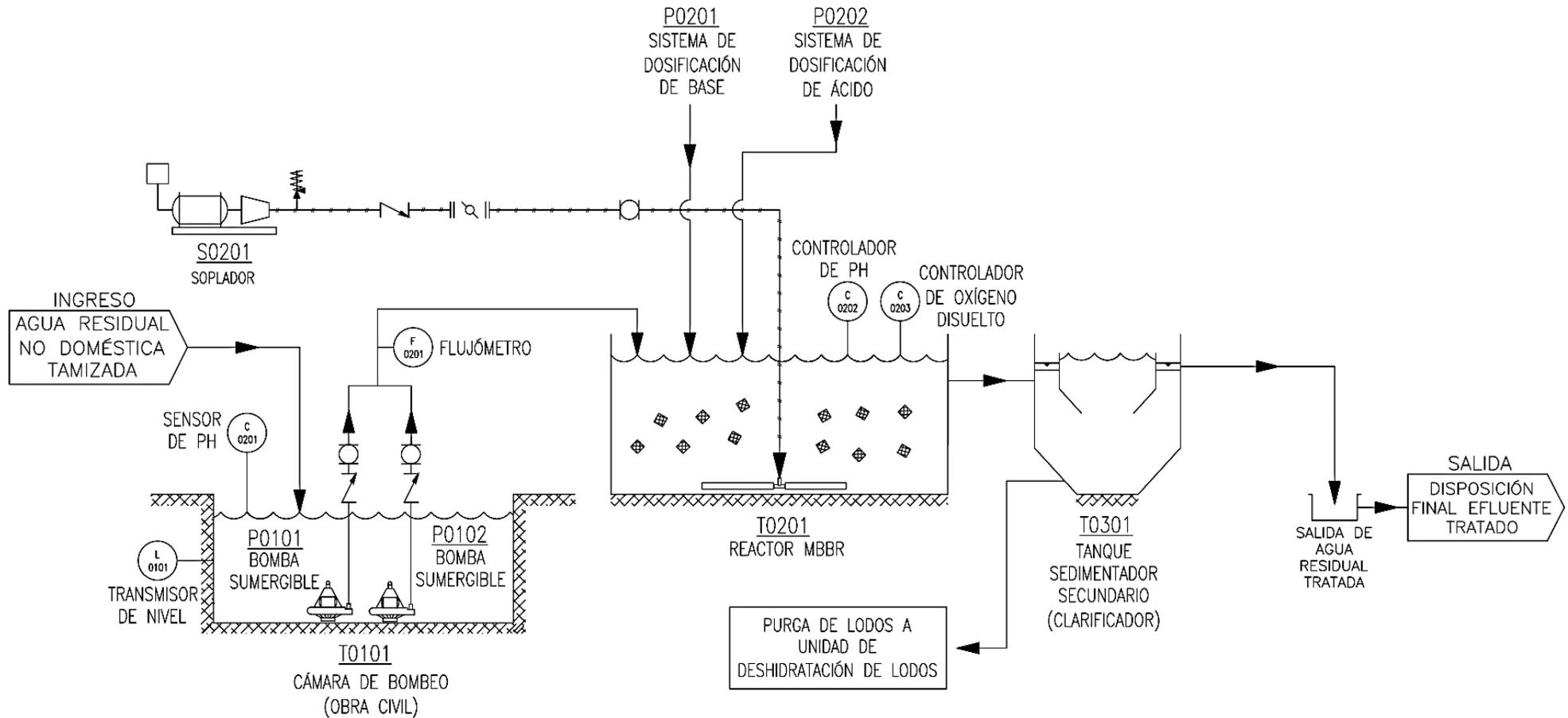
Tabla de componentes y equipos

Código	Componente/Equipo
T0101	Cámara de bombeo
P0101	Bomba sumergible 1
P0102	Bomba sumergible 2
L0101	Transmisor de presión
C0101	Sensor de pH
C0202	Controlador y sensor de pH
C0203	Controlador y sensor de oxígeno disuelto
F0201	Flujómetro electromagnético
S0201	Soplador Trilobular
T0201	Reactor MBBR
P0201	Bomba dosificadora de base
P0202	Bomba dosificadora de ácido
T0301	Tanque sedimentador secundario (clarificador)

Nota: Códigos de cada componente y equipo.

Figura 13

Diagrama de procesos del MBBR con sus componentes y equipos



Nota: El detalle de cada código de los componentes y equipos se detallan en la tabla 5.

3.3.2. Componente 1: Cámara de bombeo (T0101)

Las aguas residuales generadas en la industria descargan a un tanque de almacenamiento (ver fotografía 7 del Anexo 7) circular enterrado de 1.20 metros de diámetro (obra civil) el cual posee dos bombas sumergibles monoblock de arranque directo (una bomba principal y una bomba de reserva) y una tubería de rebose. Posteriormente, el agua residual cruda es impulsada hacia un tamiz tornillo helicoidal (ubicado sobre el nivel del terreno) encargado de retener sólidos gruesos de tamaño efectivo mayor a 3 mm e inmediatamente después las aguas residuales tamizadas (sin partículas gruesas) descargan por gravedad hacia una cámara de bombeo (T0101) enterrada de 12 m³ de volumen útil.

La cámara de bombeo tiene incorporado un sensor de pH (C0201) en línea, y un transmisor de presión (L0201) que mide el nivel de agua en el tanque por columna hidrostática brindando un porcentaje de llenado en el tablero de control. Mediante dos bombas sumergibles idénticas de 1.1 kW (P0101/P0102) de funcionamiento alterno e incorporadas por un variador de frecuencia, se impulsa el efluente de la cámara de bombeo hacia el tanque MBBR (ver figura 14). La bomba seleccionada P0101/P0102 enciende de forma automática cuando el transmisor de nivel detecta el 90% y se apaga al 65%. Cuando el nivel llega al 95%, por defecto, la bomba seleccionada opera a su máxima frecuencia de 60 Hz.

El caudal de bombeo y volumen acumulado de la línea de impulsión del MBBR fueron registrados por un flujómetro electromagnético (F0201) y almacenados en la memoria digital del tablero de control eléctrico como se observa en la fotografía 10 del Anexo 7. El volumen diario tratado por el reactor MBBR (en m³/d) se obtuvo tomándose la diferencia de la lectura de los volúmenes acumulados por el flujómetro en 24 horas de operación registrados en el tablero de control eléctrico para los días en que se determinó la carga orgánica del superficial. Las horas de bombeo se calcularon dividiendo el volumen diario tratado y el caudal de bombeo hacia el reactor MBBR.

Figura 14

Cámara de bombeo (T0101)



Nota: Cámara de bombeo compuesta de dos cámaras interconectadas. En la segunda cámara se tiene un sensor de pH, un transmisor de presión y dos bombas sumergibles de 1.1 kW.

3.3.3. Componente 2: Reactor MBBR (T0201)

A la salida de la cámara de bombeo, el agua residual es impulsada hacia el reactor tipo MBBR para iniciar un proceso biológico aerobio de biopelícula. El reactor MBBR circular tiene 3.41 metros de diámetro, una altura total de 3.5 metros y un volumen útil de 28.3 m³ (ver figura 15).

Figura 15

Reactor biológico de biopelícula adherida de lecho móvil (MBBR - T0201)



Nota: La imagen muestra el reactor MBBR circular evaluado en la presente investigación, con un sensor de pH, sensor de oxígeno disuelto y dosificación de soda cáustica, ácido clorhídrico, urea y antiespumante.

El reactor presenta un controlador y sensor de pH (C0202) y un sistema de neutralización a través de dos bombas tipo diafragma para la dosificación de soda cáustica (P0201) y ácido clorhídrico (P0202). Automáticamente, la bomba dosificadora de soda se enciende cuando el controlador detecta un valor de pH de 5.8 en el reactor, y se apaga cuando el pH es de 6.5, mientras que la bomba dosificadora de ácido se enciende cuando el controlador detecta un pH de 8.5 y se apaga cuando el pH es de 8. La dosificación automática de neutralizantes se regula mediante un control lazo PID entre el controlador de pH y la bomba dosificadora de neutralizante.

La aireación es producida por un soplador trilobular de 4 kW, cuyo arranque es mediante un variador de frecuencia, y es distribuida mediante una parrilla de difusores tubulares de burbuja fina uniformemente en el interior del reactor. El reactor cuenta con un controlador de oxígeno disuelto que regula el caudal de aire que produce el soplador mediante un control lazo PID con el variador de frecuencia del soplador hasta fijar la concentración de oxígeno disuelto deseado.

3.3.4. Portador móvil

El reactor MBBR estudiado tiene 13 m³ de portador móvil con área superficial específica de 643 m²/m³ según la ficha técnica del fabricante (ver Anexo 5). Los portadores son de polietileno de alta densidad y tienen la forma de cilindros corrugados con divisiones en su interior en forma de pentágonos como se observan en la figura 16.

Figura 16

Portador móvil de la PTAR



Nota: Biopelícula presente en el portador móvil de 643 m²/m³ de área superficial específica (ver Anexo 5).

3.3.5. Componente 3: Tanque sedimentador secundario (T0301)

El efluente del reactor MBBR ingresa a un tanque sedimentador secundario (clarificador) encargado de separar, por acción de la gravedad, la fase líquida y la biomasa o lodo activo (fase sólida) en exceso del reactor. El tanque sedimentador es de tecnología patentada cuyas dimensiones son de diámetro de 2 metros, área superficial de 3.14 m², altura útil de 2.50 metros y una altura total de 3 metros. (Ver figura 20). El efluente clarificado es descargado a una caja de registro que finalmente se conecta al sistema de alcantarillado sanitario público (red de Sedapal). El lodo decantado se almacena en la tolva de lodos del sedimentador, cuya geometría es troncocónica, y es purgado mediante una válvula actuada de fondo configurada para extraer los lodos decantados por intervalos de tiempo configurables de forma automática o manual. El lodo purgado es enviado hacia una unidad de deshidratación de lodos.

Figura 17

Tanque sedimentador secundario circular (clarificador - T0301)



Nota: Clarificador circular de tecnología patentada. La disposición final del efluente tratado es el alcantarillado sanitario público (red de Sedapal) mientras que los lodos purgados son enviados a una unidad de deshidratación de lodos.

3.4. Puntos de monitoreo

En la presente investigación, se establecieron 3 puntos de monitoreo que se detallan en la tabla 6 y figura 18.

Tabla 6

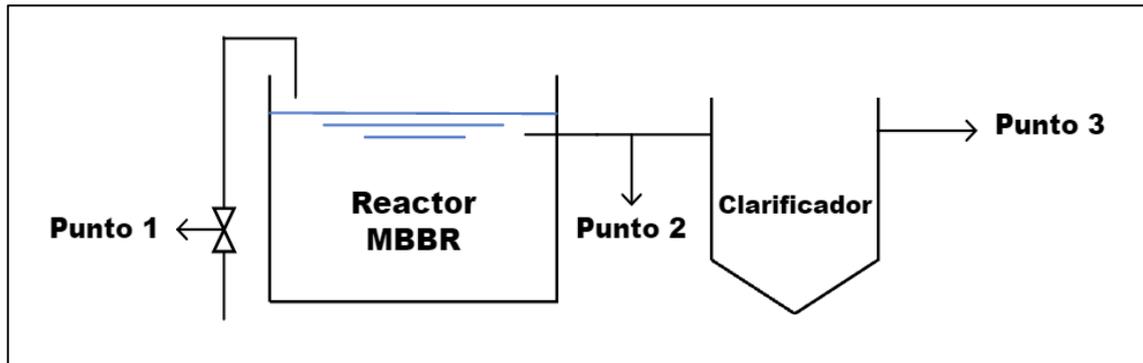
Puntos de monitoreo

Punto N°	Código	Descripción	Ubicación	Imagen
Punto 1	AF MBBR	Afluente del reactor MBBR	Grifo toma muestra de la línea de impulsión de la cámara de bombeo	Figura 19
Punto 2	EF MBBR	Efluente del reactor MBBR	Zona adyacente a la canastilla tubular de salida del reactor MBBR	Figura 20
Punto 3	EF CLA	Efluente del clarificador	Vertedero triangular superior de salida del clarificador	Figura 21

Nota: Puntos de monitoreo establecidos durante toda la investigación

Figura 18

Puntos de monitoreo



Nota: La figura representa al reactor MBBR y clarificador, y presenta la ubicación de los puntos de monitoreo.

Figura 19

Punto de monitoreo 1



Nota: Caño toma muestra línea de impulsión.

Figura 20

Punto de monitoreo 2



Nota: Zona adyacente a la canastilla de salida.

Figura 21

Punto de monitoreo 3



Nota: Vertedero triangular superior de salida del clarificador.

3.5. Parámetros y frecuencia de monitoreo

La investigación se realizó en 14 semanas de mediciones de parámetros establecidos con la finalidad de evaluar la carga orgánica del superficial aplicada y removida en el MBBR para la Demanda Química de Oxígeno (DQO), siendo el parámetro objetivo de la investigación. Los parámetros rutinarios se tomaron de lunes a viernes en dos horarios al día, uno en la mañana (8:00 a 10:00 horas) y otro en la tarde (12:00 a 14:00 horas), siendo los horarios con mayores descargas al desagüe según las actividades programadas en la industria. Los parámetros no rutinarios como la DQO total y soluble se midieron dos veces por semana, mientras que la DBO₅, SST y SSV se realizaron una vez en cada periodo de la investigación (ver tabla 7).

Para la medición rutinaria del pH, temperatura del agua residual y concentración de oxígeno disuelto en el agua residual se empleó un multiparámetro HACH modelo HQ-40d, usando los sensores de pH y oxígeno disuelto calibrados por un laboratorio acreditado por INACAL⁸ antes de iniciar la investigación. Durante la investigación, el sensor de pH se calibró mensualmente como lo señala el manual del equipo empleando las soluciones buffer de pH de 4.01, 7.01 y 10.01.

⁸ INACAL es un instituto peruano que acredita y reconoce a un laboratorio para realizar sus actividades de ensayo, análisis, inspección y certificación, asegurando la competencia técnica.

Para la medición rutinaria de los sólidos suspendidos totales (método fotométrico) y turbiedad se utilizó un fotómetro compacto Macherey-Nagel (MN) modelo PF-12Plus. Este equipo tiene un rango de medición para sólidos suspendidos totales de 70 a 750 mg/L, y para mediciones nefelométricas de turbiedad de 1 a 1000 UNT. Los valores de SST menores a 70 mg/L (límite de detección del fotómetro empleado) se presentaron con un valor de <70.00 mg/L.

Para la medición de la DQO total y soluble se usó viales para DQO de bajo rango (150 a 1500 mg/L), y en algunos casos de alto rango (400 a 4000 mg/L), un fotómetro MN PF-12 Plus y un digestor MN Vario compact. Para la DQO soluble se filtró la muestra a través de un filtro de jeringa con tamaño de poro de 0.45 µm MN modelo Chromafil Xtra. (ver fotografía 4 del Anexo 7). Para el caso de la DBO₅, SST y SSV las muestras extraídas se enviaron a un laboratorio acreditado por INACAL para ser analizadas.

Tabla 7

Parámetros, puntos y frecuencia de monitoreo

Parámetro	Método de medición	Descripción	Equipo empleado	Puntos de monitoreo	Frecuencia y Horario
pH	SMEWW-APHA-AWWA-WEF ⁹ Part 4500-H ⁺ B.	Método Electrométrico	Multiparámetro Hatch HQ-40d		
Temperatura	SMEWW- APHA-AWWA-WEF Part 2550 B.	Métodos de laboratorio y de campo	Multiparámetro Hatch HQ-40d		
Oxígeno disuelto	SMEWW- APHA-AWWA-WEF Part 4500-O G.	Método de electrodo de membrana	Multiparámetro Hatch HQ-40d	AF MBBR, EF MBBR, EF CLA	Lunes a viernes (8:00 – 10:00 horas y 12:00 – 14:00 horas)
Turbiedad	UNE-ISO 7027-1:2016.	Determinación de turbiedad (860 nm)	Fotómetro MN PF-12 Plus		
Sólidos Suspendidos Totales	Krawczyk & Gonglewski (1959)	Método fotométrico (690 nm)	Fotómetro MN PF-12 Plus		
DQO total	SMEWW- APHA-AWWA-WEF Part 5220 D.	Método colorimétrico	Fotómetro MN PF-12 Plus	AF MBBR	Dos veces por semana
DQO soluble	Protocolo STOWA (1996)	Fracción DQO soluble (0.45 µm) ¹⁰	Digestor MN Vario compact	EF MBBR	(12:00 – 14:00 horas)

⁹ Standard methods for the examination of water and wastewater (SMEWW), 23rd Ed. 2017. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

¹⁰ Se empleó un filtro de jeringa con tamaño de poro de 0.45 µm según protocolo de STOWA (Dutch Foundation for Applied Water Research).

Parámetro	Método de medición	Descripción	Equipo empleado	Puntos de monitoreo	Frecuencia y Horario
Sólidos Suspendidos Totales	SMEWW- APHA-AWWA-WEF Part 2540 D.	Sólidos suspendidos totales secados a 103–105 °C			
Sólidos Suspendidos Volátiles	SMEWW- APHA-AWWA-WEF Part 2540 E.	Sólidos Fijos y Volátiles calcinados a 550°C	Muestras analizadas por un laboratorio acreditado ante INACAL, asegurando la competencia técnica	AF MBBR EF MBBR	Una en cada periodo (12:00 – 14:00 horas)
Sólidos Suspendidos Fijos	SMEWW- APHA-AWWA-WEF Part 2540 E.				
DBO ₅	SMEWW- APHA-AWWA-WEF Part 5210 B.	Prueba de DBO de 5 días			

Nota: Parámetros, métodos de medición, descripción, equipos empleados, punto, frecuencia y horario de los monitoreos.

3.5.1. Periodos de la investigación

La investigación se dividió en tres periodos con el objetivo evaluar la carga orgánica del superficial (SALR) ante la modificación de las variables independientes.

La calidad del agua residual del afluente del MBBR es una variable independiente que no pudo controlarse. Por el contrario, el tiempo de retención hidráulico (TRH) y la concentración de oxígeno disuelto (OD) fueron variables independientes que pudieron modificarse.

En la tabla 8, se presentan los caudales de bombeo, frecuencia de la bomba para cada caudal, la concentración de oxígeno disuelto configurado en el tablero de control y la duración de cada periodo.

Tabla 8

Caudal de bombeo, oxígeno disuelto y duración de cada periodo

Periodo N°	Caudal (m ³ /h)	Frecuencia (Hz)	OD (mg/L)	Duración (semanas)
Periodo 1	4.00	42.6	2.00	6
Periodo 2	3.50	38.4	2.00	2
	4.70	43.7	2.00	2
Periodo 3	3.80	40.2	3.00	3
	5.60	45.0	3.00	1
Periodos atípicos	12.00	60.0	3.00	1 día

Periodo 1: En un primer periodo, se estudió el comportamiento de la carga orgánica del superficial (SALR) manteniendo constante el tiempo de retención hidráulico (TRH) y la concentración de oxígeno disuelto (OD) durante un tiempo de 6 semanas. Ambas variables se configuraron en el tablero de control considerando un caudal de bombeo de 4 m³/h (TRH de 6.20 horas) y una concentración de oxígeno disuelto en el reactor MBBR de 2 mg/L.

Periodo 2: Aquí se evaluó a la carga orgánica del superficial (SALR) cuando se modificó el tiempo de retención hidráulico en el reactor a 7.08 horas y 5.27 horas, manteniendo la configuración de la concentración de oxígeno disuelto en el tablero de control eléctrico en 2 mg/L. La duración de este periodo fue de 4 semanas.

Periodo 3: Finalmente, se estudió la carga orgánica del superficial (SALR) bajo un diferente perfil de oxígeno disuelto configurando la concentración del oxígeno disuelto en el reactor MBBR en el tablero de control eléctrico en 3 mg/L. Bajo estas condiciones se probaron dos tiempos de retención hidráulico distintos de 6.52 horas (para un caudal de 3.8 m³/h) y 4.43 horas (para un caudal de 5.6 m³/h). La duración de este último periodo fue de 4 semanas.

3.6. Parámetros de diseño del reactor MBBR

Para el desarrollo de la investigación, fue necesario determinar algunos parámetros de diseño del reactor MBBR. Se ha considerado la metodología de diseño de reactores MBBR propuesta por Metcalf & Eddy (2014) y Bengston (2017), como sigue:

1. La presente investigación tomó como parámetro objetivo la remoción de la DQO.
2. Se determina la carga orgánica de ingreso para la DQO mediante la ecuación 8.

$$Carga\ orgánica = \frac{Q \left(\frac{m^3}{d}\right) * [DQO] \left(\frac{mg}{L}\right)}{1000} \quad (8)$$

- Carga orgánica de DQO: 157.00 kgDQO/d

3. Conociendo las dimensiones del reactor (diámetro de 3.41 metros y altura útil de 3.10 metros) se calcula el volumen útil del MBBR. Con el volumen del portador móvil ($Vol_{portador} = 13\ m^3$) y el área superficial específica del portador señalada por el fabricante ($As = 643\ m^2/m^3$) se determina el área generada por el portador aplicando la ecuación 9. Según Odegaard (1999), valores menores al 70% de porcentaje de llenado del portador garantizan un movimiento libre en suspensión y se puede calcular con la ecuación 10.

$$\text{Área generada por el portador} = Vol_{portador} * As \quad (9)$$

$$\text{Porcentaje de llenado} = \frac{Vol_{portador}}{Volumen\ útil\ MBBR} \quad (10)$$

- Volumen del portador ($Vol_{portador}$): 13 m³.
- Área superficial específica (As): 643 m²/m³.
- Volumen útil del reactor MBBR: 28.31 m³.

- Área generada por el portador: 8359 m².
- Porcentaje de llenado: 45.94% (debe ser menor al 70%).

Para el cálculo de la carga orgánica del superficial aplicada (SALR) y removida (SARR), cuando el reactor MBBR operó con caudales de bombeo mayores al caudal nominal (60 m³/d equivalente a 2.50 m³/h), se determinó el volumen diario tratado o caudal diario (en m³/d) mediante la diferencia de lecturas de volúmenes acumulados en 24 horas registrados por el flujómetro electromagnético.

El tiempo de bombeo diario se calculó dividiendo el volumen diario tratado y el caudal de operación del MBBR empleando la ecuación 11. Mientras que el tiempo de retención hidráulico (TRH) del MBBR se calculó empleando la ecuación 12.

$$Tiempo\ de\ bombeo = Vol\ diario / Caudal_{bombeo} \quad (11)$$

$$TRH = Vol\ líquido\ útil_{MBBR} / Caudal_{bombeo} \quad (12)$$

3.7. Determinaciones complementarias

3.7.1. Aforo de caudales

De forma complementaria a la investigación, se realizó el aforo del afluente del reactor MBBR para conocer su fracción del aporte doméstico e industrial. Para determinar el caudal del afluente doméstico se empleó el método de Manning, y para determinar el caudal total del afluente se usó el método volumétrico. El caudal no doméstico (industrial) se obtuvo por diferencia entre el caudal total y el caudal doméstico. El aforo de ambos caudales se realizó al mismo tiempo en dos puntos por un tiempo de 30 minutos. Determinar con precisión el aporte doméstico e industrial del afluente del MBBR no es un alcance de la investigación.

3.7.1.1. Aporte doméstico con el método de Manning. Según Chow (2004), el método de Manning se puede aplicar para canales abiertos circulares. En la figura 22 se muestra la caja de registro de servicio escogida donde se usó el método de Manning en la media caña de concreto de 6 pulgadas para determinar el aporte doméstico. Para calcular el coeficiente de Manning real en el canal circular se midió al mismo tiempo 5 veces la velocidad del flujo con un correntómetro (ver figura 23) y el tirante del canal con una regla metálica como se observa en la figura 24. Conociendo que la pendiente de fondo de la tubería aguas arriba de la caja de registro era de 1% (según lo indicado por el área de mantenimiento de la industria), se determinó el valor del coeficiente de Manning real. Posteriormente se midió el tirante cada 2 minutos durante 30 minutos y se calcularon los caudales usándose las ecuaciones 13, 14 y 15.

$$Q = A * \frac{R_h^{2/3} \cdot S^{1/2}}{n} \quad (13)$$

$$R_h = \left(1 - \frac{\text{sen}\theta}{\theta}\right) \cdot \frac{D}{4} \quad (14)$$

$$A = \frac{(\theta - \text{sen}\theta) \cdot D^2}{8} \quad (15)$$

Figura 22

Punto de medición del aporte doméstico



Nota: Caja de registro cuadrada de servicio donde se aforó mediante el método de Manning.

Figura 23

Medición de la velocidad con correntómetro



Nota: Medición del tirante con regla (izquierda) y medición de velocidad con correntómetro digital (derecha).

Figura 24

Medición del tirante con una regla métrica metálica



Nota: Medición del tirante de agua con una regla metálica.

3.7.1.2. Aporte total con el método volumétrico. Según Chow (2004), con el método volumétrico se puede aforar el caudal total que descarga una tubería de desagüe de 8 pulgadas. Se utilizaron baldes de 20 y 15 litros, una probeta de 1000 ml y un cronómetro. En la figura 25 se observa el punto donde se realizó el aforo volumétrico siendo la tubería de llegada al tanque de almacenamiento circular de agua residual cruda. Para tal fin, se descendieron los baldes con ayuda de una soga por debajo de la descarga para contabilizar el volumen de llenado y el tiempo se registró con un cronómetro. Posteriormente con una probeta graduada se contabilizó el volumen almacenado (ver figura 26). Esto se realizó cada 2 minutos por 30 minutos. El caudal se determinó mediante la ecuación 16.

$$Q = \frac{\text{Volumen (m}^3\text{)}}{\text{Tiempo (s)}} \quad (16)$$

Figura 25

Punto de medición del caudal total



Nota: Tubería de llegada de 8 pulgadas con el caudal total que descarga en el tanque de almacenamiento.

Figura 26

Recipientes usados en el método volumétrico



Nota: Recipientes (izquierda) y probeta graduada de 1000 ml (derecha) para medir el volumen almacenado.

3.7.2. Medición de la relación F/M equivalente:

La relación F/M¹¹ per se, es una variable de diseño y operación de un sistema de lodos activados. Es la forma de expresar la carga de DBO/DQO por unidad de masa de microorganismos del reactor (Metcalf & Eddy Inc, 2014; Romero, 2004).

