



# **COORDINACIÓN DE DESARROLLO PROFESIONAL E INSTITUCIONAL**

## **SUBCOORDINACIÓN DE POSGRADO**

# **T E S I S**

## **EVALUACIÓN DE DOS PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA ACOPLADOS A UN PROCESO ANAEROBIO BIOELECTROQUÍMICO PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE UN RELLENO SANITARIO**

que para obtener el grado de

**Maestro en Ciencias y Tecnología del Agua**

presenta

**KAREN YARELY BAHENA RABADAN**

**TUTORA: DRA. LILIANA GARCÍA SÁNCHEZ**

**COTUTORA: DRA. GABRIELA ELEONORA MOELLER CHÁVEZ**

Jiutepec, Morelos

2022





Con fundamento en los artículos 21 y 27 de la Ley Federal del Derecho de Autor y como titular de los derechos moral y patrimoniales de la obra titulada "EVALUACIÓN DE DOS PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA ACOPLADOS A UN PROCESO ANAEROBIO BIOELECTROQUÍMICO PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE UN RELLENO SANITARIO.", otorgo de manera gratuita y permanente al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, autorización para que fijen la obra en cualquier medio, incluido el electrónico, y la divulguen entre su personal, estudiantes o terceras personas, sin que pueda percibir por tal divulgación una contraprestación.

**Karen Yarely Bahena Rabadan**

**Jiutepec, Morelos a 14 de diciembre del 2022**





**MAESTRÍA EN CIENCIAS Y TECNOLOGÍA DEL AGUA  
(SISTEMAS AMBIENTALES)**

Comité tutorial:

Dra. Petia Mijaylova Nacheva

Dr. Edson Baltazar Estrada Arriaga

Dra. Liliana García Sánchez

Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez

M. en C. Axel Falcón Rojas

Directora de TESIS

Dra. Liliana García Sánchez

Codirectora de TESIS

Dra. Gabriela Eleonora Moeller  
Chávez

Jiutepec, Morelos, México, diciembre 2022

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua





## **AGRADECIMIENTOS**

Al INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA por haberme aceptado como estudiante del posgrado en Ciencias y Tecnología del agua.

A la Dra. Liliana García Sánchez por aceptarme como estudiante de maestría, por guiarme de inicio a fin, por facilitarme los medios para realizar el proyecto de investigación, por brindarme su apoyo, por su paciencia y compartirme sus conocimientos.

Al M. en C. Axel Falcón Rojas y al Dr. Edson Baltazar Estrada Arriaga por sus consejos que ayudaron a mejorar tanto la experimentación como la redacción de la tesis, por apoyarme a lo largo del proyecto facilitándome el uso de material y equipos.

A la Dra. Petia Mijaylova Nacheva y a la Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez, por su tiempo invertido en la revisión de este documento, por sus valiosos comentarios y aportes que ayudaron a enriquecerlo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca con la que pude realizar mis estudios.





## DEDICATORIAS

A mis padres Rodolfo y Carmen, principalmente por darme la vida, por brindarme su apoyo y confianza en todo momento y por darme la posibilidad de realizar mi carrera profesional, por guiarme y acompañarme a lo largo de este camino.

A mis hermanos Christian y Mariel por estar siempre a mi lado, por brindarme su cariño, por hacer de mí una mejor persona, son parte fundamental de este logro, son lo mejor que la vida me ha dado.

A Duvan, Luis y Dayana por formar parte importante de mi vida, por compartir las mejores experiencias, por estar conmigo en las buenas y en las malas. Gracias a la vida por ponerlos en mi camino.

A mis amigos Carlos, Kristel, Netzer y Oscar por apoyarme de manera incondicional, por todo lo que de ustedes he aprendido y por brindarme su amistad.





## RESUMEN

En este estudio se realizó la comparación de dos procesos de oxidación avanzada como pretratamientos, utilizando un UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y un ultrasonido, acoplados a un proceso anaerobio bioelectroquímico utilizando celdas de electrólisis microbianas (CEM) para el tratamiento de lixiviados estabilizados provenientes del relleno sanitario "La Perseverancia".

Para determinar la eficiencia de los pretratamientos acoplados a las CEM, se evaluó la remoción de materia orgánica (DQO), el aumento de la biodegradabilidad y el comportamiento de la toxicidad utilizando como organismo de prueba *Danio rerio*.

Se obtuvo una máxima remoción global de DQO del 45.26% utilizando el proceso con UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> acoplado a una CEM en donde el 23.67% de la remoción se atribuyó a la operación del UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> utilizando una dilución del lixiviado del 10%, un tiempo de reacción de 10 min y una concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 3 g L<sup>-1</sup>, mientras que, el 21.59% se atribuyó a la operación de la CEM inoculada con lodo granular anaerobio, con un TRH de 5 d y un voltaje suministrado de 0.8 V, obteniendo un potencial bioquímico de metano (PBM) de 0.059 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO y una actividad metanogénica específica (AME) de 0.023 g CH<sub>4</sub> g DQO g<sup>-1</sup> STV d<sup>-1</sup>, también se obtuvo una producción de CH<sub>4</sub> de 56 ml (ajustando al modelo de Gompertz) equivalente a una producción de CH<sub>4</sub> del 13.2%, sin embargo, la biodegradabilidad no incrementó y la toxicidad fue 2.5 veces mayor en el efluente.

Al operar el ultrasonido acoplado a una CEM se obtuvo una remoción global máxima de 35.6%, en donde, al utilizar el ultrasonido como pretratamiento se obtuvo un aumento del 4.22% de DQO operando a un tiempo de sonicación de 40 minutos y una dilución de lixiviado del 30%, mientras que, en la CEM se obtuvo una remoción del 38.21%, las CEM fueron inoculadas con lodo granular anaerobio, con un TRH de 7 d y un voltaje suministrado de 0.8 V, obteniendo un PBM de 0.039 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO y una AME de 0.024 g CH<sub>4</sub> g DQO g<sup>-1</sup> STV d<sup>-1</sup>, se obtuvo una producción de CH<sub>4</sub> de 65.8 ml (ajustando al modelo de Gompertz) equivalente a una producción de CH<sub>4</sub> del 18.62%, la biodegradabilidad incrementó un 53% al implementar un pretratamiento y se obtuvo una disminución de toxicidad del 15.3% utilizando *Danio rerio*.

Mientras que, con la operación de un reactor anaerobio (RA) con diluciones del 10 y 30% de lixiviado se obtuvo una remoción máxima de DQO del 11 y 8.9%, obteniendo un PBM de 0.023 y 0.043 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO y una AME de 0.007 y 0.0046 g CH<sub>4</sub> g DQO g<sup>-1</sup> STV d<sup>-1</sup>, se obtuvo una producción de CH<sub>4</sub> de 14 y 16 ml (ajustando al modelo de Gompertz) respectivamente siendo equivalente a una producción de CH<sub>4</sub> del 4% para ambas diluciones.

Al operar unas CEM sin pretratamiento con diluciones del 10 y 30% se obtuvo una remoción máxima de 19.12 y 24.88% de DQO, obteniendo un PBM de 0.032 y 0.034 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO y una AME de 0.008 y 0.012 g CH<sub>4</sub> g DQO g<sup>-1</sup> STV d<sup>-1</sup>, se obtuvo una producción de CH<sub>4</sub> de 27.66 y 38.42 ml (ajustando al modelo de Gompertz) equivalente a una producción de CH<sub>4</sub> del 7.84 y 10.78% respectivamente.

Comparando los resultados de los reactores anaerobios con las remociones obtenidas utilizando una CEM y pretratamientos acoplados a CEM, se podría confirmar que es preferible el uso de procesos fisicoquímicos o bioelectroquímicos, así como el acoplamiento con procesos biológicos.

## Palabras clave

Celdas de electrólisis microbiana; ultrasonido; UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>; lixiviado





## ABSTRACT

In this study, two advanced oxidation processes were compared as pretreatments, using UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and ultrasound, coupled to an anaerobic bioelectrochemical process using microbial electrolysis cells (CEM) for the treatment of stabilized leachate from the "La Perseverancia" landfill. To determine the efficiency of the pretreatments coupled to the BES-CEM, the removal of organic matter (COD), the increase of biodegradability and the toxicity behaviour were evaluated using *Danio rerio* as a test organism.

A maximum overall COD removal of 45.26% was obtained using the UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process coupled to a CEM where 23.67% of the removal was attributed to the UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> operation using a 10% dilution of the leachate, a reaction time of 10 min and a H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> concentration of 3 gL<sup>-1</sup>, while 21.59% was attributed to the operation of the CEM inoculated with anaerobic granular sludge, with a HRT of 5 d and a supplied voltage of 0.8 V, obtaining a biochemical methane potential (BMP) of 0.059 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> COD and a specific methanogenic activity (SMA) of 0.023 g CH<sub>4</sub> g COD g<sup>-1</sup> TVS d<sup>-1</sup>, also a CH<sub>4</sub> production of 56 ml (Gompertz model) equivalent to a CH<sub>4</sub> production of 13.2% was obtained, however, the biodegradability did not increase and the toxicity was 2.5 times higher in the effluent.

Operating the ultrasound coupled to a CEM a maximum overall removal of 35.6% was obtained, where, using ultrasound as a pretreatment, an increase of 4.22% of COD was obtained operating at a sonication time of 40 min and a leachate dilution of 30%, while, in the CEM a removal of 38.21% was obtained, the CEM were inoculated with anaerobic granular sludge, with a HRT of 7 d and a supplied voltage of 0.8 V, obtaining a BMP of 0.039 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> COD and a SMA of 0.024 g CH<sub>4</sub> g COD g<sup>-1</sup> TVS d<sup>-1</sup>, a CH<sub>4</sub> production of 65.8 ml (Gompertz model) equivalent to a CH<sub>4</sub> production of 18.62% was obtained, the biodegradability increased by 53% by implementing a pretreatment and a decrease in toxicity of 15.3% was obtained using *Danio rerio*.

While, with the operation of an anaerobic reactor (AR) with dilutions of 10 and 30% of leachate, a maximum COD removal of 11 and 8.9% was obtained, obtaining a BMP of 0.023 and 0.043 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> COD and a SMA of 0.007 and 0.0046 g CH<sub>4</sub> g COD g<sup>-1</sup> TVS d<sup>-1</sup>, a CH<sub>4</sub> production of 14 and 16 ml (Gompertz model) respectively was obtained, equivalent to a CH<sub>4</sub> production of 4% for both dilutions.

When operating a CEM without pretreatment with dilutions of 10 and 30%, a maximum COD removal of 19.12 and 24.88% was obtained, obtaining a BMP of 0.032 and 0.034 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> COD and a SMA of 0.008 and 0.012 g CH<sub>4</sub> g COD g<sup>-1</sup> TVS d<sup>-1</sup>, a CH<sub>4</sub> production of 27.66 and 38.42 ml (Gompertz model) was obtained, equivalent to a CH<sub>4</sub> production of 7.84 and 10.78% respectively.

Comparing the results of the anaerobic reactors with the removals obtained using a CEM and pre-treatments coupled to CEM, it could be confirmed that the use of physicochemical or bioelectrochemical processes is preferable, as well as the coupling with biological processes.

## Keywords

Microbial electrolysis cells; ultrasound; UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>; leachate





## CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Planteamiento del problema	1
1.2. Justificación	2
1.3. Objetivos	3
1.3.1. Objetivo General	3
1.3.2. Objetivos específicos	3
1.3.3. Hipótesis	3
2. MARCO TEÓRICO	4
2.1. Rellenos sanitarios y residuos sólidos urbanos (RSU)	4
2.2. Sitios de disposición final en México	5
2.2.1. Relleno sanitario “La Perseverancia”	5
2.3. Normatividad aplicable a los lixiviados	6
2.4. Sistemas de tratamiento para lixiviados en México	9
2.5. Lixiviados, generación y contaminación del agua	9
2.6. Clasificación y caracterización de lixiviados	10
2.7. Tratamiento de lixiviados	13
2.7.1. Tratamientos convencionales	14
2.7.1.1. Tratamiento de lixiviados con aguas residuales	14
2.7.1.2. Recirculación	14
2.7.1.3. Evaporación	14
2.7.2. Tratamientos biológicos	14
2.7.2.1. Sistemas aerobios	15
2.7.2.2. Sistemas anaerobios	15
2.7.3. Sistemas de tratamientos físicoquímicos	18
2.7.3.1. Procesos de Oxidación Avanzada	18
2.7.3.1.1. Oxidación con peróxido de hidrógeno y luz ultravioleta	19
2.7.3.1.2. Ultrasonido	20
2.7.4. Tratamientos bioelectroquímicos	26





2.7.4.1 Celdas de Combustible Microbianas (CCM)	26
2.7.4.2 Celdas Microbianas de Electrólisis (CEM)	27
2.7.4.3 Materiales utilizados para ánodos, cátodos y membranas	29
2.8 Modelos cinéticos aerobios y anaerobios	34
3. METOLOGÍA	39
3.1 Caracterización fisicoquímica de lixiviado crudo	40
3.2 Montaje y operación de procesos de oxidación avanzada	40
3.2.1 UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	40
3.2.2 Ultrasonido	42
3.3 Montaje y operación de un proceso bioelectroquímico	43
3.3.1 Reactor control con acetato de sodio	44
3.3.2 Cinéticas anaerobias	46
3.3.3 Captación de biogás	46
3.3.4 Actividad Metanogénica Específica (AME)	47
3.3.5 Potencial Bioquímico de Metano (PBM)	47
3.3.6 Modelo de Gompertz	48
3.4 Evaluación del lixiviado tratado	48
3.1.1 Detección de AGV	49
3.2 Pruebas de toxicidad aguda	50
4. RESULTADOS	51
4.1 Caracterización del lixiviado crudo	51
4.2 Toxicidad aguda	53
4.3 Pretratamiento UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	54
4.3.1 Diseño I, UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	55
4.3.2 Diseño II, UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	58
4.3.3 Diseño experimental pretratamiento UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	61
4.3.3.1 Diseño experimental I UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	61
4.3.3.1.1 Remoción de DQO, diseño 1	61
4.3.3.1.2 Fracción biodegradable, diseño 1	62





4.3.3.2	Diseño experimental II UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	62
4.3.3.2.1	Remoción de DQO, diseño 2	63
4.3.1.2.2	Fracción biodegradable, diseño 2	64
4.3.4	Evaluación del pretratamiento UV/H <sub>2</sub> O acoplado a un reactor anaerobio bioelectroquímico tipo celdas de electrólisis microbiana (BES-CEM)	65
4.3.4.1	Modelo de Gompertz P1-CEM	68
4.3.4.2	Potencial bioquímico de metano (PBM) P1-CEM	69
4.3.4.3	Actividad metanogénica específica (AME) P1-CEM	69
4.3.4.4	Comportamiento de la materia orgánica, P1-CEM	71
4.3.4.5	Comportamiento del nitrógeno, P1-CEM	74
4.4	Pretratamiento Ultrasonido	76
4.4.1	Diseño experimental pretratamiento Ultrasonido	80
4.4.1.1	Remoción de DQO ultrasonido	81
4.4.1.2	Fracción biodegradable ultrasonido	81
4.4.2	Evaluación del pretratamiento con ultrasonido acoplado a un reactor anaerobio bioelectroquímico tipo celdas de electrólisis microbiana (BES-CEM)	83
4.4.2.1	Modelo de Gompertz, P2-CEM	86
4.4.2.2	Potencial bioquímico de metano (PMB), P2-CEM	88
4.4.2.3	Actividad metanogénica específica (AME), P2-CEM	88
4.4.2.4	Comportamiento de la materia orgánica, P2-CEM	90
4.4.2.5	Monitoreo de nitrógeno amoniacal, P2-CEM	91
4.4.2.6	Monitoreo de color y sólidos en suspensión, P2-CEM	92
4.4.2.7	pH y alcalinidad, P2-CEM	93
4.5	Pruebas de toxicidad en pretratamientos acoplado a un reactor anaerobio bioelectroquímico tipo celdas de electrólisis microbiana (BES-CEM)	97
4.5.1	Pruebas de toxicidad en P1-CEM	97
4.5.2	Pruebas de toxicidad en P2-CEM	98
4.6	Comparación de pretratamiento acoplados a un reactor anaerobio bioelectroquímico tipo celdas de electrólisis microbiana (BES-CEM)	101
5.	CONCLUSIÓN	103
6.	RECOMENDACIONES	104





7. ANEXO	105
7.1 Análisis estadístico en pretratamiento con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV	105
7.1.1 Análisis estadístico en pretratamiento con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 1	105
7.1.2 Análisis estadístico en pretratamiento con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2	109
7.2 Análisis estadístico en pretratamiento con ultrasonido	111
5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	114





## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Relleno Sanitario “La Perseverancia”	6
Figura 2. Tratamientos de lixiviados	13
Figura 3. Funcionamiento convencional de una celda microbiana	26
Figura 4. Celda microbiana de electrólisis	28
Figura 5. Diagrama de bloques metodología	39
Figura 6. Reactor fotoquímico	41
Figura 7. Operación del UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	41
Figura 8. Operación del ultrasonido	42
Figura 9. Lodo granular anaerobio	43
Figura 10. Reactor electroquímico	44
Figura 11. Inyección de N <sub>2</sub>	44
Figura 12. Operación de reactores anaerobios	44
Figura 13. Biogás acumulado	44
Figura 14. CEM control-acetato de sodio	46
Figura 15. Prueba de toxicidad aguda	50
Figura 16. Sitios de muestreo en el relleno sanitario “La Perseverancia”	51
Figura 17. Relación dosis-efecto	53
Figura 18. . A . <i>Danio rerio</i> 72 horas de exposición dilución 0.5%, B. <i>Danio rerio</i> control negativo	53
Figura 19. Peróxido residual de influente y efluente del proceso UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	54
Figura 20. Monitoreo de pH en pretratamiento UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> diseño 1	56
Figura 21. Remoción de N-NH <sub>3</sub> , tratamiento UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> diseño 1	56
Figura 22. Remoción de DQO en pretratamiento UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> diseño 1	56
Figura 23. Monitoreo de DBO <sub>5</sub> /DQO en pretratamiento con UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> diseño 1	57
Figura 24. Monitoreo de pH en pretratamiento UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , diseño 2	58
Figura 25. Remoción de DQO en pretratamiento UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , diseño experimental 2	59
Figura 26. Remoción de N-NH <sub>3</sub> , tratamiento UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> diseño 2	60
Figura 27. Monitoreo de DBO <sub>5</sub> /DQO en pretratamiento con UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> diseño 2	60
Figura 28. Comparación de la producción de biogás en pretratamientos y controles	67





