

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES



“Sistema combinado electrocoagulación-filtro biológico para la remoción de carga orgánica de los efluentes lácteos”

Presentada por:
Hugo Apaza Aquino

TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAGÍSTER SCIENTIAE EN CIENCIAS AMBIENTALES

Lima - Perú
2018

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA
ESCUELA DE POSGRADO**

MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

**“SISTEMA COMBINADO ELECTROCOAGULACIÓN-FILTRO
BIOLÓGICO PARA LA REMOCIÓN DE CARGA ORGÁNICA DE
LOS EFLUENTES LÁCTEOS”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAESTRO MAGISTER SCIENTIAE**

Presentado por:

HUGO APAZA AQUINO

**Sustentada y aprobada ante el siguiente
jurado:**

Dr. Victor Meza Contreras
PRESIDENTE

Dra. Rosemary Vela Cardich
PATROCINADOR

Mg.Sc. Rosa Miglio Toledo
MIEMBRO

Ph.D. Lizardo Visitación Figueroa
MIEMBRO

DEDICATORIA

A mi hermana Benita, a mis hermanos Moisés y Alberto,
a mis padres y familiares en general por el constante apoyo
en el desarrollo de mi carrera académica y personal.

AGRADECIMIENTO

A mi patrocinadora de tesis la Dra. Rosemary Vela Cardich, por los consejos y el constante apoyo; al Sr. Edgar Giraldo, por el apoyo en el laboratorio y a todas aquellas personas y amigos que de una u otra manera colaboraron para la culminación del presente trabajo.

ÍNDICE

RESUMEN	xii
ABSTRACT	xiii
I. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Justificación de la investigación.....	2
II. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN.....	4
2.1 Objetivo general:	4
2.2 Objetivos específicos:.....	4
III. REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
3.1 Aspectos medioambientales de la industria láctea	5
3.1.1 Consumo de agua.....	5
3.1.2 Consumo de energía.....	5
3.1.3 Aguas residuales	7
3.1.4 Residuos	13
3.1.5 Emisiones a la atmósfera.....	13
3.1.6 Ruido	13
3.2 Fundamentos de la electrocoagulación.....	13
3.2.1 Reacciones involucradas en la electrocoagulación.....	15
3.2.2 Factores que intervienen en el proceso de electrocoagulación.....	17
3.2.3 Ventajas y desventajas de la electrocoagulación	22
3.3 Filtros biológicos.....	23
3.3.1 Biopelículas	23
3.3.2 Material de relleno	26
3.3.3 Parámetros de diseño.....	27
3.4 Marco legal	28
IV. MATERIALES Y MÉTODOS.....	31
4.1 Materiales.....	31
4.1.1 Equipos.....	31
4.1.2 Reactivos	31
4.1.3 Material de laboratorio	32
4.1.4 Otros materiales	33
4.2 Métodos	34
4.2.1 Caracterización fisicoquímica de las muestras	34
4.2.2 Ensayos preliminares.....	35

4.2.3	Diseño, construcción y evaluación del sistema de electrocoagulación.....	35
4.2.4	Diseño, construcción y evaluación del filtro biológico.....	38
4.2.5	Evaluación del sistema combinado de electrocoagulación - filtro biológico	42
4.2.6	Análisis estadístico.....	43
V.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	45
5.1	Caracterización fisicoquímica de las muestras	45
5.2	Ensayos preliminares.....	47
5.3	Diseño, construcción y evaluación del sistema de electrocoagulación	49
5.3.1	Evaluación de efectos.....	52
5.3.2	Monitoreo de parámetros fisicoquímicos	62
5.4	Diseño, construcción y evaluación del filtro biológico	70
5.4.1	Aislamiento de microorganismos.....	71
5.4.2	Purificación de las colonias aisladas	71
5.4.3	Caracterización de los microorganismos.....	71
5.4.4	Preparación del inóculo microbiano para el biofiltro.....	74
5.4.5	Diseño y construcción del biofiltro	75
5.5	Evaluación del sistema combinado de electrocoagulación - filtro biológico	75
5.5.1	Comportamiento del fluido dentro del filtro.....	80
VI.	CONCLUSIONES	84
VII.	RECOMENDACIONES	86
VIII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	87
IX.	ANEXOS	94
Anexo 1.	Prueba de trazador con cloruro de sodio.	94
Anexo 2.	Determinación de peso específico.....	95
Anexo 3.	Tiempo de retención.....	95
Anexo 4.	Fotografías de la investigación.	97
Anexo 5.	Análisis estadístico.....	100

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valoración cualitativa del consumo de agua en la industria láctea.....	5
Tabla 2. Usos más frecuentes de energía en las empresas lácteas.....	6
Tabla 3. Valoración cualitativa del consumo de energía en la industria láctea.....	6
Tabla 4. Volumen de aguas residuales generado en función del proceso productivo.	7
Tabla 5. Clasificación de las aguas residuales generadas en una empresa láctea.	8
Tabla 6. Valoración cualitativa del vertido de aguas residuales en la industria láctea.....	8
Tabla 7. Principales fuentes de pérdidas de leche a los flujos de aguas residuales.....	10
Tabla 8. Composición promedio del lactosuero dulce y ácido derivados de la elaboración de quesos.	12
Tabla 9. Características de los medios de soporte de filtros percoladores.....	26
Tabla 10. Características del medio soporte para filtros percoladores.	27
Tabla 11. Valores máximos admisibles para descargar al sistema de alcantarillado.	29
Tabla 12. Valores máximos admisibles de parámetros físicoquímicos para hacer descargas al sistema de alcantarillado.....	29
Tabla 13. Parámetros evaluados y metodología de análisis.	34
Tabla 14. ANOVA modelo factorial con tres factores (con replicación).	44
Tabla 15. Resultados del análisis físicoquímico de las muestras de lactosuero, efluente y mezcla 1:6.....	46
Tabla 16. Resultados del porcentaje remoción de turbidez y otros parámetros físicoquímicos tras aplicar el proceso de electrocoagulación.	48
Tabla 17. Resumen del análisis estadístico de los efectos simples.....	53
Tabla 18. Resumen del análisis estadístico de los efectos principales.	54
Tabla 19. Características macroscópicas de las cepas purificadas.	71
Tabla 20. Resultados de las pruebas bioquímicas ensayadas a las cepas A, B, C y D.	73
Tabla 21. Resultados de la caracterización del efluente de alimentación y después de haber realizado la electrocoagulación, para el experimento sin recirculación.....	76
Tabla 22. Resultados de la eficiencia del filtro biológico sin recirculación.	76
Tabla 23. Resultados de la caracterización del efluente de alimentación y después de haber realizado la electrocoagulación, para el experimento con recirculación.	77
Tabla 24. Resultados de la eficiencia del filtro biológico con recirculación.	77
Tabla 25. Valores de la conductividad y concentración para la calibración de la solución de cloruro de sodio.	94
Tabla 26. Resultados para la determinación del peso específico.	95
Tabla 27. Normalización de los datos para el tiempo de retención.	95
Tabla 28. Análisis de varianza para los factores principales.....	100
Tabla 29. Prueba de Tukey para el efecto simple a.b1.	100
Tabla 30. Prueba de Tukey para el efecto simple a.b2.	101
Tabla 31. Prueba de Tukey para el efecto simple a.b3.	101
Tabla 32. Prueba de Tukey para el efecto simple a.c1.....	102
Tabla 33. Prueba de Tukey para el efecto simple a.c2.....	102
Tabla 34. Prueba de Tukey para el efecto simple a.c3.....	103
Tabla 35. Prueba de Tukey para el efecto simple b.a1.	103

Tabla 36. Prueba de Tukey para el efecto simple b.a2.	104
Tabla 37. Prueba de Tukey para el efecto simple b.a3.	104
Tabla 38. Prueba de Tukey para el efecto simple b.c1.	105
Tabla 39. Prueba de Tukey para el efecto simple b.c2.	105
Tabla 40. Prueba de Tukey para el efecto simple b.c3.	106
Tabla 41. Prueba de Tukey para el efecto simple c.a1.....	106
Tabla 42. Prueba de Tukey para el efecto simple c.a2.....	107
Tabla 43. Prueba de Tukey para el efecto simple c.a3.....	107
Tabla 44. Prueba de Tukey para el efecto simple c.b1.	108
Tabla 45. Prueba de Tukey para el efecto simple c.b2.	108
Tabla 46. Prueba de Tukey para el efecto simple c.b3.	109
Tabla 47. Prueba de Tukey para el efecto principal factor A.....	109
Tabla 48. Prueba de Tukey para el efecto principal factor B.....	110
Tabla 49. Prueba de Tukey para el efecto principal factor C.....	110
Tabla 50. Prueba de Tukey para el efecto principal factor A:B.	111
Tabla 51. Prueba de Tukey para el efecto principal B:C.	112
Tabla 52. Prueba de Tukey para el efecto principal A:C.....	113
Tabla 53. Prueba de Tukey para el efecto principal A:B:C.	114

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Interacciones que ocurren dentro de un reactor de electrocoagulación.	15
Figura 2. Mecanismos de coagulación de partículas coloidales.	17
Figura 3. Procesos involucrados en un reactor de electrocoagulación.	18
Figura 4. Unidades de electrocoagulación de flujos horizontal y vertical.	20
Figura 5. Unidades de electrocoagulación con disposición canales múltiples y canal único.	20
Figura 6. Disposición de electrodos en modo monopolar y bipolar.	21
Figura 7. Biología del sistema de cultivo adherido.	24
Figura 8. Esquema de las subcapas aerobia y anaerobia de un filtro percolador.	25
Figura 9. Sistema de electrocoagulación para los ensayos preliminares.	35
Figura 10. Reactor de electrocoagulación conectada a la fuente de corriente.	36
Figura 11. Proceso de aislamiento microbiológico.	38
Figura 12. Sistema de tratamiento combinado electrocoagulación-filtro biológico.	42
Figura 13. Poza de vertimiento de la planta piloto de leche - UNALM. (A) desecho del lactosuero, (B) efluente después de desechar el lactosuero, (C) efluente generado después del envasado de leche, (D) efluente generado durante gran parte de la jornada.	45
Figura 14. Muestras de lactosuero y efluente lácteo.	46
Figura 15. Muestras después de haber realizado el proceso de electrocoagulación. (A) Lactosuero, (B) mezcla 1:6 y (C) efluente.	49
Figura 16. Proceso de electrocoagulación.	51
Figura 17. Porcentaje de remoción de DQO para las diferentes combinaciones de tratamiento de pH, densidad de corriente y tiempo.	51
Figura 18. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores pH - Densidad de corriente.	56
Figura 19. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores pH – tiempo.	56
Figura 20. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores densidad de corriente – tiempo.	57
Figura 21. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores densidad de corriente – pH.	58
Figura 22. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores tiempo – pH.	59
Figura 23. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores. tiempo - densidad de corriente.	60
Figura 24. Resultados del proceso de electrocoagulación, (A) menor porcentaje de remoción de DQO (15, 30 y 45 minutos respectivamente), (B) mayor porcentaje de remoción de DQO (15, 30 y 45 minutos respectivamente).	62
Figura 25. Resultados del valor de pH final trabajando a un pH inicial de 5.	63
Figura 26. Resultados del valor de pH final trabajando a un pH inicial de 6.	64
Figura 27. Resultados del valor de pH final trabajando a un pH inicial de 6.8 para los distintos tratamientos.	64
Figura 28. Resultados del valor de conductividad final trabajando a un pH inicial de 5.	65
Figura 29. Resultados del valor de conductividad final trabajando a un pH inicial de 6.	66
Figura 30. Resultados del valor de conductividad final trabajando a un pH inicial de 6,8.	66

Figura 31. Resultados del valor de temperatura final trabajando a un pH inicial de 5.....	67
Figura 32. Resultados del valor de temperatura final trabajando a un pH inicial de 6.....	68
Figura 33. Resultados del valor de temperatura final trabajando a un pH inicial de 6,8.....	68
Figura 34. Porcentaje de remoción de turbidez para las diferentes combinaciones de tratamiento de pH, densidad de corriente y tiempo.	69
Figura 35. Características microscópicas de los microorganismos aislados. Izquierda cepa A bacilos + y derecha cepa B cocos +.	72
Figura 36. Características microscópicas de los microorganismos aislados. Izquierda cepa C cocobacilos - y derecha cepa D bacilos +.....	72
Figura 37. Distribución de tiempos de residencia C_i/C_0 vs T_i/τ	81
Figura 38. Crecimiento de larvas de parásitos en el efluente lácteo estancado.....	82
Figura 39. Curva de calibración para la solución de cloruro de sodio.....	94
Figura 40. Poza de vertimiento de efluentes de la planta piloto de leche – UNALM.	97
Figura 41. Equipo de espectrofotómetro HACH para determinar la DQO.....	97
Figura 42. Preparación del medio caldo cerebro corazón.	97
Figura 43. Placas Petri con el medio cerebro-corazón y MRS.....	98
Figura 44. Batería de pruebas bioquímicas.	98
Figura 45. Inoculación de la piedra pómez con el consorcio microbiano.....	98
Figura 46. Incubación del medio soporte del biofiltro.....	99
Figura 47. Proceso de electrocoagulación de la muestra mezcla 1:6.....	99
Figura 48. Placas Petri con medio cerebro- corazón, conteniendo las colonias puras. (A) cepa C, (B) cepa A.	99

RESUMEN

En el presente trabajo de investigación se estudió la capacidad de remoción de la carga orgánica del efluente de la planta piloto de leche - UNALM, mediante la aplicación de un sistema combinado de electrocoagulación y filtro biológico.

El proceso de electrocoagulación se trabajó en régimen batch con un volumen de 4L de muestra compuesta de lactosuero y efluente lácteo en relación 1:6 respectivamente; se evaluó la influencia de los factores pH, tiempo de reacción y densidad de corriente, determinándose los valores óptimos para obtener la mayor eficiencia de remoción de la carga orgánica. Los resultados fueron expresados en porcentajes de remoción de DQO y turbidez. Se monitoreo el pH, temperatura y conductividad eléctrica en cada ensayo. Posteriormente se construyó un filtro biológico implementado con microorganismos nativos del efluente lácteo, el filtro fue alimentado con el efluente tratado por electrocoagulación en condiciones óptimas.

En el proceso de electrocoagulación, trabajando con electrodos de aluminio y hierro, se determinó que la mayor remoción de DQO del efluente lácteo de la planta piloto de leche-UNALM se obtuvo con la combinación de factores de pH 6.8, densidad de corriente de 44.39 A/m² y tiempo de reacción de 45 minutos.

Se aislaron e identificaron los microorganismos presentes en el efluente de la planta piloto de leche-UNALM, siendo éstas cepas bacterianas correspondientes a *Bacillus spp*, *Acinetobacter spp*, *Lactobacillus spp* y *Streptococcus spp*. El sistema combinado de electrocoagulación - filtro biológico con recirculación logró una eficiencia de remoción para la DQO del 89,7 % y para la DBO₅ del 89,8 %, presentando un pH final de 7,37.

Existen distintos métodos para tratar aguas residuales industriales, pero la aplicación de sistemas combinados como el estudiado, podría ser una alternativa para tratar aguas residuales lácteas por la eficiencia que se obtuvo.

Palabras Claves: Efluente lácteo, lactosuero, electrocoagulación, filtro biológico.

ABSTRACT

In the present work of investigation, the capacity of removal of the organic load of the effluent of the milk pilot plant - UNALM was studied, through the application of a combined electrocoagulation and biological filter system.

The electrocoagulation process was carried out in batch mode with a volume of 4L of sample composed of whey and dairy effluent in a ratio of 1: 6 respectively; the influence of pH factors, reaction time and current density was evaluated, determining the optimal values to obtain the highest efficiency of removal of the organic load. The results were expressed in percentages of COD removal and turbidity. The pH, temperature and electrical conductivity were monitored in each test. Subsequently, a biological filter was implemented with native microorganisms of the dairy effluent, the filter was fed with the effluent treated by electrocoagulation under optimum conditions.

In the electrocoagulation process, working with aluminum and iron electrodes, it was determined that the greatest removal of COD from the milk effluent of the pilot milk plant-UNALM was obtained with the combination of factors of pH 6.8, current density of 44.39 A/m² and a reaction time of 45 minutes.

The microorganisms present in the effluent of the pilot milk plant-UNALM were isolated and identified, being these bacterial strains corresponding to *Bacillus* spp, *Acinetobacter* spp, *Lactobacillus* spp y *Streptococcus* spp. The combined system of electrocoagulation - biological filter with recirculation achieved a removal efficiency for the COD of 89.7% and for the BOD₅ of 89.8%, showing a final pH of 7.37.

There are different methods to treat industrial wastewater, but the application of combined systems such as the one studied, could be an alternative to treat wastewater by the efficiencies obtained.

Key words: Dairy effluent, whey, electrocoagulation, biological filter.

I. INTRODUCCIÓN

La industria de productos lácteos, así como la mayoría de agroindustrias, genera aguas residuales con alta carga orgánica que se caracterizan por su elevada concentración de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y demanda química de oxígeno (DQO) (Demirel et al., 2005). Se componen principalmente de proteínas, grasas, azúcares disueltos, residuos de aditivos y de agentes limpiadores y desinfectantes, que son utilizados en los procesos de lavado y los circuitos de limpieza. Estos componentes, que se encuentran en estado coloidal o disuelto, tienen un gran potencial orgánico provocando una contaminación biodegradable (Arango et al., 2008).

Uno de los residuos principales es el suero de leche; el volumen producido es alrededor del 80 % a 90 % del volumen de leche procesada (Mockaitis et al., 2005), con una carga orgánica muy elevada (DQO aproximado de 60.000 mg/l), por ello su vertido junto con las aguas residuales aumenta considerablemente la carga contaminante del vertido final (CAR/PL, 2002).

Actualmente muchas empresas no emplean sistemas de tratamiento por la falta de gestión de los residuos; a pesar de que existen tecnologías para aprovechar el lactosuero, muchas empresas no optan por implementarlas porque la mayoría de estas son empresas medianas y resulta un costo elevado su implementación en planta y también por la baja eficiencia del sistema de tratamiento; por lo que optan por desechar estos residuos al alcantarillado.

Existen trabajos que aplican la electrocoagulación y el tratamiento con biofiltros, al tratamiento de aguas residuales de la industria láctea (Arango y Garcés, 2007; Callejas-Hernández et al., 2012; Rivera et al., 1999; Ruane et al., 2012); de ellos se desprende que la electrocoagulación resulta ser un método eficaz para tratar aguas con alto contenido orgánico, pero el proceso es muy dependiente del tipo de electrodos a emplear, tiempo de reacción y la densidad de corriente suministrada; en contraste los tratamientos biológicos resultan ser económicos pero resulta algo complicado tratar efluentes con alta carga de DQO y además se debe tener mucho cuidado con los parámetros de operación manteniendo las condiciones óptimas. En estos trabajos estas tecnologías fueron estudiadas de manera independiente, aun no se ha documentado la evaluación de un sistema combinado.

El presente proyecto de investigación tiene por objetivo principal, determinar la eficiencia de un sistema combinado de electrocoagulación – filtro biológico para la remoción de carga orgánica de efluentes lácteos de la planta piloto de leche de la Universidad Nacional Agraria La Molina y de esta manera desarrollar una propuesta de solución de tratamiento a este tipo de efluentes. ¿Funcionará eficientemente el sistema combinado electrocoagulación - filtro biológico?

1.1 Justificación de la investigación

Una de las principales actividades económicas en Perú es la ganadería que representa una de las actividades más importantes en el sector agropecuario; en el año 2016 se tuvo una producción nacional de 1'954,232 toneladas métricas de leche fresca de vaca (Ministerio de agricultura y riego, 2017), esta materia prima es destinada a la elaboración de diversos productos lácteos tales como el queso, yogurt, leche condensada, leche evaporada etc. Las industrias lácteas generan considerables volúmenes de agua residual, estas aguas resultan ser muy contaminantes si no son tratadas adecuadamente (Demirel et al., 2005); como mencionan Alamo y Oquendo (2007), las aguas residuales de la industria láctea presentan alto contenido en materia orgánica, además presentan residuos que obstruyen las tuberías del sistema de alcantarillado y a su vez constituyen un excelente medio de cultivo para los microorganismos, dando lugar a la fermentación y generación de acidez; estas fermentaciones que generalmente se dan a gran velocidad promueven el desarrollo y crecimiento de colonias de microorganismos, provocando de alguna u otra forma la alteración del buen funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales.

El agua es fundamental para todas las formas de vida, lo que la convierte en uno de los recursos esenciales de la naturaleza. Por ello hay una necesidad urgente de desarrollar técnicas innovadoras, más eficaces y económicas para el tratamiento de aguas residuales (Barboza, 2011). Actualmente muchas empresas no emplean sistemas de tratamiento por el costo que involucra su implementación en planta y también debido a que no todas las tecnologías pueden desempeñarse óptimamente en este tipo de efluentes. Por lo expuesto este tipo de efluentes requiere un tratamiento antes de ser vertido a los cuerpos de agua, a pesar de que existe diversas tecnologías para su tratamiento tales como la filtración, osmosis inversa, etc. muchas de estas tecnologías son costosas y requieren de una adecuada infraestructura.

El desarrollo de este proyecto permitirá ofrecer una alternativa para tratar aguas residuales lácteas en menor tiempo y con una eficiencia aceptable (mayor a 80 %). Uno de los principales beneficiados serán las industrias lácteas, disponiendo de una tecnología para tratar sus efluentes; lo que les permitirá acceder a certificaciones de calidad, de gestión de residuos y así elevar su competitividad en el mercado, además de la posibilidad de reutilizar el agua traduciéndose en un ahorro económico.

II. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

2.1 Objetivo general:

Diseñar, construir y evaluar un sistema combinado de electrocoagulación - filtro biológico, para la remoción de carga orgánica del efluente de la planta piloto de leche de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

2.2 Objetivos específicos:

- Caracterizar fisicoquímicamente y microbiológicamente el efluente de la planta piloto de leche de la UNALM.
- Diseñar, construir y evaluar la eficiencia del sistema de electrocoagulación.
- Diseñar y construir un filtro biológico.
- Evaluar el sistema combinado de electrocoagulación y filtro biológico.

III. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1 Aspectos medioambientales de la industria láctea

La industria láctea representa una de las industrias que generan mayor impacto ambiental ya que tiene alto consumo de agua y energía en sus procesos, además por la generación de aguas residuales con alto contenido orgánico. Y de menor importancia son las emisiones de gases y partículas a la atmósfera. Pero estos aspectos puede diferir entre unas instalaciones y otras en función de factores como el volumen de producción, equipamiento, planes de limpieza, sensibilización de los empleados, etc. (CAR/PL, 2002).

3.1.1 Consumo de agua

En las actividades de las industrias lácteas consumen diariamente grandes cantidades de agua en sus procesos, y en especial para mantener las condiciones higiénicas y sanitarias requeridas (CAR/PL, 2002). Como se muestra la Tabla 1, el mayor consumo de agua se produce en las operaciones de limpieza y desinfección.

Tabla 1. Valoración cualitativa del consumo de agua en la industria láctea.

Proceso productivo	Nivel de consumo	Operaciones con mayor consumo de agua	Observaciones
Leche	Bajo	Tratamiento térmico Envasado	
Nata y mantequilla	Bajo	Pasterización de la nata Batido-Amasado	Lavado de la mazada antes del amasado
Yogur	Bajo	—	Principalmente en operaciones auxiliares
Queso	Medio	Salado	Salado mediante salmueras
Operaciones auxiliares	Alto	Limpieza y desinfección Generación de vapor Refrigeración	Estas operaciones suponen el mayor consumo de agua

FUENTE: CAR/PL, 2002.

3.1.2 Consumo de energía

Dado que la industria láctea procesa productos alimentarios, el empleo de energía es fundamental para asegurar el mantenimiento de la calidad de los productos lácteos,

especialmente en los tratamientos térmicos, en las operaciones de refrigeración y almacenamiento del producto (CAR/PL, 2002). La Tabla 2 muestra el tipo de energía y sus usos más frecuentes.

Tabla 2. Usos más frecuentes de energía en las empresas lácteas.

Energía	Usos más frecuentes	Equipos
Térmica	Generación de vapor y agua caliente, limpiezas	Pasteurizadores/esterilizadores, sistemas de limpieza CIP
Eléctrica	Refrigeración, iluminación, ventilación, funcionamiento de equipos	Equipos de funcionamiento eléctrico (bombas, agitadores, etc.), luces

FUENTE: CAR/PL, 2002.

El consumo de energía total de una empresa láctea se reparte aproximadamente entre un 80% de energía térmica obtenida de la combustión de combustibles fósiles y un 20% de energía eléctrica (CAR/PL, 2002). En la Tabla 3 se muestra el nivel de consumo de energía según el proceso productivo.

Tabla 3. Valoración cualitativa del consumo de energía en la industria láctea.

Proceso productivo	Nivel de consumo	Operaciones con mayor consumo de energía	Observaciones
Leche	Alto	Filtración / Clarificación Desnatado / Normalización Tratamiento térmico Homogeneización Envasado	Principalmente consumo de energía térmica en el tratamiento térmico de la leche.
Nata y mantequilla	Medio	Pasterización Desodorización Maduración Batido - Amasado Envasado	Principalmente consumo de energía eléctrica del funcionamiento de equipos.
Yogur	Bajo	Incubación Envasado	Energía eléctrica del funcionamiento de equipos y energía térmica debida a los requerimientos térmicos de la etapa de incubación
Queso	Medio	Coagulación Corte - Desuerado Moldeo - prensado Secado Maduración	

Continuación Tabla 3.

Operaciones auxiliares	Alto	Limpieza y desinfección Refrigeración	En las operaciones de limpieza se consume principalmente energía térmica mientras que en la refrigeración el consumo de energía eléctrica es mayor
------------------------	------	--	--

FUENTE: CAR/PL, 2002.

Las operaciones de pasterización/esterilización de la leche y las limpiezas CIP pueden llegar a consumir el 80% del total de energía térmica de la instalación (CAR/PL, 2002).

3.1.3 Aguas residuales

Uno de los problemas medioambientales más importante de la industria láctea es la generación de aguas residuales, tanto por su volumen como a su vez por la carga contaminante asociada principalmente de carácter orgánico.

Las industrias lácteas consumen diariamente grandes cantidades de agua en sus procesos, especialmente para mantener las condiciones higiénicas y sanitarias requeridas; la mayor parte del agua consumida en el proceso productivo se convierte finalmente en agua residual (EOI, 2008). El volumen de agua residual generado por una empresa láctea se pueden encontrar valores que oscilan entre 2 y 6 L/L leche procesada (CAR/PL, 2002). Las empresas lácteas que no disponen de sistemas de tratamiento de estas aguas residuales optan por verterlos a cuerpos receptores de agua, representando un problema ambiental muy serio.

En la Tabla 4 se muestra el volumen de agua residual generado según el proceso productivo.

Tabla 4. Volumen de aguas residuales generado en función del proceso productivo.

Actividad principal	Volumen de aguas residuales*
Fabricación de mantequilla	1 - 3
Fabricación de queso	2 - 4
Obtención de leche de consumo (Pasteurización y Esterilización)	2,5 - 9

* Expresado en L de aguas residuales/ L de leche.

FUENTE: CAR/PL, 2002.

a) Orígenes de los vertidos y composición general.

Gran parte del volumen de los vertidos residuales de las industrias lácteas proceden principalmente de las operaciones de limpieza de equipos y los ambientes de trabajo, en

menor proporción pero de alta carga orgánica se encuentra el lactosuero. En la Tabla 5 se aprecia las características de estas aguas según actividad.

Tabla 5. Clasificación de las aguas residuales generadas en una empresa láctea.

Origen	Descripción	Características	Volumen*
Limpieza y proceso	Limpieza de superficies, tuberías, tanques, equipos. Pérdidas de producto, lactosuero, salmuera, fermentos, etc.	pH extremos, alto contenido orgánico (DBO y DQO), aceites y grasas, sólidos en suspensión	0,8 - 1,5
Refrigeración	Agua de las torres de refrigeración, condensados, etc.	Variaciones de temperatura, conductividad	2-4

*Volumen expresado en L de aguas residuales /L de leche procesada.

FUENTE: Spreer, 1991.

En la Tabla 6 se muestra las operaciones con mayor generación de aguas residuales según proceso productivo.

Tabla 6. Valoración cualitativa del vertido de aguas residuales en la industria láctea.

Proceso productivo	Nivel de vertido	Operaciones con mayor generación de aguas residuales	Observaciones
Leche	Medio	Tratamiento térmico Envasado	El vertido disminuye si se realiza recirculación de las aguas del tratamiento térmico
Nata y mantequilla	Medio	Pasterización Batido - Amasado Envasado	Las aguas de lavado de la mazada tienen un alto contenido en grasas
Yogur	Bajo	—	Principalmente de operaciones auxiliares
Queso	Alto	Corte - Desuerado Moldeo - Prensado Salado	El vertido del lactosuero supone un volumen y carga contaminante elevados. La regeneración de las salmueras supone un vertido periódico de elevada conductividad.

Continuación Tabla 6.

Operaciones auxiliares	Alto	Limpieza y desinfección Refrigeración	Los volúmenes y carga contaminante de las aguas de limpieza, dependen de la gestión de las mismas realizada por la empresa. El vertido de las aguas de refrigeración depende del grado de recirculación de las mismas.
------------------------	------	--	---

FUENTE: CAR/PL, 2002.

Dado que en la industria láctea se tiene la leche como uno de los insumos principales, y en la composición de la leche se encuentran grasas, proteínas, azúcares y sales minerales; los restos de leche van a parar al efluente lácteo. Se ha estimado que el 90% de la DQO de las aguas residuales de una industria láctea es atribuible a componentes de la leche y sólo el 10% a suciedad ajena a la misma (CAR/PL, 2002). Además en la elaboración de los productos lácteos se emplean colorantes, estabilizantes, sal, azúcar, etc. de alguna u otra forma los residuos que se generan durante los procesos de la elaboración de los productos lácteos, estos van a formar parte de las aguas residuales. Así mismo, cabe esperar la presencia de los vertidos de las duchas y aseos del personal, que también pueden mezclarse con los de la actividad y que tienen como principales contaminantes sólidos en suspensión, materia orgánica, detergentes y amoníaco (EOI, 2008).

El lactosuero que se genera después de la elaboración del queso, representa uno de los principales residuos. El volumen de lactosuero generado en la elaboración del queso es aproximadamente nueve veces la cantidad de leche tratada, con una carga orgánica muy elevada (DQO aproximadamente de 60.000 mg/l). Por ello, su vertido junto con las aguas residuales aumenta considerablemente la carga contaminante del vertido final. (CAR/PL, 2002). Este residuo en su gran mayoría es desechado, aunque dependiendo de la tecnología que dispongan algunas empresas optan por aprovecharlo.

En general, los efluentes líquidos de una industria láctea presentan las siguientes características (CAR/PL, 2002):

- Elevado contenido en materia orgánica, debido a la presencia de componentes de la leche.
- Presencia de aceites y grasas, debido a la grasa de la leche y otros productos lácteos.
- Niveles elevados de nitrógeno y fósforo, principalmente debidos a los productos de limpieza y desinfección.
- Variaciones importantes del pH, vertidos de soluciones ácidas y básicas. Principalmente pro-cedentes de las operaciones de limpieza, pudiendo variar entre valores de pH 2-11.
- Conductividad elevada (especialmente en las empresas productoras de queso debido al vertido de cloruro sódico procedente del salado del queso).
- Variaciones de temperatura (considerando las aguas de refrigeración).

En la Tabla 7 se aprecia las fuentes de pérdidas de leche que llegan a los flujos de aguas residuales. La cantidad de las pérdidas de leche pueden llegar a ser del 0,5 - 2,5% de la cantidad de leche recibida (UNEP, 2000). Son una contribución importante a la carga contaminante del efluente final. Un litro de leche entera equivale aproximadamente a una DBO₅ de 110.000 mg O₂/L y una DQO de 210.000 mg O₂/L (CAR/PL, 2002).

Tabla 7. Principales fuentes de pérdidas de leche a los flujos de aguas residuales.

PROCESO	FUENTE DE PÉRDIDA DE LECHE
Producción de leche para consumo directo	<ul style="list-style-type: none"> - Derrames de los tanques de almacenamiento. - Rebose de tanques. - Derrames y fugas en las conducciones. - Depósitos en las superficies de los equipos. - Eliminación de los fangos de filtración /clarificación. - Derrames por envases dañados o en mal estado. - Fallos en la línea de envasado. - Operaciones de limpieza.
Producción de nata y mantequilla	<ul style="list-style-type: none"> - Derrames en el almacenamiento. - Derrames y fugas en las conducciones. - Rebose de tanques. - Operaciones de limpieza.
Producción de yogur	<ul style="list-style-type: none"> - Fugas y derrames de los tanques de almacenamiento. - Derrames de los tanques de incubación. - Fallos en la línea de envasado. - Operaciones de limpieza.

Continuación Tabla 7.

Producción de queso	<ul style="list-style-type: none">- Fugas y derrames de los tanques de almacenamiento.- Pérdidas en la cuba de cuajado.- Rebose de los moldes.- Separación incorrecta del lactosuero del queso.- Operaciones de limpieza.
---------------------	---

FUENTE: CAR/PL, 2002.