Según Minegatti (2008), en un MBBR se determina la relación “F/M equivalente” para evaluar el desempeño del reactor MBBR en comparación con los valores típicos de un proceso de lodos activados y se calculan mediante la ecuación 17.

$$\frac{F}{M} eq = \frac{S}{\theta * SSV_{eq}} = \frac{S}{\theta * [SSV_{ad} + SSV_{sus}]} \quad (17)$$

Donde: S (DBO₅ o DQO en mg/L), θ (en d), SSV (en mg/L), F/M eq (d⁻¹)

Se utilizó la metodología empleada por Minegatti (2008) para determinar la relación F/M equivalente mediante el método de Hidróxido de Sodio para la determinación la concentración de sólidos suspendidos volátiles del portador móvil. El hidróxido de sodio favorecerá la lisis celular y el desprendimiento de la biopelícula adherida al portador. El procedimiento se realizó al final de la investigación y fue el siguiente:

- De forma aleatoria se retiraron 03 portadores de tres sectores distintos del reactor.
- Se preparó 50 ml de Hidróxido de sodio (NaOH) al 1% en una cápsula de porcelana de 200 ml, y se sumergió un portador con biomasa adherida activa. Esto se realizó independientemente para cada portador extraído.
- Se sometió la cápsula a baño maría a 90°C, por un tiempo de contacto de 20 minutos aproximadamente, agitando suavemente el portador con una bagueta dentro de la cápsula para fomentar el desprendimiento de la biopelícula.
- Finalmente, una vez desprendida toda la biomasa adherida, se retira el portador, y a la mezcla resultante de la cápsula se le midió la concentración de sólidos suspendidos totales y volátiles mediante el método estándar (ver figura 27). Las muestras resultantes fueron entregadas, analizadas y los resultados emitidos por un laboratorio acreditado por INACAL.

¹¹ Significa Comida / Microorganismo, traducido del inglés “Foot/Microorganism”

Figura 27

Biomasa desprendida del portador móvil



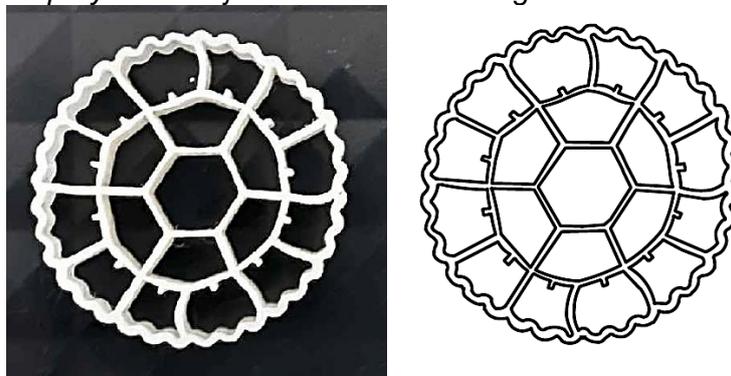
Nota: Mezcla líquido-sólido resultante con la biomasa desprendida del portador mediante la metodología hidróxido de sodio.

3.7.3. Determinación del área superficial específica y porcentaje de vacíos:

Se calculó de forma experimental el área superficial específica y porcentaje de vacíos del portador al final de la investigación tomando 01 muestra del portador aleatoriamente, y se utilizó el software AutoCAD para importar la imagen del portador tomado con una cámara digital de alta resolución (ver figura 28). La precisión estadística de esta determinación no es alcance de la presente investigación.

Figura 28

Portador móvil del proyecto dibujado en software de ingeniería



Nota: Fotografía en alta resolución del portador móvil del reactor MBBR (izquierda), y figura del portador dibujado mediante software de ingeniería (AutoCAD) a escala (derecha).

El porcentaje de vacíos es la relación que existe entre el área de vacíos y el área total del portador, mientras que el área de adhesión representa la superficie donde puede crecer la biopelícula y se determina en función al perímetro de las celdas internas por la altura del portador. En la figura 29 se evidencia el diámetro del portador escalado a la medida obtenida con un pie de rey y las celdas internas del portador. Según Bengston (2017), el porcentaje de vacío del portador está comprendido entre el 60% a 90%, y se calcula mediante la ecuación 18.

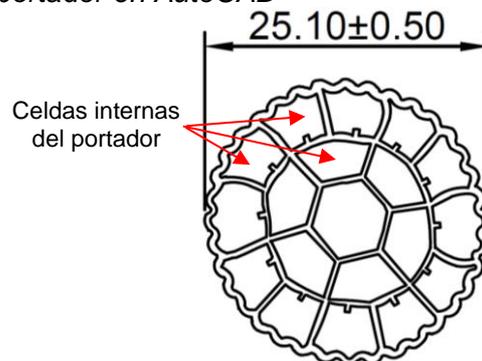
$$Vol_{\text{útil MBBR}} = Vol_{\text{líquido}} + Vol_{\text{portador}}(1 - \text{porcentaje de vacío}) \quad (18)$$

Finalmente, el área superficial específica del portador es una relación entre el área de adhesión y el volumen total del portador (incluye el volumen plástico y el de vacíos) y se calcula con la ecuación 19.

$$\text{Área superficial específica} = \frac{\text{Área de adhesión}}{\text{Vol total portador}} \quad (19)$$

Figura 29

Escalamiento del portador en AutoCAD



Nota: Dibujo del portador móvil en AutoCAD y su escalamiento al tamaño medido con pie de rey.

Capítulo IV. Análisis y discusión de resultados

4.1. Determinación del área superficial específica y porcentaje de vacíos

La tabla 9 muestra el valor teórico del porcentaje de vacíos y área superficial específica del portador empleándose el software de ingeniería AutoCAD como herramienta de cálculo. Se aprecia que el porcentaje de vacíos obtenido fue del 72.85% para el portador móvil de la investigación, cuyo valor se encuentra dentro del rango típico de un proceso MBBR, según Bengtson (2017) usualmente entre el 60% al 90%. Respecto al área superficial específica del portador, se obtuvo un valor de 717.27 m²/m³, el cual es mayor en comparación con el valor señalado por el fabricante (643 m²/m³). Para el caso de esta investigación, el valor del área superficial específica indicada por el fabricante representa el 89.65% del valor calculado. En el Anexo 5, se muestran las especificaciones técnicas del portador móvil indicadas por el fabricante.

Tabla 9

Porcentaje de vacíos, área de adhesión potencial y área superficial teórica

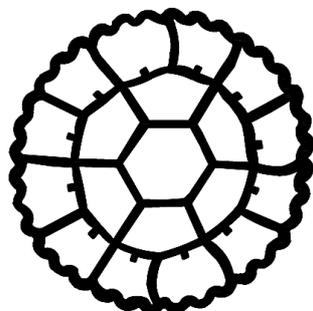
Descripción	Cantidad	Unidad	Comentario
Diámetro	25.10 ± 0.50	mm	Dato del fabricante (a)
Altura	6.00 ± 1.00	mm	Dato del fabricante (b)
Espesor del muro	0.35 ± 0.10	mm	Dato del fabricante (c)
Área total	482.15	mm ²	Calculado con AutoCAD (d)
Área de plástico	130.83	mm ²	Calculado con AutoCAD (e)
Área de vacíos	351.32	mm ²	Calculado de: f = d – e
Porcentaje de vacíos	72.85%		Calculado de: f / d
Perímetro plano del portador	434.84	mm	Calculado con AutoCAD (g)
Perímetro plano exterior	89.01	mm	Calculado con AutoCAD (h)
Perímetro plano interior	345.83	mm	Calculado de: i = f – g
Volumen total del portador	2892.90	mm ³	Calculado de: j = b * d
Volumen plástico del portador	784.98	mm ³	Calculado de: b * e
Volumen de vacío del portador	2107.92	mm ³	Calculado de: b * f
Área de adhesión	2074.98	mm ²	Calculado de: k = b * i
Área superficial específica	717.27	m ² /m ³	Calculado de: k / j

Nota: Resultados del porcentaje de vacíos y área superficial teórica del portador.

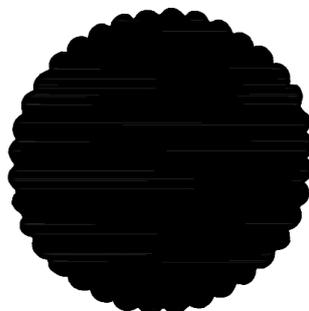
En la figura 30 se observa los valores geométricos, el cálculo de áreas y perímetros con AutoCAD para el portador evaluado.

Figura 30

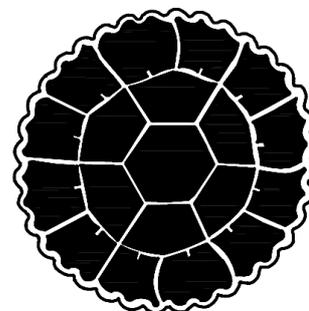
Áreas y perímetros calculados por AutoCAD



Área = 130.83 mm²
Perímetro = 434.84 mm



Área = 482.15 mm²
Perímetro = 89.01 mm



Área = 351.32 mm²
Perímetro = 345.83 mm

Nota: Cálculo de las áreas y perímetros mediante AutoCAD, para la parte sólida (izquierda), total (centro) y parte de vacíos (derecha).

4.2. Medición de caudales y tiempos de retención hidráulico

En la tabla 10 se aprecian los tiempos de retención hidráulico calculados en el MBBR y relacionados con su caudal. Conociendo del valor del porcentaje de vacíos calculado en la tabla 9, se empleó la ecuación 18 para determinar el volumen líquido útil del MBBR obteniéndose un valor de 24.78 m³. El volumen diario nominal del MBBR fue de 60 m³/d, equivalente a un caudal de bombeo de 2.50 m³/h para el cual se obtuvo un tiempo de retención hidráulico nominal de 9.91 horas. En la figura 31, se observan los caudales de bombeo de ingreso al MBBR y sus tiempos de retención hidráulico comprendidos entre 4.43 a 7.08 horas, con picos de 2.07 horas.

Tabla 10

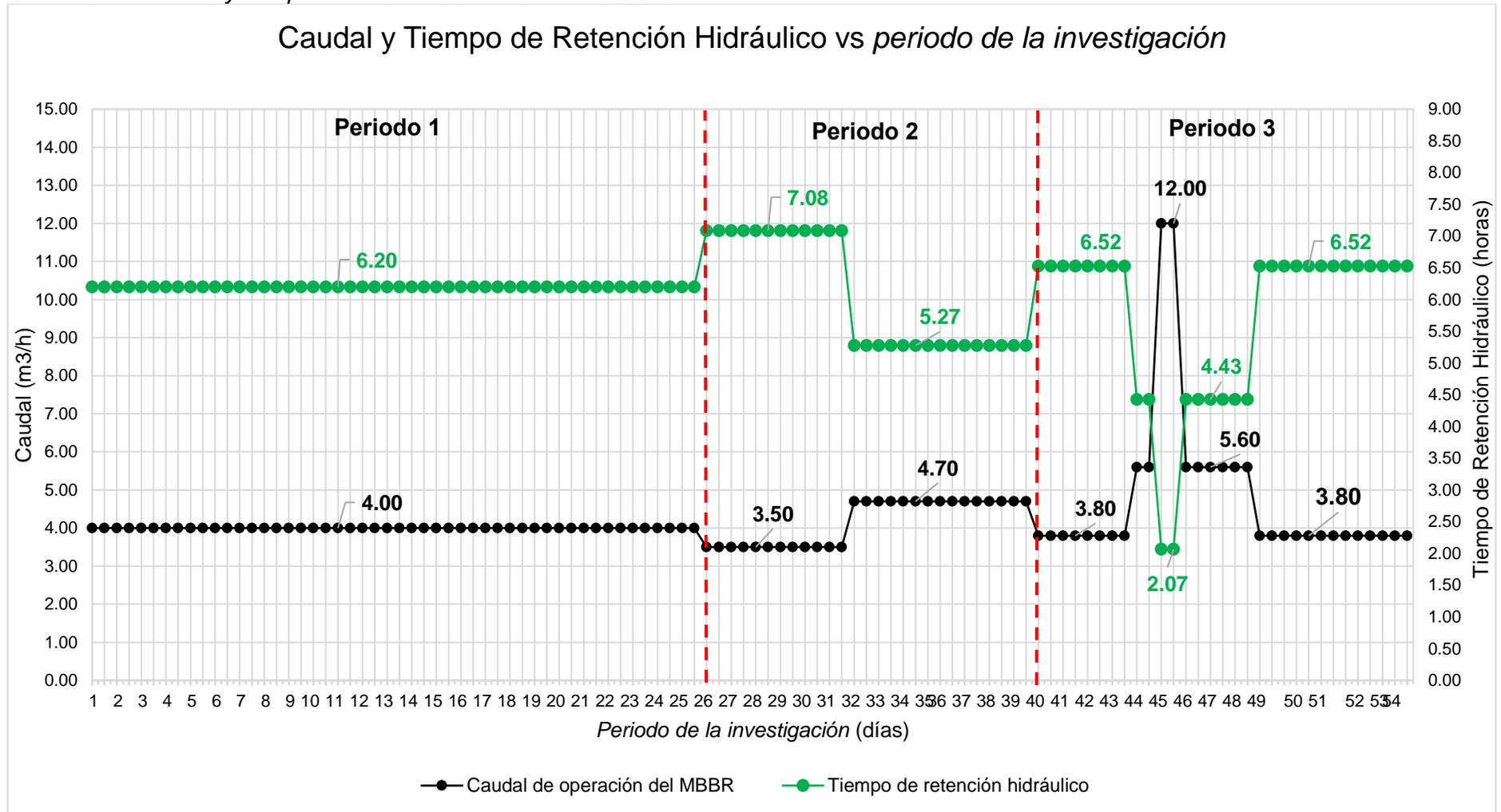
Tiempos de retención hidráulico en cada periodo

Periodo N°	Caudal (m ³ /h)	TRH (horas)
Periodo 1	4.00	6.20
	3.50	7.08
Periodo 2	4.70	5.27
	3.80	6.52
Periodo 3	5.60	4.43
	Periodos atípicos	12.00

Nota: Tiempo de retención hidráulico determinado para cada caudal y periodo de la investigación.

Figura 31

Variación del caudal y tiempo de retención hidráulico del MBBR.



Nota: Se muestra la variación de los tiempos de retención hidráulicos calculados en el MBBR para cada periodo de la investigación.

4.3. Periodo atípico en la investigación

En el día 45 de la investigación (correspondiente al tercer periodo) dentro de las actividades programadas por la industria para probar un nuevo producto se descargó un colorante ácido diluido en un gran volumen de agua al sistema de tratamiento durante 4 horas. En dicho día, se obtuvo en el afluente del MBBR un valor de la DQO total de 3155 mg/L, una DQO soluble de 1479 mg/L y se operó a un caudal de 12 m³/h (TRH de 2.07 horas). Bajo estas condiciones, la concentración de oxígeno disuelto en el MBBR disminuyó a valores cercanos a cero hasta el día 47, y el pH presentó un valor de 4.92. Consecuentemente, la actividad biológica quedó inhibida por el pH ácido y el oxígeno disuelto presente en el reactor oxidó principalmente los compuestos inorgánicos. Además, la alta concentración de DQO incrementó la producción de biomasa en el reactor lo que finalmente aumentó la concentración de sólidos suspendidos totales y turbiedad en el clarificador en los días posteriores.

De forma referencial, en el día 45 se determinó una SALR de 22.70 gDQO/m².d y SALR soluble de 10.64 gDQOsol/m².d, para un volumen diario tratado de 60.15 m³/d. Este valor pico (periodo atípico) no se consideró dentro de la evaluación de la SALR.

4.4. Monitoreo de pH

En la tabla 11, se presentan los resultados obtenidos del pH en los tres periodos de la investigación y en cada punto de monitoreo. El registro diario de pH de los resultados obtenidos se aprecia en el Anexo 1.

De la tabla 11, se aprecia que para los tres periodos de evaluación, el pH promedio del efluente del MBBR estuvo dentro de un valor neutro, obteniéndose valores promedios de pH para el primer periodo de 7.31 ± 0.22 ; segundo, 7.52 ± 0.28 ; y tercero, 7.18 ± 0.62 , por lo que, según Romero (2004), estos valores de pH garantizan la óptima actividad biológica (6.5 a 8.5). Para el caso del efluente del clarificador (punto de disposición final del efluente tratado) los valores promedios de pH estuvieron en el rango mínimo y máximo admisible (6 a 9).

Tabla 11*Monitoreo del pH en los puntos de monitoreo*

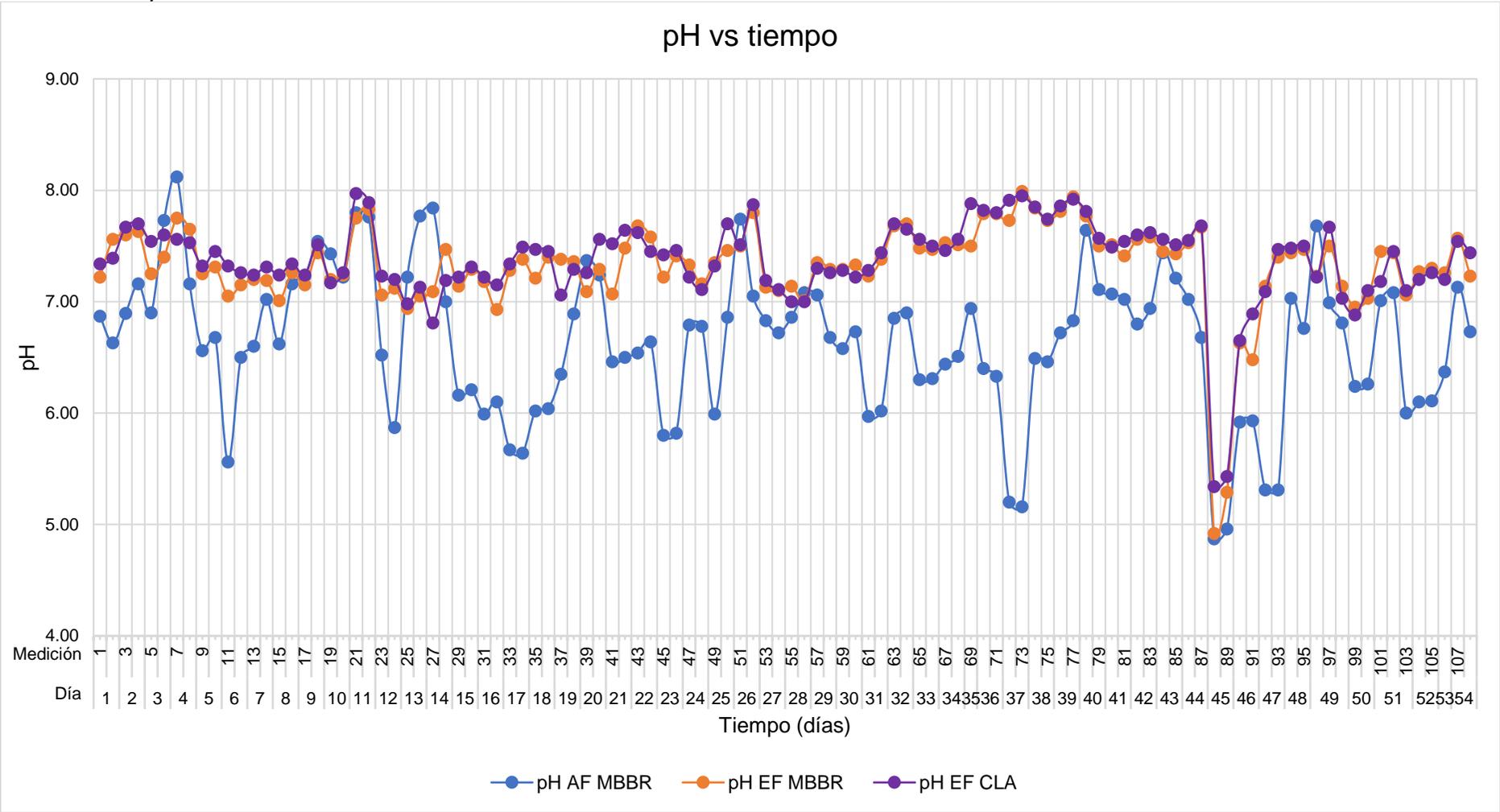
Punto de monitoreo	Estadística	pH del agua residual		
		AF MBBR	EF MBBR	EF CLA
Periodo total	Promedio	6.65±0.65	7.33±0.41	7.37±0.38
	Máximo	8.12	7.99	7.97
	Mínimo	4.87	4.92	5.34
Periodo 1	Promedio	6.74±0.65	7.31±0.22	7.37±0.22
	Máximo	8.12	7.83	7.97
	Mínimo	5.56	6.93	6.81
Periodo 2	Promedio	6.56±0.54	7.52±0.28	7.54±0.30
	Máximo	7.74	7.99	7.95
	Mínimo	5.16	7.01	7.00
Periodo 3	Promedio	6.57±0.74	7.18±0.62	7.23±0.56
	Máximo	7.68	7.77	7.81
	Mínimo	4.87	4.92	5.34

Nota: Estadística de los resultados obtenidos de pH durante cada periodo de la investigación.

En la figura 32 se puede notar una amplia variación en los valores de pH en el afluente del MBBR, desde 4.87 hasta 8.12. Indistintamente a esto, se observa que el pH en el efluente del MBBR y efluente del clarificador presentaron valores ligeramente neutros, a excepción del día 45, fecha en que se alcanzó un valor de pH ácido de 4.92 en el efluente del MBBR. Frente a esta situación, el sistema de neutralización al detectar un pH ácido en el MBBR dosificó inmediatamente soda cáustica (NaOH) al reactor lo que permitió elevar el pH a 6.63 para el día 46.

Figura 32

Monitoreo del pH en los días evaluados



Nota: Variación del pH para los tres puntos de monitoreo para todo el periodo de la investigación con una duración de 54 días que abarcaron 108 mediciones.

4.5. Monitoreo de la temperatura del agua residual

En la tabla 12, se aprecian los valores de la temperatura del agua residual para los tres puntos de monitoreo y en cada periodo de evaluación. No se observó una variación drástica entre los puntos de monitoreo. El registro de los resultados diarios obtenidos en toda la investigación se encuentra en el Anexo 1.

Tabla 12

Monitoreo de la temperatura del agua

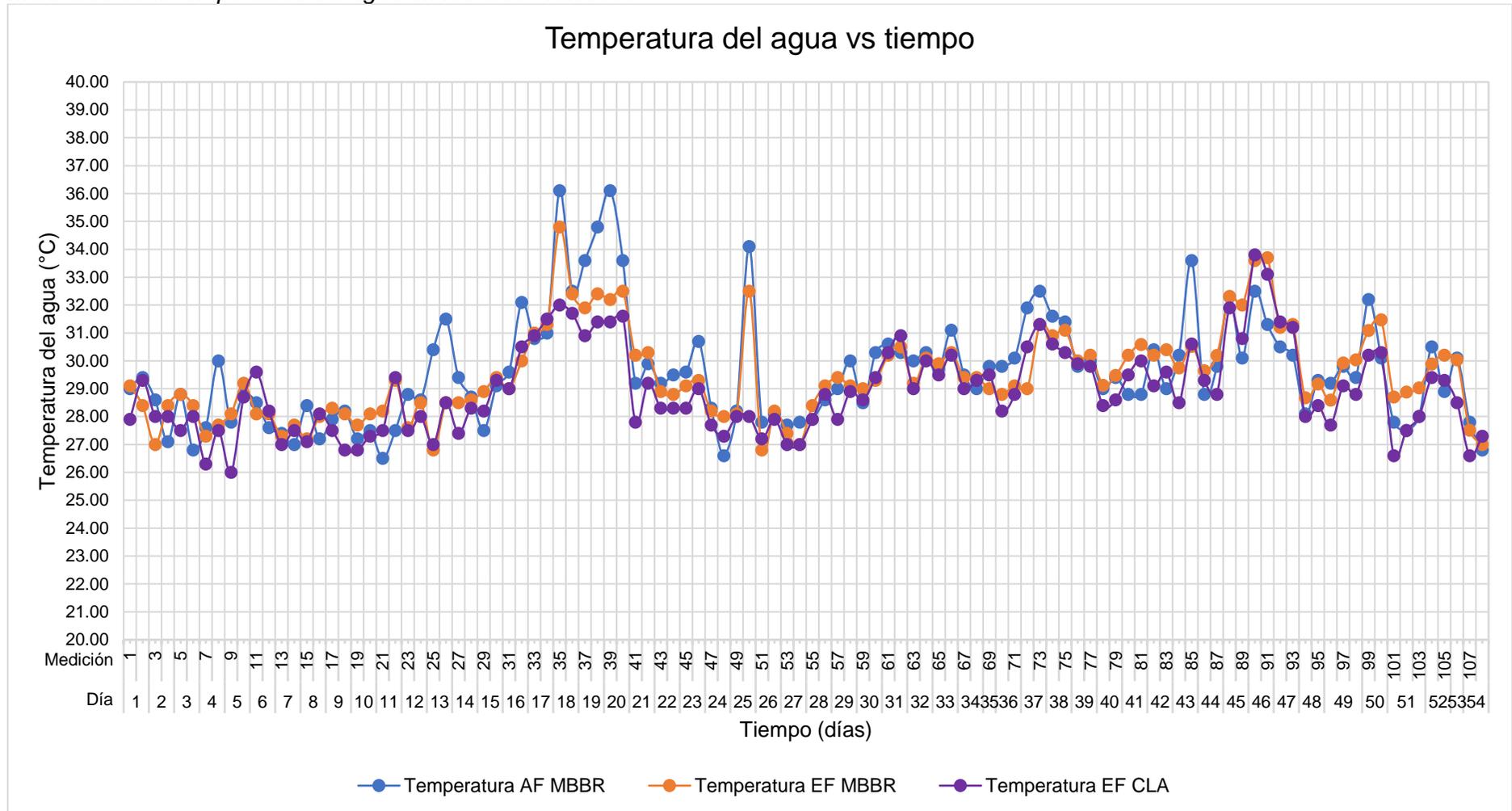
Punto de monitoreo	Estadística	Temperatura del agua residual (°C)		
		AF MBBR	EF MBBR	EF CLA
Periodo total	Promedio	29.61±1.94	29.47±1.59	28.94±1.54
	Máximo	36.10	34.80	33.80
	Mínimo	26.50	26.80	26.00
Periodo 1	Promedio	29.49±2.41	29.12±1.74	28.54±1.53
	Máximo	36.10	34.80	32.00
	Mínimo	26.50	26.80	26.00
Periodo 2	Promedio	29.74±1.30	29.34±1.13	29.17±1.19
	Máximo	32.50	31.30	31.30
	Mínimo	27.70	26.80	27.00
Periodo 3	Promedio	29.68±1.55	30.14±1.50	29.36±1.71
	Máximo	33.60	33.70	33.80
	Mínimo	26.80	27.00	26.60

Nota: Monitoreo de la temperatura del agua en los tres puntos de monitoreo en cada periodo.

