

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA
FACULTAD DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL



EFFECTO DEL SISTEMA DE BIODISCOS EN LAS AGUAS RESIDUALES
GENERADAS POR EL CAMAL DE TINGO MARÍA, 2024

Tesis

Para optar el grado de

INGENIERO AMBIENTAL

Presentado por:

ALFARO VARGAS, ANDERSON FREDY

Tingo María

2025



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS N° 074-2025-FRNR-UNAS

Los que suscriben, Miembros del Jurado de Tesis, reunidos con fecha 22 de mayo de 2025, a horas 8:30 p.m. en la Escuela Profesional de Ingeniería en Ambiental de la Facultad de Recursos Naturales Renovables para calificar la tesis titulada:

**“EFECTO DEL SISTEMA DE BIODISCOS EN LAS AGUAS RESIDUALES GENERADAS
POR EL CAMAL DE TINGO MARÍA, 2024”**

Presentado por la Bachiller: **ALFARO VARGAS, ANDERSON FREDY** después de haber escuchado la sustentación y las respuestas a las interrogantes formuladas por el Jurado, se declara **APROBADO** con el calificativo de **“MUY BUENA”**.

En consecuencia, la sustentante queda apto para optar el Título Profesional de **INGENIERO AMBIENTAL** que será aprobado por el Consejo de Facultad, Tramitándolo al Consejo Universitario para el otorgamiento del Título Correspondiente.

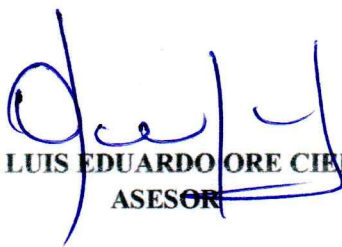
Tingo María, 13 de junio de 2025


Mblgo. MSc. LUIS ALBERTO SANCHEZ ROMERO
PRESIDENTE


Blgo. MSc. CÉSAR AUGUSTO GOZME SULCA
MIEMBRO


Ing. MSc. ABBY SOLANGE DA CRUZ RODRIGUEZ
MIEMBRO




Dr. LUIS EDUARDO ORE CIERITO
ASESOR


Dr. JEISSON DAVID CABOS SÁNCHEZ
ASESOR



“Año de la recuperación y consolidación de la economía peruana”

CERTIFICADO DE SIMILITUD T.I. N° 242 - 2025 - CS-RIDUNAS

El Director de la Dirección de Gestión de Investigación de la Universidad Nacional Agraria de la Selva, quien suscribe,

CERTIFICA QUE:

El Trabajo de Investigación; aprobó el proceso de revisión a través del software TURNITIN, evidenciándose en el informe de originalidad un índice de similitud no mayor del 25% (Art. 3° - Resolución N° 466-2019-CU-R-UNAS).

Programa de Estudio:

Ingeniería Ambiental

Tipo de documento:

Tesis	X	Trabajo de Suficiencia Profesional	
-------	---	------------------------------------	--

TÍTULO	AUTOR	PORCENTAJE DE SIMILITUD
EFFECTO DEL SISTEMA DE BIODISCOS EN LAS AGUAS RESIDUALES GENERADAS POR EL CAMAL DE TINGO MARÍA, 2024	ALFARO VARGAS, ANDERSON FREDY	16 % Dieciséis

Tingo María, 18 de julio de 2025


UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA
UNIDAD DE GESTIÓN DE LA INVESTIGACIÓN
Dr. Tomas Menacho Mallqui
JEFE

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA
FACULTAD DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL



EFFECTO DEL SISTEMA DE BIODISCOS EN LAS AGUAS RESIDUALES
GENERADAS POR EL CAMAL DE TINGO MARÍA, 2024

Ejecutor	: Alfaro Vargas, Anderson Fredy.
Asesor	: Dr. Luis Eduardo, Oré Cierito
	: Dr. Jeisson David Cabos Sánchez
Área de investigación	: CIENCIA Y TECNOLOGÍA AMBIENTAL- PIBIOT
Grupo de investigación	: CIENCIA Y TECNOLOGÍA AMBIENTAL
Línea de investigación	: Tecnologías para reducir la contaminación
Lugar de ejecución	: Taller de Operaciones Unitarias-UNAS.
Duración	: 07 meses.
Financiamiento	: S/.4987.00
FEDU	: S/.00.00
Propio	: S/. 4987.00
Otros	: S/.00.00

Tingo María, Perú

2025

DEDICATORIA

A mis padres Fredy Alfaro y Antonia Vargas, por ser el pilar fundamental en mi vida, inculcarme valores desde pequeño, enseñarme a nunca rendirme ante las dificultades y motivarme en cada paso que he dado. Su amor, esfuerzo y sacrificios han sido mi mayor inspiración para seguir adelante, incluso en los momentos más desafiantes.

A mis hermanos Nelson, Yemen, Gian Marco y Ariana, por su cariño, su paciencia y por acompañarme con una sonrisa sincera en cada etapa de mi vida. Su apoyo ha sido una fuente constante de fortaleza emocional y alegría.

A Dios, por darme vida, salud, sabiduría y la fe necesaria para creer en mis sueños, incluso cuando el camino parecía incierto.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por guiarme por el camino de la sabiduría, por ayudarme y permitirme cumplir mis objetivos planteados, y sobre todo por rodearme de personas virtuosas y de buenos valores.

A mis amigos y colegas, quienes con su compañía, consejos y camaradería hicieron más llevadero este camino. Gracias por creer en mí.

A mi asesor y los honorables miembros del jurado, gracias por su tiempo y dedicación durante este proceso. Agradezco profundamente su profesionalismo, su experiencia y conocimientos.

INDICE

I.	INTRODUCCIÓN.....	3
1.1.	Objetivos	3
1.1.1.	Objetivo General	3
1.1.2.	Objetivo Específico	4
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	5
2.1.	Antecedentes	5
2.1.1.	Internacionales	5
2.1.2.	Nacionales	6
2.1.3.	Locales.....	7
2.2.	Aguas residuales	8
2.3.	Tipos de agua residual	8
2.3.1.	Aguas residuales domesticas	8
2.3.2.	Aguas residuales Industriales	8
2.3.3.	Aguas residuales agroindustriales.....	8
2.4.	Tratamiento de aguas residuales	8
2.4.1.	Pretratamiento.....	9
2.4.2.	Tratamiento primario.....	9
2.4.3.	Tratamiento secundario	9
2.4.4.	Tratamiento terciario	9
2.5.	Biodiscos.....	9
2.5.1.	Principio de funcionamiento.....	10
2.6.	Componentes del sistema de biodiscos	10
2.6.1.	Eje.....	10
2.6.2.	Discos	11
2.6.3.	Mecanismos de Transmisión	12
2.6.4.	Tanque	12
2.7.	Parámetros fisicoquímicos	13
2.7.1.	Solidos suspendidos totales	13
2.7.2.	Demanda química de oxígeno (DQO).....	13
2.7.3.	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	14
2.8.	Límites máximos permisibles para los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales	14
III.	MATERIALES Y METODOS	15

3.1.	Lugar de ejecución	15
3.1.1.	Ubicación política de la zona de estudio	15
3.1.2.	Ubicación geográfica de la zona de estudio	15
3.2.	Material y equipos.....	15
3.2.1.	Materiales	15
3.2.2.	Equipos	16
3.2.3.	Insumos	16
3.2.4.	Software.....	16
3.3.	Criterio y análisis de estudio.....	16
3.3.1.	Nivel de investigación	16
3.3.2.	Tipo de investigación.....	16
3.3.3.	Método de investigación.....	16
3.3.4.	Diseño experimental	16
3.3.5.	Operacionalización de variables	17
3.3.6.	Análisis Estadístico.....	17
3.4.	Metodología	18
3.4.1.	Caracterización de las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas de las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María.....	18
3.4.2.	Diseño de un sistema de biodiscos para tratamiento de las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María	19
3.4.3.	Evaluación de las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas a través de la aplicación de sistemas de biodiscos en las aguas residuales del camal de Tingo María.	20
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	22
4.1.	Caracterización de las propiedades fisicoquímicas de las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María.....	22
4.2.	Construcción y operación un sistema de biodiscos para tratamiento de las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María.	24
4.3.	Evaluación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicas a través de la aplicación de sistemas de biodiscos en las aguas residuales del camal de Tingo María.	24
4.3.1.	Parámetros fisicoquímicos	24
4.3.2.	Determinación del porcentaje de eficiencia de reducción de carga del contaminante	41

V. CONCLUSIONES	45
VI. PROPUESTA A FUTURO	46
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
VIII. ANEXOS	47

INDICE DE TABLAS

Tabla	Página
1. Límites Máximo Permisible de efluentes para vertidos a cuerpos de aguas	14
2. Operacionalización de variables del proyecto	17
3. Modelo de Análisis de Varianza	18
4. Indicadores y métodos de evaluación del proyecto.	19
5. Parámetros iniciales del agua del matadero municipal de Tingo María.	22
6. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua residual después de aplicar el sistema de biodiscos.	25
7. Eficiencia de remoción de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos a diferentes revoluciones por minuto.	42
8. Base de datos de los parámetros fisicoquímicos	49
9. Especificaciones del sistema de biodiscos	49

INDICE DE FIGURAS

Figuras	Página
1. Mapa de ubicación del lugar de ejecución	15
2. Diseño metodológico	16
3. Sistema de biodiscos.....	18
4. Flujo del proceso de modelado para la superficie de respuesta.....	19
5. Operación y funcionamiento del sistema de biodiscos.....	24
6. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de pH.	25
7. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de SST.	28
8. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de DBO ₅	32
9. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de Turbiedad.....	35
10. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de Conductividad Eléctrica.	35
11. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de Coliformes Fecales.	38
12. Solicitud.....	51
13. Construcción del sistema de Biodiscos	53
14. Construcción del sistema de Biodiscos	51
15. Construcción del sistema de Biodiscos	52
16. Recolección de agua residual del Camal	52
17. Recolección de agua residual del Camal	53
18. Recolección de agua residual del Camal	53
19. Medición del engranaje de rotación.....	54
20. Medición del engranaje de rotación.....	54
21. Puesta en marcha del sistema se biodiscos.....	55
22. Puesta en marcha del sistema se biodiscos.....	55
23. Puesta en marcha del sistema se biodiscos.....	56
24. Biodiscos con formación de espuma	56
25. Recolección de muestras	57
26. Muestras	57
27. Muestra para medición de DBO ₅	58
28. Muestras para medición de parámetros fisicoquímicos.....	58
29. Muestras para medición de parámetros microbiológicos	59
30. Muestras para medición de parámetros microbiológicos	59
31. Muestras para medición de parámetros microbiológicos	62
32. Pesaje de muestra para medición de parámetros microbiológicos	61

33. Muestras para medición de parámetros microbiológicos	61
34. Medición de parámetros microbiológicas	62
35. Medición de parámetros fisicoquímicos.....	64
36. Medición de parámetros fisicoquímicos.....	63
37. Almacenamiento de muestras para medición de parámetro DBO ₅	63
38. Medición de parámetros fisicoquímicos.....	64
39. Medición de parámetros fisicoquímicos.....	64
40. Respuestas predichas y respuesta real para el pH.....	65
41. Verificación de supuestos para el pH	67
42. Respuestas predichas y respuesta real para el SST	66
43. Verificación de supuestos para el SST	68
44. Respuestas predichas y respuesta real para la DBO ₅	69
45. Verificación de supuestos para la DBO ₅	69
46. Respuestas predichas y respuesta real para la turbiedad	70
47. Verificación de supuestos para la Turbiedad.....	70
48. Respuestas predichas y respuesta real para la Temperatura	71
49. Verificación de supuestos para la Temperatura.....	71
50. Respuestas predichas y respuesta real para la Conductividad eléctrica	72
51. Verificación de supuestos para la Conductividad eléctrica	72
52. Respuestas predichas y respuesta real para los coliformes fecales	73
53. Verificación de supuestos para los coliformes fecales.	73

RESUMEN

El estudio evaluó el efecto del sistema de biodiscos en el tratamiento de aguas residuales generadas por el camal de Tingo María durante el año 2024. Se implementó un diseño experimental en condiciones controladas, empleando un sistema de tratamiento biológico secundario basado en biodiscos. El experimento se desarrolló en el Taller de Operaciones Unitarias de la Universidad Nacional Agraria de la Selva, durante un periodo de siete meses. Se realizaron análisis fisicoquímicos que incluyeron la medición de demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST) y turbidez, con el objetivo de evaluar la eficiencia del sistema en la remoción de contaminantes. Los resultados mostraron reducciones significativas en los parámetros analizados, evidenciando la eficacia del sistema de biodiscos como alternativa de tratamiento para aguas residuales con alta carga orgánica. Se concluye que el sistema de biodiscos representa una tecnología viable y eficiente para el tratamiento de aguas residuales generadas en camales, contribuyendo a la mejora de la calidad del efluente y a la reducción del impacto ambiental.

Palabras clave: biodiscos, tratamiento de aguas residuales, camal, DBO5, DQO, SST, turbidez.

The Effect of the BioDisc System on Wastewater Generated by the Slaughterhouse in Tingo Maria During 2024

ABSTRACT

In the study, the effect of the BioDisc system for the treatment of wastewater generated by the slaughterhouse in Tingo Maria, [Peru], during the year 2024, was evaluated. An experimental design was implemented in controlled conditions, using a secondary biological treatment system based on BioDiscs. The experiment was carried out in the unitary operations workshop at the Universidad Nacional Agraria de la Selva, during a six month period. Physicochemical analyses were done that included measuring the biochemical oxygen demand (BOD; DBO5 in Spanish), chemical oxygen demand (COD; DQO in Spanish), total suspended solids (TSS; SST in Spanish), and the turbidity, with the objective of evaluating the efficiency of the system for the removal of contaminants. The results showed significant reductions in the parameters that were analyzed, evidencing the efficacy of the BioDisc system as an alternative treatment for wastewater with a high organic charge. It was concluded that the BioDisc system represented a viable and efficient technology for the treatment of wastewater generated by slaughterhouses, contributing to the improvement of the quality of the effluent and the reduction of its environmental impact.

Keywords: BioDisc, wastewater treatment, slaughterhouse, BOD5, COD, TSS, turbidity

I. INTRODUCCIÓN

Es fundamental abordar el tratamiento de las aguas residuales de mataderos debido a su alta concentración de materia orgánica y grasas, tanto disueltas como en suspensión. A lo largo del tiempo, la liberación de estos efluentes sin tratamiento ha representado un riesgo para la salud pública y ha tenido un impacto negativo en la sostenibilidad ambiental. Es por ello que el tratamiento biológico se presenta como una opción eficaz y segura para abordar este problema. Este enfoque utiliza bacterias que se alimentan de la fracción soluble de la materia orgánica presente en las aguas residuales. Estas bacterias descomponen la materia orgánica, lo que reduce la carga contaminante en el agua y minimiza los riesgos para la salud pública y el medio ambiente por lo tanto el tratamiento biológico de las aguas residuales de mataderos es una necesidad tanto desde una perspectiva económica como de higiene pública. Proporciona una solución efectiva para mitigar los impactos negativos de estos efluentes, al tiempo que contribuye a la protección del entorno natural y la salud de la comunidad local (Becerra, L. et al., 2019).

En la ciudad de Tingo María es preocupante la situación, pues el crecimiento poblacional y la alta demanda de carnes representa un problema ambiental importante por el aumento de vertimientos. En 2017 se tuvo una población de 46,191 personas (INEI, 2017) lo que para este año 2023 hubo un crecimiento aun mayor es por ello que con el aumento de la población la disposición directa de aguas residuales, especialmente de un matadero municipal, en un cuerpo de agua como el río Huallaga puede tener graves consecuencias para el ecosistema acuático y la salud pública (Tamani Y., 2017).

Teniendo en cuenta esta problemática se propone como alternativa de solución a este problema la aplicación de sistemas de biodiscos que consiste en una serie de discos de superficie rugosa paralelos entre sí y unidos a un eje horizontal que pasa por sus centros (PEREZ, 2010) que removerán parámetros que son superiores a los valores de acuerdo a la normativa y se pueda reutilizar para diversos fines no potables, mediante la recirculación del agua

Por lo expuesto anteriormente se plantea la siguiente pregunta: ¿Cuál es el efecto que produce el sistema de biodiscos en las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María? A partir de la anterior pregunta, se plantea la siguiente hipótesis: El sistema de biodiscos produce un efecto significativo en las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo General

Evaluar la eficiencia de la aplicación del sistema de biodiscos en las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María, 2024.

1.1.2. Objetivo Específico

- Caracterizar las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María para analizar las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas.
- Diseñar un sistema de biodiscos para el tratamiento de las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María.
- Evaluar los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos después de la aplicación de sistemas de biodiscos en las aguas residuales del camal de Tingo María.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Antecedentes

2.1.1. Internacionales

Waqas et al. (2021), en su investigación titulada “Performance and Energy Consumption Evaluation of Rotating Biological Contactor for Domestic Wastewater Treatment”, evaluaron el desempeño de un sistema de tratamiento biológico de tipo biodisco operando bajo condiciones de alta carga hidráulica y orgánica, utilizando aguas residuales domésticas sintéticas. El sistema logró remover eficientemente un 70.2 % de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), 95.2 % de amonio, 70 % de nitrógeno total y 78.9 % de turbidez. Estas remociones se obtuvieron sin comprometer el consumo energético, demostrando que el biodisco puede operar con eficiencia en contextos de tratamiento descentralizado. El estudio concluyó que los biodiscos son adecuados para zonas donde se requiere tecnología de bajo mantenimiento, siendo capaces de adaptarse a variaciones de carga sin disminuir su eficiencia.

El Gobierno Autónomo Municipal de Tarija y Provincia Cercado (2021) formuló un estudio técnico para el diseño y construcción de una planta de tratamiento de aguas residuales generadas por el matadero municipal de la ciudad de Tarija, Bolivia, ante la problemática ambiental originada por el vertido directo de efluentes sin tratamiento previo, los cuales contenían altas concentraciones de materia orgánica, sólidos suspendidos, grasas y microorganismos patógenos. El sistema propuesto incorporó un reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB) para el tratamiento primario, complementado con lechos percoladores como tratamiento secundario, además de sistemas de recolección y estabilización de lodos, y una línea para el manejo de gases y olores, garantizando un tratamiento integral del efluente. El diseño fue proyectado para un caudal de hasta 6 litros por segundo, considerando un horizonte de operación técnica hasta el año 2024. A ello se sumó un análisis socioeconómico que respaldó la viabilidad del proyecto dentro del marco normativo y presupuestal de la región, resaltando su relevancia como una solución eficiente, sostenible y de bajo costo para el manejo de aguas residuales en contextos municipales. Este estudio se considera un antecedente clave al demostrar la aplicabilidad de tecnologías anaerobias en combinación con tratamientos biológicos secundarios en entornos urbanos intermedios, contribuyendo a la protección ambiental y la mejora de la salud pública.

Zhang et al. (2025), en su investigación titulada “Treatment performance and characteristics of biofilm carriers in an aerobic rotating biological contactor for rural domestic sewage”, analizaron el comportamiento de tres tipos de materiales portadores de biopelícula (fieltro, fieltro de carbono y tela no tejida) en un sistema de biodiscos orientado al

tratamiento de aguas residuales rurales. Los resultados indicaron que la tela no tejida presentó el mejor rendimiento, logrando remociones del 86.76 % en DQO y del 92.15 % en nitrógeno amoniacal. Asimismo, este material mostró alta compatibilidad biológica, buena adhesión de biomasa y mayor eficiencia en procesos de nitrificación. El estudio concluyó que la selección del material de soporte es un factor determinante para optimizar el funcionamiento del sistema en zonas rurales con condiciones operativas variables.

2.1.2. Nacionales

En su estudio, Huarachi Núñez y Huanacuni Lupaca (2021) evaluaron el sistema de tratamiento de aguas residuales del Matadero Municipal de Tacna con el objetivo de identificar sus deficiencias operativas y estructurales, y proponer un rediseño técnico que permitiera el cumplimiento de los parámetros establecidos por la normativa ambiental peruana. Los autores evidenciaron que el sistema existente carecía de elementos clave como trampas de grasas, sedimentadores secundarios, manuales de operación y control eficiente de la carga contaminante, lo que generaba efluentes con altos niveles de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5), Demanda Química de Oxígeno (DQO), sólidos suspendidos y coliformes fecales. La propuesta técnica incluyó la implementación de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) para la degradación de la carga orgánica en condiciones anaeróbicas, junto con la instalación de sedimentadores primarios y secundarios, trampas de grasa y una etapa de tratamiento biológico mediante nitrificación-desnitrificación. Esta combinación de procesos permitiría alcanzar una alta eficiencia en la remoción de contaminantes, especialmente materia orgánica y compuestos nitrogenados. El estudio concluyó que un rediseño adecuado del sistema de tratamiento no solo mejora la calidad del efluente final, sino que también reduce el impacto ambiental sobre los cuerpos receptores, representando una solución viable para mataderos municipales de tamaño medio en zonas urbanas y periurbanas del país.

Tuni Arivilca Dennis y Villalba Diaz (2024) en su investigación analizaron la eficiencia del tratamiento de aguas residuales en un matadero avícola mediante la aplicación del sistema de lodos activados. El estudio partió de una caracterización fisicoquímica inicial que evidenció altos niveles de contaminantes en el efluente crudo, con una DQO de 820 mg/L, una DBO de 784 mg/L, sólidos suspendidos totales de 1410 mg/L y presencia significativa de aceites y grasas. La relación DBO/DQO fue de 0.9560, lo que indicó una alta biodegradabilidad del efluente, aspecto favorable para el tratamiento biológico. Mediante la implementación del sistema de lodos activados, se alcanzaron altos niveles de remoción: 94.51 % para DQO, 91.96 % para DBO, 99.92 % para sólidos y 98.39 % para grasas. Estos resultados validan el uso de este sistema como una alternativa eficaz para mataderos del sector avícola,

permitiendo cumplir con los límites normativos y reduciendo el impacto ecológico. El estudio es significativo, ya que respalda el uso de tecnologías convencionales optimizadas en instalaciones con alta carga orgánica y aceites, como es característico de este tipo de residuos.

2.1.3. Locales

Céliz Molina, E. J. (2019), en su investigación titulada “Efecto del tiempo de retención hidráulica en un reactor de biodiscos a escala de laboratorio, en la depuración de efluentes del matadero municipal de Tingo María–Huánuco”, evaluó la influencia del tiempo de retención hidráulica (TRH) sobre la eficiencia de un sistema de biodiscos en la remoción de contaminantes presentes en los efluentes del matadero municipal de Tingo María. Se consideraron parámetros fisicoquímicos como la demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), sólidos suspendidos totales (SST), nitratos y fosfatos, bajo condiciones operativas que incluyeron variaciones en la temperatura, el pH y el oxígeno disuelto (OD). El reactor, instalado a escala de laboratorio, estuvo conformado por 48 discos de poliestireno distribuidos en un eje de acero inoxidable dividido en cuatro etapas, girando a 0.18 m/s. Las pruebas se llevaron a cabo en el laboratorio de calidad de aguas y microbiología de la Universidad Nacional Agraria de la Selva. Los resultados indicaron una mejora progresiva en la eficiencia del sistema con tiempos de retención más largos: 65.90 % de remoción para 2 horas, 73.01 % para 4 horas y 80.18 % para 8 horas, influenciados principalmente por las condiciones de T, pH y OD, las cuales fueron monitoreadas directamente en cada fase del proceso.

Ballarte Baylon (2023), en su investigación realizada en el distrito de Rupa Rupa, provincia de Leoncio Prado, Huánuco, analizó el impacto ambiental generado por los efluentes líquidos del camal municipal de Tingo María y propuso un sistema de tratamiento para mitigar la contaminación ocasionada. El estudio incluyó un protocolo de monitoreo en el punto de descarga del efluente, donde se evaluaron parámetros clave de contaminación, como la Demanda Química de Oxígeno (DQO), que alcanzó los 3362 mg/L; la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), con un valor de 1750 mg/L; así como las concentraciones de coliformes fecales y coliformes totales, ambos registrados en 2.5×10^6 NMP/100 mL. Estos resultados evidenciaron una elevada carga orgánica y microbiológica, excediendo ampliamente los límites establecidos por la normativa ambiental peruana. En respuesta a esta problemática, el autor planteó la necesidad de implementar un sistema de tratamiento de aguas residuales que permita reducir significativamente estos contaminantes antes de su vertido al ambiente. Este estudio destaca la urgencia de modernizar la gestión de los residuos líquidos generados por camales municipales en ciudades intermedias como Tingo María, y aporta evidencia local reciente que

respalda la formulación de soluciones técnicas sostenibles y contextualizadas.