La presencia de grasas en los efluentes lácteos, podrían ser separado utilizando trampas de grasa y si éstas aparecen junto con tensoactivos en forma emulsionada se separan por medio de flotación (separación de sustancias que sobrenadan con ayuda de finas burbujas de aire) (Aymerich, 2000).

Los principales factores que obligan a una empresa láctea a realizar el tratamiento de sus aguas residuales son los factores económicos, ambientales y legislativos.

b) Origen y composición del suero de leche

En la industria láctea, la producción de quesos demanda gran cantidad de leche; para obtener un kilogramo de queso, se necesitan aproximadamente 10 litros de leche y de las cuales se genera 9 litros de lactosuero como subproducto, este residuo líquido color amarillento se obtiene mayoritariamente después de la separación de la cuajada en la elaboración de quesos (Jovanovic et al., 2005).

La composición nutricional del lactosuero puede variar considerablemente, esto dependiendo de las características de la leche empleada para la elaboración del queso así como el tipo de queso producido y el proceso tecnológico empleado en la elaboración del queso. A partir de estas diferencias se dan los tipos de lactosuero (Poveda, 2013). Los dos tipos más comunes de suero de leche son el dulce y el ácido.

- Lactosuero ácido y dulce

Según las propiedades fisicoquímicas, el suero de leche puede ser clasificado como ácido o dulce. El suero ácido, se encuentran aquellos que provienen de la fabricación de quesos frescos de pasta blanda, obtenidos a partir de leche de vaca y/o de cabra; en ellos, la lactosa se ha transformado en ácido láctico, son ricos en calcio y fósforo; el pH es $< 4,5$ y los grados Dornic son < 20 °. Un lactosuero dulce, en cambio, proviene de la fabricación de quesos de pasta cocida y prensada (vaca) y quesos de ovejas; es pobre en ácido láctico, en calcio y

fósforo; el pH es > 6,0 y presentan > 50 ° grados Dornic (°D) (Aider et al., 2009; Jovanovic et al., 2005). En la Tabla 8 se muestra la composición promedio del lactosuero dulce y ácido.

El lactosuero ácido es obtenido de una coagulación ácida de la caseína de la leche, teniendo un pH alrededor de 4,5. Este suero se produce al alcanzar el punto isoeléctrico de la caseína con anulación de las cargas eléctricas que las mantienen separadas por las fuerzas de repulsión que generan, impidiendo así la floculación. Esto implica una total destrucción de la estructura micelar. Este suero tiene una característica muy mineralizado pues contiene más del 80 % de los minerales de la leche de partida. En éste, el ácido láctico secuestra el calcio del complejo de paracaseinato cálcico, produciendo lactato cálcico. El fósforo de la caseína se encuentra bajo la forma de monoéster ortofosfórico de un aminoácido hidroxilado (Aider et al., 2009).

Existe un tercer tipo de suero no tan común, este suero es un subproducto de un queso que se produce en Egipto; es un suero de leche con sal que se obtiene en la fabricación de queso Domiati, el principal queso fresco Egipcio. (Abd et al., 2009)

Tabla 8. Composición promedio del lactosuero dulce y ácido derivados de la elaboración de quesos.

	Lactosuero dulce (g/kg de lactosuero)	Lactosuero ácido (g/kg de lactosuero)
Materia seca (MS)	55-75	55-65
Lactosa	40-50	40-50
Grasa bruta (GB)	0-5	0-5
Proteína bruta (PB)	9-14	7-12
Cenizas	4-6	6-8
Calcio	0,4-0,6	1,2-1,4
Fósforo (Fosfato g/L)	0,4 - 0,7 (1,0 - 3,0)	0,5 - 0,8 (2,0 - 4,5)
Potasio	1,4-1,6	1,4-1,6
Cloruros	2,0-2,2	2,0-2,2
Ácido láctico	0 - 0,3	7-8
pH	> 6,0	< 4,5
Grados Dornic	< 20 °	> 50 °

FUENTE: Abaigar, 2009.

Las proteínas están presente en el suero de leche, representa aproximadamente el 18-20% de las proteínas totales de la leche, sin embargo es interesante desde el punto de vista económico y nutricional, ya que esta fracción contiene cuatro proteínas principales: β -lactoglobulina (β -

LG), α -lactoalbúmina (α -La), albúmina de suero sanguíneo (BSA) e inmunoglobulina (Ig). Los componentes menores de esta fracción son lactoferrina, transferrina, y la fracción lactolin proteosa-peptona (pp) (Jovanovic et al., 2005; Parra, 2009).

3.1.4 Residuos

Gran parte de los residuos generados en la empresa láctea son de carácter inorgánico, por ejemplo residuos de envases y embalajes. A su vez se generan otros residuos relacionados con las actividades de mantenimiento, limpieza, trabajo de oficina y laboratorio. Estos residuos pueden ser segregados y ser reciclados de manera conveniente (CAR/PL, 2002).

3.1.5 Emisiones a la atmósfera

Las principales emisiones gaseosas en las industrias lácteas se generan principalmente en las calderas de producción de vapor o agua caliente, debido a que se emplean combustibles como madera, fuel o gas natural, los contaminantes que se pueden esperar en los gases de combustión son el CO, SO₂ o NO_x y partículas (CAR/PL, 2002).

3.1.6 Ruido

Los problemas por los ruidos están asociados principalmente al funcionamiento de la maquinaria propia de la actividad industrial y al ruido provocado por el tráfico de camiones, tanto en la recepción de leche como en la salida del producto acabado; estos impactos pueden ser mitigados acondicionando los ambientes debidamente, ya sea mediante el aislamiento acústico (CAR/PL, 2002).

3.2 Fundamentos de la electrocoagulación

La electrocoagulación es un proceso electroquímico de mucha aplicación en el tratamiento de aguas residuales, mediante la aplicación de corriente eléctrica a los electrodos, en este proceso se desestabilizan las partículas de contaminantes que se encuentran suspendidas, emulsionadas o disueltas en un medio acuoso. En el proceso de electrocoagulación hay generación de coagulantes in situ por la disolución de iones de aluminio o de hierro de los electrodos de aluminio o hierro respectivamente, los electrodos de hierro y aluminio son los más utilizados. La generación de iones metálicos tienen lugar en el ánodo y en el cátodo hay liberación de burbujas de hidrógeno gaseoso las cuales ayudan a la flotación de las partículas

floculadas, las mismas que serán retiradas posteriormente (Mollah et al., 2001; Holt et al., 2005).

El proceso de electrocoagulación es utilizada en la remoción de diversos contaminantes de aguas residuales, entre ellos las de la industria del papel, industria textil, efluentes de la industria alimentaria, industria de galvanoplastia, electro-plateado metálico, peleterías, fábricas de envasados, molinos de acero, efluentes con contenido de cromo, efluentes de las refinerías etc. También se emplea en la remoción de los contaminantes de las aguas para consumo humano y de aguas residuales domésticas (Mollah et al., 2001; Holt et al., 2005; Chen et al., 2000; Kumar et al., 2004; Koby et al., 2003).

El reactor electroquímico en su representación más simple tiene como compone un recipiente en el cual están sumergidos dos electrodos (él ánodo o electrodo de trabajo y el cátodo o electrodo inerte), estos electrodos están conectados a una fuente de poder que le suministra la corriente eléctrica para su funcionamiento. Al establecerse cierto potencial sobre la celda, se da los procesos de reducción en el cátodo (generalmente de hierro, donde éste se desprende como el ion Fe^{2+} o Fe^{3+} , simultáneamente se hidroliza la molécula de agua generando moléculas de hidrógeno (H_2) y oxígeno (O_2) y los de oxidación en el ánodo (generándose el ion Al^{3+} si el ánodo es de aluminio, los cuales se hidratan rápidamente) (Ramírez, 2013).

El oxígeno e hidrógeno gaseosos en los electrodos, al ascender a la superficie provocan fenómenos como: (Tauf-Tornisielo et al., 1995; Cerqueira, 1999)

- Formación de una nata en la superficie del reactor de electrocoagulación.
- Separación rápida de los coloides del electrodo evitando que se ensucie.
- Se produce una agitación espontánea que evita la utilización de agitación mecánica, debido a que las burbujas de gas producen corrientes ascendentes y descendentes en la solución generando una mejor superficie de contacto y por lo tanto un aumento en la eficiencia de la desestabilización.

Después ocurren una serie de etapas interrelacionadas de las que se obtienen a) hidróxidos insolubles sobre los que quedan retenidos los contaminantes que son fácilmente separados del agua, o b) hidroxocomplejos catiónicos o aniónicos; la aparición de una u otra especie depende principalmente de la concentración total del metal y del pH del agua residual, los

cuales desestabilizan las fuerzas de repulsión electrostáticas existentes en la materia coloidal que se aglomeran para ser eliminados por flotación o por decantación (Cañizares et al., 2004). En la Figura 1 se muestra las principales reacciones que se dan en un proceso de electrocoagulación.

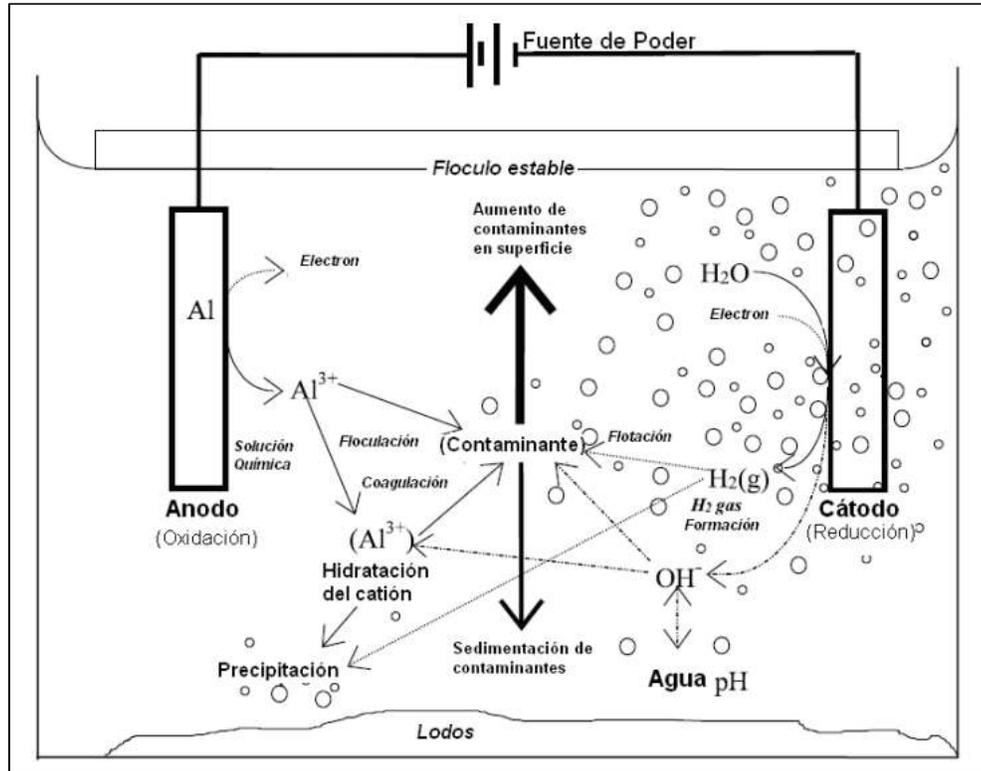


Figura 1. Interacciones que ocurren dentro de un reactor de electrocoagulación.

FUENTE: Holt et al., 2002.

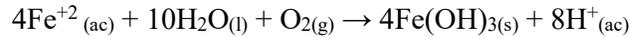
3.2.1 Reacciones involucradas en la electrocoagulación

Los electrodos más empleados en los reactores de electrocoagulación son los de hierro y aluminio. Para el caso en el cual el electrodo hierro actúa como ánodo, se han propuesto dos mecanismos que explican la formación in situ de dos posibles coagulantes. Estos pueden ser hidróxido ferroso $Fe(OH)_2$ o hidróxido férrico $Fe(OH)_3$ (Mollah et al., 2001; Bayramoglu et al., 2004; Larue et al., 2003; citado por Restrepo et al., 2006)

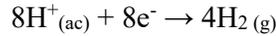
- Mecanismo 1: Formación del hidróxido férrico

En el ánodo ocurren las siguientes reacciones:

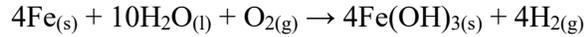




En el cátodo ocurre la reacción:

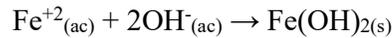
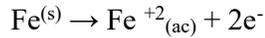


Reacción global:

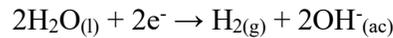


- Mecanismo 2: Formación del hidróxido ferroso

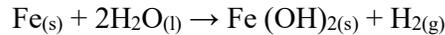
En el ánodo se dan las reacciones:



En el cátodo:



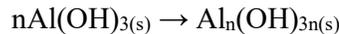
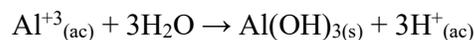
Reacción global:



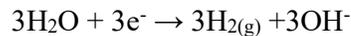
Luego de la formación de los hidróxidos de hierro los coloides se aglomeran, especialmente aquellos con carga negativa, y posteriormente otras partículas de contaminantes interactúan con estos aglomerados, siendo removidos por formación de complejos o atracciones electrostáticas (Larue et al., 2003, citado por Restrepo et al., 2006)

Cuando el aluminio actúa como ánodo las reacciones son las siguientes (Mollah et al., 2001, Bayramoglu et al., 2004, Kobya et al., 2003, citado por Restrepo et al., 2006)

En el ánodo:



En el cátodo:



Los iones Al^{+3} en combinación con los OH^{-} reaccionan para formar algunas especies monoméricas como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^{+}$ y otras poliméricas, tales como $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ y $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ que por procesos de precipitación forman el $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$, como se muestra en la reacción del ánodo. El $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ es una sustancia amorfa de carácter gelatinoso, que expone una gran área superficial con

propiedades absorbentes y que es propicia para los procesos de adsorción y atracción de las partículas contaminantes (Bayramoglu et al., 2004; Holt et al., 1999; citado por Restrepo et al., 2006). En la Figura 2 se muestra los principales mecanismos de coagulación.

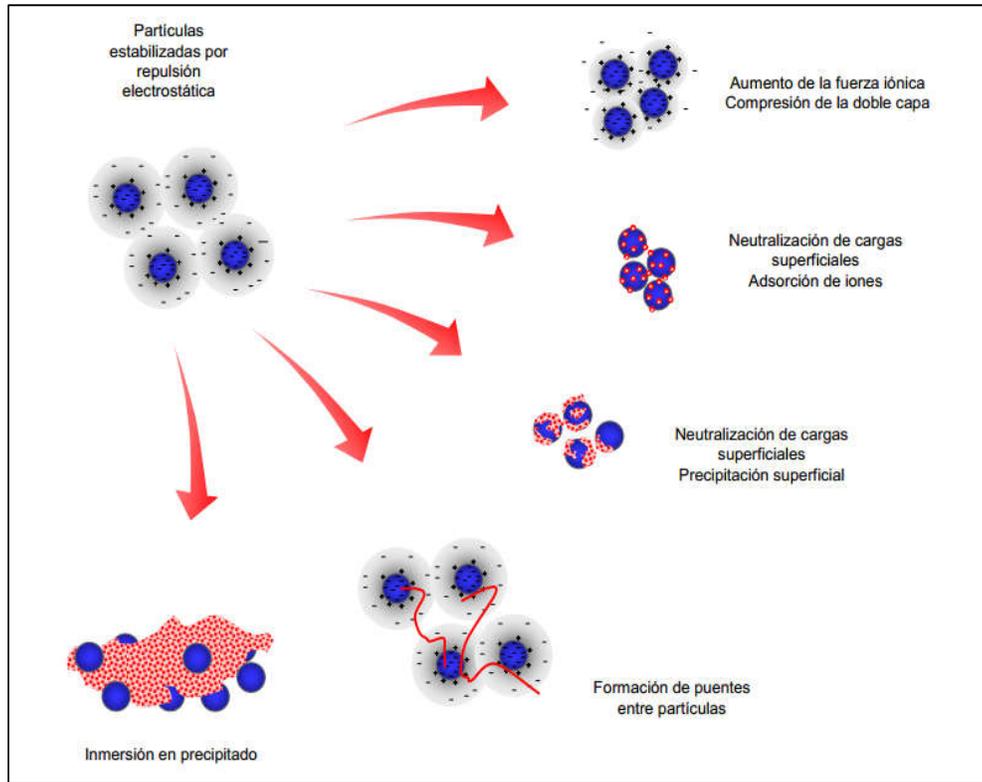


Figura 2. Mecanismos de coagulación de partículas coloidales.

FUENTE: Martínez, 2007.

Normalmente el material empleado en los electrodos es el mismo, sin embargo, en el tratamiento de aguas contaminadas con metales se emplea aluminio como ánodo y hierro como cátodo (Gilpavas et al., 2008).

3.2.2 Factores que intervienen en el proceso de electrocoagulación

Entre los principales factores que intervienen en el proceso de electrocoagulación se encuentran: densidad de corriente, tiempo de reacción, configuración del reactor, distancia entre electrodos, tipo de electrodos, temperatura y pH. A continuación se describe la influencia que tienen algunos factores sobre la eficiencia en el proceso de electrocoagulación. En la Figura 3 se muestra los procesos que se dan cuando se realiza el proceso de electrocoagulación.

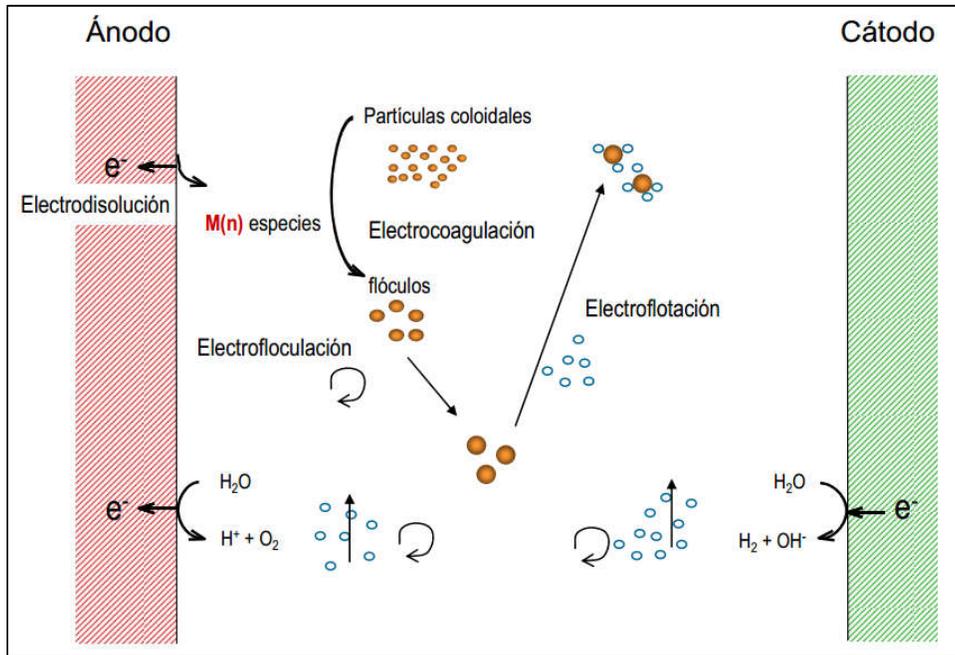


Figura 3. Procesos involucrados en un reactor de electrocoagulación.

FUENTE: Cañizares et al., 2005, citado por Prieto-García et al., 2014.

a) Densidad de corriente

Es un factor muy determinante en el proceso de electrocoagulación, ya que influye de manera directa la efectividad del proceso en la remoción de contaminantes. El suministro de corriente eléctrica a un sistema de electrocoagulación en la cual se empleen electrodos de aluminio o hierro va a determinar la cantidad de iones de aluminio Al^{+3} o hierro Fe^{+2} , liberado por los respectivos electrodos. La eficiencia en la remoción de contaminantes y el consumo de energía se incrementan con el aumento en la densidad de corriente, pero cuando se incrementa significativamente los consumos de energía esta representa pérdidas debido a la transformación de energía eléctrica en calórica, lo que conlleva a un aumento en la temperatura del medio acuoso, lo cual representa mayores gastos económicos. En términos generales un aumento de la densidad de corriente genera un aumento en la remoción de contaminante y a su vez influye en el tiempo de tratamiento, pero este aumento en la densidad significa también un aumento en los costos de operación, por lo que se debe tener en cuenta los otros parámetros como la temperatura y pH, para determinar una densidad de corriente adecuada (Chen, G. 2004; Bayramoglu et al., 2004; Larue et al., 2003).

b) Reactor

Un reactor de electrocoagulación en su configuración más simple posee un ánodo y un cátodo, los cuales están conectados a una fuente de poder que le suministra la corriente eléctrica. Cuando el potencial es aplicado el material del ánodo es oxidado, mientras el material del cátodo es reducido (Holt et al., 2005).

Para el diseño de una celda de electrocoagulación se deben tener en cuenta aspectos como los que se mencionan (Holt et al., 2005): Tipo de operación: batch o continuo; la transferencia de masa entre los electrodos debe ser óptima y para esto se debe garantizar flujo dentro del reactor; la conductividad de la solución y la sustancia electrolito; material de los electrodos; tipo de la conexión eléctrica: determinan un mayor o menor gasto de energía; monopolar: los electrodos están conectados en paralelo y sometidos al mismo potencial, generando mayor gasto de energía.

Existen muchos diseños y tipos de celdas electroquímicas empleadas en el proceso de electrocoagulación, y pueden clasificarse atendiendo a diferentes criterios (Martínez, (2007):

- Dirección del flujo de agua residual
- Modo de circulación
- Tipo de conexión electródica
- Finalidad de la celda

De esta forma, en función de la dirección del flujo en la celda, los reactores se pueden clasificar en unidades de flujo horizontal y vertical (Figura 4). Esta disposición puede tener importancia cuando se pretende aprovechar el movimiento provocado por el oxígeno y el hidrógeno generados en los procesos anódicos y catódicos de oxidación y reducción del agua, respectivamente. Debemos tener en cuenta que durante el proceso de electrocoagulación puede existir atascamiento del lodo en el espacio que se da entre los electrodos, razón por la cual es muy importante configurar el reactor. Además, en función del modo de circulación del agua a tratar entre los electrodos, se pueden encontrar celdas de canales múltiples o bien de un sólo canal, tal y como se observa en la Figura 5. La ventaja de las celdas de canales múltiples se encuentra en la sencillez de su disposición. Sin embargo debido al pequeño caudal de electrolito en cada uno de los canales, esta disposición puede favorecer el fenómeno de pasivación de los electrodos (Martínez, 2007).

De acuerdo con el tipo de conexión eléctrica, los reactores pueden ser clasificados en monopolares y bipolares (Figura 6). La configuración bipolar trabaja a menor intensidad y mayor voltaje que la monopolar. Las celdas bipolares tienen la ventaja de la sencillez de su disposición, ya que sólo es necesaria la conexión de dos electrodos (electrodos alimentadores), y por tanto el espacio entre los electrodos puede ser más pequeño, lo cual podría dificultar en cierta manera la evacuación de los lodos producidos durante el proceso de la electrocoagulación. Sin embargo, el elevado potencial entre los electrodos alimentadores también origina que una parte de corriente fluya a través de la disolución causando un bypass de corriente a los electrodos bipolares, y produciendo por tanto pérdidas de corriente, lo que debe ser tenido en cuenta a la hora de prever el efecto sobre la producción y el tiempo de vida de electrodos (Martínez, 2007). El diseño del reactor de electrocoagulación es un factor importante a tener en cuenta, como se aprecia en la Figura 4 se dispone de flujos vertical y horizontal.

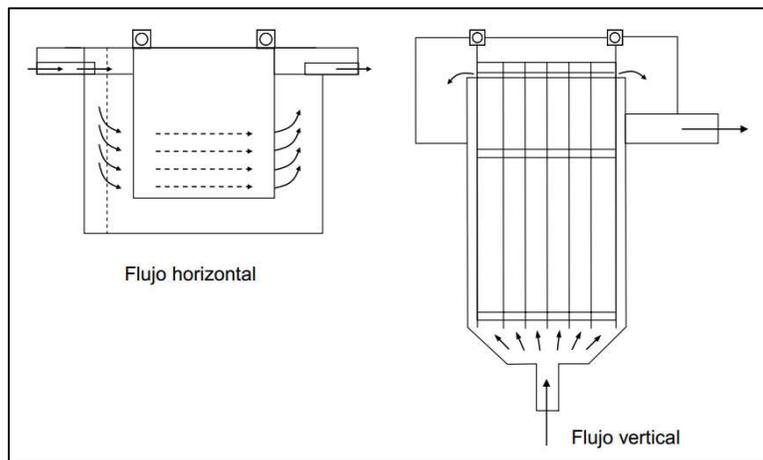


Figura 4. Unidades de electrocoagulación de flujos horizontal y vertical.

FUENTE: Martínez, 2007.

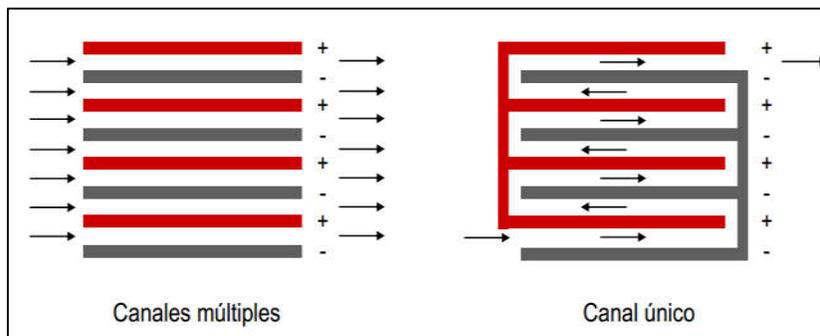


Figura 5. Unidades de electrocoagulación con disposición canales múltiples y canal único.

FUENTE: Martínez, 2007.

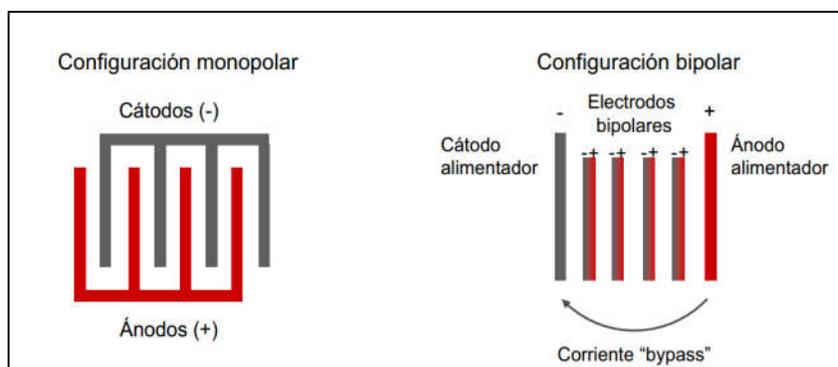


Figura 6. Disposición de electrodos en modo monopolar y bipolar.

FUENTE: Martínez, 2007.

c) Temperatura

En el proceso de la electrocoagulación los efectos de la temperatura no han sido extensamente estudiados, pero se ha encontrado que la eficiencia en la corriente se incrementa inicialmente hasta llegar a 60° C, punto donde se hace máxima para luego decrecer. El incremento de la eficiencia con la temperatura es atribuida al incremento en la actividad de destrucción de la película de óxido de aluminio de la superficie del electrodo (Restrepo et al., 2006).

d) pH

Uno de los factores que más influye sobre la eficiencia del proceso de electrocoagulación es el pH, pues el pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido (Chen, 2004). En diferentes investigaciones se ha reportado que el pH varía durante el proceso de electrocoagulación y esta variación es dependiente del material de los electrodos y del pH inicial del agua a tratar (Bayramoglu et al., 2004).

e) Conductividad

Un incremento en la conductividad eléctrica genera a su vez un incremento en la densidad de corriente. Cuando se mantiene constante el voltaje alimentado a la celda de electrocoagulación y adicionalmente el incremento de la conductividad, manteniendo la densidad de corriente constante, se produce una disminución del voltaje aplicado. (Chen, G. 2004; Bayramoglu et al., 2004; citado por Restrepo et al., 2006)

Otros aspectos técnicos que deben considerarse durante la ejecución del proceso de electrocoagulación son (Gilpavas et al., 2008):

Consumo de energía: depende del tipo de agua a ser tratada; desgaste de los electrodos: está directamente relacionado con la densidad de corriente aplicada al sistema y el tiempo de residencia del agua residual en la celda de electrocoagulación; producción de lodos: está directamente relacionado con el grado de contaminación del agua a tratar y de las especies catiónicas que se disuelven en el agua de acuerdo a la corriente aplicada a los electrodos.

3.2.3 Ventajas y desventajas de la electrocoagulación

a) Ventajas de la electrocoagulación

Diversas ventajas son las que se le atribuye a la electrocoagulación siendo las principales (Mollah et al., 2001):

- Puede generar aguas potables, inodoras e incoloras.
- Requiere de equipos simples, accesibles y de fácil operación.
- El paso de la corriente eléctrica favorece el movimiento de las partículas de contaminante más pequeñas, incrementando la coagulación y siendo más eficiente en la remoción de contaminantes.
- Los lodos generados son más compactos y en menor cantidad, y contienen menos agua ligada, permitiendo una mejor disposición de estos lodos.
- Los costos de operación y mantenimiento son menores comparativamente con los de procesos convencionales.
- Alta efectividad en la remoción de un amplio rango de contaminantes.
- El agua tratada por electrocoagulación contiene menor cantidad de sólidos disueltos que aquellas tratadas con productos químicos, lo que disminuye los costos de tratamiento de estos efluentes en el caso de ser reusados.
- Los contaminantes son arrastrados por las burbujas a la superficie del agua tratada, donde pueden ser removidos con mayor facilidad.

b) Desventajas de la electrocoagulación

La electrocoagulación presenta ciertas desventajas siendo las más resaltantes (Mollah et al., 2001):

- Puede ser un tratamiento costoso en zonas en las cuales el costo de la energía eléctrica sea elevado.
- Es necesario reponer los electrodos de sacrificio.
- Los lodos contienen altas concentraciones de hierro y aluminio, esto depende del material del electrodo de sacrificio utilizado.
- El óxido formado en el ánodo puede, en muchos casos, formar una capa que impide el paso de la corriente eléctrica, disminuyendo la eficiencia del proceso.

3.3 Filtros biológicos

Los filtros biológicos tienen como principal componente el empleo de un soporte de biomasa que se mantiene fijo en él. Estos reactores se denominan reactores de crecimiento biológico asistido; los filtros percoladores pertenecen a este tipo de reactores de crecimiento asistido. Normalmente el agua residual se distribuye en forma de pulverización uniforme sobre el lecho de relleno. El agua residual percola en forma descendente a través del relleno y el efluente se recoge en el fondo (Ramalho, 1990).

La materia orgánica disuelta en el agua residual es degradada por la población microbiana adherida al empaque del filtro percolador. Cuando el agua residual pasa a través del filtro, en contacto con aire, los nutrientes y el oxígeno se difunden hacia la biopelícula y son consumidos por la población microbiana, formándose algunos productos de desecho y CO₂ que se difunden desde la biopelícula hacia el agua. Con estos procesos la población microbiana se incrementa y hace aumentar el grosor de la biopelícula (Reyes-Lara y Reyes-Mazzoco, 2009).

La nitrificación y la remoción de DQO se pueden dar simultáneamente debido a que las bacterias nitrificadoras y heterotróficas (encargadas de la remoción de la materia orgánica) trabajan con el mismo tiempo de residencia de lodos. Sin embargo existen condiciones de operación de un filtro percolador que pueden favorecer ya sea la nitrificación o la remoción de DQO (Reyes-Lara y Reyes-Mazzoco, 2009).

3.3.1 Biopelículas

Los microorganismos se adhieren por sí mismos al medio de soporte y crecen formando una película biológica densa. El agua residual moja la película en delgadas capas y las sustancias

orgánicas disueltas pasan al interior de la biopelícula debido a gradientes de concentración. En la superficie biológica es donde se descompone la materia orgánica, pudiendo quedar retenidos las partículas suspendidas y coloidales. El oxígeno necesario para las reacciones aerobias de la superficie de la biopelícula proviene del agua residual y del aire introducido en los huecos del medio; los desechos producidos durante el proceso metabólico se difunden hacia el exterior de los huecos y son transportados por las corrientes de agua y aire existente, este proceso se ilustra en la Figura 7. El crecimiento de la biopelícula sólo puede ser en una dirección, es decir, hacia el lado opuesto al medio de soporte. Conforme la película se hace más gruesa se desarrollan gradientes de concentración de oxígeno y sustrato. Eventualmente en la interfase medio - biopelícula ocurrirán simultáneamente el metabolismo anaerobio y endógeno (Valdez y Vázquez, 2003).

La biopelícula que está en contacto con la pared del soporte es de carácter anaerobio. Los microorganismos en ella alcanzan una fase de metabolismo endógeno debido a que no cuentan con una provisión de sustrato externo cuando la biopelícula es gruesa y producen gases; con la desactivación y presencia de gases la biopelícula es incapaz de mantenerse adherida al material de empaque. Este fenómeno es conocido como desgajamiento y es función de las cargas orgánica (L) e hidráulica (Q); Q influye en la velocidad de corte sobre la película y L en la de crecimiento de los microorganismos y de la biopelícula en conjunto (Metcalf & Eddy, 2003; citado por Reyes-Lara y Reyes-Mazzoco, 2009).