Figura 29. Metano generado RA 10%	68
Figura 30. Metano generado BES-CEM 10%	68
Figura 31. Metano generado P1-CEM1	68
Figura 32. Metano generado P1-CEM2	68
Figura 33. Metano generado P1-CEM3	69
Figura 34. Metano generado P1-CEM4	69
Figura 35. Remoción de DQO en CEM (pretratamiento con UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	73
Figura 36. Monitoreo de la fracción biodegradable (pretratamiento con UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	73
Figura 37. Remoción de DQO global en P1-CEM	73
Figura 38. Remoción de N-NH <sub>3</sub> global en P1-CEM	75
Figura 39. Remoción de N-NO <sub>3</sub> global en P1-CEM	76
Figura 40. Monitoreo del pH, ultrasonido	76
Figura 41. Remoción de DQO, ultrasonido	77
Figura 42. Monitoreo de sólidos en suspensión, ultrasonido	78
Figura 43. Monitoreo de la relación DQO <sub>5</sub> /DQO <sub>t</sub> , ultrasonido	79
Figura 44. Monitoreo de la fracción biodegradable, ultrasonido	79
Figura 45. Remoción de N-NH <sub>3</sub> , ultrasonido	80
Figura 46. Comparación de la producción de biogás en pretratamientos con ultrasonido	85
Figura 47. Metano generado RA 10%	86
Figura 48. Metano generado RA 30%	86
Figura 49. Metano generado BES-CEM 10%	87
Figura 50. Metano generado BES-CEM 15%	87
Figura 51. Metano generado BES-CEM 30%	87
Figura 52. Metano generado P2-CEM1	87
Figura 53. Metano generado P2-CEM2	87
Figura 54. Metano generado P2-CEM3	87
Figura 55. Metano generado P2-CEM4	88
Figura 56. Metano generado P2-CEM5	88
Figura 57. Remoción de DQO en CEM (pretratamiento con ultrasonido)	91





Figura 58. Remoción de DQO global en P2-CEM	91
Figura 59. Remoción de N-NH <sub>3</sub> global en P2-CEM	92
Figura 60. Remoción de color global en P2-CEM	93
Figura 61. Remoción de SS global en P2-CEM	93
Figura 62. Monitoreo de pH en P2-CEM	94
Figura 63. Incremento de alcalinidad en P2-CEM	94
Figura 64. Relación dosis-efecto efluente P1-CEM3	99
Figura 65. Relación dosis-efecto P2-CEM4	99
Figura 66. Gráfico de superficie, remoción de DQO (%)	106
Figura 67. Gráfico de superficie, aumento de la fracción biodegradable (%)	108
Figura 68. Diagrama de Pareto, remoción de DQO (%)	108
Figura 69. Diagrama de Pareto, aumento de la fracción biodegradable (%)	108





## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Comparación de regulaciones entre países	7
Tabla 2. Comparación de algunas características de las aguas residuales municipales comparadas con las de lixiviados	8
Tabla 3. Parámetros representativos de muestreo	10
Tabla 4. Principales características de lixiviados	11
Tabla 5. Características de lixiviados en sitios de disposición final de distintos países	12
Tabla 6. Ventajas y desventajas de procesos biológicos aerobios y anaerobios	16
Tabla 7. Procesos biológicos utilizados para el tratamiento de lixiviados	17
Tabla 8. Ventajas y desventajas de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV	20
Tabla 9. Procesos fisicoquímicos utilizados en el tratamiento de lixiviados	24
Tabla 10. Procesos bioelectroquímicos utilizados con diferentes sustratos	32
Tabla 11. Parámetros para la caracterización fisicoquímica de lixiviados	40
Tabla 12. Diseño experimental de los pretratamientos	43
Tabla 13. Soluciones de macro y micronutrientes	45
Tabla 14. Abreviaturas utilizadas, UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	48
Tabla 15. Abreviaturas utilizadas, ultrasonido	49
Tabla 16. Características del cromatógrafo	49
Tabla 17. Caracterización fisicoquímica de lixiviado crudo	52
Tabla 18. Diseño experimental 1 del pretratamiento UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	55
Tabla 19. Diseño experimental 2 del pretratamiento UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	58
Tabla 20. Análisis de varianza UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	64
Tabla 21. Comparación de resultados utilizando UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> para el tratamiento de lixiviados	65
Tabla 22. Resultados de AME y PMB utilizando UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> como pretratamiento	70
Tabla 23. Diseño experimental del pretratamiento Ultrasonido	76
Tabla 24. Análisis de varianza ultrasonido	82
Tabla 25. Comparación de resultados utilizando un ultrasonido para el tratamiento de lixiviados	82
Tabla 26. Resultados de AME y PMB utilizando un ultrasonido como pretratamiento	89
Tabla 27. Comparación de resultados utilizando CEM para el tratamiento de lixiviados	96





Tabla 28. Comportamiento de la toxicidad de pretratamientos acopladas a CEM	99
Tabla 29. Pruebas de toxicidad en lixiviados	100
Tabla 30. Comparación de pretratamientos	101
Tabla 31. ANOVA del comportamiento del N-NH <sub>3</sub> en pretratamiento H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 1	105
Tabla 32. ANOVA del comportamiento de N-NO <sub>3</sub> en pretratamiento H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 1	106
Tabla 33. ANOVA de la remoción de DQO en pretratamiento H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 1	106
Tabla 34. ANOVA del incremento de la fracción biodegradable en pretratamiento H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 1	107
Tabla 35. ANOVA del comportamiento del N-NH <sub>3</sub> en pretratamiento H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2	109
Tabla 36. ANOVA del comportamiento de N-NO <sub>3</sub> en pretratamiento H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2	109
Tabla 37. ANOVA del comportamiento de N-NO <sub>2</sub> en pretratamiento H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2	110
Tabla 38. ANOVA de la remoción de DQO en pretratamiento H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2	110
Tabla 39. ANOVA del incremento de la fracción biodegradable en pretratamiento H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2	111
Tabla 40. ANOVA de la remoción de DQO en pretratamiento con ultrasonido	111
Tabla 41. ANOVA del comportamiento de los SS en pretratamiento con ultrasonido	112
Tabla 42. ANOVA del comportamiento del color en pretratamiento con ultrasonido	112
Tabla 43. ANOVA del incremento de la fracción biodegradable en pretratamiento con ultrasonido	113
Tabla 44. ANOVA del comportamiento del N-NH <sub>3</sub> en pretratamiento con ultrasonido	113





## ABREVIATURAS

AGV	Ácidos Grasos Volátiles
AHF	Ácidos húmicos y fúlvicos
ARM	Agua residual municipal con sacarosa
bar	Unidad de presión, equivalente a 0.986923 atmósfera
BES-CEM	Celda de electrólisis microbiana utilizando lixiviado crudo
BES-CEM 10%	Celda de electrólisis microbiana utilizando lixiviado crudo al 10%
BES-CEM 15%	Celda de electrólisis microbiana utilizando lixiviado crudo al 15%
BES-CEM 30%	Celda de electrólisis microbiana utilizando lixiviado crudo al 30%
°C	Grado Celsius
CE	Conductividad eléctrica
CE <sub>50</sub>	Concentración efectiva
CH <sub>4</sub>	Metano
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> O <sub>2</sub>	Acetato
C <sub>12</sub> H <sub>22</sub> O <sub>11</sub>	Sacarosa
CL <sub>50</sub>	Concentración letal
cm <sup>2</sup>	Centímetros cuadrados
CO <sub>2</sub>	Dióxido de Carbono
COT	Carbón Orgánico Total
d	Día
DA	Digestión Anaerobia
DBO <sub>5</sub>	Demanda Biológica de Oxígeno
DBP	Ftalato de Dibutilo
BMP	Pruebas de Potencial Bioquímico de Metano
DQO	Demanda Química de Oxígeno
e <sup>-</sup>	Electrones
Fe <sup>2+</sup>	Ion ferroso
Fe <sup>3+</sup>	Ion férrico
Fe/C	Hierro-Carbono





g	Gramos
h	Hora
H <sup>+</sup>	Protones
H <sub>2</sub>	Hidrógeno molecular
H <sub>2</sub> O	Agua
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Peróxido de Hidrógeno
H <sub>2</sub> S	Ácido sulfhídrico
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
°K	Grados Kelvin, unidad de temperatura
kg	Kilogramo
kHz	Kilohertzios
kPa	Kilopascal
L	Litros
mm	Milímetro
m <sup>2</sup>	Metro cuadrado
m <sup>3</sup>	Metro cúbico
MEC	Celdas Microbianas de Electrólisis por sus siglas en inglés
meq	Mili equivalentes
MFC	Celdas de Combustible Microbianas por sus siglas en inglés
mg	Miligramos
ml	Mililitros
min	Minuto
ms	Milisegundo
mS/cm	Mili Siemens
N <sub>2</sub>	Nitrógeno molecular
nm	Nanómetro
N-NH <sub>3</sub>	Nitrógeno Amoniacal
NT	Nitrógeno Total
O <sub>2</sub>	Oxígeno molecular
O <sub>3</sub>	Ozono





OH	Grupo funcional hidroxilo
OMS	Organización Mundial de la Salud
P1-1	Pretratamiento 1 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2
P1-2	Pretratamiento 2 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2
P1-3	Pretratamiento 3 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2
P1-4	Pretratamiento 4 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2
P2-1	Pretratamiento 1 con ultrasonido, dilución al 10%
P2-2	Pretratamiento 2 con ultrasonido, dilución al 10%
P2-3	Pretratamiento 3 con ultrasonido, dilución al 30%
P2-4	Pretratamiento 4 con ultrasonido, dilución al 30%
P2-5	Pretratamiento 5 con ultrasonido, dilución al 15%
P1-CEM	Pretratamientos con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV acoplado a una CEM
P1-CEM1	Pretratamiento 1 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV acoplado a una CEM
P1-CEM2	Pretratamiento 2 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV acoplado a una CEM
P1-CEM3	Pretratamiento 3 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV acoplado a una CEM
P1-CEM4	Pretratamiento 4 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV acoplado a una CEM
P2-CEM	Pretratamientos con ultrasonido acoplado a una CEM
P2-CEM1	Pretratamiento 1 con ultrasonido acoplado a una CEM
P2-CEM2	Pretratamiento 2 con ultrasonido acoplado a una CEM
P2-CEM3	Pretratamiento 3 con ultrasonido acoplado a una CEM
P2-CEM4	Pretratamiento 4 con ultrasonido acoplado a una CEM
P2-CEM5	Pretratamiento 5 con ultrasonido acoplado a una CEM
PT	Fósforo Total
pH	Potencial de hidrógeno
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
R <sup>2</sup>	Coefficiente de determinación
RA 10%	Reactor anaerobio utilizando lixiviado crudo al 10%
RA 30%	Reactor anaerobio utilizando lixiviado crudo al 30%
RMSE	Error cuadrático por sus siglas en inglés
s	Segundo





SBR	Reactor Biológico Secuencial
AME	Actividad Metanogénica Específica
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
ST	Sólidos Totales
SV	Sólidos Volátiles
TRH	Tiempo de Residencia Hidráulica
UASB	Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente
UT	Unidades de Toxicidad
UV	Ultravioleta
V	Volt
W	Watts
ZnSO <sub>4</sub>	Sulfato de Zinc
%	Porcentaje
>	Mayor que
<	Menor que
µm	Micrómetro





## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1 Planteamiento del problema

México cuenta con 2,203 sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial, de los cuales el 76% no cuentan con los requisitos establecidos para controlar los impactos ambientales ni con infraestructura necesaria para el control de lixiviados.

Siendo estos un producto inevitable de la descomposición de residuos, es considerado un tipo de agua residual con concentraciones elevadas de contaminantes, cuenta con compuestos complejos y con una elevada toxicidad, siendo algunos de sus componentes son la materia orgánica (hasta 152,000 mg L<sup>-1</sup>), nitrógeno amoniacal (2,200 mg L<sup>-1</sup>), metales, antibióticos, productos farmacéuticos, entre algunos otros, en donde su eliminación inadecuada es una importante fuente de contaminación dañando el equilibrio ecológico (INEGI, 2019; Deng et al. 2020; Jagaba et al. 2021).

En el país se generan alrededor de 107,056 toneladas de residuos cada día, con una tasa de generación de 0.857 kg per cápita, siendo que, la cantidad de lixiviados ronda alrededor de 75 a 100 L por tonelada de residuos por tanto su evaluación y gestión de riesgos se considera esencial (Escamilla-García et al. 2020; Roy et al. 2018; Quintero et al. 2017).

Adicionalmente, el incremento demográfico ha ocasionado una mayor producción de lixiviados provenientes de sitios de disposición de residuos, lo cual ha sido considerado como un problema crucial debido a que ocasiona diversos impactos sobre los recursos naturales (Villamizar, 2019). La contaminación del agua a causa de los lixiviados persiste y se vuelve difícil de tratar debido a la inaccesibilidad física de éstos y los largos tiempos de residencia requeridos para su tratamiento. Negi et al. (2020), mencionan que, la Organización Mundial de la Salud (OMS), reporta que, alrededor del 80% de todas las enfermedades de la humanidad son provocadas por el agua contaminada, esto debido probablemente a la presencia de sustancias tóxicas como muchas de las que componen los lixiviados, entre dichas sustancias se encuentran compuestos orgánicos, metales pesados, nitrógeno amoniacal y sedimentos con un grado elevado de toxicidad para los seres vivos y por lo tanto, está asociado con la contaminación de aguas superficiales y subterráneas (Jaafarzadeh et al. 2020; Vásquez, 2017).

Para el cumplimiento de estándares de calidad en la descarga directa de lixiviados en cuerpos de agua, se han propuesto y probado tecnologías sostenibles cuya selección depende principalmente de las características del influente (como DQO, relación DBO<sub>5</sub>/DQO y su edad) (Luo et al. 2020).

Además, se han diseñado distintas tecnologías, en particular, sistemas convencionales y tratamiento combinado de lixiviados con aguas residuales domésticas en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) o evaporación en estanques (Hernández-Flores et al. 2017); procesos biológicos, tanto aerobios como anaerobios; tratamientos fisicoquímicos tales como los procesos de oxidación avanzada, o la combinación de dos o más tecnologías de tratamiento (García, 2019, Luo et al. 2020). Los tratamientos biológicos son frecuentemente preferidos en la actualidad, debido a que disminuyen el grado de contaminación y sus costos de instalación y mantenimiento son relativamente bajos (Cunalata, 2017). Sin embargo, en muchos casos estos sistemas son ineficientes debido a la complejidad de los lixiviados, por lo que resulta indispensable realizar un pretratamiento que permita transformar compuestos refractarios en productos más simples para posteriormente ser tratados por métodos biológicos.



En la actualidad los métodos bioelectroquímicos surgen como una alternativa más eficaz para el tratamiento biológico de las aguas residuales ya que combinan las ventajas del tratamiento bioquímico con las ventajas de los sistemas electroquímicos.

Uno de los sistemas biológicos utilizados comúnmente para el tratamiento de aguas residuales, los sistemas de biodegradación anaerobia con biomasa granular, tienen la capacidad de tratar aguas con elevadas concentraciones de compuestos orgánicos y caudales elevados, así como aguas residuales que contienen compuestos tóxicos. Dichos sistemas tienen una estructura más compleja y heterogénea comparada con la estructura uniforme de los flóculos anaerobios que además podría fomentar el desarrollo de microorganismos electrógenos y de los microorganismos metanógenos. Por estas razones los lodos granulares anaerobios, podrían funcionar como un biocatalizador eficaz para sistemas bioelectroquímicos (Ureña, 2016; Zhang et al. 2020; Zhao et al. 2019).

Es por lo anterior que la presente investigación busca dar respuestas a las siguientes preguntas:

- Al evaluar los procesos de oxidación avanzada con luz UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y de ultrasonido como pretratamiento, ¿Cuál de ellos presentará una mayor eficiencia en cuanto al aumento de degradabilidad en lixiviados?
- ¿Qué tan eficiente será un tratamiento bioelectroquímico (celdas de electrólisis microbianas) para la remoción de materia orgánica presente en lixiviados pretratados?

## 1.2 Justificación

Una de las principales afecciones al medio ambiente atribuida a aspectos antropogénicos, es la excesiva generación de residuos sólidos, que han sido ubicados en sitios de disposición final sin las medidas esenciales que impidan que éstos sigan contaminando (Gallardo y Pichén, 2019). Los residuos sólidos generan aguas residuales denominadas lixiviados, los cuales se infiltran en el suelo, alterando física y químicamente la calidad del agua subterránea y superficial (Quiroz et al. 2019). La problemática ambiental de los lixiviados es uno de los aspectos más importantes en la gestión integral de residuos, ya que representa un líquido altamente contaminante. Es por ello que deben ser tratados para no incrementar las afectaciones al medio ambiente (Carrasco, 2019; Gómez, 2018).

El propósito del presente estudio es evaluar la eficiencia de dos pretratamientos fisicoquímicos para el aumento de la biodegradabilidad de lixiviados para posteriormente evaluar su tratabilidad en un proceso granular bioelectroquímico.