2.2. Aguas residuales

Las aguas residuales, también denominadas aguas servidas, se refieren a la combinación de líquidos y desechos que han sido transportados por el agua, ya sea de origen doméstico, comercial o industrial, e incluso provenientes de fuentes superficiales, subterráneas o de lluvia (García, 2012). Se consideran como una mezcla de líquidos generados en actividades humanas y empresariales que, al entrar en contacto con aguas superficiales, subterráneas o pluviales, pueden convertirse en vehículos de contaminación (Bendezú y Martínez, 2017).

2.3. Tipos de agua residual

El origen de las aguas residuales permite clasificarlas en tres grupos principales (Domínguez y Rojas, 2019):

2.3.1. Aguas residuales domesticas

Estas provienen de zonas urbanas y residenciales, como hogares o centros comerciales. Su composición puede variar según aspectos como el clima, condiciones sociales o económicas y otros factores locales. Se dividen en:

Aguas negras: Contienen orina, heces y residuos orgánicos provenientes del cuerpo humano o de animales. Tienen una coloración oscura y también se les conoce como “aguas fecales” o “aguas cloacales” (Domínguez y Rojas, 2019).

Aguas grises: Se originan en actividades como el lavado de ropa, platos o el baño. No contienen desechos del inodoro, por lo tanto, su carga bacteriana es menor y suele limitarse a microorganismos como *Escherichia coli*.

2.3.2. Aguas residuales Industriales

Estas se generan a partir de procesos industriales diversos, lo que les otorga una amplia variabilidad en su composición química y física (Domínguez y Rojas, 2019).

2.3.3. Aguas residuales agroindustriales

Son aquellas generadas en actividades agrícolas y agroindustriales, como la cosecha y postcosecha, y que contienen alta carga orgánica, sedimentos y nutrientes como fósforo y nitrógeno (Domínguez y Rojas, 2019).

2.4. Tratamiento de aguas residuales

Este proceso busca reducir la carga contaminante del agua antes de ser vertida nuevamente al ambiente. Existen diversos métodos que incluyen tratamientos físicos, químicos y biológicos, y que actualmente tienden a utilizar tecnologías más eficientes y sostenibles (Jurado y Vargas, 2015).

2.4.1. Pretratamiento

Consiste en remover materiales grandes o flotantes como grasas, arenas y residuos sólidos. Esta etapa incluye procesos como cribado, desarenado y separación de aceites. (Jurado y Vargas, 2015).

2.4.2. Tratamiento primario

Esta etapa implica la preparación de las aguas residuales para su tratamiento biológico al eliminar ciertos contaminantes y reducir las concentraciones de agua que ingresan a la planta. A través de este proceso, se logra una reducción de aproximadamente el 60 % al 65 % de los sólidos en suspensión totales, así como una reducción del 25 % al 40 % de la materia orgánica y las bacterias presentes en el agua (Jurado y Vargas, 2015). Los métodos son la sedimentación, la flotación y neutralización.

2.4.3. Tratamiento secundario

Este tratamiento se utiliza principalmente para reducir la cantidad de DBO5 soluble (Demanda Biológica de Oxígeno en 5 días), sólidos suspendidos y microorganismos patógenos en el agua residual. Este proceso se lleva a cabo mediante el uso de microorganismos en condiciones controladas y consta de dos etapas: una de naturaleza bioquímica y otra de naturaleza fisicoquímica (Jurado y Vargas, 2015). Los procesos sería el filtro percolador, lodos activados y las lagunas de estabilización.

2.4.4. Tratamiento terciario

Estos procesos se utilizan cuando es necesario eliminar nutrientes para evitar la eutrofización de las fuentes receptoras o para mejorar la calidad del efluente secundario. Se trata de un proceso más riguroso y, por lo tanto, más costoso en comparación con otros métodos de tratamiento (Jurado y Vargas, 2015). Los procesos pueden ser coagulación, filtración terciaria y launa de afino, así como adsorción sobre carbón activado y oxidación química, además de los métodos químicos y biológicos.

2.5. Biodiscos

Los biodiscos son un sistema biológico de tratamiento aerobio secundario, donde los microorganismos crecen formando biopelículas adheridas a discos rotatorios parcialmente sumergidos en aguas residuales. Estos discos suelen estar hechos de polietileno y giran a bajas revoluciones, generando contacto alternado entre el oxígeno atmosférico y el agua residual (Orozco y Salazar, 1987).

El sistema generalmente incluye un sedimentador primario que remueve sólidos gruesos antes de que el agua pase a través del sistema de biodiscos, donde se forma una biopelícula que degrada la materia orgánica. El flujo es continuo y los discos giran lentamente

para mantener la oxigenación (Gutarra, 2016).

2.5.1. Principio de funcionamiento

El proceso biológico en los sistemas de biodiscos se desarrolla en dos etapas claramente diferenciadas: primero, ocurre la adherencia de los microorganismos presentes en el agua residual a la superficie de los discos, lo que permite la formación de una biopelícula activa; luego, en la segunda fase, el flujo de agua atraviesa los discos en movimiento, permitiendo la captura y retención de sólidos coloidales y solubles mediante interacciones físicas y químicas. Esta biopelícula convierte la materia orgánica presente en nutrientes aprovechables para el metabolismo microbiano, lo que favorece la depuración del efluente (Ávila & Ramírez, 1989).

A medida que los discos giran, la biopelícula entra en contacto intermitente con el aire y el agua residual, lo que mejora el suministro de oxígeno y, por tanto, estimula la actividad aerobia. La parte líquida, al removerse por el movimiento de los discos, favorece también el ingreso de nutrientes necesarios para el metabolismo microbiano, contribuyendo a procesos de biodegradación aerobia en distintas etapas del sistema (Castillo & Vivas, 1996).

Durante la fase de oxidación biológica, los microorganismos transforman estructuras complejas que han sido previamente adsorbidas, degradando las sustancias presentes en el agua. En las siguientes fases, los productos generados por la oxidación se disuelven en el agua circundante, donde se identifican compuestos como amoníaco, dióxido de carbono y otros subproductos derivados de la descomposición orgánica. Esta descomposición continúa mediante la acción de bacterias especializadas, como las nitrificantes, que eliminan compuestos tóxicos del sistema, reduciendo de manera significativa la carga orgánica del efluente y garantizando un tratamiento eficiente.

2.6. Componentes del sistema de biodiscos

Los componentes principales de un sistema de Biodiscos, de acuerdo con METCALF y EDDY (1996), y su importancia o finalidad dentro del proceso son los siguientes:

2.6.1. Eje

El eje central conecta y permite el giro lento de los discos. Es esencial para asegurar que los discos se mantengan en movimiento constante, lo que favorece la oxigenación y la interacción de la biomasa con el agua residual.

La función de los ejes en un sistema de Biodiscos es de suma importancia, ya que proporcionan el soporte necesario para los discos y permiten su rotación, lo cual es esencial para el funcionamiento eficiente del reactor. Los ejes deben ser contruidos

con materiales que posean ciertas características clave:

Resistencia mecánica: Los ejes deben ser lo suficientemente fuertes para soportar el peso de los discos, así como el peso adicional de la biomasa que se adhiere al material de soporte. Esto garantiza que los ejes no se deformen ni fallen bajo carga.

Resistencia a la corrosión: Dado que los ejes estarán en contacto directo con el agua residual, es fundamental que sean resistentes a la corrosión. Las aguas residuales pueden ser agresivas y contener sustancias que corroen materiales metálicos. Es importante seleccionar materiales que no se corroan fácilmente.

Selección adecuada del material: Como mencionas, el acero inoxidable no es siempre la mejor elección debido a que puede corroerse en ciertas condiciones. En lugar de eso, se pueden considerar otros materiales resistentes a la corrosión, como aleaciones de titanio, plásticos reforzados con fibra de vidrio o materiales compuestos, que pueden ser más adecuados para aplicaciones en ambientes agresivos. (MBA et al., 1999)

La elección del material adecuado para los ejes garantiza la durabilidad y el rendimiento del sistema de Biodiscos a lo largo del tiempo, lo que es esencial para mantener un tratamiento eficiente de las aguas residuales.

2.6.2. Discos

La elección del material para los discos en un sistema de Biodiscos es esencial para garantizar su durabilidad y rendimiento efectivo en el tratamiento de aguas residuales (MBA et al., 1999). Como mencionas, es importante que estos discos sean resistentes a la corrosión, tanto por los componentes del agua residual como por la posible corrosión inducida por los microorganismos adheridos a su superficie.

Además de la resistencia a la corrosión, los discos deben cumplir con otros requisitos importantes, como:

Superficie adecuada para el crecimiento de biomasa: Los discos deben proporcionar una superficie suficiente para que la población microbiológica se adhiera y se desarrolle. Cuanto mayor sea la superficie disponible, mayor será la capacidad del sistema para tratar el agua residual.

Buena transferencia de oxígeno: Los discos deben permitir un buen contacto entre el agua residual y la biomasa adherida para facilitar la transferencia de oxígeno y la descomposición de la materia orgánica (MBA, 2003).

Drenaje eficiente del líquido: Es importante que los discos estén diseñados de manera que el líquido residual pueda drenar de manera eficiente de la superficie de los discos durante su rotación, lo que mejora el rendimiento del proceso (MBA, 2003).

Un material de polímero con superficie corrugada, como mencionas, puede cumplir con estos requisitos de manera efectiva. Estos materiales son conocidos por ser resistentes a la corrosión, proporcionar una superficie adecuada para el crecimiento de la biomasa y permitir un drenaje eficiente del líquido residual. Esto contribuye a mantener la eficiencia del sistema de Biodiscos a lo largo del tiempo (MBA, 2003).

2.6.3. Mecanismos de Transmisión

Los sistemas de giro de los discos en un sistema de Biodiscos pueden lograrse de varias formas, y como mencionas, dos de los métodos comunes son:

Transmisión mecánica: Este método utiliza un motor y un sistema de poleas o piñones para lograr el giro deseado del eje y, por ende, de los discos. La energía del motor se transmite mecánicamente al eje, lo que permite la rotación de los discos a la velocidad requerida para el tratamiento efectivo del agua residual. Este enfoque es ampliamente utilizado y se ha demostrado como una opción confiable en términos de operación mecánica.

Inyección de aire: En este método, se utilizan cangilones dispuestos en los extremos del material de soporte de los discos y un sistema de inyección de aire en el fondo del tanque. Cuando se inyecta aire en el tanque, las burbujas de aire son atrapadas por los cangilones, lo que genera una fuerza que provoca el giro de los discos. Este sistema ofrece una alternativa eficiente y ha demostrado ser mecánicamente confiable (METCALF y EDDY, 1996).

Ambos sistemas tienen sus ventajas y desventajas, y la elección entre ellos depende de las necesidades específicas de cada aplicación. Lo importante es que estos métodos permiten el funcionamiento efectivo de los sistemas de Biodiscos, lo que es esencial para el tratamiento exitoso de las aguas residuales.

2.6.4. Tanque

El depósito constituye el espacio que alberga el agua y en el cual los discos son sumergidos de manera parcial. Su capacidad se encuentra influenciada por la carga orgánica en la superficie y la carga hidráulica que debe ser aplicada. Además, que se instaure que el volumen óptimo es $0.0049 \text{ m}^3/\text{m}^2$ de medio. METCALF y EDDY (1996).

2.6.4.1. Tanque de Sedimentación

El tanque de sedimentación, aunque esté físicamente separado del reactor de biodiscos, es un componente esencial del tratamiento secundario en un sistema de tratamiento de aguas residuales. Esto se debe a que el proceso biológico en el reactor de biodiscos genera biomasa como resultado de la descomposición de la materia orgánica presente en el agua residual. Esta biomasa debe ser separada y retenida antes de que el efluente pueda

ser considerado adecuado para su liberación.

El sedimentador secundario cumple esta función al permitir que los sólidos suspendidos generados durante el proceso biológico se sedimenten y se separen del agua tratada. Esto garantiza que el efluente que sale del sedimentador secundario sea más claro y con una menor concentración de sólidos suspendidos, lo que mejora significativamente su calidad.

El efluente del sedimentador secundario puede ser descargado en un cuerpo de agua superficial o puede someterse a un tratamiento terciario adicional, según las necesidades y regulaciones locales. El tratamiento terciario se utiliza para eliminar cualquier contaminante residual y mejorar aún más la calidad del efluente antes de su liberación.

2.7. Parámetros fisicoquímicos

2.7.1. Sólidos suspendidos totales

Los sólidos suspendidos totales se definen analíticamente como la materia que queda como residuo después de someter al agua a un proceso de evaporación a una temperatura que generalmente se encuentra entre los 103°C y 105°C. Esta medición se utiliza para determinar la cantidad de partículas suspendidas en el agua que no se han disuelto y que pueden afectar la calidad del agua. (COLLAZOS, 2008).

Más del 80% de los Sólidos Suspendidos Totales (SST) son volátiles y provienen de la biomasa liberada de los discos (Spengel y Dzombak, 1991). Esto se debe a la fricción o fuerzas de corte que ocurren entre los discos y el agua residual durante el proceso de tratamiento. Esta liberación de biomasa puede influir en la calidad del efluente tratado y debe ser considerada en la operación y el diseño del sistema de tratamiento de aguas residuales con biodiscos.

2.7.2. Demanda química de oxígeno (DQO)

La determinación de la DQO se basa en la oxidación química de la materia orgánica contenida en el agua, utilizando un exceso de dicromato de potasio en medio ácido. Una vez finalizada la reacción, se cuantifica el exceso de reactivo mediante valoración con sulfato de amonio ferroso (FAS), lo cual permite estimar la concentración de materia orgánica. Este método se emplea tanto en aguas residuales como en matrices naturales o tratadas.

Durante la etapa de arranque del reactor UASB, se observó un incremento progresivo en la carga orgánica aplicada, lo que derivó en un aumento de la DQO medida, alcanzando una eficiencia del 81.42 %. En condiciones de operación controladas, se llegó a una carga orgánica de hasta 65 kg/m³ en el reactor, evidenciando una alta capacidad de

remoción de materia orgánica del sistema (Díaz & Vega, 2013).

2.7.3. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La DBO se define como la cantidad de oxígeno disuelto necesario para que los microorganismos puedan degradar la materia orgánica biodegradable en condiciones aerobias. Este parámetro es uno de los más utilizados para evaluar la calidad del agua tanto en sistemas naturales como en plantas de tratamiento. Se aplica en el diseño y control de sistemas biológicos, ayudando a definir cargas permisibles de vertido y a establecer estrategias de operación. En esencia, la DBO proporciona una estimación de la cantidad de materia orgánica biodegradable que necesita ser transformada, permitiendo así evaluar la eficiencia del tratamiento aplicado (Romero, 2008).

2.8. Límites máximos permisibles para los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales

Según lo establecido en el D.S. N° 003-2010-MINAM, los límites máximos permisibles son medidas de concentración de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos o biológicos establecidos por las autoridades competentes. Estos límites indican los niveles máximos permitidos de contaminantes en el agua, el aire, el suelo u otros medios, y su objetivo es proteger la salud humana, el bienestar y el medio ambiente. El cumplimiento de estas normativas está bajo la supervisión del Ministerio del Ambiente (MINAM) y los organismos que integran el Sistema de Gestión Ambiental. Superar estos límites puede tener consecuencias perjudiciales para la salud y el entorno natural (MINAM, 2010)

Tabla 1. Límites Máximo Permisible de efluentes para vertidos a cuerpos de aguas

Parámetro	Unidad	LMP de efluentes para vertidos a cuerpos de aguas
Aceites y grasas	mg/L	20
Temperatura	°C	< 35
Sólidos totales en Suspensión	ml/l	150
Demanda bioquímica de Oxígeno	mg/l	100
Demanda química de Oxígeno	mg/l	200
pH	Unidad	6.5 – 8.5
Coliformes termotolerantes	NMP/100 ml	10000

Fuente: MINAM (2010)

III. MATERIALES Y METODOS

3.1. Lugar de ejecución

La presente investigación se realizará en el Taller de operaciones Unitarias al costado laboratorio de calidad de agua perteneciente a la facultad de Recursos Naturales Renovables Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental Universidad Nacional Agraria de la selva de la ciudad de Tingo María.

3.1.1. Ubicación política de la zona de estudio

Departamento : Huánuco
Provincia : Leoncio Prado
Distrito : Rupa Rupa

3.1.2. Ubicación geográfica de la zona de estudio

Latitud : 9°18'52.27"S
Longitud : 75°59'46.67"W
Altitud : 725 m

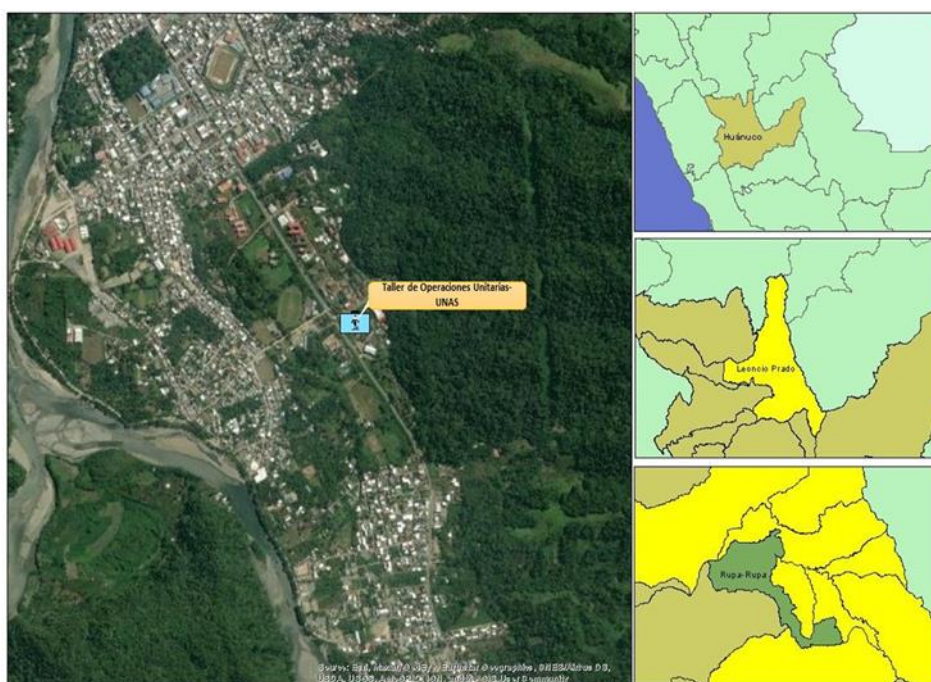


Figura 1. Mapa de ubicación del lugar de ejecución

3.2. Material y equipos

3.2.1. Materiales

Pipetas de 0-5 ml, Pipetas de 0-25 ml, Micropipeta 0-100 μ l, Micropipeta 100-1000 μ l, Matraces de 50- 250 ml, Vasos de precipitación de 50 ml, Probetas de 50 ml, Recipientes plásticos de 50 ml.

3.2.2. Equipos

Motor, Fuente de poder (0-30 V), multiparámetro multi 3630 IDS, multiparámetro DR900, balanza analítica 220gr, Sistema de biodiscos.

3.2.3. Insumos

Agua destilada, Agua residual generada por el camal

3.2.4. Software

ArcGIS, Microsoft Word, Microsoft Excel, SPSS.

3.3. Criterio y análisis de estudio

3.3.1. Nivel de investigación

El nivel de la investigación es experimental y/o explicativo, ya que se explicó que el tratamiento que genere una mayor eficiencia en la remoción de la carga orgánica la recolección de datos de las variables en estudio (Hernández et al., 2014).

3.3.2. Tipo de investigación

El tipo de investigación es aplicativo, Hernández et al (2014) debido a que se aplicaron los conocimientos científicos existentes sobre remoción de carga orgánica utilizando un reactor con electrodo giratorio.

3.3.3. Método de investigación

El método de investigación es inductivo y analítico, el primer método utiliza el razonamiento para obtener conclusiones que parten de hechos aceptados como válidos, mientras que con el método analítico se estudia y conoce los resultados obtenidos.

3.3.4. Diseño experimental

El diseño de investigación es de tipo puro, con una única posprueba y un grupo de control en un momento específico (diseño transversal). Se conformaron por grupos seleccionados de manera aleatoria (muestras de agua de 1 litro) y diferentes tratamientos basados en distintas velocidades de revolución por minuto (27 rpm, 37 rpm, 47 rpm y 57 rpm). Además, incluyó un grupo de control compuesto por una muestra de agua residual de 1 litro sin tratamiento. Finalmente, se llevaron a cabo mediciones de los parámetros que determinan la calidad del agua.

<i>RG1</i>	<i>X1</i>	<i>O1</i>
<i>RG2</i>	<i>X2</i>	<i>O2</i>
<i>RG3</i>	<i>X3</i>	<i>O3</i>
<i>RG4</i>	<i>X4</i>	<i>O4</i>
<i>G0</i>	— — —	<i>O₀</i>

Donde:

G0: Grupo control, RG1: Grupo aleatorizado 1, RG2: Grupo aleatorizado 2, RG3: Grupo aleatorizado 3, RG4: Grupo aleatorizado 4, X1: Tratamiento 1, X2: Tratamiento 2, X3: Tratamiento 3, X4: Tratamiento 4, O0: Grupo de control, O1: Grupo de medición 1, O2: Grupo de medición 2, O3: Grupo de medición 3, O4: Grupo de medición 4,

Figura 2. Diseño metodológico

3.3.5. Operacionalización de variables

Tabla 2. Operacionalización de variables del proyecto

Variables	Definición conceptual	Definición operacional	Dimensiones	Indicadores
Variable Independiente	Proceso esencial en el tratamiento de aguas residuales ya que, tiene por finalidad reducir la carga contaminante	Elaboración de un reactor con electrodo giratorio que operará a 3 diferentes revoluciones por minuto (27, 37 y 47 rpm) con la finalidad de determinar el tratamiento más eficiente	Velocidad angular	27 rpm
				37 rpm
				47 rpm
				57 rpm
Variable Dependiente:	La contaminación del agua se conoce como la acción de introducción de algún elemento o material en el agua, que afecta a sus propiedades químicas, físicas y microbiológicas	Se medirán los parámetros elegidos antes y después de la aplicación del proceso electroquímico para remover los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de las aguas residuales generados por el camal	Parametros fisicoquimicos	Turbidez
				Temperatura
				OD
				pH
				Ce
			Parametros microbiologicos	DBO5
				SDT
				SST
				Escherichia coli
				Coliforme termotolerantes
				Coliformes totales

Fuente: Elaboración propia

3.3.6. Análisis Estadístico

3.3.6.1. Prueba de Normalidad

Se realizó la prueba de normalidad de Shapiro Wilk de los datos

de investigación presentarán un comportamiento normal con un p valor de <0.05 , indicará que los datos se ajustan a una distribución normal, permitiendo realizar pruebas paramétricas y posterior a ello su análisis de varianza.

3.3.6.2. Análisis de Varianza

La evaluación de los resultados se realizó mediante un análisis de varianza de tipo multivariable (ANOVA), permitiendo determinar si existen diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos considerados. Las variables experimentales se organizarán según el diseño planteado, empleando un modelo completamente al azar (DCA). El análisis se llevará a cabo con un nivel de confianza del 95 % ($\alpha = 0.05$), utilizando para ello el software estadístico RStudio.

Tabla 3. Modelo de Análisis de Varianza

Fuente de Variación	GL	SC	CM	F.Cal	F.Tab	P valor
Tratamiento	t-1	SC trat	CM trat	CM trat/CM ee	Fvalor	Pv($\alpha = 0.05$)
Error experimental	(t-1)*(b-1)	SC ee	CM ee			
Total	(t*r)-1	SC total				

Nota: t: tratamiento, r: repeticiones.

Fuente: Molina *et al.* (2019)

Interpretación

$P \text{ valor} > \alpha$: Existe evidencia estadística para afirmar que no existe diferencia significativa entre los tratamientos (1)

$P \text{ valor} < \alpha$: Existe evidencia estadística para afirmar que existe diferencia significativa entre los tratamientos (2)

3.4. Metodología

3.4.1. Caracterización de las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas de las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María

Se realizó una visita técnica al camal de la ciudad de Tingo María, con el propósito de identificar los días en los que se efectúan las actividades de mayor faena de ganado, específicamente en el sacrificio de animales bovinos, caprinos y porcinos. Esta información permitió seleccionar jornadas representativas para la recolección de muestras de aguas residuales. Las muestras se obtuvieron directamente del sistema de enfriamiento (cooler) y fueron recolectadas en envases estériles de un litro de capacidad, siguiendo procedimientos estándar de muestreo para garantizar la calidad y representatividad de las muestras.

Una vez recolectadas, las muestras fueron preservadas en condiciones de refrigeración a 4 °C y trasladadas en una conservadora portátil hasta el laboratorio de calidad de agua de la Universidad Nacional Agraria de la Selva (UNAS), donde se llevó a cabo el análisis de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Los parámetros como el pH y la temperatura fueron medidos in situ, utilizando un medidor multiparámetro portátil previamente calibrado. El resto de parámetros fue analizado en laboratorio, empleando los métodos detallados en la Tabla 4.

Tabla 4. Indicadores y métodos de evaluación del proyecto.