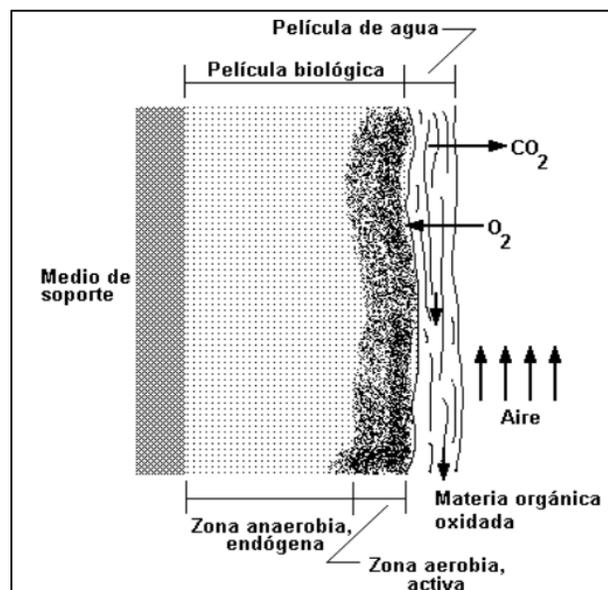


Figura 7. Biología del sistema de cultivo adherido.

FUENTE: Valdez y Vázquez, 2003.

La capa del limo biológico que se forma junto al relleno tiene un espesor total comprendido entre 0,1 y 2,0 mm está formado de una subcapa aerobia y de otra anaerobia (Ramalho, 1990).

El espesor de la subcapa aerobia es función del caudal de agua residual aplicado y de su DBO. Cuanto mayor sea la DBO del afluente menor será el espesor de la subcapa aerobia, ya que se presenta un consumo más rápido de oxígeno. Por otra parte, los caudales elevados favorecen el mantenimiento de una subcapa aerobia más espesa debido al oxígeno disuelto suministrado con el afluente pulverizado. En la subcapa anaerobia, la degradación tiene lugar con formación de ácidos orgánicos, CH_4 y H_2S (Ramalho, 1990). En la Figura 8 se aprecia la interacción de la biomasa.

En los filtros biológicos la materia orgánica puede ser degradada mediante la oxidación aerobia y descomposición anaerobia.

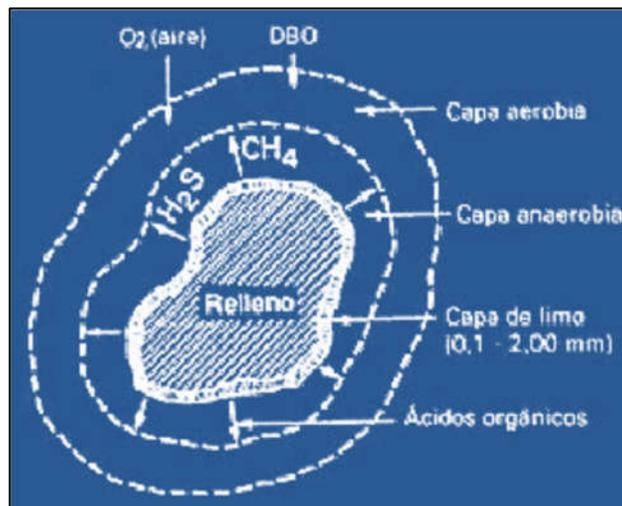


Figura 8. Esquema de las subcapas aerobia y anaerobia de un filtro percolador.

FUENTE: Ramalho, 1990.

Entre las principales variables que definen el comportamiento de un filtro percolador son la carga orgánica y la carga hidráulica. La recirculación del agua tratada en un filtro percolador aumenta la eficiencia del tratamiento debido a que disminuye la concentración con la que se alimenta, previene el estancamiento del agua y consecuentemente se reducen posibles malos olores (Randall et al., 1997). El soporte de un filtro biológico puede ser de distintos materiales como se aprecia en la Tabla 9.

Tabla 9. Características de los medios de soporte de filtros percoladores.

Medio de soporte	Tamaño nominal mm	Masa/unidad de volumen kg/m ³	Área superficial específica m ² /m ³	Porcentaje de vacíos
Roca de río				
Pequeña	25 - 65	1250 - 1450	55 - 70	40 - 50
Grande	100 - 120	800 - 1000	40 - 50	50 - 60
Escoria de alto horno				
Pequeña	50 - 80	900 - 1200	55 - 70	40 - 50
Grande	75 - 125	800 - 1000	45 - 60	50 - 60
Plástico				
Convencional	600 x 600 x 1200*	30 - 100	80 - 100	94 - 97
Superficie específica alta	600 x 600 x 1200*	30 - 100	100 - 200	94 - 97
Madera	1200 x 1200 x 500*	150 - 175	40 - 50	70 - 80

* Dimensiones del módulo de medio de soporte.

FUENTE: Metcalf y Eddy, 1985.

3.3.2 Material de relleno

El material de relleno es un importante factor a considerar, ya que es ahí donde se desarrolla la biopelícula y por tanto los microorganismos que intervienen en los procesos de depuración. Y una de las características más importantes de un material de relleno es la superficie específica (m²/m³), esta característica mide el área expuesta del material de relleno por unidad de volumen; a mayor superficie específica, mayor capacidad para la fijación de la película bacteriana, y por tanto mayor eficiencia en el tratamiento. Esta superficie debe ser superior a 40 m²/m³ (WEF, 1992). El material de relleno adecuado es aquel que presenta una elevada superficie específica, con un alto índice de huecos y de un bajo costo. Entre los materiales que principalmente se utilizan como material soporte en los filtros percoladores son:

- Piedras de distinta granulometría, usualmente entre 50 – 100 mm. y presentan una superficie específica menor a soportes de plástico tal como se aprecia en la Tabla 10.
- Material plástico con diferentes configuraciones, este tipo de material es mucho más ligero.

Tabla 10. Características del medio soporte para filtros percoladores.

Tipo de soporte	Tamaño (mm)	Densidad (Kg/m ³)	Superficie específica (m ² /m ³)	Índice hueco (%)
Piedra	50-100	1.440	40	60
Piezas de plástico	Variable	32-64	85-110	>95
Módulos de plástico	600x600x1.200	32-80	85-110	>95

FUENTE: WEF, 1992.

3.3.3 Parámetros de diseño

Para el diseño de filtros percoladores, se requiere tomar en cuenta muchos parámetros principalmente: tipo de relleno, altura de relleno (m), carga orgánica (Kg DBO₅/m³.d), carga hidráulica Q(m³/m².h), recirculación (Q_r/Q), la velocidad de rotación de los brazos distribuidores, el flujo y la ventilación (CONAGUA, 2016).

Los filtros percoladores se clasifican por su carga hidráulica o por su carga orgánica en (CONAGUA, 2016):

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

a) Filtros de baja carga

Este tipo de filtros son de diseño simple, usualmente no requieren recirculación, pero si en la evaluación de calidad requiere mayor tiempo de retención, puede realizarse recirculación. En la mayoría de este tipo de filtros, en la parte superior (0.6 a 1.20 m) únicamente se desarrolla el cultivo biológico y en la parte inferior llega a prosperar las bacterias nitrificantes, esta combinación de sistemas biológicos permite lograr tener la calidad de un efluente con baja DBO y nitrificado. Los problemas que se presentan en estos filtros son; presencia de olores que se acentúa con afluentes sépticos, y la presencia de moscas que pueden proliferar si no se aplican medidas de control (CONAGUA, 2016).

b) Filtros intermedios y de alta carga

Al recircular el agua residual, se puede admitir efluentes con cargas orgánicas mayores a las tratadas en filtros convencionales logrando la misma remoción; además previenen enlagueamientos y se disminuyen los inconvenientes provocados por la generación de olores y la presencia de moscas (CONAGUA, 2016).

c) Filtros de súper alta carga

En este tipo de filtros se puede alimentar con cargas orgánicas e hidráulicas mayores que los tipos anteriores, debido principalmente a la mayor profundidad del medio de soporte. La gran altura es posible por el empleo de módulos de medios plásticos que son muy ligeros (CONAGUA, 2016).

3.4 Marco legal

Las descargas de efluentes industriales a las redes del alcantarillado generan un gran problema para los sistemas de tratamiento de aguas residuales es por ello que se promulgo la norma valores máximos admisibles (VMA) de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario D.S.N° 021-2009-VIVIENDA.

En este marco, se ha aprobado el decreto supremo 021-2009-VIVIENDA, que regula mediante VMA las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario a fin de evitar el deterioro de las instalaciones, la infraestructura sanitaria, las maquinarias y los equipos, y de asegurar su adecuado funcionamiento, garantizando la sostenibilidad de los sistemas de alcantarillado y tratamiento de las aguas residuales.

Los usuarios cuyas descargas sobrepasen los valores contenidos en la Tabla 11, deberán pagar la tarifa establecida por el ente competente, la cual es complementaria al reglamento del decreto supremo 021-2009-VIVIENDA, pudiéndose llegar en los casos que se establezca en el reglamento, incluso a la suspensión del servicio de alcantarillado sanitario. Dado que muchos efluentes industriales contienen metales no pueden sobrepasar los valores establecidos en la Tabla 12.

Tabla 11. Valores máximos admisibles para descargar al sistema de alcantarillado.

Parámetro	Unidad	Expresión	VMA para descargar al sistema de alcantarillado
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg/L	DBO ₅	500
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L	DQO	1000
Sólidos suspendidos totales	mg/L	S.S.T.	500
Aceites y grasas	mg/L	A y G	100

FUENTE: Ministerio de vivienda-Perú, 2009.

Tabla 12. Valores máximos admisibles de parámetros fisicoquímicos para hacer descargas al sistema de alcantarillado.

Parámetros	Unidad	Expresión	Descargas al sistema de alcantarillado
Aluminio	mg/L	Al	10
Arsénico	mg/L	As	0.5
Boro	mg/L	B	4
Cadmio	mg/L	Cd	0.2
Cianuro	mg/L	CN ⁻	1
Cobre	mg/L	Cu	3
Cromo hexavalente	mg/L	Cr ⁺⁶	0.5
Cromo Total	mg/L	Cr	10
Manganeso	mg/L	Mn	4
Mercurio	mg/L	Hg	0.02
Níquel	mg/L	Ni	4
Plomo	mg/L	Pb	0.5
Sulfatos	mg/L	SO ₄ ⁻²	500
Sulfuros	mg/L	S ⁻²	5
Zinc	mg/L	Zn	10
Nitrógeno amoniacal	mg/L	NH ⁺⁴	80
pH (2)	Unidad	pH	6-9
Sólidos sedimentables (2)	ml/L/h	S.S.	8.5
Temperatura (2)	°C	T	<35

FUENTE: Ministerio de vivienda-Perú, 2009.

1. La aplicación de estos parámetros a cada actividad económica por procesos productivos, será precisada en el reglamento de la presente norma formando como referencia el código CIU.

Aquellas actividades que no estén incluidas en este código, deberán cumplir con los parámetros indicados en la presente tabla.

2. Estos parámetros, serán tomadas de muestras puntuales. El valor de los demás parámetros será determinado a partir del análisis de una muestra compuesta.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudió la capacidad de remoción de la carga orgánica del efluente de la planta piloto de leche - UNALM, mediante la aplicación de un sistema combinado de electrocoagulación y filtro biológico. El proceso de electrocoagulación se trabajó en régimen batch y el filtro biológico fue implementado con microorganismos nativos del efluente lácteo; esta investigación se realizó en los laboratorios de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

4.1 Materiales

4.1.1 Equipos

- Conductímetro 330i WTW
- Turbidímetro 2100P HACH
- Espectrofotómetro DR2800 HACH
- Digestor DRB200 HACH
- Desecador de vidrio
- Mufla eléctrica LINN HIGH THERM
- Incubadora MEMMERT
- Balanza analítica CP1245 SARTORIUS
- Potenciómetro STARTER300 OHAUS
- Plancha de calentamiento ROBAX
- Bomba peristáltica SHENCHEN V6-3L
- Bomba de vacío VACCUBRAND
- Cámara de extracción de gases BIOBASE
- Oxímetro Inolab Oxi7310P WTW
- Autoclave
- Estufa eléctrica MEMMERT
- Microscopio
- Multiparámetro WTW 340 i
- Refrigerador
- Pinza amperimétrica PRASEK
- Multitester PRASEK
- Fuente de poder 0-20 A

4.1.2 Reactivos

- Ácido Sulfúrico (H_2SO_4)
- Ácido Clorhídrico (HCl)
- Ácido Nítrico (H_2NO_3)
- Hidróxido de Sodio (NaOH)
- Alcohol (95%, 70%)
- Alcohol isopropílico
- Hipoclorito de sodio (NaClO)
- Hidrogenoftalato de potasio ($\text{C}_8\text{H}_5\text{KO}_4$)
- Cloruro de sodio (NaCl)
- Batería de tinción Gram
- Medio caldo infusión cerebro-corazón
- Medio agar infusión cerebro-corazón
- Medio MRS
- Medios de pruebas bioquímicas
- Cloruro férrico (FeCl_3)
- Cloruro de calcio (CaCl_2)
- Sulfato de magnesio (MgSO_4)
- Buffer de fosfato
- Nitrato de plata (AgNO_3)
- Cromato de potasio (K_2CrO_4)

4.1.3 Material de laboratorio

- Matraces de 100, 250 , 500 y 1000 mL
- Beakers de 250, 500 y 1000 mL
- Pipetas de 1, 2, 5 y 10 mL
- Fiolas de 100, 250 mL
- Tubos de ensayo
- Crisol
- Papel filtro
- Micropipetas de 1000 μL
- Probeta de 100 mL
- Mortero
- Gradilla de tubos
- Placas Petri
- Pinzas
- Espátula
- Asa de Kolle
- Cubreobjetos

- Laminas
- Envases de plástico 1L
- Bandejas de plástico de capacidad de 1 L, 2L, 4L, 6L, 10L
- Bagueta

4.1.4 Otros materiales

- Guantes
- Barbijos
- Encendedor
- Pistola de selicón
- Marcador
- Pistola para soldar
- Estaño para soldar
- Hielera
- Frascos de plástico
- Bolsas de polipropileno
- Papel Craft
- Agua destilada
- Jeringa
- Parafilm
- Llaves de paso
- Mangueras de plástico
- Cinta de Teflón
- Frascos de vidrio
- Algodón
- Placas metálicas de aluminio de 3mm espesor
- Placas metálicas de hierro de 3mm espesor
- Láminas de acrílico transparente
- Piedra Pómez
- Pabilo
- Papel aluminio
- Cable mellizo
- Pinzas de cocodrilo
- Cronometro
- Mechero de alcohol
- Llave T metálico
- Separador acrílico de 3mm de grosor

4.2 Métodos

4.2.1 Caracterización fisicoquímica de las muestras

Se trabajó con el efluente generado por la planta piloto de leche de la Universidad Nacional Agraria La Molina; las muestras fueron recolectadas de la poza de vertimiento final.

Esta planta procesa principalmente: queso, leche embolsada y yogurt, y genera una alta variabilidad en el efluente; razón por la cual se determinó trabajar con 3 tipos de muestras: la primera muestra correspondió al efluente generado al término del proceso de elaboración de queso fresco, la muestra se tomó en la poza de vertimiento de esta planta; la segunda muestra correspondió al lactosuero generado después de la elaboración de queso fresco y la tercera fue una muestra compuesta de lactosuero y efluente en relación 1:6; se trabajó con esta relación porque el lactosuero presentaba una carga orgánica concentrada y el efluente diluido. Para la caracterización inicial se tomaron 3 muestras representativas, las cuales se depositaron en envases de 1 litro. Las muestras se caracterizaron según los parámetros que se muestran en la Tabla 13.

Tabla 13. Parámetros evaluados y metodología de análisis.

Parámetro	Unidad	Método
pH	Unidades de pH	SM N° 4500 H ⁺ - B
Temperatura	°C	SM N° 2550 - B
Demanda química de oxígeno(DQO)	mg/l	8000 HACH digestión reactor*
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg/l	SM N° 5210 - B
Sólidos sedimentables	mg/l	SM N° 2540 - F
Sólidos totales	mg/l	SM N° 2540 - B
Sólidos suspendidos totales	mg/l	SM N° 2540 - D
Sólidos disueltos totales	mg/l	SM N° 2540 - C
Sólidos totales fijos	mg/l	SM N° 2540 - E
Sólidos totales volátiles	mg/l	SM N° 2540 - E
Aceites y grasas	mg/l	SM N° 5520 - B
Cloruros	mg/l	SM N° 4500 Cl ⁻ -B
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /l	SM N° 2320 - B
Conductividad	μS/cm	SM N° 2510 - B
Turbidez	NTU	SM N° 2130 - B

SM: Standard Methods for the examination of water and wastewater.

*Para la determinación de DQO se empleó viales de digestión de rango de 0 - 1500 mg/L.

4.2.2 Ensayos preliminares

Se realizaron pruebas preliminares de electrocoagulación en régimen batch de capacidad de 3.5 L, se empleó una bandeja de plástico de capacidad de 4L tal como se muestra en la Figura 9; se usaron electrodos de aluminio y electrodos de hierro y se mantuvo un distanciamiento de 15 mm entre electrodos, además se trabajó con una densidad de corriente de 39.95 A/m^2 y un tiempo de reacción de 30 minutos. El primer experimento se realizó con el efluente generado después de la elaboración de queso fresco, el segundo con el lactosuero generado después de la elaboración de queso fresco y el tercero con una muestra con relación 1:6 de lactosuero y efluente respectivamente. Los parámetros que se monitorearon fueron la turbidez, temperatura, pH y conductividad.



Figura 9. Sistema de electrocoagulación para los ensayos preliminares.

4.2.3 Diseño, construcción y evaluación del sistema de electrocoagulación

En función a las pruebas preliminares se diseñó un reactor de electrocoagulación; para hallar la eficiencia del sistema se determinó como variable respuesta la concentración de DQO, además se monitorearon los parámetros: turbidez, pH, conductividad y temperatura; las características de este sistema se describen a continuación:

a) Fuente de poder

Se construyó una fuente de poder de corriente directa, cuyos componentes eran: un amperímetro analógico, un voltímetro digital, controles de corriente y voltaje regulables e independientes; con la finalidad de regular la cantidad de corriente suministrada a la celda

para el proceso de electrocoagulación, se usó una fuente de poder con capacidad de suministrar corriente en un rango de 0-20 amperios y un rango de voltaje de 0 a 60. Para la verificación de lecturas de los medidores digitales de intensidad de corriente se utilizó una pinza amperimétrica y un multítester, para mediciones de tiempo se empleó un cronómetro.

b) Reactor de electrocoagulación

Se construyó un reactor a escala laboratorio para un régimen batch, con dimensiones de 26.5 cm de largo, 16 cm de ancho y 14 cm de altura, este reactor tuvo una capacidad de 5.93 litros; se utilizó acrílico transparente para la fabricación de la celda y se construyó en forma de paralelepípedo rectangular tal como se puede apreciar en la Figura 10. Dentro de la celda se acondicionaron separadores de acrílico para sostener los electrodos sumergidos. Los electrodos empleados fueron placas rectangulares metálicas de hierro y aluminio dispuestas en paralelo, el electrodo de aluminio tuvo dimensiones de 7 cm x 10 cm con un espesor de 3mm y las dimensiones del electrodo de hierro fueron de 7cm x 10 cm con un espesor de 3 mm. Se estableció un distanciamiento entre placa y placa de 15 mm. Los electrodos fueron conectados a la fuente de poder la cual suministraba la corriente eléctrica requerida para el proceso de electrocoagulación se instaló una llave de paso en la parte inferior de la celda para la obtención de muestras.



Figura 10. Reactor de electrocoagulación conectada a la fuente de corriente.

c) Pruebas de electrocoagulación

El proceso de electrocoagulación depende de variables como la densidad de corriente, pH, conductividad, tiempo de tratamiento, así como del material de los electrodos y espaciado entre las placas; optimizar estas variables permite tener una mejor eficiencia

en el tratamiento del agua residual. Para realizar la optimización se hicieron pruebas de electrocoagulación con un diseño experimental completamente al azar, se empleó un reactor de régimen batch de capacidad de 4 L, los experimentos se realizaron con la muestra compuesta 1:6 (lactosuero - efluente) dejando constante la separación de los electrodos en 15 mm. Después de cada lote de electrocoagulación se dejó sedimentar por un periodo de 1 hora y se variaron los siguientes parámetros:

- pH

Se realizaron ensayos a tres valores de pH siendo éstos: 5, 6 y 6.8 (valor en la mezcla 1:6 del lactosuero con el efluente lácteo). El pH de las soluciones se ajustó utilizando ácido sulfúrico e hidróxido de sodio.

- Densidad de corriente

El proceso de electrocoagulación fue llevado a cabo utilizando diferentes densidades de corriente, siendo éstas: $j_1=22.19 \text{ A/m}^2$, $j_2=33.28 \text{ A/m}^2$ y $j_3=44.39 \text{ A/m}^2$; para monitorear dichos valores se empleó un amperímetro.

- Tiempo

Se trabajó con 3 valores de tiempo: $t_1=15\text{min.}$, $t_2=30\text{min.}$ y $t_3=45\text{min.}$; los tiempos fueron controlados con un cronómetro.

Cálculo del porcentaje de remoción

Los resultados se expresaron en porcentajes de remoción (%R) de DQO que se determinaron mediante la ecuación:

$$\%R = \left(\frac{C_0 - C_t}{C_0} \right) \times 100$$

Donde:

%R: Porcentaje de remoción de DQO

C_0 : Concentración inicial (mg/L)

C_t : Concentración final (mg/L)

4.2.4 Diseño, construcción y evaluación del filtro biológico

Para poner en marcha el filtro biológico, se aislaron y caracterizaron microorganismos del mismo efluente para emplearlos como potenciales remediadores, el inóculo microbiano obtenido se empleó en el filtro biológico.

a) Aislamiento de microorganismos

Se preparó 300 ml del medio caldo infusión de cerebro-corazón (Merck, 37g/1L), este medio fue autoclavado a 121°C y 15 libras/pulg² por un tiempo de 15 minutos; luego este medio se distribuyó en 3 matraces de 125 ml antes de inocular. La muestra del efluente lácteo se homogenizó, posteriormente se tomó 5 ml de alícuota la cual se inoculó en 2 matraces de 125 ml y el tercer matraz se empleó como control. Todos los matraces se incubaron a 37°C por un periodo de 24 a 48 horas.

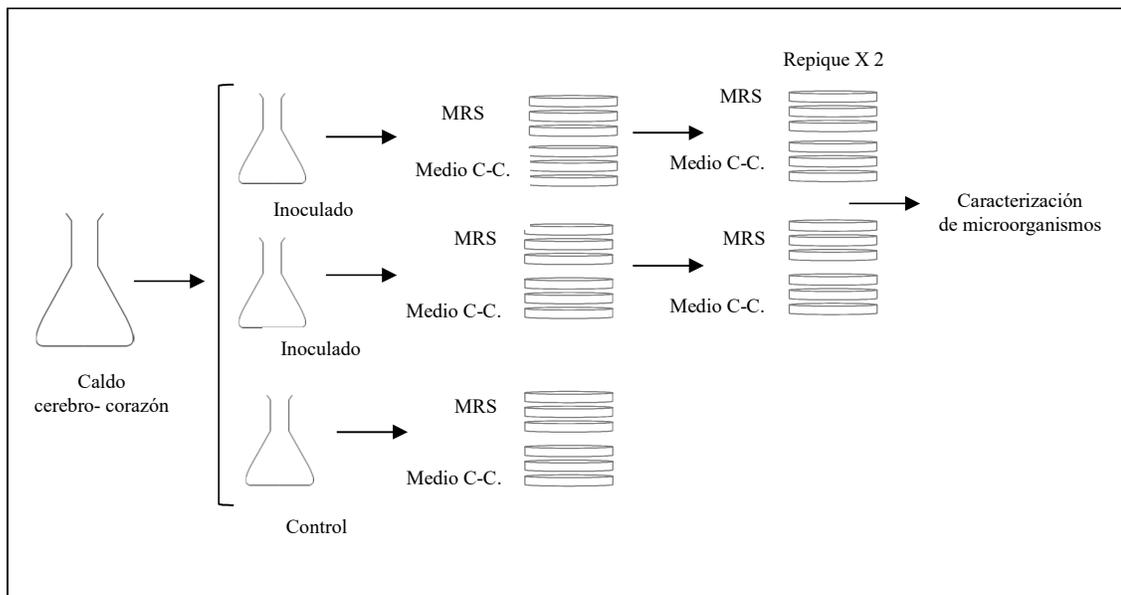


Figura 11. Proceso de aislamiento microbiológico.

Después del periodo de incubación, se procedió a aislar los microorganismos de estos matraces, empleando el medio de cultivo sólido agar infusión cerebro-corazón (Merck, 52g/L), en el cual se realizó un sembrado en superficie por agotamiento en estría y, en el medio MRS (Merck, 66.2 g/l), en el cual se realizó siembra por vertido en placa; todas las placas se incubaron a 37°C por un periodo de 60 horas.

b) Purificación de las colonias aisladas

Las colonias que crecieron en las placas Petri del proceso anterior, se purificaron por resiembras sucesivas hasta obtener colonias puras, realizándose un total de 2 repiques en cada medio, tanto en medio agar cerebro –corazón y medio agar MRS.

c) Caracterización de los microorganismos

Para caracterizar las cepas bacterianas aisladas e identificar a que género pertenecen, primero se realizó caracterización morfológica macroscópica, haciendo una descripción de la colonia, posteriormente se hizo una tinción Gram; luego se realizó la caracterización bioquímica, para lo cual se aplicó una batería de pruebas bioquímicas. Se ensayaron pruebas bioquímicas de urea, SIM, TSI, prueba catalasa, prueba oxidasa, Nitrato y prueba MRVP. La identificación se llevó a cabo utilizando como guía el Manual de Bergey´s.

d) Preparación del inóculo microbiano para el biofiltro.

Una vez identificados los microorganismos, se procedió al desarrollo de la biomasa. Como desde un principio en este trabajo se proyectó realizar un sistema que no involucre mucho gasto económico, se empleó como soporte piedra Pómez, la cual se suspendió con el medio caldo cerebro-corazón.

Se trabajó con 5 ml de la suspensión microbiana y se inoculó en matraces que contenía 100 ml de medio caldo cerebro – corazón. Luego de este matraz se tomó 5ml para cada beaker de 1000ml (conteniendo el medio caldo cerebro - corazón con piedra pómez) estos se incubaron a 37°C por un periodo de 72 horas. Luego se dejó madurar el biofilm por un periodo de 18 días, para lo cual se alimentó interdiario con un volumen de 0.5 litros de la mezcla 1:6.

e) Diseño y construcción del biofiltro

El filtro se dimensionó en función al volumen promedio de efluente que se generaba en la etapa de electrocoagulación y a su concentración en DBO₅, con estos valores se dimensionó el volumen del filtro considerando los parámetros de tiempo de retención hidráulica (TRH) y la carga espacial de DBO₅.

El filtro se construyó con las siguientes características: diámetro 3 cm, altura 100 cm, y volumen total de 0.706 L estos valores se obtuvieron del cálculo que se muestra en la sección

de resultados, se construyó el filtro en material acrílico transparente. Se empleó como material de soporte piedra Pómez, con un diámetro aproximado de 0.5 cm, la distribución del efluente se realizó mediante mangueras de plástico. Una vez empacado el filtro con el soporte inoculado el sistema en total funcionó por un periodo de 61 días.

Para evaluar la eficiencia se tomaron muestras en las cuales se determinaron parámetros fisicoquímicos como la DQO, turbidez, pH, conductividad.

Las ecuaciones para los cálculos de diseño se muestran a continuación:

- Cálculo del volumen total del reactor

$$V = \pi r^2 h$$

Donde:

V: Volumen, m³

r: Radio, m

h: Altura, m

- Carga orgánica diaria:

$$B_d, \text{DBO}_{in} = Q_d * c\text{DBO}_{in}$$

Donde:

B_d,DBO_{in} (Kg/d) : Carga orgánica diaria.

Q_d (m³/d) : Caudal diario.

cDBO_{in} (Kg/m³) : Concentración de DBO en el afluente.

- Calculo del volumen del filtro.

$$V_{TF, c} = \frac{B_d, \text{DBO}_{in}}{B_r, \text{DBO}}$$

Donde:

V_{TF,c} (m³) : Volumen del filtro.

B_d,DBO_{in} (Kg/d) : Carga orgánica diaria.

B_r,DBO (Kg/m³d) : Carga espacial de DBO.

- Tiempo de retención

$$\tau = \frac{V}{Q}$$

Donde:

τ = Tiempo de retención hidráulico nominal

V= Volumen útil, m³

Q= Caudal de agua, m³/s

f) Aplicación del trazador

Se empleó un trazador para determinar el comportamiento del fluido dentro del biofiltro, para lo cual se empleó el método de entrada en impulso. Este experimento se realizó para poder determinar la curva de distribución de tiempo de residencia, y a partir de ella, comprender el comportamiento del flujo dentro del filtro biológico. Con este fin, en la entrada del filtro se inyectó 0.2 ml de una solución de cloruro de sodio (9.1304 g NaCl/35 ml de agua), se tomaron alícuotas cada 5 minutos y se monitoreó la conductividad.

Además, se realizó una curva de calibración entre concentración de cloruro de sodio y conductividad (Anexo 1) para determinar las concentraciones del trazador en función del tiempo. Para entender el comportamiento del fluido se normalizaron los datos empleando los siguientes modelos (Kadlec, R. & Wallace, S. 2009; citado por Pérez, 2016):

$$\theta = \frac{T_i}{\tau}$$

Donde:

T_i= Tiempo transcurrido después de haber inyectado la solución del trazador (min.)

τ = Tiempo de retención hidráulico nominal (min.)

$$E\theta(t) = \frac{C_i}{C_0}$$

Donde:

C_i: Concentración del trazador en el efluente al tiempo T_i (mg/L).

C₀: Concentración inicial del trazador (mg/L).

- El tiempo promedio de residencia se calculó con el siguiente modelo: (Levenspiel, 2004)

$$\bar{t} = \frac{\sum t_i C_i}{\sum C_i}$$

Donde:

C_i: Concentración de trazador a la salida (g/L)

t_i : Tiempo (min.)

4.2.5 Evaluación del sistema combinado de electrocoagulación - filtro biológico

Una vez obtenidos los resultados de la etapa de electrocoagulación, se procedió a evaluar el sistema combinado. Se realizaron mediciones de los parámetros pH, temperatura, conductividad, DQO, DBO₅; la eficiencia del sistema en la reducción de la carga orgánica se cuantificó en función a los parámetros de DQO y DBO₅.

Para la alimentación del filtro biológico se dispuso de un recipiente de plástico de capacidad de 4.5 L donde se almacenó el efluente proveniente de la etapa de la electrocoagulación y este efluente tratado mediante una bomba peristáltica se llevó a la parte superior del filtro biológico para distribuirla uniformemente a través del área de sección transversal; el agua que atravesaba el filtro percolador se recolectaba en un recipiente de plástico de capacidad de 1.5 litros, donde se dejaba sedimentar el efluente para separar la biomasa desprendida.



Figura 12. Sistema de tratamiento combinado electrocoagulación-filtro biológico.

La eficiencia del sistema se determinó mediante la medición de condiciones iniciales y las condiciones finales después de la salida del filtro biológico.

La eficiencia del sistema se determinó con la siguiente ecuación:

$$\text{Eficiencia} = \left(\frac{DQO_0 - DQO_t}{DQO_0} \right) \times 100$$

Donde:

C_0 : Concentración de DQO a la entrada

C_t : Concentración de DQO a la salida

4.2.6 Análisis estadístico

El diseño experimental que se empleó en la investigación fue un diseño factorial 3A3B3C con 3 niveles de cada factor, siendo los factores: pH (valor), densidad de corriente eléctrica (A/m²) y tiempo de tratamiento (minutos), en un diseño completamente al azar. Se realizó el análisis de varianza a la información mediante el *software* estadístico R versión 3.4.1, para sistema operativo 32 bits.

El modelo estadístico utilizado para el análisis de la información fue: (Lara, 2001)

$$Y_{ijkl} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + (\alpha\beta)_{ij} + (\alpha\gamma)_{ik} + (\beta\gamma)_{jk} + (\alpha\beta\gamma)_{ijk} + u_{ijkl}$$

$i = 5,6$ y 6.8 ; $j = 22.19, 33.28$ y 44.39 ; $k = 15, 30$ y 45 y $l=1, 2, 3$ repeticiones. Donde:

Y_{ijkl} : Representa la observación correspondiente al nivel (i) del factor pH, al nivel (j) del factor densidad de corriente y al nivel (k) del factor tiempo.

μ : Efecto constante, es el porcentaje medio de remoción de DQO, común a todos los niveles de los factores.

α_i : Efecto producido por el nivel i-ésimo del factor pH.

β_j : Efecto producido por el nivel j-ésimo del factor densidad de corriente.

γ_k : Efecto producido por el nivel k-ésimo del factor tiempo.

$(\alpha\beta)_{ij}$: Efecto producido por la interacción entre pH y densidad de corriente.

$(\alpha\gamma)_{ik}$: Efecto producido por la interacción entre pH y tiempo.