### 1.3 Objetivos

#### 1.3.1 Objetivo General

Evaluar dos procesos de oxidación avanzada ( $H_2O_2/UV$  y ultrasonido) como pretratamientos acoplados a una celda de electrólisis microbiana (proceso anaerobio bioelectroquímico) para el tratamiento de lixiviados provenientes del relleno sanitario “La Perseverancia”

#### 1.3.2 Objetivos específicos

1. Evaluar dos procesos de oxidación avanzada ( $H_2O_2/UV$  y ultrasonido) como pretratamiento de lixiviados provenientes del relleno sanitario “La Perseverancia”
2. Evaluar la remoción de materia orgánica y comportamiento de la toxicidad utilizando como organismo de prueba *Danio rerio* del efluente pretratado mediante una celda de electrólisis microbiana (proceso anaerobio bioelectroquímico)

#### 1.3.3 Hipótesis

El pretratamiento del lixiviado con  $H_2O_2/UV$  y con ultrasonido incrementan la biodegradabilidad en un 30%, permitiendo una remoción de un 50% de materia orgánica durante el proceso anaerobio bioelectroquímico.





## 2. MARCO TEÓRICO

### 2.1 Rellenos sanitarios y residuos sólidos urbanos (RSU)

De acuerdo a información recabada por Ninan y Zambrano (2019) un residuo sólido es cualquier material que fue desechado, entre ellos se incluye todo tipo de residuo o desecho en fase sólida, semisólida o también a aquellos que siendo líquido o gas se encuentran contenidos en recipientes, cuya disposición final será desde sitios no controlados, hasta rellenos sanitarios (Gallardo y Pichén, 2019; Cunalata, 2017).

Los rellenos sanitarios son un lugar diseñado para la disposición final controlada de los residuos sólidos, sin causar daño a la salud pública y minimizando los impactos ambientales. Confinan y aíslan los residuos sólidos en un área mínima, son compactados, cubiertos y se realiza un control de gases y lixiviados (García, 2019).

Un relleno sanitario consta de celdas previamente impermeabilizadas donde una vez depositados, compactados y nivelados los residuos sólidos, éstos son recubiertos con tierra u otro material (Verdesoto y Williams, 2019).

De acuerdo a información recabada por Sánchez-Arias et al. (2019) la gestión adecuada de residuos depende de factores técnicos, institucionales, administrativos, económicos, políticos y sociales.

El relleno debe contar con un sistema de captación, conducción y tratamiento de lixiviados, así como de gases, un sistema de control del ingreso de agua de lluvia por escurrimiento, programas de monitoreo ambiental y planes de contingencias en caso de haber fugas o un mal funcionamiento (Infante, 2018).

De acuerdo con Carrasco (2019) una gestión incorrecta de residuos, podría ocasionar diversos problemas, tales como los que se describen a continuación:

- Problemas higiénicos, debido a la acumulación de materiales y sustancias en lugares inadecuados siendo éstos, focos de infección.
- Problemas sociales, podrían causar daño en la calidad de vida o posibles efectos sobre la salud.
- Problemas ambientales, ya sea directamente por contacto con sustancias tóxicas, o bien indirectamente a través de la disolución de los desechos en el agua de lluvia, produciendo lixiviados.

De acuerdo con Guevara (2019) las fases de degradación anaeróbica para la generación de lixiviados en rellenos sanitarios son:

- Fase I o inicial (hidrólisis) es aerobia y en ella se produce CO<sub>2</sub> por la degradación de la materia orgánica. No se observan cambios grandes en los lixiviados en esta etapa (Verdesoto y Williams, 2019).
- Fase II, es una fase ácida en donde se dan procesos anaerobios, se producen valores altos de ácidos grasos, disminuyendo el valor del pH y de esta manera generando la formación de lixiviados. En esta fase hay altas concentraciones de DQO, ácidos grasos y amoníaco. Durante esta fase se incrementa la solubilidad de material inorgánico lo que se ve reflejado en el aumento de la conductividad (Jojoa, 2016).
- Fase III o fase metanogénica inicial, se da en condiciones anaerobias, se eleva el porcentaje de metano. Se forma biogás por el cambio de ácidos grasos volátiles (AGV), provocando de este modo que el pH ascienda, disminuyendo notablemente la solubilidad de las sales inorgánicas. La materia orgánica disminuye.





- Fase IV o fase metanogénica estable, en ella el lixiviado presenta una disminución de la carga orgánica, pH alto y presencia de amoníaco.
- Fase V o fase de estabilización, en esta etapa se disminuye la producción de metano y el oxígeno alcanza el aire atmosférico por medio de las capas superficiales del relleno, produciendo CO<sub>2</sub>.

De acuerdo a información recabada por Villafuerte (2020) la cantidad de lixiviado generado en un relleno sanitario depende de 3 factores:

- Del área de residuos dispuestos, que corresponde a los lixiviados generados durante los años de operación del relleno sanitario.
- De la infiltración permitida, que se da por factores externos tales como, la infiltración, percolación o escorrentía del agua.
- Drenaje e impermeabilización, esto impide que los lixiviados contaminen el agua y suelo, sin embargo, en algunas ocasiones una mala impermeabilización o drenaje ocasiona una disminución del caudal de entrada a los sistemas de tratamiento, provocando que los lixiviados migren hacia aguas subterráneas (González, 2017).

Dentro del mismo relleno sanitario, la calidad del lixiviado varía gradualmente debido a que algunos de sus sólidos se descomponen rápidamente mientras que otros lo hacen lentamente (Córdova, 2018).

## **2.2 Sitios de disposición final en México**

La disposición final de los residuos sólidos es, hoy en día, uno de los problemas más importantes. De acuerdo a datos recabados del INEGI (2019), México cuenta con 2,203 sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial, de los cuales el 76%, son considerados sitios no controlados que, de acuerdo a la NOM-083-SEMARNAT-2003 son sitios que no cumplen con los requisitos establecidos para controlar impactos ambientales. El 16% son considerados como rellenos sanitarios los cuales, cuentan con infraestructura necesaria para la disposición final de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, con el fin de controlar los impactos ambientales, a través de la compactación y cobertura diaria de los residuos y de la infraestructura para el control del biogás y los lixiviados. El 8% restante de los sitios de disposición final, son considerados como sitios controlados, en donde de acuerdo a la norma ya mencionada, son sitios que no son considerados como relleno sanitario, pero cumplen al menos con una de las siguientes características: camino de acceso de uso permanente, cubierta diaria de residuos o sistemas de control de lixiviados, biogás y aguas pluviales.

Del total de sitios de disposición final, un 14.8% cuentan con geomembrana para aislar a los residuos del suelo, un 34.18% cuenta con control de acceso, en un 43.3% compactan y cubren los residuos; y tan sólo el 8.6% cuentan con báscula para el pesaje de los residuos.

En el país existen 47 plantas en donde se realiza el tratamiento de residuos, ya sea a través de la separación o reciclaje, trituración, compactación, compostaje o biodigestión.

De acuerdo con Sánchez-Arias et al. (2019), los rellenos sanitarios representan la opción más rentable para la eliminación de residuos en condiciones aceptables, sin riesgos para la salud y para el medio ambiente.



### 2.2.1 Relleno sanitario “La Perseverancia”

Uno de los sitios de disposición final en México, ubicado en Cuautla, Morelos, es el Relleno Sanitario “La Perseverancia” como se muestra en la Figura 1, siendo el único relleno sanitario en el estado de Morelos, que cuenta con una instalación de disposición final que cumple con la NOM-083-SEMARNAT-2003. El relleno cuenta con la certificación en “Calidad Ambiental” por la PROFEPA. En promedio se reciben 1,150 toneladas por día, provenientes de 12 municipios del estado de Morelos, teniendo una capacidad instalada de 1,500 toneladas por día (SDS, 2017).

El sitio cuenta con un sistema de captación y extracción de lixiviados, en donde se tratan a través de la recirculación de los mismos y en el cual se realiza el monitoreo ambiental. Respecto al sistema de control de biogás, el relleno cuenta con el equipamiento para el aprovechamiento de biogás, logrando utilizar 700 m<sup>3</sup>/hr/pozo en la producción de un MW de energía eléctrica, también se cuenta con un monitoreo ambiental el cual menciona los parámetros de composición, explosividad y flujo del biogás. La composición del biogás tiene un poder calorífico superior de 890-1223 Kcal en donde el CH<sub>4</sub> ocupa un volumen de 45 a 60% del volumen total, que, al ser aprovechado se evita la emisión de 182 millones de m<sup>3</sup> de metano al año.

En el relleno sanitario alrededor del 40% a 45% está compuesto por materia orgánica, la fracción orgánica obtenida se utiliza como composta, mientras que los residuos inorgánicos son aprovechados para venta (INEGI, 2019; SDS, 2017).

Flores en el 2014, caracterizó los residuos sólidos urbanos utilizando una concentración del 20% para su análisis, en donde obtuvo una concentración de 819 g Kg<sup>-1</sup> de sólidos totales, 433.4 g Kg<sup>-1</sup> de sólidos volátiles, 13.1 g Kg<sup>-1</sup> sólidos totales solubles, 12.1 g Kg<sup>-1</sup> de sólidos volátiles solubles, una DQO de 57.6 g L<sup>-1</sup>, una DBO<sub>5</sub> de 52.2 g L<sup>-1</sup>.

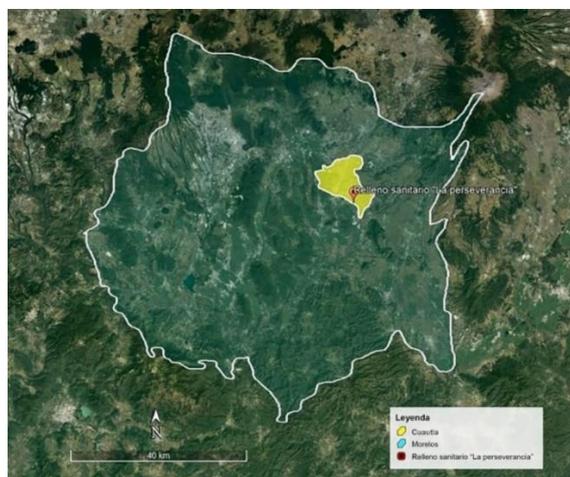


Figura 1. Ubicación del Relleno Sanitario “La Perseverancia”.

### 2.3 Normatividad aplicable a los lixiviados

No existe normatividad que legisle la descarga de lixiviados en México, únicamente se les considera residuos peligrosos de acuerdo a la NOM-052-SEMARNAT-2005, por sus características tóxicas y las afectaciones que puede ocasionar al ambiente y a los seres humanos, por este motivo es de importancia su tratamiento.

La NOM-083-SEMARNAT-2003 menciona las especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras





complementarias de un sitio de disposición final, indicando que, se debe cuantificar el lixiviado mediante algún balance hídrico, así como elaborar un programa de monitoreo del lixiviado, que tenga como objetivo conocer sus características (pH, DBO<sub>5</sub>, DQO, metales pesados) y evaluar alternativas para su tratamiento.

También se debe elaborar un monitoreo de biogás, el cual debe especificar los parámetros de composición, explosividad y flujo del biogás.

“Debe construirse un sistema que garantice la captación y extracción del lixiviado generado en el sitio de disposición final. El lixiviado debe ser recirculado en las celdas de residuos confinados en función de los requerimientos de humedad para la descomposición de los residuos por vía anaerobia, o bien ser tratado cumpliendo la normatividad vigente en materia de aguas residuales”.

Existe normatividad sobre lixiviados en otros países como Estados Unidos, Alemania, Japón y China. En México existe la NOM-001-SEMARNAT-2021 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales. En la Tabla 1 se observa la comparación de los límites máximos permisibles en los diferentes países (Gutiérrez, 2017; Youcai, 2018; Azreen y Zahrim, 2018).

Tabla 1. Comparación de regulaciones entre países (los valores se encuentran en mg L<sup>-1</sup>).

Parámetros	Límite máximo de contaminantes en lixiviados							
	Estados Unidos	Alemania	China	Japón	Francia	Corea del sur	Malasia	México <sup>1</sup>
DQO	NA	200	100	90	120	50	400	150
DBO <sub>5</sub>	NA	20	30	60	30	NA	20	NA
NT	NA	70	40	120	30	150	NA	25
PT	NA	3	3	16	NA	NA	NA	15
Cadmio (II)	0.01	0.1	0.01	2	NA	NA	0.01	0.2
Cromo (III)	NA	0.5	NA	NA	NA	NA	0.2	NA
Cromo Total	NA	NA	0.1	0.5	NA	NA	0.05	1
Níquel	0.013	1.0	NA	NA	NA	NA	0.2	2
Plomo	0.03	0.5	0.1	0.1	NA	NA	0.1	0.2
Cobre (II)	0.07	0.5	NA	3	NA	NA	0.2	4
Zinc (II)	0.3	2	NA	5	NA	NA	2	10

NA: No aplica

<sup>1</sup> Límites máximos de contaminantes en descargas de aguas residuales NOM-001-SEMARNAT-2021, para descarga a ríos, arroyos, canales y drenes, considerando un promedio mensual.





Otro parámetro importante a tomar en cuenta es la toxicidad, debido a que, los métodos toxicológicos son esenciales para determinar efectos adversos de lixiviados en ecosistemas acuáticos, puesto que, los compuestos presentes en lixiviados podrían acumularse en la cadena trófica y bioconcentrarse en especies, causando impactos en flora y fauna.

México cuenta con la norma NOM-001-SEMARNAT-2021, para aguas residuales que considera como límite máximo permisible una toxicidad aguda 2 UT (unidades de toxicidad) a los 15 min de exposición, en donde 1 UT= 100/CE<sub>50</sub> (siendo ésta la concentración que inhibe un proceso vital en el 50% de la población expuesta de organismos de prueba), utilizando como organismo de prueba *Vibrio fischeri* (NOM-001-SEMARNAT-2021).

De acuerdo a información recabada por Carabalí-Rivera et al. (2017) se han realizado distintos estudios sobre toxicidad con lixiviados, encontrando que el uso de organismos como *Daphnia magna* y *Daphnia pulex* muestran mayores ventajas en comparación con otros organismos como peces.

Es importante considerar la normatividad existente debido a que, los lixiviados, por sus características presentan una amenaza hacia los cuerpos de agua (Azreen y Zahrim, 2018). En la Tabla 2 se observa la comparación de concentraciones de diferentes contaminantes presentes por un lado en el influente de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales y por otro lado en lixiviados provenientes de un relleno sanitario, ambos obtenidos de la Ciudad de México (Hernández-Flores et al. 2017), las concentraciones de los lixiviados son mayores y por tanto se requiere implementar normas que regulen su descarga. La DQO y la DBO<sub>5</sub> presente en los lixiviados es hasta 56 y 73 veces mayor que la DQO y la DBO<sub>5</sub> de las aguas residuales municipales. En general los lixiviados no son considerados tóxicos por su contenido de metales, sino por la gran cantidad de materia orgánica tanto biodegradable como recalcitrante. En México alrededor del 46% de los residuos sólidos urbanos son compuestos orgánicos, incluyendo, residuos alimentarios y de jardinería, madera, fibra vegetal y cuero (Hernández-Flores et al. 2017; Jojoa, 2016; INEGI, 2019).

Tabla 2. Comparación de algunas características de las aguas residuales municipales comparadas con las de lixiviados.

Parámetro	Unidades	Influente de aguas residuales municipales	Lixiviado proveniente de un relleno sanitario
DBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	145 ± 15	10,614 ± 210
DQO	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	219 ± 21	12,305 ± 511
SST	mg L <sup>-1</sup>	106 ± 11	324 ± 27
SSV	mg L <sup>-1</sup>	85 ± 7	271 ± 29
Nitrógeno Kjeldahl	mg L <sup>-1</sup>	12.2 ± 2.0	2,914 ± 27
pH	Unidades	6.7 ± 0.03	8.26 ± 0.02
Conductividad Eléctrica	mS cm <sup>-1</sup>	0.31 ± 0.01	36.7 ± 0.1

De acuerdo con Mojiri et al. (2020) los sólidos disueltos totales indican la presencia de cationes y aniones, como el calcio, cloruros, magnesio, sodio, potasio y bicarbonatos en el





agua. Estos sólidos se pueden producir a partir de materia orgánica disuelta y se mide a través de la conductividad eléctrica.

## **2.4 Sistemas de tratamiento para lixiviados en México**

México cuenta con 2,203 sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial, de los cuales sólo el 14% cuenta con algún tipo de sistema de captación y extracción de lixiviados. En donde en el 55% de éstos son recirculados; para el 26% se realiza algún tratamiento tal como coagulación/floculación, evaporación o tratamiento en una PTAR junto con aguas residuales y para el 19% restante se realizan ambos (recirculación y tratamiento).

En cuanto al biogás tan sólo el 11% del total de sitios de disposición final cuentan con algún sistema de control, de éstos, un 70% lo hacen a través de pozos de extracción, el 19% por medio de la quema utilizando pozos individuales, el 8% con una red con quemadores centrales y tan sólo el 3% realiza un aprovechamiento energético. El 40% cuenta con monitoreo ambiental tanto para lixiviados como para biogás.

En general, un 92% del total de sitios de disposición final en el país no cuentan con una disposición adecuada de los residuos, considerando que carecen de infraestructura para una correcta contención y control de las emisiones al aire, suelo y agua que resultan de la disposición de esos residuos (INEGI, 2019).

De acuerdo a información recabada por Gutiérrez (2017), la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario "Bordo Poniente" en la Ciudad de México, trata una parte de los lixiviados producidos ( $3.0 \text{ L s}^{-1}$ ) donde se emplean exclusivamente métodos fisicoquímicos y el agua es utilizada para riego y para algunas áreas verdes del mismo relleno.

También menciona que, las lagunas de evaporación son las primeras técnicas que se empiezan a utilizar en México para el tratamiento de lixiviados, esto en algunas ciudades de Querétaro, Cancún, Tlalnepantla y Nuevo Laredo, sin embargo, este método lo único que hace es concentrar los contaminantes, no degradarlos.