En la figura 33, se observa el comportamiento de la temperatura del agua residual durante todo el periodo de investigación en cada punto de monitoreo observándose que el afluente del MBBR presentó la máxima temperatura ascendiendo a los 36.10 °C en el día 18, esto se debe principalmente a los volúmenes de agua caliente eliminados durante los procesos de lavandería y por el lavado de las autoclaves. La temperatura más fría se presentó en el efluente del clarificador siendo de 26 °C en el día 5. Durante el todo el periodo de la investigación, se aprecia que las temperaturas del agua residual en el MBBR estuvieron dentro del rango óptimo para el desarrollo de la actividad biológica (25°C a 35°C) y fueron menores al valor máximo admisible (<35°C) (Metcalf & Eddy, 2014).

Figura 33

Monitoreo de la temperatura del agua en los días evaluados



Nota: Variación de la temperatura del agua para los tres puntos de monitoreo para todo el periodo de la investigación con una duración de 54 días que abarcaron 108 mediciones.

4.6. Monitoreo de oxígeno disuelto

En la tabla 13, se observan el promedio, máximo y mínimo valor de las concentraciones de oxígeno disuelto que para cada periodo de la investigación.

Tabla 13

Monitoreo de la concentración de oxígeno disuelto

Punto de monitoreo	Estadística	Concentración de oxígeno disuelto (mgO ₂ /L)		
		AF MBBR	EF MBBR	EF CLA
Periodo total	Promedio	2.50±1.27	2.52±0.58	4.13±1.47
	Máximo	4.94	4.16	7.19
	Mínimo	0.16	0.04	0.03
Periodo 1	Promedio	3.33±1.12	2.26±0.36	4.83±0.98
	Máximo	4.94	3.78	7.19
	Mínimo	1.01	1.81	3.08
Periodo 2	Promedio	1.96±1.03	2.40±0.56	2.73±1.67
	Máximo	4.00	3.84	5.43
	Mínimo	0.38	1.85	0.06
Periodo 3	Promedio	1.64±0.82	3.19±0.43	4.25±0.93
	Máximo	3.09	4.16	5.75
	Mínimo	0.16	0.04	0.03

Nota: Las concentraciones de oxígeno disuelto del día 45 al 47 no se consideraron en el cálculo del valor promedio del efluente del MBBR.

Según Metcalf & Eddy (2014), la concentración de oxígeno disuelto usada en un proceso MBBR está comprendida de 1 mg/L a 3 mg/L, la cual garantiza que los microorganismos capten rápidamente el oxígeno suministrado y tengan las condiciones de mezcla adecuadas para que los portadores permanezcan en movimiento sin desprenderse la biopelícula adherida.

Analizando la concentración de oxígeno disuelto en el reactor en comparación con el valor de oxígeno disuelto configurado en el tablero de control eléctrico para los tres periodos de la investigación se observa que para el primer periodo, cuando la configuración del oxígeno disuelto se estableció en 2 mg/L, se obtuvo un valor promedio de 2.26 ± 0.36 mg/L, lo cual representa una variación del 13 ± 18% respecto a la concentración de oxígeno disuelto configurada en el tablero de control para el primer periodo.

Para el segundo periodo, se mantuvo la configuración en 2 mg/L en el tablero de control, y se presentó un valor promedio de 2.40 ± 0.56 mg/L lo cual indica una variación notándose del $20 \pm 28\%$ al valor configurado para este periodo.

Según Rusten et al. (2006), la turbulencia generada por el alto flujo de aire que produce una concentración de oxígeno disuelto de 3 mg/L en reactores aerobios que operan con altas cargas orgánicas, forma una biopelícula delgada y evita la obstrucción de los portadores móviles. Por esta razón, en el tercer periodo de la investigación, se configuró una concentración de oxígeno disuelto de 3 mg/L y se alcanzó un valor promedio de 3.19 ± 0.43 mg/L destacándose una variación del $6 \pm 14\%$ respecto al valor de concentración de oxígeno disuelto configurado en el tablero de control para el tercer periodo.

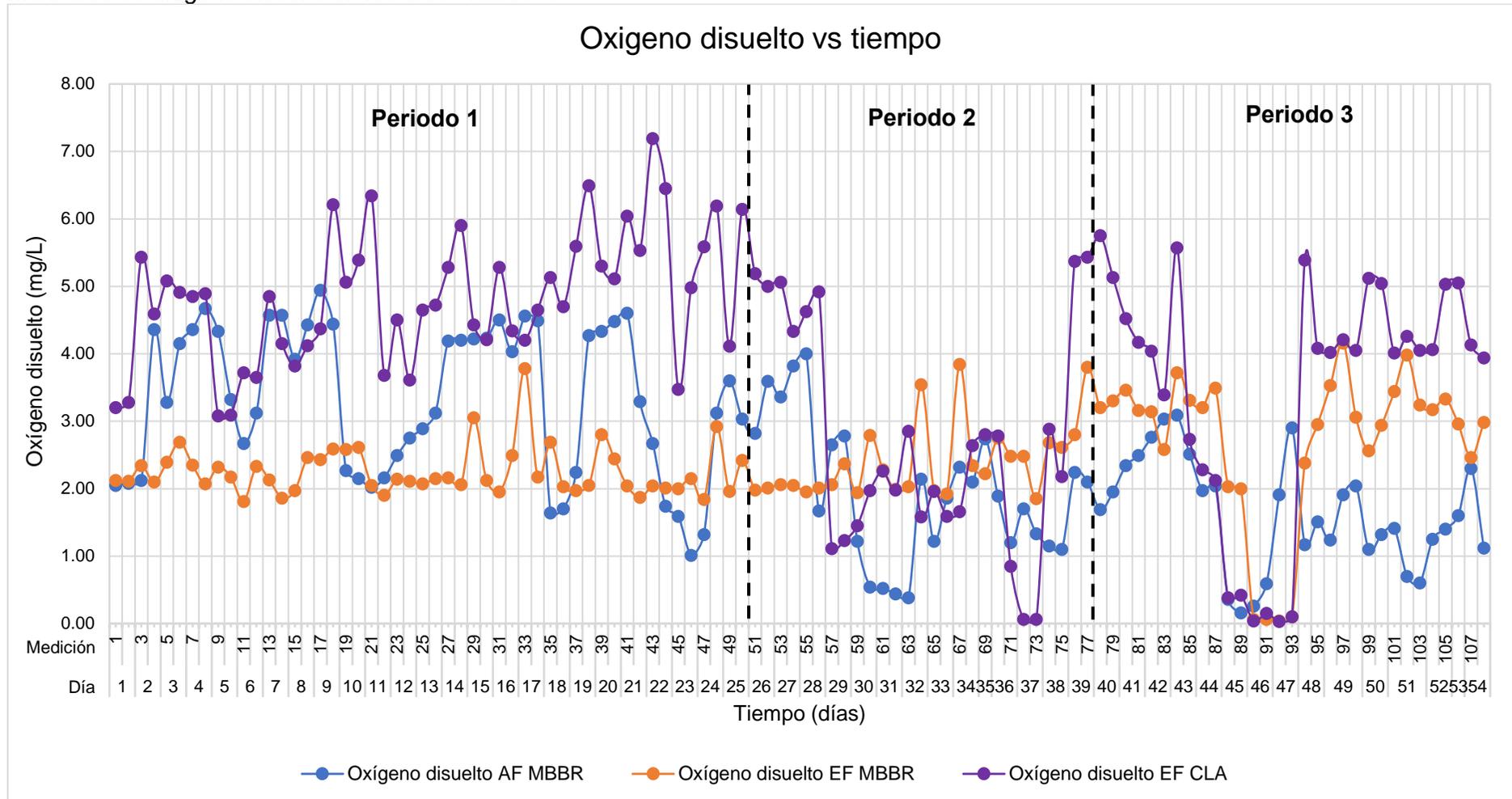
En la figura 34 se aprecia que en el afluente del MBBR se observan valores típicos del agua residual, presentando un máximo valor de 4.94 mg/L y un mínimo de 0.16 mg/L.

Para el caso del efluente del MBBR, en la figura 34 se observa que la concentración de oxígeno disuelto alcanzó un máximo valor de 4.16 mg/L y un mínimo de 0.04 mg/L, apreciándose valores atípicos de cercanos a cero en el día 45, 46 y 47 de la investigación debido a que el oxígeno disuelto suministrado en el reactor fue insuficiente para remover la alta concentración de DQO (3115 mg/L) del día 45 y oxidó principalmente los compuestos inorgánicos puesto que el bajo pH (4.92) en el reactor inhibió la acción biológica. No obstante, se observa que el MBBR recuperó la concentración de oxígeno disuelto obteniendo un valor de 2.38 mg/L en la mañana y 2.95 mg/L por la tarde del día 48.

Para el caso del efluente del clarificador, las concentraciones de oxígeno disuelto presentaron un valor máximo de 7.19 mg/L y un mínimo de 0.03 mg/L. Los altos valores de oxígeno disuelto que se presentaron en este punto se producen probablemente por la acción fotosintética de las microalgas que afloraron en la superficie del clarificador, las cuales pudieron visualizarse en algunos días de la investigación; y por la turbulencia generada por la agitación de la caída del agua por los vertederos triangulares superiores del clarificador.

Figura 34

Monitoreo de oxígeno disuelto en los días evaluados



Nota: En el tablero de control eléctrico se configuró la concentración de oxígeno disuelto en el MBBR de 2 mg/L para el primer y segundo periodo; y 3 mg/L, en el tercero.

4.7. Monitoreo de la turbiedad

En la tabla 14, se observan los promedios, máximos y mínimos de los valores obtenidos de turbiedad en los tres puntos de monitoreo en cada periodo de la investigación.

Tabla 14

Resultados del monitoreo de la turbiedad

Punto de monitoreo	Estadística	Turbiedad (UNT)		
		AF MBBR	EF MBBR	EF CLA
Periodo total	Promedio	63.94±15.75	73.73±41.42	15.27±7.01
	Máximo	109.00	273.00	148.00 ⁽¹⁾
	Mínimo	36.00	30.00	4.00
Periodo 1	Promedio	60.24±12.67	69.06±19.39	19.00±6.79
	Máximo	92.00	109.00	43.00
	Mínimo	36.00	36.00	7.00
Periodo 2	Promedio	58.85±11.46	52.15±19.43	10.93±3.30
	Máximo	93.00	97.00	18.00
	Mínimo	40.00	30.00	5.00
Periodo 3	Promedio	74.35±18.72	100.06±63.29	9.92±4.52
	Máximo	109.00	273.00	148.00 ⁽¹⁾
	Mínimo	40.00	30.00	4.00

Nota: Las mediciones de turbiedad del día 45 al 52 no se evaluaron en el promedio del efluente del clarificador.

(1) Los valores picos presentados en el tercer periodo no fueron considerados en el cálculo del promedio.

De la tabla 14, para toda la investigación, en el afluente del MBBR se presentó un valor promedio de 63.94 ± 15.75 UNT presentando valores entre 36 y 109 UNT, mientras que en el efluente del MBBR fue de 73.73 ± 41.42 UNT obteniéndose valores entre 30 y 273 UNT; y en el efluente del clarificador, 15.27 ± 7.01 UNT con un valor mínimo de 4 UNT y máximo de 148 UNT. Para visualizar los resultados diarios obtenidos en toda la investigación ver el Anexo 1.

De la figura 35, se puede notar que la turbiedad en el efluente del MBBR presentó valores más altos que en el afluente del MBBR y efluente del clarificador.

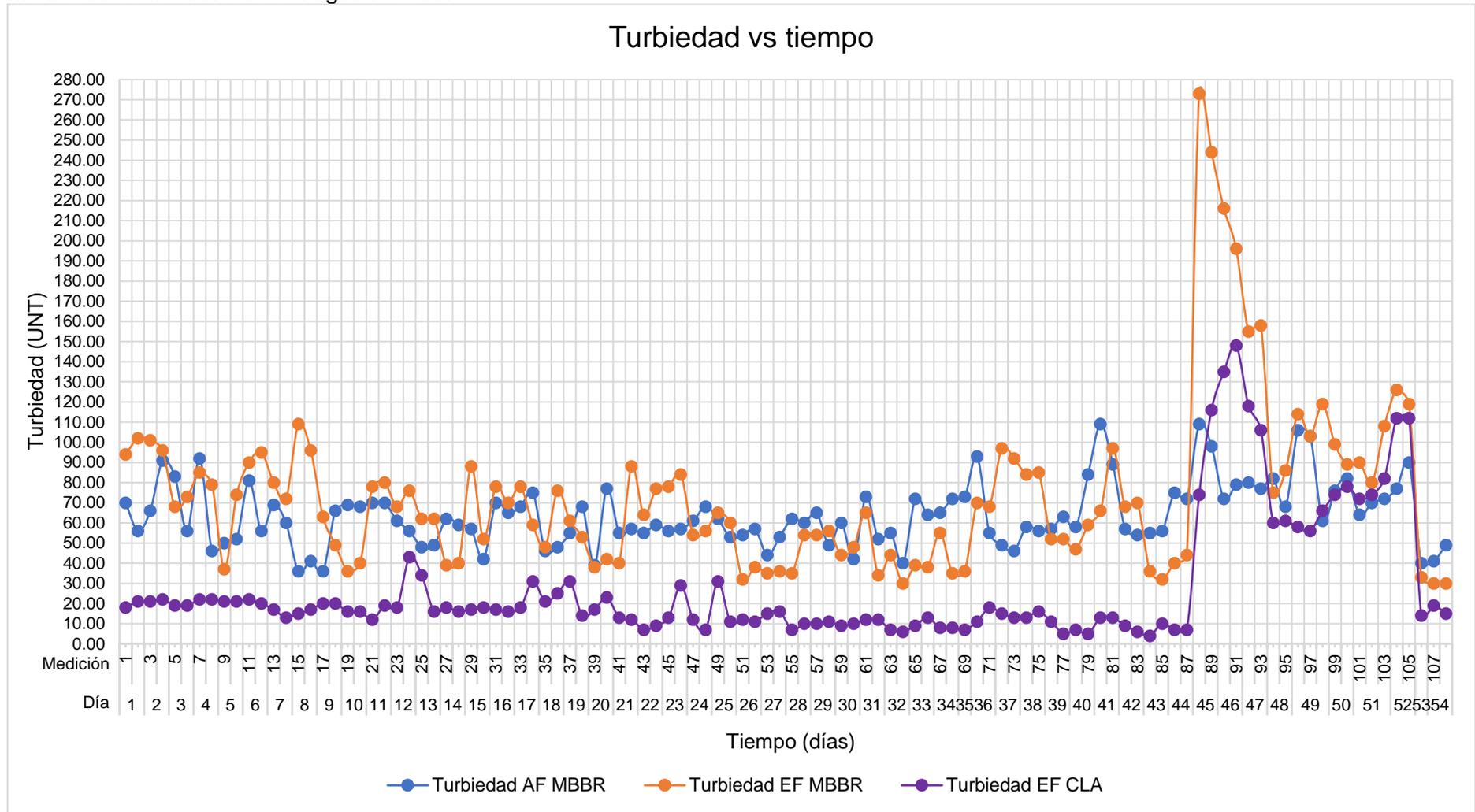
Así mismo, los valores de turbiedad del efluente del clarificador fueron los más bajos en comparación con los otros dos puntos debido a que en dicha unidad los sólidos y la biomasa en exceso decantan por acción de la gravedad.

En las fechas del 45 al 52, se observó arrastre de lodo en el efluente del clarificador y acumulación progresiva de lodo flotante en la zona superior del sedimentador (ver fotografía 15 del Anexo 7). La formación de lodo flotante se produjo en el transcurso de los días posteriores al día 45 debido a la concentración de biomasa que recibió el clarificador. Como parte de las labores de operación del reactor, el lodo flotante en el clarificador fue removido completamente al final del día 52. Posteriormente, en las fechas 53 y 54 de la investigación, se pudo notar que la turbiedad en el clarificador presentó valores alrededor del valor promedio (15.27 ± 7.01 UNT) y por lo tanto, recuperó su nivel de tratamiento obteniéndose valores de turbiedad menores a 20 UNT. Es por esta razón que, según Odegaard (1999), un reactor MBBR puede aceptar una carga orgánica mayor al máximo valor de diseño siempre y cuando tenga un eficiente método de separación de la biomasa.

Se destaca la importancia de la limpieza de sólidos flotantes en los vertederos superiores de salida de un clarificador (sedimentador secundario) dentro de las labores de operación de una PTAR, pues la presencia de lodos en el efluente final provoca distorsiones en los resultados (ver fotografía 16 del Anexo 7).

Figura 35

Monitoreo de la turbiedad del agua residual



Nota: Variación de la turbiedad para los tres puntos de monitoreo para todo el periodo de la investigación con una duración de 54 días que abarcaron 108 mediciones.

4.8. Monitoreo de sólidos suspendidos totales (método fotométrico)

En la tabla 15 se aprecian los resultados obtenidos de los sólidos suspendidos totales mediante el método fotométrico. En el Anexo 1 se muestran los valores obtenidos.

Tabla 15

Monitoreo de sólidos suspendidos totales (método fotométrico)

Punto de monitoreo	Estadística	Sólidos suspendidos totales (mg/L)		
		AF MBBR	EF MBBR	EF CLA
Periodo total	Promedio	140.21±41.99	157.32±100.45	70.63±2.97
	Máximo	284.00	592.00	438.00 ⁽²⁾
	Mínimo	<70.00 ⁽¹⁾	<70.00 ⁽¹⁾	<70.00 ⁽¹⁾
Periodo 1	Promedio	128.32±29.37	141.96±51.24	71.14±3.92
	Máximo	222.00	288.00	91.00
	Mínimo	<70.00 ⁽¹⁾	<70.00 ⁽¹⁾	<70.00 ⁽¹⁾
Periodo 2	Promedio	124.44±27.09	105.52±40.18	<70.00 ⁽¹⁾
	Máximo	181.00	196.00	<70.00 ⁽¹⁾
	Mínimo	81.00	<70.00 ⁽¹⁾	<70.00 ⁽¹⁾
Periodo 3	Promedio	173.13±51.62	227.23±149.82	<70.00 ⁽¹⁾
	Máximo	284.00	592.00	438.00 ⁽²⁾
	Mínimo	<70.00 ⁽¹⁾	<70.00 ⁽¹⁾	<70.00 ⁽¹⁾

Nota: Las mediciones de sólidos suspendidos totales del día 45 al 52 no se evaluaron para el promedio del efluente del clarificador.

(2) Para determinar el promedio, el valor <70.00 se consideró como un valor de 70 mg/L.

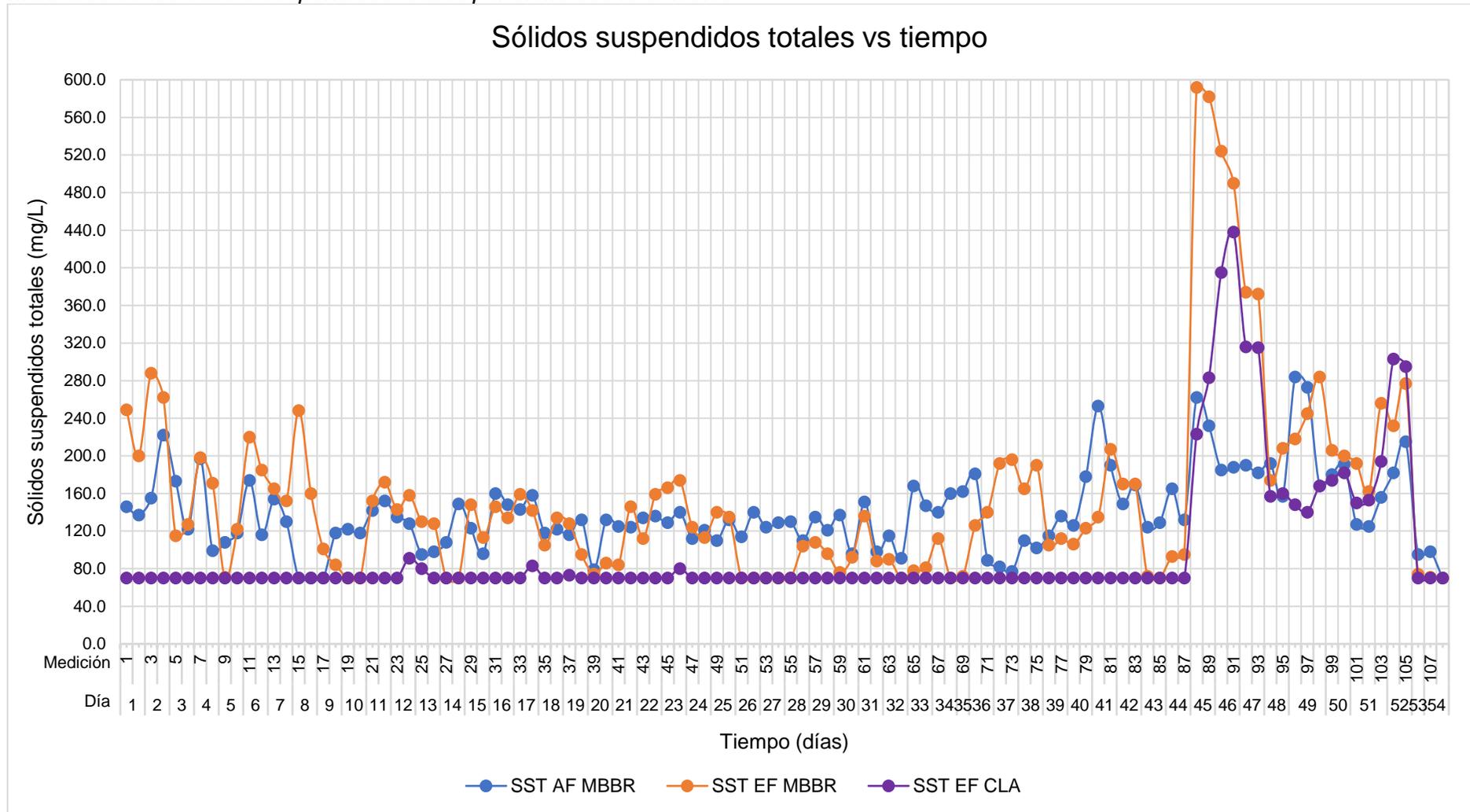
(3) Los valores picos presentados en el tercer periodo no fueron considerados en el cálculo del promedio.

De la tabla 15, se puede notar que en el afluente del MBBR, se obtuvo un valor promedio de 140.21 ± 41.99 mg/L con un máximo valor de 284 mg/L y valores menores a 70 mg/L. En el efluente del MBBR se presentó un promedio de 157.32 ± 100.45 mg/L con un máximo de 592 mg/L y menores a 70 mg/L. Finalmente, en el efluente del clarificador el promedio fue de 70.63 ± 2.97 mg/L con un pico de 438 mg/L y valores menores a 70 mg/L.

En la figura 36, se observa que en los días del 45 al 52, en el efluente del clarificador, se presentaron valores de sólidos suspendidos totales en un rango de 140 a 438 mg/L debido a que el incremento de la producción de biomasa en el MBBR aumentó la carga de sólidos suspendidos totales en el clarificador en los días posteriores. Estos altos valores obtenidos per se, no sobrepasaron el límite máximo admisible (500 mg/L).

Figura 36

Monitoreo de los sólidos suspendidos totales por el método fotométrico



Nota: Los valores de 70 mg/L presentados en la figura 34 representan los valores de sólidos suspendidos totales <70 mg/L obtenidos por el fotómetro empleado.

4.9. Monitoreo de DQO y DQO soluble

En la tabla 16 se observan los resultados obtenidos del monitoreo de la DQO total y soluble para el afluente y efluente del MBBR. Además, se muestra la relación determinada entre la DQO soluble y total.

Tabla 16

Monitoreo de DQO y DQO soluble

Periodo	Estadística	AF MBBR	EF MBBR	Eficiencia (%)	
Periodo total	DQO total (mg/L)	Promedio	681.56±174.97	233.48±74.38	65.0±9.5%
		Máximo	1,236.00	433.00	80.7%
		Mínimo	406.00	122.00	46.7%
	DQO soluble (mg/L)	Promedio	371.12±106.96	90.08±24.22	75.0±5.3%
		Máximo	675.00	144.00	88.3%
		Mínimo	200.00	48.00	69.0%
Periodo 1	DQO total (mg/L)	Promedio	668.50±146.68	278.00±88.47	57.8±2.9%
		Máximo	892.00	433.00	60.9%
		Mínimo	406.00	178.00	50.6%
	DQO soluble (mg/L)	Promedio	384.50±76.41	94.40±29.04	75.4±5.2%
		Máximo	484.00	144.00	84.4%
		Mínimo	238.00	62.00	70.2%
Periodo 2	DQO total (mg/L)	Promedio	581.25±78.02	196.50±36.95	49.4±4.6%
		Máximo	696.00	253.00	54.1%
		Mínimo	492.00	141.00	40.7%
	DQO soluble (mg/L)	Promedio	287.13±43.69	83.75±14.91	70.9±1.7%
		Máximo	358.00	104.00	74.0%
		Mínimo	200.00	52.00	69.0%
Periodo 3	DQO total (mg/L)	Promedio	814.86±220.56	212.14±55.99	54.5±4.1%
		Máximo	1,236.00	289.00	58.6%
		Mínimo	582.00	122.00	46.9%
	DQO soluble (mg/L)	Promedio	448.00±134.82	91.14±27.13	79.0±5.3%
		Máximo	675.00	123.00	88.3%
		Mínimo	273.00	48.00	73.5%
DQOsol/DQO	Promedio	0.542±0.052	0.394±0.061		
	Máximo	0.609	0.507		
	Mínimo	0.407	0.302		

Nota: Resultados de la DQO total y soluble para los tres periodos.