$(\beta\gamma)_{jk}$: Efecto producido por la interacción entre densidad de corriente y tiempo.

$(\alpha\beta\gamma)_{ijk}$: Efecto producido por la interacción entre pH, densidad de corriente y tiempo.

u_{ijkl} : Vv aa. independientes con distribución $N(0,\sigma)$.

En la Tabla 14 se muestra las combinaciones de los factores y los modelos matemáticos para el modelo factorial con tres factores.

Tabla 14. ANOVA modelo factorial con tres factores (con replicación).

F. V.	S. C.	G. L.	C. M.	F exp
Factor A	SCA	a - 1	CMA	CMA/CMR
Factor B	SCB	b - 1	CMB	CMB/CMR
Factor C	SCC	c - 1	CMC	CMC/CMR
AxB	SC(AB)	(a - 1)(b - 1)	CM(AB)	CM(AB)/CMR
AxC	SC(AC)	(a - 1)(c - 1)	CM(AC)	CM(AC)/CMR
BxC	SC(BC)	(b - 1)(c - 1)	CM(BC)	CM(BC)/CMR
AxBxC	SC(ABC)	(a - 1)(b - 1)(c - 1)	CM(ABC)	CM(ABC)/CMR
Residual	SCR	abc(r - 1)	CMR	
TOTAL	SCT	abcr - 1	CMT	

Para realizar el análisis estadístico empleando el software estadístico R, se emplearon las siguientes nomenclaturas para cada factor: para el factor pH la denominación de A, y los niveles pH1=5, pH2=6 y pH3=6.8 con a1, a2 y a3 respectivamente; para el factor de densidad de corriente eléctrica la denominación de B, y los niveles j1=22.19 A/m², j2=33.28A/m² y j3=44.39A/m² con b1, b2 y b3 respectivamente y para el factor tiempo la denominación de C y los niveles t1=15min., t2=30min. y t3=45min. con c1, c2 y c3 respectivamente.

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Caracterización fisicoquímica de las muestras

Debido a que las características del efluente generado en la planta piloto de leche presentan mucha variabilidad según el proceso productivo; en el presente estudio solo se trabajó con 3 muestras definidas las cuales se caracterizaron según los parámetros mostrados en la Tabla 13. Como se puede apreciar en la Figura 13, solo una tubería reúne todo el efluente producido en la planta piloto de leche, existe otra tubería que conduce todas las aguas residuales de los servicios higiénicos.

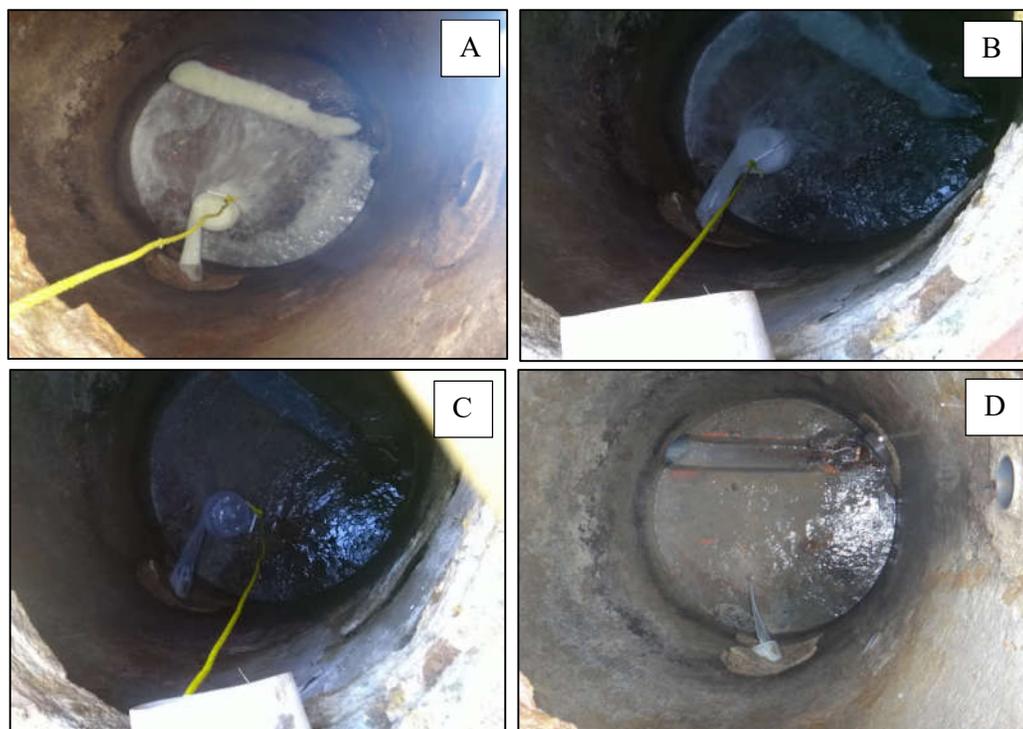


Figura 13. Poza de vertimiento de la planta piloto de leche - UNALM. (A) desecho del lactosuero, (B) efluente después de desechar el lactosuero, (C) efluente generado después del envasado de leche, (D) efluente generado durante gran parte de la jornada.

Como se aprecia en la Figura 14, la muestra de lactosuero era una muestra de color amarillento lechoso, el efluente presentaba un color opaco gris oscuro con ciertas impurezas de olor ligeramente fétido. Los resultados del análisis fisicoquímico se muestran en la Tabla 15.



Figura 14. Muestras de lactosuero y efluente lácteo.

Tabla 15. Resultados del análisis fisicoquímico de las muestras de lactosuero, efluente y mezcla 1:6.

Parámetro	Unidad	Lactosuero	Efluente	Mezcla (1:6)
pH	valor	6.57	6.95	6.8
Temperatura	°C	24	22	23.6
Sal	valor	3.2	1.9	2
Conductividad	mS/cm	5.9	3.7	4
DQO	mg/L	69970	9620	23820
DBO₅	mg/L	26320	3972	7960
Sólidos sedimentables	ml/L	0.18	0.7	0.72
Sólidos totales	mg/L	64410	14284	21617
Sólidos suspendidos totales	mg/L	3784	637	1190
Sólidos disueltos totales	mg/L	60212	13896	20346
Sólidos totales fijos	mg/L	5203	2454	2866
Sólidos totales volátiles	mg/L	59207	11830	18751
Aceites y grasas	mg/L	2740	493	592
Cloruros	mg/L	3420	844	919
Alcalinidad total	mg CaCO ₃ /L	1750	276	557
Turbidez	NTU	11088	969	2439

La DQO del lactosuero resulta muy elevada debido a que contiene proteínas, grasas, etc. En términos promedio, el suero de leche contiene más de la mitad de los sólidos presentes en la leche original, incluyendo alrededor del 20% de las proteínas (lactoalbúminas y lactoglobulinas), la mayor parte de la lactosa, minerales (calcio, fósforo, sodio y magnesio) y

vitaminas hidrosolubles (tiamina, ácido pantoténico, riboflavina, piridoxina, ácido nicotínico, cobalamina y ácido ascórbico) (Guerrero et al., 2011).

El resultado preliminar en el efluente reportó una DQO de 9620 mg/L para efluente total, y 69970 mg/L de DQO para el lactosuero. Estos valores presentan similitud con los estudios realizados por Liviac (2013) que reporta un valor de DQO de 82830 mg/L en su caracterización del suero de queso de la planta piloto de leche de la UNALM. Por su parte, Morales (2014) reporta valores de DQO entre 284 mg/L y 5010 mg /L para los efluentes de la planta piloto de leche de la UNALM, esta variación es debido al horario y fecha de muestreo ya que la producción de queso, leche y yogurt es variada en cuanto a los periodos de producción y cada proceso presenta un efluente distinto. Como se aprecia el efluente lácteo presenta una baja carga orgánica comparada con la carga orgánica que representa el suero de leche vertido en el efluente.

Bazrafshan et al. (2013), reportan en su caracterización de aguas residuales lácteas crudas una DQO de 7855.25 ± 703.05 mg/L y una DBO₅ de 3486.3 ± 235.17 mg/L; por su parte París (2009) reporta valores promedio de los residuales acuosos de la industria láctea para DQO en un rango de 675-7200 y para la DBO₅ rango de 450 - 4800 y un pH en el rango de 5,3-9,4.

Como se aprecia, los efluentes generados en la industria láctea presentan una alta carga contaminante y a su vez ésta puede tener una alta variabilidad dependiendo del proceso que se realice y de la tecnología utilizada. Dado que el lactosuero vertido tiene la mayor carga contaminante, debido a su contenido orgánico algunas empresas optan por aprovechar este residuo para la elaboración de otros productos, pero en su mayoría es desechado a las tuberías del sistema de alcantarillado debido al coste que involucra la implementación y operación de una planta de tratamiento.

5.2 Ensayos preliminares

Debido a que el efluente lácteo presenta una alta variabilidad en cuanto a su carga contaminante, se realizaron pruebas preliminares con la finalidad de poder establecer una muestra homogénea para evaluar el sistema propuesto.

Tras realizar el proceso de electrocoagulación a 3 tipos de muestra (lactosuero, efluente y mezcla 1:6 de lactosuero - efluente), se obtuvieron los porcentajes de remoción de turbidez que se muestra en la Tabla 16.

Tabla 16. Resultados del porcentaje remoción de turbidez y otros parámetros fisicoquímicos tras aplicar el proceso de electrocoagulación.

Parámetro	Unidad	Lactosuero	Efluente	Mezcla (1:6)
pH	valor	6.93	8.95	8.9
Temperatura	°C	26.7	28.5	27.8
Conductividad	mS/cm	5.54	3.58	3.65
% Remoción turbidez	valor	31.58	99.30	96.43

En los ensayos realizados se apreciaba que la formación de lodos era proporcional al tiempo y a la densidad de corriente suministrada al sistema. Se observaron tres regiones: una región superior ocupada por los lodos de flotación y las espumas, una región media de reacciones electroquímicas y una región inferior donde se depositan los lodos de precipitación tal como lo reporta Arango y Garcés (2007).

Cuando se realizó la electrocoagulación en las muestras de lactosuero, tras finalizar el proceso se apreció una capa de grasa con cierta cantidad de sarro depositada en los electrodos, algo contrario se apreció en los experimentos llevados a cabo con las muestras de efluente lácteo. Durante el proceso de electrocoagulación se apreció claramente la formación de las tres capas (Figura 47, Anexo 4), una capa superior donde se encuentra el lodo, una capa media donde se encuentra el efluente tratado y capa inferior donde se aprecia la precipitación de algunos contaminantes.

Tras realizar el proceso de electrocoagulación con un tiempo de reacción de 30 minutos y una densidad de corriente de 39.95 A/m^2 , la muestra de lactosuero fue la muestra más complicada de tratar por el contenido de materia orgánica y otros compuestos presentes en ella, presentando una remoción de turbidez de 31.58%; siendo todo lo contrario la muestra del efluente que fue la más sencilla de tratar llegando a presentar una remoción de turbidez de 99.30 %; en la Figura 15 se aprecia los resultados tras realizar el proceso de electrocoagulación. Según lo reportado en la literatura, el estudio realizado por Callejas-Hernández et al. (2012) donde aplican la electrocoagulación a una muestra pura de lactosuero con una DQO promedio de $111\ 896 \text{ mg/L}$ obtienen una remoción de DQO de 83 %, empleando un arreglo de electrodos de Al-OxRut y un tiempo de tratamiento de 10 horas;

por su parte Arango y Garcés (2007) emplearon muestras del efluente lácteo con una DQO promedio de 6059 mg/L, obteniendo una remoción de DQO de 95.10 % trabajando a una densidad de corriente de 43.23 A/m² y tiempo de reacción de 20 minutos; por los antecedentes descritos tratar una muestra pura de lactosuero no resulta conveniente ya que el tiempo de tratamiento se prolonga traduciéndose en incremento de costos y por otro lado el efluente lácteo presenta una carga orgánica baja, pero no representa el promedio de un efluente lácteo ya que este varía dependiendo del proceso productivo, razón por la cual se realizó una mezcla 1:6 de lactosuero - efluente para tener una muestra que represente un efluente lácteo con una carga contaminante promedio, al realizar la prueba de electrocoagulación a esta muestra compuesta se llegó a obtener una remoción de turbidez de 96.43 % . La muestra mezcla 1:6, fue la que representa en promedio un efluente lácteo, razón por la cual se determinó trabajar con esta muestra los siguientes experimentos.

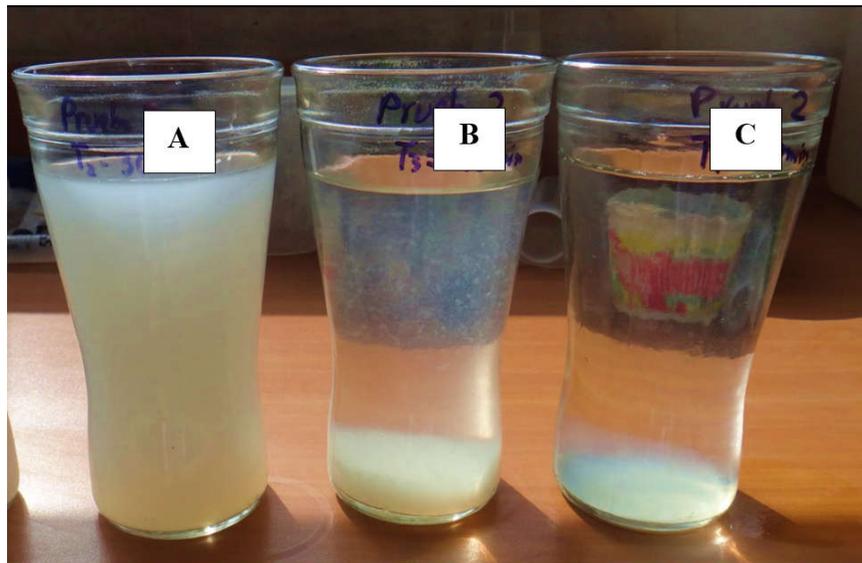


Figura 15. Muestras después de haber realizado el proceso de electrocoagulación. (A) Lactosuero, (B) mezcla 1:6 y (C) efluente.

5.3 Diseño, construcción y evaluación del sistema de electrocoagulación

El sistema de electrocoagulación representa un proceso muy efectivo en la remoción de contaminantes. Algunos aspectos de diseño a tener en cuenta están relacionados con la celda, los electrodos, los materiales de éste, la geometría y la disposición de los electrodos, los

cuales son fundamentales para que la aplicación de la electrocoagulación tenga resultados óptimos (Arango y Garcés, 2007).

La celda de electrocoagulación se diseñó de forma rectangular para tener una distribución uniforme entre los electrodos y la celda; para las pruebas de electrocoagulación se estableció una separación entre electrodos de 15 mm ya que separaciones menores a 10 mm dificultan el tratamiento. Como mencionan Arango y Garcés (2007) con separaciones inferiores a 10 mm los tratamientos se hacen prolongados, además se presentan atascamientos por deposición de lodo sobre la superficie de los electrodos, impidiendo la circulación del medio acuoso. Por su parte Ghahremani et al. (2012) estudiaron separaciones de electrodos de 20 mm, 40 mm y 60 mm. consiguiendo una eliminación óptima de DQO con el electrodo de hierro y un tiempo, separación y voltaje de 120 minutos, 20 mm y 30 V, respectivamente. Por lo descrito es preferible trabajar con separaciones de electrodos inferiores a 20 mm.

La selección del material del electrodo va a depender de la naturaleza y afinidad que tenga el contaminante que se pretende remover con el coagulante producido, es decir, si se quiere remover material suspendido, el coagulante debe propiciar una desestabilización de los coloides para que estos se aglutinen y posteriormente sean separados por precipitación (Piña-Soberanis et al., 2011). En la Figura 16 se aprecia el proceso de electrocoagulación llegándose a formar 3 capas definidas, siendo la capa superior la correspondiente al lodo. Se emplearon electrodos de aluminio y hierro, debido a las buenas eficiencias que reportan diversos estudios (Arango y Garcés, 2007; Valente et al., 2015; Melchioris et al., 2016) en la eliminación de carga orgánica, además porque son sencillos de encontrarlos comercialmente.

Tras realizar las pruebas de electrocoagulación con un diseño factorial 3A3B3C (factores de pH, densidad de corriente y tiempo), en la Figura 17 se muestran los resultados de remoción de DQO para las diferentes combinaciones de tratamientos según el diseño experimental. En esta figura se aprecia que el porcentaje de remoción de DQO aumenta a medida que aumentan el valor de la densidad de corriente, y el tiempo de tratamiento, obteniendo la mejor remoción de DQO con un 84.96 %, cuando se trabaja con la combinación pH 6.8, densidad de corriente de 44.39 A/m² y un tiempo de reacción de 45 minutos.

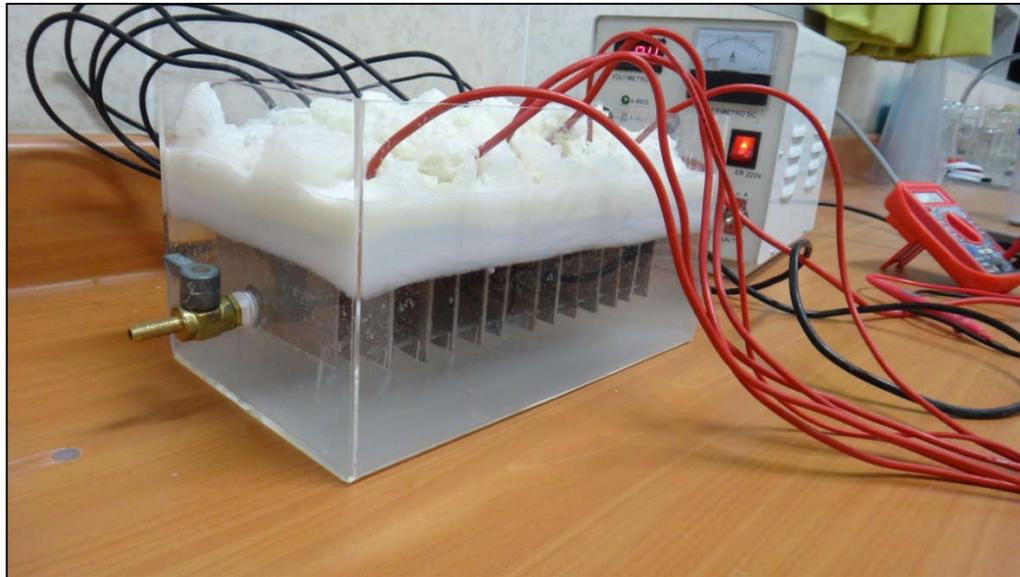


Figura 16. Proceso de electrocoagulación.

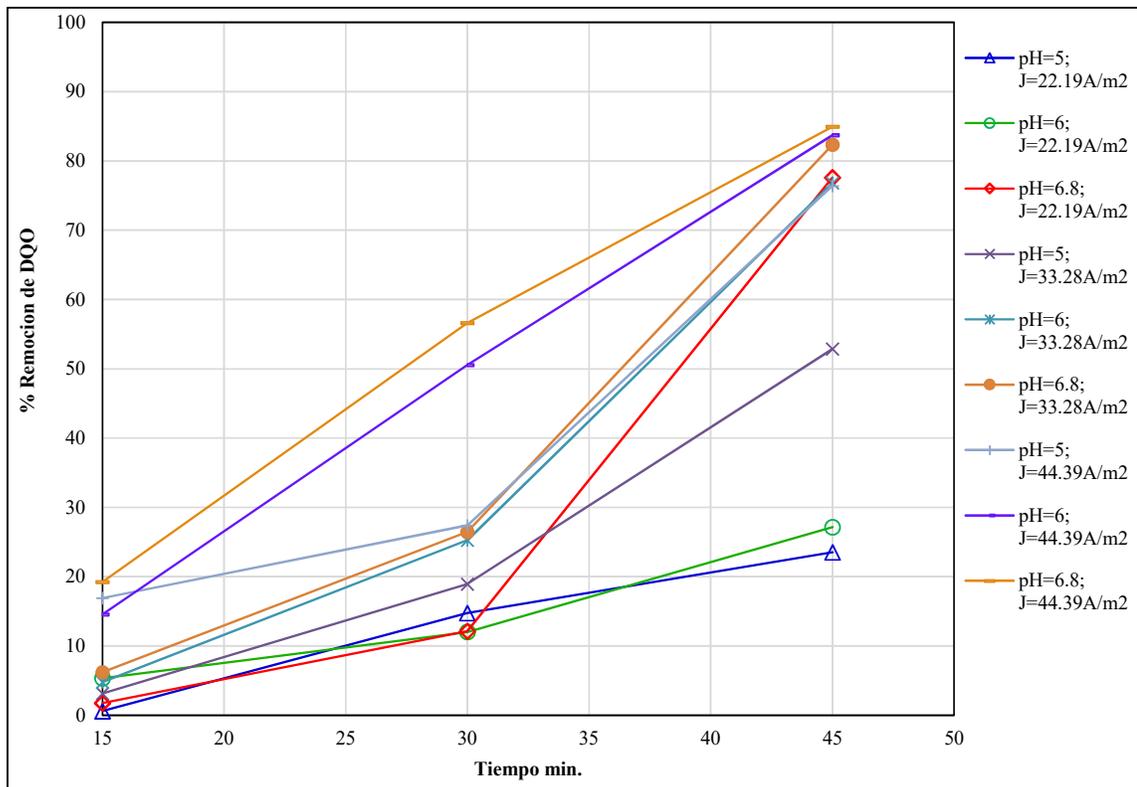


Figura 17. Porcentaje de remoción de DQO para las diferentes combinaciones de tratamiento de pH, densidad de corriente y tiempo.

Al realizar el análisis estadístico del coeficiente de variabilidad se obtuvo un valor de 6.884522, este valor se encuentra por debajo de 25 que es el límite para la aceptación de la variabilidad, por lo que los datos obtenidos son válidos.

Al realizar el análisis estadístico la primera hipótesis a evaluar es la correspondiente a la interacción entre los factores, que no exista interacción significa que el efecto de un factor es el mismo en cualquiera de los niveles del otro, por lo que las conclusiones para los factores se obtendrán a partir del análisis de sus efectos principales. Si en cambio existe interacción, el efecto de un factor dependerá de los niveles del otro y en este caso se deberá efectuar un análisis de los efectos simples de los factores.

De acuerdo a la Tabla 28 (Anexo 5) en el análisis de la interacción pH: densidad de corriente: tiempo, se obtiene un valor de p-value de $2.2e-16$, altamente significativo para un valor de alfa 0.001, por lo que resulta significativa y se establece que existe interacción entre los factores. En conclusión, hay suficiente evidencia estadística para aceptar que existe interacción entre los factores pH, densidad de corriente y tiempo; por lo tanto será necesario efectuar un análisis de los efectos simples de los factores, este análisis consiste en evaluar a cada factor en cada uno de los niveles del otro para tener conclusiones de los comportamientos de los niveles en consideración al otro factor; se hace para cada combinación porque se ha demostrado que existe interacción y por eso se necesita saber en cuál es el que tiene interacción.

Por lo explicado se realizó el análisis de efectos simples, además de acuerdo a lo mostrado en la Tabla 28 (Anexo 5) también resultan significativas las 3 interacciones: pH-densidad de corriente, densidad de corriente-tiempo y pH-tiempo; por lo que se evaluó la combinación de cada factor y se aplicó la prueba de Tukey con un valor alfa de 0.05.

5.3.1 Evaluación de efectos

a) Evaluación en los efectos simples

La Tabla 17 resume las principales conclusiones estadísticas en cuanto se refiere al análisis de efectos simples. En el Anexo 5 (Tablas 29-46) se presentan a detalle el análisis estadístico.

Tabla 17. Resumen del análisis estadístico de los efectos simples.

Factor	Nivel	Observación
pH	j1=22.19A/m ²	Para los casos de pH (densidad corriente), los resultados indican que el factor pH tiene diferencias significativas cuando se combina con los niveles j3 y j2. Resultando la mejor combinación pH3j3, (en términos de reducción de DQO).
	j2=33.28A/m ²	
	j3=44.39A/m ²	
pH	t1=15min	Para los casos de pH (tiempo), los resultados indican que el factor pH tiene diferencias significativas cuando se combina con los niveles t2 y t3. Obteniéndose la mejor combinación pH3t3.
	t2=30min	
	t3=45min	
Densidad corriente	pH1=5	Cuando se analiza el factor densidad de corriente en los niveles de pH, los resultados indican que el factor densidad de corriente tiene diferencias significativas cuando se combina con los niveles pH1, pH2 y pH3. Resultando la mejor combinación j3pH3.
	pH2=6	
	pH3=6.8	
Densidad corriente	t1=15min	Para los casos de densidad corriente (tiempo), resulta que el factor densidad de corriente muestra diferencias significativas cuando se combina con los niveles t1, t2 y t3. Siendo la mejor combinación j3t3.
	t2=30min	
	t3=45min	
Tiempo	pH1=5	Para los casos de tiempo (pH): efectos simples de tiempo en pH, las combinaciones de tiempo con pH1, pH2 y pH3 muestran diferencias significativas. Resultando la mejor combinación t3pH3.
	pH2=6	
	pH3=6.8	
Tiempo	j1=22.19A/m ²	Cuando se analiza el factor tiempo en los niveles de densidad de corriente, los resultados indican que el factor tiempo tiene diferencias significativas cuando se combina con los niveles j1, j2 y j3. Resultando la mejor combinación t3j3.
	j2=33.28A/m ²	
	j3=44.39A/m ²	

Como se puede apreciar en la Tabla 17, los tres factores bajo estudio (pH, densidad de corriente y tiempo) tienen un efecto significativo sobre la remoción de DQO.

b) Evaluación de los efectos principales

De acuerdo a los resultados mostrados en las Tablas 47 - 53 (Anexo 5), resulta significativo para los factores principales pH, densidad de corriente y tiempo. Para pH se tiene un nivel de significancia inferior a 0.001, por lo que se realizó un análisis de efectos principales y sus interacciones, con los resultados obtenidos se rechaza la hipótesis nula, de que todos los tratamientos son iguales y que de acuerdo al análisis realizado se observa que existe evidencia estadística que demuestra que existe diferencia entre los niveles de tratamiento.

En Tabla 18 se muestra el resumen de la interpretación estadística, se observa que para el modelo planteado a un nivel de significación del 5% los efectos son significativos, las interacciones entre los factores pH: densidad corriente, densidad corriente: tiempo y pH: tiempo y además la interacción entre los 3 factores pH: densidad corriente: tiempo, ya que los resultados obtenidos de p-value correspondientes a estos efectos son menores que el nivel de significación. Se concluye que son significativos los efectos de los factores pH, densidad de corriente y tiempo.

Tabla 18. Resumen del análisis estadístico de los efectos principales.

Factor	Observación
pH	Existe suficiente evidencia estadística de que los 3 niveles de pH son diferentes a un nivel de significación del 5%. Resultando que el pH3 presenta mejores resultados.
Densidad de corriente	Hay evidencia estadística de que los 3 niveles de densidad de corriente son diferentes a un nivel de significación del 5%. Siendo j3 la que presenta mejores resultados.
Tiempo	Existe evidencia estadística que los 3 niveles de tiempo son diferentes a un nivel de significación del 5%. Resultando que t3 presenta mejores resultados.
pH : densidad de corriente	Los niveles de la interacción del factor pH y densidad de corriente presenta diferencia significativa, a un nivel de significación del 5%. Resultando el mejor resultado a pH3j3.

Continuación Tabla 18.

Densidad de corriente : tiempo	Hay diferencia significativa en la interacción de los niveles de densidad de corriente y el factor tiempo, a un nivel de significación del 5%. Resultando el mejor resultado a j_3t_3 .
pH : tiempo	Los niveles de la interacción del factor pH y el factor tiempo presenta diferencia significativa, a un nivel de significación del 5%. Resultando el mejor resultado a pH_3t_3 .
pH : densidad de corriente : tiempo	Existe diferencia significativa en la interacción de los niveles de pH, densidad corriente y el factor tiempo, a un nivel de significación del 5%. Resultando el mejor resultado a $pH_3j_3t_3$ y de menor eficiencia la combinación $pH_1j_1t_1$.

A continuación se muestran los gráficos de las distintas combinaciones de los factores pH, densidad de corriente y tiempo de tratamiento.

La interacción del factor pH con los distintos niveles de densidad de corriente y tiempo se muestran en las Figuras 18 y 19, cada línea corresponde a un efecto simple y la interacción puede notarse ya que las líneas tienen pendientes diferentes, esto se da cuando el efecto simple de un factor no es el mismo en todos los niveles del otro. En la Figura 18 se presentan los efectos simples de pH en los tres valores de densidades de corriente evaluadas: $j_1=22.19 \text{ A/m}^2$, $j_2=33.28 \text{ A/m}^2$ y $j_3=44.39 \text{ A/m}^2$; como se aprecia el efecto simple de pH depende del nivel de densidad de corriente, de esta grafica se deduce que el mejor porcentaje de remoción de DQO se obtiene cuando se combina un valor de pH 6.8 y una densidad de corriente de 44.39 A/m^2 . En la Figura 19, se presentan los efectos simples de pH en los tres valores de tiempo evaluadas $t_1=15\text{min}$, $t_2=30\text{min}$. y $t_3=45\text{min}$. se evidencia que el efecto simple de pH depende del nivel del factor tiempo por lo que existe interacción, de esta grafica se deduce que el mejor porcentaje de remoción de DQO se obtiene cuando se combina un pH de 6.8 y trabajando con un tiempo de tratamiento de 45 minutos.

El valor de pH 6.8 muy cercano a la neutralidad resulta adecuado para trabajar en procesos de electrocoagulación; ya que trabajar con valores de pH alcalinos aumentan la velocidad de disolución en varios órdenes de magnitud (Prieto-García et al., 2014).

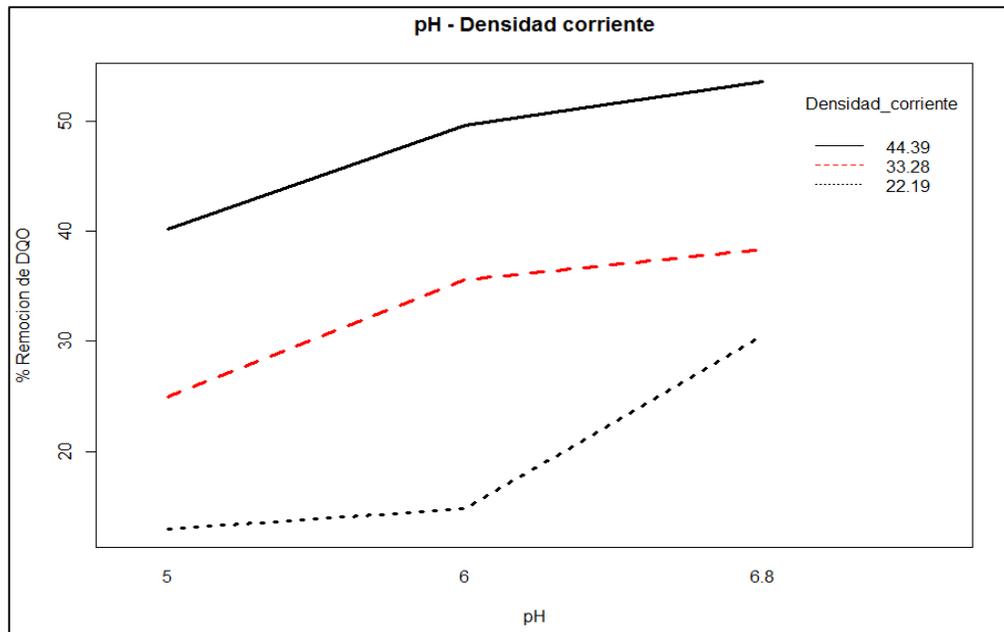


Figura 18. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores pH - Densidad de corriente.

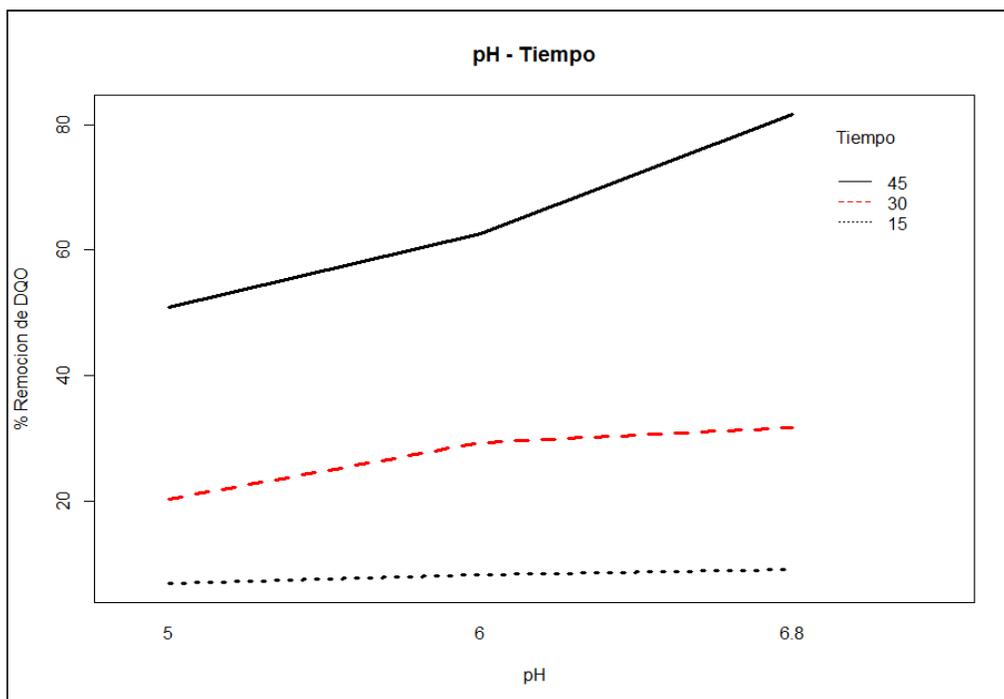


Figura 19. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores pH – tiempo.