## **2.5 Lixiviados, generación y contaminación del agua**

A partir de la descomposición de los residuos se produce un líquido altamente contaminante denominado lixiviado, el cual se genera a través de procesos fisicoquímicos y biológicos que liberan agua (producida por el metabolismo de los microorganismos). Dicha descomposición ocurre dentro de las celdas de disposición final y por la emanación del contenido de agua adjunto a los residuos. Esto representa una gran amenaza para los recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos, áreas agrícolas y ríos, debido a que podrían encontrar compuestos con presencia cloro, sodio y amonio, causando un aumento en la conductividad eléctrica y de esta forma alterando el equilibrio del ciclo del agua. También, es un riesgo considerable para los usuarios de los recursos locales, debido a que al migrar los lixiviados hacia el agua, los metales pesados presentes en éstos, pueden causar efectos negativos a la salud, por ejemplo, al sistema cardiovascular (arsénico), al sistema nervioso (cadmio, plomo, mercurio) y al sistema respiratorio (cromo). Estos metales al ser bioacumulables pueden tener efectos tóxicos en los organismos. Se han identificado casi 200 sustancias peligrosas en lixiviados que presentan un carácter acumulativo, amenazador y perjudicial para el ambiente y la sociedad, debido a sus efectos cancerígenos, de toxicidad aguda y genotoxicidad (Gallardo y Pichén, 2019; Ninan y Zambrano, 2019; Giraldo, 2019; Gomez, 2018; Bagheri et al. 2017; Ramos-Arcos et al. 2019). Los lixiviados en el relleno sanitario arrastran a su paso material disuelto, en suspensión, fijo o volátil, lo que provoca que tengan elevadas cargas orgánicas (Verdesoto y Williams, 2019).



## 2.6 Clasificación y caracterización de lixiviados

Las características y proceso de generación de los lixiviados están relacionados con la disponibilidad de humedad, temperatura, presencia de oxígeno, composición y compactación de los residuos sólidos, tipo de clima, edad del relleno, el nivel de degradación de los residuos, diseño y operación del relleno sanitario, procesos de conversión microbiológica y química, así como la interacción del lixiviado con el medio ambiente (Gutiérrez, 2017; Villafuerte, 2020). Debido a la complejidad y heterogeneidad en la composición de los lixiviados, existen parámetros necesarios de analizar al momento de tomar una decisión sobre el tratamiento a utilizar (Cunalata, 2017).

La Tabla 3 muestra algunos parámetros representativos para la caracterización de los lixiviados (Florindo, 2017).

Tabla 3. Parámetros representativos de muestreo de lixiviados.

Físicos	Químicos		Biológicos
	Orgánicos	Inorgánicos	
pH	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Sólidos Alcalinidad	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )
Conductividad	Carbón Orgánico Total (COT)	Nitratos	Coliformes fecales y totales
Potencial Redox	Nitrógeno Orgánico	Nitritos	
Color	Ácidos volátiles	Nitrógeno Amoniacal	
Turbiedad		Sulfatos	
Temperatura		Cloruros	
		Dureza	
		Metales pesados	

El lixiviado generado absorbe compuestos orgánicos, inorgánicos, DQO, DBO<sub>5</sub>, compuestos xenobióticos y metales pesados como constituyentes por medio de procesos químicos y fermentativos (Negi et al. 2020).

La conductividad, la dureza y la alcalinidad, dependen de la presencia de iones en los lixiviados, mientras aumenta la edad del lixiviado, la dureza y alcalinidad tiende a disminuir. El nitrógeno total en el lixiviado, se ve reducido a medida que aumenta su edad, puesto que en los lixiviados nuevos ocurre la destrucción de compuestos orgánicos (Infante, 2018).

En la Tabla 4 se pueden observar algunos parámetros representativos de lixiviados en sitios de disposición final (Gómez, 2018; Gutiérrez, 2017; Florindo, 2017; Azreen y Zahrim, 2018; Mojiri et al. 2020).



Tabla 4. Principales características de lixiviados.

Características	Unidades	Lixiviado nuevo		Lixiviado intermedio		Lixiviado estabilizado	
		Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
Fase	-	Acidogénica		-		Metanogénica	
Edad	Años	<5		10	5	>10	
Biodegradabilidad	-	Alta		Media		Baja	
AGV/AHF	-	AGV (80%)		AGV (5-30%) +AHF		AHF (80%)	
CE	mS cm <sup>-1</sup>	36.7	27.1	23.5	16.2	20.6	11.6
COT	mg COT L <sup>-1</sup>	7,840	3,531	3,025	1,240	999	415
AGV	meq L <sup>-1</sup>	295	70	100	50	62.5	45
DBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	13,391	1,171	1,594	496	165	78
DQO	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	25,455	9,181	6,638	3,673	2,197	1,105
N-NH <sub>3</sub>	mg N-NH <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	<400		>400			
Alcalinidad	mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	36,300	12,400	10,746	7,344	8,694	1,689
NT	mg N- NTK L <sup>-1</sup>	2,492	2,184	2,072	204	1,095	9.2
Cloruros	mg Cl L <sup>-1</sup>	4,200	2,121	3,099	1,398	2,420	800
ST	mg L <sup>-1</sup>	33,796	17,673	17,950	10,596	9,345	5,472
pH	Unidades	<6.5		7.5	6.5	>7.5	
Relación DBO <sub>5</sub> /DQO	-	> 0.5		0.5	0.1	<0.1	

AHF, Ácidos húmicos y fúlvicos



La gestión inadecuada de los sitios de disposición final podría provocar problemas ambientales debido a la liberación de lixiviados, los cuales son considerados uno de los efluentes más desafiantes a tratar a causa de sus características tan variables (Azreen y Zahrim, 2018).

Dentro de la composición de los lixiviados destaca la presencia de materia orgánica disuelta, que representada en términos de DQO varía de 3,000 a 60,000 mg L<sup>-1</sup> lo que es, hasta 36 veces mayor que las aguas residuales municipales. Esto depende del tipo de residuos y de la capacidad del relleno, es por ello que, los lixiviados representan el agente contaminante más fuerte en un relleno sanitario (González, 2017; Jaafarzadeh et al. 2020).

Los lixiviados pueden migrar hacia las aguas superficiales o subterráneas que, debido al alto contenido de nutrientes, inducen a la eutrofización, generando la proliferación de algas y cianobacterias (Giraldo, 2019). En la Tabla 5 se observan algunas características de lixiviados en sitios de disposición final en distintos países (Azreen y Zahrim, 2018; Vaccari et al. 2019; Hernández-Flores et al. 2017), sus elevadas concentraciones ponen en riesgo la salud de la población cuando el agua es utilizada como fuente de abastecimiento de la localidad, ya sea mediante la ingestión de la supuesta agua potable, del contacto directo que tenga con lagos y ríos, y, finalmente, por la bioacumulación de algunas sustancias como metales pesados en peces o cualquier otro organismo de consumo humano que esté en contacto con agua mezclada con lixiviados (Ninan y Zambrano, 2019).

Tabla 5. Características de lixiviados en sitios de disposición final de distintos países.

País	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	Relación DBO <sub>5</sub> /DQO	pH	NH <sub>3</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )
Bélgica	706–1,846	20–50	0.02– 0.03	8.0– 8.5	-
China	2,817	150	0.05	8.6	2,000
Malasia	2,740	193.2	0.07	8.3	1,113.2
Francia	550	-	0.03	7.5	390
México	4,315	3,512	0.81	8.5	-
Brasil	1,094	866	0.79	-	162

Además de las características mencionadas en la Tabla 5 los lixiviados poseen elevadas concentraciones de metales pesados principalmente cromo (Cr), manganeso (Mn), cadmio (Cd), plomo (Pb), hierro (Fe), níquel (Ni) y zinc (Z), así como compuestos orgánicos xenobióticos, constituidos principalmente por compuestos sintéticos de uso industrial (hidrocarburos aromáticos, fenoles, pesticidas, fármacos, cosméticos, nanomateriales, productos de cuidado personal). También se pueden encontrar en los lixiviados altas concentraciones de sales orgánicas e inorgánicas, nitrógeno, fósforo, presencia abundante de microorganismos y patógenos (hongos, levaduras, coliformes, virus y bacterias) y sustancias tóxicas altamente solubles en agua, que dificultan su descontaminación, causando impactos negativos de gran magnitud e intensidad para el ambiente (Florindo, 2017; Gutiérrez, 2017; Gallardo y Pichén, 2019; Mojiri et al. 2020).



## 2.7 Tratamiento de lixiviados

La contaminación generada por los lixiviados es considerable debido a que, al presentarse en forma líquida su daño es directo a suelos y corrientes acuíferas cercanas al sitio de disposición, tanto como superficiales como subterráneas. Es por ello que surge la necesidad de establecer algún tratamiento que permita remover contaminantes y reducir el riesgo al medio ambiente, así como afectaciones a la salud, mediante un sistema de tratamiento sostenible (Carrasco, 2019).

De acuerdo con Gutiérrez (2017) los tratamientos se pueden clasificar en tres grupos principales:

- Transferencia de lixiviados, consta del reciclaje y tratamiento combinado con agua residual doméstica.
- Tratamientos biológicos.
- Métodos fisicoquímicos.

Como se muestra en la Figura 2 y de acuerdo con González (2017) y Tripathy et al. (2019) uno de los factores importantes para el tratamiento convencional de lixiviados es garantizar que la relación entre la  $DBO_5/DQO$  sea superior a 0.5, de lo contrario los sistemas biológicos no serán eficientes y requerirán de sistemas complementarios como son los procesos avanzados. En la Figura 2 Se observan algunos factores a considerar para la selección del tratamiento adecuado para lixiviados (Costa et al. 2019).

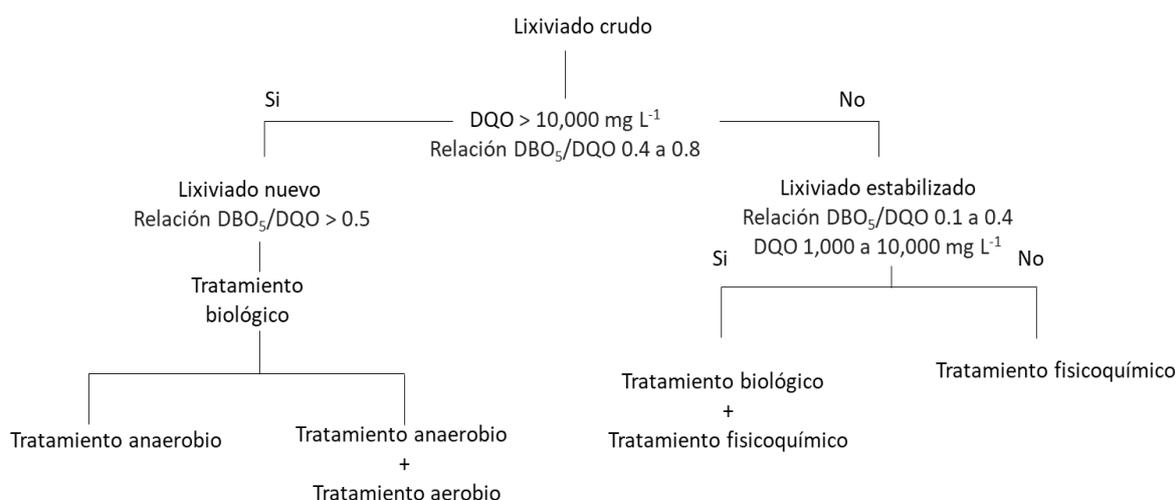


Figura 2. Tratamientos de lixiviados (Costa et al. 2019).

Algunos lixiviados contienen una gran cantidad de compuestos orgánicos refractarios, lo que les convierte en un peligro debido a su alta toxicidad, se caracterizan por su alta resistencia al ser sometidos a los métodos convencionales de tratamiento de aguas lo que significa que únicamente podrían ser eliminados empleando tecnologías específicas (Florindo, 2017).

Es necesario utilizar sistemas para la remoción de materia orgánica degradable y no degradable, metales pesados y sólidos, disminución de amonio, desnitrificación, ajustes de





color y olor, así como desinfección, considerando factores que influyen en la eficiencia de los sistemas tales como, la alta concentración de materia orgánica, microorganismos patógenos, elementos tóxicos y contaminación por nutrientes, lo cual dificulta la selección del sistema de tratamiento ya que se requiere un conjunto de procesos para eliminar los contaminantes antes mencionados.

Además, se deberá tomar en cuenta el costo-efectivo, que sea de fácil operación *in situ*, variabilidad de las características del lixiviado en el tiempo, para así lograr el cumplimiento de los límites de descarga (Giraldo, 2019; Guevara, 2019; Gutiérrez, 2017; Verdesoto y Williams 2019).

Los procesos químicos, físicos y biológicos presentan tanto ventajas como desventajas, es por ello que, en muchas ocasiones, estos se combinan para aumentar su eficiencia (Azreen y Zahrim, 2018).

## **2.7.1 Tratamientos convencionales**

### **2.7.1.1 Tratamiento de lixiviados con aguas residuales**

De acuerdo a información recabada por Jojoa (2016) para reducir costos de tratamiento de lixiviado y mantener altas eficiencias, se han realizado diluciones de lixiviados con agua residual doméstica como cosustrato, permitiendo el tratamiento de ambos en plantas de tratamiento de aguas convencionales, evitando la inversión de diseño y construcción de plantas exclusivas de lixiviados. Se recomienda que la relación de dilución no exceda el 10% debido a que elevadas concentraciones de amonio afectarían los procesos biológicos.

Esta técnica es utilizada por su facilidad de operación y por sus bajos costos de mantenimiento, sin embargo, por la presencia de compuestos inhibidores orgánicos con baja biodegradabilidad y por la presencia de metales pesados en el lixiviado, podrían reducir la eficiencia del tratamiento y aumentar las concentraciones del efluente (Jarcia, 2019).

### **2.7.1.2 Recirculación**

La recirculación de lixiviados es una de las alternativas más utilizadas en los rellenos sanitarios, debido a sus bajos costos. La recirculación se lleva a cabo regresando o regando el lixiviado a la parte superior del relleno, haciendo que, los ácidos orgánicos se transformen en CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>, los metales se precipitan y pueden ser retenidos. Sin embargo, al recircular elevadas concentraciones de lixiviados, pueden causar efectos de saturación, impidiendo la migración de gases y, por ende, provocando condiciones inseguras de operación (Montes, 2011).

### **2.7.1.3 Evaporación**

Es un proceso sencillo que implica el uso de estanques, en donde el lixiviado es evaporado, en temporadas cálidas y la fracción que no fue evaporada es recirculada nuevamente al relleno (Montes, 2011).

## **2.7.2 Tratamientos biológicos**

Los procesos biológicos son desarrollados por plantas, hongos y bacterias que asimilan la materia orgánica presente en los lixiviados, convirtiéndolas en sustancias menos tóxicas o inofensivas para el medio ambiente y la salud humana. Debido a su simplicidad, confiabilidad y una apropiada relación costo beneficio, los tratamientos biológicos son frecuentemente usados para remover la materia biodegradable de los lixiviados nuevos (Cunalata, 2017).





En condiciones aerobias, los microorganismos degradan compuestos orgánicos a  $\text{CO}_2$  y lodos, mientras que en condiciones anaerobias a biogás ( $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ ). Este tipo de tratamientos son muy eficaces para eliminar los compuestos orgánicos y sustancias nitrogenadas de lixiviados con una alta relación  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  y dependiendo de la cantidad de oxígeno, el tratamiento biológico se puede dividir en tratamiento aerobio y tratamiento anaerobio (Luo et al. 2020).

### **2.7.2.1 Sistemas aerobios**

El tratamiento aerobio se basa en la conversión biológica de la materia orgánica en presencia de oxígeno permitiendo una reducción de contaminantes orgánicos biodegradables presentes en el lixiviado y la oxidación del amonio en nitratos, a partir del proceso de nitrificación (Florindo, 2017).

Tiene una cinética de remoción elevada y poca sensibilidad a la presencia de sustancias perjudiciales, pero, sobresale una alta generación de lodos y costo económico; debido a los requerimientos mecánicos para mantener un medio con suficiencia de  $\text{O}_2$  (Giraldo, 2019).

Los lixiviados se han tratado con éxito por una gran variedad de procesos aerobios, tales como lagunas aireadas, procesos convencionales de lodos activados, reactores discontinuos, filtros percoladores, humedales artificiales (Luo et al. 2020; García, 2019).

Mojori et al. (2020) a partir de información recabada mencionan que, para el tratamiento de lixiviados utilizando un SBR y coagulación se han alcanzado remociones de hasta un 84.8%, mientras que, utilizando un SBR se obtienen remociones del 30%, Kamaruddin et al. (2017) reportan remociones del 50 al 70% de nitrógeno total utilizando lixiviados jóvenes.

### **2.7.2.2 Sistemas anaerobios**

En los procesos anaerobios se remueve la materia orgánica presente en los lixiviados mediante la aplicación de microorganismos que actúan en ausencia de oxígeno, tiene como principal ventaja la reducción de costos operativos debido a que no requieren energía eléctrica para el suministro de oxígeno.

Generan gas metano lo que impulsa el desarrollo de una matriz de recuperación energética; debido al aprovechamiento del biogás como fuente de energía y producen una proporción de lodos menor con relación a los sistemas aerobios, sin embargo, tienen como desventaja la generación de olores ofensivos. Este proceso reporta una alta eficiencia en cuanto a la reducción de  $\text{DBO}_5$  a cargas razonables (Giraldo, 2019; Guevara, 2019; Valderrama, 2017; Verdesoto y Williams 2019; García, 2019).

De acuerdo a información recabada por Azreen y Zahrim (2018) se han obtenido remociones hasta del 92% de  $\text{DQO}$  utilizando un Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente (*UASB por sus siglas en inglés*), en el cual el lixiviado fluye a través de un lecho de lodo con alta actividad microbiana.

En los sistemas anaerobios, los microorganismos presentes son incapaces de degradar moléculas de gran tamaño como proteínas, lípidos o carbohidratos. Por lo que generan enzimas extracelulares que permiten descomponer estas macromoléculas en unas más simples como azúcares, aminoácidos y ácidos grasos. Que, a su vez, son descompuestos mediante procesos de fermentación o respiración anaerobia en moléculas más simples (González, 2017).