Indicadores	Método de Evaluación
Turbiedad	Turbidímetro
Oxígeno disuelto	Directo (Multiparámetro)
DBO5	DBO5 = (OD inicial – OD final)
pH	Potenciométrico.
Conductividad eléctrica	Directo (Multiparámetro)
Solidos totales disueltos	Método N° 2540 APHA (1999)
Temperatura	Método instrumental
Solidos totales suspendidos	Método instrumental
Escherichía Coli	Tubos múltiples de fermentación
Coliformes Termotolerantes	Tubos múltiples de fermentación
Coliformes Totales	Tubos múltiples de fermentación

Fuente: Elaboración propia

3.4.2. Diseño de un sistema de biodiscos para tratamiento de las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María

El sistema de tratamiento fue diseñado empleando tecnología de biodiscos rotatorios (Rotating Biological Contactors, RBC), los cuales consisten en un conjunto de discos parcialmente sumergidos que giran de forma continua sobre el efluente. En el presente estudio, los biodiscos fueron inmersos aproximadamente en un 40 % de su superficie en las aguas residuales y se probaron diferentes velocidades de rotación: 27, 37, 47 y 57 revoluciones por minuto (RPM).

Los discos fueron contruidos a partir de láminas de poliestireno con diseño arabesco, dispuestos con una separación uniforme de 0.6 cm sobre un eje central de acero inoxidable de ¾” de diámetro. El tanque reactor se fabricó utilizando un tubo de policloruro de vinilo (PVC) con un diámetro externo de 12 pulgadas (30.48 cm) y una longitud de 64 cm, conformando así un biorreactor compacto y funcional. Para garantizar el movimiento rotacional

constante de los discos, se acopló un motorreductor eléctrico conectado a un sistema de engranajes y poleas.

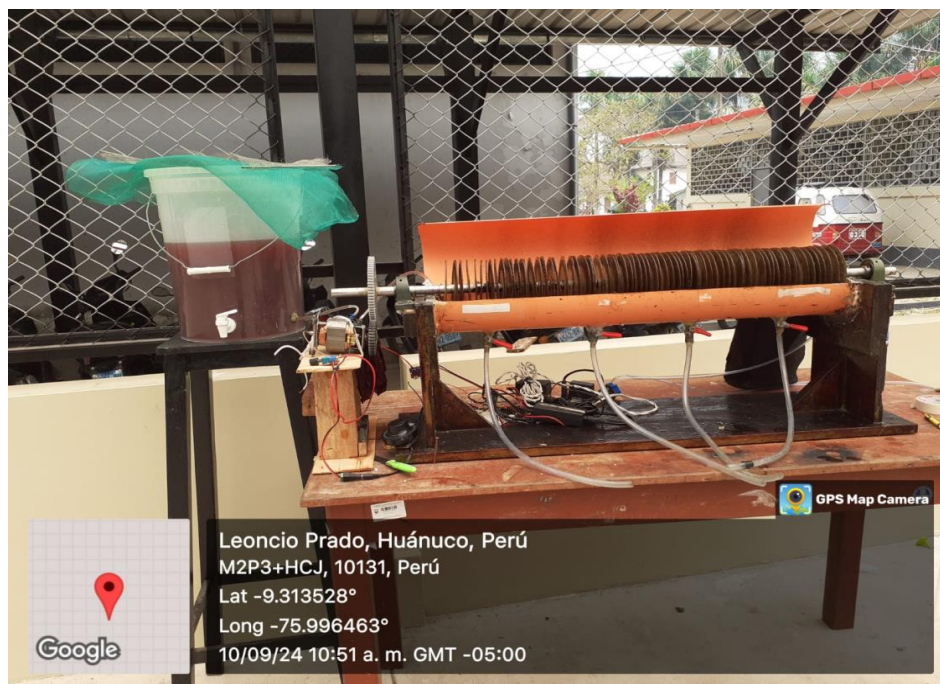


Figura 3. Sistema de biodiscos.

3.4.3. Evaluación de las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas a través de la aplicación de sistemas de biodiscos en las aguas residuales del camal de Tingo María.

Se recolectaron muestras antes y después del tratamiento con biodiscos para evaluar el cambio en los parámetros de calidad del agua. Cada muestra fue sometida a análisis en condiciones controladas, asegurando la trazabilidad y replicabilidad del proceso experimental. Los métodos de evaluación fueron los mismos descritos en la Tabla 4. Para los parámetros microbiológicos se utilizó el método de tubos múltiples de fermentación, y para los fisicoquímicos, instrumentos calibrados y técnicas normalizadas por la APHA.

3.4.3.1. Evaluar el comportamiento de las propiedades fisicoquímicas antes y después de aplicar los sistemas de biodiscos

Se analizó el comportamiento de cada parámetro, se elaboraron gráficos estadísticos que muestran la variación de las concentraciones iniciales y finales correspondientes a cada velocidad de rotación de los biodiscos. Se elaboraron gráficos estadísticos y superficies de respuesta que permitieron visualizar el comportamiento de los parámetros analizados a distintas velocidades de rotación. Esto facilitó la identificación de la velocidad óptima para la remoción de cada contaminante, especialmente los más críticos como la DBO₅, los sólidos suspendidos totales (SST), la turbidez y los coliformes fecales. (Ver tabla

4).

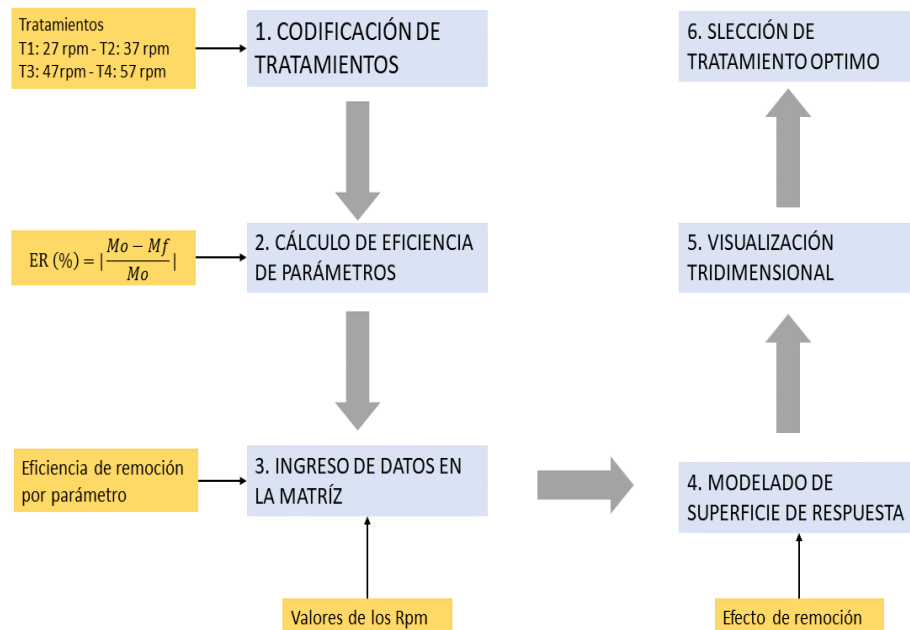


Figura 4. Flujo del proceso de modelado para la superficie de respuesta

3.4.3.2. Determinar el porcentaje de eficiencia de reducción de la carga contaminante

Para determinar la eficiencia de remoción de carga orgánica en aguas residuales generadas por el camal de Tingo María, se determinó el porcentaje de remoción por cada parámetro que fue evaluado; para ello, utilizamos la siguiente ecuación:

$$ER (\%) = \left| \frac{M_o - M_f}{M_o} \right| \quad (3)$$

- a) Donde:
- b) ER : Eficiencia de remoción
- c) M_o : Medición inicial del parámetro
- d) M_f : Medición final parámetro

Finalmente, los resultados obtenidos fueron comparados con los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos en el Decreto Supremo N.º 003-2010-MINAM, lo cual permitió establecer la viabilidad ambiental del uso de biodiscos como alternativa de tratamiento para aguas residuales de camales.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1. Caracterización de las propiedades fisicoquímicas de las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María.

Tabla 5. Parámetros iniciales del agua del matadero municipal de Tingo María.

Parámetros Fisicoquímicos	Muestreo Inicial	Unidad
Turbiedad	460	NTU
DBO5	4350	mg/l
pH	8.9	-
Conductividad eléctrica	1960	(μ S/cm)
Sólidos suspendidos totales	3257	mg/l
Temperatura	29	°C
Parámetros Microbiológicos		
Coliformes totales	>1100	UFC/ml
Coliformes fecales	>1100	UFC/ml

La caracterización inicial del agua residual del matadero municipal de Tingo María reveló una alta carga contaminante, con elevados niveles de materia orgánica, sólidos suspendidos y microorganismos patógenos, lo que representa un potencial riesgo ambiental y sanitario si no se implementa un tratamiento adecuado. Como se observa en la Tabla 5, los valores iniciales de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos superaron los estándares recomendados para aguas residuales tratadas, lo que justifica la necesidad de un sistema de tratamiento eficiente antes de su vertido o reutilización.

El parámetro de turbiedad (460 NTU) indicó una alta concentración de partículas en suspensión y material coloidal, lo cual es típico de efluentes provenientes de mataderos debido a la presencia de grasa, sangre y restos orgánicos en descomposición (Wang et al., 2022). Estos valores sugieren que la sedimentación natural no es suficiente para clarificar el agua, por lo que se requiere una combinación de tratamientos biológicos y procesos de filtración para lograr una reducción efectiva de sólidos suspendidos (Talpur et al., 2019).

En cuanto a la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBOs), se registró un valor extremadamente alto de 4350 mg/l, lo que indica una sobrecarga de materia orgánica biodegradable, principalmente compuesta por proteínas, lípidos y carbohidratos presentes en los desechos de animales procesados en el matadero. Este nivel de contaminación es similar a los reportados en estudios previos que han analizado aguas residuales industriales con una alta concentración de residuos biológicos, los cuales requieren procesos avanzados de degradación

biológica para su depuración (Irfan et al., 2022).

El pH inicial fue de 8.9, lo que indica una naturaleza alcalina del efluente, posiblemente debido a la presencia de amonio y otros compuestos nitrogenados derivados de la sangre y desechos animales (Rodziewicz et al., 2020). Este valor puede afectar los procesos de tratamiento biológico, ya que ciertos microorganismos encargados de la degradación de materia orgánica requieren condiciones más neutras para su óptimo desarrollo. En general, la alcalinidad en efluentes de mataderos suele estar asociada al uso de productos químicos en los procesos de limpieza y desinfección, lo que refuerza la necesidad de procesos de neutralización y ajuste de pH antes de su descarga en cuerpos de agua (Waqas et al., 2021).

El valor de conductividad eléctrica (1960 $\mu\text{S}/\text{cm}$) reflejó una alta concentración de sales y compuestos disueltos, lo que sugiere la presencia de iones inorgánicos, como cloruros, sodio y fosfatos, provenientes de los productos de limpieza y restos biológicos. Este parámetro es importante porque influye en la eficiencia de los tratamientos biológicos, ya que ciertos iones pueden ser tóxicos para las comunidades microbianas responsables de la degradación de materia orgánica (Ebrahimi et al., 2017).

Por otro lado, la concentración de Sólidos Suspendidos Totales (SST) fue de 3257 mg/l, lo que confirma que el agua residual del matadero contenía altas cantidades de materia orgánica particulada, lo que aumenta la turbiedad y la carga contaminante del efluente. La presencia de estos sólidos puede afectar la eficiencia de los procesos de tratamiento, ya que dificultan la transferencia de oxígeno en tratamientos biológicos y pueden generar obstrucciones en sistemas de filtración (Huang et al., 2023).

La temperatura del agua residual fue de 29°C, lo que puede atribuirse al uso de agua caliente en el lavado de equipos y superficies dentro del matadero. Este factor es relevante, ya que temperaturas elevadas pueden afectar la solubilidad del oxígeno en el agua y modificar la actividad biológica en los sistemas de tratamiento (Mohamed et al., 2022).

Desde el punto de vista microbiológico, los valores iniciales de coliformes totales y coliformes fecales (>1100 UFC/ml) indicaron una alta presencia de microorganismos patógenos, lo que representa un riesgo sanitario si el agua residual no es tratada adecuadamente. La presencia de *Escherichia coli* y otras bacterias indicadoras de contaminación fecal confirma la necesidad de implementar procesos de desinfección, como la cloración o radiación ultravioleta, para garantizar la seguridad del efluente final (Al-Maliky et al., 2020).

Los resultados obtenidos son consistentes con estudios previos que han caracterizado aguas residuales de mataderos, los cuales han reportado que estos efluentes presentan altas cargas de materia orgánica, sólidos suspendidos y microorganismos patógenos,

lo que exige la implementación de sistemas de tratamiento eficientes antes de su descarga en cuerpos de agua naturales (Waqas et al., 2023).

4.2. Construcción y operación un sistema de biodiscos para tratamiento de las aguas residuales generadas por el camal de Tingo María.

En la Figura 5 se presenta el sistema de tratamiento biológico mediante biodiscos, el cual está conformado principalmente por un tanque de alimentación para el agua residual y un reactor de biodiscos que contiene un total de 40 discos (Ver Anexo Tabla 9).

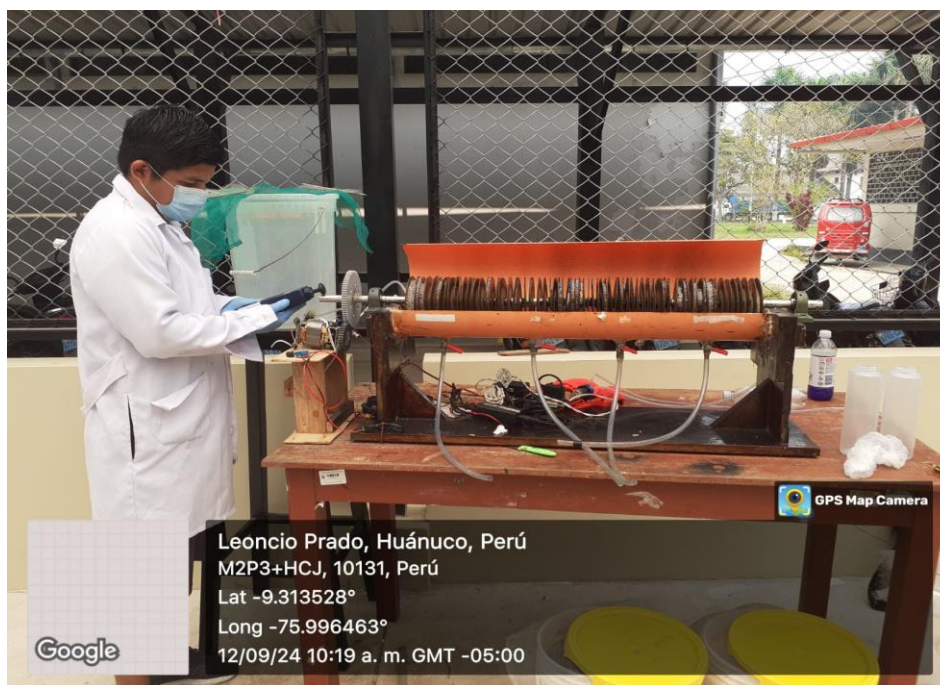


Figura 5. Operación y funcionamiento del sistema de biodiscos.

4.3. Evaluación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos a través de la aplicación de sistemas de biodiscos en las aguas residuales del camal de Tingo María.

4.3.1. Parámetros fisicoquímicos

Se evaluó la eficiencia de un sistema de biodiscos en la depuración de aguas residuales provenientes del camal de Tingo María, considerando cuatro velocidades de rotación: 27 rpm, 37 rpm, 47 rpm y 57 rpm. Los resultados obtenidos mostraron variaciones significativas en la calidad del agua tratada, lo que sugirió que la velocidad de los biodiscos influyó directamente en la eficiencia del tratamiento. Uno de los parámetros analizados fue el pH, el cual se redujo hasta 7.675 a 47 rpm, pero aumentó posteriormente a 8.275 a 57 rpm ($p < 0.001$). Esta variación se relacionó con la actividad biológica en los biodiscos, donde el metabolismo de microorganismos generó variaciones en la alcalinidad y acidez del agua residual tratada indicando que los sistemas modifican el pH debido a los procesos de nitrificación y desnitrificación, que produjeron compuestos nitrogenados y afectaron la

química del agua tratada (Waqas et al., 2023).

Tabla 6. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua residual después de aplicar el sistema de biodiscos.

Parámetros Fisicoquímicos	Revoluciones por minuto (rpm)				Significancia
	rpm 27	rpm 37	rpm 47	rpm 57	
pH	8.4 CV: 0.007	7.775 CV: 0.002	7.675 CV: 0.003	8.275 CV: 0.069	***
SST	2147.5 CV: 558.3	1167.75 CV: 0.250	1079.75 CV: 9850.2	2127.5 CV: 9850.25	***
DBO ₅	2162.5 CV: 225	1034 CV: 261.3	1027 CV: 196	2105 CV: 4100	***
Turbiedad	207.5 CV: 891	145 CV: 100	140 CV: 400	220 CV: 1266	**
Temperatura	28.1 CV: 0.187	27.55 CV: 0.143	27.55 CV: 0.250	27.7 CV: 0.160	°
Conductividad Eléctrica	1317.25 CV: 34.9	1105.5 CV: 6849	1105.5 CV: 6849	1304.75 CV: 196.9	***
Parámetros Microbiológicos					
Coliformes Fecales	780 CV: 13653	332.5 CV: 7225	265 CV: 833.3	620 CV: 102400	*
Coliformes Totales	1100.000	781 CV: 1365	460.000	1100.000	.

pH: potencial de hidrógeno, SST (mg/l): sólidos suspendidos totales, DBO₅ (mg/l): Demanda bioquímica de oxígeno, Turbiedad (NTU), Temperatura (°C), Conductividad eléctrica (uS/cm), Coliformes fecales (UFC/ml), Coliformes Totales (UFC/ ml)
Código de Significancia: 0 < *** < 0.001 < ** < 0.01 < * < 0.05, Códigos de No Significancia: < . < 0.1 < ° < 1

En cuanto a los sólidos suspendidos totales (SST), se observó una reducción significativa desde 2147.5 mg/L (27 rpm) hasta 1079.75 mg/L (47 rpm), pero a 57 rpm los valores aumentaron nuevamente a 2127.5 mg/L ($p < 0.001$). La reducción de sólidos se debió a la adherencia de partículas a los biodiscos y la sedimentación de residuos orgánicos. Sin embargo, velocidades de rotación elevadas indujeron turbulencias que redujeron la eficiencia de la sedimentación (Subhadarsini & Dash, 2020). Una tendencia similar se observó en la demanda bioquímica de oxígeno a 5 días (Demanda Bioquímica de Oxígeno 5), la cual disminuyó significativamente a 420 mg/L en 47 rpm, pero aumentó a 2105 mg/L en 57 rpm. Esto sugirió que a 47 rpm se alcanzó la mayor eficiencia en la degradación de materia orgánica, mientras que velocidades superiores interfirieron con el proceso biológico (Irfan et al., 2022). La turbidez también disminuyó progresivamente de 207.5 NTU (27 rpm) a 146 NTU (47 rpm),

pero luego se incrementó nuevamente a 220 NTU (57 rpm). Esta tendencia fue consistente con la reducción de SST y la actividad de biodegradación. La literatura reportó que los biodiscos mejoraron la clarificación del agua al permitir la adherencia y metabolización de materia suspendida, lo que contribuyó a reducir la turbidez en condiciones de rotación óptima (Velasco et al., 2022).

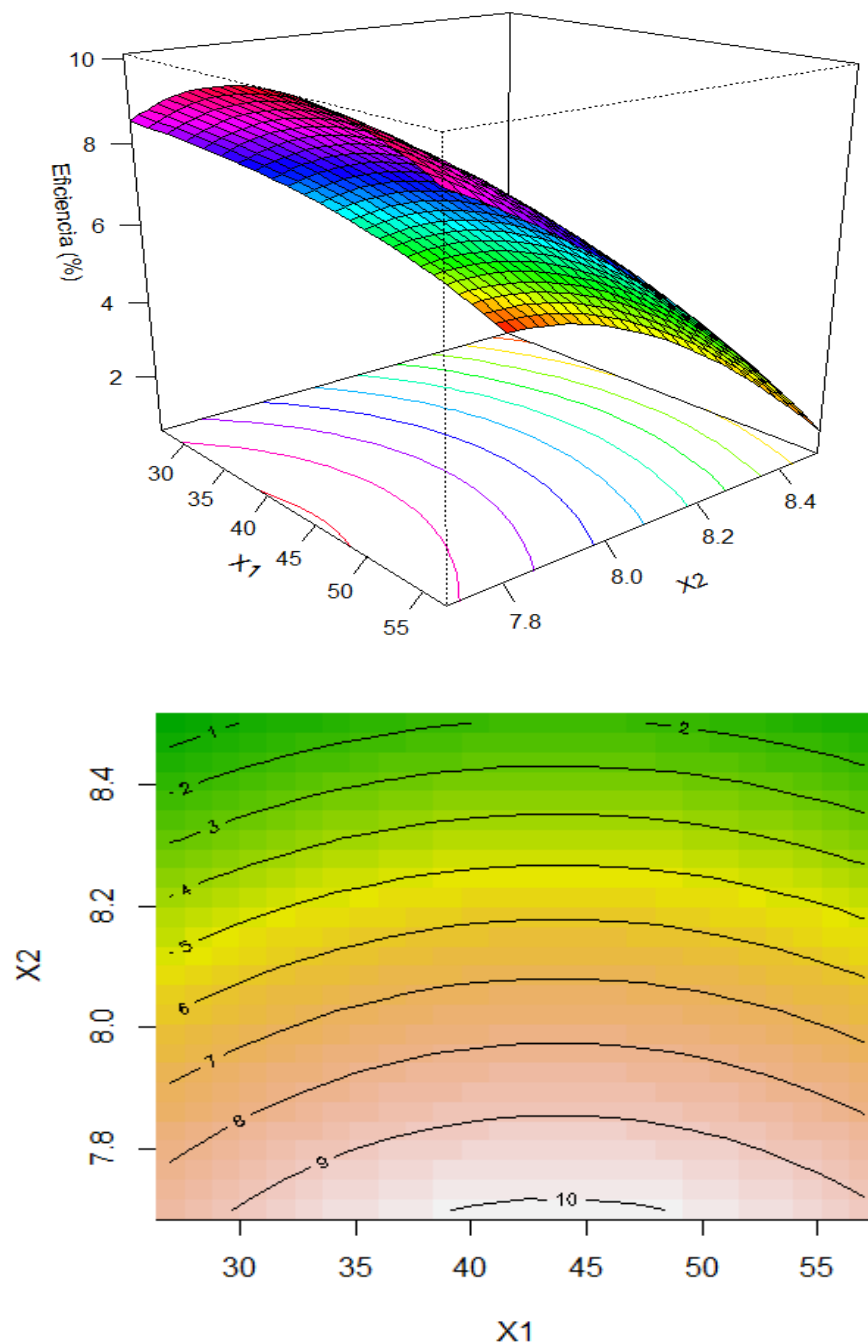
La conductividad eléctrica mostró un comportamiento similar, con una reducción hasta 1105.5 (37 rpm), seguida de un aumento a 1304 (57 rpm) ($p < 0.001$). Esto indicó una mayor liberación de sales disueltas debido a la agitación del agua a altas revoluciones. Investigaciones recientes demostraron que los sistemas de biodiscos influyeron en la concentración de iones disueltos debido a la interacción entre la biopelícula y los compuestos inorgánicos presentes en el agua residual (Waqas et al., 2021).

Respecto a los parámetros microbiológicos, los coliformes fecales disminuyeron significativamente 65 UFC/100 mL (47 rpm), pero aumentaron a 620 UFC/100 mL a 57 rpm ($p < 0.05$). Esto sugirió que velocidades superiores redujeron el tiempo de contacto de los microorganismos patógenos con el biofilm, disminuyendo la eficiencia del tratamiento. Estudios recientes indicaron que los biodiscos eliminaron hasta un 95% de bacterias coliformes, dependiendo del tiempo de exposición y la adherencia del biofilm (Pambudi et al., 2022)

Los resultados obtenidos mostraron que la velocidad óptima para la remoción de contaminantes en el sistema de biodiscos fue de 47 rpm, ya que en esta condición se observaron las mejores reducciones en SST, Demanda Bioquímica de Oxígeno 5, turbidez y coliformes fecales. Sin embargo, a 57 rpm la eficiencia del tratamiento disminuyó, lo que sugirió que velocidades demasiado altas generaron turbulencias que afectaron la sedimentación y la adherencia de microorganismos al biofilm. Estos hallazgos coincidieron con investigaciones previas sobre el efecto de la velocidad de rotación en la eficiencia de los biodiscos, donde se identificó que existió un equilibrio entre agitación y retención de contaminantes (Waqas et al., 2023).