Las Figuras 20 y 21, muestran la interacción del factor densidad de corriente con los distintos niveles de tiempo y pH. En la Figura 20 se muestra el efecto simple del factor densidad de corriente en los tres valores de tiempo evaluadas $t_1=15\text{min}$, $t_2=30\text{min}$. y $t_3=45\text{min}$, se aprecia que existe interacción y que el efecto simple de densidad de corriente depende del nivel de tiempo; de esta grafica se deduce que el mejor porcentaje de remoción de DQO se obtiene cuando se combina una densidad de corriente de 44.39 A/m^2 con un tiempo de tratamiento de 45 minutos. En la Figura 21, se presentan los efectos simples de densidad de corriente en los tres valores de pH evaluadas: $\text{pH}_1=5$, $\text{pH}_2=6$ y $\text{pH}_3=6.8$; se evidencia que el efecto simple de densidad de corriente depende del nivel de pH debido a la interacción que presenta; de esta grafica se deduce que el mejor porcentaje de remoción de DQO se obtiene cuando se combina un valor de densidad de corriente de 44.39 A/m^2 con un pH de 6,8.

Es bien sabido que la densidad de corriente no sólo determina la tasa de dosificación del coagulante in situ, sino también la velocidad de producción de burbujas, el tamaño y el crecimiento de los flóculos; que puede influir en la eficiencia del tratamiento y los costos operativos del proceso de electrocoagulación (Madhusudhan et al., 2015).

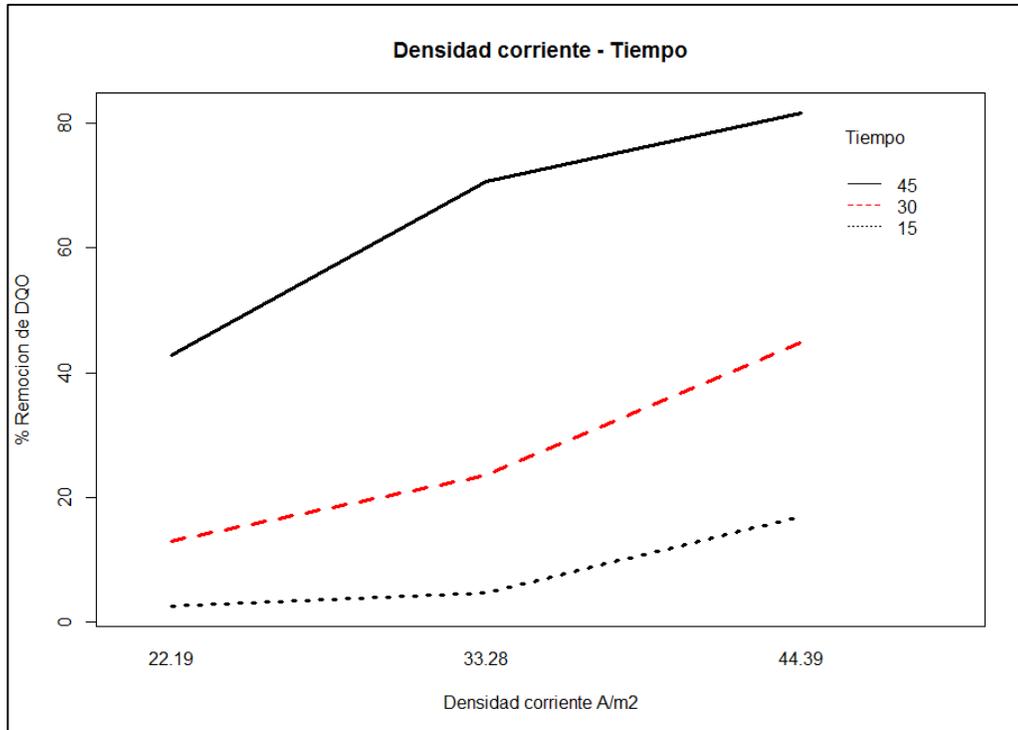


Figura 20. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores densidad de corriente – tiempo.

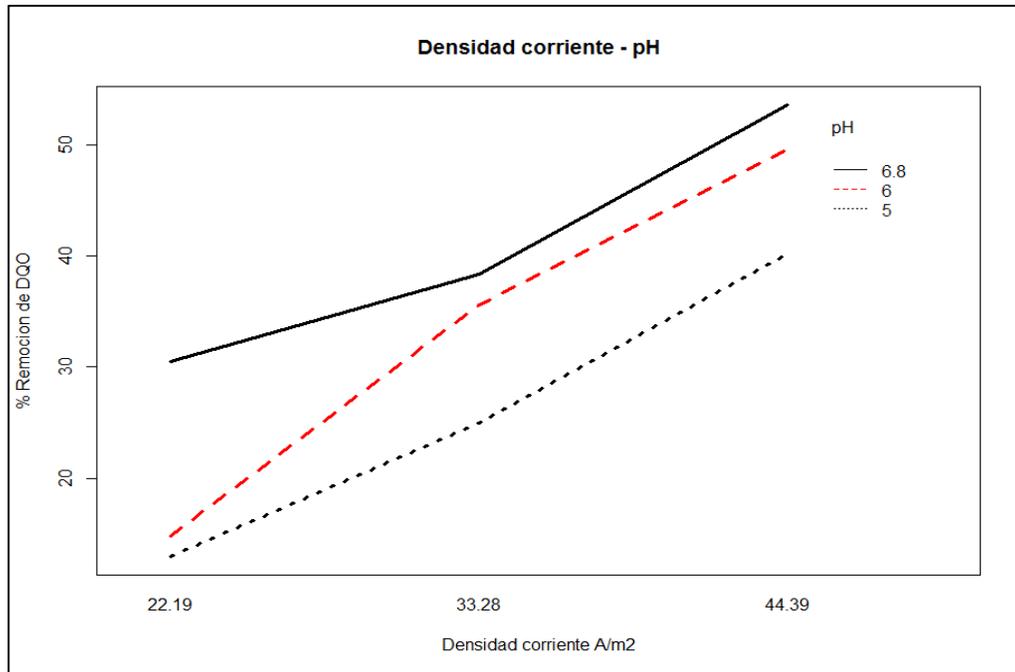


Figura 21. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores densidad de corriente – pH.

Con el aumento de la densidad de corriente se logra reducir considerablemente los niveles de DQO. Así lo expresan Bazrafshan et al. (2013), quienes ensayaron con 10, 20, 30, 40, 50 y 60 V, demostraron que la eficacia de eliminación de DQO y DBO₅, aumentó con el aumento de la tensión aplicada y el tiempo de reacción; los resultados que obtuvieron indican que la electrocoagulación es eficiente y capaz de lograr 98,84% de eliminación de DQO y 97,95% de eliminación de DBO₅, a 60 V durante 60 minutos. Por su parte Madhusudhan et al. (2015), mencionan que el tratamiento de las aguas residuales de los productos lácteos mostró una eliminación efectiva de DQO y nitratos con el aumento del voltaje. Por los antecedentes descritos, la reducción de las concentraciones de DQO guarda una estrecha relación directa con la densidad de corriente aplicada, a mayor densidad de corriente menor tiempo de reacción, pero al aumentar la densidad de corriente los costos por el consumo eléctrico se incrementan.

Otro de los parámetros importantes para realizar el proceso de electrocoagulación es el tiempo de reacción, en este trabajo se apreció como influía este parámetro en la remoción de DQO.

Como se aprecia en la Figura 22, existe interacción cuando se trabaja a distintos niveles de tiempo y pH, por lo que el efecto simple del factor tiempo no es el mismo en todos los niveles del factor pH; de esta grafica se deduce que el mejor porcentaje de remoción de DQO se obtiene cuando se realiza el experimento a un tiempo de tratamiento de 45 minutos y a un pH de 6,8. Además como vemos en las Figuras 22 y 23, siempre las combinaciones de pH 6,8 son superiores en la eficiencia de remoción de DQO que las combinaciones a pH 5.

En la Figura 23, se presentan los efectos simples del factor tiempo en los tres valores de densidad de corriente evaluadas: $j_1=22.19\text{ A/m}^2$ $j_2=33.28\text{ A/m}^2$ y $j_3=44.39\text{ A/m}^2$. Se aprecia que el efecto simple de tiempo depende del nivel de densidad de corriente; de esta grafica se deduce que el mejor porcentaje de remoción de DQO se obtiene cuando se combina un tiempo de tratamiento de 45 minutos con una densidad de corriente de 44.39 A/m^2 .

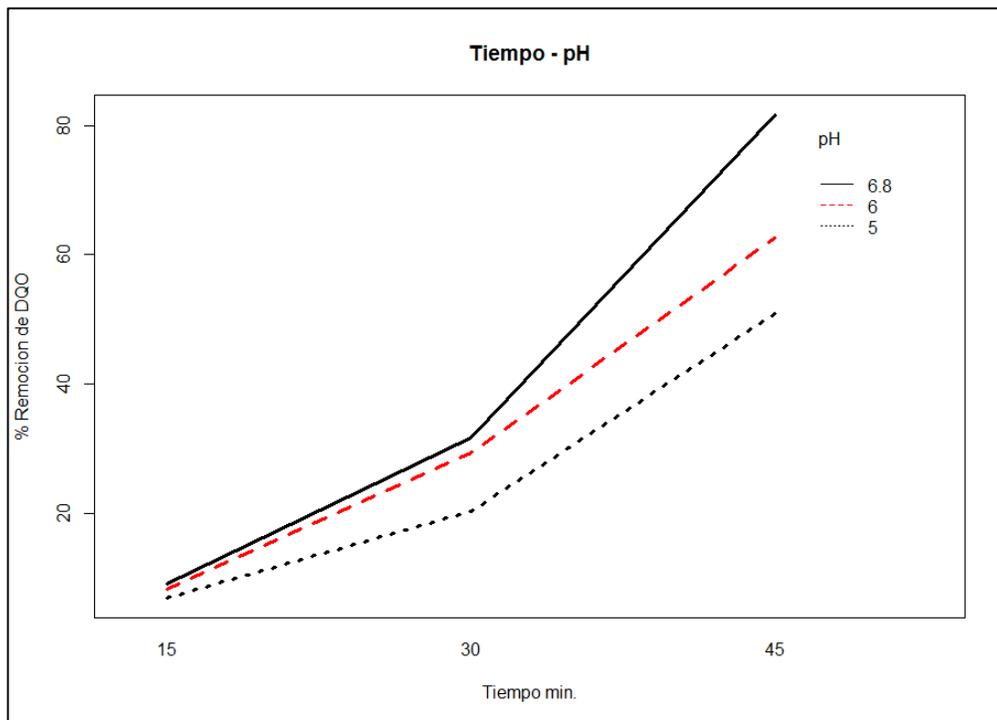


Figura 22. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores tiempo – pH.

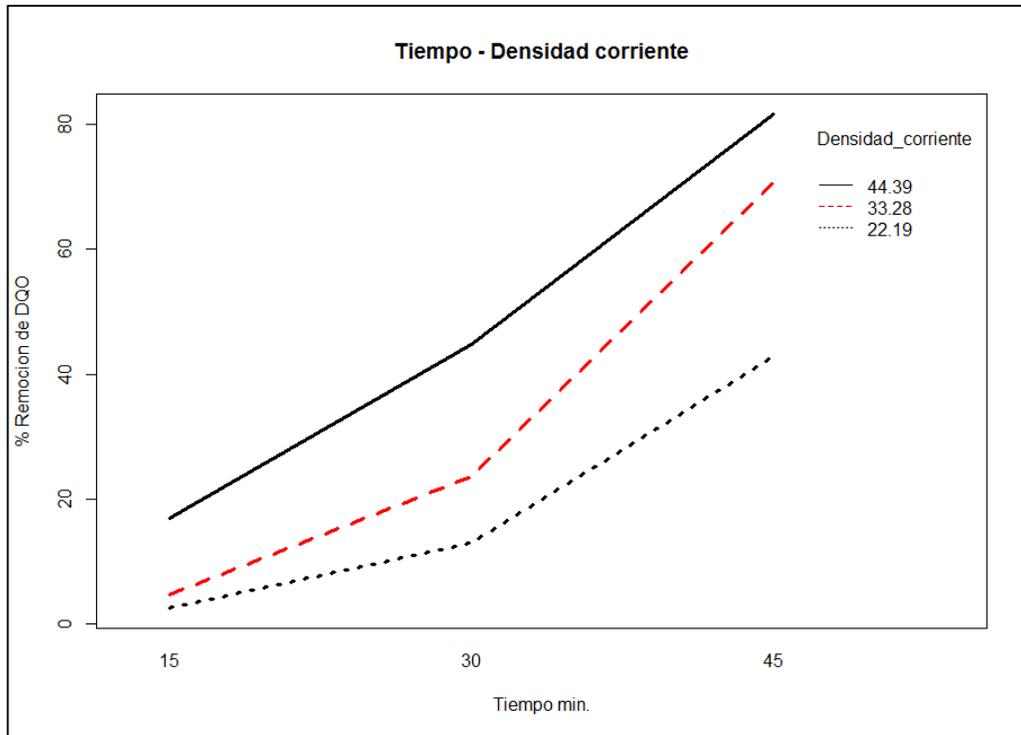


Figura 23. Porcentaje de remoción de DQO en función a los factores. tiempo - densidad de corriente.

La eficacia de eliminación de la DQO es directamente proporcional al tiempo de contacto y a la entrada del voltaje, e inversamente proporcional a las separaciones de los electrodos (Ghahremani et al., 2012, Madhusudhan et al., 2015).

El tiempo de reacción depende del material de electrodos empleados, así como la densidad de corriente aplicada y también del tipo de efluente a tratar; estos factores son importantes para determinar el tiempo de reacción óptimo, lo cual se traduce en ahorro económico del consumo de la electricidad.

En la eficacia de la remoción de la DQO y carga contaminante va depender mucho del material del electrodo que se emplee. Actualmente el electrodo de aluminio es uno de los más empleados debido a su disponibilidad y facilidad para conseguirlo comercialmente, además porque se obtiene buenos resultados como se muestra en el presente estudio. En diversos estudios emplean el electrodo de aluminio por su eficiencia en la remoción de la carga contaminante. Así por ejemplo Valente et al. (2015), reportaron que para la optimización de parámetros para el tratamiento de efluentes de la industria láctea, utilizaron

electrodos de aluminio en el proceso de electrocoagulación; trabajaron a una densidad de corriente de $61,6 \text{ A/m}^2$ durante 21 minutos; logrando una reducción significativa de la DQO en un 57%.

Por su parte Melchiors et al. (2016), muestran que las tasas de eliminación de materia orgánica basadas en la medida de la demanda química de oxígeno y la turbidez cuando emplean electrodos de aluminio fueron $97.0 \pm 0.02\%$ and $99.6 \pm 3.00 \times 10^{(-4)} \%$, respectivamente, con un pH final de 6,72; las tasas de eliminación de materia orgánica cuando se emplean electrodos de hierro fueron $97.4 \pm 0.01\%$ and $99.1 \pm 1.00 \times 10^{(-4)} \%$, respectivamente, con un pH final de 7,38. En este estudio realizado por Melchiors et al., muestran eficiencias similares al trabajar con electrodos de aluminio y hierro, pero cabe resaltar que cuando emplean el electrodo de hierro llegan a obtener un pH final de 7,38 el cual es mucho mayor que al trabajar con el electrodo de aluminio.

Rahmani (2008), menciona que la remoción de turbiedad resultan ser más altos empleando electrodos de aluminio que con los electrodos de hierro.

Por los antecedentes descritos resulta adecuado trabajar con electrodos de aluminio para la remoción de carga orgánica de efluentes de la industria láctea por la eficiencia que se logra. En el presente trabajo se empleó electrodos de aluminio, obteniéndose una remoción de DQO superior a 80%.

La configuración monopolar de los electrodos empleados en el presente estudio, resultó ser eficiente en cuanto a la reducción de la carga orgánica por los resultados obtenidos. Diversos estudios son realizados bajo la configuración monopolar. Así por ejemplo Shivayogimath & Naik (2014), obtienen buenos resultados al llevar a cabo experimentos en una unidad de electrocoagulación de 1,5 L de capacidad, empleando electrodos de aluminio conectados en sistema paralelo monopolar; trabajando bajo este sistema la DQO fue reducida de 8000mg/L a 100mg/L. Por lo mencionado la configuración de los electrodos resulta ser clave en la eficiencia del sistema de electrocoagulación.

En la Figura 24, se aprecian fotografías de dos combinaciones de tratamiento para los distintos tiempos de reacción (15, 30 y 45 minutos); donde (A) muestra la combinación de tratamiento de menor eficiencia en porcentaje de remoción de DQO trabajando a pH 5 y una densidad de corriente de 22.19 A/m^2 , en cambio (B) muestra el mejor tratamiento trabajando a un pH 6.8 y una densidad de corriente de 44.39 A/m^2 .

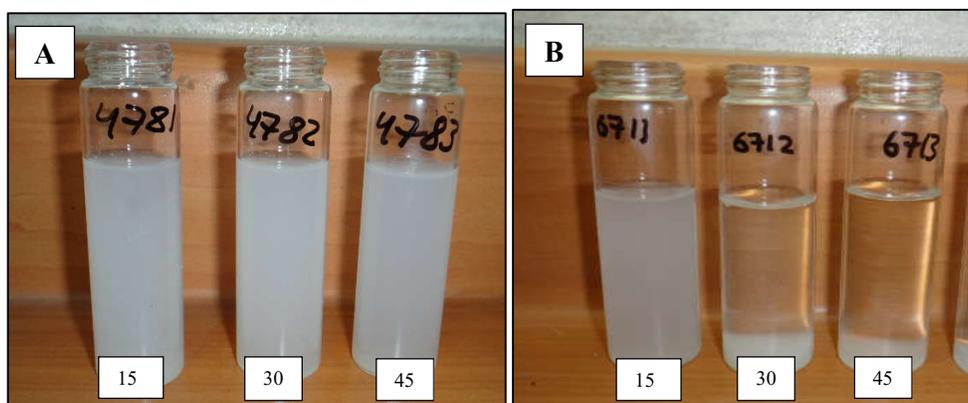


Figura 24. Resultados del proceso de electrocoagulación, (A) menor porcentaje de remoción de DQO (15, 30 y 45 minutos respectivamente), (B) mayor porcentaje de remoción de DQO (15, 30 y 45 minutos respectivamente).

Las condiciones óptimas que permiten obtener los mayores porcentajes de remoción de DQO para el tratamiento del efluente lácteo de la planta piloto de leche – UNALM, son a un pH inicial de 6.8, una densidad de corriente eléctrica de 44.39 A/m^2 y un tiempo de tratamiento de 45 minutos; con esta combinación de factores se llegó a reducir la DQO en un 84.96 %, presentando un valor de 3582 mg/L. A pesar de que los resultados pueden diferir en contraste con los que se obtienen en otros estudios (Bazrafshan et al., 2013, Madhusudhan et al., 2015; Arango y Garcés, 2007; Valente et al., 2015; Melchiors et al., 2016, Ghahremani et al., 2012 y Callejas-Hernández et al., 2012), se debe tener en cuenta factores como las condiciones iniciales de la muestra, la calidad de los electrodos empleados y variantes que cada quien realizó.

5.3.2 Monitoreo de parámetros fisicoquímicos

a) Monitoreo del pH

Los cambios de pH durante el proceso de electrocoagulación van depender principalmente del pH inicial del efluente a tratar, de la densidad de corriente aplicada y del material de los electrodos. En el presente estudio el valor de pH en el proceso de electrocoagulación fue incrementándose a medida que transcurría el tiempo de reacción y a su vez al aumentar la densidad de corriente; era de esperar que suceda este incremento debido a que mientras más densidad de corriente se aplique se libera en mayor grado los iones de los electrodos provocando un aumento del pH.

Según Arango (2012), el pH varia en la electrocoagulación la cual va aumentando con el tiempo en relación con el pH inicial del agua residual, el aumento es entre 1.5 y 2 unidades cuando se emplea electrodos de hierro; este aumento puede ser atribuido a la formación de hidróxido de hierro como producto de las reacciones asociadas al desgaste del electrodo de sacrificio. Pero cuando se emplea electrodos de aluminio se forman especies oligoméricas de aluminio lo cual influye en el pH, como mencionan Prieto-García et al. (2014), para condiciones iniciales de pH ácido éste se incrementa durante el proceso de electrocoagulación, esto puede ser debido a la naturaleza de las especies de hidróxidos de aluminio formados durante la disolución anódica del aluminio. En el presente estudio se evidencio esta variación de pH en el proceso de la electrocoagulación, a distintos niveles de densidad de corriente y tiempo de tratamiento; como se muestra en la Figura 25, el pH final del tratamiento aumenta con el pasar del tiempo y se evidencia este aumento aún más cuando se trabaja a una densidad de corriente de 44.39 A/m^2 , a pH inicial de 5 y llegándose a obtener un valor máximo de pH final 8.13 a un tiempo de tratamiento de 45 minutos.

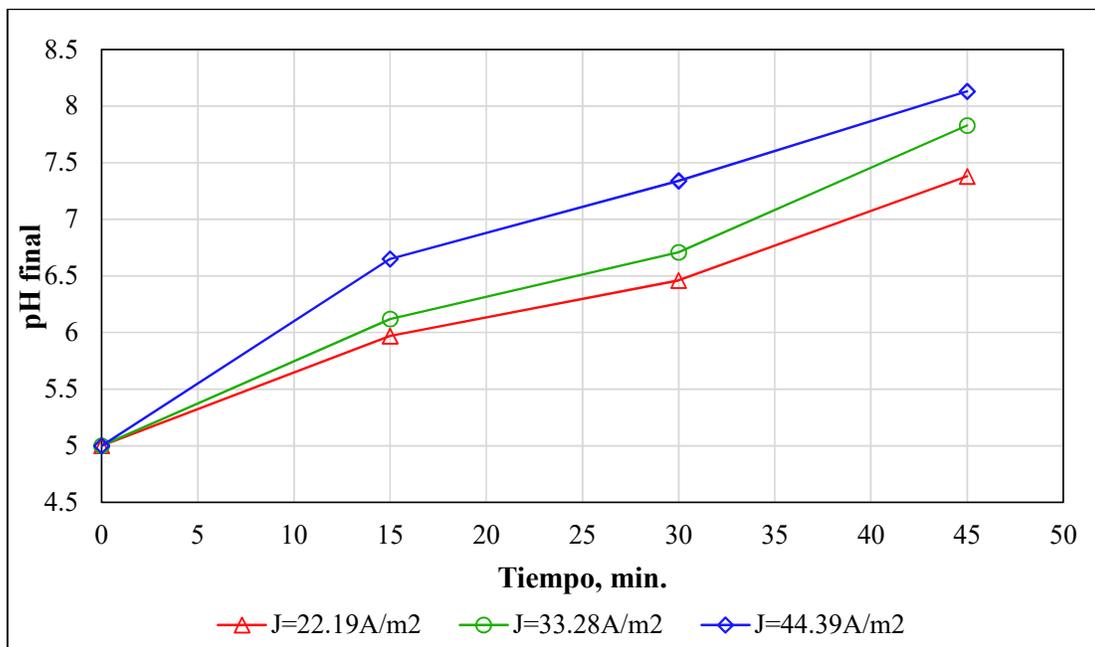


Figura 25. Resultados del valor de pH final trabajando a un pH inicial de 5.

En la Figura 26 se muestra la variación del pH trabajando a un pH inicial de 6; cuando se combina los factores de densidad de corriente de 44.39 A/m^2 y un tiempo de tratamiento de 45 minutos, se obtiene la mayor variación de pH llegando a un valor máximo de 8,67.

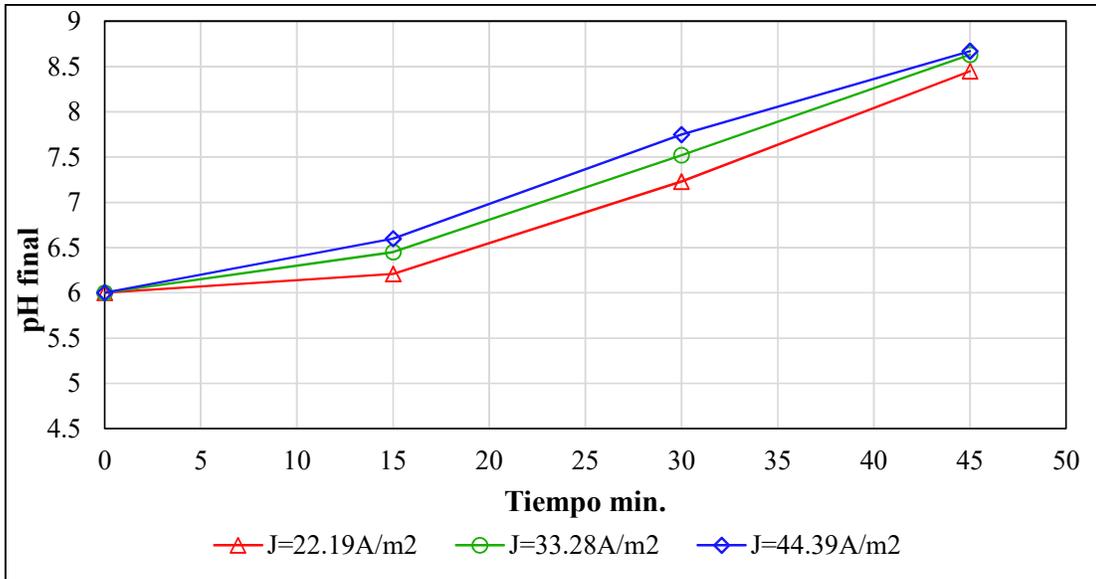


Figura 26. Resultados del valor de pH final trabajando a un pH inicial de 6.

En la Figura 27 se muestra la variación del pH trabajando a un pH inicial de 6.8; cuando se ensayó a una densidad de corriente de 44.39 A/m² y a un tiempo de tratamiento de 45 minutos, pasa de un valor de pH inicial de 6.8 a un valor final de 9.21, representando la mayor variación que se dio.

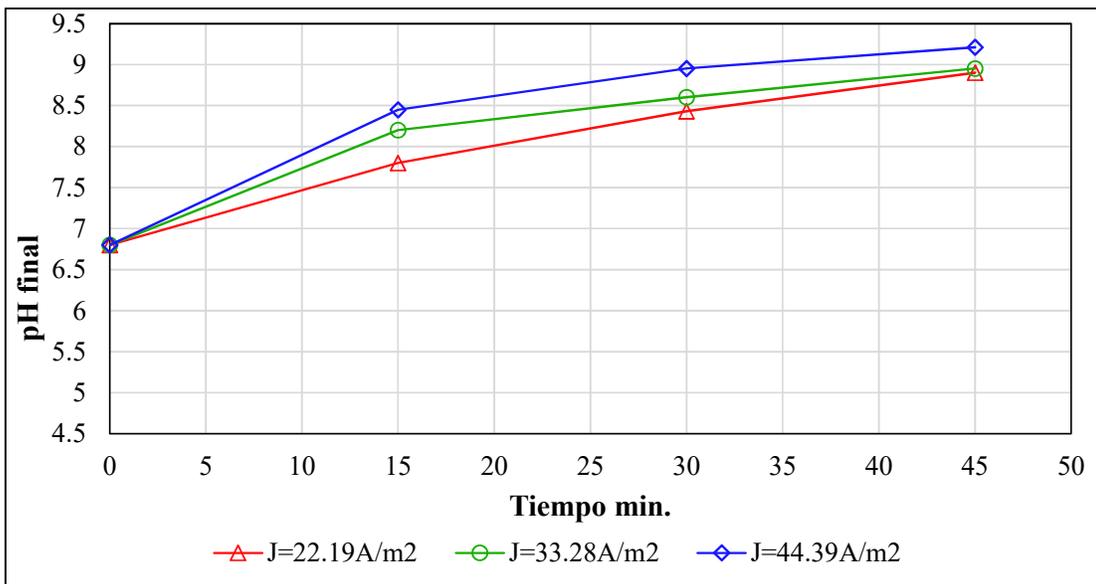


Figura 27. Resultados del valor de pH final trabajando a un pH inicial de 6.8 para los distintos tratamientos.

b) Monitoreo de la Conductividad

Otro de los parámetros que sufre ligeras variaciones durante el proceso de electrocoagulación es la conductividad. Se observó una relación opuesta entre el tiempo de reacción y la conductividad de la muestra, pues a mayor tiempo disminuye la conductividad de la muestra tratada esto podría ser debido a la precipitación de los iones disueltos en el efluente. Como se aprecia en la Figura 28 se muestra la variación de la conductividad trabajando a un pH inicial de 5 y a distintos niveles de densidad de corriente y tiempo, obteniéndose la mayor disminución de ésta trabajando a la densidad de corriente de 44.39 A/m².

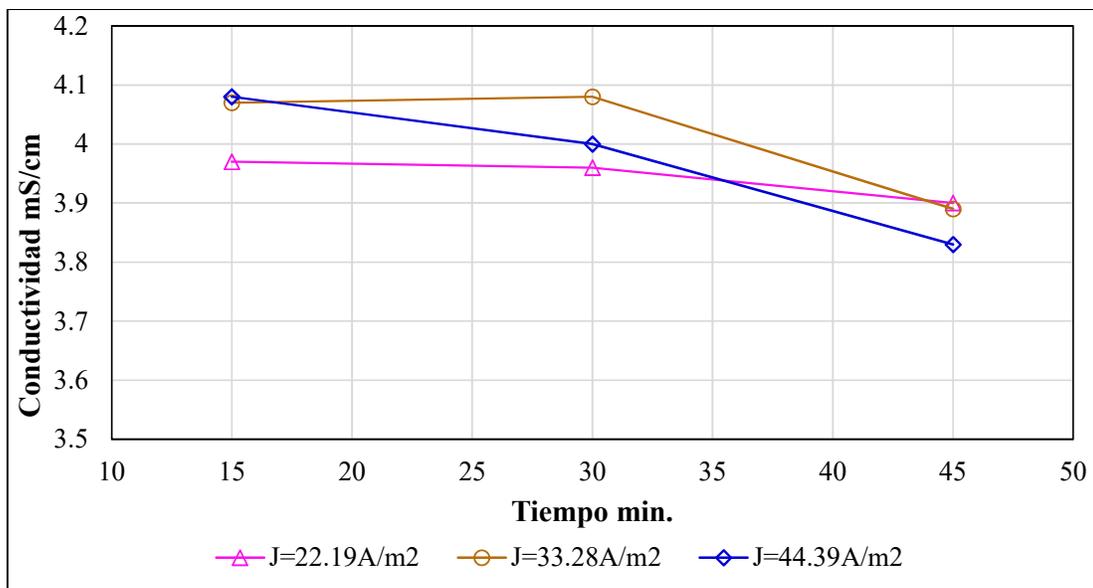


Figura 28. Resultados del valor de conductividad final trabajando a un pH inicial de 5.

Arango (2012), muestra los porcentajes de disminución de la conductividad; trabajando a una densidad de corriente de 32.43 A/m² y 43.23 A/m² para los dos procesos a pH 5, la conductividad disminuye hasta en un 7% en los 15 minutos del proceso de electrocoagulación; con respecto a los tratamientos a pH 7 y 8 la conductividad aumenta entre los 5 y 15 minutos de proceso, menciona que este comportamiento puede explicarse por la cantidad de hidróxido de hierro que se forma y al mismo tiempo por el aumento en el pH. A pesar de que en el presente estudio se trabaja con electrodos de aluminio se evidencia un comportamiento similar al reportado por Arango dado que la conductividad baja con el transcurrir del tiempo.

En la Figura 29 se aprecia la variación de la conductividad trabajando a un pH inicial de 6 y a distintos niveles de densidad de corriente y tiempo; resultando las de mayor variación los tratamientos con las densidades de corriente de 44.39 A/m^2 y 22.19 A/m^2 , con valores de conductividades de 3.67 mS/cm y 3.81 mS/cm respectivamente a un tiempo de tratamiento de 45 minutos.