Para tener un buen funcionamiento del sistema es fundamental la selección de un inóculo apropiado, que aporte la cantidad y variedad de colonias de microorganismos necesarias para que se adecuen al sustrato y al nuevo medio, en un tiempo estimado entre 3 y 8 semanas (González, 2017).



También es necesario tener el control de las variaciones de producción de metano. Una disminución de éste, se relaciona con una disminución de la tasa de crecimiento microbiano, la cual puede ser ocasionada por factores tales como sobrecargas hidráulicas y/o aumentos de la carga contaminante a tratar. Otros factores que afectan la actividad microbiana son: la temperatura, la falta de nutrientes y alteraciones del medio biótico por sustancias inhibidoras (González, 2017).

En resumen, la Tabla 6 muestra la comparación de los dos tipos de procesos (Florindo, 2017; Giraldo, 2019; Verdesoto y Williams 2019). Los tratamientos aerobios permiten una reducción de contaminantes orgánicos biodegradables y logran una nitrificación del nitrógeno amoniacal (García, 2019).

Sin embargo, para el tratamiento de aguas residuales de alta resistencia, se ha demostrado que los tratamientos anaerobios son una alternativa a tener en cuenta, debido a que permiten un mayor ahorro energético en comparación con los tratamientos aerobios, así como una menor adición de nutrientes, un menor volumen del reactor y sin la generación de lodos (Florindo, 2017).

Tabla 6. Ventajas y desventajas de procesos biológicos aerobios y anaerobios.

Tratamiento	Ventajas	Desventajas
Anaerobio	<ul style="list-style-type: none"> <li>No requiere energía</li> <li>No genera lodos</li> <li>Producción de metano (fuente de energía)</li> <li>Tecnologías simples de bajo costo</li> <li>Remociones mayores del 80% de DQO y DBO<sub>5</sub></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sensible a cambios de temperatura</li> <li>Producción de malos olores</li> <li>Podría requerir tratamiento adicional</li> </ul>
Aerobio	<ul style="list-style-type: none"> <li>Permite elevadas concentraciones de biomasa</li> <li>Reduce la cantidad de nitrógeno</li> <li>Alta absorción orgánica</li> <li>Remoción hasta del 90% de DQO y nitrógeno amoniacal</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Requiere energía</li> <li>Producción de lodos</li> <li>Costo operativo elevado en comparación al tratamiento anaerobio</li> </ul>

De acuerdo con Azreen y Zahrim (2018) la combinación de tratamientos aerobios y anaerobios podrían aumentar la eficiencia de remoción de materia orgánica en lixiviados. De acuerdo a información recabada por Jojoa (2016) estudios muestran que, utilizando tratamientos aerobios, en algunas ocasiones se obtienen bajas eficiencias, debido al alto contenido de materia orgánica difícilmente biodegradable (ácidos húmicos y fúlvicos) y la alta concentración de amoníaco (1,000-1,600 mg L<sup>-1</sup>) los cuales son tóxicos para los microorganismos.

En la Tabla 7 se observan las remociones obtenidas utilizando procesos biológicos, en algunos casos, la baja eficiencia de remoción de este tipo de tratamientos, tanto aerobios como anaerobios, se debe a la presencia de sustancias difíciles de remover, tales como compuestos orgánicos de alto peso molecular, sales inorgánicas y metales que inhiben los microorganismos del lodo activado (Azreen y Zahrim, 2018)



Tabla 7. Procesos biológicos utilizados para el tratamiento de lixiviados.

Tratamiento	Remoción (%)		Observaciones	Referencia
	DQO	Otro compuesto		
UASB	50	-	Volumen 1,200 m <sup>3</sup> . Volumen de carga 7.6 kg m <sup>-3</sup> d.	Wei et al. 2017
	90	-	Lixiviados diluidos con agua residual municipal. Cargas orgánicas de 2.3 a 20 g DQO L <sup>-1</sup> d. Producción de biogás de 12 L d <sup>-1</sup> . Rendimiento de metano de 0.38 L CH <sub>4</sub> g SSV <sup>-1</sup>	Rodríguez et al. 2015
	79	-	Lixiviados estabilizados. TRH 4 d	Selvam et al. 2017
Carbón activado	100	100 Color	Utilizando como adsorbente cáscara de avena activada con ácido fosfórico	
Carbón activado	51	32.8 NH <sub>3</sub> -N 66 Cloro 97 Cobre	Utilizando café lavado y secado, activado con ácido fosfórico	
Membrana + Lodos activados	93	71 Hierro 78 Zinc	Biorreactores operados por lotes, inoculados con lodos activados	
Membrana + bacterias provenientes de lixiviados	95	71 Hierro 74 Zinc	Biorreactores operados por lotes, inoculados con bacterias de lixiviados	Mojiri et al. 2020
SBR y coagulación	84.8	85.8 Color 94 NH <sub>3</sub> -N 91.8 SST	Tratamiento secuencial, se utilizó sulfato de aluminio como coagulante	
SBR	30	65 NH <sub>3</sub> -N 90 NT	Velocidad del flujo de aire de 1.0 - 1.2 cm s <sup>-1</sup>	
	-	50-70 Nitrógeno Total Kjeldahl	Remueve compuestos orgánicos, es utilizado para lixiviados nuevos. Eficiencia baja en exceso de biomasa o compuestos refractarios	Kamaruddin et al. 2017
Reactor de manta migratoria anaeróbica	80	-	Concentración máxima de materia orgánica 100,000 mg L <sup>-1</sup> operando por 319 d, producción de biogás 35,714 ml L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>	Ebrahimi et al. 2018
Reactor biológico de membrana	68	79 Color 68 NH <sub>3</sub> -N	Tecnología utilizada para compuestos recalcitrantes	Brito et al. 2019





### **2.7.3 Sistemas de tratamientos fisicoquímicos**

Para lixiviados estabilizados, debido a su baja biodegradabilidad, los sistemas biológicos ya no son eficientes por lo que es necesario la implementación de procesos específicos. Para estos casos se ha encontrado que los tratamientos fisicoquímicos son eficaces para la eliminación de sustancias recalcitrantes presentes en lixiviados (Gutierrez, 2017; Azreen y Zahrim, 2018).

#### **2.7.3.1 Procesos de Oxidación Avanzada**

Uno de los métodos fisicoquímicos que se emplean actualmente en el tratamiento de lixiviados son los procesos de oxidación avanzada (POA) debido a la sostenibilidad que pueden ofrecer.

Son utilizados agentes oxidantes fuertes como  $O_3$ ,  $H_2O_2$  y persulfato, así como una combinación de estos oxidantes con radiación ultravioleta (UV) o ultrasonido (Luo et al. 2020). En términos económicos el  $H_2O_2$  en combinación con luz UV presenta costos menores en comparación con el ultrasonido, ultrasonido/UV y el ultrasonido/ $O_3$  (Córdova et al. 2017).

Este tipo de procesos pueden eliminar desde iones inorgánicos simples hasta compuestos orgánicos de alta complejidad hasta un valor compatible para un posterior tratamiento biológico (Florindo, 2017).

Involucran la generación y uso de especies transitorias altamente reactivas, principalmente el radical hidroxilo que posee alta efectividad en materia orgánica presente en los lixiviados (Guevara, 2019; Jaafarzadeh et al. 2020). Los POA tienen una serie de características que hacen que sea uno de los más empleados, debido a que ofrecen la posibilidad de llevar a cabo la mineralización completa de los compuestos orgánicos, no es selectivo, funciona a temperatura y presión normales. Además, son procesos basados en la destrucción de contaminantes y no solo en el traslado del contaminante a otra fase, y su producción de lodos, es menor a la de procesos biológicos (Gutiérrez, 2017).

En algunas ocasiones, estos procesos cuentan con altos costos de operación y mantenimiento. Sin embargo, la alta eficiencia a la hora de llevar a cabo el tratamiento de efluentes con presencia de materiales refractarios, tóxicos y no biodegradables, permite la mineralización completa de las sustancias orgánicas, elimina los compuestos recalcitrantes y se puede combinar fácilmente con procesos biológicos, justificando de esta manera la elevada inversión de capital (Valderrama, 2017; Florindo, 2017).

Estos procesos pueden ser generados por medios fotoquímicos a través de una reacción química, llamada fotólisis, en la cual un compuesto se rompe por la acción de varios fotones, aumentando las velocidades de reacción al tratar aguas contaminadas (Villafuerte, 2020; Guevara, 2019).

Los POA pueden ser procesos eficientes para la eliminación de contaminantes, en algunos casos, se puede requerir la combinación con otros tratamientos, como lo son los procesos biológicos, para alcanzar tasas de remoción más elevadas, no solo para la eliminación de compuestos principales, sino también sus subproductos intermedios generados (Jaén-Gil et al. 2021).





### **2.7.3.1.1 Oxidación con peróxido de hidrógeno y luz ultravioleta**

En la oxidación con peróxido de hidrógeno combinada con luz ultravioleta ( $H_2O_2/UV$ ) los radicales  $\cdot OH$  se forman por la división de los enlaces de oxígeno-oxígeno del  $H_2O_2$  por la luz UV a una longitud de onda de 200 a 300 nm (Valderrama, 2017).

El peróxido de hidrógeno actúa como oxidante, debido a que su rompimiento conlleva a la oxidación parcial de compuestos refractarios convirtiéndolos así en elementos más biodegradables. Por cada molécula de  $H_2O_2$  fotolizada se producen 2 radicales  $\cdot OH$  y de esta manera pueden eliminar compuestos orgánicos difícilmente degradables, sin embargo, su eficiencia depende de factores como el pH, tiempo de reacción y concentración del reactivo (Florindo, 2017; Córdova et al. 2017).

La luz UV es capaz de producir daños fotoquímicos en los ácidos nucleicos, a una longitud de onda alrededor de 265 nm tiene un efecto de inactivación mayor comparado a otras longitudes de onda. Esta radiación penetra la pared celular de los organismos y es absorbida por el ADN, impidiendo la reproducción o causando la muerte de la célula (Rossel et al. 2020).

Respecto a la configuración de la lámpara UV, puede ser sumergida en el líquido en donde, se garantiza una radiación uniforme en la superficie o puede estar suspendida fuera del líquido, en este tipo de configuración, se hace pasar el agua a través de un tubo, el cual se encuentra rodeado por lámparas. Para obtener una elevada eficiencia es necesario mantener un flujo turbulento para asegurar que todo el líquido esté en contacto con la lámpara, siendo las lámparas sumergidas la más recomendable. En caso de tener una muestra con sólidos suspendidos, es necesario filtrar previamente la muestra para evitar la disminución de la eficiencia del proceso (Alcaide, 2016).

De acuerdo a información recabada por Girano, (2020) mientras menor sea la distancia del agua respecto a los rayos UV, mayor será la intensidad, aumentando la eficiencia del proceso.

Mondal et al. (2019) evaluaron el proceso con  $H_2O_2/UV$  en aguas residuales con tensoactivos (dodecilsulfato de sodio SDS), con el fin de modelar eficientemente el proceso y de optimizarlo para ello utilizaron herramientas estadísticas, a través de la metodología de superficie de respuesta, mediante un modelo cuadrático. Se evaluaron 4 variables independientes: el tiempo de reacción, la dosis óptima de  $H_2O_2$ , la concentración inicial de SDS y la absorbancia de la luz UV, como variable dependiente, se evaluó la degradación del tensoactivo. Se obtuvo una remoción de 81% de SDS, con un tiempo de reacción de 7 min, una concentración inicial de SDS de  $200 \text{ mg L}^{-1}$ , una dosis de 2 moles de  $H_2O_2$  por mol de SDS y una absorbancia de 254 nm. Resultados obtenidos con una  $R^2$  de 0.9717 y una  $R^2$  ajustada de 0.945, indicando que existe una buena correlación entre los valores experimentales y los valores predichos, con un intervalo de confianza del 95%.

La dosis de 1 g de  $H_2O_2$  por gramo de DQO está entre el rango de dosis utilizada en lixiviados (Chys et al. 2015).

Jaén-Gil et al. (2021) evaluaron un proceso de  $H_2O_2/UV$  acoplado a lodos activados convencionales para la eliminación de metoprolol, así como sus subproductos en aguas residuales hospitalarias. Los autores mencionan que, la combinación de POA y de procesos biológicos, logran una mayor eliminación de compuestos de transformación, los cuales podrían ser más tóxicos que los compuestos originales.



Para el proceso de  $H_2O_2/UV$  Jaén-Gil et al. (2021) utilizaron una lámpara de vapor de mercurio de baja presión Heraeus Noblelight TNN 15/32 de 15 W que emitía a 254 nm y se utilizó un agitador magnético para asegurar la homogeneidad de la solución, también se cubrió con papel de aluminio para minimizar la pérdida de luz UV. Para la caracterización de la intensidad de la luz de la lámpara UV, se ha utilizado la actinometría de ferrioxalato de potasio, dando como resultado una irradiación de  $0.049 \text{ W cm}^{-2}$ . Se utilizó un volumen de 500 ml,  $15 \text{ mgL}^{-1}$  de  $H_2O_2$  y un tiempo de reacción de 10 min, obteniendo remociones de 86% de metoprolol. Este proceso permite la mineralización de compuestos sin generar lodos, algunas otras de sus ventajas se muestran en la Tabla 8 (Córdova et al. 2017).

Tabla 8. Ventajas y desventajas de  $H_2O_2/UV$  (Florindo, 2017).

Ventajas	Desventajas
El $H_2O_2$ es económico y de alta disponibilidad comercial La luz UV puede ser empleada como desinfectante suplementario No se requiere tratamiento de gases de escape No promueve la formación de bromato	La turbidez puede interferir en la penetración de la luz UV Compuestos húmicos pueden interferir con la absorbancia de la luz UV

### 2.7.3.1.2 Ultrasonido

El ultrasonido es otro POA, en el cual se utiliza alta energía para degradar contaminantes orgánicos, tales como los compuestos orgánicos recalcitrantes (hidrocarburos aromáticos policíclicos, hidrocarburos halogenados, compuestos heterocíclicos, pesticidas orgánicos, etc.) (Fang et al. 2018).

Los equipos de ultrasonido están formados por tres componentes: el generador (produce energía a una frecuencia requerida), el transductor (convierte la energía eléctrica proveniente del generador en vibraciones) y el sonotrodo (transmite las vibraciones provenientes del transductor al material que será sonicado).

Las cavitaciones producidas por el ultrasonido en una solución acuosa, son el proceso de generación, crecimiento y colapso de las burbujas de cavitación que liberan grandes cantidades de energía en una ubicación muy pequeña que proporciona temperaturas y presiones elevadas (alrededor de 5,000 K y 1,000 bar, respectivamente). Esto ocurre cuando las moléculas líquidas son irradiadas por ondas de ultrasonido de alta intensidad, causando ondas de choque y radicales  $\cdot OH$  por el colapso de estas burbujas, siendo las velocidades de colapso superiores a  $1,360 \text{ m s}^{-1}$ .

Los radicales  $\cdot OH$  se producen a partir del agua, y atacan a los contaminantes orgánicos para promover su degradación a  $CO_2$ ,  $H_2O$  y sales inorgánicas. Este tipo de procesos puede degradar contaminantes tóxicos presentes en lixiviados a partir de la producción de radicales hidroxilos altamente reactivos. Los compuestos volátiles e hidrofóbicos se degradan rápidamente por reacción térmica a través de la pirólisis y los compuestos hidrófilos se descomponen lentamente en el líquido a causa de los radicales  $\cdot OH$ .



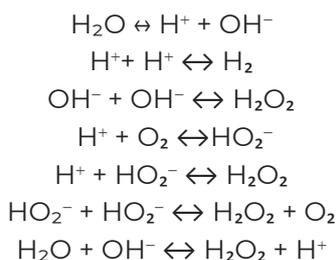


El rango de frecuencia de un ultrasonido va de los de 20 a los 100 kHz, siendo las frecuencias elevadas las causantes de una mayor producción de burbujas, el campo de sonido hace que el líquido experimente ciclos de presión alta o positiva (compresión) y presión baja o negativa (rarefacción), la alta presión obliga a la burbuja a contraerse (de 0.4 a 0.5 μm de radio), la baja presión obliga a la burbuja a expandirse (hasta 40 a 50 μm de radio).

Siendo la vida útil de las burbujas de 0.35 ± 0.05 ms a una frecuencia de 213 kHz (Jaafarzadeh et al. 2020; Tripathy et al. 2019; Fang et al. 2018; Wood et al. 2017).

Se consideran dos tipos de cavitación: Las burbujas de cavitación estables (o no inerciales) que duran muchos ciclos, y su crecimiento máximo es de 2 a 10 veces el tamaño original de la cavidad, el colapso no es demasiado violento, por lo que se consideran como débiles; y las burbujas de cavitación transitorias (o inerciales) las cuales crecen durante pocos ciclos hasta que la energía del ultrasonido ya no puede ser absorbida, y las fuerzas que actúan sobre la burbuja causan inestabilidad y colapso, su tamaño máximo puede ser unos cientos de veces el tamaño inicial y finalmente colapsa violentamente durante un período de tiempo rápido generando puntos calientes y densidades de energía muy altas (Wood et al. 2017; Gogate y Patil, 2016).

De acuerdo a información recabada por Wood et al. (2017) en este tipo de procesos se llevan a cabo principalmente los siguientes mecanismos de reacción:



En los procesos sonoquímicos hay tres sitios de reacción, en la región de la fase gaseosa dentro de la burbuja (reacciones de pirólisis, conducen a la formación de radicales •OH), en la superficie de la burbuja, se da entre la cavidad y el líquido (gradientes de temperatura y presión, concentración de radicales mayor) y en la solución (en donde los radicales reaccionan con los compuestos, velocidades de reacción menores que en los sitios antes mencionados) (Wood et al. 2017; Gogate y Patil, 2016).

Respecto a la amplitud, aumento de ésta, se relaciona directamente con la potencia transferida al líquido por lo que, aumentará el número de burbujas de cavitación, la temperatura de colapso y el rendimiento sonoquímico, sin embargo, una elevada amplitud podría causar la aglomeración de las burbujas, disminuyendo la penetración del ultrasonido y disminuyendo la eficiencia de transferencia de energía (Wood et al. 2017).