4.3.1.1. pH

El análisis de la superficie de respuesta permitió visualizar la variación del pH en función de la velocidad de rotación del sistema de biodiscos. En el gráfico tridimensional, se observó una tendencia decreciente del pH conforme se incrementaron las revoluciones por minuto (rpm), alcanzando valores mínimos en el rango de 45 a 50 rpm, seguido de una estabilización en velocidades superiores. Los colores indicaron la magnitud del cambio, donde los tonos cálidos representaron valores de pH más altos, mientras que los tonos fríos reflejaron valores más bajos.



[X1]: Revoluciones por minuto (rpm), [X2]: Valores de Ph

Figura 6. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de pH.

El gráfico de contorno confirmó esta tendencia, mostrando que el pH presentó valores elevados (>8.4) en velocidades menores a 30 rpm, mientras que en el rango de 45 a 55 rpm descendió a valores cercanos a 7.8. La distribución de las líneas de nivel sugirió una relación no lineal entre la velocidad de rotación y la variación del pH, lo que indicó que diversos procesos biológicos y fisicoquímicos influyeron en la regulación de este parámetro.

La velocidad de rotación de los biodiscos influyó significativamente en la variación del pH, con una disminución progresiva hasta alcanzar un

punto de estabilidad en 47-50 rpm. Esta tendencia pudo explicarse por la interacción entre los procesos biológicos y fisicoquímicos que ocurrieron dentro del sistema de tratamiento. La relación entre la velocidad de rotación y la actividad microbiana jugó un papel clave en la regulación del pH. A velocidades bajas, la menor aireación del sistema pudo haber favorecido la acumulación de productos alcalinos, como el ion amonio (NH_4^+ con carga positiva), lo que resultó en valores de pH más elevados. Sin embargo, conforme la velocidad aumentó, el equilibrio entre oxígeno y actividad bacteriana permitió la conversión del amonio en nitrato (NO_3^- con carga negativa), un proceso que liberó protones (H^+ con carga positiva) y generó una disminución en el pH (Waqas et al., 2023). Este comportamiento coincidió con estudios previos en los que se documentó que la eficiencia del proceso de nitrificación se maximiza en un rango de rpm entre 45 y 50, favoreciendo la estabilización del pH en sistemas de biodiscos (Pambudi et al., 2022).

Por otro lado, la interacción entre la degradación de materia orgánica y la producción de ácidos también pudo haber influido en la reducción del pH. Investigaciones recientes indicaron que, en sistemas de tratamiento biológico, el pH tiende a disminuir cuando la actividad microbiana es alta, debido a la producción de ácidos orgánicos generados en la biodegradación de compuestos orgánicos complejos (Velasco et al., 2022). En este estudio, la mayor reducción del pH se registró en el rango de 45-50 rpm, lo que sugirió que en esta velocidad la biodegradación de materia orgánica fue más eficiente y generó un ambiente ácido (Irfan et al., 2022).

Sin embargo, en velocidades superiores a 55 rpm, el sistema pareció alcanzar un punto de equilibrio en el cual el pH se estabilizó. Esto pudo deberse a que el incremento de la velocidad redujo el tiempo de contacto del agua con los microorganismos adheridos al biodisco, disminuyendo la acumulación de ácidos y evitando una reducción excesiva del pH. Investigaciones previas han señalado que velocidades excesivas pueden afectar la estabilidad de los procesos de nitrificación y desnitrificación, lo que podría explicar la tendencia observada en este estudio (Subhadarsini & Dash, 2020).

Los hallazgos obtenidos en este análisis fueron consistentes con estudios recientes que evaluaron el impacto de la velocidad de rotación en sistemas de biodiscos, donde se documentó que las mayores eficiencias de tratamiento se alcanzan en velocidades entre 40 y 50 rpm. En estos estudios, se observó que en este rango se optimizan los procesos biológicos de eliminación de contaminantes, lo que también influye en la regulación del pH (Waqas et al., 2021).

El análisis de la superficie de respuesta del pH permitió

determinar que la velocidad de rotación de los biodiscos tuvo un efecto significativo en la regulación de este parámetro, observándose una tendencia descendente hasta alcanzar valores estables en el rango de 45-50 rpm. Este comportamiento pudo explicarse por la interacción entre los procesos de nitrificación, la aireación y la degradación de materia orgánica, los cuales generaron variaciones en la alcalinidad del agua tratada. Los resultados obtenidos fueron consistentes con investigaciones recientes sobre biodiscos, en las que se documentó que velocidades cercanas a 50 rpm maximizan la eficiencia del proceso biológico al permitir una mayor estabilidad en la calidad del efluente (Waqas et al., 2023). En contraste, velocidades superiores a 55 rpm podrían reducir el tiempo de contacto del agua con los microorganismos, afectando la estabilidad del pH y disminuyendo la eficiencia del tratamiento.

4.3.1.2.SST

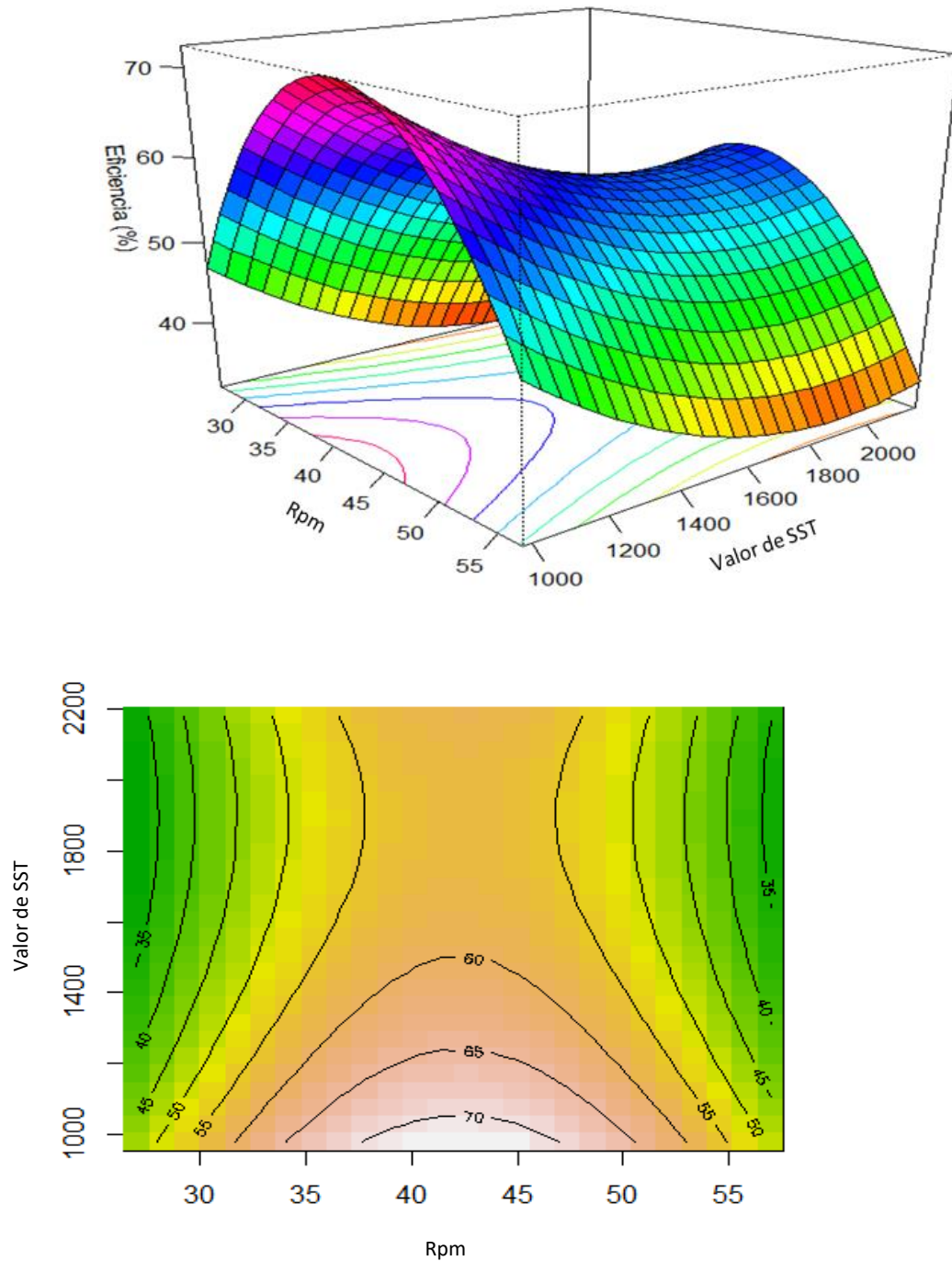
El análisis de la superficie de respuesta del parámetro Sólidos Suspendidos Totales (SST) permitió evaluar la eficiencia del sistema de biodiscos en la remoción de estos contaminantes en función de la velocidad de rotación. En el gráfico tridimensional, se observó una tendencia no lineal, con una curva ondulatoria que presentó picos y valles, lo que indicó que la eficiencia del sistema no aumentó de manera constante con la velocidad de rotación.

Los resultados mostraron que la máxima eficiencia de remoción de SST se alcanzó en el rango de 45-50 rpm, con valores cercanos al 70% de eficiencia. A velocidades menores a 35 rpm, la eficiencia de remoción fue notablemente menor, situándose alrededor del 40-50%, lo que indicó una menor capacidad del sistema para capturar y sedimentar los sólidos suspendidos. En el extremo superior del rango de velocidad, es decir, a más de 55 rpm, la eficiencia nuevamente disminuyó, lo que sugiere un efecto adverso del incremento de la rotación en la estabilidad del proceso.

El gráfico de contorno reforzó esta observación al mostrar que los valores más bajos de SST se concentraron en el rango de 45-50 rpm, con una eficiencia de remoción mayor al 70%, mientras que fuera de este rango, la eficiencia decayó. Esto confirmó que el sistema de biodiscos operó de manera óptima dentro de un intervalo específico, fuera del cual la capacidad de remoción de sólidos se vio reducida.

Uno de los principales factores que influyó en esta tendencia fue la adherencia de partículas al biofilm microbiano. Investigaciones recientes han demostrado que los sistemas de biodiscos dependen de un equilibrio entre la velocidad de rotación y el tiempo de contacto entre las partículas suspendidas y la biopelícula microbiana (Irfan et al., 2022). A velocidades bajas (<35 rpm), el contacto insuficiente entre los discos y el agua residual

redujo la eficiencia de retención de partículas, permitiendo que una mayor cantidad de sólidos permaneciera en suspensión.



[X1]: Revoluciones por minuto (rpm), [X2]: Valores de SST

Figura 7. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de SST.

Por otro lado, el aumento de la velocidad hasta 45-50 rpm optimizó la captura y retención de partículas en la biopelícula, permitiendo que el sistema lograra su máxima eficiencia de remoción en este rango (Pambudi et al., 2022). En esta condición, la combinación de aireación y contacto prolongado con el biofilm favoreció la

adsorción y biodegradación de partículas suspendidas, promoviendo una mejor sedimentación de los sólidos en el efluente.

Sin embargo, en velocidades superiores a 55 rpm, la eficiencia comenzó a disminuir nuevamente, lo que sugiere que el incremento en la rotación pudo haber generado turbulencias excesivas en el sistema. Estudios recientes señalaron que en sistemas de biodiscos, velocidades elevadas pueden reducir la estabilidad del biofilm, afectando la capacidad del sistema para capturar y degradar los sólidos suspendidos (Khondabi et al., 2019). Asimismo, un aumento en la turbulencia pudo haber provocado la resuspensión de partículas previamente sedimentadas, lo que contribuyó al incremento de SST en el efluente tratado (Talpur et al., 2019).

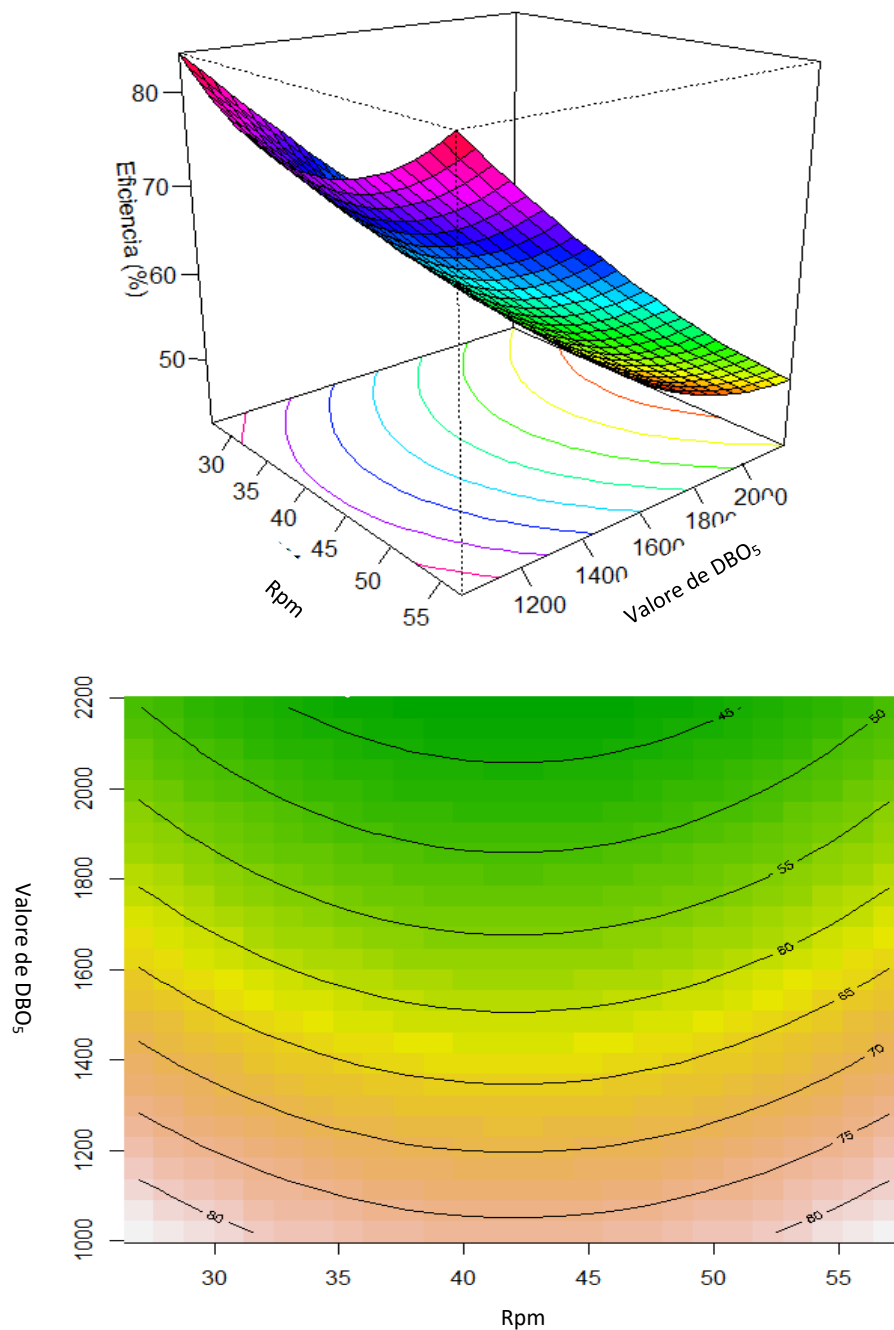
Los resultados obtenidos en este estudio fueron consistentes con investigaciones previas sobre biodiscos aplicados al tratamiento de aguas residuales industriales y municipales. Se ha documentado que la máxima eficiencia de remoción de sólidos se alcanza en velocidades de 45-50 rpm, mientras que valores superiores a este rango pueden generar turbulencias que disminuyen la estabilidad del biofilm y reducen la capacidad de sedimentación del sistema (Waqas et al., 2021). En particular, estudios recientes sobre la eficiencia de los sistemas de biodiscos han indicado que la retención de sólidos suspendidos se ve favorecida en condiciones de moderada aireación y agitación, pero se ve afectada negativamente cuando la turbulencia es excesiva (Cheng et al., 2024).

El análisis de la superficie de respuesta del parámetro Sólidos Suspendidos Totales (SST) permitió identificar que la velocidad de rotación de los biodiscos afectó significativamente la eficiencia de remoción de sólidos en el sistema de tratamiento. Se determinó que la eficiencia de remoción aumentó con la velocidad hasta un punto óptimo de 45-50 rpm, donde se alcanzó una eficiencia superior al 70%. Sin embargo, en velocidades inferiores a 35 rpm, la eficiencia disminuyó debido a un menor contacto entre el agua residual y el biofilm. A velocidades superiores a 55 rpm, la eficiencia también se redujo, lo que se atribuyó a un incremento en la turbulencia y a la posible resuspensión de partículas sedimentadas. Los resultados obtenidos fueron consistentes con estudios recientes, los cuales han indicado que las velocidades de rotación intermedias optimizan la remoción de sólidos suspendidos en sistemas de biodiscos, mientras que velocidades extremas pueden afectar negativamente la estabilidad del tratamiento (Waqas et al., 2023).

4.3.1.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno 5

El análisis de la superficie de respuesta para la demanda

bioquímica de oxígeno a 5 días (DBO_5) permitió evaluar la eficiencia del sistema de biodiscos en la remoción de materia orgánica biodegradable en función de la velocidad de rotación. En el gráfico tridimensional, se observó una tendencia descendente en la eficiencia de remoción de DBO_5 a medida que aumentó la velocidad de rotación. La mayor eficiencia se registró en valores de 35-40 rpm, donde se alcanzaron valores superiores al 80% de remoción. Sin embargo, al incrementar la velocidad por encima de 50 rpm, la eficiencia comenzó a disminuir, alcanzando valores cercanos al 50% en el extremo superior del rango evaluado.



[X1]: Revoluciones por minuto (rpm), [X2]: Valores de DBO_5

Figura 8. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de DBO_5 .

El gráfico de contorno confirmó esta tendencia, mostrando que la eficiencia de remoción fue mayor en el rango de 35-45 rpm, mientras que a velocidades superiores a 55 rpm, la remoción de DBO₅ disminuyó progresivamente. Esto sugiere que el sistema de biodiscos presentó una eficiencia óptima en un intervalo específico de rotación, fuera del cual su capacidad de eliminación de materia orgánica se redujo. La eficiencia de remoción de DBO₅ se incrementó en el rango de 35-45 rpm, alcanzando valores máximos de 80%, y luego comenzó a disminuir a velocidades superiores. Este comportamiento puede explicarse a partir de los procesos de biodegradación de materia orgánica que ocurren en los sistemas de biodiscos.

Uno de los principales factores que influyeron en la eficiencia del sistema fue la actividad microbiana asociada a la biopelícula. A velocidades bajas (<35 rpm), la aireación del sistema fue insuficiente, lo que pudo haber limitado el suministro de oxígeno a los microorganismos encargados de degradar la materia orgánica. Investigaciones recientes han demostrado que la remoción de DBO₅ en biodiscos depende del equilibrio entre la aireación y el tiempo de contacto entre el biofilm y el agua residual (Irfan et al., 2022). En este estudio, los valores más bajos de eficiencia en bajas rpm sugieren que el sistema no proporcionó suficiente oxígeno para maximizar la actividad biológica.

El aumento de la velocidad de rotación hasta 45 rpm permitió una mayor transferencia de oxígeno, favoreciendo la actividad de los microorganismos aerobios responsables de la degradación de la materia orgánica. Investigaciones previas han señalado que el crecimiento y la actividad metabólica de la biopelícula alcanzan su punto máximo en rangos de 40-50 rpm, lo que optimiza la eficiencia del proceso de remoción de DBO₅ (Khondabi et al., 2019). En este estudio, el incremento en la eficiencia de remoción en este rango sugiere que la mayor disponibilidad de oxígeno favoreció la conversión de materia orgánica biodegradable en compuestos menos contaminantes.

Sin embargo, a velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia de remoción comenzó a disminuir. Este comportamiento puede explicarse por el efecto de la turbulencia excesiva generada a altas velocidades, lo que pudo haber afectado la estabilidad del biofilm. Estudios recientes indicaron que, a altas velocidades de rotación, la alta fuerza de corte puede provocar desprendimiento de la biopelícula, reduciendo la biomasa activa disponible para la degradación de contaminantes (Waqas et al., 2021). Además, velocidades elevadas pueden disminuir el tiempo de contacto del agua residual con los biodiscos, reduciendo la capacidad del sistema para degradar compuestos orgánicos (Talpur et al., 2019).

Estos hallazgos coinciden con investigaciones previas que han evaluado la eficiencia de los biodiscos en el tratamiento de aguas residuales industriales y

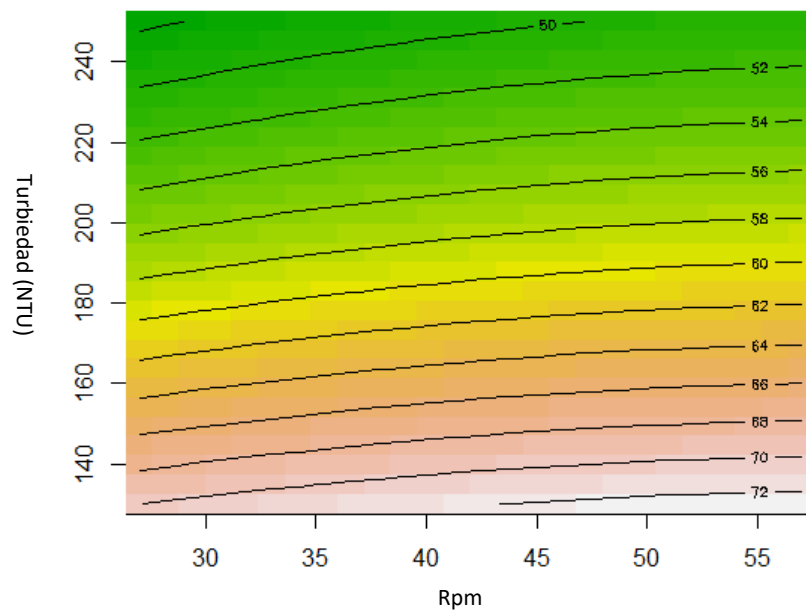
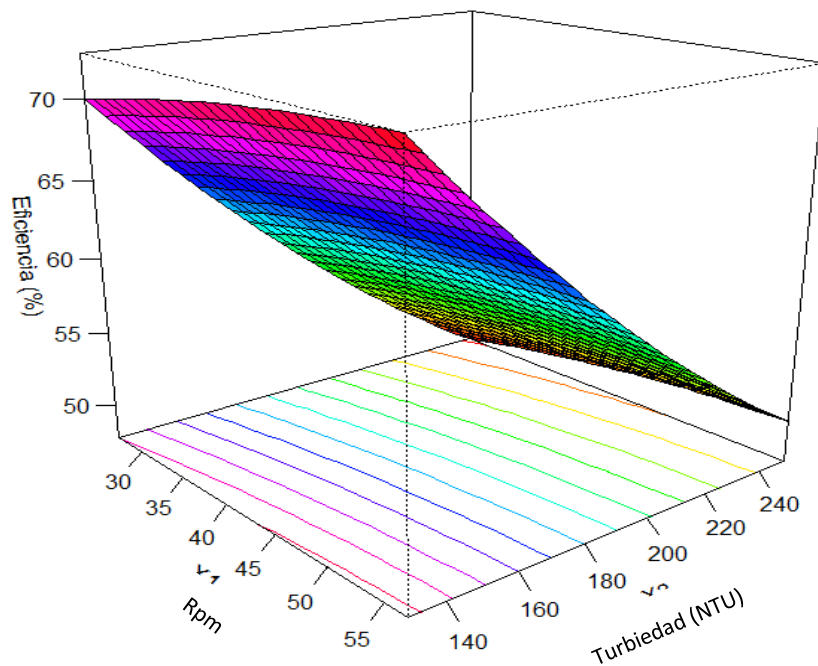
municipales. En general, se ha reportado que las velocidades óptimas para la remoción de DBO₅ se encuentran en el rango de 40-50 rpm, ya que en este intervalo se maximiza la biodegradación de la materia orgánica sin comprometer la estabilidad del biofilm (Cheng et al., 2024). En contraste, velocidades inferiores a 35 rpm pueden generar condiciones limitantes de oxígeno, mientras que velocidades superiores a 55 rpm pueden generar turbulencias que afectan la eficiencia del tratamiento.

El análisis de la superficie de respuesta del parámetro DBO₅ permitió identificar que la eficiencia de remoción de materia orgánica se vio afectada significativamente por la velocidad de rotación de los biodiscos. Se determinó que la eficiencia de remoción aumentó con la velocidad hasta un punto óptimo de 40-45 rpm, donde se alcanzaron valores máximos superiores al 80% de remoción. Sin embargo, en velocidades inferiores a 35 rpm, la eficiencia disminuyó debido a limitaciones en la aireación y en la disponibilidad de oxígeno. A velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia también se redujo, lo que se atribuyó a un incremento en la turbulencia y a la posible disrupción del biofilm microbiano.