Respecto a la DQO total, para todo el periodo de la investigación, se presentó un valor promedio en el afluente del MBBR de 681.56 ± 174.97 mg/L comprendidos en un rango de 406 a 1236 mg/L. En el efluente del MBBR, se obtuvo un promedio de 233.48 ± 74.38 mg/L con un mínimo de 122.00 mg/L y máximo de 433.00 mg/L.

Respecto a la DQO soluble, considerando todo el periodo de la investigación, en el afluente del MBBR se obtuvo un valor promedio de 371.12 ± 106.96 mg/L en un rango de 200.00 a 675.00 mg/L, mientras que para el efluente del MBBR, se obtuvo un valor promedio de 90.08 ± 24.22 mg/L con un mínimo de 48.00 mg/L y máximo de 144.00 mg/L.

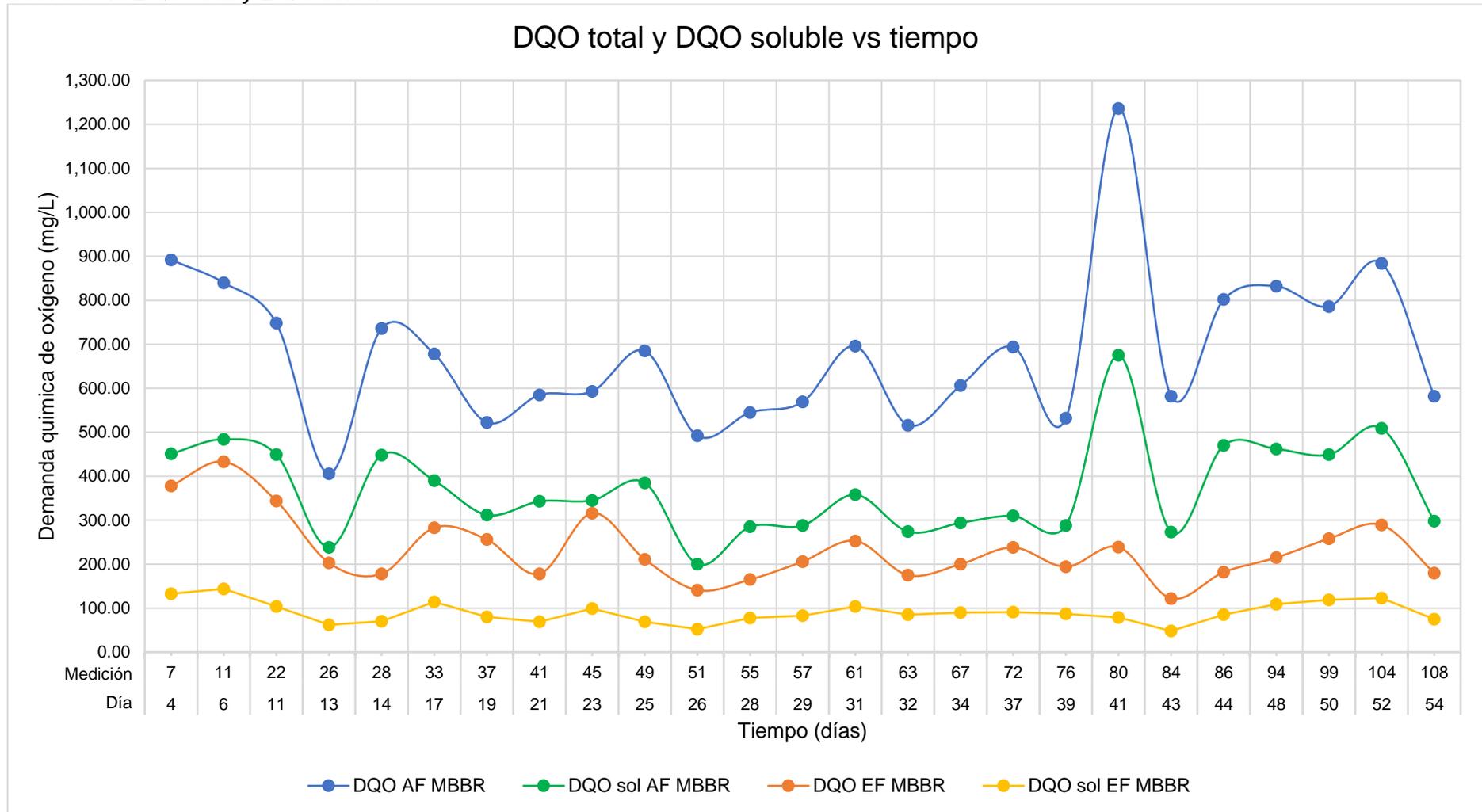
En la figura 37, se aprecia en el afluente del MBBR para el día 41 (tercer periodo) se alcanzó la máxima concentración de la DQO total y soluble con un valor de 1236 mg/L y 675 mg/L respectivamente. Así mismo, para el caso del efluente del MBBR en el día 6 (primer periodo) se presentó la máxima concentración de DQO total y soluble con un valor de 433 mg/L y 144 mg/L respectivamente.

En la tabla 16, se muestra la eficiencia promedio para la remoción de la DQO total en el MBBR fue del $65.0 \pm 9.5\%$ con un máximo variando entre 46.7% y 80.7%. La eficiencia promedio de remoción de la DQO soluble del MBBR fue de $75.0 \pm 5.3\%$ variando entre el 69.0% y 88.3%. La eficiencia de remoción de la DQO soluble fue mayor a la obtenida para la DQO total. Posterior al día 45, fecha en que el afluente del MBBR presentó una concentración pico de DQO de 3155 mg/L, se observó que el MBBR alcanzó una eficiencia de remoción de la DQO total y soluble alrededor de sus valores promedios (74.2% y 76.4% respectivamente). Por lo tanto, esta situación destaca la robustez en la operación de un MBBR al recuperar su eficiencia de tratamiento después de aplicar altas concentraciones de DQO y al operar a pH ácido por un corto tiempo.

Así mismo, se observa que la relación DQO soluble/DQO total para el afluente del reactor MBBR obtuvo un valor promedio de 0.542 ± 0.052 (con mínimo de 0.407 y máximo de 0.609). Para el efluente del MBBR se obtuvo una relación de DQO soluble/DQO total de 0.394 ± 0.061 con un máximo de 0.507 y un mínimo de 0.302.

Figura 37

Curva de la DQO total y DQO soluble



Nota: Variabilidad de la DQO total y DQO soluble en el afluente y efluente del MBBR para todo el periodo de la investigación.

4.10. Monitoreo de la DBO₅, SST y SSV

En la tabla 17, se observan los resultados de las mediciones de la demanda bioquímica de oxígeno al quinto día, los sólidos suspendidos totales y volátiles, tomados al final de cada periodo. El promedio de la DBO₅ en el afluente y efluente del MBBR fue de 188.37 ± 53.50 mg/L y 46.98 ± 14.08 mg/L respectivamente. En cuanto a los SST, el valor promedio en el afluente del MBBR fue 82.45 ± 31.66 mg/L; y en el efluente, 131.20 ± 71.11 mg/L. Respecto a los SSV, el promedio en el afluente del MBBR fue 67.87 ± 27.57 mg/L; y en el efluente, 110.07 ± 60.94 mg/L. Los resultados de los análisis realizados por el laboratorio acreditado por INACAL se encuentran en el Anexo 6.

Tabla 17

Monitoreo de DBO₅, SST y SSV (método estándar)

Parámetro	Estadística	AF MBBR	EF MBBR
Demanda Bioquímica de oxígeno al quinto día (DBO ₅)	Promedio	188.37±53.50	46.98±14.08
	Máximo	233.80	59.92
	Mínimo	129.40	31.98
Sólidos suspendidos totales (SST)	Promedio	82.45±31.66	131.20±71.11
	Máximo	112.30	195.80
	Mínimo	49.25	55.00
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	Promedio	67.87±27.57	110.07±60.94
	Máximo	96.93	169.60
	Mínimo	42.08	47.82

Nota: Las mediciones de la DBO₅, SST y SSV se realizaron mediante el método estándar.

En la tabla 18, se aprecian las fechas y valores de la DBO₅, SST y SSV relacionados con la DQO total y soluble para el afluente del MBBR. Se determinó que la relación DQO/DBO₅ para el segundo y tercer periodo fue de 2.97 y 2.88 respectivamente, por lo tanto, según Von Sperling & Chernicharo (2005), en este punto se obtuvo una intermedia proporción de DQO/DBO₅ (de 2.5 a 4) donde la fracción no biodegradable no fue alta.

En cuanto a la relación SSV/SST, para el afluente del MBBR se obtuvo valores que variaron en un rango de 0.75 a 0.86, considerándose según Chen et al. (2020) una fracción media y alta de los SSV en relación con los SST.

Tabla 18*Mediciones de la DBO₅, SST y SSV en el afluente del MBBR*

PERIODO N°	DÍA N°	Fecha y hora	AF MBBR							
			Caudal	DQO	DQO _{sol}	DBO ₅	SST	SSV	DQO/DBO ₅ (a / b)	SSV/SST (d / c)
			m ³ /h	(a) mg/L	mg/L	(b) mg/L	(c) mg/L	(d) mg/L		
1	25	17/12/2021 09:00	4.00	685.00	385.00	129.40	112.30	96.93	5.29	0.86
2	37	11/01/2022 09:00	4.70	694.00	310.00	233.80	85.80	64.60	2.97	0.75
3	54	12/04/2022 13:00	3.80	582.00	298.00	201.90	49.25	42.08	2.88	0.85

Nota: Resultados de la DBO₅, SST y SSV para el afluente del MBBR.

En la tabla 19, se presentan los resultados para el efluente del MBBR, determinándose que la relación DQO/DBO₅ para el primer y tercer periodo fue de 3.52 y 3.67 respectivamente. Estos valores, según Von Sperling & Chernicharo (2005) indican que en este punto se obtuvo una proporción intermedia de DQO/DBO₅ (de 2.5 a 4) y fueron mayores a los ratios obtenidos en afluente del MBBR debido a que en el reactor MBBR se asimiló la fracción biodegradable que ingresó al reactor.

Tabla 19*Mediciones de la DBO₅, SST y SSV en el efluente del MBBR*

PERIODO N°	DÍA N°	Fecha y hora	EF MBBR							
			Caudal	DQO	DQO _{sol}	DBO ₅	SST	SSV	DQO/DBO ₅ (a / b)	SSV/SST (d / c)
			m ³ /h	(a) mg/L	mg/L	(b) mg/L	(c) mg/L	(d) mg/L		
1	25	17/12/2021 09:00	4.00	211.00	69.00	59.92	142.80	112.80	3.52	0.79
2	37	11/01/2022 09:00	4.70	238.00	91.00	31.98	195.80	169.60	7.44	0.87
3	54	12/04/2022 13:00	3.80	180.00	75.00	49.05	55.00	47.82	3.67	0.87

Nota: Resultados de la DBO₅, SST y SSV para el efluente del MBBR.

En cuanto a la relación SSV/SST para el efluente del MBBR, los tres periodos presentaron valores comprendidos entre 0.79 y 0.87, obteniéndose una relación mayor en comparación con el afluente ya que la presencia de biomasa suspendida en el reactor incrementa la fracción de SSV. Según Chen et al. (2020) las relaciones determinadas para el efluente del MBBR corresponden a una proporción alta de SSV respecto a los SST.

En la tabla 20, se presenta una comparación entre los resultados obtenidos para la determinación de los sólidos suspendidos totales mediante el método fotométrico y el método estándar para las fechas en que se realizaron las mediciones con ambos métodos.

Tabla 20

Determinación de los SST con el método fotométrico y estándar

Fecha y hora	SST	SST	Error (b – a)/b
	Método fotométrico (a)	Método estándar (b)	
	mg/L	mg/L	
Punto de monitoreo: AF MBBR			
17/12/2021 09:00	110.00	112.30	2.05%
11/01/2022 09:00	82.00	85.80	4.43%
12/04/2022 13:00	<70.00	49.25	-
Punto de monitoreo: EF MBBR			
17/12/2021 09:00	140.00	142.80	1.96%
11/01/2022 09:00	192.00	195.80	1.94%
12/04/2022 13:00	<70.00	55.00	-
Promedio:			2.59 ± 1.22%

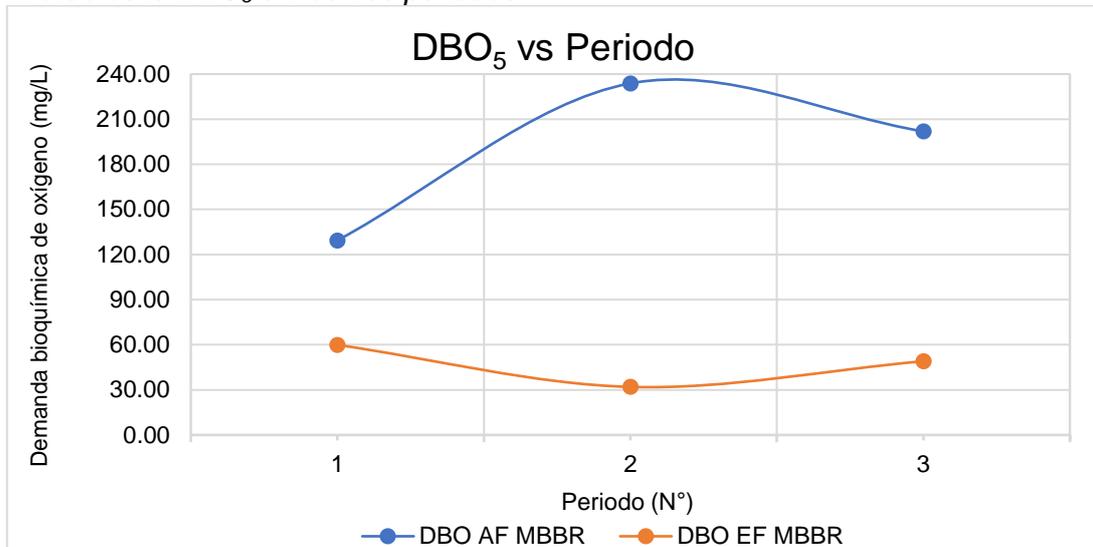
Nota: El fotómetro empleado presentó un límite de detección de 70 mg/L, por lo que valores menores a ese presentaron un valor de <70.00 mg/L.

De la tabla 20, se observa que para las fechas evaluadas, el valor obtenido con el método estándar fue mayor en todos los casos al resultado obtenido con el método fotométrico. El error promedio de los resultados obtenidos al aplicar ambos métodos fue de $2.59 \pm 1.22\%$. Por lo tanto, al comparar ambos métodos se obtuvo una incertidumbre menor al 5% por lo que el método fotométrico representa una medición práctica en la determinación de los sólidos suspendidos totales.

En la figura 38, se observa la variabilidad de la concentración de la DBO₅ en los tres periodos de la investigación determinándose que en cada periodo, a la salida del reactor MBBR, se obtuvo una concentración menor a 60 mg/L.

Figura 38

Monitoreo de la DBO₅ en los tres periodos

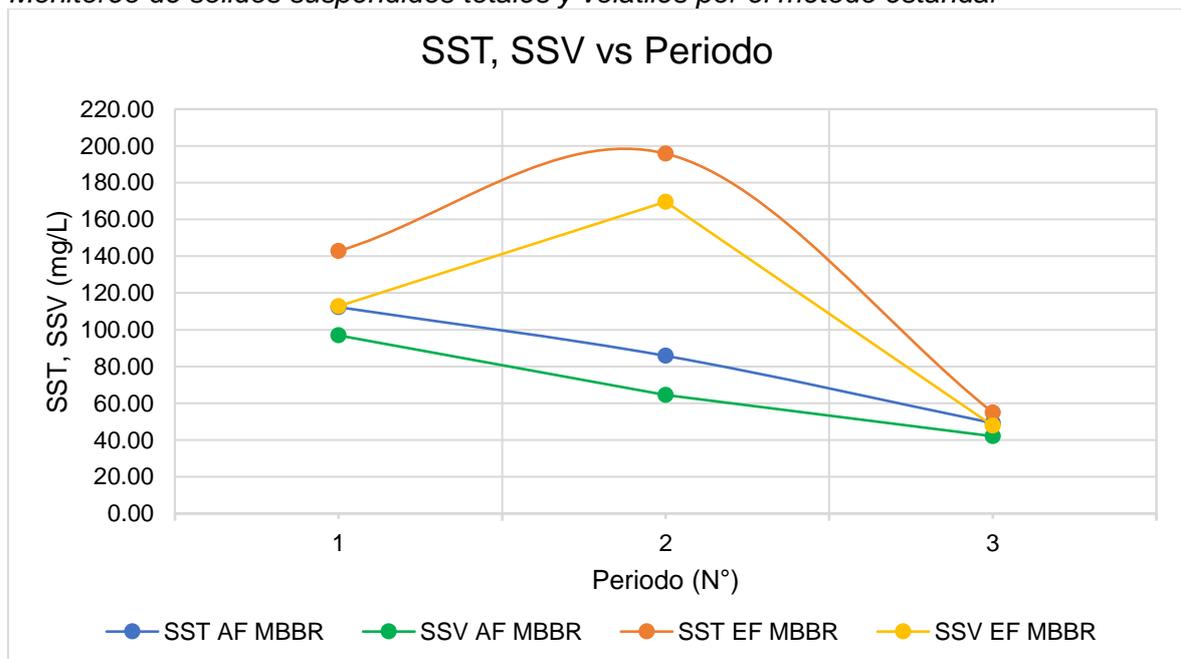


Nota: Mediciones de la DBO₅ en cada periodo de la investigación.

En la figura 39, se muestra la concentración de sólidos suspendidos totales y volátiles en cada periodo de la investigación. Se aprecia que en el segundo periodo, el afluente del MBBR obtuvo mayor concentración de sólidos suspendidos totales y volátiles comparado con los otros dos periodos.

Figura 39

Monitoreo de sólidos suspendidos totales y volátiles por el método estándar



Nota: Mediciones de los sólidos suspendidos totales y volátiles para cada periodo de la investigación.

4.11. Monitoreo de temperatura ambiental y humedad relativa

En la tabla 21, se puede observar los valores de temperatura ambiental y humedad relativa tomados rutinariamente durante el tercer periodo de la investigación. La temperatura ambiental promedio en dicho periodo fue de 25.85 ± 1.25 °C con un máximo de 28.30 °C y un mínimo de 23.40 °C, mientras que la humedad relativa promedio fue de $60.0 \pm 4.0\%$ con un máximo de 70% y mínimo del 51%. En la figura 40, se puede observar la variabilidad de la temperatura ambiental y humedad relativa.

Tabla 21

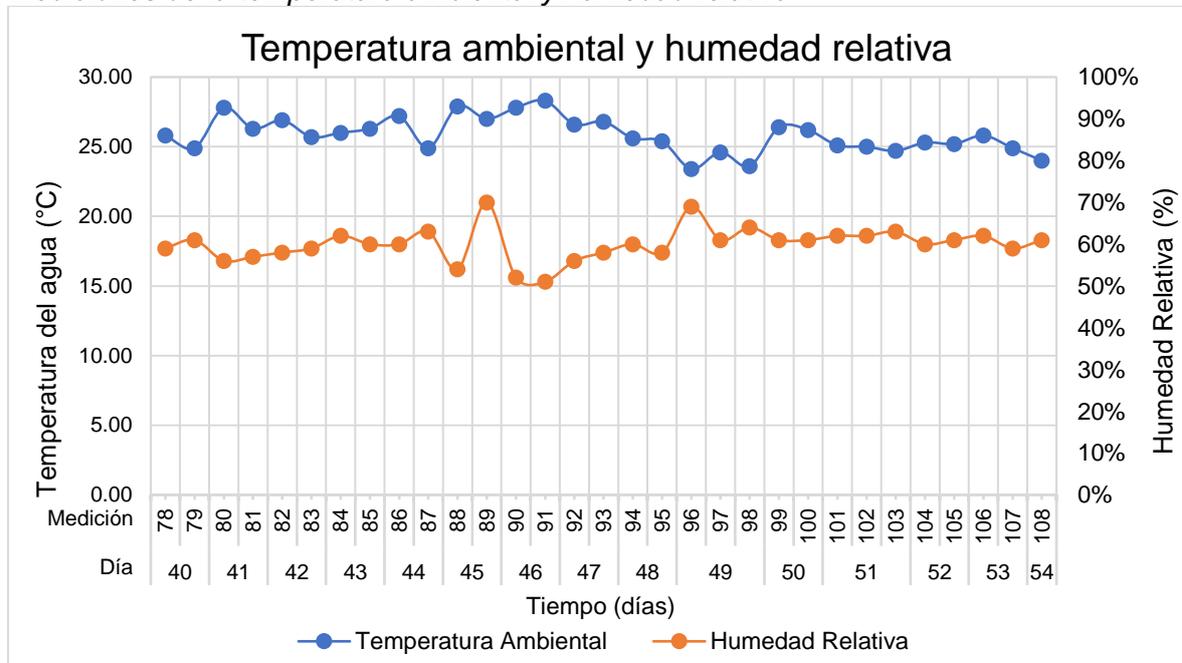
Monitoreo de temperatura ambiental y humedad relativa

Estadística	Temperatura Ambiental	Humedad Relativa
Promedio	25.85±1.25	60.0±4.0%
Máximo	28.30	70%
Mínimo	23.40	51%

Nota: Monitoreo de temperatura ambiental y humedad relativa en el tercer periodo de la investigación.

Figura 40

Mediciones de la temperatura ambiental y humedad relativa



Nota: Mediciones de la temperatura ambiental y humedad relativa en el tercer periodo de la investigación.

4.12. Resultados del efluente del MBBR y clarificador con la normativa

En la tabla 22 se observan los resultados promedios en el efluente del MBBR y clarificador comparados con el valor máximo admisible según la normativa sectorial vigente (Decreto Supremo N° 010-2019-VIVIENDA).

Tabla 22

Efluente del MBBR y clarificador comparados con la normativa

Parámetro	Valor promedio	Unidad	Valor máximo admisible
Punto de monitoreo: Efluente del MBBR			
pH	7.37 ± 0.38	-	6 - 9
Temperatura del agua residual	28.94 ± 1.54	°C	35
Oxígeno disuelto	4.13 ± 1.47	mg/L	-
Turbiedad	15.27 ± 7.01	UNT	-
Punto de monitoreo: Efluente del clarificador			
Sólidos suspendidos totales	131.20 ± 71.11	mg/L	1000
DQO total	233.48 ± 74.38	mg/L	1000
DQO soluble	90.08 ± 24.22	mg/L	-
DBO ₅	46.98 ± 14.08	mg/L	500

Nota: Los sólidos suspendidos totales fueron determinados mediante el método estándar.

Para el caso del efluente del MBBR, asumiendo que este punto de monitoreo sea el punto de disposición final del efluente tratado, durante toda la investigación se observa que los parámetros evaluados (SST, DQO total y DBO₅) obtuvieron valores promedios menores al valor máximo admisible según la normativa sectorial vigente.

Para el caso del efluente del clarificador, punto de monitoreo de disposición final del efluente tratado, los parámetros evaluados (pH y temperatura del agua residual) también estuvieron dentro del rango aceptado por la normativa sectorial vigente.

4.13. Carga orgánica del superficial aplicada y removida (SALR y SARR)

En la tabla 23 se aprecia resumidamente los resultados del dimensionamiento del MBBR, obteniéndose que el área generada por los portadores móviles resultó de 8359 m² y el volumen líquido del reactor fue de 24.78 m³.

Tabla 23

Parámetros de dimensionamiento del MBBR

Descripción	Cantidad	Unidad	Comentario
Caudal diario de diseño	60.00	m ³ /d	Dato de diseño
Volumen de portador	13.00	m ³	Dato de diseño
Volumen útil	28.31	m ³	Calculo geométrico
Área superficial del portador	643.00	m ² /m ³	Dato de diseño
Área generada por el portador	8359.0	m ²	Calculado con la ecuación 9
% de llenado	45.94%		Calculado con la ecuación 10
% de vacío del portador	72.87%		Calculado en tabla 10
Volumen líquido	24.78	m ³	Calculado con la ecuación 18

Nota: Parámetros de dimensionamiento del reactor MBBR mostrados en la metodología y en la tabla 10.

En la tabla 24, se presentan las cargas orgánicas del superficial aplicadas (SALR) y removidas (SARR) para la DQO total y soluble con sus porcentajes de eficiencia de remoción para cada periodo de la investigación. Así mismo, se muestran los volúmenes diarios que registró el flujómetro electromagnético para los días en que se determinó la SALR y SARR, observándose que variaron entre 55.50 y 61.80 m³/d, siendo 60 m³/d el caudal de diseño de la PTAR.

El primer periodo de la investigación, en el día 14, para un tiempo de retención hidráulico de 6.20 horas y una concentración de oxígeno disuelto de 2.06 mg/L, obtuvo una máxima eficiencia de remoción de la DQO total 75.8%, cuando se aplicó una SALR de 5.36 gDQO/m².d y se removió una SARR de 4.07 gDQO/m².d, y una máxima eficiencia para eliminación de la DQO soluble del 84.4% para un SALR soluble de 3.27 gDQOsol/m².d y un SARR soluble de 2.76 gDQOsol/m².d.

El segundo periodo de la investigación presentó dos tiempos de retención hidráulicos distintos de 5.27 y 7.08 horas para un caudal de bombeo de 4.70 y 3.50 m³/h respectivamente. La duración de este periodo fue por 2 semanas para cada caudal, haciendo un total de 4 semanas. La máxima eficiencia de remoción de la DQO total y soluble se presentó el día 26, para un tiempo de retención hidráulico de 7.08 horas y una concentración de oxígeno disuelto de 1.98 mg/L, alcanzándose una eficiencia para la DQO del 71.3% cuando se aplicó un SALR de 3.49 gDQO/m².d y un SARR de 2.49 gDQO/m².d, mientras que la eficiencia de remoción de la DQO soluble fue del 74.0% para una SALR soluble de 1.42 gDQOsol/m².d removiéndose un SARR soluble de 1.05 gDQOsol/m².d.