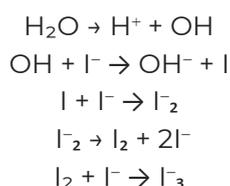
El ultrasonido es considerado un proceso comprometedor debido a que transforma compuestos refractarios hasta la mineralización, no requiere el uso de reactivos, puede operar a presiones y temperatura ambiente, sin embargo, la eficiencia de este tipo de procesos podría aumentar al utilizar oxidantes como el H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y persulfato de potasio (Grosser et al. 2019; Babu et al. 2017).





De acuerdo a información recabada por Babu et al. (2017) se obtuvo una remoción del 96% de nitrógeno amoniacal presente en lixiviados después de 180 min de sonicación, mencionando que, las moléculas del nitrógeno amoniacal, al entrar en contacto con las burbujas de cavitación se transforman en H<sub>2</sub> y N<sub>2</sub> mediante la pirólisis bajo temperatura y presiones elevadas en las burbujas.

La tasa de formación de radicales •OH se puede medir a través de la reacción de Weissler, la cual se utiliza para medir las cavitaciones, los •OH tienen una vida útil muy corta y reacciones con el ion yoduro para formar triyoduro, como se muestra en las siguientes reacciones:



La concentración de triyoduro se mide a través de un espectrofotómetro, basado en la absorción máxima a una longitud de onda de 353 nm, la tasa de formación de OH se puede obtener a partir de la multiplicación de I<sub>3</sub><sup>-</sup> por 2.

A pesar de ser un proceso eficiente a escala piloto, ha mostrado algunas limitaciones a escala industrial, debido a factores que obstaculizan su buen funcionamiento. Uno de ellos es la actividad cavitacional, la cual se concentra cerca del transductor, lo que podría resultar perjudicial para el funcionamiento del mismo (posible erosión de la superficie), dando como resultado zonas muertas y por ende una baja eficiencia (Gogate y Patil, 2016).

Algunos otros factores a considerar para el buen funcionamiento de los sistemas sonoquímicos son: la amplitud de presión, frecuencia, geometría del reactor, así como el tipo de transductor, tipo de señal, relación recipiente-transductor y el flujo de líquido, también es importante que la intensificación se logre con los niveles mínimos posibles de consumo de energía (Wood et al. 2017; Gogate y Patil, 2016).

Esta tecnología se ha aplicado en varios campos, como la industria química, en la producción de medicamentos, para el tratamiento de aguas residuales y la industria alimentaria (Huang et al. 2017).

Existen distintos diseños de estos reactores, en donde los utilizados con mayor frecuencia son los baños ultrasónicos, sin embargo, en el transcurso del tiempo se han utilizado reactores de placas paralelas (con la misma frecuencia o con diferente frecuencia), reactores tubulares con dos extremos irradiados con transductores o un extremo con un transductor, así como configuraciones de tipo celda de flujo con transductores en los lados del sistema (Gogate y Patil, 2016).

Las bocinas ultrasónicas son un tipo de sistema sonoquímico utilizado a escala laboratorio, opera a una frecuencia fija y se varía la amplitud, esta bocina, se sumerge en el líquido y se obtiene una actividad cavitacional alta, cerca del transductor, sin embargo, a medida que se aleja del transductor, esta disminuye, por lo que se podrían generar zonas muertas. Para la configuración vertical, para obtener resultados eficientes se recomienda utilizar un volumen entre 50 a 500 ml, mientras que, para la configuración en horizontal la capacidad del volumen se encuentra en el rango de 1 hasta 10 L, debido a que a volúmenes mayores podría disminuir la densidad de potencia. Este tipo de procesos se puede operar en modo lotes o en modo continuo (Gogate y Patil, 2016).





Otro tipo de reactores son los baños ultrasónicos, en donde su capacidad puede variar y se pueden introducir varios transductores, obteniendo uniformidad en la actividad cavitacional, permitiendo mantener la densidad de potencia requerida (Gogate y Patil, 2016).

Las celdas de flujo son la unión de transductores en la pared del reactor, permitiendo a su vez usar múltiples frecuencias y pueden utilizarse reactores rectangulares y hexagonales. Al igual que en el baño ultrasonido, las celdas ayudan a lograr una distribución uniforme de la actividad cavitacional. Se pueden modificar, insertando un tubo de cuarzo en el centro equipándose con una lámpara UV, permitiendo la disipación de energías simultáneas (Ultrasonido e irradiación UV) (Gogate y Patil, 2016).

De acuerdo a información recabada por Gogate y Patil (2016) se han realizado algunos reactores a gran escala, se utilizó un reactor rectangular con una capacidad de 250 L, con dimensiones de 1.2 m x 0.6 m x 0.4 m, utilizando 9 transductores, se utilizaron frecuencias entre 35 y 170 kHz, con una potencia fija de 400 W, obteniendo una eficiencia energética del 70%, quienes también mencionan que, este reactor a gran escala tenía una eficiencia similar a reactores operados a escala laboratorio.

El tratamiento por ultrasonido es considerado una tecnología prometedora en diferentes aplicaciones, incluyendo el tratamiento de aguas residuales, la industria alimentaria, la industria química y en la producción de medicamentos, debido a que tiene una buena capacidad para degradar componentes orgánicos de muestras como los lixiviados (Javad et al. 2021).

Cuenta con las ventajas de las reacciones sonoquímicas, y los mecanismos de cavitación, es eficiente en la eliminación de compuestos orgánicos y microorganismos patógenos, sin embargo, no elimina compuestos como metales pesados, estos podrían eliminarse en un posterior tratamiento electroquímico (Nazimudheen et al. 2018).

En la Tabla 9 se muestran las remociones obtenidas en lixiviados utilizando tratamientos fisicoquímicos, los cuales pueden utilizar como etapa de pretratamiento o postratamiento acoplado a un proceso biológico.



Tabla 9. Procesos fisicoquímicos utilizados en el tratamiento de lixiviados.

Tratamiento	Remoción (%)		Observaciones	Referencia
	DQO	Otros compuestos		
Coagulación-Floculación	40-60	>80 Sólidos suspendidos y turbiedad	Elevada producción de lodos, alta eficiencia en la eliminación de sólidos en suspensión y turbidez	
Ultrafiltración	50	60-80 Nitrógeno Total Kjeldahl >99 Sólidos suspendidos y turbiedad	Costos elevados de instalación y operación. Utilizado para lixiviados intermedios y estabilizados	Kamaruddin et al. 2017
Ósmosis inversa	>90	>90 Nitrógeno Total Kjeldahl >99 Sólidos suspendidos y turbiedad >90 DBO <sub>5</sub>	Utilizado para lixiviados nuevos, intermedios y estabilizados. Costos elevados de instalación y operación	
Fenton/O <sub>3</sub>	65	98 Color	Lixiviados estabilizados	Amr et al. 2017
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV	51.6	-	Remueve compuestos recalcitrantes, tiempo de reacción 15 min. Volumen 2 L, operando en modo discontinuo, potencia 304 μW cm <sup>-2</sup> , lámpara de vapor de mercurio protegida con cuarzo, 1.5 g H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> por g de DQO, pH 3. Relación H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /DQO de 0.8	Córdova et al. 2017
O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV	92	93 Turbiedad	Los factores a considerar son la concentración de O <sub>3</sub> y de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , tiempo de reacción y pH	Hassanshahi y Karimi-Jashni, 2018
Ultrasonido	-	54.6 ftalato de dibutilo (DBP)	Utilizado en lixiviados estabilizados, tiempo de reacción 60 min. Un cambio de amplitud del 20% al 50% dio como resultado un aumento del rendimiento del 10%	Ziembowicz et al. 2019
Ultrasonido/O <sub>3</sub>	50	6	Proceso de oxidación avanzada, utilizado en lixiviados estabilizados. DQO inicial 14,000 mg L <sup>-1</sup>	Joshi y Gogate, 2019



Continuación Tabla 9. Procesos fisicoquímicos utilizados en el tratamiento de lixiviados.

Tratamiento	Remoción (%)		Observaciones	Referencia
	DQO	Otro compuesto		
Ultrasonido/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	72	-	Proceso de oxidación avanzada, utilizado en lixiviados estabilizados. DQO inicial 14,000 mg L <sup>-1</sup>	Joshi y Gogate, 2019
Ultrasonido/Fenton	92			
O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	46	-	Utilizado en lixiviados estabilizados, la relación de DBO <sub>5</sub> /DQO incrementó de 0.1 a 0.3	Leszczyński y Maria, 2018
O <sub>3</sub>	65.4	-	3.4 mg L <sup>-1</sup> de O <sub>3</sub> por g de DQO, 2.8 g L <sup>-1</sup> de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> . Lámpara de 600 W, al inicio se pasaron las muestras a través de filtros de 0,45 mm para una mejor calidad del agua, se recomienda no exceder los 90 min de reacción	Wang et al. 2017
O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	75.6			
O <sub>3</sub> /UV	75.1			
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV	22		Reactor discontinuo de 15 L, lámpara UV de 18 W, pH 8.5, bomba peristáltica 400 ml h <sup>-1</sup> , 2 g de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> por g de DQO, tiempo de reacción 30 min, baja remoción por baja dosis de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Chys et al. 2015
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup>	63		1.4 g Fe <sup>2+</sup> y 1.3 g de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> por g de DQO	
Foto Fenton	58	-	800 ml de lixiviado, 397 mg Fe <sup>3+</sup> L <sup>-1</sup>	
O <sub>3</sub>	48		Reactor discontinuo de 10 L, las muestras se tomaron a los 60 min, 1.15 g de O <sub>3</sub> por g de DQO	



## 2.7.4 Tratamientos bioelectroquímicos (BES)

Otro tipo de tratamientos muy utilizados son aquellos de base biológica, conocidos como sistemas bioelectroquímicos, con gran potencial para el tratamiento de aguas residuales. Los métodos bioelectroquímicos se basan en la transferencia de electrones de un sustrato biodegradable a un electrodo sólido a través de una solución electrolítica, aplicando un campo eléctrico entre el ánodo y el cátodo en una celda electroquímica (Escapa et al. 2016; Luo et al. 2020).

La integración de lodo granular anaerobio en el ánodo podría aumentar de manera significativa la generación de electricidad y el tratamiento de aguas residuales. Esta combinación podría fortalecer aún más las ventajas de las celdas microbianas sobre los procesos de tratamiento anaerobios convencionales (Zhao et al. 2019).

Los sistemas de tratamiento bioelectroquímico pueden clasificarse como Celdas de Combustible Microbianas (*MFC por sus siglas en inglés*) y Celdas de Electrólisis Microbiana (*MEC por sus siglas en inglés*) (Escapa et al. 2016).

Debido a la alta conductividad, alta capacidad amortiguadora y alta concentración de amonio, los lixiviados de los vertederos se consideran sustrato potencial para BES, en especial para las CEM (Qin et al. 2015).

### 2.7.4.1 Celdas de Combustible Microbianas (CCM)

Las Celdas de Combustible Microbianas (*CCM o MFC, por sus siglas en inglés*) son un proceso que promueve la conversión de energía química, presente en compuestos orgánicos o inorgánicos, en corriente eléctrica a partir del uso de microorganismos como catalizadores.

La operación de una CCM está condicionada por la suplenia de un sustrato a las bacterias, donde los electrones; presentes en azúcares, grasas, proteínas del medio de desarrollo, se acoplan y procesan dentro de una ruta metabólica estricta, para ser empleados en la producción energética. Su estructura comprende dos cámaras; el ánodo y el cátodo, los cuales deben de estar formados por un material conductor, no corrosivo y que no afecte la integridad de los microorganismos y están conectados por un circuito eléctrico, conformando un sistema cerrado como se muestra en la Figura 3 (Kalathil et al. 2017; Giraldo, 2019; Yang et al. 2019).

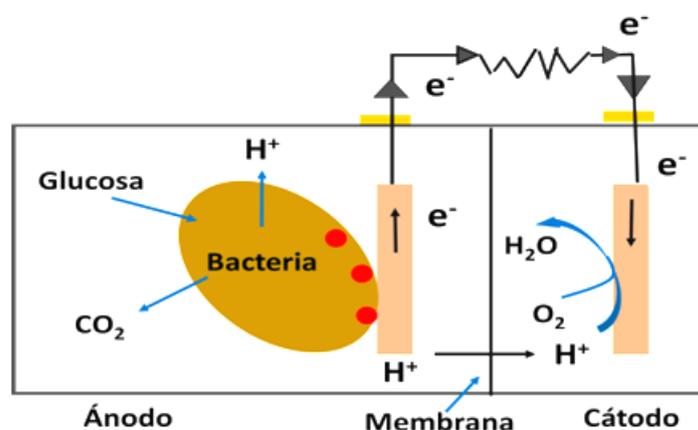


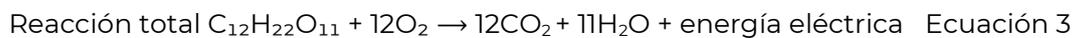
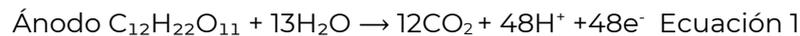
Figura 3. Funcionamiento convencional de una celda microbiana.



En el ánodo se produce la oxidación de materia orgánica produciendo e<sup>-</sup>, H<sup>+</sup> y CO<sub>2</sub>. El electrodo debe estar elaborado por un material no corrosivo, con poca tendencia a la acumulación de elementos en su superficie, de bajo costo, fácil ensamblaje y elevada conductividad (Giraldo, 2019).

El cátodo es el electrodo donde sucede la reacción de reducción de e<sup>-</sup>, debido al acoplamiento de electrones, por ser el punto altamente específico para la interacción de protones, O<sub>2</sub> y electrones, produciendo H<sub>2</sub>O (Giraldo, 2019).

Este comportamiento se muestra en las ecuaciones 1, 2 y 3 (Kalathil et al. 2017).



Las CCM utilizan sustratos de distintas fuentes, tales como; aguas municipales, industriales, desechos de aves de corral, ganadería, biodiesel y lixiviados, como fuente de carbono y nitrógeno para el crecimiento microbiano (Feng et al. 2020).

#### **2.7.4.2 Celdas Microbianas de Electrólisis (CEM)**

Las Celdas Microbianas de Electrólisis son una modificación de las CCM, en la cámara anódica, los microorganismos anaerobios degradan la materia orgánica y provocan su conversión a H<sub>2</sub>, proceso denominado como electrohidrogenésis (Rani et al. 2020).

De acuerdo con Lee et al. (2017) las CCM producen corriente eléctrica a partir de la remoción de la materia orgánica, mientras que a las CEM se les suministra energía para aumentar la eficiencia del proceso.

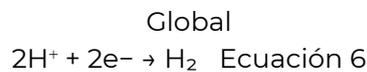
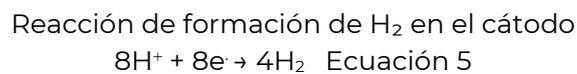
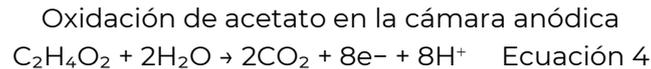
El voltaje producido por las bacterias exoelectrogénicas no es suficiente para la producción de H<sub>2</sub>, por lo tanto, en las CEM se agrega cierto voltaje externo al circuito para conducir las reacciones redox porque no hay oxígeno (o agente oxidante) disponible en la producción electroquímica de H<sub>2</sub> en el cátodo, por tanto, es necesario un potencial de 0.414 V para conducir el proceso para la producción del gas, pero en la práctica podría aumentar (0.5-1.0 V) debido a los sobrepotenciales del sistema. Por lo que el suministro de voltaje es necesario para incrementar la eficiencia del proceso (0.7-1.0 V) (Hassan et al. 2018a).

Uno de los parámetros importantes para el buen funcionamiento de las CEM es el voltaje. Ding et al. (2016) evaluaron la remoción de DQO y producción de CH<sub>4</sub>, en donde notaron que, la eficiencia aumentó a voltajes menores de 0.8 V. Los autores mencionan que, a voltajes de 1 y 2 V la actividad del trifosfato de adenosina (ATP), como indicador del metabolismo, disminuyó 27% y 55% en el ánodo mientras que 46% y 66% en el cátodo, respectivamente comparado con el control, lo cual produjo una menor tasa de crecimiento y menor actividad metabólica, por ende, una menor remoción de DQO y menor producción de CH<sub>4</sub>.

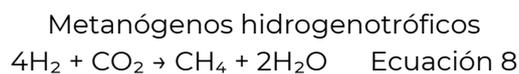
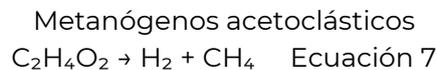


En la Figura 4 se muestra el funcionamiento de las CEM. Después de ser degradado el sustrato, los microorganismos transfieren los electrones al ánodo, y los protones migran hacia el cátodo a través de la solución y debido a un estado anóxico, los protones no se combinan con  $O_2$ , para generar otros subproductos. Finalmente, los electrones migran por medio de un circuito eléctrico al cátodo, donde reaccionan con los protones disponibles para producir  $H_2$ , compensando de esta manera la energía consumida durante el tratamiento (Gutiérrez, 2017; Giraldo, 2019; Escapa et al. 2016; Lee et al. 2017).

Las reacciones se llevan a cabo como se muestra en las siguientes ecuaciones (Ecuaciones 4-6):



En las CEM se encuentran distintos tipos de microorganismos, entre ellos los metanógenos acetoclásticos, que transforman el acetato en grupos metilo, para posteriormente reducirlo a metano, dentro de ellos se encuentran los *Methanothrix*, siendo los microorganismos más tolerantes a sustancias inhibitoras o tóxicas, debido a su afinidad con el acetato (Feng et al. 2019), y los metanógenos hidrogenotróficos que utilizan el  $H_2$  como donante de  $e^-$  y el  $CO_2$  como aceptor de  $e^-$  para producir metano como se muestra en las siguientes ecuaciones (Lee et al. 2017):



Los microorganismos asociados con las CEM son *Clostridium*, *Geobacter* *Shewanella spp.* en el ánodo, mientras que en el cátodo se encuentran *Methanosarcina* y *Methanobacterium spp.* (Lee et al. 2017).