Los resultados obtenidos fueron consistentes con estudios recientes, los cuales han señalado que velocidades de rotación intermedias optimizan la biodegradación de materia orgánica en sistemas de biodiscos, mientras que velocidades extremas pueden reducir la eficiencia del tratamiento (Waqas et al., 2023).

4.3.1.4. Turbiedad

La superficie de respuesta para el parámetro de turbiedad permitió evaluar la eficiencia del sistema de biodiscos en la reducción de sólidos suspendidos y partículas coloidales presentes en el agua residual. En el gráfico tridimensional, se observó una tendencia decreciente de la turbiedad conforme aumentó la velocidad de rotación, alcanzando valores óptimos de remoción en el rango de 35-45 rpm. El gráfico mostró que la mayor eficiencia de remoción de turbiedad (cercana al 70%) se obtuvo en velocidades intermedias. A velocidades inferiores a 35 rpm, la eficiencia de remoción fue más baja, oscilando alrededor del 50%, lo que indica que el tiempo de contacto y la capacidad de sedimentación no fueron suficientes. En velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia disminuyó progresivamente, lo que sugiere que la mayor turbulencia afectó negativamente la estabilidad del sistema y la sedimentación de partículas.



[X1]: Revoluciones por minuto (rpm), [X2]: Valores de Turbiedad

Figura 9. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de Turbiedad.

Uno de los principales factores que afectó la remoción de turbiedad fue la formación y estabilidad del biofilm microbiano en los discos. Estudios recientes han demostrado que los sistemas de biodiscos logran una mayor eficiencia de remoción de turbiedad en velocidades de rotación moderadas, ya que permiten un contacto óptimo entre el agua residual y la biopelícula adherida a los discos (Irfan et al., 2022). En este estudio, el aumento de la eficiencia en el rango de 40-45 rpm puede atribuirse a una combinación de mayor aireación y mejor retención de partículas en la biopelícula.

El aumento en la eficiencia de remoción de turbiedad en este rango también se vio favorecido por la mayor disponibilidad de oxígeno en el sistema, lo que permitió una mayor actividad de los microorganismos responsables de la degradación de materia suspendida. Investigaciones previas han indicado que la aireación adecuada mejora la biodegradación de partículas coloidales y favorece su posterior sedimentación (Waqas et al., 2021). Sin embargo, a velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia de remoción comenzó a disminuir. Este comportamiento puede explicarse por el aumento en la turbulencia del sistema, lo que pudo haber generado la resuspensión de partículas previamente sedimentadas, afectando la claridad del efluente (Wang et al., 2022). Estudios recientes han documentado que velocidades excesivas en biodiscos pueden reducir la estabilidad del biofilm y aumentar la dispersión de partículas suspendidas, lo que resulta en una menor eficiencia de remoción de turbiedad (Waqas et al., 2021).

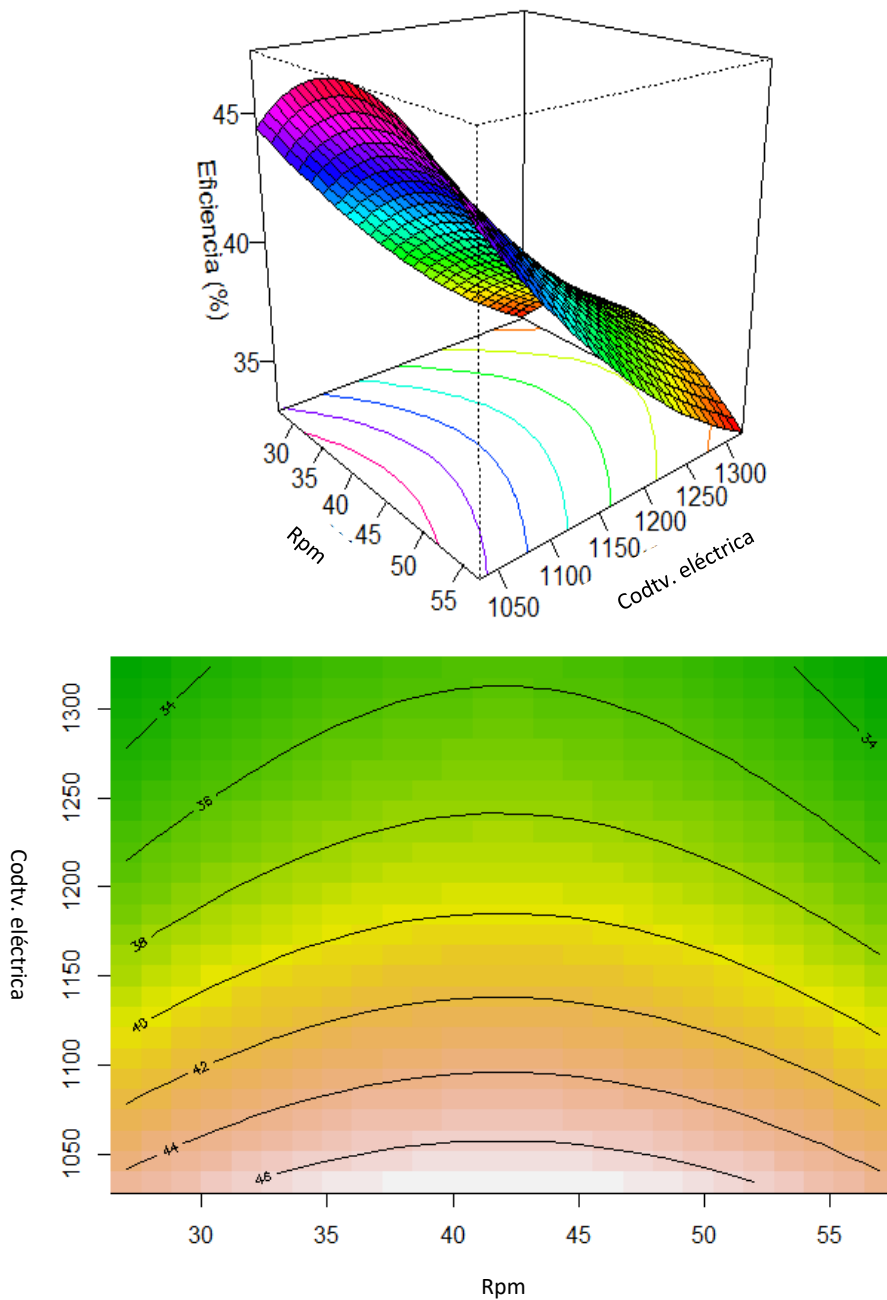
Estos hallazgos son consistentes con investigaciones previas que han evaluado la eficiencia de los sistemas de biodiscos en la remoción de sólidos suspendidos y turbiedad en aguas residuales. Se ha reportado que la máxima eficiencia de remoción de turbiedad se logra en el rango de 40-50 rpm, ya que en este intervalo se optimiza el contacto entre las partículas suspendidas y la biopelícula sin generar turbulencias excesivas (Waqas et al., 2022). En contraste, velocidades inferiores a 35 rpm pueden resultar en un tiempo de contacto insuficiente y menor sedimentación de partículas, mientras que velocidades superiores pueden causar una disrupción del proceso de separación de partículas.

El análisis de la superficie de respuesta del parámetro turbiedad permitió identificar que la velocidad de rotación de los biodiscos afectó significativamente la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos en el sistema de tratamiento. Se determinó que la eficiencia de remoción aumentó con la velocidad hasta un punto óptimo de 40-45 rpm, donde se alcanzaron valores máximos superiores al 70% de remoción. Sin embargo, en velocidades inferiores a 35 rpm, la eficiencia disminuyó debido a una menor interacción entre el agua residual y la biopelícula. A velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia también se redujo, lo que se atribuyó a un incremento en la turbulencia y a la posible resuspensión de partículas sedimentadas. Los resultados obtenidos fueron consistentes con estudios recientes, los cuales han señalado que las velocidades de rotación intermedias optimizan la remoción de sólidos suspendidos y turbiedad en sistemas de biodiscos, mientras que velocidades extremas pueden reducir la eficiencia del tratamiento (Waqas et al., 2023).

4.3.1.5. Conductividad eléctrica

El análisis de la superficie de respuesta para el parámetro

conductividad eléctrica permitió evaluar la eficiencia del sistema de biodiscos en la reducción de sales disueltas y otros compuestos iónicos en el agua residual. En el gráfico tridimensional, se observó una tendencia no lineal en la eficiencia de remoción de conductividad eléctrica, con un pico de eficiencia cercano al 45% en el rango de 40-45 rpm.



[X1]: Revoluciones por minuto (rpm), [X2]: Valores de Conductividad eléctrica

Figura 10. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de Conductividad Eléctrica.

En velocidades inferiores a 35 rpm, la eficiencia de remoción fue más baja, situándose alrededor del 30%, lo que indicó que la reducción de compuestos iónicos disueltos en estas condiciones fue limitada. A velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia

también disminuyó, alcanzando valores cercanos al 35%, lo que sugiere que la mayor turbulencia pudo haber afectado la estabilidad del sistema de retención de sales y minerales. El gráfico de contorno confirmó esta tendencia, mostrando que la menor conductividad eléctrica se concentró en el rango de 40-45 rpm, mientras que fuera de este intervalo la eficiencia de remoción disminuyó progresivamente.

La conductividad eléctrica en el agua residual está directamente relacionada con la presencia de sales, metales disueltos y otros compuestos iónicos. En sistemas de biodiscos, la reducción de la conductividad eléctrica depende de procesos biológicos y fisicoquímicos, como la adsorción de iones por la biopelícula y la precipitación de compuestos disueltos (Rodziewicz et al., 2020).

Uno de los principales factores que influyó en la variación de la conductividad eléctrica fue la actividad microbiana en la biopelícula. Estudios han demostrado que los sistemas de biodiscos pueden contribuir a la reducción de compuestos iónicos en el agua residual debido a la capacidad de los microorganismos para metabolizar ciertos iones y generar procesos de precipitación química (Waqas & Bilad, 2019). En este estudio, el aumento de la eficiencia en el rango de 40-45 rpm sugiere que en este intervalo se favoreció la actividad microbiana, lo que facilitó la retención y transformación de compuestos iónicos.

El aumento de la velocidad de rotación hasta 45 rpm permitió una mayor aireación y mejor contacto entre el agua y la biopelícula, favoreciendo la adsorción de iones disueltos en la estructura microbiana del biofilm. Investigaciones previas han indicado que las comunidades microbianas en sistemas de biodiscos pueden influir en la reducción de la conductividad eléctrica a través de la transformación biológica de compuestos nitrogenados y fosforados (Irfan et al., 2022).

Sin embargo, a velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia de remoción de conductividad eléctrica comenzó a disminuir. Este comportamiento puede explicarse por el efecto de la turbulencia excesiva en el sistema, lo que pudo haber afectado la estabilidad del biofilm y reducido su capacidad de adsorción de compuestos iónicos (Ebrahimi et al., 2017). Estudios recientes han señalado que altas velocidades de rotación pueden generar una dispersión de partículas cargadas eléctricamente, dificultando su eliminación del sistema (Rana et al., 2018).

Estos hallazgos son consistentes con investigaciones previas que han evaluado la eficiencia de los sistemas de biodiscos en la reducción de conductividad eléctrica en aguas residuales industriales y municipales. Se ha reportado que la máxima eficiencia de remoción de sales y metales disueltos se logra en el rango de 40-50 rpm, ya que

en este intervalo se optimiza el contacto entre los iones disueltos y la biopelícula sin generar turbulencias excesivas (Waqas et al., 2021).

El análisis de la superficie de respuesta del parámetro conductividad eléctrica permitió identificar que la velocidad de rotación de los biodiscos afectó significativamente la eficiencia de remoción de sales y compuestos iónicos en el sistema de tratamiento. Se determinó que la eficiencia de remoción aumentó con la velocidad hasta un punto óptimo de 40-45 rpm, donde se alcanzaron valores máximos superiores al 45% de remoción. Sin embargo, en velocidades inferiores a 35 rpm, la eficiencia disminuyó debido a una menor interacción entre el agua residual y la biopelícula microbiana. A velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia también se redujo, lo que se atribuyó a un incremento en la turbulencia y a la posible dispersión de compuestos iónicos previamente adsorbidos. Los resultados obtenidos fueron consistentes con estudios recientes, los cuales han señalado que las velocidades de rotación intermedias optimizan la remoción de sales disueltas y metales en sistemas de biodiscos, mientras que velocidades extremas pueden reducir la eficiencia del tratamiento (Rodziewicz et al., 2020).

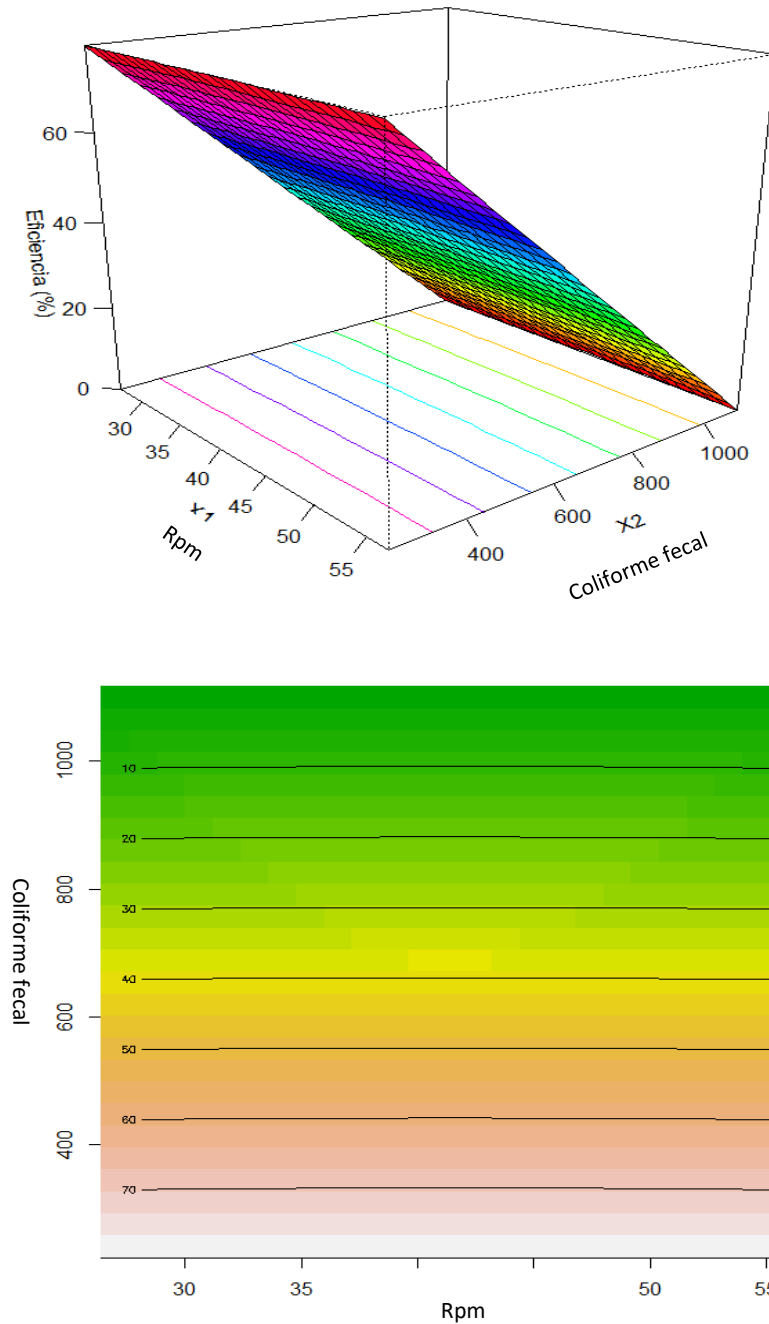
4.3.1.6. Coliformes fecales

El análisis de la superficie de respuesta para el parámetro coliformes totales permitió evaluar la eficiencia del sistema de biodiscos en la remoción de microorganismos indicadores de contaminación microbiológica en el agua residual. En el gráfico tridimensional, se observó una tendencia decreciente en la concentración de coliformes totales conforme aumentó la velocidad de rotación, alcanzando los valores más bajos en el rango de 45-50 rpm.

El gráfico mostró que la máxima eficiencia de remoción de coliformes totales (superior al 60%) se obtuvo en velocidades intermedias. A velocidades inferiores a 35 rpm, la eficiencia de remoción fue significativamente menor, oscilando alrededor del 20-30%, lo que sugiere que el tiempo de contacto y la aireación no fueron suficientes para optimizar el proceso. En velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia disminuyó progresivamente, lo que podría estar asociado con una reducción en el tiempo de contacto entre los microorganismos y la biopelícula del sistema de biodiscos. El gráfico de contorno confirmó esta tendencia, mostrando que los valores más bajos de coliformes totales se concentraron en el rango de 45-50 rpm, mientras que fuera de este intervalo la eficiencia del proceso disminuyó.

Uno de los principales factores que afectó la remoción de coliformes totales fue la actividad microbiana en la biopelícula del sistema de biodiscos. Estudios recientes han demostrado que los sistemas de biodiscos logran una alta eficiencia en

la eliminación de bacterias coliformes debido a la acción de microorganismos competidores y depredadores presentes en la biopelícula (Waqas et al., 2019).



[X1]: Revoluciones por minuto (rpm), [X2]: Valores de Coliformes fecales.

Figura 11. Análisis de superficie de respuesta para el parámetro de Coliformes Fecales.

En este estudio, el aumento de la eficiencia en el rango de 45-50 rpm puede atribuirse a la combinación de mayor aireación y un contacto óptimo entre el agua residual y la biopelícula, lo que facilitó la reducción de bacterias patógenas. El incremento de la velocidad de rotación hasta 45 rpm permitió una mayor oxigenación del sistema,

favoreciendo el crecimiento de microorganismos aerobios en la biopelícula. Investigaciones previas han indicado que la competencia microbiana en biodiscos contribuye a la eliminación de bacterias patógenas, ya que los microorganismos autóctonos del biofilm pueden desplazar a las bacterias coliformes mediante mecanismos de exclusión competitiva (Al Maliky et al., 2020).

Sin embargo, a velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia de remoción de coliformes totales comenzó a disminuir. Este comportamiento puede explicarse por el menor tiempo de contacto entre el agua residual y la biopelícula microbiana, lo que redujo la efectividad del proceso de eliminación bacteriana (Huang et al., 2023). Estudios recientes han señalado que velocidades excesivas pueden reducir la adherencia de microorganismos patógenos a la biopelícula y dificultar su eliminación por depredadores biológicos (Mohamed et al., 2022). Estos hallazgos coinciden con investigaciones previas que han evaluado la eficiencia de los sistemas de biodiscos en la reducción de coliformes totales en aguas residuales industriales y municipales. Se ha reportado que la máxima eficiencia de remoción de bacterias coliformes se logra en el rango de 40-50 rpm, ya que en este intervalo se optimiza el contacto entre las bacterias patógenas y la biopelícula sin generar turbulencias excesivas (Waqas et al., 2021).

El análisis de la superficie de respuesta del parámetro coliformes totales permitió identificar que la velocidad de rotación de los biodiscos afectó significativamente la eficiencia de remoción de bacterias patógenas en el sistema de tratamiento. Se determinó que la eficiencia de remoción aumentó con la velocidad hasta un punto óptimo de 45-50 rpm, donde se alcanzaron valores máximos superiores al 60% de remoción. Sin embargo, en velocidades inferiores a 35 rpm, la eficiencia disminuyó debido a una menor competencia microbiana y menor contacto con la biopelícula. A velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia también se redujo, lo que se atribuyó a un incremento en la turbulencia y a la reducción del tiempo de contacto entre los microorganismos y la biopelícula. Los resultados obtenidos fueron consistentes con estudios recientes, los cuales han señalado que las velocidades de rotación intermedias optimizan la remoción de coliformes totales en sistemas de biodiscos, mientras que velocidades extremas pueden reducir la eficiencia del tratamiento (Huang et al., 2023).

4.3.2. Determinación del porcentaje de eficiencia de reducción de carga del contaminante

La Tabla 7 muestra la eficiencia de remoción de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos a diferentes velocidades de rotación del sistema de biodiscos

(27, 37, 47 y 57 rpm). En términos generales, los resultados indicaron que la eficiencia de remoción varió en función de la velocidad de rotación, con una tendencia a mejorar en velocidades intermedias (37-47 rpm) y una disminución en velocidades extremas (27 y 57 rpm).

Tabla 7. Eficiencia de remoción de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos a diferentes revoluciones por minuto.

Parámetros Fisicoquímicos	Eficiencia de remoción (%)			
	27 rpm	37 rpm	47 rpm	57 rpm
pH	5.618	12.640	13.764	7.022
SST	34.065	64.146	66.848	34.750
DBO5	50.287	76.230	76.391	51.609
Turbiedad	54.891	68.478	69.565	52.500
Temperatura	3.103	5.000	5.000	4.483
Conductividad eléctrica	32.793	43.597	43.597	33.431
Parámetros Microbiológicos				
Coliformes Fecales	29.091	69.773	75.909	43.636
Coliformes totales	0.000	29.091	58.182	0.000

pH: potencial de hidrógeno, SST (mg/l): sólidos suspendidos totales, DBO5 (mg/l): Demanda bioquímica de oxígeno, Turbiedad (NTU), Temperatura (°C), Conductividad eléctrica (uS/cm), Coliformes fecales (UFC/ml), Coliformes Totales (UFC/ ml) .

Se observó un incremento en la eficiencia de remoción del pH a medida que aumentó la velocidad de rotación hasta 47 rpm (13.764%), seguido de una disminución a 57 rpm (7.022%). Este comportamiento puede explicarse por la mayor actividad microbiana y procesos de nitrificación en el rango de 37-47 rpm, lo que favoreció la conversión de compuestos alcalinos en ácidos orgánicos, reduciendo el pH del agua tratada (Waqas et al., 2021). Sin embargo, a velocidades superiores a 50 rpm, la turbulencia excesiva pudo haber interferido en el equilibrio biológico, afectando la estabilidad del pH (Cheng et al., 2024).

La remoción de SST alcanzó su punto máximo a 47 rpm (66.848%), lo que indica que esta velocidad favoreció la sedimentación y captura de partículas en suspensión. A velocidades bajas (27 rpm, 34.065%), la eficiencia fue menor, lo que sugiere un tiempo de contacto insuficiente entre el biofilm y el agua residual (Talpur et al., 2019). En contraste, a 57 rpm (34.750%), la eficiencia disminuyó debido a la turbulencia excesiva, la cual pudo haber provocado la resuspensión de partículas previamente capturadas (Rodziewicz et al., 2020).

La remoción de DBO₅ mostró una tendencia similar a los SST, con una eficiencia máxima de 76.391% a 47 rpm. Este valor sugiere que en esta velocidad se optimizó la degradación de materia orgánica biodegradable, lo que coincide con estudios previos que

indican que velocidades intermedias favorecen la actividad metabólica de la biopelícula (Huang et al., 2023). A 57 rpm (51.609%), la eficiencia se redujo, posiblemente debido a la disminución del tiempo de contacto entre la biopelícula y el agua residual, lo que afectó la biodegradación de compuestos orgánicos (Mohamed et al., 2022).

El sistema de biodiscos alcanzó una eficiencia de remoción de turbiedad del 69.565% a 47 rpm, lo que indica que en este punto se logró una mejor clarificación del agua. A velocidades más bajas (27 rpm, 54.891%), la menor aireación y menor adhesión de partículas suspendidas pudieron haber reducido la eficiencia del sistema (Irfan et al., 2022). En velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia disminuyó, lo que sugiere que la turbulencia pudo haber interferido en la sedimentación de partículas, reduciendo la calidad del efluente tratado (Wang et al., 2022).

La eficiencia de remoción de conductividad eléctrica también mostró una tendencia decreciente en velocidades extremas. A 47 rpm, la eficiencia alcanzó el 39.457%, mientras que, a 27 rpm y 57 rpm, los valores fueron más bajos (32.793% y 33.431%, respectivamente). Esto sugiere que en velocidades intermedias se logró una mejor retención y adsorción de sales y compuestos iónicos en la biopelícula, mientras que a velocidades más altas la dispersión de iones pudo haber afectado la eficiencia del proceso (Ebrahimi et al., 2017).

En términos microbiológicos, la remoción de coliformes fecales alcanzó su punto máximo a 47 rpm (75.909%), mientras que la remoción de coliformes totales fue del 58.182%. Estos valores indican que a esta velocidad se logró una mayor exposición de los microorganismos patógenos a las bacterias depredadoras y procesos de oxidación biológica en la biopelícula del biodisco (Huang et al., 2023). En velocidades más bajas, la menor oxigenación redujo la competencia microbiana, lo que limitó la eliminación de patógenos (Al Maliky et al., 2020). A velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia de eliminación de coliformes disminuyó, posiblemente debido a la reducción en el tiempo de contacto entre los microorganismos y el biofilm, afectando la depuración microbiológica del agua (Mohamed et al., 2022).