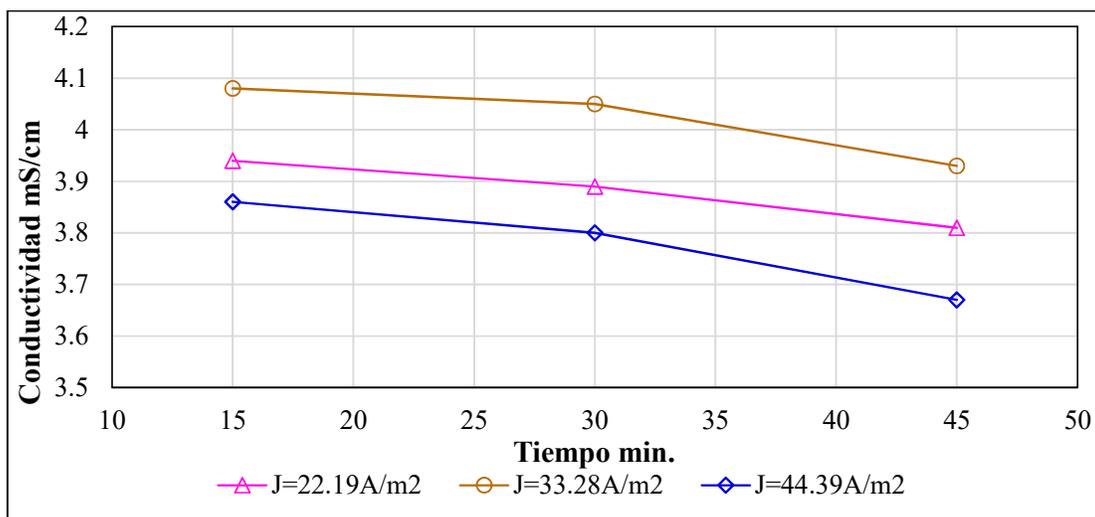


Figura 29. Resultados del valor de conductividad final trabajando a un pH inicial de 6.

En la Figura 30 se muestra la variación de la conductividad trabajando a un pH inicial de 6.8 y a distintos niveles de densidad de corriente y tiempo; obteniéndose una pronunciada disminución cuando se ensayó a una densidad de corriente de 44.39 A/m^2 y un tiempo de reacción de 45 minutos, se obtuvo un valor de conductividad de 3.57 mS/cm . Y valores similares para las densidades de corriente de 22.19 A/m^2 y 33.28 A/m^2 .

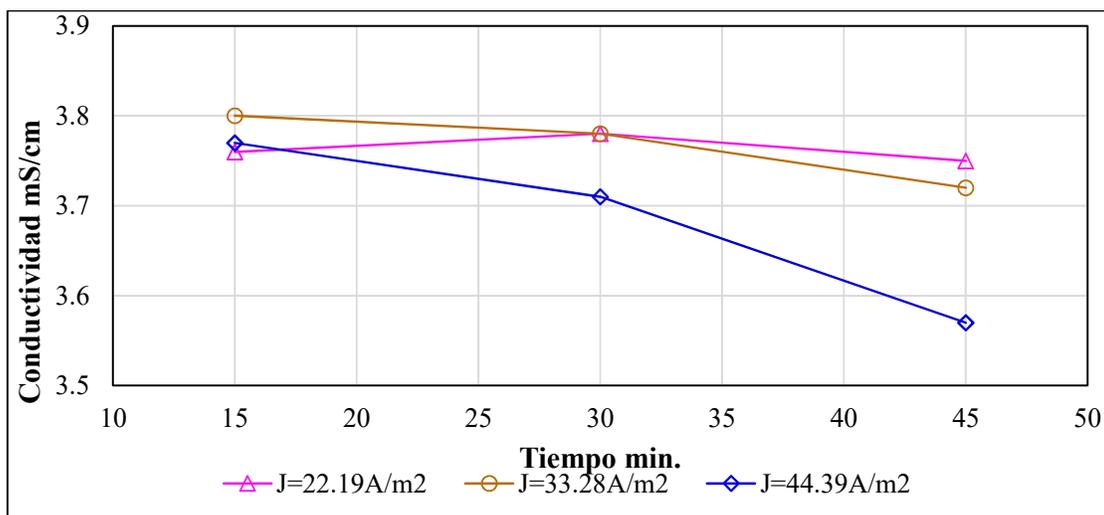


Figura 30. Resultados del valor de conductividad final trabajando a un pH inicial de 6,8.

c) Monitoreo de la temperatura

La temperatura durante un proceso de electrocoagulación puede variar fuertemente, esto está sujeto principalmente al tiempo y a la densidad de corriente aplicada. Al aumentar demasiado la densidad de corriente se presentan pérdidas por transformación de energía eléctrica en calórica, produciéndose un aumento en la temperatura del medio acuoso lo que conlleva a un consumo mayor de energía (Arango, 2012).

De acuerdo a la Figura 31, se aprecia que se llega a obtener la mayor temperatura 26.6 °C trabajando a una densidad de corriente de 44.39 A/m² y un tiempo de reacción de 45 minutos.

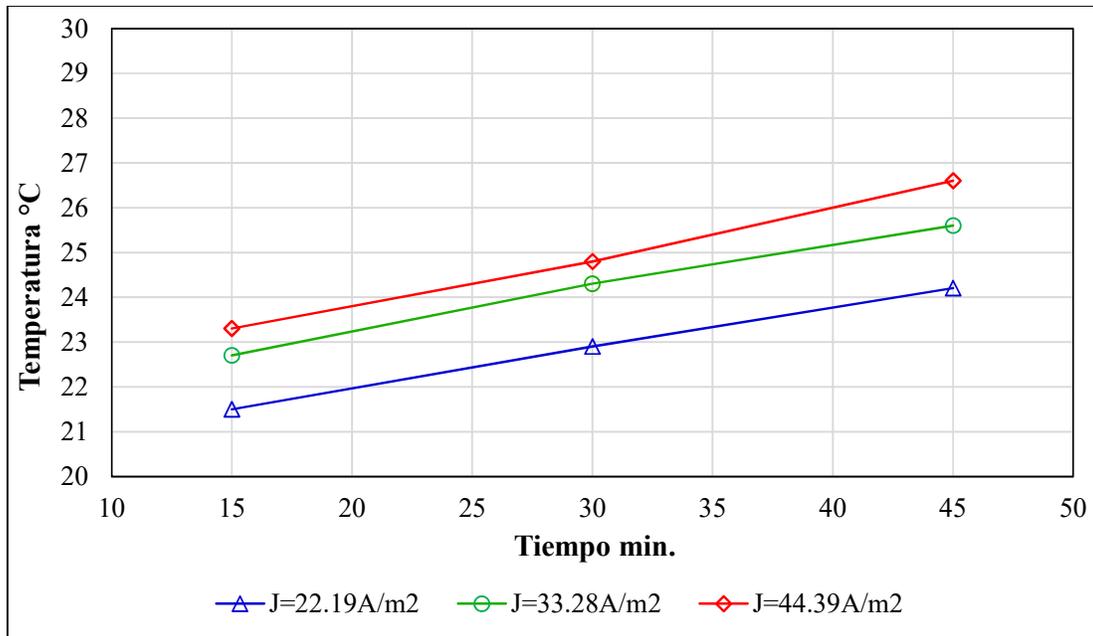


Figura 31. Resultados del valor de temperatura final trabajando a un pH inicial de 5.

Como se aprecia en la Figura 32, trabajando a una densidad de corriente de 44.39 A/m² y un tiempo reacción de 45 minutos se llega a obtener la mayor variación de temperatura, llegando a tener un valor máximo de 27.5 °C, seguido de la densidad de corriente de 33.28 A/m² con un valor de 25.9 °C ambos a un tiempo de reacción de 45 minutos.

Esta variación de temperatura también va depender mucho del material de los electrodos, del distanciamiento de los electrodos y del grosor de las placas de los electrodos.

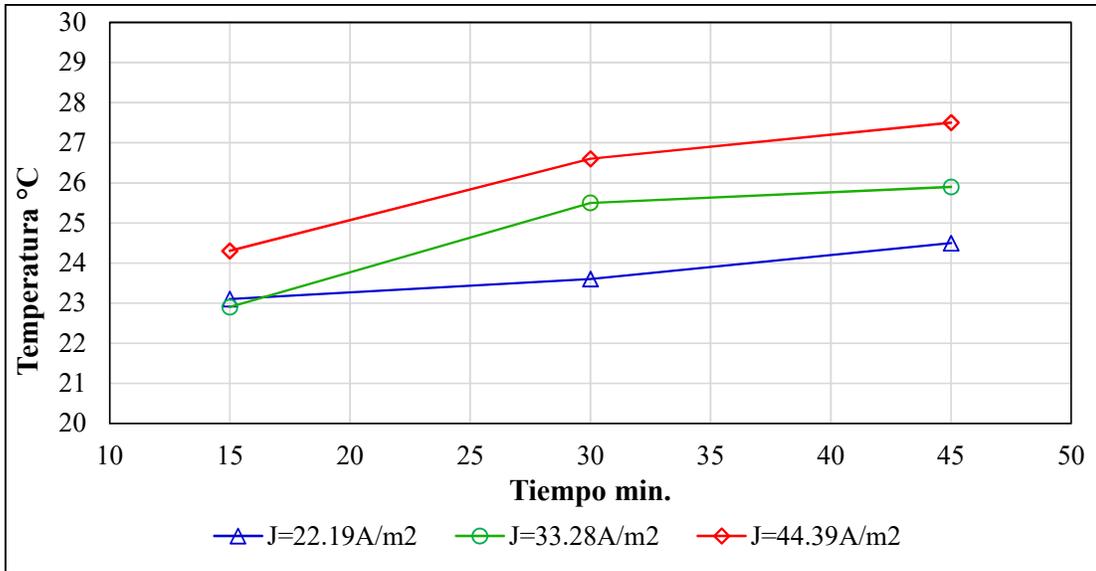


Figura 32. Resultados del valor de temperatura final trabajando a un pH inicial de 6.

En la Figura 33, se aprecia que se tiene un comportamiento similar cuando se trabaja a una densidad de corriente de 22.19 A/m² y 33.28 A/m²; en cambio al trabajar a una densidad de corriente de 44.39 A/m², se obtiene la mayor variación de temperatura llegando a un valor de 29.8°C a los 45 minutos de reacción.

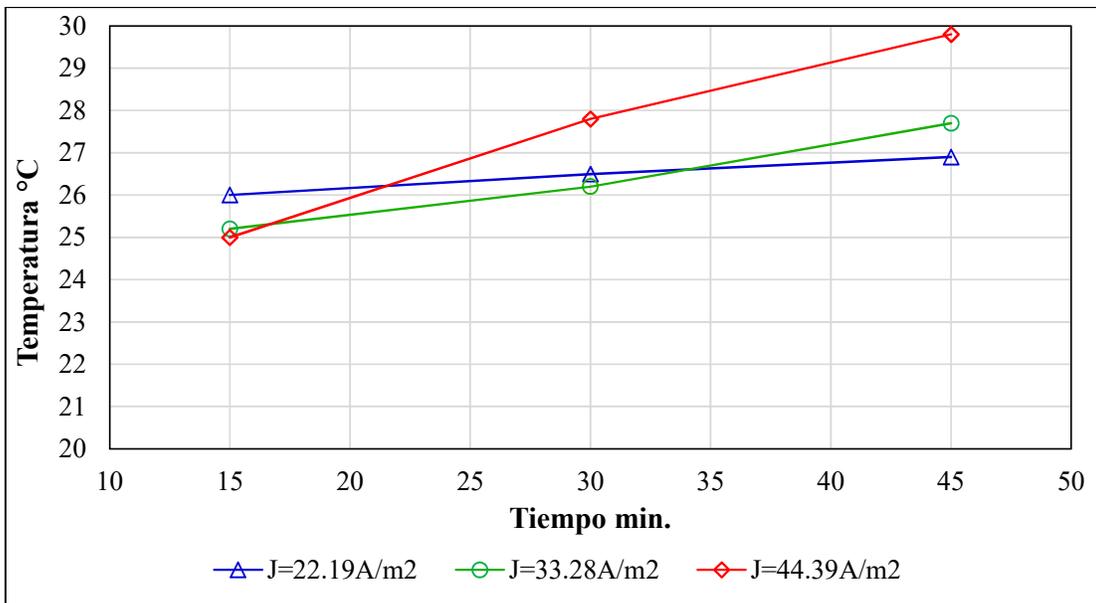


Figura 33. Resultados del valor de temperatura final trabajando a un pH inicial de 6,8.

En algunos experimentos suele trabajarse a valores bajos de densidad de corriente pero a un tiempo de tratamiento prolongado, esto con la finalidad de no aumentar la temperatura del medio tratado.

Por ejemplo, Sharma (2014), muestra que la DQO en fase acuosa fue removido efectivamente, las eficiencias generales de remoción de DQO alcanzaron el 87%; las condiciones óptimas fueron con una intensidad de corriente, pH y tiempo de electrólisis de 3A, 9, 75 min. respectivamente. Como se aprecia el estudio realizado por Sharma trabaja con un tiempo prolongado y una densidad de corriente relativamente baja esto con la finalidad de no incrementar la temperatura.

d) Monitoreo de la turbidez

Como menciona Szpyrkowicz (2002), la remoción de la turbiedad se da como producto de la desestabilización del coloide, esto se da por las especies iónicas coagulantes que son formadas in situ durante la oxidación del electrodo de ánodo, luego se da la flotación de las partículas agrupadas y posteriormente la sedimentación.

En la Figura 34 se muestra un resumen de los porcentajes de remoción de la turbidez a distintas combinaciones de pH, densidad de corriente y tiempo de reacción; en esta figura se puede observar que el porcentaje de remoción de la turbidez aumenta con el incremento del tiempo de tratamiento y el valor de pH, pero con la disminución del pH y tiempo de tratamiento sucede lo contrario. Obteniéndose la mayor reducción de turbidez trabajando a un pH 6.8, densidad de corriente de 44.39 A/m² y un tiempo tratamiento de 45 minutos y por otro lado la menor reducción de turbidez con la combinación pH 5, densidad de corriente de 22.19 A/m² y un tiempo de 15 minutos.

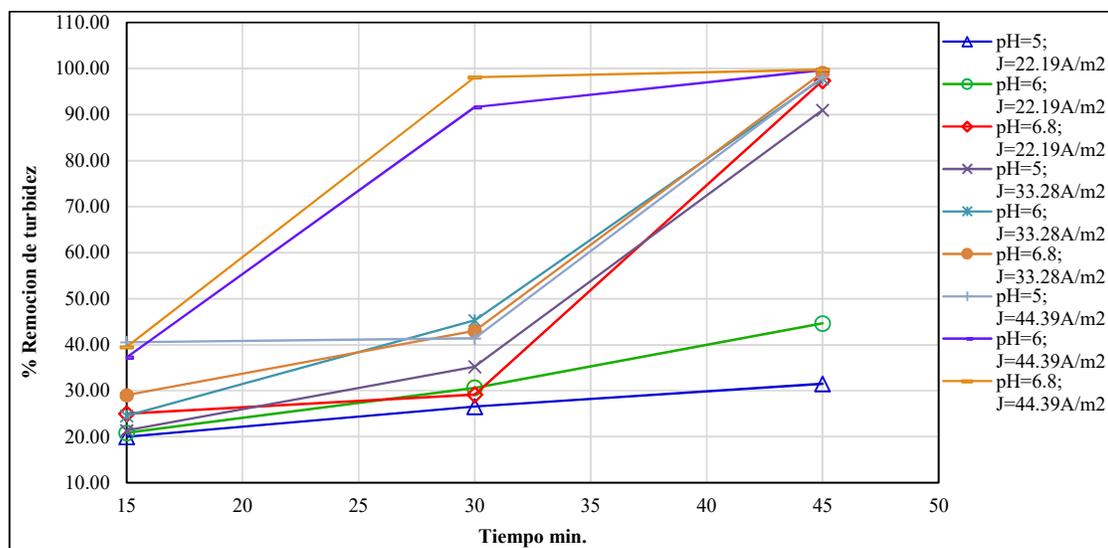


Figura 34. Porcentaje de remoción de turbidez para las diferentes combinaciones de tratamiento de pH, densidad de corriente y tiempo.

Dada la misma composición de cada tipo de efluente, resulta dificultoso establecer parámetros óptimos de trabajo, por lo que se debe ensayar con diferentes valores para cada factor como tiempo, densidad de corriente, pH, separación de electrodos, etc.

Como se apreció en el presente trabajo, el sistema de electrocoagulación representa una tecnología muy eficaz para la remoción de contaminantes, puede remover distintos tipos de contaminantes entre ellos metales, carga orgánica, grasas, etc. por lo que representa una tecnología muy prometedora. Así por ejemplo Tchamango et al. (2010), reportan que mediante la electrocoagulación no solo redujeron la demanda química de oxígeno hasta 61 %, si no que removieron efectivamente el fósforo, contenido de nitrógeno y turbidez en 89, 81 y 100 % respectivamente. Por su parte Aguilar (2015), donde emplea el proceso de electrocoagulación para tratar aguas residuales provenientes de la industria de pintura; muestra una eficiencia promedio del 87 % en la remoción de la DQO.

Además la electrocoagulación es eficaz en la remoción de agentes microbiológicos patógenos. Así lo demostró el estudio realizado por Gamero (2011), donde realizó pruebas de electrocoagulación empleando electrodos de aluminio, la eficiencia de remoción de agentes patógenos fue del 100% con bacterias tipo Gram negativas para concentraciones de: 6×10^7 UFC/mL de *Escherichia coli*, 6×10^7 UFC/mL de *Pseudomona aeruginosa* y 3.0×10^7 UFC/mL *Staphylococcus aureus*. Por lo mencionado la electrocoagulación representa útil en la disminución de distintos contaminantes.

Entre otras ventajas que presenta al trabajar con la electrocoagulación es que es posible reciclar el agua tratada para algunos usos industriales. Además el proceso de electrocoagulación utiliza menos reactivos: la masa del ánodo de aluminio disuelto durante el tratamiento es inferior a la cantidad de sal de aluminio utilizada en la coagulación química (Tchamango et al., 2010) y los lodos generados podrían reciclarse, así como Kushwaha et al. (2010), sugieren estos lodos pueden ser secado y utilizado como combustible en las calderas/incineradoras o pueden ser utilizados para la producción de briquetas de combustible.

5.4 Diseño, construcción del filtro biológico

Primero se conformó el consorcio microbiano para emplearlo como potencial remediador de efluentes lácteos para lo cual inicialmente se aisló dichos microorganismos.

5.4.1 Aislamiento de microorganismos

Se evidenció desarrollo de microorganismos en el medio caldo cerebro-corazón a las 24 horas de incubación, posterior a esta etapa se sembró en medios sólidos cerebro - corazón y MRS. Tras haber transcurrido las 48 horas las placas con el medio cerebro - corazón presentaban un buen desarrollo de colonias bacterianas y en las placas con el medio MRS el desarrollo de las colonias era regular.

De los microorganismos aislados, se seleccionaron las cepas que estaban en mayor abundancia; trabajando con 2 cepas representativas de cada medio de cultivo.

5.4.2 Purificación de las colonias aisladas

Las colonias resultantes se purificaron por resiembras sucesivas, en total se hizo 2 repiques en medio cerebro-corazón y en medio MRS. De todas las cepas purificadas en total se logró tener una colección de 4 cepas representativas, estas colonias presentaban un desarrollo de regular a bueno, no se evidenció el desarrollo de hongos en ninguna de las placas; al tener estas colonias mencionadas se purificó por separado lográndose obtener placas con colonias puras las cuales se rotularon como las cepas A, B, C y D. En la Tabla 19 se aprecia las características macroscópicas de cada colonia purificada.

Tabla 19. Características macroscópicas de las cepas purificadas.

Característica	Cepa			
	A	B	C	D
Gram	bacilos +	cocos +	cocobacilos -	cocobacilos +
Colonias	rugosa	lisa	lisa	convexa, enteras
Forma de colonia	irregular	circular	ovaladas	circular
Color	amarillento	manteca claro	amarillento	manteca

5.4.3 Caracterización de los microorganismos

Primero se realizó una tinción Gram a las 4 cepas, resultando ser la cepa A Gram +, la cepa B Gram +, la cepa C Gram - y la cepa D Gram +; posterior a esta prueba se aplicó una batería de pruebas bioquímicas. Los resultados de las pruebas bioquímicas aplicadas a las cepas A, B, C y D se observa en la Tabla 20.

En las Figuras 35 y 36, se muestra las 4 cepas observadas en un microscopio, para la cepa A se aprecia cadenas de bacilos Gram positivos, en la cepa B se aprecia cocos Gram positivos, en la cepa C se aprecia cocobacilos Gram negativos y la cepa D bacilos Gram positivos.

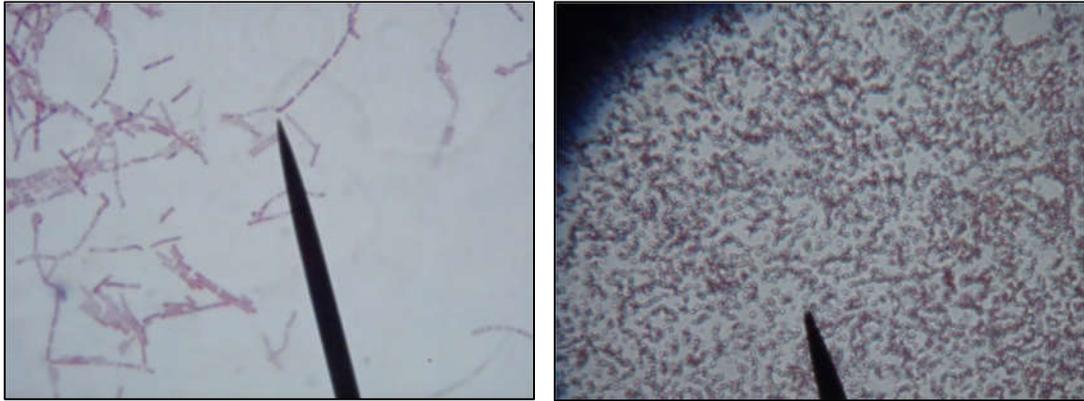


Figura 35. Características microscópicas de los microorganismos aislados. Izquierda cepa A bacilos + y derecha cepa B cocos +.

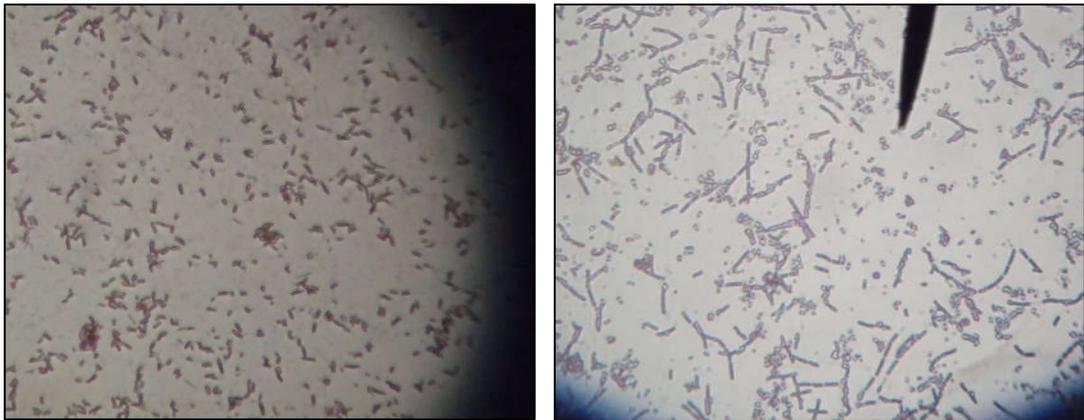


Figura 36. Características microscópicas de los microorganismos aislados. Izquierda cepa C cocobacilos - y derecha cepa D bacilos +.

De acuerdo a los resultados obtenidos que se muestran en la Tabla 20, para las 4 cepas y consultando las características macroscópicas, microscópicas y a las pruebas que son positivas y negativas de acuerdo con el Manual de Bacteriología Sistemática Bergey's, los resultados obtenidos indican que la cepa A corresponde al género de *Bacillus spp*, la cepa B a *Streptococcus spp*, la cepa C a *Acinetobacter spp*. y la cepa D a *Lactobacillus spp*.

Tabla 20. Resultados de las pruebas bioquímicas ensayadas a las cepas A, B, C y D.

Prueba bioquímica		Cepas			
		A	B	C	D
Gram		+	+	-	+
Nitrato		+	-	-	-
Oxidasa		-	-	-	+
Catalasa		+	-	+	-
MRVP-rojo de metilo		-	+	-	-
MRVP-voges proskauer		+	-	-	-
Urea		-	-	-	+
TSI	H ₂ S	-	-	-	-
	CO ₂	+	-	-	-
	Lactosa	-	+	-	+
	Glucosa	+	+	-	+
SIM	H ₂ S	-	-	-	-
	Movilidad	+	-	-	+
	Indol	-	-	-	-

En los efluentes lácteos es frecuente encontrar cepas bacterianas del genero *Bacillus* y bacterias ácido lácticas tal como se obtuvo en el presente estudio. Diversos microorganismos degradantes de diferentes géneros son aislados de las aguas residuales de la industria láctea, tales como: *Lactobacillus*, *Enterococcus*, *Sporolactobacillus sp.*, *Lactococcus*, *Brevebacterium*, *Citrobacter Sp.*, *Alcaligenes sp.*, *Bacillus sp.*, *Staphylococcus sp.*, *Pseudomonas Sp.*, y *Proteus sp* (Rajeshkumar y Jayachandran, 2004, Vishakha et al., 2013, Ashe y Paul, 2010).

Algunos autores resaltan la capacidad de *Bacillus spp.* para poder degradar la materia orgánica de aguas residuales lácteas como lo indican:

Loperena et al.(2009), aislaron microorganismos degradantes de grasa de leche / proteína de aguas residuales lácteas, pertenecientes a los géneros *Bacillus*, *Pseudomonas* y *Acinetobacter*, analizaron su capacidad para eliminar la DQO y la proteína de un medio a base de leche (3000 mg/L DQO) y compararon con un inóculo de bioaugmentación comercial; de los aislamientos ensayaron en consorcio los microorganismos, este consorcio mostró una remoción de DQO similar al inóculo comercial (57% y 63% respectivamente).

Priyadharshini y Santhosh (2016), evaluaron la posibilidad de utilizar bacterias fermentadoras de lactosa aisladas de lodos activados de aguas residuales lácteas para eliminar la DQO y la proteína de un medio a base de leche y compararon con un inóculo de

bioaumentación comercial. Aislaron una cepa productora de proteasa que se puede usar para desproteinizar aguas residuales lácteas y lo identificaron como la cepa *Bacillus sp*; la capacidad de biodegradación de estos microorganismos nativos también lo compararon con el inóculo comercial del mismo aislado. La eliminación de la DQO fue mayor para el inóculo comercial con 63% y 57% para las cepas seleccionadas.

Como se aprecia en los trabajos descritos anteriormente, la potencialidad de los microorganismos para degradar la materia orgánica presentes en las aguas residuales lácteas es prometedor, no requiere de gran inversión y además porque resultar ser una tecnología amigable con el medio ambiente.

5.4.4 Preparación del inóculo microbiano para el biofiltro

La mayoría de los procesos de tratamiento de aguas residuales con sistemas biológicos dependen de sus comunidades microbianas. Dado que en la industria láctea se tiene efluentes que presentan una alta carga contaminante debido a que contienen proteínas, sales, sustancias grasas, lactosa y otro tipo de residuos de los productos de limpieza; aislar microorganismos que están presentes en éste tipo de efluentes, presentan cualidades de resistencia a este tipo de medios, por lo que desarrollan un mecanismo de adaptación y aclimatación, por lo que les resulta más “fácil” degradar los compuestos presentes en el efluente lácteo. El consorcio de microorganismos permite que la degradación de la materia orgánica se de manera efectiva ya que en las biopelículas que se forman en los soportes de los filtros biológicos se encuentran bacterias aerobias, anaerobias y facultativas que ayudan en el proceso de degradación (Jin et al., 2007; Mathur y Majumder, 2008).

Entonces la mayor reducción de carga orgánica se obtiene al trabajar en consorcio microbiano; así por ejemplo Porwal et al. (2015), evaluaron la eficiencia de la biodegradación de los inóculos bacterianos aislados; trabajaron con un consorcio de microorganismos, donde lograron la mayor reducción de DQO con el tratamiento en consorcio de microorganismos. Razón por la cual en el presente estudio se trabajó con el consorcio de microorganismos aislados de la planta piloto de leche – UNALM.

Tras haber transcurrido 18 días de haber alimentado el soporte del filtro biológico, con un volumen de 0.5 litros de la mezcla lactosuero-efluente en relación 1:6; se apreció la formación de una capa microbiana alrededor de la piedra Pómez, por lo que este soporte ya se encontraba listo para ser empacado en el filtro biológico.

5.4.5 Diseño y construcción del biofiltro

Para el diseño del filtro se estableció una $DBO_{5\text{ in}}$ de 1250 mg/L y además un flujo de 0.06 L/h obteniéndose una carga orgánica de: 0.0018 Kg/día, con este valor se calculó el volumen del filtro, asumiendo un valor de carga espacial de $DBO_5 = 2.5 \text{ Kg/m}^3 \cdot \text{dia}$, se obtiene un volumen de filtro de 0.72 L.

Para el cálculo del volumen de reactor se tiene:

$$V = \frac{0.0018 \text{ Kg/dia}}{2.5 \text{ Kg/dia m}^3}$$
$$V = 0.00072 \text{ m}^3$$

El reactor a construir debe tener un volumen aproximado al obtenido teóricamente, por lo que se diseñó de las siguientes dimensiones: 3 cm de diámetro, 100 cm de altura obteniéndose un volumen total del reactor de 0.7068 litros, el reactor fue construido en material de mica acrílica transparente.

Carga superficial:

$$CS = \frac{0.00144 \text{ m}^3/\text{dia}}{0.0007068 \text{ m}^2}$$
$$CS = 2.037 \text{ m/dia}$$

El soporte de piedra Pómez con la biomasa formada fue empacado en el reactor trabajándose a un flujo de 1 ml/min; se ensayó con dos configuraciones: sin recirculación y otra con recirculación.

5.5 Evaluación del sistema combinado de electrocoagulación - filtro biológico

Una vez obtenido los parámetros óptimos en los anteriores procesos se realizó la prueba en conjunto. En la etapa de electrocoagulación se logró determinar las condiciones óptimas de tratamiento, correspondiendo a una densidad de corriente de 44.39 A/m², un valor de pH de 6.8 y un tiempo de reacción de 45 minutos; esta combinación de factores resultó ser eficiente y completando esta etapa, este efluente tratado proveniente de la electrocoagulación fue alimentado al filtro biológico. En la Tabla 21 se muestra los resultados de la caracterización fisicoquímica de la muestra 1, que corresponde al efluente (mezcla lactosuero – efluente 1:6)

antes de ingresar al sistema en conjunto y la muestra 2 corresponde al efluente después de ser tratado por el sistema de electrocoagulación, éste efluente tratado representa la alimentación para el filtro biológico.

Tabla 21. Resultados de la caracterización del efluente de alimentación y después de haber realizado la electrocoagulación, para el experimento sin recirculación.

Parámetro	Unidad	Muestra	
		1	2
pH	Valor	6.75	9.28
Temperatura	°C	20.6	21.1
Conductividad	mS/cm	4	3.98
DQO	mg/L	24130	3598
DQO (soluble)	mg/L	-	2970
DBO ₅	mg/L	8200	1320
DBO ₅ (soluble)	mg/L	-	987
Turbidez	NTU	2480	7.35

Como se aprecia en la Tabla 21, se determinó la DQO soluble, ya que se tenía la hipótesis de que existía una DQO que estaría muy disuelta en el efluente; tras haber realizado el análisis a la muestra, efectivamente el efluente obtenido después del tratamiento con electrocoagulación presentaba un porcentaje de DQO que se encuentra muy disuelto y éste se traducía como el incremento en el valor de la DQO.

En la Tabla 22 se muestra los resultados de la eficiencia del filtro biológico sin recirculación correspondiente a la tercera semana de funcionamiento del sistema. Se tomó muestras cada 24 horas.

Tabla 22. Resultados de la eficiencia del filtro biológico sin recirculación.

Parámetro	Unidad	Muestra				
		1	2	3	4	5
pH	Valor	7.62	7.56	7.65	7.43	7.58
Temperatura	°C	21.1	20.7	20.9	19.9	20.7
Conductividad	mS/cm	4.2	3.86	3.9	4.1	3.69
Eficiencia de remoción de DQO	%	23.85	26.57	20.68	24.12	21.90
Eficiencia de remoción de DQO (soluble)	%	20.88	23.23	26.26	22.32	23.91
Eficiencia de remoción de DBO ₅	%	24.62	-	-	-	-
Eficiencia de remoción de DBO ₅ (soluble)	%	28.57	-	-	-	-
Turbidez	NTU	8.45	8.2	7.9	8.3	8.1

Trabajando el sistema sin recirculación se logra obtener una máxima remoción de DQO de 26.57 % con un pH final de 7.56; uno de los factores claves a tener en cuenta era el valor de pH, ya que el valor de pH proveniente del efluente tratado de la electrocoagulación presentaba un pH alcalino con un valor de 9.28 y al finalizar el tratamiento en conjunto se llegó a obtener un pH final de 7.56, lo que representa un valor casi neutro, el cual es adecuado para descarga a cuerpos receptores.

Se realizó una evaluación del sistema con recirculación, para lo cual se trabajó también a un flujo de 1ml/min. La evaluación se realizó en la sexta semana de funcionamiento del sistema, se tomó muestras cada 24 horas.

En la Tabla 23 se muestra los resultados de la caracterización fisicoquímica de la muestra 1 que corresponde al efluente de alimentación (mezcla efluente-lactosuero en relación 1:6) antes de ingresar al sistema en conjunto y la muestra 2 corresponde a después de ser tratado por el sistema de electrocoagulación, éste efluente representa la alimentación para el filtro biológico.

Tabla 23. Resultados de la caracterización del efluente de alimentación y después de haber realizado la electrocoagulación, para el experimento con recirculación.