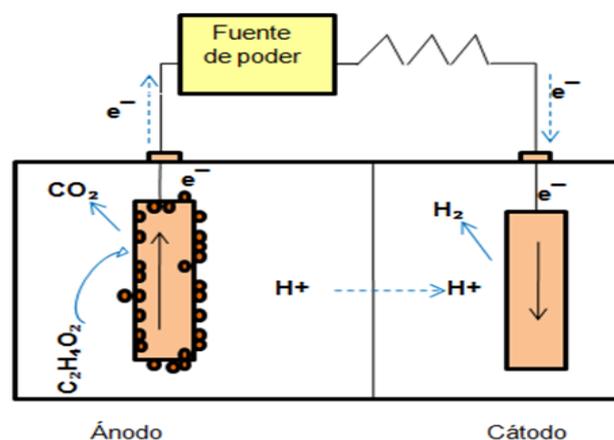


Figura 4. Celda de electrólisis microbiana (Giraldo, 2019).





Para el buen funcionamiento de las CEM debe hacerse un uso eficiente de la energía suministrada, la eficiencia del sistema también dependerá en gran medida de la selección de materiales (ánodo, cátodo y membrana).

Los materiales deben ser buenos conductores para mejorar las velocidades de reacción, no deben verse afectados por la presencia de microorganismos, por pH extremos, no deben corroerse, no deben ser tóxicos para los microorganismos, deben ser duraderos y económicamente viables (Escapa et al. 2016; Chaplin, 2019).

En las CEM en la parte del ánodo podrían encontrarse microorganismos de los géneros *Geobacter*, *Desulfuromonas* y *Pseudomonas* las cuales pueden degradar anaerómicamente alifáticos y aromáticos (compuestos húmicos) presentes en los lixiviados y de esta manera contribuir en la disminución de compuestos refractarios (Gao et al. 2017).

En cuanto a la composición de biogás, de acuerdo a información recabada por Lee et al. (2017) no se encuentran diferencias entre un digestor anaerobio convencional y un digestor anaerobio combinado con MEC.

Respecto a la distancia entre los electrodos Hasan et al. (2021) mencionan que, a distancias menores se mejora la biodisponibilidad del sustrato, agregando que, a cortas distancias en la oxidación electroquímica se facilita tanto la oxidación directa como la difusión de radicales hidroxilo en el ánodo, al evaluar la distancia de 0.5 cm a 1 cm no se observaron cambios significativos por lo que, una distancia de 1 cm podría ser óptima para la evaluación de los sistemas debido a que, distancias menores podrían causar toxicidad a los microorganismos presentes en el ánodo por el material del cátodo, mientras que, caso contrario, al estar a distancias muy alejadas se podría llevar un gasto energético mayor.

Las CEM son utilizadas para acelerar la producción de biogás a partir de sustancias orgánicas fácilmente biodegradables y eliminar compuestos orgánicos durante la digestión anaerobia. Además de simples sustratos, una amplia variedad de sustratos complejos ha sido utilizados, tales como, el glicerol, almidón, residuos de industrias de alimentos, aguas residuales domésticas, industriales y farmacéuticas (Hua et al. 2019; Guo y Kim, 2019).

Sin embargo, en ocasiones, al utilizar sustratos difícilmente biodegradables, como es el caso de los lixiviados, siendo compuestos tóxicos, con elevadas concentraciones de DQO, N-NH<sub>3</sub>, ácidos grasos volátiles y una fracción biodegradable menor de 0.1, la eficiencia de estos sistemas disminuye, por lo que, al implementar el uso de algún pretratamiento que permita aumentar la fracción biodegradable, la eficiencia del proceso también aumentará.

El uso de lixiviados diluidos con sustratos como aguas residuales de la industria de lácteos (Rani et al. 2020; Bolognesi et al. 2020), aguas residuales domésticas (Wu et al. 2019; De Carluccio et al. 2020; Nguyen et al. 2017), glucosa (Bardi et al. 2017), agua residual sintética (Seid et al. 2022) entre algunos otros, podría incrementar la eficiencia del proceso.

#### **2.7.4.3 Materiales utilizados para ánodos, cátodos y membranas**

Los electrodos constituyen un componente importante de las celdas microbianas. El diseño adecuado de los electrodos es fundamental para ampliar la aplicación de las celdas microbianas en el mundo real.

Los materiales utilizados para el ánodo deben tener características específicas para permitir la formación de la biopelícula y así mejorar la eficiencia del sistema. Las características más importantes a considerar son: conductividad eléctrica, resistencia a la corrosión, alta resistencia mecánica, biocompatibilidad, respetuoso con el medio ambiente y de bajo costo (Kalathil et al. 2017; Santoro et al. 2017).





Los materiales que cumplen dichas características son de base carbonosa, los cuales se emplean comúnmente. Algunos de ellos son: tela, malla y fieltro de carbón, placas de grafito, grafito granular.

Son biocompatibles, de larga durabilidad y de bajo costo, sin embargo, presentan conductividad relativamente baja, comparado con los metales, a pesar de ello, promueven la transferencia de electrones. Los ánodos a base de carbono promueven la unión eficiente de los microorganismos (Kalathil et al. 2017; Santoro et al. 2017; Escapa et al. 2016).

Hay varios factores que afectan las interacciones de los microorganismos con el ánodo, como la rugosidad de la superficie, la química de la superficie, el tipo de material, porosidad e hidrofilia, los cuales se tienen que considerar para mejorar la eficiencia de las celdas (Kalathil et al. 2017).

La tela de carbono es un material carbonoso que se utiliza con mucha frecuencia. Este material garantiza una alta área superficial, porosidad y conductividad eléctrica, así como flexibilidad y fuerza mecánica.

El fieltro de carbono se utiliza comúnmente por sus características de alta porosidad y alta conductividad eléctrica, los poros grandes permiten a los microorganismos penetrar a través de la estructura y formar la biopelícula. El costo es relativamente bajo y es de alta resistencia (Santoro et al. 2017).

Algunos otros materiales que cumplen con esas características son los elaborados a base de metales como las placas y mallas de acero inoxidable, lámina de plata, níquel y cobre, hoja de oro y placa de titanio.

El acero inoxidable es una alternativa de material a base de metal para la elaboración del ánodo debido a sus excelentes propiedades mecánicas, conductividad eléctrica y resistencia a la corrosión y ofrece estabilidad para el funcionamiento a largo plazo de las celdas microbianas. De acuerdo a información recabada por Kalathil et al. (2017) varios estudios han reportado acero inoxidable como ánodos, produciendo densidades de corriente estables. Un ánodo de acero inoxidable simple superó a un electrodo de grafito al producir una corriente más alta bajo las mismas condiciones experimentales.

Sin embargo, metales como el cobre, níquel, plata, oro y titanio podrían liberar iones los cuales podrían ser tóxicos para los microorganismos, teniendo efectos negativos en la formación de la biopelícula (Santoro et al. 2017). A pesar de que la conductividad de los metales es superior a los materiales de carbón, su rendimiento suele ser deficiente, debido a que presentan una menor superficie y el desarrollo de la biopelícula se realiza con dificultad (Escapa et al. 2016).

De acuerdo con Kalathil et al. (2017) se ha demostrado que el dopaje de grafito con metales es una estrategia eficaz para mejorar el rendimiento del ánodo. Por ejemplo, el dopado de grafito con sulfuro de calcio (CaS) mejoró la afinidad bacteriana hacia la superficie del electrodo. Además, se notó que el CaS era mejor dopante que los compuestos que contienen hierro.

Generalmente, las superficies de las células bacterianas están cargadas negativamente y son de naturaleza hidrófila. Por lo tanto, los ánodos cargados positivamente con naturaleza hidrofílica mostraron un excelente rendimiento, siendo una buena estrategia para desarrollar una biopelícula eficiente para un mejor desempeño de las celdas (Kalathil et al. 2017).

Al igual que el ánodo, el cátodo es una parte integral de las celdas microbianas. Las reacciones de reducción de sustrato lentas en el cátodo se dan debido a las malas actividades catalíticas de los materiales que limitan principalmente el rendimiento de las celdas.





También se han empleado materiales utilizados como ánodos para el desarrollo de cátodos, siendo los cátodos bióticos superiores a los abióticos en términos de la tasa de producción de hidrógeno y la eficiencia energética.

Siendo los de base de carbono los utilizados con mayor frecuencia. Algunos de ellos son la tela, papel, fieltro de carbón o de base metálica como materiales de acero inoxidable, malla de acero, titanio, níquel-cromo (Kalathil et al. 2017; Santoro et al. 2017; Srivastava et al. 2019). En el cual podrían realizarse algunas modificaciones como es, la utilización de algún catalizador para impulsar la reacción de evolución de hidrógeno, por ejemplo, materiales a base de platino, siendo estos fáciles de sintetizar, económicamente viables y estables, el carbón activado dopado con nitrógeno es otra alternativa por su elevada actividad catalítica y estabilidad (Escapa, 2016).

Los materiales de los electrodos deben ser altamente estables en condiciones adversas de aguas residuales para una operación a largo plazo.

Los materiales de los electrodos deben poseer un tamaño de poro óptimo para evitar problemas relacionados con la obstrucción en las aplicaciones de tratamiento de aguas residuales.

Se deben desarrollar materiales más económicos y estables, como grafito granular, carbón activado, o minerales de bajo costo como el carbón, para su aplicación a niveles a gran escala (Srivastava et al. 2019).

De acuerdo a información recabada por Azreen y Zahrim (2018) se probaron electrodos de carbón y de zinc obteniendo remociones de nitrógeno amoniacal del 96.6% y 66.6% respectivamente.

Un material utilizado como cátodo es la espuma de níquel, debido a que es un material con estructura porosa, con alta superficie específica y alta actividad de desprendimiento de hidrógeno, lo que facilita la adhesión de microorganismos. Los materiales basados en el níquel, muestran una mayor conductividad eléctrica, menor costo y una mayor resistencia mecánica comparándolo con la tela de carbón (Li et al. 2017; Wang et al. 2017; Cai et al. 2016; Wang et al. 2020b).

Wang et al. (2017) mencionan que la tela de carbono recubierta con Platino, es un catalizador eficiente para la producción de hidrógeno en las MEC, sin embargo, hay materiales más económicos que la tela de carbono, tal es el caso de la espuma de níquel, que mostró un rendimiento alto de producción de hidrógeno de  $0.71 \text{ m}^3$ , con una reducción de costo del 56%. Sin embargo, mostró una menor producción de metano. La incorporación de cobalto en el cátodo de níquel promueve una mayor estabilidad (Wang et al. 2020a).

Wang et al. (2020b) evaluarán un proceso de CEM con digestión anaerobia, utilizando carbón en el ánodo y espuma de níquel (con una pureza del níquel del 99%) en el cátodo, obteniendo un alto rendimiento de metano.

El hidrógeno producido en el cátodo de las CEM sin membrana puede sufrir varios procesos y transformaciones que tienen una significativa influencia en el desempeño de estas celdas. El hidrógeno catódico puede volver a oxidarse en el ánodo dando lugar al fenómeno de reciclaje de hidrógeno (Escapa, 2016).

Sin embargo, las membranas también actúan como barrera para la circulación de cargas eléctricas, aumentando la resistencia interna y teniendo un impacto perjudicial en el rendimiento del reactor (Escapa, 2016).

La Tabla 10 muestra algunas remociones de contaminantes presentes tanto en lixiviados como en aguas residuales, utilizando tratamientos bioelectroquímicos. Este tipo de tecnologías tienen la capacidad de tratar diferentes tipos de contaminantes, requieren poco mantenimiento, también ofrecen la oportunidad de recuperar energía mediante la producción de combustible (Chaplin, 2019).



Tabla 10. Procesos bioelectroquímicos utilizados con diferentes sustratos.

Tipo de sustrato	Tratamiento	Remoción (%)		Observaciones	Referencia	
		DQO	Otro compuesto			
Lixiviados	de	73	-	Voltaje suministrado 1V, 100% de recuperación de energía, producción de hidrógeno. Filtro de carbono y acero inoxidable para el ánodo y cátodo respectivamente conectados a un alambre de titanio y separados por una membrana de intercambio catiónico	Hassan et al. 2018a	
		73	-	Voltaje suministrado 0.8 V, tiempo de retención hidráulico (TRH) 48 h, producción de hidrógeno 15 ml L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> . Carga orgánica de 24 g DQO m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> . Tela de carbón y hoja de grafito para el ánodo y cátodo respectivamente. Utilizando una máxima dilución del 14% de lixiviado/agua residual láctea.	Rani et al. 2020	
Agua residual farmacéutica	Celdas de Electrólisis Microbianas	-	99 Eritromicina	Una cámara, electrodos de tela de carbono, concentración inicial de 20 mg L <sup>-1</sup> . 0.5 V	Hua et al. 2019	
Agua residual municipal		75	90 DBO <sub>5</sub>	TRH 0.63 h, consumo de energía eléctrica de 0.40 kWh kg <sup>-1</sup> DQO removido	Guo y Kim, 2019	
Lixiviados	de Celdas combustible microbianas	52	100 N-NH <sub>3</sub> 61 PT	Voltaje máximo obtenido 300 ± 11 mV, se probaron lixiviados diluidos (5% a 40%) obteniendo mejores resultados al 10% Área superficial de los electrodos 3x2.5 cm utilizando cepillos de fibra de carbono, algas en el cátodo	Nguyen et al. 2017	
		58.62	24.49 N-NH <sub>3</sub> 23.7 NT	Circuito abierto		
		55.17	15.45 N-NH <sub>3</sub> 21.16 NT	Aireando	Celdas de doble cámara, presencia de <i>Enterobacter</i> y <i>Comamonas</i>	Huang et al. 2018
		65.12	33.24 N-NH <sub>3</sub> 31.41 NT	Sin airear		





Continuación Tabla 10. Procesos bioelectroquímicos utilizados con diferentes sustratos.

Tipo de sustrato	Tratamiento	Remoción (%)		Observaciones	Referencia
		DQO	Otro compuesto		
		26		Lixiviado diluido al 15%, voltaje más alto de 303 mV, las bacterias dominantes fueron <i>Proteobacteria</i> , <i>Cyanobacteria</i> , <i>Bacteroidetes</i> y <i>Chlorophyta</i> , Área superficial de los electrodos 3 x 2.5 cm utilizando cepillos de fibra de carbon, algas en el cátodo	Nguyen et al. 2020
Agua residual farmacéutica	Celdas de Combustible Microbianas	-	98 Penicilina	Máxima densidad de potencia 101.2 W m <sup>-3</sup> TRH 24 h, cátodo aerobio, de una sola cámara	Chakraborty et al. 2020
		-	91 Ceftriaxona	Máxima densidad de potencia 113 W m <sup>-3</sup> TRH 24 h, cátodo aerobio, de una sola cámara	
		-	75.2 Metronidazol	Máxima densidad de potencia 16.26 mW m <sup>-3</sup> TRH 24 h, celdas de dos cámaras	





## 2.8 Modelos cinéticos aerobios y anaerobios

De acuerdo con Gállego et al. (2019) se han utilizado lixiviados como sustrato en un proceso de digestión anaerobia (DA), en donde la producción de metano fue de  $0.232 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ , por lo que este proceso, podría ser una alternativa como tratamiento de lixiviados. El mismo autor también menciona que, se han logrado remociones del 99.43% y 97.33% de  $\text{DBO}_5$  y DQO, respectivamente. Este proceso transforma los compuestos orgánicos en biogás (40–75%  $\text{CH}_4$ , 25–55%  $\text{CO}_2$ , 0–1%  $\text{H}_2\text{S}$ , 0–3%  $\text{N}_2$ ) y agua; el biogás puede ser utilizado para producir electricidad y calor (De león et al. 2021).

De acuerdo con Lee et al. (2017) el proceso de producción de metano en la digestión anaeróbica se compone de un 72% de metanogénesis acetoclástica y 28% de metanogénesis hidrogenotrófica.

La prueba para la actividad metanogénica específica (AME) es utilizada para evaluar la capacidad de los microorganismos metanogénicos en la producción de  $\text{CH}_4$ , así como para evaluar el comportamiento de la biomasa bajo el efecto de compuestos inhibidores, así como la determinación de degradabilidad de contaminantes (Filer et al. 2019; Pearse et al. 2018a; Cáceres y Rincón, 2018).

De acuerdo a información recabada por Cáceres y Rincón (2018) para la determinación de las pruebas AME es importante considerar parámetros tales como:

- Concentración del inóculo y del sustrato, así como el tipo de sustrato.
- Cantidad de macro y micronutrientes, es necesario una fuente de carbono y energía, tales como el carbono, nitrógeno, azufre, fósforo, entre otros.
- pH, considerando que los microorganismos acetogénicos y metanogénicos necesitan un rango de 6.5 a 7.5, siendo este el rango óptimo para el crecimiento de microorganismos metanogénicos, es uno de los parámetros más importantes en la digestión anaerobia debido a que, una disminución de pH podría inhibir la actividad metabólica de los microorganismos (Feng et al. 2019). Bilal et al. (2021) evaluaron el tratamiento de lixiviados utilizando  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$  acoplado a osmosis, obteniendo remociones mayores al 40% de DQO utilizando un pH ácido (entre 3 y 5), podría deberse debido a que, al utilizar pH más altos no se lleva a cabo la degradación completa del  $\text{H}_2\text{O}_2$ , ya que los iones de carbonato presentes en el sustrato podrían disminuir la eficiencia de los iones hidroxilo debido a las condiciones alcalinas. Los autores lograron una remoción global de DQO del 43% con una concentración de  $1.25 \text{ g L}^{-1}$  a un pH de 3, sin embargo, al utilizar pH alcalinos se obtiene un mayor consumo de  $\text{H}_2\text{O}_2$  que corresponde a una mayor remoción de DQO (Córdova et al. 2017), también Cui et al. (2017) informan que al utilizar procesos de oxidación electroquímica el pH podría ser favorable en medios alcalinos, al utilizar pH ácidos la vida útil de los electrodos se podría acortar, un pH bajo en las CEM inhibe la actividad de organismos metanogénicos además de causar daños irreversibles en microorganismos productores de hidrógeno (Wang et al. 2020c).
- Temperatura de incubación, es recomendable utilizar un rango mesófilo o termófilo, al utilizar el rango mesófilo se reduce el requerimiento energético y se tiene una menor sensibilidad a sustancias tóxicas, y considerando el rango termófilo, las velocidades de crecimiento de microorganismos aumentan y con ello se observa un incremento en la producción de metano. Pearse et al. (2018b) a partir de una revisión de la literatura, mencionan que, se obtienen altos rendimientos de biogás a temperaturas termófilas hasta una carga orgánica óptima, que después de ella la





producción de biogás disminuye debido a la producción de ácidos volátiles como el amoníaco que, a altas temperaturas inhibe la actividad metanogénica, por lo que al operar en condiciones mesófilas disminuye la producción de amoníaco además los costos de operación podrían ser menores y a pesar de que, a temperaturas de 55 °C conlleva a una mayor tasa de biodegradación y mayor producción de biogás, a temperaturas de 34 a 39 °C la biodegradación de los residuos es más estable y requiere menos energía.