Los resultados obtenidos en la Tabla 7 indican que la eficiencia de remoción de carga contaminante fue óptima en el rango de 37-47 rpm, alcanzando los valores más altos en 47 rpm. En este intervalo se logró una remoción máxima de DBO₅ (76.391%), SST (66.848%), turbiedad (69.565%) y coliformes fecales (75.909%), lo que sugiere que a esta velocidad se optimizaron los procesos biológicos y fisicoquímicos en el sistema de biodiscos.

En velocidades inferiores a 35 rpm, la eficiencia de remoción se vio

limitada, posiblemente debido a una menor aireación y tiempo de contacto con la biopelícula. En contraste, a velocidades superiores a 50 rpm, la eficiencia también disminuyó, lo que puede atribuirse a un exceso de turbulencia que afectó la estabilidad del biofilm y la sedimentación de partículas. Estos hallazgos coinciden con estudios previos que han demostrado que las velocidades intermedias en sistemas de biodiscos optimizan la eliminación de contaminantes orgánicos y microbiológicos, mientras que velocidades extremas pueden reducir la eficiencia del proceso (Waqas et al., 2023).

V. CONCLUSIONES

El agua residual del matadero presentó altos niveles de DBO₅, SST, turbiedad y coliformes fecales, lo que indica una alta carga contaminante y la necesidad de un tratamiento adecuado antes de su disposición.

Se diseñó y operó un reactor de biodiscos con 75 discos, demostrando que esta tecnología es viable y eficiente para la depuración de aguas residuales, con potencial para su aplicación en mataderos y sectores similares donde las aguas residuales presenten una elevada carga orgánica.

El sistema de biodiscos mostró una reducción significativa de la carga contaminante, con eficiencias máximas en la remoción de Demanda Bioquímica de Oxígeno 5, SST y coliformes fecales, mejorando la calidad del agua tratada.

La eficiencia de remoción de contaminantes fue mayor en el rango de 37-47 rpm, debido a un equilibrio óptimo entre aireación, tiempo de contacto con la biopelícula y estabilidad del biofilm, mientras que velocidades extremas redujeron la eficiencia.

El sistema alcanzó su mayor desempeño a 47 rpm, logrando una reducción efectiva de la carga orgánica y microbiológica, con una caída en la eficiencia a velocidades superiores debido a turbulencias y menor tiempo de contacto.

VI. PROPUESTA A FUTURO

Evaluar mayor diversidad de materiales de biodiscos para mejorar la adherencia microbiana y eficiencia del tratamiento. Ajustar la velocidad de rotación para optimizar la remoción de contaminantes sin generar turbulencias. Diseñar discos con geometrías innovadoras para mejorar la aireación y contacto con el agua residual.

Combinar biodiscos con reactores UASB para mejorar la degradación de materia orgánica. Implementar tratamientos terciarios como filtros de carbón activado y ultrafiltración. Evaluar humedales artificiales como post-tratamiento ecológico y económico en zonas rurales.

Estudiar la presencia de metales pesados y contaminantes emergentes en el agua residual. Evaluar la eliminación de patógenos y formación de biopelículas en biodiscos. Realizar análisis de costos comparativos para determinar la viabilidad económica del sistema.

Implementar el uso de energía solar como fuente alternativa para la rotación del sistema de biodiscos, lo cual permitirá reducir el consumo eléctrico y mejorar la sostenibilidad del tratamiento en zonas rurales. Esta acción disminuiría la dependencia de fuentes convencionales de energía y aportaría a la mitigación del impacto ambiental del proceso.

Realizar un análisis de costo-beneficio considerando el tiempo invertido en operación, mantenimiento y consumo energético, frente a los beneficios generados en calidad del efluente, reutilización de agua y mejora ambiental. Este análisis permitirá evaluar la viabilidad técnica, económica y ambiental del sistema a mediano y largo plazo.

Adaptar el sistema de biodiscos a industrias avícolas, pesqueras y lácteas. Implementarlo en comunidades rurales con acceso limitado a tratamiento de aguas residuales. Evaluar su impacto en la reducción de contaminación en cuerpos de agua cercanos.

Analizar la calidad del efluente para su uso en riego agrícola y áreas verdes. Evaluar su integración en un circuito de recirculación dentro del camal para reducir el consumo de agua potable. Asegurar su cumplimiento con normativas ambientales y sanitarias vigentes.

Usar modelos computacionales para predecir la eficiencia del tratamiento. Simular el transporte de contaminantes en el efluente tratado para evaluar su impacto ambiental. Optimizar parámetros operativos antes de la implementación para reducir costos.

Implementar sensores en tiempo real para medir parámetros clave y mejorar la eficiencia. Aplicar inteligencia artificial para predecir el rendimiento y optimizar ajustes operativos. Automatizar el sistema para reducir intervención manual y mejorar la estabilidad del proceso.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Al Maliky, J., Al-Adhub, A., & Hussain, N. A. (2020). Removal efficiency of fecal coliform at different types of constructed wetland systems namely VSSF, HSSF, and SF. *Journal of Pharmaceutical and Biological Sciences*.
- ÁLVAREZ, A. SUÁREZ, J. H. 2006. Tratamiento biológico del lixiviado generado en el Relleno Sanitario “El Guayabal” de la ciudad de San José de Cúcuta. *Ingeniería y Desarrollo* (20): 11 p
- ALVES, M. 2007b. Tratamento de Água e Efluentes Líquidos - Reactores de Biodiscos. Recuperado en Julio de 2009, de: <http://www.biologica.eng.uminho.pt/TAEL/downloads/200708/biodiscos>
- ÁVILA, O. Y RAMÍREZ, W. 1989. Diseño, Construcción, Montaje y puesta en marcha de un sistema de discos biológicos rotatorios a escala de laboratorio. *Revista ACODAL*, 142, 35-50 p
- Ballarte Baylon, A. A. (2023). *Tratamiento de efluentes líquidos del camal municipal para mitigar la contaminación ambiental en Tingo María* Trabajo de investigación para optar el título profesional de Ingeniero Ambiental, Universidad Nacional Hermilio Valdizán. Repositorio Institucional UNHEVAL.
- Becerra Gutiérrez, L. K., Horna-Acevedo, M. V., & Barrionuevo-Albújar, K. I. (2019). Influencia de microorganismos nativos en el tratamiento de efluentes residuales de camales.
- Bendezu, R., & Martínez, A. (2017). Propuesta de una planta de tratamiento de aguas residuales utilizando filtros percoladores - lodos anaeróbicos ecológicos para el distrito de Huancayo, provincia de Huancayo - Junín. Universidad Peruana Los Andes.
- CASTILLO, F., VIVAS, F. 1996. Tratamiento de Aguas Residuales, de una Empresa Papelera, con Sistema de Biodiscos. *Revista Acotepac* (29): 6 p.
- Céliz Molina, E. J. (2019). Efecto del tiempo de retención hidráulica en un reactor de biodiscos a escala de laboratorio, en la depuración de efluentes del matadero municipal de Tingo María–Huánuco.
- Cheng, L., Deng, G., Zhang, C., Yang, Y., Abdelfattah, A., Eltawab, R., & Jia, H. (2024). *Enhanced Low-Energy Chemical Oxygen Demand (COD) Removal in Aeration-Free Conditions through Pulse-Rotating Bio-Contactors Enriched with Glycogen-Accumulating Organisms*. *Water*.
- COSTLEY, S. C., WALLIS, F. M. 2000. Effect of flow rate on heavy metal accumulation by rotating biological contactor (RBC) biofilms. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 24(4): 7 p.

- Díaz R., Vega J. 2013. Efecto de la variación de la carga orgánica en el desempeño de un reactor UASB (upflow anaerobic sludge blanket) tratando efluentes de una planta extractora de aceite de palma. *Rev. Amb. Pamplona*. 4 (1). 23-32.
- Domínguez, L., & Rojas, K. (2019). Eficacia de los biodigestores autolimpiables en las unidades básicas de saneamiento con arrastre hidráulico (UBS - AH) en el tratamiento de aguas residuales domésticas, Huando 2019. Universidad Nacional de Huancavelica.
- Ebrahimi, A., Najafpour, G., & Nikzad, M. (2017). Evaluation of treatability of high strength wastewater in a three-stage rotating biological contactor. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*.
- García, Z. 2012. Comparación y evaluación de tres plantas acuáticas para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Lima, Perú. Universidad Nacional de Ingeniería, 9-16 p
- Gobierno Autónomo Municipal de Tarija y Provincia Cercado. (2021). *EDTP: Construcción de una planta de tratamiento de aguas residuales para el matadero municipal de la ciudad de Tarija*. <https://es.scribd.com/document/537836199/EDTP-Planta-Tratamiento-Matadero>
- Gutarra Comun, R. H. (2016). Diseño de la Infraestructura para el Tratamiento de Aguas Residuales Mediante Biodiscos del Sistema de Alcantarillado de la Localidad de Huayllaspanca-Sapallanga-Huancayo.
- Gutarra, R. (2016). Diseño de la infraestructura para el tratamiento de aguas residuales mediante biodiscos del sistema de alcantarillado de la localidad de Huayllaspanca - Sapallanga. Universidad Peruana Los Andes.
- Huarachi Núñez, Y. D., & Huanacuni Lupaca, C. (2021). Sistema de tratamiento de aguas residuales del matadero municipal de Tacna. *Revista Ingeniería Investiga*, 3(1), 39–49. https://www.researchgate.net/publication/353078214_Sistema_de_tratamiento_de_aguas_residuales_del_matadero_municipal_de_Tacna
- Huang, J., Wen, X., Tang, Q., Liu, D., & Chen, S. (2023). *An Innovative Waterwheel-Rotating Biological Contactor (WRBC) System for Rural Sewage Treatment*. *Water*.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática - inei (2017) INEI - Plataforma del Estado Peruano. En Línea: <https://www.gob.pe/inei>
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). Censos Nacionales 2017: XII de Población, VII de Vivienda y III de Comunidades Indígenas
- Irfan, M., Waqas, S., Khan, J., Rahman, S., Kruszelnicka, I., Ginter-Kramarczyk, D., Legutko, S., Ochowiak, M., Włodarczak, S., & Czernek, K. (2022). *Effect of Operating*

Parameters and Energy Expenditure on the Biological Performance of Rotating Biological Contactor for Wastewater Treatment. Energies

- Jurado, J. C., & Vargas, E. (2015). Remoción de materia orgánica en un sistema biodiscos en el tratamiento de aguas residuales urbanas de los efluentes “Las Vírgenes” – Huancayo a nivel de laboratorio. Universidad Nacional del Centro del Perú.
- Khondabi, V. G., Fazlali, A., & Arjomandzadegan, M. (2019). *Biological treatment of phenol from petroleum refinery wastewater using mixed indigenous cultures in a rotating biological contactor: experimental and statistical studies*. Desalination and Water Treatment.
- MBA, D. 2003. "Mechanical evolution of the rotating biological contactor into the 21st century." Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Parte: Journal of Process Mechanical Engineering 217(3): 31 p.
- MBA, D., BANNISTER, R. H., FINDLAY, G. E. 1999. Mechanical redesign of the rotating biological contactor." Water Research 33(18): 10 p.
- METCALF y EDDY. 1996. Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. México D.F, McGraw Hill. 1485 p
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2002(a). Guía Ambiental para Rellenos Sanitarios. Bogotá. 200 p.
- Mohamed, M. A., Fouad, H. A., & ElHefny, R. M. (2022). *Reviewing Rotating Biological Contactor's Different Aspects for Wastewater Treatment with Experiment*. Engineering Research Journal - Faculty of Engineering (Shoubra).
- OROZCO A. y SALAZAR A. 1987. Tratamiento biológico de las aguas residuales. Universidad de Antioquia, facultad de ingeniería. Departamento de sanitaria. CESET. Segunda edición Medellín. Colombia. 216 p
- Pambudi, Y. S., Sudaryantiningih, C., Amah, V. T., Jama, J. T., & Ripi. (2022). *Waste Water Treatment Installation Planning Industrial Know in Aerobic Using Rotating Biological Contactors (RBC)*. East Asian Journal of Multidisciplinary Research
- PÉREZ, J. 2010. Aplicación y evaluación de un reactor de Contactores Biológicos Rotativos (RBC O Biodiscos) a escala laboratorio como tratamiento de los lixiviados generados en el Relleno Sanitario de la Pradera. Tesis Magister en Ingeniería Urbana. Medellín, Colombia. 185 p
- Rodziewicz, J., Mielcarek, A., Janczukowicz, W., & Bryszewski, K. (2020). Electric Power Consumption and Current Efficiency of Electrochemical and Electrobiological Rotating Disk Contactors Removing Nutrients from Wastewater Generated in Soil-Less Plant

Cultivation Systems. Water.

ROMERO, J. A. 2008. Tratamiento de Aguas Residuales: Teoría y principios de diseño.

Bogotá, Escuela Colombiana de Ingeniería. 1248 p.

Subhadarsini, L., & Dash, R. R. (2020). Treatment of Industrial Waste Water using Single-Stage Rotating Biological Contactor. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering.

Talpur, M. G., Daudpoto, M. R., Kakar, A., Waskan, M. I., & Shaikh, A. (2019). *Analysis of Residuals for the Elimination of Total Suspended Solids Simulation of Wastewater through Rotating Biological Contactor*. Sindh University Research Journal.

Tamani Aguirre, Y. H. (2017). Electrocoagulación para la remoción de carga contaminante del efluente del matadero municipal de Tingo María.

Tuni Arivilca, D. D., & Villalba Díaz, L. F. (2024). Tratamiento de aguas residuales provenientes de un matadero avícola mediante la aplicación de lodos activados. https://www.researchgate.net/publication/387104207_Tratamiento_de_aguas_residuales_provenientes_de_un_matadero_avicola_mediante_la_aplicacion_de_lodos_activados

Velasco, J. E., Molano, A. F., & Pramparo, L. (2022). Removal of organic matter present in wastewater of a pharmaceutical plant using a RBC (Rotating Biological Contactor). Tecnología y Ciencias del Agua.

Wang, W., Li, C., Dong, Y., Chen, Z., Yang, L., Wei, Y., Wu, K., & Tian, Y. (2022). Removal Performances of Turbidity, Organics, and NH₄⁺-N in a Modified Settling Tank with Rotating Biological Discs Used for Enhancing Drinking Water Purification. Water.

Waqas, S., Bilal, M. R., & Man, Z. (2021). Performance and energy consumption evaluation of rotating biological contactor for domestic wastewater treatment. *Indonesian Journal of Science and Technology*, 6(1), 101–112. <https://doi.org/10.17509/ijost.v6i1.31524> MDPI+3ResearchGate+3ResearchGate+3

Waqas, S., Harun, N. Y., Sambudi, N., Bilal, M., Abioye, K. J., Ali, A., & Abdulrahman, A. (2023). *A Review of Rotating Biological Contactors for Wastewater Treatment*. **Water**.

WELTER, A. B., ROMERO, J. M., GRUMELLI, Y. A., SANCHEZ, J. A., ASCAR,

G.I. 2004. La Biopelícula en los procesos RBC. Recuperado en agosto de 2008, de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/argentina14/welter.pdf>.

Zhang, Y., Wang, L., & Li, X. (2025). Treatment performance and characteristics of biofilm carriers in an aerobic rotating biological contactor for rural domestic sewage. Water, 17(3), 356. <https://doi.org/10.3390/w17030356>

VIII. ANEXOS

Tabla 8. Base de datos de los parámetros fisicoquímicos

rpm	pH	SST	DBO ₅	Turbiedad	Temperatura	CE	Coliformes Fecales	Coliformes Totales
27	8.5	2150	2170	250	28.5	1323	1100	1100
27	8.4	2130	2150	200	27.5	1315	460	1100
27	8.3	2180	2180	180	28.1	1310	1100	1100
27	8.4	2130	2150	200	28.3	1321	460	1100
37	7.8	1168	1048	150	27.3	1184	460	460
37	7.7	1168	1048	150	27.5	1170	290	1100
37	7.8	1167	1020	150	27.3	1034	290	460
37	7.8	1168	1020	130	28.1	1034	290	1100
47	7.7	1010	1020	130	27.3	1034	290	460
47	7.7	979	1020	130	28.3	1034	290	460
47	7.6	1165	1020	130	27.3	1170	240	460
47	7.7	1165	1048	170	27.3	1184	240	460
57	7.9	2110	2010	180	27.5	1315	460	1100
57	8.4	2130	2130	200	27.5	1310	460	1100
57	8.3	2130	2130	250	28.3	1284	460	1100
57	8.5	2140	2150	250	27.5	1310	1100	1100

pH: potencial de hidrógeno, SST (mg/l): sólidos suspendidos totales, DBO₅ (mg/l): Demanda bioquímica de oxígeno, Turbiedad (NTU), Temperatura (°C), Conductividad eléctrica (uS/cm), Coliformes fecales (UFC/ml), Coliformes Totales (UFC/ ml)

Tabla 9. Especificaciones del sistema de biodiscos

Especificaciones	valor
Porcentaje de área inmersa de discos	40%
Diámetro de los discos	0.28 m
Espesor de los discos	2 mm
Material Discos y subdivisiones de Etapas	Poliestireno
Material Tanque	PVC Novafort
Etapas en el reactor	4
Número de Discos	75
Espaciamientos entre discos	234 mm en total (6 mm entre cada disco)
Espaciamiento entre disco y división de etapa	3.5 cm
Diámetro interno del tanque	0.28 m

**“Año del bicentenario, de la consolidación de nuestra independencia y de la
conmemoración de las heroicas batallas de Junín y Ayacucho”**

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA
FACULTAD DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERIA AMBIENTAL**

Tingo María, 19 de agosto del 2023

Sr(a).
Doc. Cesar Samuel López López
Jefe de laboratorio de microbiología

ASUNTO : solicito autorización del uso el laboratorio de microbiología

PRESENTE:

Yo, ALFARO VARGAS, ANDERSON FREDY, identificado con DNI 76912374, egresado de la escuela profesional de ingeniería ambiental de la facultad de recursos naturales renovables.

Mediante el presente, me dirijo a usted para saludarle cordialmente y a la vez manifestarle lo siguiente:

Solicito su autorización para el uso de las instalaciones, equipos y materiales del laboratorio de microbiología días **lunes de 11 am a 1 pm, miercoles de 10am a 1 pm, viernes de 10 am a 1 pm** para la medición de parámetros (pH, conductividad eléctrica, solidos disueltos, temperatura, solidos totales suspendidos, escherichia coli, coliformes termotolerantes, coliformes totales, oxígeno disuelto, turbiedad), el tiempo de uso estimado será de 24 de agosto al 02 de septiembre del 2024, como parte del proyecto de tesis titulado **“EFECTO DEL SISTEMA DE BIODISCO EN LAS AGUAS RESIDUALES GENERADOS POR EL CAMAL DE TINO MARIA, 2024”**

En el adjunto se presenta la resolución de aprobación del proyecto de tesis, sin otro particular agradezco su cordial atención.