Parámetro	Unidad	Muestra	
		1	2
pH	Valor	6.82	9.17
Temperatura	°C	20.9	21
Conductividad	mS/cm	3.96	3.87
DQO	mg/L	23880	3672
DBO5	mg/L	7960	1405
Turbidez	NTU	2390	7.98

En la Tabla 24 se presenta los resultados de los parámetros fisicoquímicos tras haber realizado la evaluación del sistema en conjunto.

Tabla 24. Resultados de la eficiencia del filtro biológico con recirculación.

Parámetro	Unidad	Muestra				
		1	2	3	4	5
pH	Valor	7.30	7.37	7.50	7.28	7.39
Temperatura	°C	22.00	21.80	20.50	21.20	20.30
Conductividad	mS/cm	3.97	3.92	3.89	3.95	3.94
Eficiencia de remoción de DQO	%	29.74	33.28	31.64	28.65	32.19
Eficiencia de remoción de DBO ₅	%	44.48	42.21	38.43	43.42	41.57
Turbidez	NTU	8.53	8.38	8.10	7.89	8.30

Por los resultados obtenidos el filtro biológico representa una tecnología sencilla y eficaz para el tratamiento de aguas residuales lácteas. Además el empleo de filtros biológicos resulta muy eficiente en la reducción de cargas orgánicas menores, como mencionan Carta-Escobar et al. (2004), el tratamiento convencional de las aguas residuales lácteas incluyen procesos aeróbicos tales como lodos activados, filtros de goteo, lagunas aireadas o una combinación de éstas.

De acuerdo a los resultados mostrados en las Tablas 23 y 24, el sistema combinado de electrocoagulación-filtro biológico con recirculación tuvo una eficiencia del 89.74 % en cuanto a la remoción de la DQO y 89.79 % en cuanto a la remoción de DBO₅, con un pH final de 7.37; estos resultados obtenidos cumplen satisfactoriamente la hipótesis planteada en esta investigación, en la cual se indicó que este sistema en conjunto reduciría en más del 80% la carga orgánica del efluente lácteo de la planta piloto de leche UNALM; se planteó esta hipótesis ya que el sistema de electrocoagulación sería la responsable de remover el mayor porcentaje de carga orgánica y el menor restante sería complementado con el filtro biológico, al trabajar con ambos sistemas combinados se logra reducir efectivamente la carga orgánica.

En contraste con los resultados obtenidos por Palladino y Navarro (2001), reportan que trabajando a un caudal de 200 mL/min y un caudal de reciclo de 400 mL/min pasa de una DQO inicial de 545 mg/L a una DQO de 294 mg/L; y cuando ensayan a un caudal más rápido de 800 mL/min y un caudal de reciclo de 1600 mL/min pasa de una DQO inicial de 502 mg/L a una DQO remanente de 439 mg/L; obteniendo con el mejor tratamiento la remoción de la DQO en 46% . Los resultados que se aprecia en el trabajo desarrollado por Palladino y Navarro al aumentar el flujo, es lógico ya que al tener un tiempo de residencia menor, no existe el suficiente tiempo de contacto para que los microorganismos puedan degradar la materia orgánica. En el presente trabajo se ensayó a una carga orgánica superior a 3000 mg/L pero a un flujo de 1ml/min, lográndose la mayor remoción de DQO en 33,28 %. A pesar de que puede diferir los resultados debemos considerar diversos factores como: los microorganismos empleados, el tiempo de residencia y las condiciones climáticas, ya que la actividad de los microorganismos se ven favorecidos a temperaturas entre 20-37°C.

A pesar de que existen diversas tecnologías biológicas para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea como el reactor secuencial discontinuo, reactores UASB, digestión anaeróbica, lodos activados, etc. todas estas tecnologías como cualquier proceso

presentan sus ventajas y desventajas. El tratamiento anaeróbico puede tratar altas concentraciones de DQO, pero la desventaja que tiene es que necesita de insumos para el buen funcionamiento, por ejemplo se emplea bicarbonato de sodio para regular el pH y la adición de micronutrientes, además porque el tiempo de retención hidráulica es mucho mayor, varía desde 0.4 hasta más de 2 días.

Así por ejemplo Cárdenas de Flores et al. (2004), estudiaron el comportamiento de un reactor secuencial discontinuo (SBR) a escala de laboratorio utilizando lodos activados generados en la planta de reutilización de aguas servidas. Establecieron un tiempo de retención de 24 horas y fijaron una edad de lodo de 5 días, los resultados de las evaluaciones demostraron la eficiencia del SBR para trabajar este tipo de efluente, obteniendo los siguientes valores de remoción en el reactor: 79 % para la DQO y 94 % para la DBO. En este estudio realizado por Cárdenas de Flores et al. se aprecia que el tiempo de retención es relativamente alto comparado al proceso de electrocoagulación que es mucho menor .

En comparación con otros sistemas de tratamiento como el tratamiento anaeróbico. Se tiene por ejemplo el estudio realizado por Parra (2010), muestra que el sistema formado por biofiltro-reactor UASB es una opción viable para el tratamiento de aguas residuales que contienen lactosuero, con eficiencias de degradación de DQO en promedio de 56% en las cargas orgánicas constantes y 78% en eficiencia de DQO en las cargas puntuales, manejo 3 cargas constantes de 5,200 mg DQO/L.día, 7,800 mg DQO/L.día y 10.500 mg DQO /L.día ; en cada carga aplicó 3 cargas puntuales de lactosuero ácido: 5,700 mg DQO/L.día, 26,300 mg DQO/L.día y 34,200 mg DQO/L.día; el tiempo de retención hidráulico del sistema fue 2,9 días. Como se aprecia en este trabajo desarrollado por Parra, trata efluentes con cargas orgánicas relativamente altas, pero presenta como desventaja que el tiempo de retención es mayor a 24 horas y esto podría representar cierta dificultad al trabajar con un sistema de tratamiento a nivel industrial que requiere tratar grandes volúmenes.

Otro de los factores muy importantes a tener en cuenta en los filtros biológicos son los medios de soporte, ya que la formación del área de la biopelícula, encargada de degradar la materia orgánica dependerá del medio de soporte. Los medios de soporte más empleados por su mayor área específica son los de material de plástico, pero cuando no se disponga de recursos para emplearlos se puede emplear como medio de soporte las piedras, astillas de madera etc. Así por ejemplo Ruane et al.(2012), emplearon las astillas de madera como soporte para el filtro biológico, logrando la disminución de la DQO (> 97%) y nitrógeno

total (> 89%), concluyendo que las astillas de madera muestran potencial como medio filtrante para tratar aguas residuales lácteas.

En el presente estudio se empleó como soporte la piedra Pómez por la porosidad que presenta la cual es adecuada para la adherencia de los microorganismos a ésta y por la factibilidad para conseguirlo. Pero no es muy optima la remoción de la carga orgánica debido a que la piedra Pómez no tiene una considerable área específica por ahí que baja la eficiencia del filtro biológico en la remoción de la carga orgánica, usualmente se emplea soportes de material plástico por su área específica que es mucho mayor a cualquier soporte y además de acuerdo a la gráfica de los tiempos de residencia nos indica que no todo el volumen del reactor está siendo ocupado lo cual conlleva a la disminución de la eficiencia del filtro biológico.

En los ensayos de electrocoagulación tras ejecutar la mejor combinación de los factores de densidad de corriente, pH, y tiempo se obtiene un pH alcalino, pero después de realizar el tratamiento con el filtro biológico este se redujo probablemente se deba a la acción de las bacterias lácticas, ya que estas generan ácidos como productos de sus metabolismos logrando que disminuya el valor de pH, lo cual es conveniente ya que al finalizar el tratamiento se obtuvo un valor de pH de 7.37, con este valor de pH no representa ningún problema para la descarga a cuerpos receptores de agua, por eso resulta muy adecuado trabajar con un consorcio microbiano donde las diversas reacciones bioquímicas ayudan a la degradación de la materia orgánica en conjunto.

5.5.1 Comportamiento del fluido dentro del filtro

Para modelar el comportamiento del fluido en el filtro se realizó la prueba con un trazador, donde se aplicó un trazador de tipo entrada en impulso.

Para poder modelar el fluido primeramente se calculó el peso específico de la piedra Pómez, obteniéndose un valor de 2123.90 Kg/m³ (Anexo 2) y el peso de la piedra Pómez empleada corresponde a 0.750 kg, con este valor se logró calcular el volumen útil siendo de 353.12 ml, luego reemplazando los valores en el modelo matemático y trabajando a un flujo de 1 ml/min se estimó un THR teórico de 353.68 minutos correspondiendo a 5.89 horas.

Para la determinación del promedio de tiempo de retención observado se determinó mediante la cantidad de trazador aplicado que fue de 52.1740 mg, con la cual se obtiene una

concentración inicial (C_0) de 147.7515 mg/L. En función a la normalización (Anexo 3) de los datos obtenidos, se logra obtener un tiempo de retención hidráulica de 161.31 minutos correspondiendo a 2.68 horas.

De los 3 flujos característicos se encuentran: pistón, tanque agitado y arbitrario; en la Figura 37 se puede apreciar la distribución de tiempos de residencia C_i/C_0 vs T_i/τ , por la forma de la curva obtenida y los tiempos de residencia promedio, se puede concluir que corresponde a un flujo arbitrario. Como se obtiene un tiempo de residencia menor que el nominal y además por la aparición de una curva casi temprana; según la morfología y contrastando con los casos reportados por Levenspiel (2004), indica un fluido estancado y por ahí en la curva se obtuvo múltiples picos que van disminuyendo su altura a intervalos regulares, lo que indican una gran recirculación interna. El hecho de tener un tiempo de retención observado menor a la nominal nos indica que no todo el volumen del filtro está siendo ocupado, lo cual podría explicar la eficiencia del filtro obtenido.

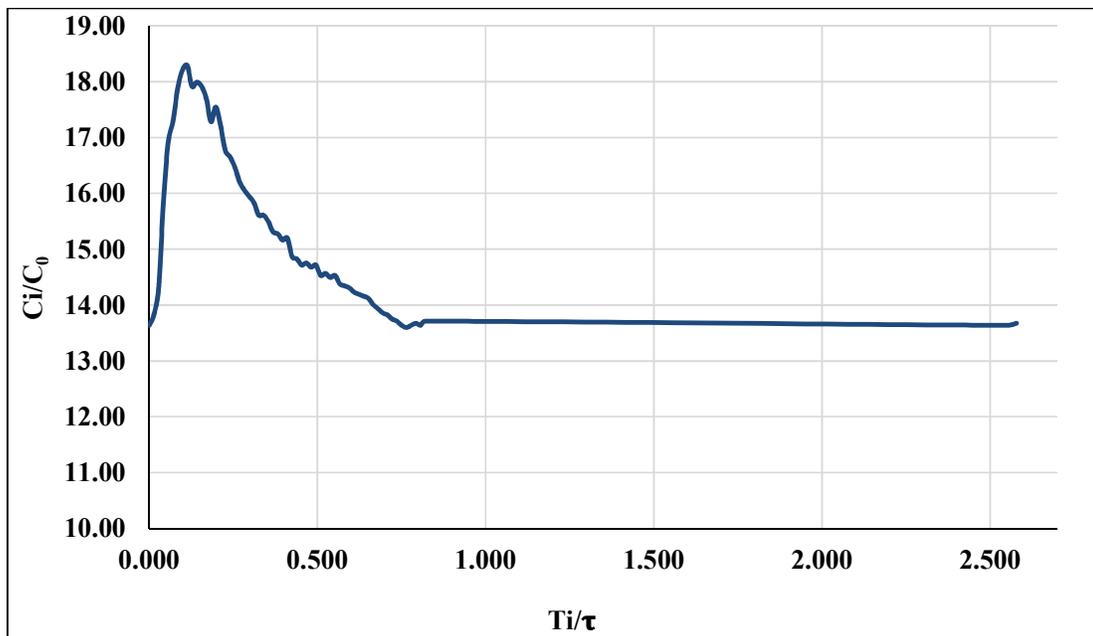


Figura 37. Distribución de tiempos de residencia C_i/C_0 vs T_i/τ .

Para realizar descargas de efluentes industriales a las redes del alcantarillado, la legislación nacional indica un VMA de 500 mg/L para la DBO_5 ; en este trabajo aplicando el sistema combinado se llega a obtener un valor de 812 mg/L, a pesar de que este valor se encuentra por encima de lo permitido, habría la probabilidad de llegar a ese valor admisible trabajando con un tiempo de residencia mayor y empleando medios de soporte de plástico, ya que tienen

mayor área específica. Además consideremos que se trabajó con un efluente mezcla con una carga contaminante regularmente alto, pero en los efluentes lácteos gran parte de sus vertidos representan aguas de lavado que no tienen mucha carga contaminante, solo cuando se desecha el lactosuero se eleva dicha carga; por lo que si se homogenizara el efluente generado en una jornada de trabajo se obtendría un efluente con menor carga contaminante la cual sería más “fácil” y “rápido” de tratarlo bajo el sistema propuesto.

Dado que el lactosuero presenta una alta demanda química de oxígeno 60,000-80,000 mg/L (González, 1996) y además por los grandes volúmenes producidos, estas características convierten al lactosuero en un efluente muy problemático si se vierte al medio ambiente; entonces es necesario implementar un sistema de gestión y tratamiento. La oportunidad de prevención de la contaminación es la de implantar medidas de control para evitar las pérdidas de lactosuero y evitar vertido de lactosuero (CAR/PL, 2002); por su composición puede ser foco para el desarrollo de parásitos y/o microorganismo patógenos como se muestra en la Figura 38.



Figura 38. Crecimiento de larvas de parásitos en el efluente lácteo estancado.

Entonces el desecho del lactosuero no es una alternativa adecuada, por lo que se debe hacer una valorización del lactosuero para que cause el menor impacto sobre el medio ambiente.

Incluso mejor que verterlo a los efluentes se tiene gran potencial como alimento ya que contiene más del 50% de los sólidos de la leche, incluyendo proteínas, lactosa, minerales y vitaminas (Hernández-Rojas y Vélez-Ruiz, 2014); es posible utilizar el aislado de estos componentes del lactosuero como materia prima en la industria de alimentos para la fabricación de bebidas energéticas, nutricionales, medicinales, quesos tipo Ricotta y Mysost, suero en polvo, productos de panadería, helados, pasteles, obtención de Glicomacropéptido,

obtención de estruvita, entre otros. (Motta-Correa y Mosquera, 2015; Rojas et al., 2009; Callejas et al., 2012).

En la actualidad existen distintas formas de aprovechamiento del lactosuero mediante el uso de tecnologías como la filtración por membranas, la hidrólisis, la fermentación y aprovechamiento biológico a partir de microorganismos, precipitación química, entre otros; muchas de estas tecnologías requieren de infraestructuras sofisticadas, personal calificado para su operación y otras requieren de gran inversión. En el presente trabajo se desarrolló un sistema combinado de electrocoagulación-filtro biológico, que logro remover la carga contaminante del efluente lácteo en más del 80%. El tratamiento de aguas residuales industriales con electrocoagulación es un proceso efectivo para la remoción de gran parte de los contaminantes y trabajar con sistemas biológicos pueden complementar eficazmente el sistema de tratamiento; siendo una alternativa viable para este tipo de efluentes industriales.

En la última década la combinación de varios sistemas de tratamiento representa una alternativa viable para tratar diversos contaminantes. En este trabajo se decide trabajar con el efluente lácteo debido a que representa un problema principal en cuanto a la contaminación de cuerpos de aguas; dado que actualmente la mayoría de las empresas lácteas no aprovechan el residuo principal como es el lactosuero para la elaboración de otros productos y al no tratar estos efluentes lácteos optan por desecharlos al alcantarillado alterando el buen funcionamiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Muchas de estas empresas no implementan sistemas de tratamiento de efluentes por los costos que requieren su implementación y operación. Cuando es económicamente inviable la reutilización del lactosuero entonces este pasa a ser un problema ambiental por su disposición (Rico et al., 2015). El presente trabajo ofrece una alternativa de tratamiento para este tipo de efluentes.

VI. CONCLUSIONES

- El sistema combinado de electrocoagulación - filtro biológico con recirculación alcanzó una eficiencia del 90% para la remoción de la DQO, y de la DBO₅, con un pH final de 7,37. Sin embargo, con estos resultados no se logró alcanzar el límite para el cumplimiento del VMA, se especula que el THR fue corto y que la biomasa empleada en el filtro no fue la adecuada.
- Se caracterizó fisicoquímicamente el efluente de la planta piloto de leche, el cual presentó una DQO de 9620 mg/L y un pH de 6.6; la muestra de lactosuero presentó una DQO de 69970 mg/L y pH de 6,95.
- Se aislaron e identificaron los microorganismos presentes en el efluente de la planta piloto de leche - UNALM, siendo estas cepas bacterianas correspondientes a *Bacillus spp*, *Acinetobacter spp*, *Lactobacillus spp* y *Streptococcus spp*.
- En el proceso de electrocoagulación trabajando con electrodos de aluminio y hierro, se determinó experimentalmente que la mejor combinación de factores para la remoción de DQO de los efluentes lácteos de la planta piloto de leche fueron con pH 6.8, densidad de corriente de 44.39 A/m² y tiempo de reacción de 45 minutos, con esos factores se logró reducir la carga contaminante en 84.96 % y la temperatura no presentó un aumento significativo.
- Durante el proceso de electrocoagulación el valor de pH aumentó considerablemente, pero dicho valor fue neutralizado cuando se aplicó el filtro biológico debido a la acción de las bacterias lácticas, produciendo una disminución de pH en el agua tratada.
- Los niveles de densidad de corriente, tiempo de reacción y pH inicial tienen efectos sobre los valores finales de la conductividad, pH, temperatura, remoción de DQO y turbidez; resultando que a mayor tiempo de tratamiento y densidad de corriente se logran los mayores porcentajes de remoción de DQO, turbidez y disminuye la conductividad de la muestra tratada pero a su vez aumenta significativamente la temperatura y pH.
- El aumento de la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación significa menor tiempo de tratamiento y mayor porcentaje de remoción de contaminantes, pero

esto implica mayor consumo energético y desgaste de los electrodos, y a su vez un mayor aumento en la temperatura.

- En el biofiltro, trabajando el sistema sin recirculación, se logró obtener una máxima remoción de DQO de 26.6 % con un pH final de 7.56. Cuando se trabajó con recirculación se incrementó la remoción de DQO a un 33.3% y DBO₅ de 42.2% con un pH final de 7,37. La baja eficiencia obtenida puede atribuirse a que los microorganismos empleados no son los más óptimos para la remoción de carga orgánica, dado que se empleó principalmente microorganismos lácticos.
- El comportamiento del fluido dentro del filtro biológico fue de tipo arbitrario, presentó zonas estancadas razón por la cual el tiempo de residencia observado fue menor al nominal de 5.89 horas, influenciando directamente en la eficiencia del sistema.

VII. RECOMENDACIONES

- Evaluar en términos cualitativos y cuantitativos el aspecto microbiológico tras aplicar el proceso de electrocoagulación en aguas residuales de las industrias lácteas.
- En esta investigación la electrocoagulación se ensayó en reactores de régimen batch, se sugiere que se experimente en otras configuraciones de reactores y regímenes de operación, ya que influyen fuertemente en el proceso de remoción de la carga contaminante del efluente.
- En los ensayos realizados se empleó electrodos de aluminio y hierro se sugiere experimentar con otros materiales, y ensayar otros niveles de distanciamiento entre electrodos; ya que de optimizar este parámetro permitirá una mejor eficiencia y aprovechamiento de los electrodos.
- Evaluar la calidad y cantidad del lodo producido durante el proceso de electrocoagulación de los efluentes lácteos.
- Dado que la conductividad juega un papel muy importante en los procesos de electrocoagulación, se sugiere ensayar el proceso de electrocoagulación adicionando soluciones de cloruro de sodio.
- Evaluar otro tipo de soportes para el filtro biológico pudiendo ser de plástico o de otro tipo de materiales que tengan mayor área específica.
- En esta investigación en el biofiltro se empleó cepas nativas del efluente lácteo, se sugiere emplear el consorcio comercial de microorganismos eficientes (EM).
- En el proceso del biofiltro, se sugiere valorar a mayores tiempos de retención.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abaigar, A. 2009. El lactosuero en la alimentación del ganado porcino. ITG Ganadero: pp. 13-17.
- Abd El-Salam, M.H., El-Shibiny, S. & Salem, A. 2009. Factors affecting the functional properties of whey protein products: a review. *Food Reviews International*, 25(3), 251-270.
- Aider, M., Halleux, D., Melnikova, I. 2009. Skim acidic milk whey cryoconcentration and assessment of its functional properties: Impact of processing conditions. *Innovative Food Science and Emerging Technologies*, 10(3), 334-341.
- Aguilar Ascon, E.A. 2015. Evaluación de la eficiencia de una celda de electrocoagulación a escala laboratorio para el tratamiento de agua”. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Facultad de ingeniería geológica, minera, metalúrgica y geográfica. Lima – Perú.
- Alamo, A. R., y Oquendo, A. F. 2007. La gestión medioambiental en la industria láctea. *Tecnología química*, 27(2), 48-54.
- Arango A., Garcés L.F., Molina S. y Piedrahita J. 2008. Análisis de costos de la electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Producción Más Limpia*, 3(2).
- Arango, A., y Garcés, L. F. 2007. Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. *Revista Universidad EAFIT*, 43(147), 56-67.
- Arango, A., y Garcés, L. F. 2007. Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. *Producción Más Limpia*, 2(2).
- Arango, A. 2012. Efectos del pH y la conductividad en la electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Producción+ Limpia*, 7(1), 59-67.
- Ashe, B., & Paul, S. 2010. Isolation and characterization of lactic Acid bacteria from dairy effluents. *Journal of Environmental Research And Development*, 4(4).
- Aymerich, S. 2000. Conceptos para el tratamiento de residuos lácteos. San José (Costa Rica). Centro nacional de producción más limpia, 12-23.
- Barboza Palomino, G.I. 2011. Reducción de la carga de contaminantes de las aguas residuales de la planta de tratamiento de Totorá –Ayacucho empleando la técnica de electrocoagulación.
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O. T., & Sozbir, M. 2004. Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37(2), 117-125.
- Bazrafshan, E., Moein, H., Kord Mostafapour, F., & Nakhaie, S. 2013. Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. *Journal of Chemistry*.

Callejas-Hernández, J., Prieto-García, F., Marmolejo-Santillán, Y., Reyes-Cruz, V. E., y Bustos Bustos, E. 2012. Depuración por electrocoagulación en un lactosuero: Cinética del proceso. *Tecnología Química*, 32(2).

Callejas Hernández, J., Prieto García, F., Reyes Cruz, V. E., Marmolejo Santillán, Y., y Méndez Marzo, M. A. 2012. Caracterización fisicoquímica de un lactosuero: potencialidad de recuperación de fósforo. *Acta Universitaria*, 22(1).

Cañizares, P., García-Gómez, J., Lobato, J., y Rodrigo, M. A. 2004. El tratamiento electroquímico en la depuración de efluentes industriales líquidos. *Ingeniería química*, 36(416), 188-207.

Canizares, P., Carmona, M., Lobato, J., Martínez, F., & Rodrigo, M. A. (2005). Electrodissolution of aluminum electrodes in electrocoagulation processes. *Industrial & engineering chemistry research*, 44(12), 4178-4185.

Cárdenas de Flores, C. H., Cabrera, L., Acurearo, A., Perruolo, T., Herrera, L., Trujillo, A., Yabroudi S. y Saules, L. 2004. Uso de un reactor por carga para el tratamiento de los efluentes de una industria láctea. *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 29, 1-5. AIDIS.

Carta-Escobar, F., Pereda-Marín, J., Álvarez-Mateos, P., Romero-Guzmán, F., Durán-Barrantes, M.M., Barriga-Mateos, F., 2004. Aerobic purification of dairy wastewater in continuous regime. Part I: analysis of the biodegradation process in two reactor configurations. *Biochem. Eng. J.* 21(2), 183–191.

Centro de Actividad Regional para la Producción Limpia (CAR/PL). 2002. *Prevención de la contaminación en la industria láctea*. Barcelona.

Cerqueira, L. 1999. *Poluição industrial - risco de contaminação dos solos ameaça a rspm*. São Paulo. *Revista Saneamento Ambiental*, X (56), 22-25.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2016. *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Procesos de oxidación bioquímica con biomasa fija*, México.

Chen, G. 2004. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and purification technology*, 38(1), 11-41.

Chen, G., Chen, X., & Yue, P. L. 2000. Electrocoagulation and electroflotation of restaurant wastewater. *Journal of environmental engineering*, 126(9), 858-863.

Chen, Xueming, Chen, Guohua, & Yue, Po Lock. 2002. Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation. In: *Chemical Engineering Science*. 57(13), 2449 – 2455.

Demirel , B., Yenigun, O., & Onay, T. T. 2005. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. *Process Biochemistry*, 40(8), 2583-2595.

- EOI (Escuela Organización Industrial). 2008. Contaminación de las aguas. Sector lácteo. Consultado el 2 febrero 2018. Disponible en: http://api.eoi.es/api_v1_dev.php/fedora/asset/eoi:48159/componente48157.pdf
- Gamero Quijano, A. D. 2011. Remoción de microorganismos patógenos de las aguas mediante electrocoagulación empleando ánodos de aluminio. Universidad Nacional de Ingeniería - Lima.
- Gilpavas, E. A., Dario Arbelaez, E., Sierra Maya, L. M., White Lodoño, C., Amézquita, Oviedo C., y Restrepo Torres, P. A. 2008. Aplicación de la electroquímica en el tratamiento de aguas residuales. Colombia, Universidad EAFIT.
- González, S., A., 1996. The biotechnological utilization of cheese whey: a review. *Bioresource Technology*, 57, 1-11.
- Ghahremani, H., Bagheri, S., Hassani, S. M., & Khoshchreh, M. R. 2012. Treatment of dairy industry wastewater using an electrocoagulation process. *Advances in Environmental Biology*, 6(7), 1897-1901.
- Guerrero, J. R., Ramirez, A. L. y Puente, W. 2011. Caracterización del suero de queso blanco del combinado lácteo Santiago. *Tecnología Química*, 31(3), 93-100.
- Hernández-Rojas, M., y Vélez-Ruiz, J. F. 2014. Suero de leche y su aplicación en la elaboración de alimentos funcionales. *Temas selectos de Ingeniería de Alimentos*, 8(2), 13-22.
- Holt, P. K., Barton, G. W., & Mitchell, C. A. 2005. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere*, 59(3), 355-367.
- Holt, P. K., Barton, G. W., Wark, M., & Mitchell, C. A. 2002. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 211(2), 233-248.
- Holt, P., Barton, G., & Mitchell, C. 1999. Electrocoagulation as a wastewater treatment. The third annual australian environmental engineering research event, 1000, 41-46.
- Holt, J.G. & Krieg, N.R., (eds.). 1984. *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. Vol. 1, Baltimore, Maryland, U.S.A.
- Jin Y., Veiga M. C., & Kennes C. 2007. Cotreatment of hydrogen sulfide and methanol in a single-stage biotrickling filter under acidic conditions. *Chemosphere*, 68, 1186-1193.
- Jovanovic, S., Barac, M. & Macej, O. 2005. Whey proteins-properties and possibility of application. *Mljekarstvo*, 55(3), 215-233.
- Kadlec, R. & Wallace, S. 2009. *Treatment Wetlands*. Second edition ed. New York: Taylor and Francis Group /CRC Press.

- Kobyas, M., Can, O. T., & Bayramoglu, M. 2003. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of hazardous materials*, 100(1), 163-178.
- Koneman, E.W.; Allen, S.D.; Dowell, V.R.; Janda, W.M.; Sommers, H.M. & Winn, W.C. 1988. *Color Atlas and Textbook of Diagnostic Microbiology*.
- Kumar, P. R., Chaudhari, S., Khilar, K. C., & Mahajan, S. P. 2004. Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere*, 55(9), 1245-1252.
- Kushwaha, J. P., Srivastava, V. C., & Mall, I. D. 2010. Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. *Separation and Purification Technology*, 76(2), 198-205.
- Lara Porras, A. M. 2001. *Diseño estadístico de experimentos, análisis de la varianza y temas relacionados: tratamiento informático mediante SPSS*. Proyecto Sur de Ediciones.
- Larue, O., Vorobiev, E., Vu, C., & Durand, B. 2003. Electrocoagulation and coagulation by iron of latex particles in aqueous suspensions. *Separation and Purification Technology*, 31(2), 177-192.
- Levenspiel, O. 2004. *Ingeniería de las reacciones químicas*. 3ra edición - Mexico: Limusa Wiley.
- Liviach Calderon, D. C. 2013. *Aplicación del reactor anaeróbico de flujo ascendente en manto de lodos al tratamiento del suero de queso a escala de laboratorio*. Universidad Nacional Agraria la Molina, Facultad de ciencias, Lima.
- Loperena, L., Ferrari, M. D., Díaz, A. L., Ingold, G., Pérez, L. V., Carvallo, F., Travers D. , Menes, R.J. & Lareo, C. 2009. Isolation and selection of native microorganisms for the aerobic treatment of simulated dairy wastewaters. *Bioresource technology*, 100(5), 1762-1766.
- Madhusudhan C., Nagarajappa D.P., Manjunath N.T. 2015. Performance evaluation of electrocoagulation process in treating dairy wastewater using mono-polar electrodes. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*; Vol. 4, ISSN (Online): 2319-8753.
- Mathur, A. K. & Majumder, C.B. 2008. Biofiltration and kinetic aspects of a biotrickling filter for the removal of paint solvent mixture laden air stream. *Journal of Hazardous Materials* 152, 1027-1036.
- Martinez Navarro, F. 2007. *Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional*, Universidad de Castilla-La Mancha, Facultad de ciencias químicas.
- Melchioris, M. S., Piovesan, M., Becegato, V. R., Becegato, V. A., Tambourgi, E. B., & Paulino, A. T. 2016. Treatment of wastewater from the dairy industry using

electroflocculation and solid whey recovery. *Journal of environmental management*, 182, 574-580.

Metcalf & Eddy. 2003. *Wastewater engineering. Treatment and reuse*. 4th Ed. New York McGraw-Hill, Inc.

Metcalf y Eddy. 1985. *Ingeniería Sanitaria tratamiento, evacuación y reutilización de las aguas residuales*. Ed. Labor. Barcelona.

Ministerio de vivienda-Perú. 2009. Decreto supremo N° 021-2009-Vivienda “Aprueban Valores Máximos Admisibles (VMA), de las descargas de aguas residuales no domésticas, en el sistema de alcantarillado Sanitario”.

Ministerio de agricultura y riego. 2017. *Anuario estadístico de la producción agrícola y ganadera 2016*.

Mockaitis, G.; Ratusznei, S.; Rodrigues, J.; Zaiat, M.; Foresti, E. 2005. Anaerobic whey treatment by a stirred sequencing batch reactor (ASBR) effects of organic loading and supplemented alkalinity. *Journal of environmental management*. Brazil. ISSN: 198-206.

Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., & Cocke, D. L. 2001. Electrocoagulation (EC) science and applications. *Journal of hazardous materials*, 84(1), 29-41.

Morales Chuquimantari, E. J. 2014. *Evaluación de la tratabilidad del efluente generado por la planta piloto de leche UNALM aplicando un reactor UASB*. Universidad Nacional Agraria la Molina, Facultad de ciencias, Lima.

Motta-Correa Y.O. y Mosquera M. W. J. 2015. Aprovechamiento del lactosuero y sus componentes como materia prima en la industria de alimentos, @Limentech Ciencia y Tecnología Alimentaria, 13(1), 81-91.

Palladino, L. A., y Navarro, A. F. 2001. Determinación de parámetros cinéticos en un reactor biológico de película fija. XIV Congreso Chileno de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 14 Congreso Regional del Cono Sur, 3, 1-9. AIDIS.

París, X. 2009. *Obtención de exopolisacáridos de interés industrial a partir de lactosueros y permeatos*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada, Facultad de Farmacia. Departamento de Microbiología. España.

Parra Huertas, R. A. 2009. Lactosuero: Importancia en la industria de alimentos. *Revista de la Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 62(1), 4967-4982.

Parra Huertas, R. A. 2010. Digestión anaerobia de lactosuero: efecto de altas cargas puntuales. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 63(1), 5385.

Pérez Palomares, H. R. 2016. *Evaluación de la capacidad depuradora del Vetiver (Chrysopogon zizanioides) en un reactor de lecho fijo plantado*. Universidad Nacional Agraria la Molina, Facultad de ciencias, Lima.

Piña-Soberanis, M., Martín-Domínguez, A., González-Ramírez, C. A., Prieto-García, F., Guevara-Lara, A., y García-Espinoza, J. E. 2011. Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación. *Revista mexicana de ingeniería química*, 10(2), 257-271.

Porwal, H. J., Mane, A. V., & Velhal, S. G. 2015. Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolates obtained from activated sludge. *Water resources and industry*, 9, 1-15.

Poveda, E. 2013. Suero lácteo, generalidades y potencial uso como fuente de calcio de alta biodisponibilidad. *Revista Chilena de Nutrición*, 40(4), 397-403.

Prieto-García, F., Callejas-Hernández, J., Reyes-Cruz, V. E., Marmolejo-Santillán, Y., & Prieto-Méndez, J. 2014. Electrodeposition aluminum electrode during an electrocoagulation acid whey. *Dyna*, 81(187), 129-136.