El tercer y último periodo se caracterizó por presentar dos tiempos de retención hidráulicos nuevos y diferentes de 4.43 y 6.52 horas para un caudal de bombeo de 5.60 y 3.80 m³/h respectivamente, y se aumentó la concentración de oxígeno disuelto configurándose a un valor de 3 mg/L. La duración de este periodo fue por 3 semanas para el primer caudal y de 1 semana para el segundo caudal. La máxima eficiencia de remoción de la DQO total y soluble en este periodo se presentó en el día 41, para un tiempo de retención hidráulico de 6.52 horas y una concentración de oxígeno disuelto de 3.48 mg/L, obteniéndose una eficiencia de remoción de la DQO total del 80.7% cuando se aplicó un SALR de 9.12 gDQO/m².d y se removió un SARR de 7.36 gDQO/m².d. Respecto a la DQO soluble, la máxima eficiencia fue del 88.3% aplicándose un SALR de 4.98 gDQOsol/m².d y removiéndose un SARR de 4.40 gDQOsol/m².d. Este fue el más alto valor de eficiencia que se obtuvo en toda la investigación.

En la tabla 24, de forma referencial se calcularon las cargas aplicadas para el evento extemporáneo ocurrido el día 45, en base a la concentración de DQO total y soluble del afluente del MBBR y un caudal diario de 60 m³/d, obteniéndose de la ecuación 6 una SALR de 22.70 gDQO/m².d y una SALR soluble de 10.64 gDQOsol/m².d.

Tabla 24

Resultados del SALR y SARR para la DQO total y soluble en cada periodo

Periodo N°	Día N°	Caudal m ³ /h	TRH horas	OD MBBR mg/L	Volumen diario m ³ /d	Tiempo de bombeo horas	DQO total			DQO soluble		
							SALR (a)	SARR (b)	Eficiencia de remoción de la DQO total (b/a)	SALR soluble (c)	SARR soluble (d)	Eficiencia de remoción de la DQO soluble (d/c)
							gDQO/m ² .d	gDQO/m ² .d		gDQOsol/m ² .d	gDQOsol/m ² .d	
PERIODO 1	4	4.00	6.20	2.35	56.61	14.15	6.04	3.48	57.6%	3.05	2.15	70.5%
	6	4.00	6.20	1.81	57.55	14.39	5.78	2.80	48.5%	3.33	2.34	70.2%
	11	4.00	6.20	1.90	56.46	14.12	5.05	2.73	54.0%	3.03	2.33	76.8%
	13	4.00	6.20	2.15	55.65	13.91	2.70	1.35	50.0%	1.58	1.17	73.9%
	14	4.00	6.20	2.06	60.93	15.23	5.36	4.07	75.8%	3.27	2.76	84.4%
	17	4.00	6.20	3.78	57.12	14.28	4.63	2.70	58.3%	2.67	1.89	70.8%
	19	4.00	6.20	1.97	56.87	14.22	3.55	1.81	51.0%	2.12	1.58	74.4%
	21	4.00	6.20	2.04	59.54	14.89	4.17	2.90	69.6%	2.44	1.95	79.9%
	23	4.00	6.20	2.00	55.50	13.88	3.94	1.84	46.7%	2.29	1.63	71.3%
	25	4.00	6.20	1.96	57.50	14.38	4.71	3.26	69.2%	2.65	2.17	82.1%

Periodo N°	Día N°	Caudal m ³ /h	TRH horas	OD MBBR mg/L	Volumen diario m ³ /d	Tiempo de bombeo horas	DQO total			DQO soluble		
							SALR (a)	SARR (b)	Eficiencia de remoción de la DQO total (b/a)	SALR soluble (c)	SARR soluble (d)	Eficiencia de remoción de la DQO soluble (d/c)
							gDQO/m ² .d	gDQO/m ² .d		gDQOsol/m ² .d	gDQOsol/m ² .d	
PERIODO 2	26	3.50	7.08	1.98	59.30	16.94	3.49	2.49	71.3%	1.42	1.05	74.0%
	28	3.50	7.08	1.95	57.36	16.39	3.74	2.61	69.7%	1.96	1.42	72.6%
	29	3.50	7.08	2.06	58.37	16.68	3.97	2.53	63.8%	2.01	1.43	71.2%
	31	3.50	7.08	2.28	61.80	17.66	5.15	3.28	63.6%	2.65	1.88	70.9%
	32	4.70	5.27	2.03	60.56	12.89	3.74	2.47	66.1%	1.99	1.37	69.0%
	34	4.70	5.27	3.84	57.12	12.15	4.14	2.77	67.0%	2.01	1.39	69.4%
	37	4.70	5.27	2.48	56.79	12.08	4.71	3.10	65.7%	2.11	1.49	70.6%
	39	4.70	5.27	2.80	56.45	12.01	3.59	2.28	63.5%	1.94	1.36	69.8%
PERIODO 3	41	3.80	6.52	3.46	61.70	16.24	9.12	7.36	80.7%	4.98	4.40	88.3%
	43	3.80	6.52	3.72	60.84	16.01	4.24	3.35	79.0%	1.99	1.64	82.4%
	44	5.60	4.43	3.20	59.65	10.65	5.72	4.42	77.3%	3.35	2.75	81.9%
	48	5.60	4.43	2.38	58.38	10.43	5.81	4.31	74.2%	3.23	2.47	76.4%
	50	3.80	6.52	2.56	57.93	15.24	5.45	3.66	67.2%	3.11	2.29	73.5%
	52	3.80	6.52	3.17	60.12	15.82	6.36	4.28	67.3%	3.66	2.78	75.8%
	54	3.80	6.52	2.98	58.25	15.33	4.06	2.80	69.1%	2.08	1.55	74.8%
ATI.	45	12.00	2.07	2.03	60.15	5.01	22.70	-	-	10.64	-	-

Nota: La tabla muestra los resultados de la carga orgánica del superficial aplicada (SALR) y removida (SARR) con sus eficiencias de remoción de la DQO total y soluble, relacionadas con la concentración de oxígeno disuelto en el reactor MBBR, los caudales operativos, tiempos de retención hidráulico y los volúmenes diarios del reactor.

En la tabla 24, se aprecia que para todo el periodo de la investigación, la SALR varió en un rango de 2.70 a 9.12 gDQO/m².d, y la SARR se presentó entre 1.35 y 7.36 gDQO/m².d. Para el caso de la DQO soluble, la SALR soluble estuvo comprendida entre 1.42 y 4.98 gDQOsol/m².d, y la SARR soluble entre 1.05 y 4.40 gDQOsol/m².d.

Los tiempos de retención hidráulico fluctuaron entre 4.43 horas y 7.08 horas, mientras que la concentración de oxígeno disuelto en el reactor MBBR para los días en los que se calcularon las cargas orgánicas del superficial (SALR) estuvieron comprendidas entre 1.81 mgO₂/L y 3.84 mgO₂/L.

En estas condiciones de operación, las eficiencias de tratamiento variaron entre 46.7% y 80.7% para la remoción de la DQO total; y en un rango de 69.0% a 88.3% de eficiencia para la eliminación de la DQO soluble.

4.13.1. SALR y su relación con la SARR

En la figura 41 se muestra el resultado de la correlación y regresión lineal simple realizado con el programa computacional de análisis estadístico SPSS para la SALR y SARR. Se obtuvo un coeficiente R de Pearson de 0.925 representando una correlación lineal positiva muy fuerte. La significancia se presentó en el nivel de 0.01 (se obtuvo un valor de 0.000) lo que indica un 99% de confianza en la correlación con un 1% de probabilidad de error.

Figura 41

Correlación obtenida entre la SALR y SARR

		SALR	SARR
SALR	Correlación de Pearson	1	,925**
	Sig. (bilateral)		,000
	N	25	25
SARR	Correlación de Pearson	,925**	1
	Sig. (bilateral)	,000	
	N	25	25

** La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).

Nota: Resultados de la correlación obtenidos del programa computacional de análisis estadístico SPSS.

De la figura 42, se muestra el resultado obtenido para el coeficiente de determinación R^2 con un valor de 0.856. Este valor indica que en un 85.6% los cambios de la SARR se explican por las variaciones de la SALR.

Figura 42

Regresión lineal simple para la SALR y SARR

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación
1	,925 ^a	,856	,849	,45636

a. Predictores: (Constante), SALR

Nota: Coeficiente de Pearson y coeficiente de determinación obtenidos con el programa SPSS.

En la figura 43 se muestran los coeficientes obtenidos para la ecuación de regresión lineal. Por lo tanto, la determinación de la SARR en función de la SALR puede ser estimada por la ecuación 20 como sigue a continuación.

$$SARR \left(\frac{gDQO}{m^2.d} \right) = 0.833 * SALR \left(\frac{gDQO}{m^2.d} \right) - 0.824 \quad (20)$$

Figura 43

Coefficientes de la ecuación lineal para la SARR en función de la SALR

Coeficientes ^a					
Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	Sig.
		B	Desv. Error	Beta	
1	(Constante)	-,824	,352		,028
	SALR	,833	,071	,925	,000

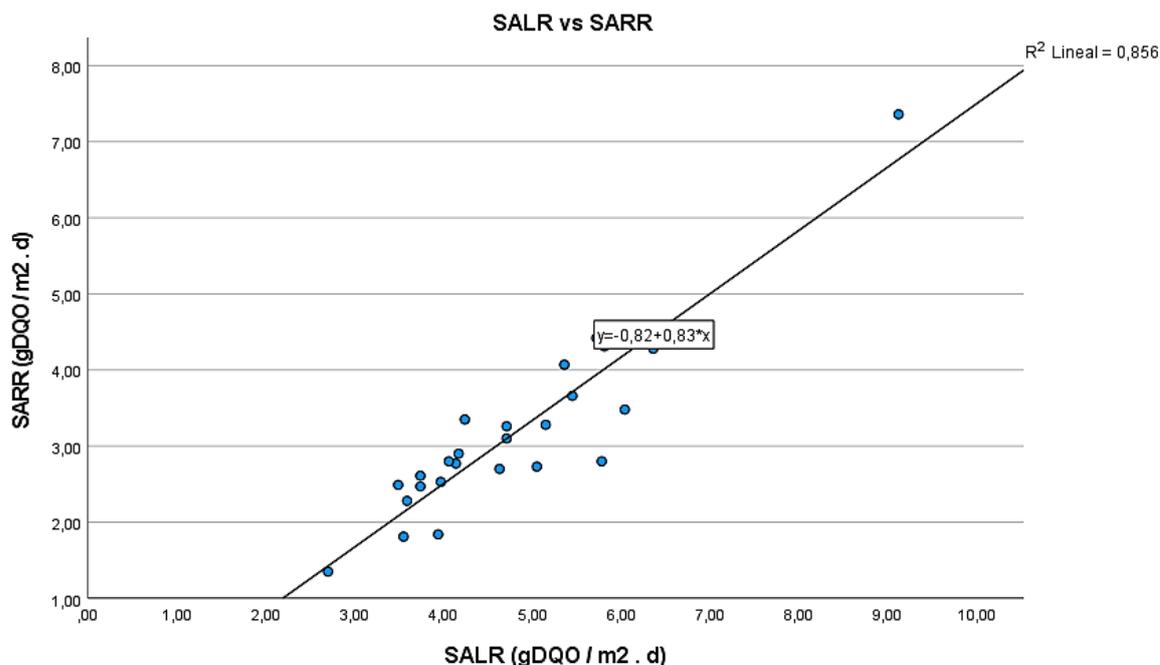
a. Variable dependiente: SARR

Nota: Resultados de los coeficientes no estandarizados y estandarizados obtenidos del programa SPSS.

En la figura 44, se observa la gráfica de dispersión para las cargas orgánicas del superficial aplicadas y removidas, y se muestra la línea de ajuste total con la ecuación para la línea de ajuste total mostrándose un R² de 0.856.

Figura 44

Gráfico de dispersión con línea de ajuste total - SALR y SARR



Nota: Gráfica de dispersión con ecuación de regresión lineal obtenida del programa SPSS.

4.13.2. SALR soluble y su relación con la SARR soluble

Mediante el programa SPSS se determinó la correlación y regresión lineal simple para la SALR y SARR solubles. En la figura 45, se observa el resultado del coeficiente R de Pearson con un valor de 0.980 representado una correlación positiva muy fuerte siendo significativa en el nivel 0.01 (significancia de 0.000), lo cual indica un 99% de confianza en que la correlación sea verdadera con un 1% de probabilidad de error.

Figura 45

Correlación para la SALR y SARR solubles

		SALR soluble	SARR soluble
SALR soluble	Correlación de Pearson	1	,980**
	Sig. (bilateral)		,000
	N	25	25
SARR soluble	Correlación de Pearson	,980**	1
	Sig. (bilateral)	,000	
	N	25	25

** La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).

Nota: Correlación obtenida del programa computacional de análisis estadístico SPSS para la DQO soluble.

En la figura 46 se observa que se obtuvo un coeficiente de determinación R² de 0.961. Esto representa que en un 96.1%, la variabilidad de la SARR soluble se explica por la variación de la SALR soluble.

Figura 46

Regresión lineal simple para la SALR y SARR solubles

Resumen del modelo				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación
1	,980 ^a	,961	,960	,14475

a. Predictores: (Constante), SALR soluble

Nota: Coeficiente de Pearson y coeficiente de determinación obtenidos con el programa SPSS.

En la figura 47 se aprecian los coeficientes de la ecuación 21 que permite calcular el valor de la SARR soluble en función al SALR soluble mediante la siguiente ecuación:

$$SARR_{soluble} \left(\frac{gDQO_{sol}}{m^2.d} \right) = 0.894 * SALR_{soluble} \left(\frac{gDQO_{sol}}{m^2.d} \right) - 0.351 \quad (21)$$

Para el caso de la SARR soluble, la ecuación 21 brinda una mejor estimación que la obtenida para la SARR (ecuación 20) por tener mayor coeficiente de determinación R².

Figura 47

Coefficientes de ecuación lineal para la SALR y SARR solubles

Coefficientes^a

Modelo		Coefficients no estandarizados		Coefficients estandarizados	Sig.
		B	Desv. Error	Beta	
1	(Constante)	-,351	,101		,002
	SALR soluble	,894	,037	,980	,000

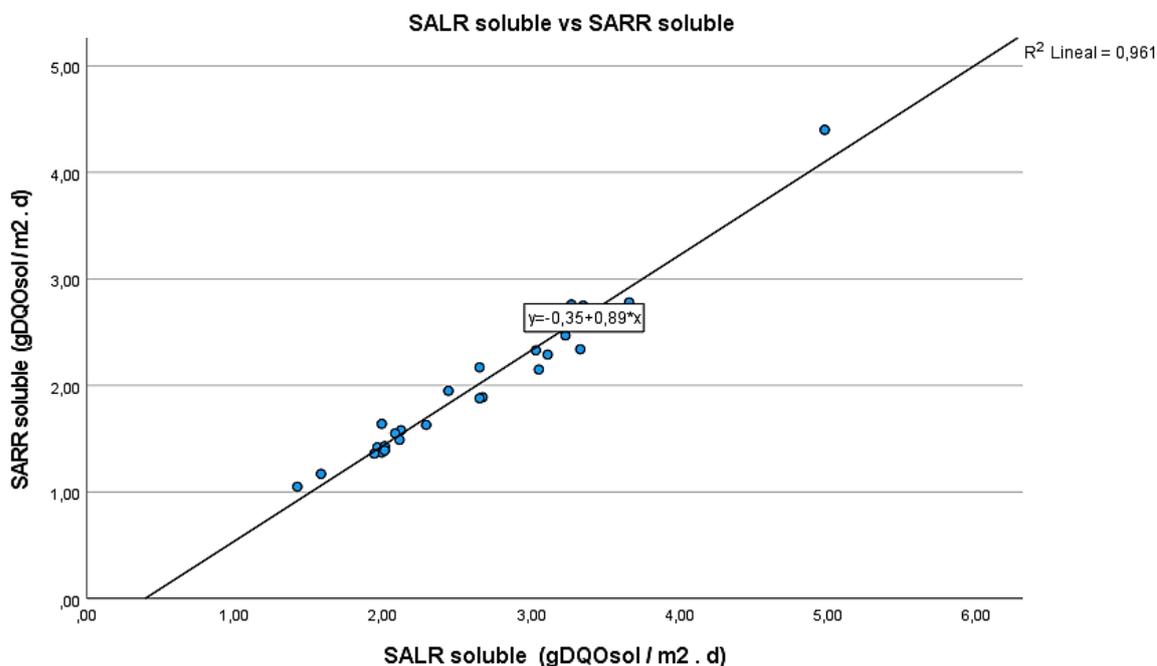
a. Variable dependiente: SARR soluble

Nota: Resultados obtenidos del programa SPSS para la DQO soluble.

En la figura 48, se observa la gráfica de dispersión de datos de las cargas orgánicas del superficial aplicadas y removidas para la DQO soluble, y se muestra la línea de ajuste total con la ecuación de la recta mostrándose un R² de 0.961.

Figura 48

Gráfico de dispersión con línea de ajuste total - SALR y SARR solubles



Nota: Gráfica de dispersión con ecuación de regresión lineal obtenida del programa SPSS para DQO soluble.

4.13.3. DQO en el afluente y su relación con la SARR

Usando el programa SPSS se determinó la correlación la DQO en el afluente del MBBR y la SARR. En la figura 49, se observa que el coeficiente R de Pearson con un valor de 0.889; esto quiere decir que las variables tienen una correlación positiva considerable y es significativa en el nivel 0.01 (se obtuvo una significancia de 0.000), indicando un 99% de confianza en la correlación con un 1% de probabilidad de error.

Figura 49

Correlación para la DQO en el afluente del MBBR y la SARR

		DQO AF MBBR	SARR
DQO AF MBBR	Correlación de Pearson	1	,889**
	Sig. (bilateral)		,000
	N	25	25
SARR	Correlación de Pearson	,889**	1
	Sig. (bilateral)	,000	
	N	25	25

** La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).

Nota: Correlación obtenida del programa SPSS para la DQO del afluente y la SARR.

En la figura 50 se observa que se obtuvo un coeficiente de determinación R^2 de 0.790. Esto significa que en un 79.0%, los cambios de la SARR se pueden explicar por las variaciones de la concentración de la DQO en el afluente del MBBR.

Figura 50

Regresión lineal simple para la DQO AF MBBR y SARR

Resumen del modelo				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación
1	,889 ^a	,790	,781	,54977

a. Predictores: (Constante), DQO AF MBBR

Nota: Coeficiente de Pearson y coeficiente de determinación obtenidos con el programa SPSS.

En la figura 51, se aprecian los resultados de los coeficientes de la ecuación 22 que estima el comportamiento de la SARR en función a la concentración de DQO en el afluente del MBBR dentro de los rangos y condiciones evaluadas en la investigación.

$$SARR \left(\frac{gDQO}{m^2.d} \right) = 0.006 * DQO \left(\frac{mg}{L} \right) - 0.925 \quad (22)$$

Figura 51

Coefficientes de la ecuación lineal de la DQO AF MBBR y SARR

Coefficientes^a					
Modelo		Coefficients no estandarizados		Coefficients estandarizados	Sig.
		B	Desv. Error	Beta	
1	(Constante)	-,925	,451		,052
	DQO AF MBBR	,006	,001	,889	,000

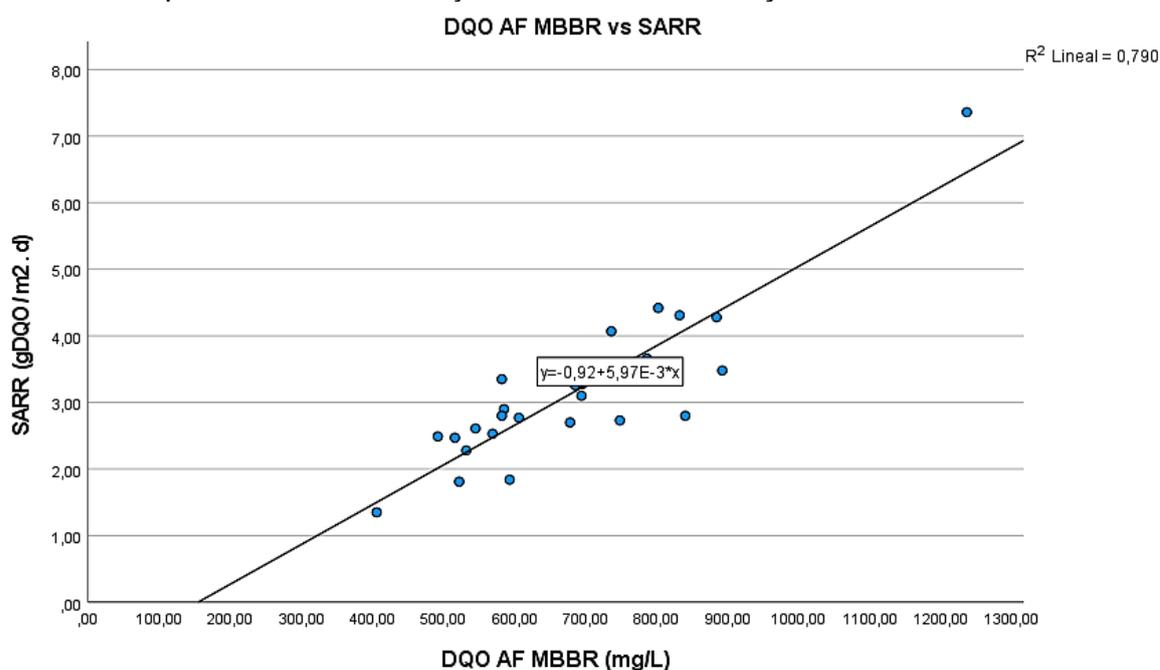
a. Variable dependiente: SARR

Nota: Resultados de los coeficientes no estandarizados y estandarizados obtenidos del programa SPSS.

En la figura 52, se observa la gráfica de dispersión de datos de la DQO del afluente del MBBR y la SARR con la línea de ajuste total y la ecuación de la recta mostrándose un R² de 0.790.

Figura 52

Gráfico de dispersión con línea de ajuste – DQO AF MBBR y SARR



Nota: Gráfica de dispersión con ecuación de regresión lineal obtenida del programa SPSS para DQO.

4.13.4. DQO soluble del afluente y su relación con la SARR soluble

Se determinó la relación entre la DQO soluble del afluente del MBBR y la SARR soluble mediante el programa SPSS, determinando que un coeficiente R de Pearson de 0.963 mediante la cual se establece una correlación positiva muy fuerte. La correlación es significativa en el nivel 0.01 (significancia de 0.000), indicando un 99% de confianza en la correlación con un 1% de probabilidad de error, tal y cómo se observa en la figura 53.

Figura 53

Correlación para la DQO soluble y el SARR soluble

		DQO soluble AF MBBR	SARR soluble
DQO soluble AF MBBR	Correlación de Pearson	1	,963**
	Sig. (bilateral)		,000
	N	25	25
SARR soluble	Correlación de Pearson	,963**	1
	Sig. (bilateral)	,000	
	N	25	25

** La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).

Nota: Correlación obtenida del programa computacional de análisis estadístico SPSS para la DQO soluble.

Analizando el coeficiente de determinación R^2 se obtuvo un valor de 0.928; es decir, en un 92.8% la variabilidad de la concentración de DQO soluble en el afluente del MBBR puede calcularse por la variación de la SARR soluble, esto se observa en la figura 54.

Figura 54

Regresión lineal simple para la DQO soluble AF MBBR y el SARR soluble

Resumen del modelo				
Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación
1	,963 ^a	,928	,925	,19733

a. Predictores: (Constante), DQO soluble AF MBBR

Nota: Coeficiente de Pearson y coeficiente de determinación obtenidos con el programa SPSS.

En la figura 55, se muestran los coeficientes de la ecuación 23 que establece una buena estimación de la SARR soluble en función a la DQO soluble en el afluente del MBBR.

$$SARR_{soluble} \left(\frac{gDQO_{sol}}{m^2.d} \right) = 0.006 * DQO_{soluble} \left(\frac{mg}{L} \right) - 0.436 \quad (23)$$

Figura 55

Coefficientes de la regresión lineal simple

		Coefficientes^a			
		Coefficients no estandarizados		Coefficients estandarizados	
Modelo		B	Desv. Error	Beta	Sig.
1	(Constante)	-,436	,145		,006
	DQO soluble AF MBBR	,006	,000	,963	,000

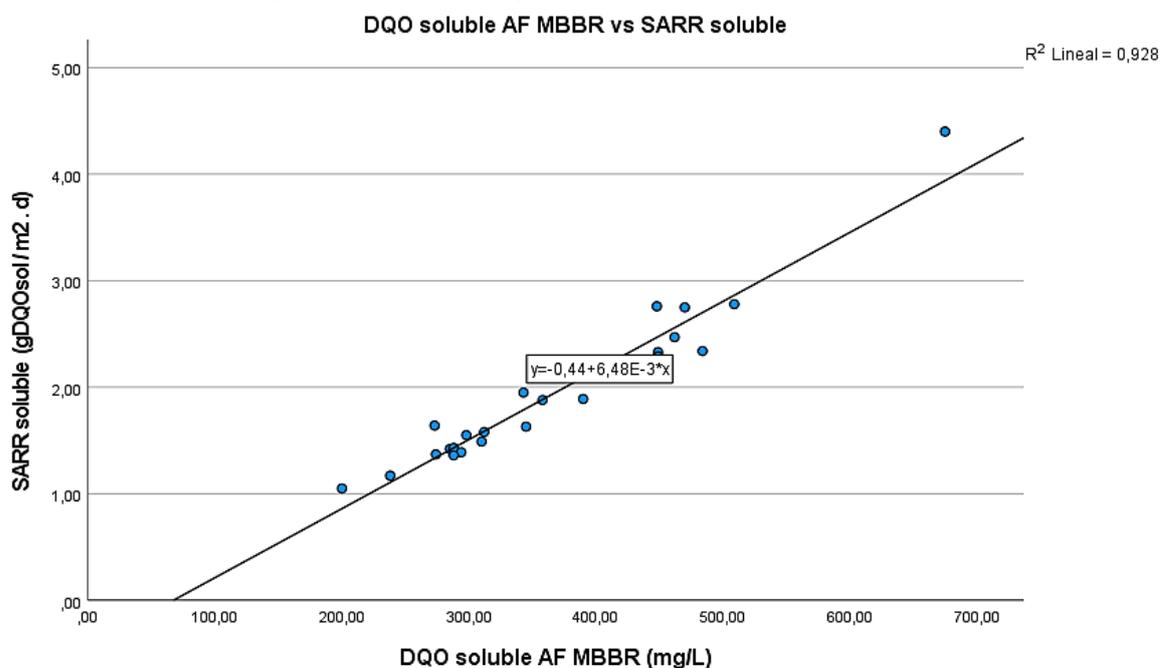
a. Variable dependiente: SARR soluble

Nota: Resultados de los coeficientes no estandarizados y estandarizados obtenidos del programa SPSS.