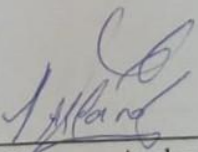

 Alfaro Vargas, Anderson Fredy
 Egresado de la EPIA

Figura 12. Solicitud



Figura 13. Construcción del sistema de Biodiscos



Figura 14. Construcción del sistema de Biodiscos

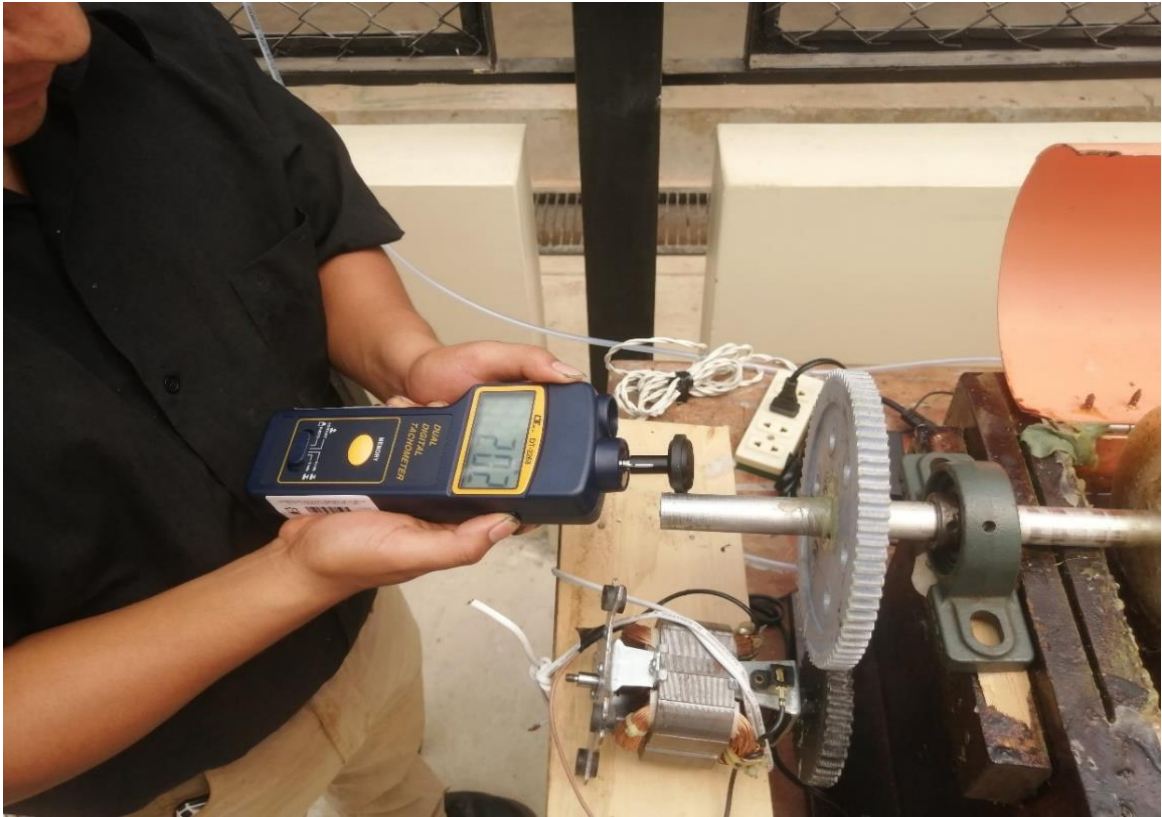


Figura 15. Construcción del sistema de Biodiscos



Figura 16. Recolección de agua residual del Camal



Figura 17. Recolección de agua residual del Camal



Figura 18. Recolección de agua residual del Camal



Figura 19. Medición del engranaje de rotación



Figura 20. Medición del engranaje de rotación



Figura 21. Puesta en marcha del sistema se biodiscos

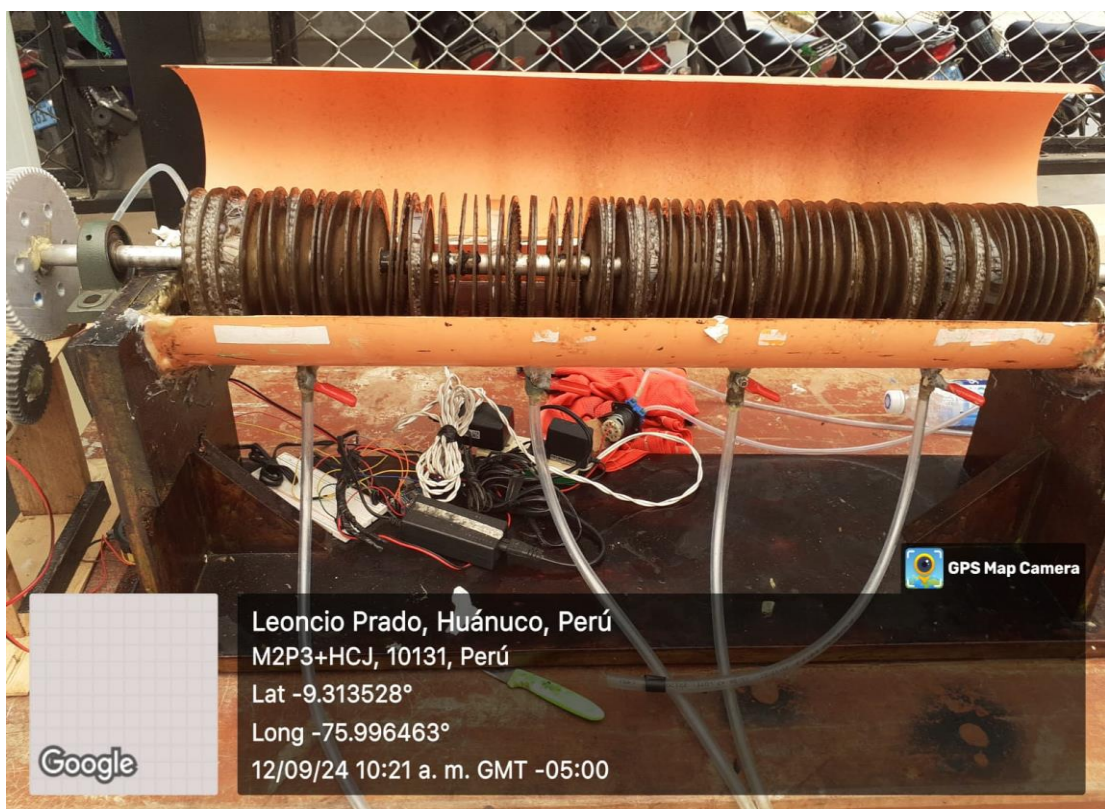


Figura 22. Puesta en marcha del sistema se biodiscos

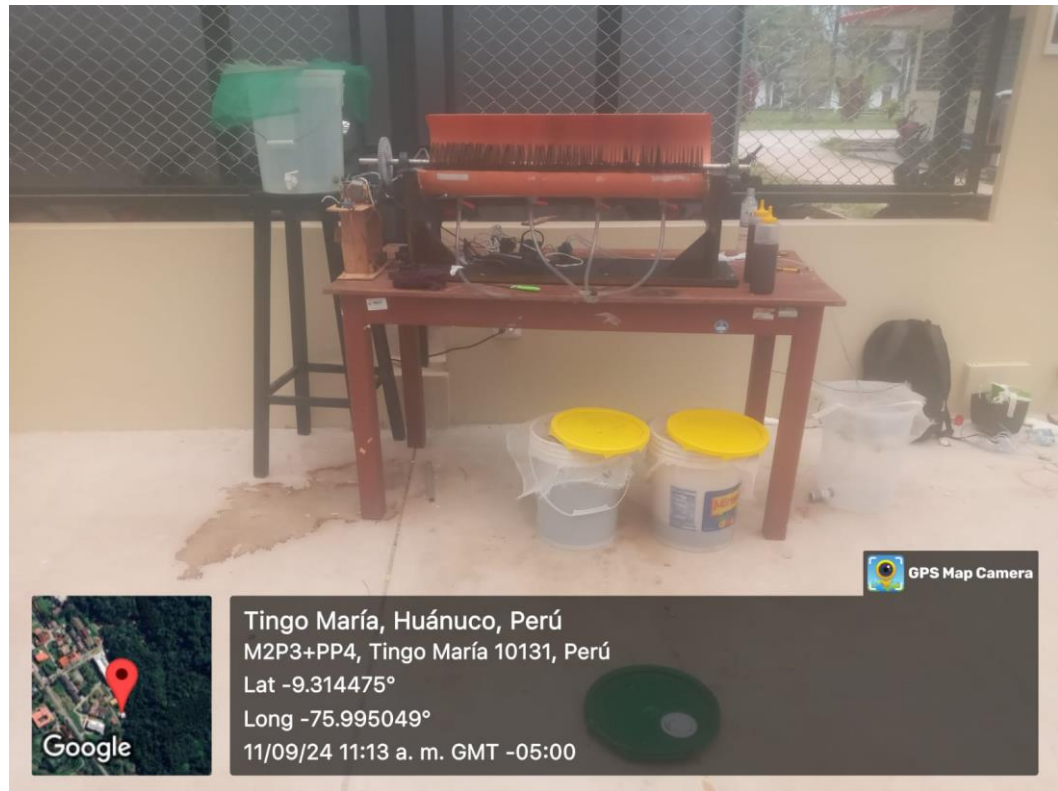


Figura 23. Puesta en marcha del sistema se biodiscos



Figura 24. Biodiscos con formación de espuma



Figura 25. Recolección de muestras



Figura 26. Muestras



Figura 27. Muestra para medición de DBO₅



Figura 28. Muestras para medición de parámetros fisicoquímicos



Figura 29. Muestras para medición de parámetros microbiológicos



Figura 30. Muestras para medición de parámetros microbiológicos



Figura 31. Muestras para medición de parámetros microbiológicos

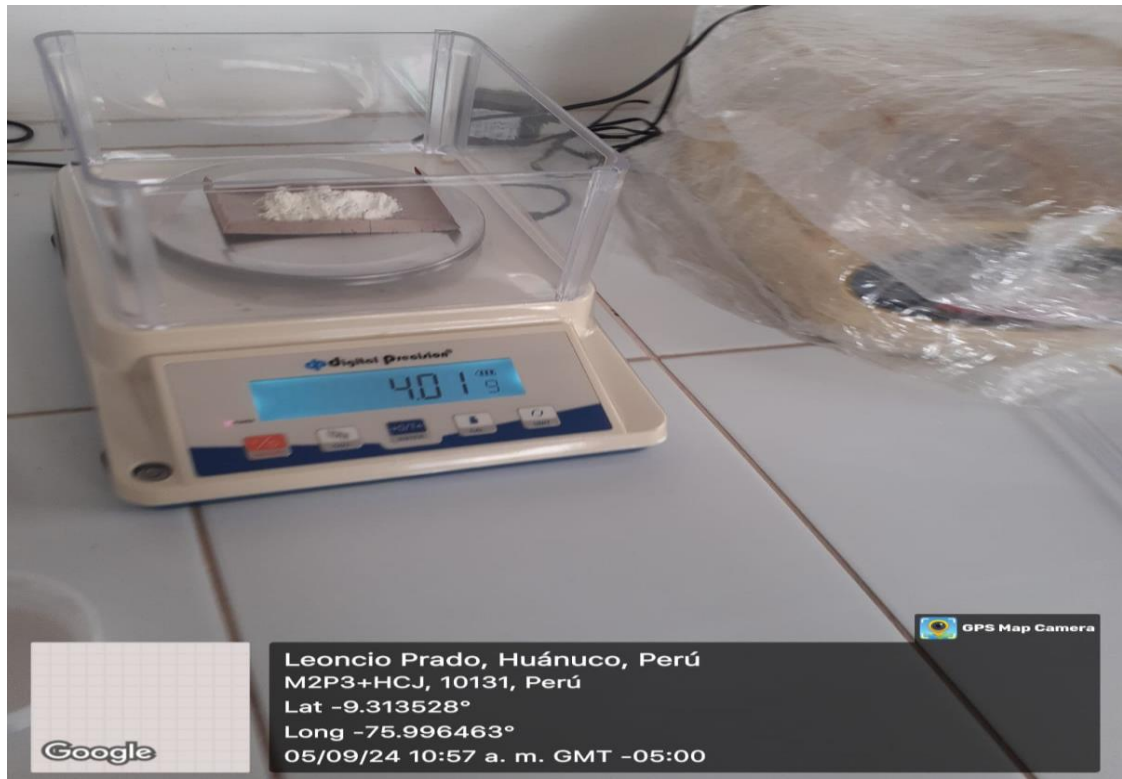


Figura 32. Pesaje de muestra para medición de parámetros microbiológicos



Figura 33. Muestras para medición de parámetros microbiológicos



Figura 34. Medición de parámetros microbiológicos



Figura 35. Medición de parámetros fisicoquímicos



Figura 36. Medición de parámetros fisicoquímicos



Figura 37. Almacenamiento de muestras para medición de parámetro DBO5