Priyadharshini. M. & Santhosh K. 2016. Biodegradation of dairy wastewater using bacterial isolates, *International Journal of Modern Trends in Engineering and Science* SSN: 2348-3121, 133-138.

Rahmani, A. R. 2008. Removal of water turbidity by the electrocoagulation method. *Journal of research in health sciences*, 8(1), 18-24.

Rajeshkumar, K., & Jayachandran, K. 2004. Treatment of dairy wastewater using a selected bacterial isolate, *Alcaligenes* sp. MMRR7. *Appl. Biochem. Biotechnol.*

Ramalho, R. S. 1990. Tratamiento de aguas residuales. *Reverté*.

Ramírez Hernández, S. 2013. Remoción de cromo hexavalente por medio de la electrocoagulación. *Universidad Tecnológica de Querétaro*.

Randall, A. A., Sullivan, J.M., Dietz J., Randall, C.W. 1997. Industrial pretreatment: trickling filter performance and design. *Journal of environmental engineering* 123, 1072-1079.

Restrepo, A., Arango, A., y Garcés, L.F. 2006. La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción+ limpia*, 1(2), 58-77.

Reyes-Lara, S. y Reyes-Mazzoco, R. 2009. Efecto de las cargas hidráulica y orgánica sobre la remoción másica de un empaque estructurado en un filtro percolador. *Revista mexicana de ingeniería química*, 8(1), 101-109.

Rico, C., Muñoz, N. & Rico, J. L. 2015. Anaerobic codigestion of cheese whey and the screened liquid fraction of dairy manure in a single continuously stirred tank reactor process: Limits in co-substrate ratios and organic loading rate. *Bioresource Technology* 189: 327–333.

Rivera, A., Valdés, P., Castro, R., Nieves, G., y de La Torre, V. 1999. Influencia de la recirculación en un sistema de filtro percolador. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 15(1), 33-39.

- Rojas, E., Valbuena, E., Torres, G., García, A., Piñero, M., y Galindo, L. 2009. Aislamiento y rendimiento del GMP mediante precipitación del lactosuero con ácido tricloroacético. *Revista Científica FCV-LUZ*, 19(3), 295-302.
- Ruane, E. M., Murphy, P. N., Clifford, E., O'Reilly, E., French, P., & Rodgers, M. 2012. Performance of a woodchip filter to treat dairy soiled water. *Journal of environmental management*, 95(1), 49-55.
- Santa Cruz, F.V., Sánchez, D.M. y Pezo. C.S. 2006. Análisis de la cadena productiva de lácteos de Cajamarca.
- Sharma, D. 2014. Treatment of dairy waste water by electro coagulation using aluminum electrodes and settling, filtration studies. *International Journal of ChemTech Research* 6(1) pp 591-599.
- Shivayogimath, C., & Naik, V. R. 2014. Treatment of dairy industry wastewater using electrocoagulation technique. *International Journal of Engineering Research & Technology*, 3(7), 1897-1902.
- Spreer, E. 1991. *Lactología Industrial*. Editorial Acribia, España.
- Szpyrkowicz, L. 2002. Electrocoagulation of textile wastewater bearing disperse dyes. *Annali di chimica*, 92(10), 1025-1034.
- Tauk-Tornisielo, S. M., Gobbi, N., & Foresti, C. 1995. Análise ambiental: estratégias e ações. In *análise ambiental: estratégias e ações*. TA Queiroz.
- Tchamango, S., Nanseu-Njiki, C. P., Ngameni, E., Hadjiev, D., & Darchen, A. 2010. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. *Science of the total environment*, 408(4), 947-952.
- UNEP, 2000. *Cleaner production assessment in dairy processing*. United Nations Publications. 95 pp.
- Valdez, E. C. y Vázquez González A. B. 2003. *Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales*, México D.F.
- Valente, G. F. S., Mendonça, R. C. S., & Pereira, J. A. M. 2015. The efficiency of electrocoagulation using aluminum electrodes in treating wastewater from a dairy industry. *Ciência Rural*, 45(9), 1713-1719.
- Vishakha S.S., Minal W., Khetmalas M.B. 2013. Isolation of microorganisms from dairy effluent. *British Microbiology Research Journal*, 3(3), 346-354.
- WEF (Water Environment Federation). 1992. *Design of municipal Wastewater treatment plants. Manual of practice No. 8*. Water Environment Federation and the American Society of Civil Engineers. USA.

IX. ANEXOS

Anexo 1. Prueba de trazador con cloruro de sodio.

Tabla 25. Valores de la conductividad y concentración para la calibración de la solución de cloruro de sodio.

Peso (g)	Volumen (L)	Conductividad (mS/cm)	Concentración (g/L)	Temperatura °C	Sal	TDS (mg/L)
0.0502	0.1	1.01	0.502	24.2	0.4	1062
0.0782	0.1	1.54	0.782	24.3	0.7	1551
0.1139	0.1	2.21	1.139	24.4	1.1	OFL
0.1689	0.1	3.26	1.689	24.3	1.7	OFL
0.2572	0.1	4.83	2.572	24.3	2.6	OFL
0.3731	0.1	6.9	3.731	24.3	3.9	OFL
0.4781	0.1	8.77	4.781	24.2	4.9	OFL
0.6319	0.1	11.36	6.319	24.3	6.6	OFL
0.8012	0.1	14.6	8.012	24.3	8.6	OFL
1.0902	0.1	20.1	10.902	24.3	11.9	OFL

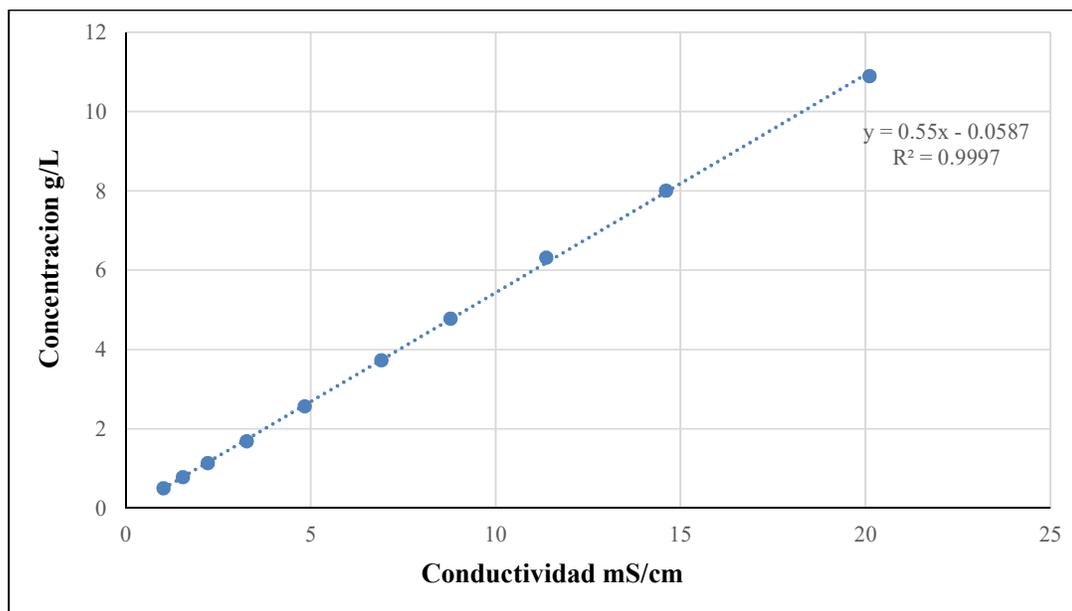


Figura 39. Curva de calibración para la solución de cloruro de sodio.

Anexo 2. Determinación de peso específico.

Tabla 26. Resultados para la determinación del peso específico.

	Volumen de agua (ml)	Volumen piedra (ml)	Peso piedra (g)	Peso de agua (g)	Volumen de piedra más agua (ml)	Volumen de aire en poros (ml)	Volumen real de (ml)	Peso específico de piedra (Kg/m ³)	Densidad seca (Kg/m ³)	Porosidad (%)
Rep. 1	500	500	555	498	761	239	261	2126.44	1110	47.8
Rep. 2	500	500	554	499	762	238	262	2114.50	1108	47.6
Rep. 3	500	500	554	498	760	240	260	2130.77	1108	48
Promedio	500	500	554.3	498.3	761	239	261	2123.90	1108.7	47.8

Anexo 3. Tiempo de retención.

Tabla 27. Normalización de los datos para el tiempo de retención.

Muestra	Tiempo (min)	Conductividad (mS/cm)	Temperatura (°C)	Concentración g/L	Ci (mg/L)	Ti/T	Ci/C0
1	0	3.77	25.50	2.01	2014.80	0.00	13.64
2	5	3.82	25.10	2.04	2042.30	0.01	13.82
3	10	3.95	23.30	2.11	2113.80	0.03	14.31
4	15	4.36	23.00	2.34	2339.30	0.04	15.83
5	20	4.65	22.80	2.50	2498.80	0.06	16.91
6	25	4.75	22.60	2.55	2553.80	0.07	17.28
7	30	4.91	22.70	2.64	2641.80	0.09	17.88
8	35	5.00	22.90	2.69	2691.30	0.10	18.22
9	40	5.02	22.90	2.70	2702.30	0.11	18.29
10	45	4.92	22.80	2.65	2647.30	0.13	17.92
11	50	4.94	22.10	2.66	2658.30	0.14	17.99
12	55	4.92	22.20	2.65	2647.30	0.16	17.92
13	60	4.86	22.10	2.61	2614.30	0.17	17.69
14	65	4.75	22.20	2.55	2553.80	0.18	17.28
15	70	4.82	22.40	2.59	2592.30	0.20	17.55
16	75	4.73	22.10	2.54	2542.80	0.21	17.21
17	80	4.61	22.00	2.48	2476.80	0.23	16.76
18	85	4.58	21.90	2.46	2460.30	0.24	16.65
19	90	4.53	22.30	2.43	2432.80	0.26	16.47
20	95	4.46	22.90	2.39	2394.30	0.27	16.20
21	100	4.42	21.80	2.37	2372.30	0.28	16.06
22	105	4.39	21.90	2.36	2355.80	0.30	15.94
23	110	4.36	22.30	2.34	2339.30	0.31	15.83

Continuación Tabla 27.

24	115	4.30	22.10	2.31	2306.30	0.33	15.61
25	120	4.30	22.40	2.31	2306.30	0.34	15.61
26	125	4.27	22.00	2.29	2289.80	0.35	15.5
27	130	4.22	21.90	2.26	2262.30	0.37	15.31
28	135	4.21	22.40	2.26	2256.80	0.38	15.27
29	140	4.18	22.50	2.24	2240.30	0.4	15.16
30	145	4.19	22.20	2.25	2245.80	0.41	15.2
31	150	4.10	22.10	2.20	2196.30	0.43	14.86
32	155	4.09	22.00	2.19	2190.80	0.44	14.83
33	160	4.06	22.00	2.17	2174.30	0.45	14.72
34	165	4.07	22.00	2.18	2179.80	0.47	14.75
35	170	4.05	23.10	2.17	2168.80	0.48	14.68
36	175	4.06	22.20	2.17	2174.30	0.5	14.72
37	180	4.01	22.00	2.15	2146.80	0.51	14.53
38	185	4.02	22.00	2.15	2152.30	0.52	14.57
39	190	4.00	21.80	2.14	2141.30	0.54	14.49
40	195	4.01	22.00	2.15	2146.80	0.55	14.53
41	200	3.97	22.20	2.12	2124.80	0.57	14.38
42	205	3.96	22.10	2.12	2119.30	0.58	14.34
43	210	3.95	22.50	2.11	2113.80	0.6	14.31
44	215	3.93	22.10	2.10	2102.80	0.61	14.23
45	220	3.92	22.00	2.10	2097.30	0.62	14.19
46	225	3.91	22.10	2.09	2091.80	0.64	14.16
47	230	3.90	22.00	2.09	2086.30	0.65	14.12
48	235	3.87	22.10	2.07	2069.80	0.67	14.01
49	240	3.85	22.50	2.06	2058.80	0.68	13.93
50	245	3.83	23.70	2.05	2047.80	0.69	13.86
51	250	3.82	23.70	2.04	2042.30	0.71	13.82
52	255	3.80	22.70	2.03	2031.30	0.72	13.75
53	260	3.79	22.60	2.03	2025.80	0.74	13.71
54	265	3.77	22.30	2.01	2014.80	0.75	13.64
55	270	3.76	22.20	2.01	2009.30	0.77	13.6
56	275	3.77	22.10	2.01	2014.80	0.78	13.64
57	280	3.78	22.50	2.02	2020.30	0.79	13.67
58	285	3.77	23.70	2.01	2014.80	0.81	13.64
59	290	3.79	23.70	2.03	2025.80	0.82	13.71
60	900	3.77	22.00	2.01	2014.80	2.55	13.64
61	910	3.78	22.10	2.02	2020.30	2.58	13.67

Anexo 4. Fotografías de la investigación.



Figura 40. Poza de vertimiento de efluentes de la planta piloto de leche – UNALM.



Figura 41. Equipo de espectrofotómetro HACH para determinar la DQO.



Figura 42. Preparación del medio caldo cerebro corazón.



Figura 43. Placas Petri con el medio cerebro-corazón y MRS.



Figura 44. Batería de pruebas bioquímicas.



Figura 45. Inoculación de la piedra pómez con el consorcio microbiano.



Figura 46. Incubación del medio soporte del biofiltro.



Figura 47. Proceso de electrocoagulación de la muestra mezcla 1:6.

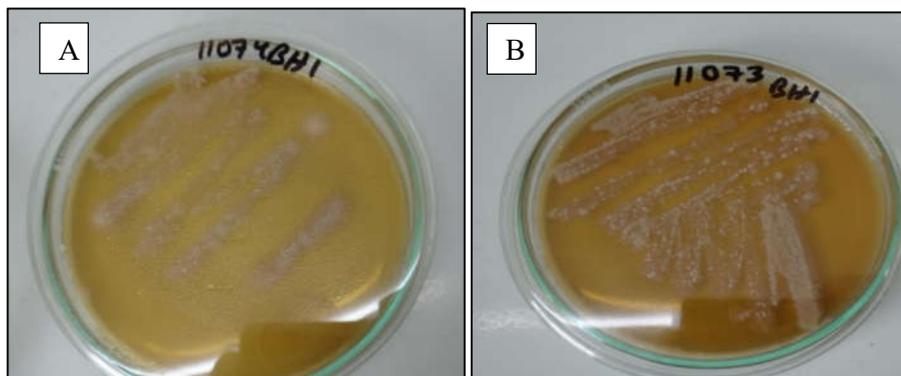


Figura 48. Placas Petri con medio cerebro- corazón, conteniendo las colonias puras. (A) cepa C, (B) cepa A.

Anexo 5. Análisis estadístico.

Tabla 28. Análisis de varianza para los factores principales.

```

Analysis of Variance Table

Response: Y
      Df Sum Sq Mean Sq  F value    Pr(>F)
A         2   2939   1469.7   277.864 < 2.2e-16 ***
B         2  10891   5445.3  1029.506 < 2.2e-16 ***
C         2  45465  22732.6  4297.917 < 2.2e-16 ***
A:B        4    476    118.9    22.478 5.731e-11 ***
B:C        4    2192    548.1   103.620 < 2.2e-16 ***
A:C        4    2056    513.9    97.160 < 2.2e-16 ***
A:B:C      8    3242    405.2    76.610 < 2.2e-16 ***
Residuals 54     286     5.3
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
    
```

Tabla 29. Prueba de Tukey para el efecto simple a.b1.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
19.42048 11.84229 5.289217 2.612785

$parameters
      Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54     3          3.408232 0.05 Tukey      A

$means
      Y      std r      Min      Max
a1 12.94778 10.088673 9 0.462 25.273
a2 14.81856  9.767308 9 3.434 29.051
a3 30.49511 35.644231 9 0.714 79.547

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1   a3 30.49511 a
2   a2 14.81856 b
3   a1 12.94778 b
    
```

Tabla 30. Prueba de Tukey para el efecto simple a.b2.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
32.98326 6.972719 5.289217 2.612785

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3          3.408232  0.05 Tukey      A

$means
      Y      std r      Min      Max
a1 24.99022 22.06687 9 1.318 53.783
a2 35.62167 32.23648 9 1.314 77.741
a3 38.33789 34.30780 9 1.343 83.669

$comparison
NULL

$groups
trt      means M
1  a3 38.33789 a
2  a2 35.62167 b
3  a1 24.99022 c

```

Tabla 31. Prueba de Tukey para el efecto simple a.b3.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
47.81367 4.809984 5.289217 2.612785

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3          3.408232  0.05 Tukey      A

$means
      Y      std r      Min      Max
a1 40.23367 27.59993 9 14.022 78.883
a2 49.60256 30.06080 9 11.822 84.874
a3 53.60478 28.61443 9 15.982 86.541

$comparison
NULL

$groups
trt      means M
1  a3 53.60478 a
2  a2 49.60256 b
3  a1 40.23367 c

```

Tabla 32. Prueba de Tukey para el efecto simple a.c1.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
8.049852 28.56984 5.289217 2.612785

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3          3.408232  0.05 Tukey      A

$means
      Y      std r      Min      Max
a1 6.882222 7.817394 9 0.462 19.391
a2 8.216111 5.297636 9 1.314 17.422
a3 9.051222 8.510241 9 0.714 21.914

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  a3 9.051222 a
2  a2 8.216111 a
3  a1 6.882222 a
    
```

Tabla 33. Prueba de Tukey para el efecto simple a.c2.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
27.11656 8.481276 5.289217 2.612785

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3          3.408232  0.05 Tukey      A

$means
      Y      std r      Min      Max
a1 20.35889 5.942818 9 13.266 30.521
a2 29.25322 17.099609 9 11.419 53.804
a3 31.73756 19.714431 9 11.713 58.090

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  a3 31.73756 a
2  a2 29.25322 a
3  a1 20.35889 b
    
```

Tabla 34. Prueba de Tukey para el efecto simple a.c3.

```

$statistics
  Mean      CV  MSerror      HSD
65.051 3.535426 5.289217 2.612785

$parameters
  Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
  54  3           3.408232  0.05 Tukey      A

$means
      Y      std r      Min      Max
a1 50.93056 22.99088 9 22.238 78.883
a2 62.57344 26.77262 9 25.819 84.874
a3 81.64900  3.51897 9 75.567 86.541

$comparison
NULL

$groups
  trt      means M
1  a3 81.64900 a
2  a2 62.57344 b
3  a1 50.93056 c

```

Tabla 35. Prueba de Tukey para el efecto simple b.a1.

```

$statistics
  Mean      CV  MSerror      HSD
26.05722 8.826074 5.289217 2.612785

$parameters
  Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
  54  3           3.408232  0.05 Tukey      B

$means
      Y      std r      Min      Max
b1 12.94778 10.08867 9  0.462 25.273
b2 24.99022 22.06687 9  1.318 53.783
b3 40.23367 27.59993 9 14.022 78.883

$comparison
NULL

$groups
  trt      means M
1  b3 40.23367 a
2  b2 24.99022 b
3  b1 12.94778 c

```

Tabla 36. Prueba de Tukey para el efecto simple b.a2.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
33.34759 6.896539 5.289217 2.612785

$parameters
  Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
  54   3           3.408232  0.05 Tukey      B

$means
      Y      std r      Min      Max
b1 14.81856  9.767308 9  3.434 29.051
b2 35.62167 32.236485 9  1.314 77.741
b3 49.60256 30.060801 9 11.822 84.874

$comparison
NULL

$groups
  trt      means M
1  b3 49.60256 a
2  b2 35.62167 b
3  b1 14.81856 c

```

Tabla 37. Prueba de Tukey para el efecto simple b.a3.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
40.81259 5.635099 5.289217 2.612785

$parameters
  Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
  54   3           3.408232  0.05 Tukey      B

$means
      Y      std r      Min      Max
b1 30.49511 35.64423 9  0.714 79.547
b2 38.33789 34.30780 9  1.343 83.669
b3 53.60478 28.61443 9 15.982 86.541

$comparison
NULL

$groups
  trt      means M
1  b3 53.60478 a
2  b2 38.33789 b
3  b1 30.49511 c

```

Tabla 38. Prueba de Tukey para el efecto simple b.c1.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
8.049852 28.56984 5.289217 2.612785

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3          3.408232  0.05 Tukey      B

$means
      Y      std r      Min      Max
b1  2.554111 2.462765 9  0.462  7.305
b2  4.703667 3.680837 9  1.314 12.259
b3 16.891778 3.186338 9 11.822 21.914

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  b3 16.891778 a
2  b2  4.703667 b
3  b1  2.554111 b

```

Tabla 39. Prueba de Tukey para el efecto simple b.c2.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
27.11656 8.481276 5.289217 2.612785

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3          3.408232  0.05 Tukey      B

$means
      Y      std r      Min      Max
b1 12.95233  1.644424 9 11.419 16.667
b2 23.54456  3.988624 9 17.393 28.589
b3 44.85278 13.577178 9 24.421 58.090

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  b3 44.85278 a
2  b2 23.54456 b
3  b1 12.95233 c

```

Tabla 40. Prueba de Tukey para el efecto simple b.c3.

```

$statistics
  Mean      CV  MSerror      HSD
65.051 3.535426 5.289217 2.612785

$parameters
  Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
  54  3           3.408232  0.05 Tukey      B

$means
      Y      std r      Min      Max
b1 42.75500 26.233511 9 22.238 79.547
b2 70.70156 13.610150 9 52.225 83.669
b3 81.69644  4.309809 9 73.971 86.541

$comparison
NULL

$groups
  trt      means M
1  b3 81.69644 a
2  b2 70.70156 b
3  b1 42.75500 c

```

Tabla 41. Prueba de Tukey para el efecto simple c.a1.

```

$statistics
  Mean      CV  MSerror      HSD
26.05722 8.826074 5.289217 2.612785

$parameters
  Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
  54  3           3.408232  0.05 Tukey      C

$means
      Y      std r      Min      Max
c1  6.882222  7.817394 9  0.462 19.391
c2 20.358889  5.942818 9 13.266 30.521
c3 50.930556 22.990877 9 22.238 78.883

$comparison
NULL

$groups
  trt      means M
1  c3 50.930556 a
2  c2 20.358889 b
3  c1  6.882222 c

```

Tabla 42. Prueba de Tukey para el efecto simple c.a2.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
33.34759 6.896539 5.289217 2.612785

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3          3.408232  0.05 Tukey      C

$means
      Y      std r      Min      Max
c1  8.216111  5.297636 9  1.314 17.422
c2 29.253222 17.099609 9 11.419 53.804
c3 62.573444 26.772618 9 25.819 84.874

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  c3 62.573444 a
2  c2 29.253222 b
3  c1  8.216111 c

```

Tabla 43. Prueba de Tukey para el efecto simple c.a3.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
40.81259 5.635099 5.289217 2.612785

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3          3.408232  0.05 Tukey      C

$means
      Y      std r      Min      Max
c1  9.051222  8.510241 9  0.714 21.914
c2 31.737556 19.714431 9 11.713 58.090
c3 81.649000  3.518970 9 75.567 86.541

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  c3 81.649000 a
2  c2 31.737556 b
3  c1  9.051222 c

```

Tabla 44. Prueba de Tukey para el efecto simple c.b1.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
19.42048 11.84229 5.289217 2.612785

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3           3.408232  0.05 Tukey      C

$means
      Y      std r      Min      Max
c1  2.554111  2.462765 9  0.462  7.305
c2 12.952333  1.644424 9 11.419 16.667
c3 42.755000 26.233511 9 22.238 79.547

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  c3 42.755000 a
2  c2 12.952333 b
3  c1  2.554111 c
    
```

Tabla 45. Prueba de Tukey para el efecto simple c.b2.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
32.98326 6.972719 5.289217 2.612785

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3           3.408232  0.05 Tukey      C

$means
      Y      std r      Min      Max
c1  4.703667  3.680837 9  1.314 12.259
c2 23.544556  3.988624 9 17.393 28.589
c3 70.701556 13.610150 9 52.225 83.669

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  c3 70.701556 a
2  c2 23.544556 b
3  c1  4.703667 c
    
```

Tabla 46. Prueba de Tukey para el efecto simple c.b3.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
47.81367 4.809984 5.289217 2.612785

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3           3.408232  0.05 Tukey      C

$means
      Y      std r      Min      Max
c1 16.89178  3.186338 9 11.822 21.914
c2 44.85278 13.577178 9 24.421 58.090
c3 81.69644  4.309809 9 73.971 86.541

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  c3 81.69644 a
2  c2 44.85278 b
3  c1 16.89178 c

```

Tabla 47. Prueba de Tukey para el efecto principal factor A.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
33.4058 6.884522 5.289217 1.508492

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3           3.408232  0.05 Tukey      A

$means
      Y      std r      Min      Max
a1 26.05722 23.34489 27 0.462 78.883
a2 33.34759 28.96976 27 1.314 84.874
a3 40.81259 33.17582 27 0.714 86.541

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  a3 40.81259 a
2  a2 33.34759 b
3  a1 26.05722 c

```

Tabla 48. Prueba de Tukey para el efecto principal factor B.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
33.4058 6.884522 5.289217 1.508492

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3          3.408232  0.05 Tukey      B

$means
      Y      std  r      Min      Max
b1 19.42048 22.71312 27  0.462 79.547
b2 32.98326 29.43115 27  1.314 83.669
b3 47.81367 28.23070 27 11.822 86.541

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  b3 47.81367 a
2  b2 32.98326 b
3  b1 19.42048 c
    
```

Tabla 49. Prueba de Tukey para el efecto principal factor C.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
33.4058 6.884522 5.289217 1.508492

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  3          3.408232  0.05 Tukey      C

$means
      Y      std  r      Min      Max
c1  8.049852 7.109988 27  0.462 21.914
c2 27.116556 15.658919 27 11.419 58.090
c3 65.051000 23.526632 27 22.238 86.541

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1  c3 65.051000 a
2  c2 27.116556 b
3  c1  8.049852 c
    
```

Tabla 50. Prueba de Tukey para el efecto principal factor A:B.

```

$statistics
  Mean      CV  MSerror      HSD
33.4058 6.884522 5.289217 3.502616

$parameters
  Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
  54   9           4.568968  0.05 Tukey     A:B

$means
      Y      std r      Min      Max
a1:b1 12.94778 10.088673 9  0.462 25.273
a1:b2 24.99022 22.066871 9  1.318 53.783
a1:b3 40.23367 27.599930 9 14.022 78.883
a2:b1 14.81856  9.767308 9  3.434 29.051
a2:b2 35.62167 32.236485 9  1.314 77.741
a2:b3 49.60256 30.060801 9 11.822 84.874
a3:b1 30.49511 35.644231 9  0.714 79.547
a3:b2 38.33789 34.307800 9  1.343 83.669
a3:b3 53.60478 28.614431 9 15.982 86.541

$comparison
NULL

$groups
  trt      means  M
1 a3:b3 53.60478  a
2 a2:b3 49.60256  b
3 a1:b3 40.23367  c
4 a3:b2 38.33789 cd
5 a2:b2 35.62167  d
6 a3:b1 30.49511  e
7 a1:b2 24.99022  f
8 a2:b1 14.81856  g
9 a1:b1 12.94778  g

```

Tabla 51. Prueba de Tukey para el efecto principal B:C.

```

$statistics
  Mean      CV  MSerror      HSD
33.4058 6.884522 5.289217 3.502616

$parameters
  Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
  54  9           4.568968 0.05 Tukey      B:C

$means
      Y      std r      Min      Max
b1:c1 2.554111 2.462765 9 0.462 7.305
b1:c2 12.952333 1.644424 9 11.419 16.667
b1:c3 42.755000 26.233511 9 22.238 79.547
b2:c1 4.703667 3.680837 9 1.314 12.259
b2:c2 23.544556 3.988624 9 17.393 28.589
b2:c3 70.701556 13.610150 9 52.225 83.669
b3:c1 16.891778 3.186338 9 11.822 21.914
b3:c2 44.852778 13.577178 9 24.421 58.090
b3:c3 81.696444 4.309809 9 73.971 86.541

$comparison
NULL

$groups
  trt      means M
1 b3:c3 81.696444 a
2 b2:c3 70.701556 b
3 b3:c2 44.852778 c
4 b1:c3 42.755000 c
5 b2:c2 23.544556 d
6 b3:c1 16.891778 e
7 b1:c2 12.952333 f
8 b2:c1 4.703667 g
9 b1:c1 2.554111 g

```

Tabla 52. Prueba de Tukey para el efecto principal A:C.

```

$statistics
      Mean      CV  MSerror      HSD
33.4058 6.884522 5.289217 3.502616

$parameters
Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
54  9           4.568968 0.05 Tukey      A:C

$means
      Y      std r      Min      Max
a1:c1 6.882222 7.817394 9 0.462 19.391
a1:c2 20.358889 5.942818 9 13.266 30.521
a1:c3 50.930556 22.990877 9 22.238 78.883
a2:c1 8.216111 5.297636 9 1.314 17.422
a2:c2 29.253222 17.099609 9 11.419 53.804
a2:c3 62.573444 26.772618 9 25.819 84.874
a3:c1 9.051222 8.510241 9 0.714 21.914
a3:c2 31.737556 19.714431 9 11.713 58.090
a3:c3 81.649000 3.518970 9 75.567 86.541

$comparison
NULL

$groups
      trt      means M
1 a3:c3 81.649000 a
2 a2:c3 62.573444 b
3 a1:c3 50.930556 c
4 a3:c2 31.737556 d
5 a2:c2 29.253222 d
6 a1:c2 20.358889 e
7 a3:c1 9.051222 f
8 a2:c1 8.216111 f
9 a1:c1 6.882222 f

```

Tabla 53. Prueba de Tukey para el efecto principal A:B:C.

```

$statistics
  Mean      CV  MSError      HSD
33.4058 6.884522 5.289217 7.318555

$parameters
  Df ntr StudentizedRange alpha test name.t
  54 27          5.511759 0.05 Tukey A:B:C

$means
      Y      std r      Min      Max
a1:b1:c1 0.588000 0.1260000 3 0.462 0.714
a1:b1:c2 14.735667 1.7468693 3 13.266 16.667
a1:b1:c3 23.519667 1.5715147 3 22.238 25.273
a1:b2:c1 3.152667 2.4698952 3 1.318 5.961
a1:b2:c2 18.938000 2.0029626 3 17.393 21.201
a1:b2:c3 52.880000 0.8080650 3 52.225 53.783
a1:b3:c1 16.906000 2.7066476 3 14.022 19.391
a1:b3:c2 27.403000 3.0522733 3 24.421 30.521
a1:b3:c3 76.392000 2.4567481 3 73.971 78.883
a2:b1:c1 5.329000 1.9367708 3 3.434 7.305
a2:b1:c2 11.992667 0.6368849 3 11.419 12.678
a2:b1:c3 27.134000 1.6980162 3 25.819 29.051
a2:b2:c1 4.773000 3.2028633 3 1.314 7.636
a2:b2:c2 25.240667 2.5307780 3 22.322 26.826
a2:b2:c3 76.851333 1.0790785 3 75.651 77.741
a2:b3:c1 14.546333 2.8030655 3 11.822 17.422
a2:b3:c2 50.526333 3.5940429 3 46.683 53.804
a2:b3:c3 83.735000 1.2684625 3 82.368 84.874
a3:b1:c1 1.745333 1.4711551 3 0.714 3.430
a3:b1:c2 12.128667 0.4357228 3 11.713 12.582
a3:b1:c3 77.611333 1.9922240 3 75.567 79.547
a3:b2:c1 6.185333 5.5611959 3 1.343 12.259
a3:b2:c2 26.455000 2.0899864 3 24.412 28.589
a3:b2:c3 82.373333 1.2807694 3 81.108 83.669
a3:b3:c1 19.223000 3.0040025 3 15.982 21.914
a3:b3:c2 56.629000 1.4423755 3 55.206 58.090
a3:b3:c3 84.962333 1.4882491 3 83.585 86.541

```

Continuación Tabla 53.

\$comparison				
NULL				
\$groups				
	trt	means	M	
1	a3:b3:c3	84.962333	a	
2	a2:b3:c3	83.735000	ab	
3	a3:b2:c3	82.373333	abc	
4	a3:b1:c3	77.611333	bc	
5	a2:b2:c3	76.851333	bc	
6	a1:b3:c3	76.392000	c	
7	a3:b3:c2	56.629000	d	
8	a1:b2:c3	52.880000	d	
9	a2:b3:c2	50.526333	d	
10	a1:b3:c2	27.403000	e	
11	a2:b1:c3	27.134000	e	
12	a3:b2:c2	26.455000	ef	
13	a2:b2:c2	25.240667	efg	
14	a1:b1:c3	23.519667	efgh	
15	a3:b3:c1	19.223000	fghi	
16	a1:b2:c2	18.938000	ghi	
17	a1:b3:c1	16.906000	hi	
18	a1:b1:c2	14.735667	i	
19	a2:b3:c1	14.546333	i	
20	a3:b1:c2	12.128667	ij	
21	a2:b1:c2	11.992667	ijk	
22	a3:b2:c1	6.185333	jkl	
23	a2:b1:c1	5.329000	jkl	
24	a2:b2:c1	4.773000	kl	
25	a1:b2:c1	3.152667	l	
26	a3:b1:c1	1.745333	l	
27	a1:b1:c1	0.588000	l	