En la figura 56, se observa la gráfica de dispersión de datos de la DQO soluble en el afluente del MBBR y la SARR soluble con la línea de ajuste total y el valor de R². Esta expresión ofrece una buena estimación del SARR soluble en función a la concentración de DQO soluble del afluente del MBBR.

Figura 56

Gráfico de dispersión para DQO soluble y SARR soluble



Nota: Gráfica de dispersión con línea de ajuste total obtenida del programa SPSS para DQO soluble.

4.13.5. Tiempo de retención hidráulico y su relación con la SARR

Los tiempos de retención para todo el periodo de la investigación variaron en un rango de 4.43 y 7.08 horas con picos de 2.07 horas que ocurrieron el día 45. Mediante el programa computacional SPSS, se estableció la correlación entre el tiempo de retención hidráulico del reactor MBBR y la carga orgánica del superficial removida (SARR) obteniéndose un valor del coeficiente R de Pearson de -0.101 respecto a la SARR; y -0.087 para la SARR soluble. Por lo tanto, en ambos casos existe una correlación muy débil de ambas variables con el tiempo de retención hidráulico del reactor.

Adicionalmente, se calculó la correlación entre el tiempo de retención hidráulico y la eficiencia de remoción de la DQO total y DQO soluble determinándose un coeficiente R de Pearson de -0.118 y 0.014 respectivamente, lo cual indica una correlación muy débil entre la eficiencia de remoción de la DQO total y soluble, y el tiempo de retención hidráulico.

4.13.6. Concentración de oxígeno disuelto en relación con la SARR

La concentración de oxígeno disuelto para las fechas en que se tomaron las mediciones de la DQO para evaluar la carga orgánica del superficial varió entre 1.81 y 3.84 mg/L. Usando el programa SPSS, se obtuvo una correlación débil para la concentración de oxígeno disuelto en el reactor MBBR con la SARR total y la SARR soluble obteniéndose valores del coeficiente R de Pearson de 0.410 y 0.243 respectivamente en cada caso.

Posteriormente, se determinó la correlación entre la concentración de oxígeno disuelto y la eficiencia de remoción de la DQO total y DQO soluble determinándose un coeficiente R de Pearson de 0.420 y 0.178 respectivamente. Por tal motivo, existe una correlación débil entre la concentración de oxígeno disuelto y la eficiencia de remoción de la DQO total y soluble.

4.14. Determinaciones complementarias

4.14.1. Aforo de caudales

Conociendo la pendiente de fondo de la tubería que descarga en la caja de registro ($S=1\%$), y el diámetro de llegada a la caja de registro de dicha tubería (diámetro nominal de 6 pulgadas y diámetro interior de 162.4 mm), se determinó el valor promedio del coeficiente de rugosidad de Manning (n) empleando las ecuaciones 13, 14 y 15, y cuyos resultados que se muestran en la tabla 25.

Según Chow (2004), un canal de revestimiento de concreto frotachado de alcantarillado de aguas residuales, tiene valor del coeficiente de Manning está comprendido entre 0.013 a 0.017. De la tabla 25, se aprecia que el coeficiente de rugosidad para el material (revestimiento) del fondo del canal fue de 0.0142 ± 0.001 , encontrándose dicho valor en el rango señalado en la bibliografía.

Tabla 25

Cálculo del coeficiente de rugosidad de Manning

Tirante (m)	Velocidad (m/s)	Ángulo θ	Área mojada (m ²)	Radio Hidráulico (m)	Coficiente de Manning calculado
0.055	0.7	2.4845	0.0062	0.0306187	0.0140
0.055	0.7	2.4845	0.0062	0.0306187	0.0140
0.050	0.6	2.3528	0.0054	0.02835734	0.0155
0.040	0.6	2.0773	0.0040	0.02350909	0.0137
0.040	0.6	2.0773	0.0040	0.02350909	0.0137
Promedio					0.0142±0.001

Nota: El valor determinado fue el coeficiente de rugosidad de Manning promedio.

En la tabla 26, se observan los caudales domésticos e industriales y las fracciones porcentuales que representa cada uno respecto al caudal total en el periodo de evaluación realizado el 11/11/2021 en un horario comprendido de 11:28 horas a 11:58 horas. Para este periodo de evaluación, en campo se observó que el aporte doméstico presentó una descarga importante de agua de lavandería, mientras que el aporte industrial fue menor pues no se dieron descargas notables en ese horario.

Además, en la tabla 26 se aprecia el valor promedio del caudal doméstico e industrial para el periodo de evaluación obteniéndose 3.895 ± 1.161 L/s para el caudal doméstico y 0.604 ± 0.410 L/s para el caudal industrial. De esta manera, para el día 11/11/2021 entre las 11:28 a 11:58 am, en promedio el aporte doméstico representó el $85.82 \pm 10.40\%$ y el aporte industrial el $14.18 \pm 10.40\%$. Esta fracción es variable a lo largo del día y depende de la programación de actividades que se desarrollen en la industria.

Tabla 26

Determinación del aporte doméstico y aporte industrial

Tiempo evaluado	Estadística	Caudal total (Qt)	Caudal doméstico (Q1)		Caudal industrial (Q2)	
			L/s	Fracción	L/s	Fracción
11/11/2021	Promedio	4.536±1.102	3.895±1.161	85.82±10.40%	0.601±0.410	14.18±10.40%
11:28 –	Máximo	5.975	5.828	98.51%	1.584	40.81%
11:58 am	Mínimo	2.610	2.298	59.19%	0.088	1.49%

Nota: Estadística del caudal y aporte doméstico e industrial.

Las mediciones realizadas con el método volumétrico y el método de Manning presentan un cierto porcentaje de error humano, cuya representación viene dada por el valor de incertidumbre que acompaña al valor promedio (Chow, 2004).

Determinar el aporte doméstico e industrial permite conocer el origen y composición del efluente que trata la PTAR; sin embargo, para que dicha determinación tenga precisión y validez estadística debe realizarse involucrando un periodo de evaluación con mayor cantidad de días y continuidad en horas, donde se evidencie la totalidad de descargas diarias y semanales. Para el caso de la presente investigación, para el día y horario evaluado, el aporte doméstico tuvo un máximo valor instantáneo de 5.828 L/s que representa el 98.51% del caudal total, mientras que el aporte industrial presentó un valor máximo instantáneo de 1.584 L/s que equivale al 40.81%.

4.14.2. Medición de la relación F/M equivalente

En la tabla 27, se observan la concentración de sólidos suspendidos volátiles de la biopelícula adherida al portador móvil mediante la metodología de hidróxido de sodio. Se obtuvo un valor promedio de los sólidos suspendidos volátiles adheridos de los tres portadores analizados de 272.77 ± 76.11 mg/L.

Tabla 27

Medición de sólidos suspendidos volátiles adheridos (SSV_{AD}) al portador

Descripción	Variable	Cantidad	Unidad
Portador móvil 1	$SSV_{AD} 1$	345.0	mg/L
Portador móvil 2	$SSV_{AD} 2$	280.0	mg/L
Portador móvil 3	$SSV_{AD} 3$	193.3	mg/L
SSV _{AD} promedio		272.77 ± 76.11	mg/L

Nota: Resultados analizados por un laboratorio acreditado empleando la metodología de Hidróxido de sodio.

En la tabla 28, se aprecian las concentraciones de DBO_5 en el afluente del MBBR, SSV del licor de mezcla, caudal de operación y el caudal diario registrado por el flujómetro (diferencia de volumen acumulado) para el día 25 de la investigación (fecha en que se realizó la determinación de la relación F/M).

Tabla 28

Determinación de la relación F/M equivalente para el reactor MBBR

Descripción	Variable	Cantidad	Unidad	Comentario
Caudal de bombeo	Q_b	4.00	m^3/h	Valor configurado constante
Caudal diario de ingreso	Q	57.50	m^3/d	Volumen diario acumulado
Horas de bombeo	T_b	14.38	h	Calculado con ecuación 11
Volumen líquido del tanque	$V_{líquido}$	24.78	m^3	Calculado con ecuación 18
Tiempo de Retención Hidráulico	TRH	6.20	h	Calculado con ecuación 12
DBO_5 en afluente del MBBR	DBO_5	129.40	mg/L	Resultados de una muestra analizada por un laboratorio acreditado
SST en el licor de mezcla	SST_{ML}	142.80	mg/L	
SSV en el licor de mezcla	SSV_{ML}	112.80	mg/L	
SSV adheridos al portador	SSV_{AD} prom.	272.77	mg/L	Valor promedio
SSV equivalentes para un MBBR	SSV equi.	385.57	mg/L	Biomasa en el reactor MBBR (MLVSS)
Relación F/M equivalente	F/M equi.	0.78	$kgDBO/kgSSV_{eq.d}$	

Nota: Para la determinación de la F/M equivalente, los resultados de las concentraciones de DBO_5 y SSV_{ML} fueron obtenidos del análisis de un laboratorio acreditado ante INACAL.

Se determinó que para el caudal de operación del reactor de 4.0 m³/h, tiempo de retención de 6.20 horas y un volumen diario registrado de 57.50 m³/d, la relación comida/microorganismos equivalentes (F/M aplicada a un reactor MBBR) resultó de 0.78 kgDBO/kgSSV_{eq.d} obtenida con la ecuación 17.

Para obtener valores de F/M equivalentes en el rango recomendado por Minegatti (2008) de 0.05 a 0.15 kgDBO/kgSSV_{eq.d}, se debe incrementar la biomasa en el reactor, lo cual se logra incrementando el volumen de portador móvil o introducir portadores con mayor área superficial específica. Cabe mencionar que el porcentaje de llenado en el reactor (presentado en la metodología) fue de 45.94%, valor dentro del rango recomendado comprendido entre el 40% y 70% (Jahren et al., 2002; Odegaard et al., 1993; Rusten et al., 1998).

Conclusiones

- Se concluye que la carga orgánica del superficial removida (SARR) está relacionada con la carga orgánica del superficial aplicada (SALR), para un reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR) que trata las aguas residuales de una industria de soluciones parenterales, presentando una correlación lineal muy fuerte, bajo concentraciones de oxígeno disuelto de 1.81 a 3.84 mg/L, obteniéndose eficiencias de reducción de la DQO del 46.7% al 80.7%; y para la DQO soluble, del 69% al 88.3%, cuando se aplicaron SALR no mayores a 9.12 gDQO/m².d y SALR soluble hasta 4.98 gDQOsol/m².d.
- Se determinó que la DQO total y soluble en el afluente del MBBR son variables que pueden estimar el valor de la SARR total y soluble respectivamente, bajo condiciones aerobias, cuando se aplicaron concentraciones de la DQO hasta 1236 mg/L y DQO soluble no mayores a 675 mg/L, lo que permitió establecer una regresión lineal entre ambas variables con correlación muy fuerte.
- En cuanto al portador móvil, se determinó el porcentaje de vacíos con un valor de 72.85% y el área superficial específica de 717.27 m²/m³, siendo el valor señalado por el fabricante (643 m²/m³) el 89.65% del valor obtenido en la investigación.
- El volumen líquido del MBBR calculado fue de 24.78 m³, y en función a este valor se determinó que el tiempo de retención hidráulico en el MBBR varió en un rango de 4.43 a 7.08 horas, con picos de 2.07 horas.
- El tiempo de retención hidráulico y el oxígeno disuelto en el MBBR presentaron una correlación débil, y en algunos casos muy débil, sobre la SARR, SARR soluble y la eficiencia de remoción de la DQO total y soluble, al analizarse por separado con cada variable.
- Los valores de pH, para todo el periodo de la investigación, presentaron un valor promedio ácido en el afluente del MBBR y un pH con tendencia neutro en el efluente del MBBR y efluente del clarificador garantizando la óptima actividad biológica en

el reactor MBBR sin superar los valores mínimos y máximos admisibles (de 6 a 9) a la salida del clarificador. Sin embargo, en el día 45 se alteró considerablemente el proceso biológico en el reactor MBBR al presentarse un pH ácido, el cual fue neutralizado inmediatamente elevándose el pH de 4.92 a 6.63.

- Los valores de la temperatura del agua residual en el reactor MBBR se mantuvieron entre 25°C a 35°C, rango óptimo para el desarrollo biológico, y las variaciones de este parámetro no afectaron el proceso de tratamiento.
- La concentración promedio de oxígeno disuelto en el efluente del MBBR para el primer, segundo y tercer periodo obtuvieron un valor de 2.26 ± 0.36 mg/L, 2.40 ± 0.56 mg/L y 3.19 ± 0.43 mg/L respectivamente, lo cual representa una variación respecto a la concentración de oxígeno disuelto configurada en el tablero de control para cada periodo de la investigación del $13 \pm 18\%$, $20 \pm 28\%$ y $6 \pm 14\%$ respectivamente.
- A pesar de que el MBBR operó en condiciones de alta SALR (22.70 gDQO/m².d) y pH ácido (4.92) en el día 45 durante 4 horas, al neutralizarse inmediatamente el pH ácido en el MBBR y restablecerse paulatinamente el proceso biológico, el reactor pudo mantener su eficiencia de remoción alcanzando en el día 48 (después de 3 días del evento) un valor del 74.2% para la DQO total y del 76.4% para la DQO soluble. Esto demuestra la robustez de operación del MBBR ante la aplicación de una SALR alta y pH ácido siempre que se cuente con un eficiente método de separación de la biomasa y sistema de neutralización.
- Los valores de turbiedad en el efluente del clarificador presentaron un valor promedio de 15.27 ± 7.01 UNT, siendo el más bajo en comparación con los otros dos puntos. A pesar de que el clarificador recibió una mayor concentración de biomasa en exceso posterior al día 45 que incrementó la producción de lodos y generó sólidos flotantes; se mantuvo su eficiencia de remoción de sólidos obteniéndose valores menores a 20 UNT a partir del día 53.

- Los valores de sólidos suspendidos totales (SST) obtenidos con el método fotométrico en el efluente del clarificador presentaron una concentración promedio de 70.63 ± 2.97 mg/L, siendo menor al valor máximo admisible (500 mg/L).
- La concentración de DBO_5 en el efluente del MBBR fue menor a 60 mg/L, y la relación DQO/ DBO_5 obtenida en el afluente del MBBR estuvo comprendida entre 2.5 a 4.0 lo que indica que la fracción no biodegradable no fue alta.
- Asumiendo que el efluente del MBBR sea el punto de disposición final de agua tratada, las concentraciones de SST (obtenidos con el método estándar) a la salida del reactor MBBR presentaron valores menores al máximo admisible (500 mg/L), y su fracción de SSV/SST presentó una relación media y alta de los SSV en relación con los SST.
- La medición de sólidos suspendidos totales realizada con el método fotométrico resultó práctica en su determinación y obtuvo un error promedio de $2.59 \pm 1.22\%$ en comparación con los resultados obtenidos con el método estándar.
- En cuanto a los aforos realizados, se determinó que, para el periodo evaluado comprendido entre las 11:28 y 11:58 am, el aporte doméstico representó el $85.82 \pm 10.40\%$ y el aporte industrial el $14.18 \pm 10.40\%$. Esta fracción es variable a lo largo del día en función al uso del agua potable y las descargas de desagüe que se generan por las actividades humanas en la industria.
- Al final del primer periodo de la investigación, se determinó que la relación F/M equivalente para el MBBR fue de 0.78 kgDBO/kgSSV_{eq.d}.

Recomendaciones

- Aumentar la carga orgánica del superficial aplicada (SALR) para valores mayores que 9.12 gDQO/m².d y SALR soluble por encima de 4.98 gDQOsol/m².d para evaluar la correlación que existe con la carga orgánica del superficial removida (SARR) y la eficiencia de remoción de la DQO ante la aplicación de mayores cargas.
- Para diseños nuevos de reactores MBBR se puede aplicar una SALR de 9.00 gDQO/m².d y/o 5.00 gDQOsol/m².d, bajo concentraciones de oxígeno disuelto de 2 a 3 mg/L y tiempos de retención hidráulico de 4 a 7 horas para conseguir eficiencias de remoción del 81% para la DQO y hasta el 89% para DQO soluble. Además, se puede usar un portador móvil con área superficial específica mayor a 640 m²/m³, con un porcentaje de vacíos del 73% y un porcentaje de llenado del 46%.
- Para tomar una medición representativa en el efluente del clarificador, previamente se deben retirar los sólidos flotantes en la zona superior y limpiar los vertederos superiores de salida del clarificador (sedimentador secundario) pues la presencia de lodos en el efluente final provoca distorsiones en los resultados.
- Ante situaciones de alta carga de DQO y pH ácido en la operación de un reactor MBBR, se deberá incorporar un método eficiente de neutralización y separación de la biomasa para que el reactor pueda titular de inmediato el pH y el sedimentador secundario tenga la capacidad de operar con altas cargas de sólidos. Adicionalmente, se deberá incorporar un control y limpieza del clarificador con el objetivo de retirar la formación de lodo flotante que pueda existir.
- Para investigaciones futuras, se recomienda medir la DQO total, DBO₅ y SST en el efluente del clarificador (punto de disposición final del efluente tratado) con el objetivo de contrastar sus valores con los valores máximos admisibles.
- Es recomendable determinar el área superficial específica teórica del portador (en m²/m³) y el porcentaje de vacíos seleccionando una mayor cantidad de portadores móviles para obtener un resultado validado estadísticamente.

- En futuras investigaciones, se recomienda determinar con mayor precisión y validez estadística el aporte doméstico e industrial del afluente del MBBR, y se deberá evaluar por un periodo de tiempo mayor (pudiendo ser de 7 días y abarcando las 24 horas diarias) para evidenciar que la curva de demanda de desagüe abarque la totalidad de las descargas diarias en una semana por ser actividades cíclicas y programadas rutinariamente.
- Para obtener un valor de la F/M equivalente dentro del rango recomendado por Minegatti (2008) de 0.05 a 0.15 kgDBO/kgSSV_{eq.d}, se deberá incrementar la biomasa en el reactor (esto se consigue aumentando el volumen de portador móvil) o introducir portadores móviles con mayor área superficial específica (mayor a 643 m²/m³). Además, esta determinación debe realizarse con mayor frecuencia para obtener validez estadística en el resultado.

Referencias bibliográficas

- ABB Group. (2011). PID Control Application Guide. En *ABB*.
<https://library.e.abb.com/public/cdbe4d3a1be553ee852578e80071e77c/2104301A1AB.pdf>
- ABB Group. (2023). *Qué es un variador de frecuencia: Definición, cómo funciona, características y ventajas*. abb.com. <https://new.abb.com/drives/es/que-es-un-variador>
- Aerzener Maschinenfabrik GmbH. (2011). *Aerzen Positive Displacement Blowers*.
https://www.europages.com/filestore/gallery/45/59/6706863_63ea5879.pdf
- Andreottola, G., Damiani, E., Foladori, P., Nardelli, P., & Ragazzi, M. (2003). Treatment of mountain refuge wastewater by fixed and moving bed biofilm systems. *Water Science and Technology*, 48(11-12), 169-177.
<https://doi.org/10.2166/wst.2004.0832>
- Andreottola, G., Foladori, P., Ragazzi, M., & Tatàno, F. (2000). Experimental comparison between MBBR and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 41(4-5), 375-382.
<https://doi.org/10.2166/wst.2000.0469>
- APHA/AWWA/WEF. (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. En *American Public Health Association* (23rd editi).
- Ashour, H., Al Bashir, A., Samir, M., & Mohamed, W. (2014). *Direct Online Motor Starter*. Arab Academy for Science, Technology and Maritime Transport.
https://aast.edu/pheed/staffadminview/pdf_retreive.php?url=45_60055_EE512_2015_5__2_1_Experiment 1 PLC.pdf&stafftype=staffcourses
- Bengtson, H. (2017). Biological Wastewater Treatment Processes II: MBBR Processes. En *Amazon Kindle e-book* (Número 877, pp. 19-50).
- Blouet, E. (2016). *Parenteral preparations, challenges in formulations*. Roquette.
<https://www.roquette.com/media-center/news/2016-10-18pharma-2016-parenteral->

- Ferrai, M., Guglielmi, G., & Andreottola, G. (2010). Modelling respirometric tests for the assessment of kinetic and stoichiometric parameters on MBBR biofilm for municipal wastewater treatment. *Environmental Modelling & Software*, 25(5), 626-632. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.05.005>
- Helleshoj, K., & Morgenroth, E. (2020). Biofilm reactors. En G. Chen, G. A. Ekama, M. C. M. van Loosdrecht, & D. Brdjanovic (Eds.), *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design* (Second Edi). IWA Publishing.
- Hem, L. J., Rusten, B., & Odegaard, H. (1994). Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Water Research*, 28(6), 1425-1433.
- Hernández-Sampieri, R., Fernández-Collado, C., & Baptista-Lucio, P. (2010). *Metodología de la investigación* (Quinta Edi, Número 1). Mc Graw Hill Education.
- Hoover, S., & Porges, N. (1952). Assimilation of Dairy Wastes by Activated Sludge: II. The Equation of Synthesis and Rate of Oxygen Utilization. *Sewage and Ind. Wastes*, 24, 306-312.
- Jahren, S. J., Rintala, J. A., & Odegaard, H. (2002). Aerobic moving bed biofilm reactor treating thermomechanical pulping whitewater under thermophilic conditions. *Water Research*, 36(4), 1067-1075.
- Krawczyk, D., & Gonglewski, N. (1959). Determining Suspended Solids Using a Spectrophotometer. *Water Environment Federation*, 31(10), 1159-1164.
- Lasa-Uzcudun, I. (2004). Biofilms bacterianos. *Instituto de Agrobiotecnología y Recursos Naturales y Departamento de Producción Agraria*, 37, 14-18.
- McQuarrie, J. P., & Boltz, J. P. (2011). Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance. *Water Environment Research*, 83(6), 560-575. <https://doi.org/10.2175/106143010X12851009156286>
- Metcalf & Eddy (2014). *Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery* (Fifth Edit). McGraw-Hill Education.

- Minegatti, D. (2008). Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR). *Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil*.
- Odegaard, H. (1999). The Moving Bed Biofilm Reactor. *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*, 250-305.
- Odegaard, H. (2006). Innovations in wastewater treatment: The moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, 53(9), 17-33.
- Odegaard, H. (2016). A road-map for energy-neutral wastewater treatment plants of the future based on compact technologies (including MBBR). *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 10(4).
- Odegaard, H., Cimbritz, M., Christensson, M., & Dahl, C. P. (2010). Separation of Biomass From Moving Bed Biofilm Reactors (MBBRs). *Water Environment Federation*, 2010(7), 212-233.
- Odegaard, H., Gisvold, B., Helness, H., Sjøvold, F., & Zuliang, L. (2000). High Rate Biological / Chemical Treatment Based on the Moving Bed Biofilm Process Combined with Coagulation. *Chemical Water and Wastewater Treatment VI*, 245-255.
- Odegaard, H., Gisvold, B., & Strickland, J. (1998). The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, 41(4-5), 383-391.
- Odegaard, H., Rusten, B., & Badin, H. (1993). Small wastewater treatment plants based on moving bed biofilm reactors. *Water Science and Technology*, 28(10), 351-359.
- Odegaard, H., Rusten, B., & Westrum, T. (1994). A new moving bed biofilm reactor - Applications and results. *Water Science and Technology*, 29(10-11), 157-165.
- Pastorelli, G., Andreottola, G., Canziani, R., de Fraja Frangipane, E., De Pascalis, F., Gurrieri, G., & Rozzi, A. (1997). Pilot-plant experiments with moving-bed biofilm reactors. *Water Science and Technology*, 36(1), 43-50.
<https://doi.org/10.2166/wst.1997.0009>

- Roeleveld, P. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science and Technology*, 45(6), 77-87.
- Romero, J. (2004). *Tratamiento de aguas residuales* (Tercera Ed). Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y., & Lygren, E. (2006). Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 322-331.
- Rusten, B., Kolkinn, O., & Odegaard, H. (1997). Moving bed biofilm reactors and chemical precipitation for high efficiency treatment of wastewater from small communities. *Water Science and Technology*, 35(6), 71-79.
- Rusten, B., McCoy, M., Proctor, R., & Siljudalen, J. G. (1998). The innovative moving bed biofilm reactor/solids contact reaeration process for secondary treatment of municipal wastewater. *Water Environment Research*, 70(5), 1083-1089. <https://doi.org/10.2175/106143098x123435>
- Von Sperling, M., & Chernicharo, C. (2005). Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. En IWA (Ed.), *Department of Sanitary and Environmental Engineering Federal University of Minas Gerais, Brazil*. (Vol. 1).