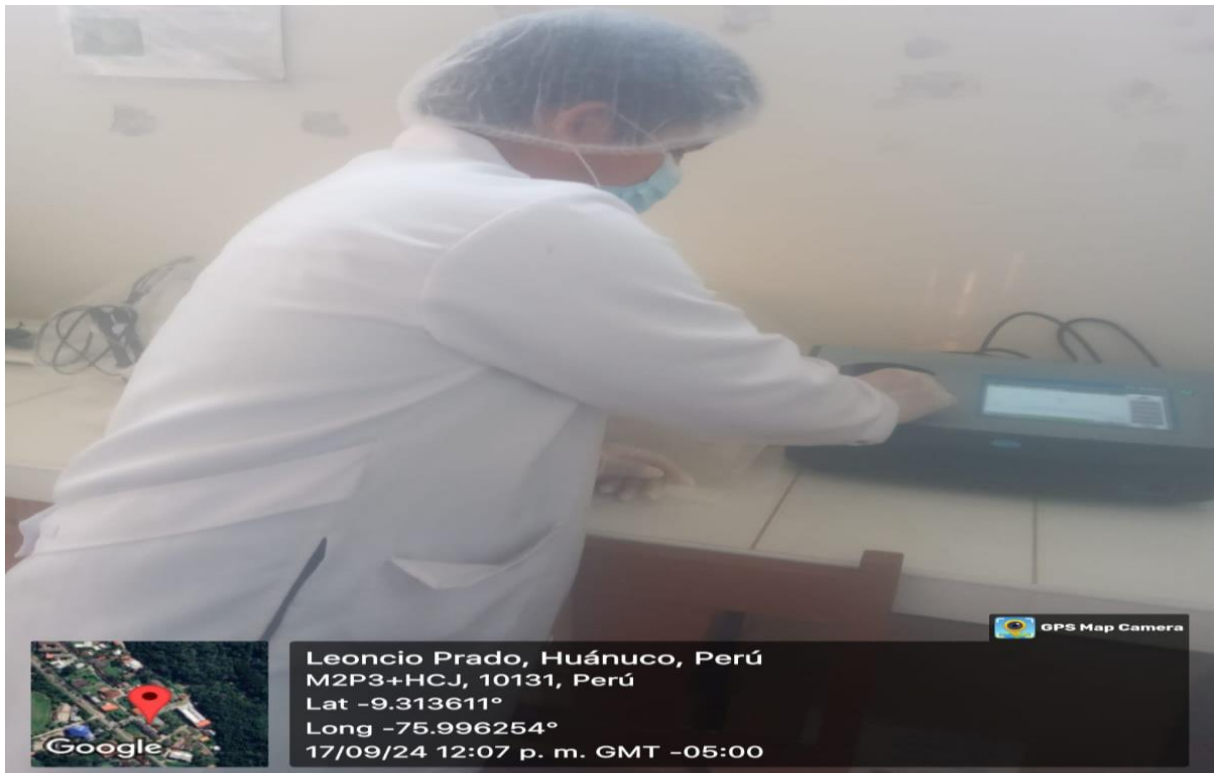


Figura 38. Medición de parámetros fisicoquímicos

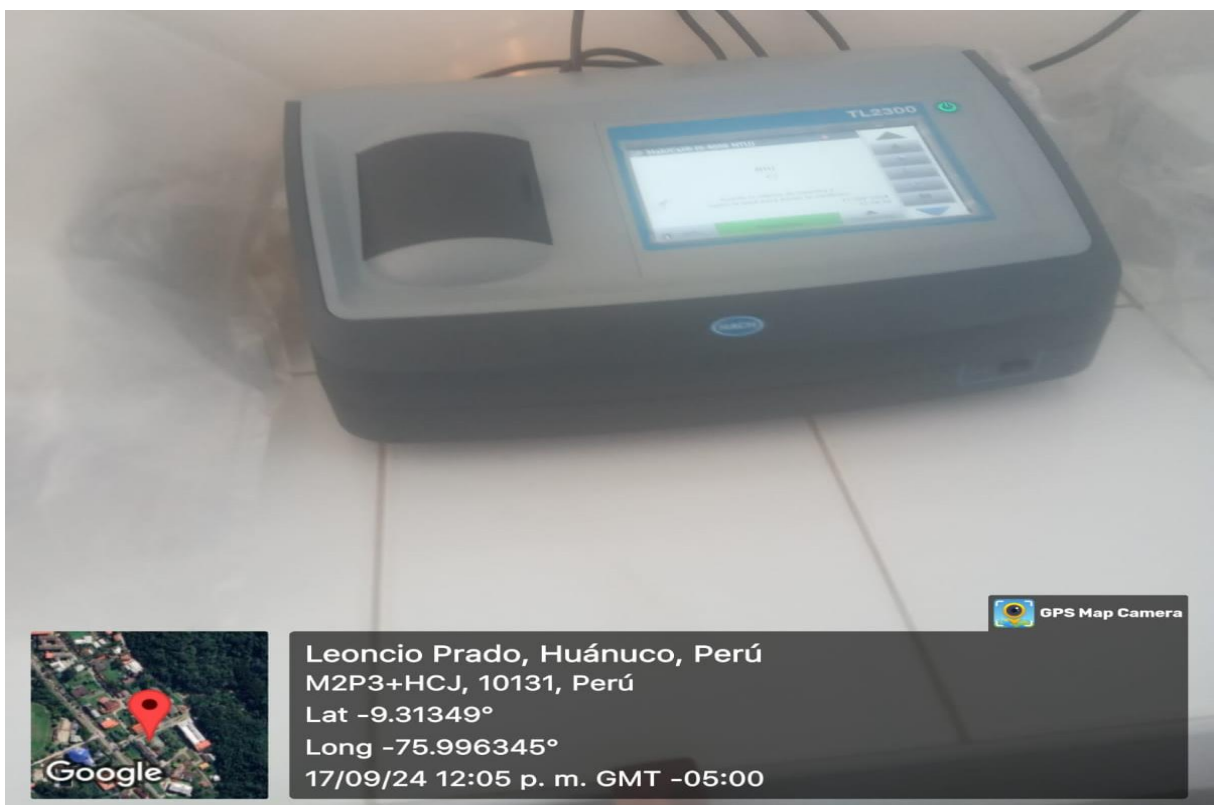


Figura 39. Medición de parámetros fisicoquímicos

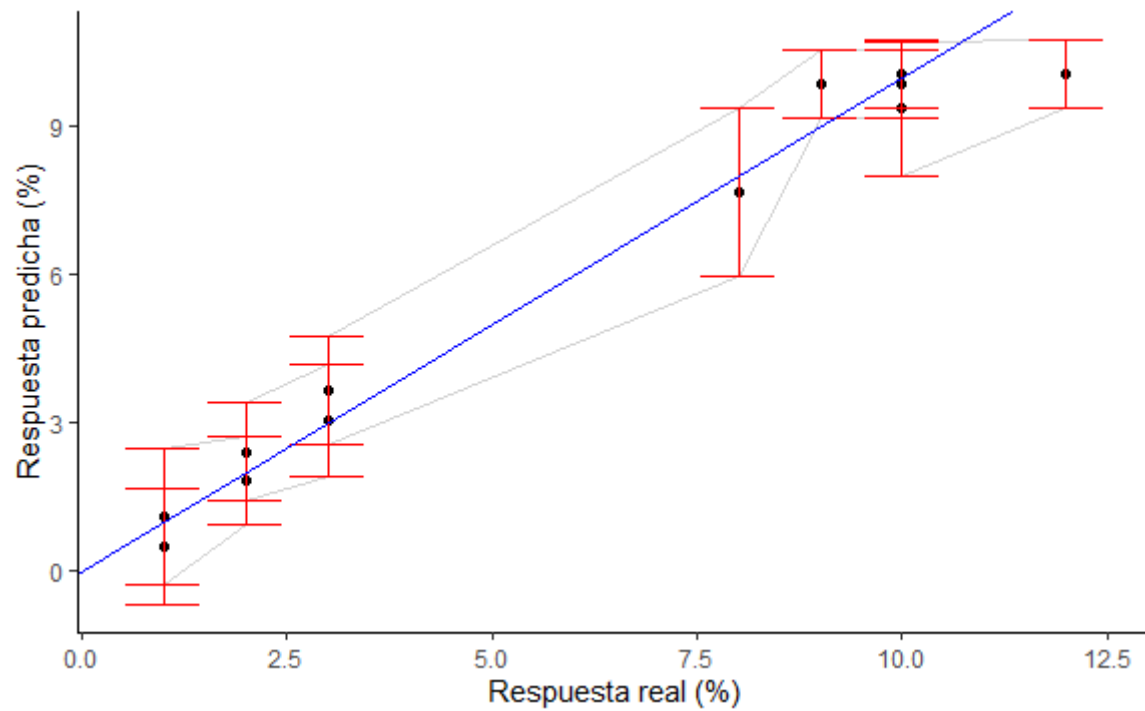


Figura 40. Respuestas predichas y respuesta real para el pH

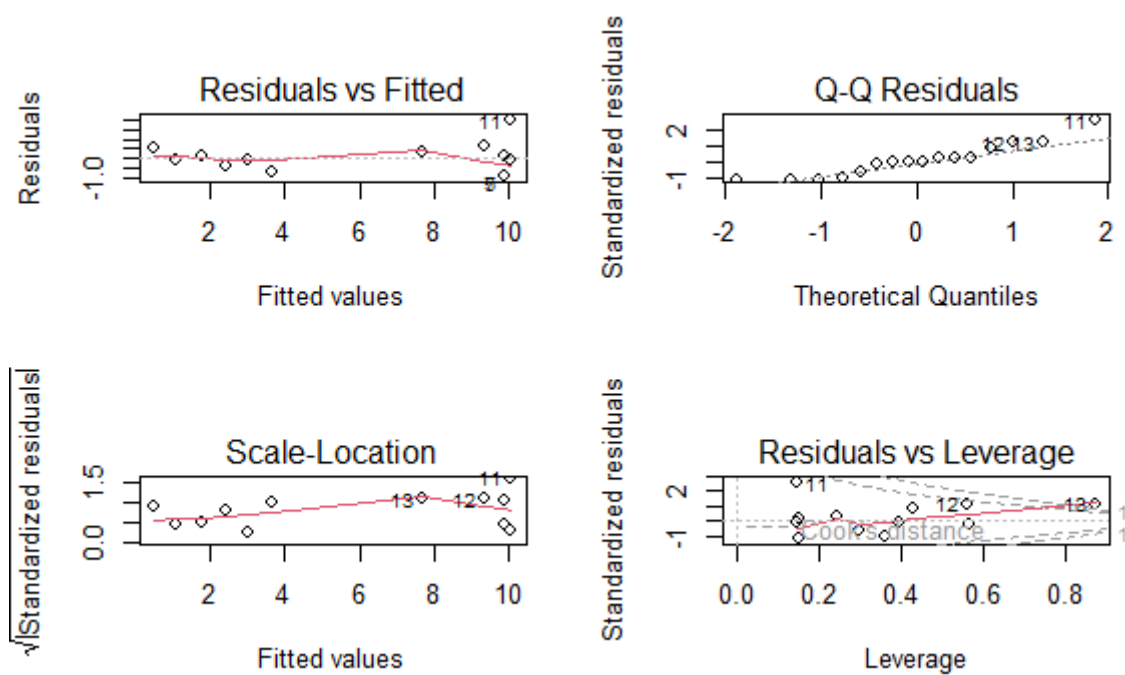


Figura 41. Verificación de supuestos para el pH

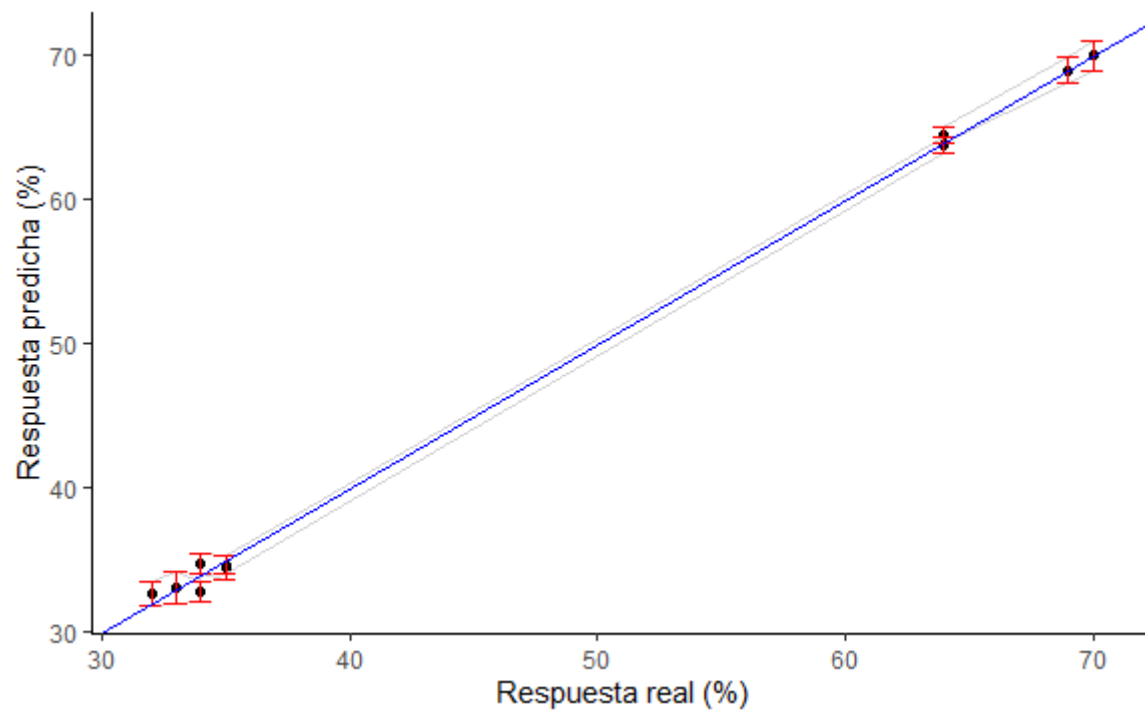


Figura 42. Respuestas predichas y respuesta real para el SST

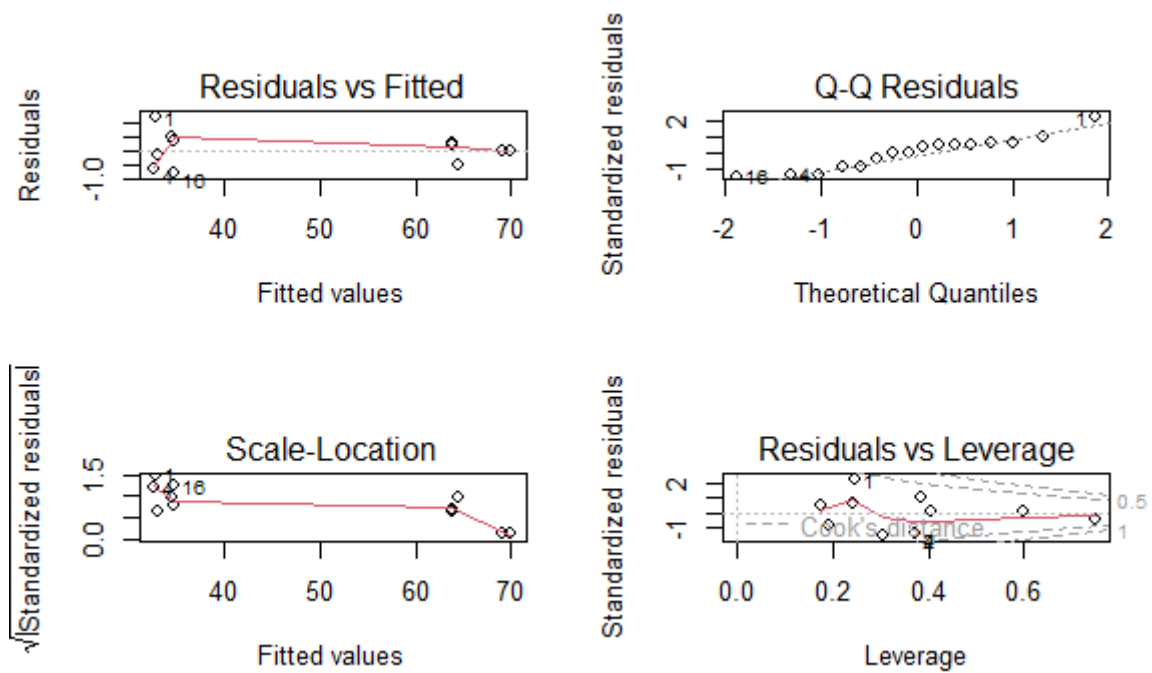


Figura 43. Verificación de supuestos para el SST

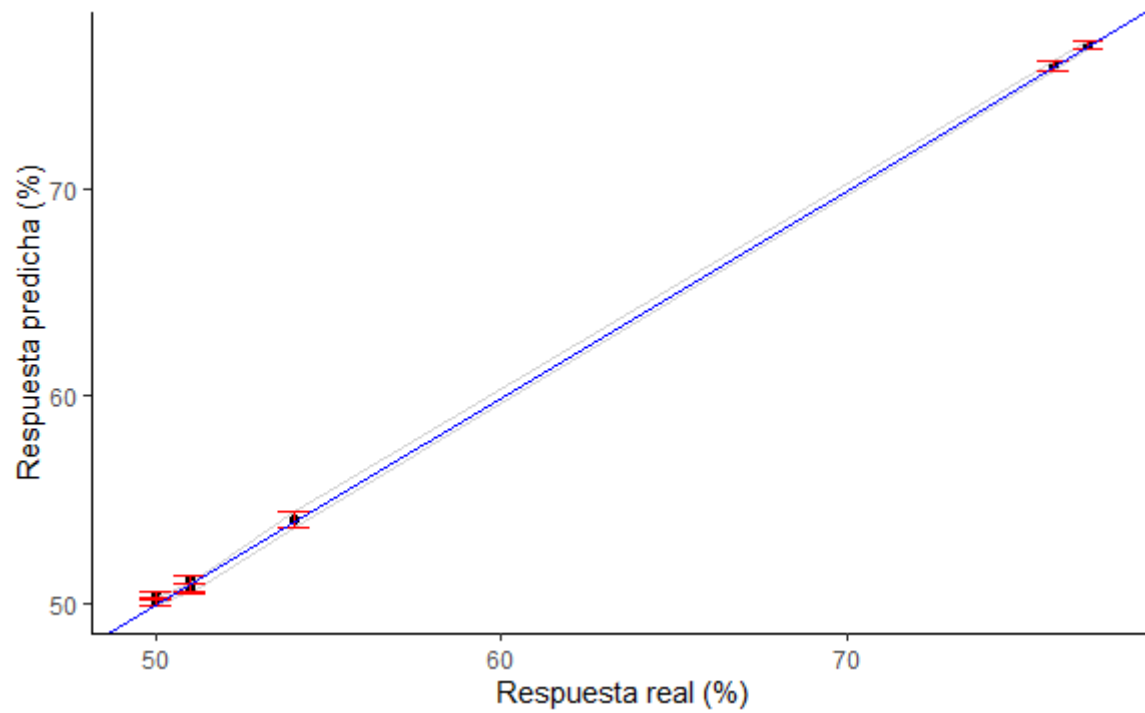


Figura 44. Respuestas predichas y respuesta real para la DBO₅

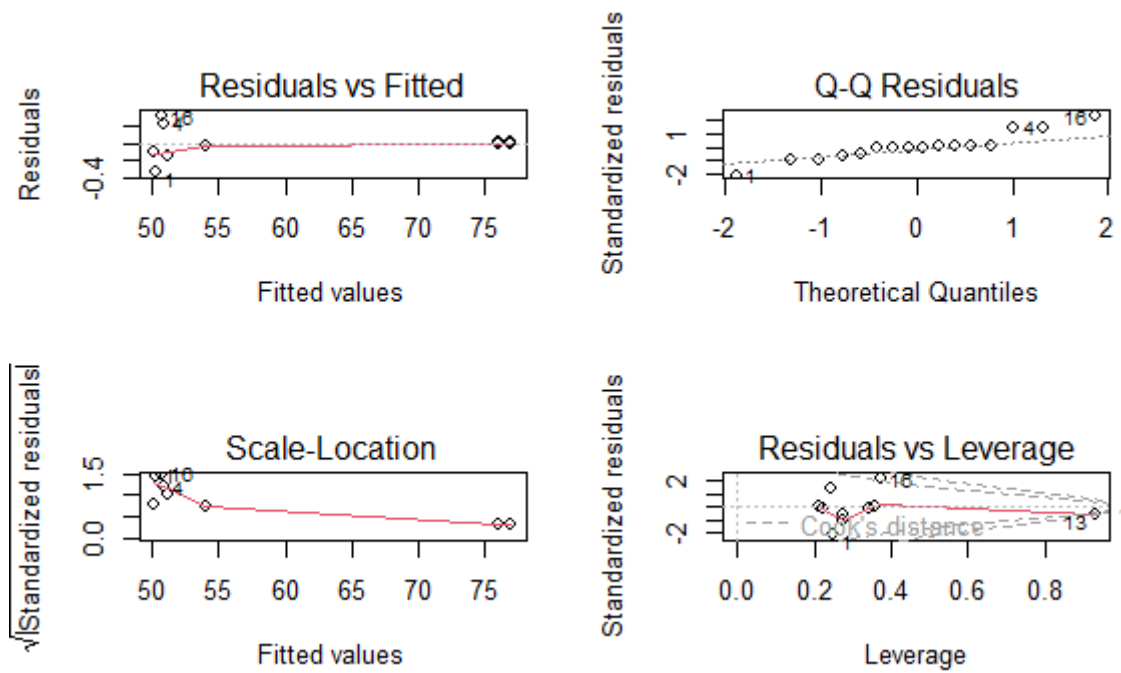


Figura 45. Verificación de supuestos para la DBO₅

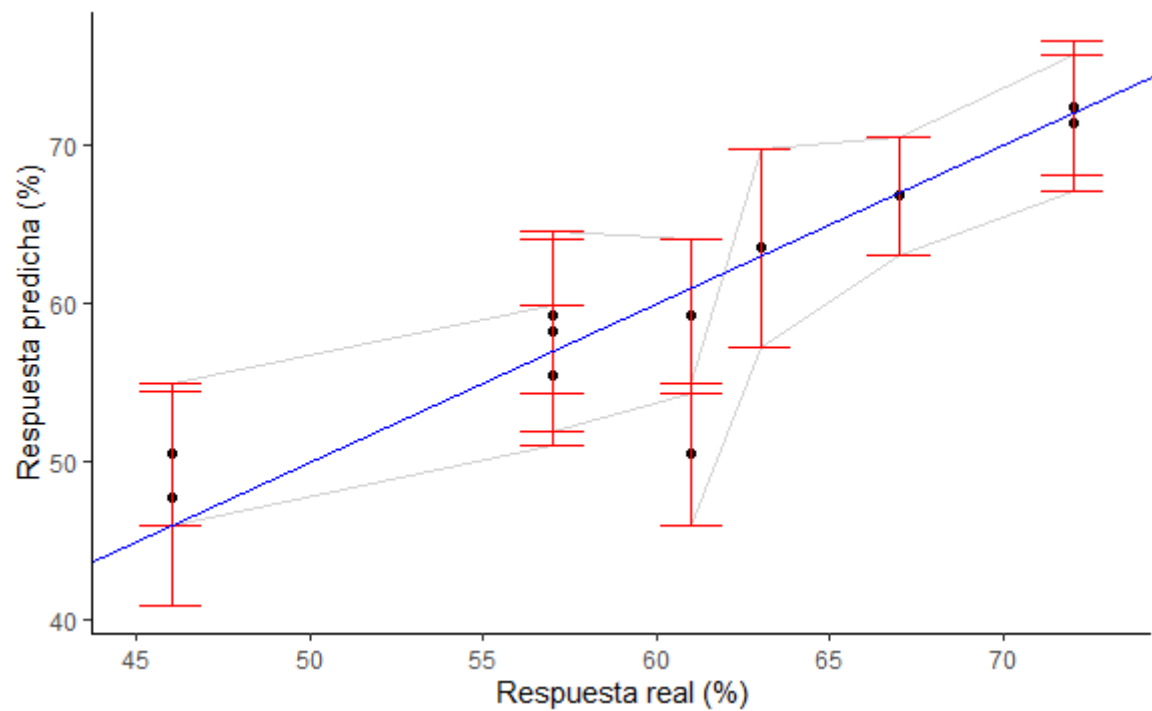


Figura 46. Respuestas predichas y respuesta real para la turbiedad

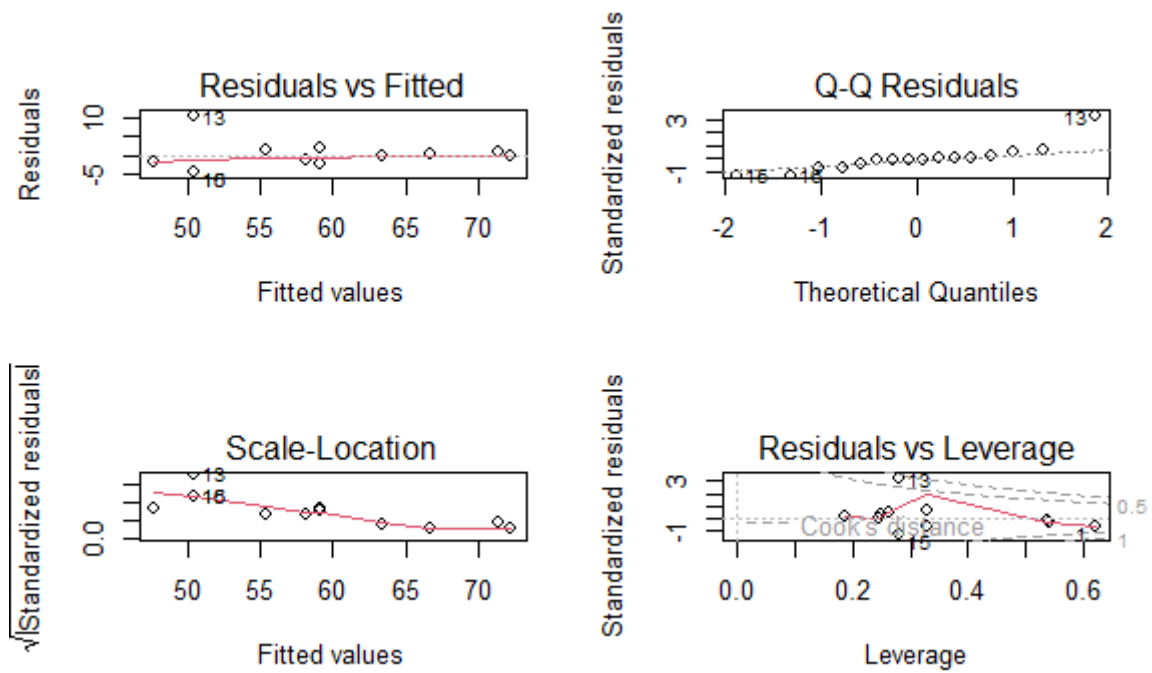


Figura 47. Verificación de supuestos para la Turbiedad

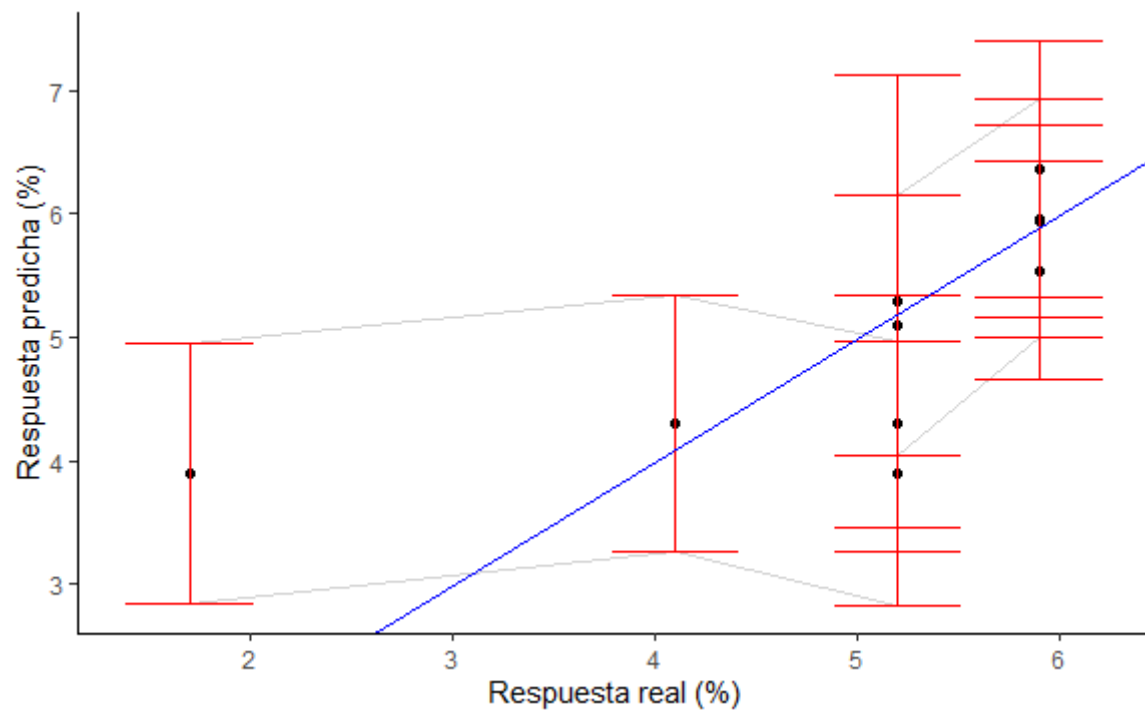


Figura 48. Respuestas predichas y respuesta real para la Temperatura

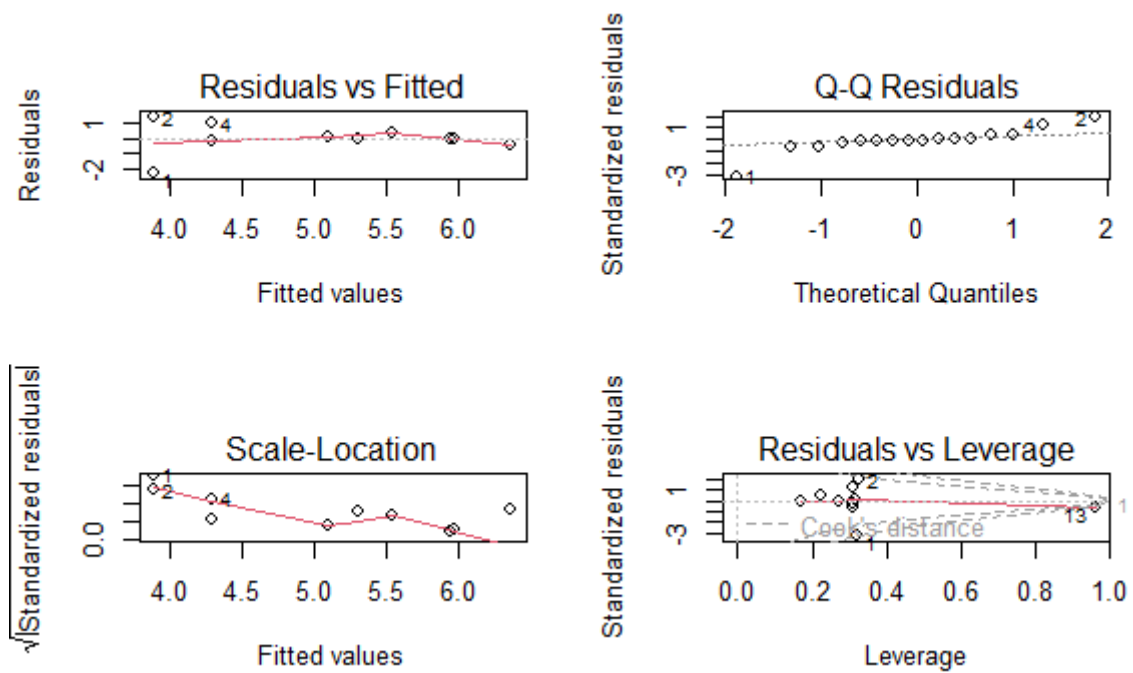


Figura 49. Verificación de supuestos para la Temperatura

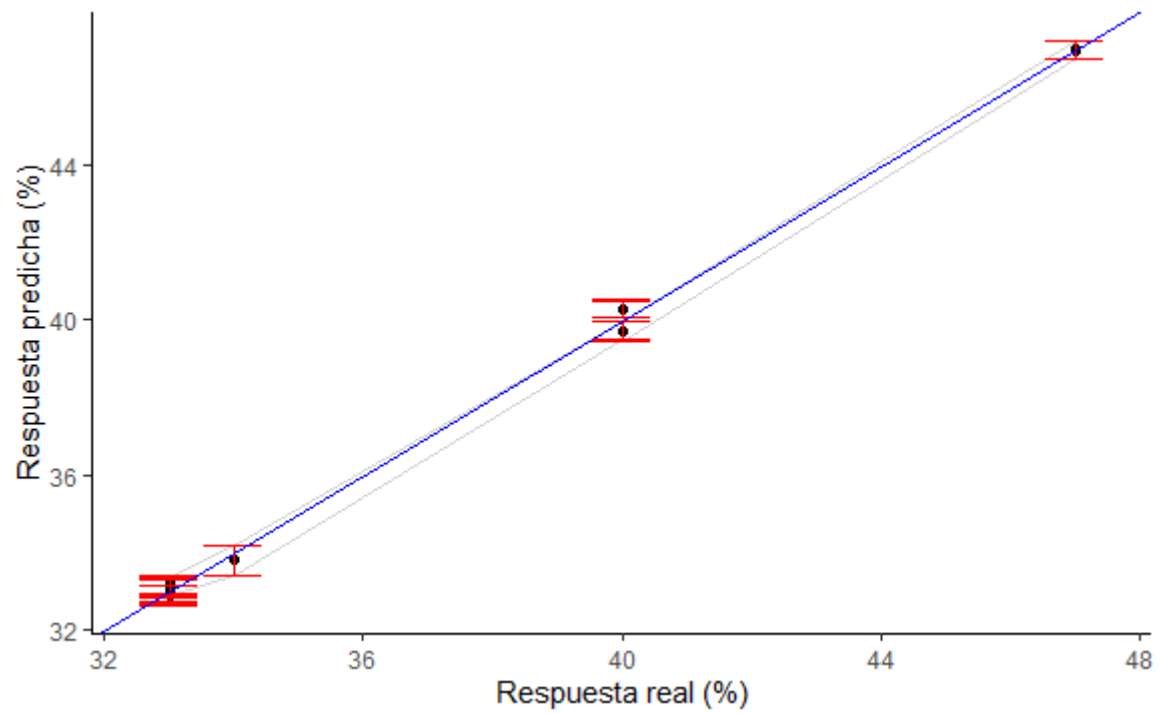


Figura 50. Respuestas predichas y respuesta real para la Conductividad eléctrica

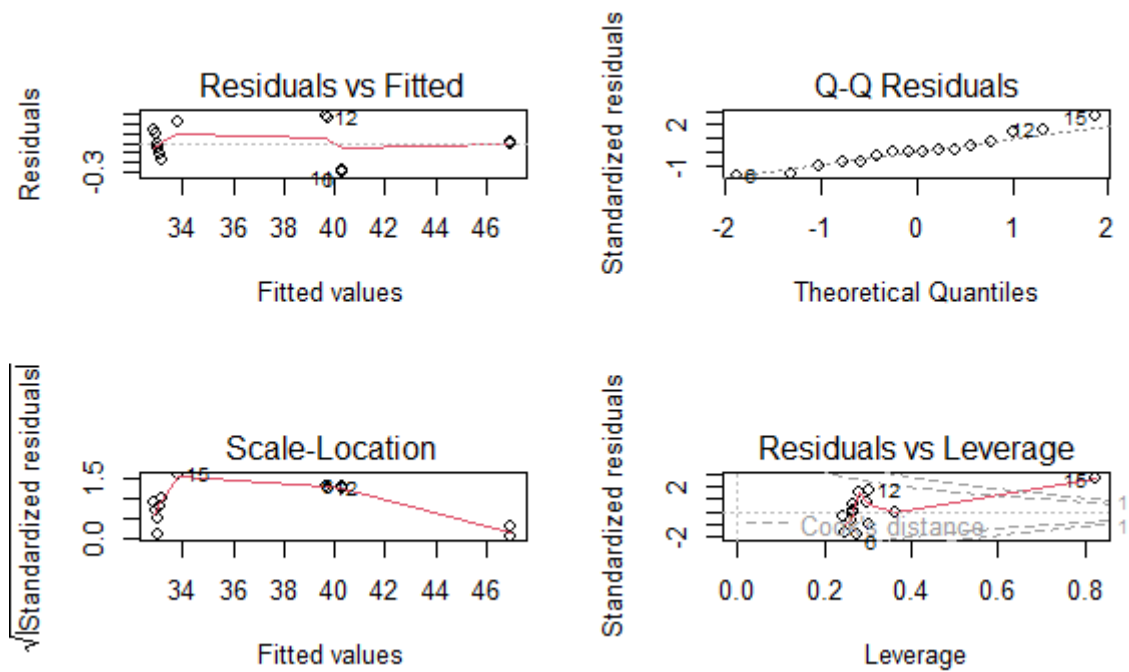


Figura 51. Verificación de supuestos para la Conductividad eléctrica

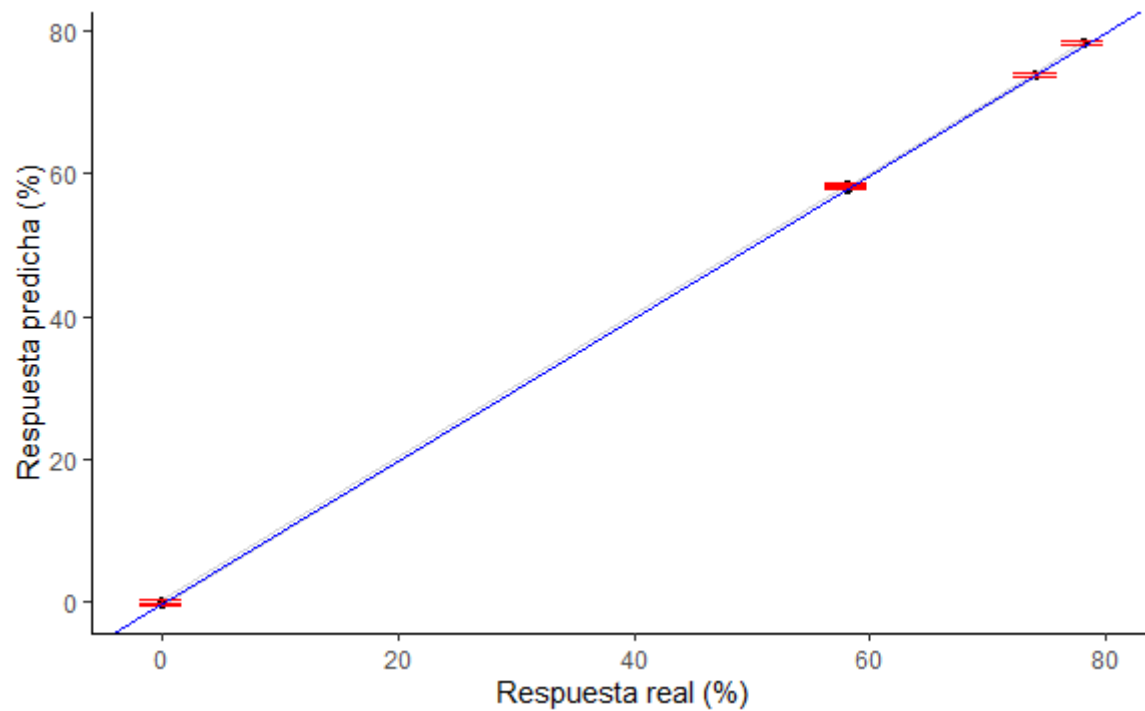


Figura 52. Respuestas predichas y respuesta real para los coliformes fecales

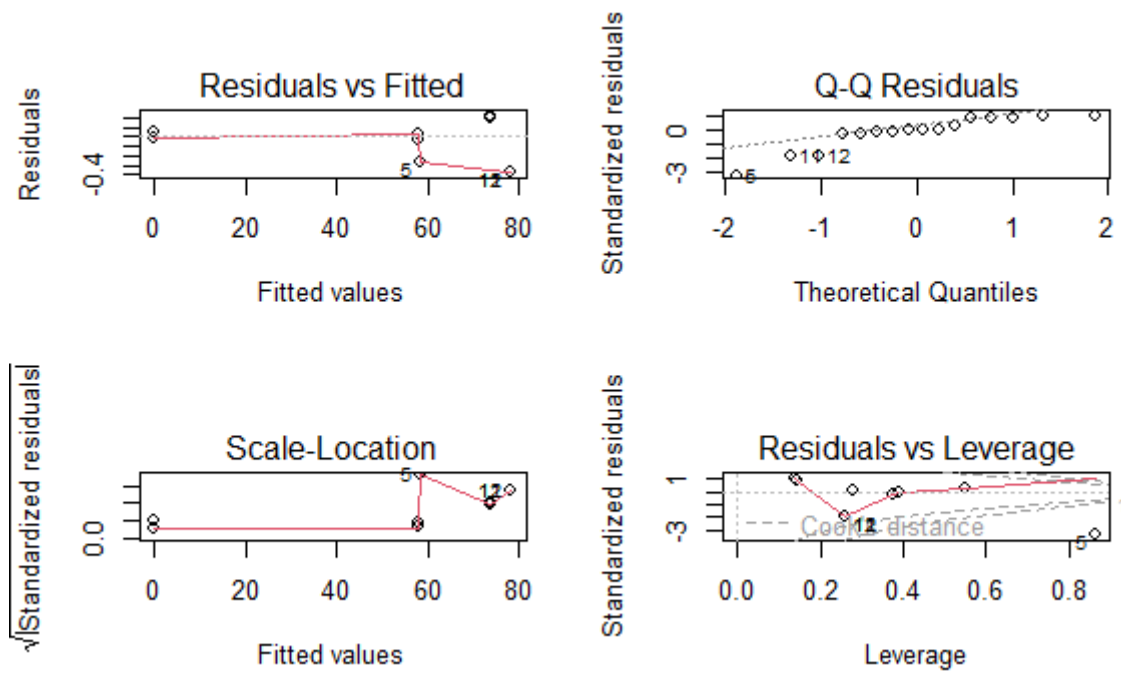


Figura 53. Verificación de supuestos para los coliformes fecales.