Anexos

	Pág.
Anexo 1: Registro de mediciones diarias de la investigación	1
Anexo 2: Resultados de la DQO y DQO soluble	7
Anexo 3: Registros de temperatura ambiental y humedad relativa.....	8
Anexo 4: Caudal doméstico e industrial determinados.....	9
Anexo 5: Ficha técnica del portador móvil.....	10
Anexo 6: Resultados de análisis de laboratorio.....	11
Anexo 7: Registro fotográfico.....	14

Anexo 1: Registro de mediciones diarias de la investigación

DIA	MEDICIÓN	Fecha y hora	Caudal m ³ /h	AF MBBR				EF MBBR				EF CLA						
				pH	Temp. °C	OD mg/L	Turb. UNT	SST mg/L	pH	Temp. °C	OD mg/L	Turb. UNT	SST mg/L	pH	Temp. °C	OD mg/L	Turb. UNT	SST mg/L
1	1	09/11/2021 13:00	4.00	6.87	29.00	2.05	70.0	146.0	7.22	29.10	2.12	94.0	249.0	7.34	27.90	3.20	18.0	<70.0
	2	09/11/2021 17:00	4.00	6.63	29.40	2.08	56.0	137.0	7.56	28.40	2.11	102.0	200.0	7.39	29.30	3.28	21.0	<70.0
2	3	10/11/2021 09:00	4.00	6.90	28.60	2.12	66.0	155.0	7.60	27.00	2.34	101.0	288.0	7.67	28.00	5.43	21.0	<70.0
	4	10/11/2021 13:00	4.00	7.16	27.10	4.36	91.0	222.0	7.63	28.40	2.10	96.0	262.0	7.70	28.00	4.59	22.0	<70.0
3	5	11/11/2021 09:00	4.00	6.90	28.80	3.28	83.0	173.0	7.25	28.80	2.39	68.0	115.0	7.54	27.50	5.08	19.0	<70.0
	6	11/11/2021 13:00	4.00	7.73	26.80	4.15	56.0	122.0	7.40	28.40	2.69	73.0	127.0	7.60	28.00	4.91	19.0	<70.0
4	7	12/11/2021 09:00	4.00	8.12	27.60	4.36	92.0	197.0	7.75	27.30	2.35	85.0	198.0	7.56	26.30	4.85	22.0	<70.0
	8	12/11/2021 13:00	4.00	7.16	30.00	4.67	46.0	99.0	7.65	27.70	2.07	79.0	171.0	7.53	27.50	4.89	22.0	<70.0
5	9	15/11/2021 11:00	4.00	6.56	27.80	4.33	50.0	108.0	7.25	28.10	2.32	37.0	71.0	7.32	26.00	3.08	21.0	<70.0
	10	15/11/2021 13:00	4.00	6.68	28.80	3.32	52.0	118.0	7.31	29.20	2.17	74.0	122.0	7.45	28.70	3.09	21.0	<70.0
6	11	16/11/2021 09:00	4.00	5.56	28.50	2.67	81.0	174.0	7.05	28.10	1.81	90.0	220.0	7.32	29.60	3.72	22.0	<70.0
	12	16/11/2021 13:00	4.00	6.50	27.60	3.12	56.0	116.0	7.15	28.10	2.33	95.0	185.0	7.26	28.20	3.65	20.0	<70.0
7	13	17/11/2021 09:00	4.00	6.60	27.40	4.57	69.0	154.0	7.20	27.30	2.13	80.0	165.0	7.24	27.00	4.85	17.0	<70.0
	14	17/11/2021 13:00	4.00	7.02	27.00	4.57	60.0	130.0	7.19	27.70	1.86	72.0	152.0	7.31	27.50	4.15	13.0	<70.0
8	15	18/11/2021 09:00	4.00	6.62	28.40	3.92	36.0	<70.0	7.01	27.20	1.97	109.0	248.0	7.24	27.10	3.82	15.0	<70.0
	16	18/11/2021 13:00	4.00	7.16	27.20	4.43	41.0	<70.0	7.26	28.00	2.46	96.0	160.0	7.34	28.10	4.12	17.0	<70.0

DIA	MEDICIÓN	Fecha y hora	Caudal m ³ /h	AF MBBR					EF MBBR					EF CLA				
				pH	Temp.	OD	Turb.	SST	pH	Temp.	OD	Turb.	SST	pH	Temp.	OD	Turb.	SST
					°C	mg/L	UNT	mg/L		°C	mg/L	UNT	mg/L		°C	mg/L	UNT	mg/L
9	17	19/11/2021 09:00	4.00	7.23	27.90	4.94	36.0	<70.0	7.15	28.30	2.43	63.0	101.0	7.24	27.50	4.37	20.0	<70.0
	18	19/11/2021 13:00	4.00	7.54	28.20	4.44	66.0	118.0	7.44	28.10	2.59	49.0	84.0	7.51	26.80	6.21	20.0	<70.0
10	19	22/11/2021 09:00	4.00	7.43	27.20	2.27	69.0	122.0	7.20	27.70	2.58	36.0	<70.0	7.17	26.80	5.06	16.0	<70.0
	20	22/11/2021 13:00	4.00	7.22	27.50	2.15	68.0	118.0	7.24	28.10	2.61	40.0	<70.0	7.26	27.30	5.39	16.0	<70.0
11	21	23/11/2021 09:00	4.00	7.80	26.50	2.02	70.0	142.0	7.75	28.20	2.05	78.0	152.0	7.97	27.50	6.34	12.0	<70.0
	22	23/11/2021 13:00	4.00	7.76	27.50	2.16	70.0	152.0	7.83	29.30	1.90	80.0	172.0	7.89	29.40	3.68	19.0	<70.0
12	23	24/11/2021 09:00	4.00	6.52	28.80	2.49	61.0	135.0	7.06	27.60	2.14	68.0	143.0	7.23	27.50	4.50	18.0	<70.0
	24	24/11/2021 13:00	4.00	5.87	28.60	2.75	56.0	128.0	7.12	28.50	2.11	76.0	158.0	7.20	28.00	3.61	43.0	91.0
13	25	26/11/2021 09:00	4.00	7.22	30.40	2.89	48.0	95.0	6.94	26.80	2.07	62.0	130.0	6.98	27.00	4.65	34.0	80.0
	26	26/11/2021 13:00	4.00	7.77	31.50	3.12	49.0	98.0	7.05	28.50	2.15	62.0	128.0	7.13	28.50	4.72	16.0	<70.0
14	27	29/11/2021 09:00	4.00	7.84	29.40	4.19	62.0	108.0	7.08	28.50	2.16	39.0	<70.0	6.81	27.40	5.27	18.0	<70.0
	28	29/11/2021 13:00	4.00	7.00	28.70	4.20	59.0	149.0	7.47	28.60	2.06	40.0	<70.0	7.19	28.30	5.90	16.0	<70.0
15	29	30/11/2021 09:00	4.00	6.16	27.50	4.22	57.0	123.0	7.14	28.90	3.05	88.0	148.0	7.22	28.20	4.43	17.0	<70.0
	30	30/11/2021 13:00	4.00	6.21	29.10	4.23	42.0	96.0	7.29	29.40	2.12	52.0	113.0	7.31	29.30	4.21	18.0	<70.0
16	31	01/12/2021 09:00	4.00	5.99	29.60	4.50	70.0	160.0	7.18	29.00	1.95	78.0	146.0	7.22	29.00	5.27	17.0	<70.0
	32	01/12/2021 13:00	4.00	6.10	32.10	4.03	65.0	148.0	6.93	30.00	2.49	70.0	134.0	7.15	30.50	4.34	16.0	<70.0
17	33	03/12/2021 09:00	4.00	5.67	30.80	4.56	68.0	143.0	7.28	31.00	3.78	78.0	159.0	7.34	30.90	4.20	18.0	<70.0
	34	03/12/2021 13:00	4.00	5.64	31.00	4.49	75.0	158.0	7.38	31.30	2.17	59.0	142.0	7.49	31.50	4.65	31.0	83.0

DIA	MEDICIÓN	Fecha y hora	Caudal m ³ /h	AF MBBR				EF MBBR				EF CLA						
				pH	Temp.	OD	Turb.	SST	pH	Temp.	OD	Turb.	SST	pH	Temp.	OD	Turb.	SST
					°C	mg/L	UNT	mg/L		°C	mg/L	UNT	mg/L		°C	mg/L	UNT	mg/L
18	35	07/12/2021 09:00	4.00	6.02	36.10	1.64	46.0	118.0	7.21	34.80	2.69	48.0	105.0	7.47	32.00	5.13	21.0	<70.0
	36	07/12/2021 13:00	4.00	6.04	32.50	1.70	48.0	122.0	7.40	32.40	2.03	76.0	134.0	7.45	31.70	4.70	25.0	<70.0
19	37	08/12/2021 09:00	4.00	6.35	33.60	2.24	55.0	116.0	7.38	31.90	1.97	61.0	128.0	7.06	30.90	5.60	31.0	73.0
	38	08/12/2021 13:00	4.00	6.89	34.80	4.27	68.0	132.0	7.36	32.40	2.05	53.0	95.0	7.29	31.40	6.49	14.0	<70.0
20	39	09/12/2021 09:00	4.00	7.37	36.10	4.33	39.0	79.0	7.08	32.20	2.80	38.0	74.0	7.26	31.40	5.30	17.0	<70.0
	40	09/12/2021 13:00	4.00	7.24	33.60	4.48	77.0	132.0	7.29	32.50	2.44	42.0	86.0	7.56	31.60	5.11	23.0	<70.0
21	41	10/12/2021 09:00	4.00	6.46	29.20	4.60	55.0	125.0	7.07	30.20	2.04	40.0	84.0	7.52	27.80	6.04	13.0	<70.0
	42	10/12/2021 13:00	4.00	6.50	29.90	3.29	57.0	124.0	7.48	30.30	1.87	88.0	146.0	7.64	29.20	5.53	12.0	<70.0
22	43	13/12/2021 09:00	4.00	6.54	29.20	2.67	55.0	134.0	7.68	28.90	2.04	64.0	112.0	7.62	28.30	7.19	7.0	<70.0
	44	13/12/2021 13:00	4.00	6.64	29.50	1.74	59.0	136.0	7.58	28.80	2.01	77.0	159.0	7.45	28.30	6.45	9.0	<70.0
23	45	14/12/2021 09:00	4.00	5.80	29.60	1.59	56.0	129.0	7.22	29.10	2.00	78.0	166.0	7.42	28.30	3.47	13.0	<70.0
	46	14/12/2021 13:00	4.00	5.82	30.70	1.01	57.0	140.0	7.41	29.30	2.15	84.0	174.0	7.46	29.00	4.98	29.0	80.0
24	47	15/12/2021 09:00	4.00	6.79	28.30	1.32	61.0	112.0	7.33	28.20	1.84	54.0	124.0	7.22	27.70	5.59	12.0	<70.0
	48	15/12/2021 13:00	4.00	6.78	26.60	3.12	68.0	121.0	7.16	28.00	2.92	56.0	113.0	7.11	27.30	6.19	7.0	<70.0
25	49	17/12/2021 09:00	4.00	5.99	28.20	3.60	62.0	110.0	7.35	28.10	1.96	65.0	140.0	7.32	28.00	4.11	31.0	<70.0
	50	17/12/2021 13:00	4.00	6.86	34.10	3.03	53.0	132.0	7.46	32.50	2.42	60.0	135.0	7.70	28.00	6.14	11.0	<70.0
26	51	21/12/2021 09:00	3.50	7.74	27.80	2.82	54.0	114.0	7.50	26.80	1.98	32.0	<70.0	7.51	27.20	5.19	12.0	<70.0
	52	21/12/2021 13:00	3.50	7.05	28.10	3.59	57.0	140.0	7.80	28.20	2.01	38.0	<70.0	7.87	27.90	5.00	11.0	<70.0

DIA	MEDICIÓN	Fecha y hora	Caudal m ³ /h	AF MBBR					EF MBBR					EF CLA				
				pH	Temp.	OD	Turb.	SST	pH	Temp.	OD	Turb.	SST	pH	Temp.	OD	Turb.	SST
					°C	mg/L	UNT	mg/L		°C	mg/L	UNT	mg/L		°C	mg/L	UNT	mg/L
27	53	22/12/2021 09:00	3.50	6.83	27.70	3.36	44.0	124.0	7.13	27.40	2.06	35.0	<70.0	7.19	27.00	5.06	15.0	<70.0
	54	22/12/2021 13:00	3.50	6.72	27.80	3.82	53.0	129.0	7.10	27.00	2.05	36.0	<70.0	7.11	27.00	4.33	16.0	<70.0
28	55	23/12/2021 09:00	3.50	6.86	27.90	4.00	62.0	130.0	7.14	28.40	1.95	35.0	<70.0	7.00	27.90	4.63	7.0	<70.0
	56	23/12/2021 13:00	3.50	7.08	28.60	1.67	60.0	110.0	7.01	29.10	2.01	54.0	104.0	7.00	28.80	4.92	10.0	<70.0
29	57	28/12/2021 09:00	3.50	7.06	29.00	2.65	65.0	135.0	7.35	29.40	2.06	54.0	108.0	7.30	27.90	1.11	10.0	<70.0
	58	28/12/2021 13:00	3.50	6.68	30.00	2.78	49.0	121.0	7.29	29.10	2.37	56.0	96.0	7.26	28.90	1.23	11.0	<70.0
30	59	29/12/2021 09:00	3.50	6.58	28.50	1.22	60.0	137.0	7.29	29.00	1.94	44.0	76.0	7.28	28.60	1.45	9.0	<70.0
	60	29/12/2021 13:00	3.50	6.73	30.30	0.54	42.0	96.0	7.33	29.30	2.79	48.0	92.0	7.22	29.40	1.97	10.0	<70.0
31	61	30/12/2021 09:00	3.50	5.97	30.60	0.52	73.0	151.0	7.23	30.20	2.28	65.0	136.0	7.28	30.30	2.26	12.0	<70.0
	62	30/12/2021 13:00	3.50	6.02	30.30	0.44	52.0	98.0	7.38	30.50	1.99	34.0	88.0	7.44	30.90	1.98	12.0	<70.0
32	63	04/01/2022 09:00	4.70	6.85	30.00	0.38	55.0	115.0	7.68	29.20	2.03	44.0	90.0	7.70	29.00	2.85	7.0	<70.0
	64	04/01/2022 13:00	4.70	6.90	30.30	2.14	40.0	91.0	7.70	30.10	3.54	30.0	<70.0	7.65	30.00	1.58	6.0	<70.0
33	65	05/01/2022 09:00	4.70	6.30	29.70	1.22	72.0	168.0	7.48	29.90	1.97	39.0	78.0	7.56	29.50	1.96	9.0	<70.0
	66	05/01/2022 13:00	4.70	6.31	31.10	1.86	64.0	147.0	7.47	30.30	1.92	38.0	81.0	7.50	30.20	1.59	13.0	<70.0
34	67	06/01/2022 09:00	4.70	6.44	29.50	2.32	65.0	140.0	7.53	29.40	3.84	55.0	112.0	7.46	29.00	1.66	8.0	<70.0
	68	06/01/2022 13:00	4.70	6.51	29.00	2.10	72.0	160.0	7.51	29.40	2.34	35.0	<70.0	7.56	29.30	2.64	8.0	<70.0
35	69	07/01/2022 13:00	4.70	6.94	29.80	2.74	73.0	162.0	7.50	29.00	2.22	36.0	72.0	7.88	29.50	2.80	7.0	<70.0
36	70	10/01/2022 09:00	4.70	6.40	29.80	1.89	93.0	181.0	7.79	28.80	2.75	70.0	126.0	7.82	28.20	2.78	11.0	<70.0
	71	10/01/2022 13:00	4.70	6.33	30.10	1.20	55.0	89.0	7.79	29.10	2.48	68.0	140.0	7.80	28.80	0.85	18.0	<70.0

DIA	MEDICIÓN	Fecha y hora	Caudal		AF MBBR				EF MBBR				EF CLA					
			m³/h	pH	Temp.	OD	Turb.	SST	pH	Temp.	OD	Turb.	SST	pH	Temp.	OD	Turb.	SST
					°C	mg/L	UNT	mg/L		°C	mg/L	UNT	mg/L		°C	mg/L	UNT	mg/L
37	72	11/01/2022 09:00	4.70	5.20	31.90	1.70	49.0	82.0	7.73	29.00	2.48	97.0	192.0	7.91	30.50	0.06	15.0	<70.0
	73	11/01/2022 13:00	4.70	5.16	32.50	1.33	46.0	77.0	7.99	31.30	1.85	92.0	196.0	7.95	31.30	0.06	13.0	<70.0
38	74	12/01/2022 09:00	4.70	6.49	31.60	1.15	58.0	110.0	7.84	30.90	2.68	84.0	165.0	7.85	30.60	2.88	13.0	<70.0
	75	12/01/2022 13:00	4.70	6.46	31.40	1.10	56.0	102.0	7.73	31.10	2.61	85.0	190.0	7.74	30.30	2.18	16.0	<70.0
39	76	14/01/2022 09:00	4.70	6.72	29.80	2.24	57.0	115.0	7.81	30.00	2.80	52.0	105.0	7.86	29.90	5.37	11.0	<70.0
	77	14/01/2022 13:00	4.70	6.83	30.00	2.10	63.0	136.0	7.94	30.20	3.80	52.0	112.0	7.92	29.80	5.43	5.0	<70.0
40	78	23/03/2022 13:00	3.80	7.64	29.00	1.69	58.0	126.0	7.77	29.12	3.20	47.0	106.0	7.81	28.40	5.75	7.0	<70.0
	79	23/03/2022 17:00	3.80	7.11	29.40	1.95	84.0	178.0	7.50	29.48	3.30	59.0	123.0	7.57	28.60	5.13	5.0	<70.0
41	80	24/03/2022 12:00	3.80	7.07	28.80	2.34	109.0	253.0	7.51	30.20	3.46	66.0	135.0	7.49	29.50	4.52	13.0	<70.0
	81	24/03/2022 16:00	3.80	7.02	28.80	2.49	89.0	190.0	7.41	30.59	3.16	97.0	207.0	7.54	30.00	4.17	13.0	<70.0
42	82	25/03/2022 12:00	3.80	6.80	30.40	2.76	57.0	149.0	7.56	30.20	3.14	68.0	170.0	7.60	29.10	4.04	9.0	<70.0
	83	25/03/2022 16:00	3.80	6.94	29.00	3.03	54.0	169.0	7.58	30.40	2.58	70.0	170.0	7.62	29.60	3.39	6.0	<70.0
43	84	26/03/2022 11:00	3.80	7.44	30.20	3.09	55.0	124.0	7.45	29.75	3.72	36.0	72.0	7.56	28.50	5.57	4.0	<70.0
	85	26/03/2022 13:00	3.80	7.21	33.60	2.51	56.0	129.0	7.43	30.52	3.31	32.0	<70.0	7.51	30.60	2.73	10.0	<70.0
44	86	28/03/2022 13:00	5.60	7.02	28.80	1.97	75.0	165.0	7.53	29.64	3.20	40.0	93.0	7.55	29.30	2.28	7.0	<70.0
	87	28/03/2022 18:00	5.60	6.68	29.80	2.04	72.0	132.0	7.67	30.19	3.49	44.0	95.0	7.68	28.80	2.12	7.0	<70.0
45	88	29/03/2022 11:00	12.00	4.87	32.30	0.36	109.0	262.0	4.92	32.31	2.03	273.0	592.0	5.34	31.90	0.38	74.0	223.0
	89	29/03/2022 13:00	12.00	4.96	30.10	0.16	98.0	232.0	5.29	32.00	2.00	244.0	582.0	5.43	30.80	0.42	116.0	283.0

DIA	MEDICIÓN	Fecha y hora	Caudal		AF MBBR					EF MBBR					EF CLA			
			m ³ /h	pH	Temp.	OD	Turb.	SST	pH	Temp.	OD	Turb.	SST	pH	Temp.	OD	Turb.	SST
				°C	mg/L	UNT	mg/L	°C		mg/L	UNT	mg/L	°C		mg/L	UNT	mg/L	
46	90	30/03/2022 11:00	5.60	5.92	32.50	0.26	72.0	185.0	6.63	33.60	0.06	216.0	524.0	6.65	33.80	0.04	135.0	395.0
	91	30/03/2022 14:00	5.60	5.93	31.30	0.59	79.0	188.0	6.48	33.70	0.06	196.0	490.0	6.89	33.10	0.15	148.0	438.0
47	92	31/03/2022 11:00	5.60	5.31	30.50	1.91	80.0	190.0	7.14	31.20	0.04	155.0	374.0	7.08	31.40	0.03	118.0	316.0
	93	31/03/2022 14:00	5.60	5.31	30.20	2.90	77.0	182.0	7.40	31.30	0.10	158.0	372.0	7.47	31.20	0.10	106.0	315.0
48	94	01/04/2022 11:00	5.60	7.03	28.10	1.17	82.0	192.0	7.44	28.68	2.38	75.0	174.0	7.48	28.00	5.39	60.0	157.0
	95	01/04/2022 14:00	5.60	6.76	29.30	1.51	68.0	157.0	7.47	29.17	2.95	86.0	208.0	7.50	28.40	4.08	61.0	160.0
49	96	04/04/2022 10:00	3.80	7.68	29.20	1.24	106.0	284.0	7.23	28.59	3.53	114.0	218.0	7.22	27.70	4.02	58.0	148.0
	97	04/04/2022 14:00	3.80	6.99	29.80	1.91	103.0	273.0	7.50	29.92	4.16	103.0	245.0	7.67	29.10	4.21	56.0	140.0
	98	04/04/2022 17:00	3.80	6.81	29.40	2.04	61.0	168.0	7.14	30.04	3.06	119.0	284.0	7.03	28.80	4.05	66.0	168.0
50	99	06/04/2022 13:00	3.80	6.24	32.20	1.10	76.0	180.0	6.95	31.09	2.56	99.0	206.0	6.88	30.20	5.12	74.0	174.0
	100	06/04/2022 15:00	3.80	6.26	30.10	1.32	82.0	191.0	7.03	31.47	2.94	89.0	200.0	7.10	30.30	5.04	78.0	182.0
51	101	07/04/2022 11:00	3.80	7.01	27.80	1.41	64.0	127.0	7.45	28.70	3.44	90.0	192.0	7.18	26.60	4.01	72.0	150.0
	102	07/04/2022 13:00	3.80	7.08	27.50	0.70	70.0	125.0	7.44	28.88	3.98	80.0	162.0	7.45	27.50	4.26	74.0	153.0
	103	07/04/2022 15:00	3.80	6.00	28.00	0.60	72.0	156.0	7.06	29.03	3.24	108.0	256.0	7.10	28.00	4.05	82.0	194.0
52	104	08/04/2022 10:00	3.80	6.10	30.50	1.25	77.0	182.0	7.27	29.89	3.17	126.0	232.0	7.20	29.40	4.06	112.0	303.0
	105	08/04/2022 14:00	3.80	6.11	28.90	1.40	90.0	215.0	7.30	30.20	3.33	119.0	277.0	7.26	29.30	5.03	112.0	295.0
53	106	11/04/2022 11:00	3.80	6.37	30.10	1.60	40.0	95.0	7.26	30.04	2.96	33.0	74.0	7.20	28.50	5.05	14.0	<70.0
54	107	12/04/2022 10:00	3.80	7.13	27.80	2.30	41.0	98.0	7.57	27.51	2.46	30.0	71.0	7.54	26.60	4.13	19.0	<70.0
	108	12/04/2022 13:00	3.80	6.73	26.80	1.12	49.0	<70.0	7.23	27.00	2.98	30.0	<70.0	7.44	27.30	3.94	15.0	<70.0

Nota: Resultados de las mediciones obtenidas durante todo el periodo de la investigación

Anexo 2: Resultados de la DQO y DQO soluble

SEMANA N°	DIA N°	Fecha y hora de la toma de muestra	AF MBBR			EF MBBR		
			DQO	DQO sol	DQO sol/DQO	DQO	DQO sol	DQO sol/DQO
			mg/L	mg/L		mg/L	mg/L	
1	4	12/11/2021 09:00	892.00	451.00	0.506	378.00	133.00	0.352
2	6	16/11/2021 09:00	840.00	484.00	0.576	433.00	144.00	0.333
3	11	23/11/2021 13:00	748.00	449.00	0.600	344.00	104.00	0.302
	13	26/11/2021 13:00	406.00	238.00	0.586	203.00	62.00	0.305
4	14	29/11/2021 13:00	736.00	448.00	0.609	178.00	70.00	0.393
	17	3/12/2021 09:00	678.00	390.00	0.575	283.00	114.00	0.403
5	19	8/12/2021 09:00	522.00	312.00	0.598	256.00	80.00	0.313
	21	10/12/2021 09:00	585.00	343.00	0.586	178.00	69.00	0.388
6	23	14/12/2021 09:00	593.00	345.00	0.582	316.00	99.00	0.313
	25	17/12/2021 09:00	685.00	385.00	0.562	211.00	69.00	0.327
7	26	21/12/2021 09:00	492.00	200.00	0.407	141.00	52.00	0.369
	28	23/12/2021 09:00	545.00	285.00	0.523	165.00	78.00	0.473
8	29	28/12/2021 09:00	569.00	288.00	0.506	206.00	83.00	0.403
	31	30/12/2021 09:00	696.00	358.00	0.514	253.00	104.00	0.411
9	32	4/01/2022 09:00	516.00	274.00	0.531	175.00	85.00	0.486
	34	6/01/2022 09:00	606.00	294.00	0.485	200.00	90.00	0.450
10	37	11/01/2022 09:00	694.00	310.00	0.447	238.00	91.00	0.382
	39	14/01/2022 09:00	532.00	288.00	0.541	194.00	87.00	0.448
11	41	24/03/2022 12:00	1,236.00	675.00	0.546	239.00	79.00	0.331
	43	26/03/2022 11:00	582.00	273.00	0.469	122.00	48.00	0.393
12	44	28/03/2022 13:00	802.00	470.00	0.586	182.00	85.00	0.467
	48	1/04/2022 11:00	832.00	462.00	0.555	215.00	109.00	0.507
13	50	6/04/2022 13:00	786.00	449.00	0.571	258.00	119.00	0.461
	52	8/04/2022 10:00	884.00	509.00	0.576	289.00	123.00	0.426
14	54	12/04/2022 13:00	582.00	298.00	0.512	180.00	75.00	0.417

Nota: Resultados obtenidos durante toda la investigación de la DQO y DQO soluble.

Anexo 3: Registros de temperatura ambiental y humedad relativa

DIA	MEDICIÓN	Fecha y hora	Caudal	Temperatura ambiental	Humedad relativa
			m ³ /h	°C	%
40	78	23/03/2022 13:00	3.80	25.80	59%
	79	23/03/2022 17:00	3.80	24.90	61%
41	80	24/03/2022 12:00	3.80	27.80	56%
	81	24/03/2022 16:00	3.80	26.30	57%
42	82	25/03/2022 12:00	3.80	26.90	58%
	83	25/03/2022 16:00	3.80	25.70	59%
43	84	26/03/2022 11:00	3.80	26.00	62%
	85	26/03/2022 13:00	3.80	26.30	60%
44	86	28/03/2022 13:00	5.60	27.20	60%
	87	28/03/2022 18:00	5.60	24.90	63%
45	88	29/03/2022 11:00	12.00	27.90	54%
	89	29/03/2022 13:00	12.00	27.00	70%
46	90	30/03/2022 11:00	5.60	27.80	52%
	91	30/03/2022 14:00	5.60	28.30	51%
47	92	31/03/2022 11:00	5.60	26.60	56%
	93	31/03/2022 14:00	5.60	26.80	58%
48	94	01/04/2022 11:00	5.60	25.60	60%
	95	01/04/2022 14:00	5.60	25.40	58%
49	96	04/04/2022 10:00	3.80	23.40	69%
	97	04/04/2022 14:00	3.80	24.60	61%
	98	04/04/2022 17:00	3.80	23.60	64%
50	99	06/04/2022 13:00	3.80	26.40	61%
	100	06/04/2022 15:00	3.80	26.20	61%
51	101	07/04/2022 11:00	3.80	25.10	62%
	102	07/04/2022 13:00	3.80	25.00	62%
	103	07/04/2022 15:00	3.80	24.70	63%
52	104	08/04/2022 10:00	3.80	25.30	60%
	105	08/04/2022 14:00	3.80	25.20	61%
53	106	11/04/2022 11:00	12.00	25.80	62%
54	107	12/04/2022 10:00	12.00	24.90	59%
	108	12/04/2022 13:00	3.80	24.00	61%

Nota: Registro de la temperatura ambiental y la humedad relativa tomados en el tercer periodo.

Anexo 4: Caudal doméstico e industrial determinados

Fecha y hora	Caudal total (Qt)			Caudal doméstico (Q1)		Aporte Q1/Qt (%)	Caudal Industrial (Q2) Caudal (lps)	Aporte Q2/Qt (%)
	Método de Volumétrico			Método de Manning				
	Tiempo (s)	Volumen (ml)	Caudal (lps)	Tirante (m)	Caudal (lps)			
11/11/2021 11:28	3.00	14110.00	4.703	0.055	4.268	90.75%	0.435	9.25%
11/11/2021 11:30	3.00	12750.00	4.250	0.050	3.557	83.70%	0.693	16.30%
11/11/2021 11:32	3.00	11645.00	3.882	0.040	2.298	59.19%	1.584	40.81%
11/11/2021 11:34	3.00	11760.00	3.920	0.050	3.557	90.74%	0.363	9.26%
11/11/2021 11:36	3.00	13840.00	4.613	0.050	3.557	77.10%	1.056	22.90%
11/11/2021 11:38	3.00	15936.00	5.312	0.055	4.268	80.36%	0.462	19.64%
11/11/2021 11:40	3.00	16469.00	5.490	0.060	5.027	91.58%	0.531	8.42%
11/11/2021 11:42	3.00	16674.00	5.558	0.060	5.027	90.46%	0.147	9.54%
11/11/2021 11:44	3.00	17925.00	5.975	0.065	5.828	97.55%	0.088	2.45%
11/11/2021 11:46	3.00	17750.00	5.917	0.065	5.828	98.51%	0.811	1.49%
11/11/2021 11:48	3.00	17515.00	5.838	0.060	5.027	86.11%	0.345	13.89%
11/11/2021 11:50	3.00	13840.00	4.613	0.055	4.268	92.53%	0.318	7.47%
11/11/2021 11:52	3.00	11625.00	3.875	0.050	3.557	91.79%	1.079	8.21%
11/11/2021 11:54	3.00	10130.00	3.377	0.040	2.298	68.04%	0.312	31.96%
11/11/2021 11:56	3.00	7830.00	2.610	0.040	2.298	88.03%	0.352	11.97%
11/11/2021 11:58	3.00	7950.00	2.650	0.040	2.298	86.70%	0.435	13.30%

Nota: Resultados de mediciones de caudal por el método volumétrico y el método de Manning para el periodo de evaluación definido.

Anexo 5: Ficha técnica del portador móvil

TEST REPORT

No.STD-20200417-038N-4

CX-29-JL04 D/4

Page 2 of 4

Summary of Test Results								
No.	Test Item	Unit	Test Result	Test Norm	Test Conclusion	Test Standard	Remark	
1	Appearance size	Appearance	The surface color is the natural color of high-density polyethylene raw material, the surface is complete, no fusion marks, no bubbles, no discoloration lines and scratches that affect the use. The internal structure is complete, without warpage and cracks, the inner and outer walls are smooth and flat, and there are no bubble cracks. The mechanical section is smooth, the edges are smooth and free of burrs, and are perpendicular to the axis	Meet the requirements of CJ/T 461-2014 6.1	Accord	CJ/T 461-2014	--	
		Diameter	mm	25.1	25.0±0.5	Accord	CJ/T 461-2014	--
		Height	mm	9.9	10±1	Accord	CJ/T 461-2014	--
		Wall thickness	mm	0.35	0.35±0.10	Accord	CJ/T 461-2014	--
2	Filler density	g/cm ³	0.95	0.94-0.97	Accord	CJ/T 461-2014	--	
3	Effective specific surface area	m ² /m ³	643	--	--	CJ/T 461-2014	--	
4	Compressive strength	N/mm	4.52	≥0.21	Accord	CJ/T 461-2014	--	
5	Compression resilience	%	97.8	≥95	Accord	CJ/T 461-2014	--	

Nota: Ficha técnica del fabricante del portador móvil.

Anexo 6: Resultados de análisis de laboratorio



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



INFORME DE ENSAYO N° 157290-2021 CON VALOR OFICIAL

RAZÓN SOCIAL : MATEO RENZO MORALES JAVE
DOMICILIO LEGAL : CALLE LOS RODDENDROS 138 URB. CABO INGUINZA VALDIVIA - LIMA - LIMA
SOLICITADO POR : MATEO RENZO MORALES JAVE
REFERENCIA : RESERVADO POR EL CLIENTE
PROCEDENCIA : LURÍN
FECHA(S) DE RECEPCIÓN DE MUESTRAS : 2021-12-17
FECHA(S) DE ANÁLISIS : 2021-12-17 AL 2021-12-30
FECHA(S) DE MUESTREO : 2021-12-17
MUESTREADO POR : EL CLIENTE
CONDICIÓN DE LA MUESTRA : LOS RESULTADOS DE ANÁLISIS SE APLICAN A LA MUESTRA(S) TAL COMO SE RECIBIÓ.

I. METODOLOGÍA DE ENSAYO:

Ensayo	Método	L.C	Unidades
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 23rd Ed. 2017. Biochemical Oxygen Demand (BOD), 5-Day BOD Test.	2.00 ^{h)}	mg/L
Sólidos suspendidos totales (TSS)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 D, 23rd Ed. 2017. Solids, Total Suspended Solids Dried at 103-105°C.	3.00	mg/L
Fixed and Volatile Solids (sólidos fijos y volátiles) (Suspended Sample / Muestra suspendida)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 E. Solids, Fixed and Volatile Solids Ignited at 550°C. 23rd Ed. 2017.	3.0	mg/L

L.C.: límite de cuantificación.

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Agua Residual Industrial	Agua Residual Industrial
Matriz analizada	Agua Residual	Agua Residual
Fecha de muestreo	2021-12-17	2021-12-17
Hora de inicio de muestreo (h)	09:00	09:00
Condiciones de la muestra	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada
Código del Cliente	EF MBBR	AF MBBR
Código del Laboratorio	21122016	21122017
ENSAYO ACREDITADO ANTE INACAL-DA		
Ensayo	Unidades	Resultados
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg/L	59.92 129.40
Sólidos suspendidos totales (TSS)	mg/L	142.80 112.30
ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS		
Ensayo	Unidades	Resultados
Volatile Solids (Sólidos volátiles) (Suspended Sample / Muestra suspendida)	mg/L	112.8 96.93
Fixed Solids (Sólidos fijos) (Suspended Sample / Muestra suspendida)	mg/L	30.5 14.73

Ing. Mariú Tello Paucar
Director Técnico
G.I.P. N° 219624
Servicios Analíticos Generales S.A.C.

Lima, 04 de Enero del 2022.

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

Cod. FI 004/Versión 02/ F.E.: 09/2020

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Página 1 de 1

Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima • Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Nota: Resultados del análisis del día 17/12/2021 perteneciente al primer periodo de la investigación.



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



INFORME DE ENSAYO N° 160142-2022 CON VALOR OFICIAL

RAZÓN SOCIAL : MATEO RENZO MORALES JAVE
DOMICILIO LEGAL : CALLE LOS RODODENDROS 138 URB. CABO INGUNZA VALDIVIA - LIMA - LIMA
SOLICITADO POR : MATEO RENZO MORALES JAVE
REFERENCIA : RESERVADA POR EL CLIENTE
PROCEDENCIA : LURÍN
FECHA(S) DE RECEPCIÓN DE MUESTRAS : 2022-01-11
FECHA(S) DE ANÁLISIS : 2022-01-11 AL 2022-01-21
FECHA(S) DE MUESTREO : 2022-01-11
MUESTREO POR : EL CLIENTE
CONDICIÓN DE LA MUESTRA : LOS RESULTADOS DE ANÁLISIS SE APLICAN A LA MUESTRA(S) TAL COMO SE RECIBIÓ.

I. METODOLOGÍA DE ENSAYO:

Ensayo	Método	L.C	Unidades
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₂)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 23rd Ed, 2017. Biochemical Oxygen Demand (BOD). 5-Day BOD Test.	2.00 ^(a)	mg/L
Sólidos suspendidos totales (TSS)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 D, 23rd Ed, 2017. Solids, Total Suspended Solids-Dried at 103-105°C.	3.00	mg/L
Fixed and Volatile Solids (sólidos fijos y volátiles) (Suspended Sample / Muestra suspendida)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF. Part 2540 E. Solids, Fixed and Volatile; Solids Ignited at 550°C. 23rd Ed, 2017.	3.0	mg/L

L.C.: límite de cuantificación.

(a) Expresado como límite de detección del método.

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Agua Residual Industrial	Agua Residual Industrial
Matriz analizada	Agua Residual	Agua Residual
Fecha de muestreo	2022-01-11	2022-01-11
Hora de inicio de muestreo (h)	09:00	09:00
Condiciones de la muestra	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada
Código del Cliente	AF MBBR	EF MBBR
Código del Laboratorio	22010467	22010468
ENSAYOS ACREDITADOS ANTE INACAL-DA		
Ensayo	unidades	Resultados
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₂)	mg/L	233.80 / 31.98
Sólidos suspendidos totales (TSS)	mg/L	85.80 / 170.25 / 195.80
ENSAYOS ACREDITADOS ANTE IAS		
Ensayo	unidades	Resultados
Volatile Solids (Sólidos volátiles) (Suspended Sample / Muestra suspendida)	mg/L	64.6 / 169.6
Fixed Solids (Sólidos fijos) (Suspended Sample / Muestra suspendida)	mg/L	21.2 / 26.2

Ing. Maritú Tello Paucar
Director Técnico
C.I.P. N° 219624
Servicios Analíticos Generales S.A.C.

Lima, 27 de Enero del 2022.

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

OBSERVACIONES: * Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. * Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. * Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de pericadabilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. * Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. * Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima • Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Nota: Resultados del análisis del día 11/01/2022 perteneciente al segundo periodo de la investigación.



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



INFORME DE ENSAYO N° 161915-2022 CON VALOR OFICIAL

RAZÓN SOCIAL : MATEO MORALES JAVE
DOMICILIO LEGAL : CALLE LOS RODODENDROS 138 URB. CABO INGUNZA VALDIVIA - LIMA - LIMA
SOLICITADO POR : MATEO MORALES JAVE
REFERENCIA : RESERVADO POR EL CLIENTE
PROCEDENCIA : LURÍN
FECHA(S) DE RECEPCIÓN DE MUESTRAS : 2022-04-12
FECHA(S) DE ANÁLISIS : 2022-04-12 AL 2022-04-22
FECHA(S) DE MUESTREO : 2022-04-12
MUESTREO POR : EL CLIENTE
CONDICIÓN DE LA MUESTRA : LOS RESULTADOS DE ANÁLISIS SE APLICAN A LA MUESTRA(S) TAL COMO SE RECIBIÓ.

I. METODOLOGÍA DE ENSAYO:

Ensayo	Método	L.C	Unidades
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 23rd Ed. 2017. Biochemical Oxygen Demand (BOD). 5-Day BOD Test.	2.00 ^(a)	mg/L
Sólidos suspendidos totales (TSS)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 D, 23rd Ed. 2017. Solids. Total Suspended Solids Dried at 103-105°C.	3.00	mg/L
Fixed and Volatile Solids (sólidos fijos y volátiles) (Suspended Sample / Muestra suspendida)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF. Part 2540 E. Solids. Fixed and Volatile Solids Ignited at 550°C. 23rd Ed. 2017.	3.0	mg/L

L.C.: límite de cuantificación.

(a) Expresado como límite de detección del método.

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Agua Residual Industrial	Agua Residual Industrial
Matriz analizada	Agua Residual	Agua Residual
Fecha de muestreo	2022-04-12	2022-04-12
Hora de inicio de muestreo (h)	13:00	13:00
Condiciones de la muestra	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada
Código del Cliente	AF MBBR	EF MBBR
Código del Laboratorio	22040748	22040749
ENSAYOS ACREDITADOS ANTE INACAL-DA		
Ensayo	Unidades	Resultados
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg/L	201.90 / 49.05
Sólidos suspendidos totales (TSS)	mg/L	49.25 / 55.00
ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS		
Ensayo	Unidades	Resultados
Volatile Solids (Sólidos volátiles) (Suspended Sample / Muestra suspendida)	mg/L	42.08 / 47.82
Fixed Solids (Sólidos fijos) (Suspended Sample / Muestra suspendida)	mg/L	7.17 / 7.27

Ing. Marilu Tello Paucar
Director Técnico
C.I.P. N° 219624
Servicios Analíticos Generales S.A.C.

Lima, 26 de Abril del 2022.

**EXPERTS
WORKING
FOR YOU**

Cod. FI 004/Version 02 / F.E.: 09/2020

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al período de percepción del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima • Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 1 de 1

Nota: Resultados del análisis del día 12/04/2022 perteneciente al tercer periodo de la investigación.

Anexo 7: Registro fotográfico

Fotografía 1

Equipos empleados para las mediciones.



Nota: Equipos usados en las mediciones rutinarias durante la investigación, se observa el fotómetro portátil marca MN modelo PF-12Plus, el multiparámetro marca Hach modelo HQ40d, los sensores de pH y de oxígeno disuelto y los vasos precipitados de plástico de 1000 ml y 100 ml.

Fotografía 2

Digestor empleado.



Nota: Se observa el digestor marca MN modelo Vario Compact para la medición de la DQO y DQO soluble, y el fotómetro marca MN modelo PF-12Plus.

Fotografía 3

Fotómetro para la medición de DQO.



Nota: Se observa el fotómetro marca MN modelo PF-12Plus realizando la lectura de la medición de la DQO del día 14/12/2021. Los viales empleados para esta medición fueron de alto rango (high range) con un límite de medida en la mayoría de los casos hasta los 1500 mg/L, y en algunos casos se usó viales hasta los 4000 mg/L.

Fotografía 4

Filtro de 0.45 μm para DQO soluble.



Nota: Filtro de jeringa de 0.45 μm marca MN modelo Chromafil Xtra para la filtración de muestras para la medición de DQO soluble. El interior del filtro de jeringa contiene una membrana hidrofóbica de PTFE (politetrafluoroetileno) que es muy resistente a todo tipo de disolventes, así como a ácidos y bases.

Fotografía 5

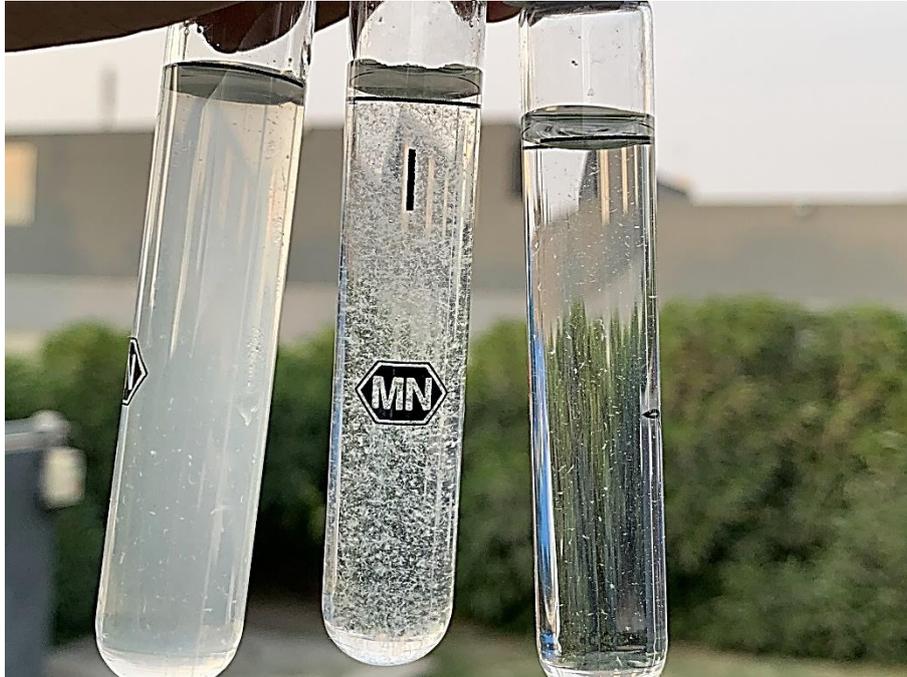
Fotómetro para medición de turbiedad y SST.



Nota: Fotómetro portátil realizando las mediciones de turbiedad y sólidos suspendidos totales en el día 28/03/2022 mediante el método fotométrico.

Fotografía 6

Muestras del afluente MBBR, efluente MBBR y efluente del clarificador.



Nota: Muestras de agua en los tres puntos de monitoreo afluente del MBBR (izquierda), efluente del MBBR (centro) y efluente del clarificador (derecha), contenidas en viales para analizar turbiedad y sólidos suspendidos totales con un fotómetro portátil.

Fotografía 7

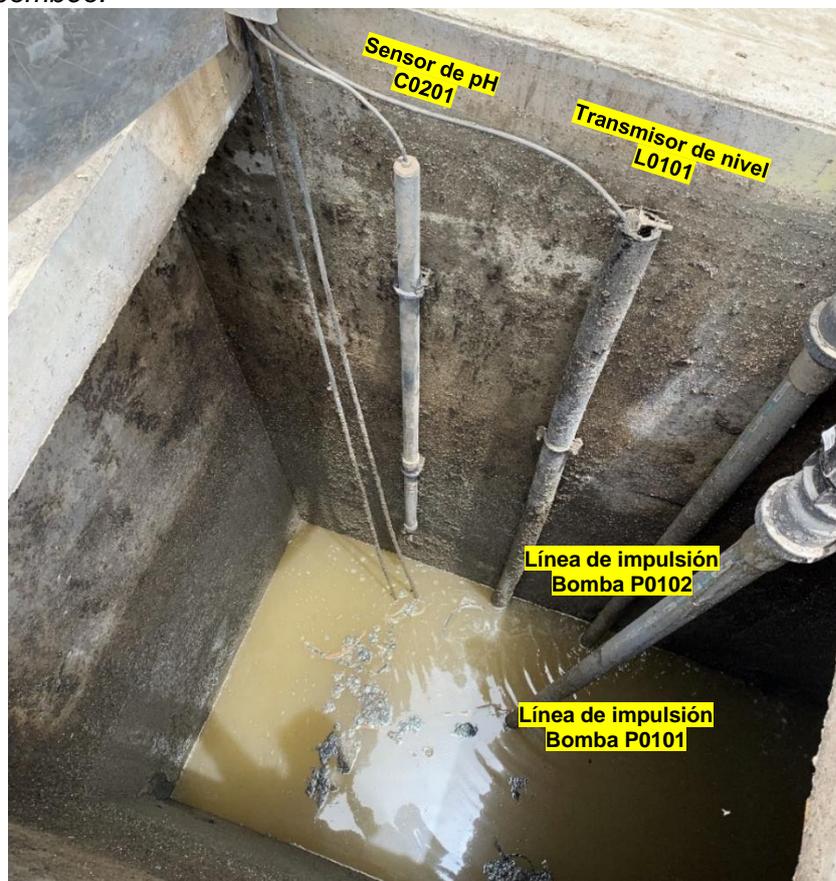
Tanque de almacenamiento.



Nota: Tanque de almacenamiento circular de desagües de la PTAR, de 1.20 metros de diámetro con dos bombas sumergibles (bombas principal y bomba reserva) y tubería de reboso.

Fotografía 8

Cámara de bombeo.



Nota: Cámara de bombeo de obra civil de 12 m³, en cual tiene 02 bombas sumergibles de funcionamiento alterno de 1.1 kW, un transmisor de presión y un sensor de pH.

Fotografía 9

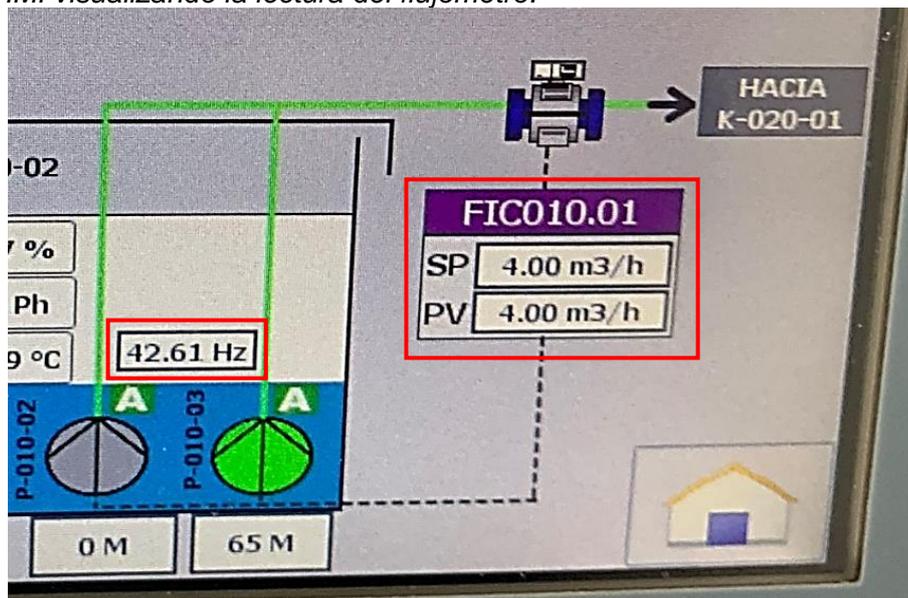
Flujómetro electromagnético en línea de impulsión.



Nota: Flujómetro electromagnético tomando una lectura instantánea de 4.03 m³/h que se puede observar en su pantalla display del equipo.

Fotografía 10

Pantalla HMI visualizando la lectura del flujómetro.



Nota: Pantalla HMI del tablero de control de la PTAR. Este fue el caudal configurado para el primer periodo del cual se obtuvo una frecuencia de 42.61 Hz para dicho caudal de bombeo. "SP" es el valor configurado de caudal constante que se desea obtener y "PV" es el valor de caudal presente que registra el flujómetro electromagnético y cuya información transmite al PLC del tablero de control.

Fotografía 11

Reactor MBBR bajo operaciones normales.



Nota: Reactor MBBR circular de 3.41 metros de diámetro evaluado en la investigación operando a condiciones normales.

Fotografía 12

Reactor MBBR operando a alta carga de DQO y pH ácido.



Nota: Reactor MBBR operando a alta carga de DQO por el evento extemporáneo sucedido el día 45 de la investigación por la descarga de un colorante a la PTAR.

Fotografía 13

Clarificador bajo operaciones normales.



Nota: Clarificador secundario circular de tecnología patentada de 2 metros de diámetro, durante su operación normal típicamente observado en la investigación.

Fotografía 14

Clarificador operando a alta carga de DQO y pH ácido.



Nota: Clarificador operando a altas carga de sólidos por el evento extemporáneo sucedido el día 45 de la investigación por la descarga de un colorante de alta carga de DQO y pH ácido a la PTAR.

Fotografía 15

Clarificador con sólidos flotantes en la zona superior.



Nota: Presencia de sólidos flotantes en las fechas del 46 al 52 de la investigación debido a la excesiva producción de lodo por la operación a alta carga del reactor MBBR en el día 45. Este lodo fue detectado y removido posteriormente en el día 52 como parte de la operación de la PTAR.

Fotografía 16

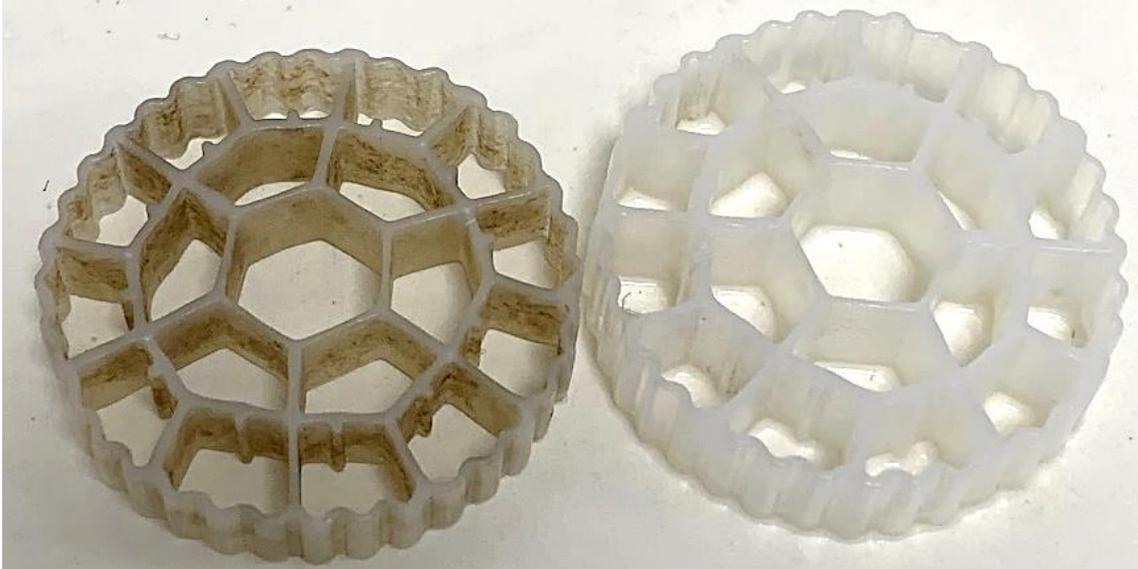
Limpieza de sólidos flotantes del clarificador.



Nota: Limpieza manual de lodos flotantes en la zona superior de salida del clarificador como parte de las actividades de operación de la PTAR.

Fotografía 17

Portador móvil con y sin biomasa adherida



Nota: Portador móvil con biopelícula adherida (izquierda) y portador sin biopelícula después de desprenderse con el método de hidróxido de sodio.

Fotografía 18

Tesista en unidad de investigación



Nota: Unidad de medición de parámetros de análisis de agua residual y tesista.

Fotografía 19

Tesista en reactor MBBR.



Nota: Unidad de investigación - Reactor MBBR en operación y tesista.