- Agitación, siendo importante para favorecer la homogeneidad del lixiviado con los microorganismos y el inóculo, evitando la formación de zonas muertas o la sedimentación de los sólidos.
- Alcalinidad, debido a la acumulación de ácidos grasos, el pH podría disminuir, por lo que es necesario mantener la capacidad buffer para neutralizar la solución.
- Inhibidores del proceso, el proceso de la digestión anaerobia puede ser inhibido por sustancias, ya sean producidas en el sistema o ya presentes en el influente, un ejemplo de este, es el nitrógeno amoniacal, el cual debido a su capacidad de penetración de membranas celulares es considerado como inhibidor dominante, causando un menor crecimiento en la biomasa y en la producción de metano. De acuerdo a información recabada por Smaoui et al. (2020) la inhibición de amoníaco puede ocurrir en el rango de 1.5 a 7 g L<sup>-1</sup> de nitrógeno amoniacal total, por lo que se recomienda operar los sistemas en concentraciones menores a 1 g L<sup>-1</sup> para evitar la reducción de hasta el 50% de la producción de CH<sub>4</sub> una concentración de 3 g L<sup>-1</sup> inhibido al 100% la metanogénesis. Por otro lado, Feng et al. (2019) mencionan que concentraciones de 1.5 a 2.5 g L<sup>-1</sup> de nitrógeno amoniacal producen la inhibición del crecimiento de microorganismos, datos que corroboran el rango mencionado por Smaoui et al. (2020).

Otros compuestos inhibidores son los ácidos grasos volátiles, en donde un aumento de ellos indica la desestabilización del proceso, causando una menor producción de biogás, siendo los ácidos propiónico y valérico los más afectan el proceso. Concentraciones menores de 3 g L<sup>-1</sup> no afectan la producción de metano. Cuando se da un acumulamiento de AGV, se produce un incremento de la concentración de H<sup>+</sup>, disminuyendo la concentración de OH<sup>-</sup>, promoviendo de esta manera la producción de ion amonio y, por ende, un aumento en la toxicidad para los microorganismos (Feng et al. 2019).

La toxicidad del lixiviado podría depender en gran manera de la concentración de amoníaco, así como a las elevadas concentraciones de AGV.

Los sulfatos, sulfuros son considerados como inhibidores debido a que compiten con los microorganismos metanogénicos por el sustrato.

Es importante considerar las concentraciones inhibitoras de metales en UASB, debido a que estas podrían afectar el rendimiento del mismo. Yu et al. (2016) mencionan que las concentraciones inhibitoras para el Cd (II), Hg (II), Pb (II) y Cr (VI) son 7.00, 2.33, 10.40 y 9.84 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Esto, a partir de la concentración letal que inhibió la producción de metano en un 50% (CL<sub>50</sub>).

Usando *Artemia salina* como organismo de prueba para la evaluación de toxicidad aguda de lixiviados, se encontró que la toxicidad de los lixiviados se debió principalmente a la componente de amonio y amoníaco, siendo la concentración letal (CL<sub>50</sub>) con 12.161 ± 11 mg L<sup>-1</sup> de DQO.

Algunos otros metales que inhiben fuertemente la digestión anaerobia son el cobre (0.5 mg L<sup>-1</sup>), zinc (1.0 mg L<sup>-1</sup>), níquel (2.0 mg L<sup>-1</sup>), así como sales tales como calcio (2.5-





4.5 g L<sup>-1</sup>), magnesio (1-1.5 g L<sup>-1</sup>), potasio (2.5-4.5 g L<sup>-1</sup>), sodio (3.5-5.5 g L<sup>-1</sup>) que causan una inhibición moderada.

Al igual que una electricidad muy elevada podría causar un efecto inhibitor en microorganismos, por lo que un voltaje de 0.8 V podría ser beneficioso para el tratamiento de aguas residuales (Ding et al. 2016).

Los modelos cinéticos se utilizan para optimizar los procesos biológicos y determinar los factores que afectan la digestión anaerobia, así como para predecir de una manera precisa la producción de metano y de esta manera considerar criterios para la implementación real de tecnologías (Parra-Orobio et al. 2017).

La selección de modelos cinéticos está relacionada a los factores, como los tipos de sustrato y biorreactor, temperatura y pH. Siendo la ecuación Monod el modelo más utilizado, mientras que el modelo Contois y Chen-Hashimoto los utilizados ocasionalmente (Maleki et al. 2018).

Los parámetros del modelo y el tiempo de retención, son de gran importancia para la evaluación de reacciones de fermentación anaeróbicas (Li et al. 2019).

A continuación, se describen los modelos cinéticos utilizados para sistemas anaerobios (Samarasiri et al. 2017; Calderón, 2017).

- Modelo de Monod. Describe una relación entre el crecimiento microbiano y el sustrato que limita el crecimiento sin ningún tipo de proceso de inhibición durante la fermentación. Este modelo sólo considera las fases positivas de crecimiento y se asume la población microbiana como homogénea. El modelo se caracteriza por alcanzar un grado de ajuste cercano a los datos experimentales, aun siendo un modelo sencillo.
- Modelo de Moser. Este modelo es una modificación al modelo de Monod, y se considera como una buena aproximación cuando la composición celular es independiente del tiempo de proceso. Se caracteriza porque en su formulación, está implícita la consideración del efecto de la propagación de especies mutantes en la población bacteriana.
- Modelo de Teissier. Explica el efecto de las hormonas en el crecimiento de ciertos cultivos. Incluye el concepto de deficiencia de crecimiento, hipótesis que resultó mostrando la relación semilogarítmica entre la velocidad de crecimiento y la concentración de biomasa.
- Modelo de Haldane. Es utilizado en sistemas en discontinuo, estudia las capacidades de adaptación de microorganismos al medio. Además de esto, es matemáticamente simple para su desarrollo y es una buena representación de la presencia de sustratos inhibitorios en el medio.
- Modelo de Contois. Describe los procesos anaerobios, para los casos, donde la etapa de hidrólisis controla en mayor medida la velocidad del proceso fermentativo. Además, considera que la tasa de crecimiento específica depende de la densidad de población en el medio.
- Modelo Chen-Hashimoto. Son ecuaciones cinéticas de digestión anaerobia, utilizadas para predecir la tasa de producción volumétrica de metano a partir de desechos orgánicos.





Para predecir las especificaciones de diseño, optimizar y controlar procesos para el tratamiento de lixiviados, los modelos cinéticos ayudan a predecir el rendimiento del sistema. A través de estos modelos, en la digestión anaerobia, se puede analizar el proceso y el desempeño del sistema a partir de los resultados experimentales. Algunos de los utilizados en procesos biológicos incluyen, el de primer y segundo orden, Monod, Stover-Kincannon y Contois. El modelo de Stover-Kincannon se ha desarrollado para el diseño de reactores de alta concentración orgánica y amoníaco, por lo que ha mostrado ser un modelo con coeficientes de correlación altos, comparado con el modelo de primer orden.

Junto con el modelo de segundo orden, Stover-Kincannon, son considerados los mejores modelos para las predicciones relacionadas con reactores biológicos tanto aerobios como anaerobios (Rajabi et al. 2020; Jayanth et al. 2020).

Jayanth et al. (2020) utilizaron una cinética modificada de Stover-Kincannon como se observa en la Ecuación 9, obteniendo una R<sup>2</sup> de 0.99, quienes mencionan que la cinética de un reactor anaerobio se expresa en términos de eliminación de materia orgánica y producción de metano.

$$\frac{ds}{dt} = \frac{R_{max} (Q(si/V))}{Kb + (Q(si/V))} \text{ Ecuación 9}$$

En donde:

$\frac{ds}{dt}$ : Tasa de eliminación de sustrato (g L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>)

R<sub>max</sub>: Constante máxima de sustrato (g DQO L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>)

K<sub>b</sub>: Constante del valor de saturación (g DQO L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>)

Q: Tasa de flujo (L d<sup>-1</sup>)

V: Volumen del reactor (L)

S<sub>i</sub>: Concentración del sustrato en el efluente (mg L<sup>-1</sup>)

Este modelo se ha utilizado con éxito en tratamientos anaerobios con aguas residuales (aves de corral, lavado de destilería, lixiviados, etc) con diferentes reactores como es el UASB, reactor anaerobio de lecho fijo ascendente, reactores de lecho fluidizado, reactores de película fija, reactor de lecho móvil etc. (Jayanth et al. 2020).

Ebrahimi et al. (2018) evaluaron la producción de metano y la remoción de DQO en lixiviados utilizando un reactor de Manta Migratoria anaeróbico, utilizaron en modelo de primer orden (R<sup>2</sup> 0.926) y Stover-Kincannon (R<sup>2</sup> 0.99) para la cinética de eliminación de DQO, así como la modificación de Stover-Kincannon, Van der Meer y Heertjes que, se utilizaron para comprobar las constantes cinéticas de la producción de biogás. Niu et al. (2016) probaron modelos cinéticos para estimar la eficiencia de remoción de NT, N-NH<sub>3</sub> y N-NO<sub>2</sub>, se utilizó la modificación del modelo de Stover-Kincannon, Monod, de primer orden y de segundo orden de Grau. La tasa de producción de nitrógeno gaseoso se evaluó por el modelo de Van der Meer y Heertjes. Los resultados obtenidos mostraron que la modificación del modelo Stover-Kincannon (R<sup>2</sup> 0.98) y el modelo de segundo orden de Grau fueron los más apropiados debido a que observaron una linealidad entre los datos experimentales y los valores predichos. La evaluación de las cinéticas muestra información para orientar y optimizar las condiciones de operación.

Rajabi et al. (2020) evaluaron el tratamiento de lixiviados con un reactor anaerobio híbrido, utilizaron modelos cinéticos de primer y segundo orden, y Stover-Kincannon obteniendo una R<sup>2</sup> de 0.591, 0.998 y 0.997 respectivamente. Por lo que el modelo de segundo orden y Stover-Kincannon podrían ser aplicables para cinéticas de aguas residuales en reactores anaerobios.





Cheng et al. (2019) evaluaron el tratamiento de aguas residuales porcinas con presencia de antibióticos (tetraciclina y sulfonamida) utilizando un proceso anaerobio.

Los datos de la biodegradación de sulfonamida, como sulfametoxazol, sulfametazina y sulfadiazina en lodos anaerobios, mostraron remociones de 97.4-98.9%, 12.0-31.2% y 23.9-33.5%, respectivamente.

El mecanismo principal de biodegradación fue por cometalismo por lo que el proceso se ajustó al modelo cinético de primer orden, como se muestra en la Ecuación 10

$$\frac{dc}{dt} = -k_1 C \leftrightarrow C_t = C_0 e^{-k_1 t} \quad \text{Ecuación 10}$$

En donde:

Co: Concentración inicial del antibiótico añadido al lodo

Ct: Concentración del antibiótico a un tiempo t

k: Constante de velocidad de degradación

Obteniendo R<sup>2</sup> de entre 0.84 y 0.99 utilizando este modelo.

Para la tetraciclina, se degradó por medio de la adsorción en un 90% en los primeros 30 min, Cheng et al. (2019) mencionan que, posiblemente debido a la abundancia de sitios activos en la superficie del adsorbente. Los datos experimentales se evaluaron utilizando el modelo matemático de pseudo segundo orden y las isothermas de Langmuir que, asume que la adsorción cubre la superficie homogénea del adsorbente y las moléculas de adsorbato no son interactivas; y Freundlich, que sugirió un proceso de quimisorción heterogéneo.

El modelo que se ajustó mejor a los datos experimentales fue el modelo de Freundlich con un coeficiente de correlación mayor (R<sup>2</sup> 0.976-0.993) que el modelo de Langmuir (R<sup>2</sup> 0.945-0.968).



### 3. METODOLOGÍA

El planteamiento metodológico para este estudio se muestra en la Figura 5.

1. Caracterización fisicoquímica y pruebas de toxicidad de un lixiviado proveniente del relleno sanitario “la Perseverancia”.
2. Monitoreo de un pretratamiento de oxidación avanzada, en donde se evaluó la disminución de carga orgánica y la fracción biodegradable de los lixiviados utilizando luz UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.
3. Realización de cinéticas de biodegradación en frascos serológicos de 250 ml utilizando celdas de electrólisis microbianas con el efluente del proceso con UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.
4. Evaluación de las CEM con el efluente del proceso UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, se evaluó un segundo pretratamiento utilizando ultrasonido, determinando la degradación de la materia orgánica y la biodegradabilidad del lixiviado pretratado.
5. Realización del montaje de celdas de electrólisis microbianas con las mismas condiciones del primer pretratamiento, utilizando el efluente del ultrasonido.

A continuación, se describe la metodología de forma detallada.

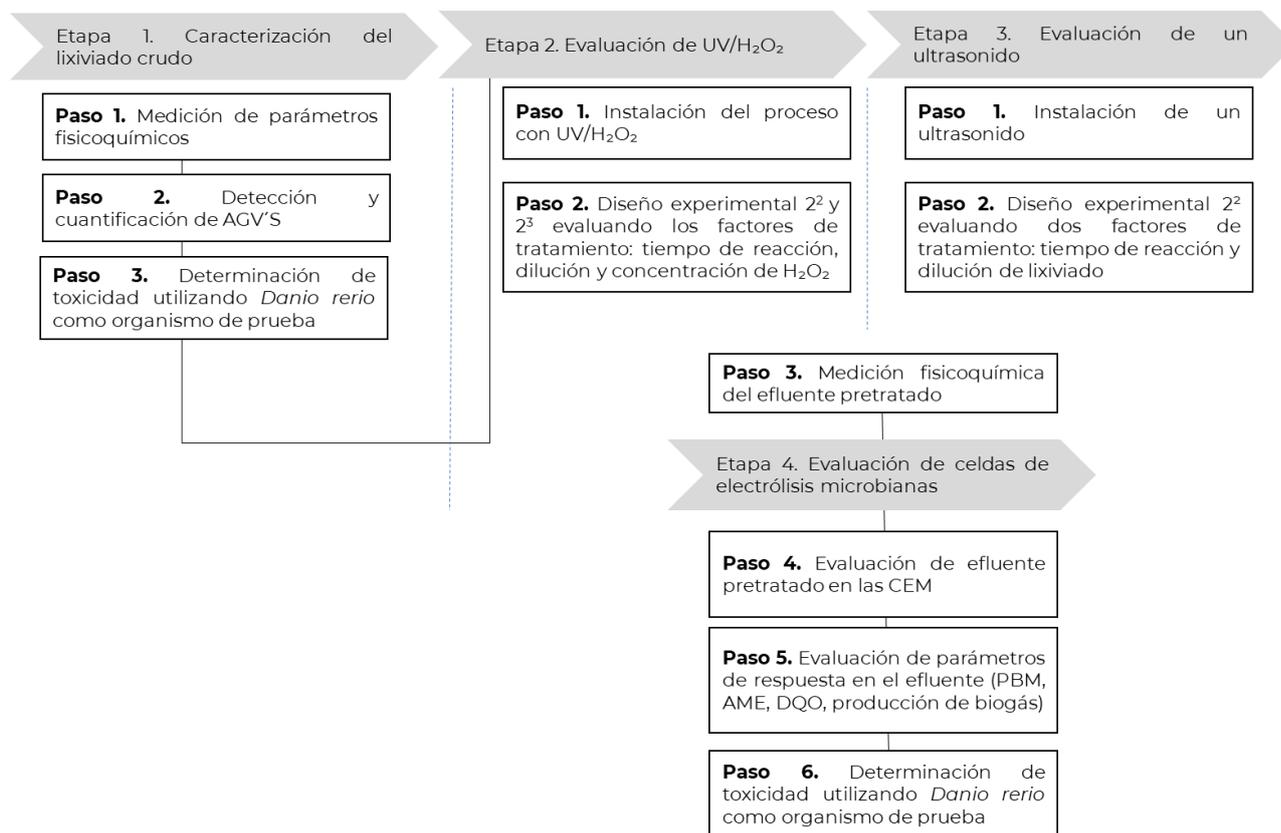


Figura 5. Diagrama de bloques metodología.





### 3.1 Caracterización fisicoquímica de lixiviado crudo

Se realizó la caracterización fisicoquímica del lixiviado proveniente del relleno sanitario “La Perseverancia”, ubicado en el municipio de Cuautla, Estado de Morelos.

Para la caracterización de los lixiviados se determinaron los parámetros DQO, DBO<sub>5</sub>, nitratos, sólidos, nitrógeno amoniacal, aplicando las técnicas analíticas establecidas por el Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, 2017). La determinación de toxicidad del lixiviado se realizó utilizando ensayos biológicos, en base a las técnicas propuestas por el protocolo de la OECD 212 (1998) utilizando *Danio rerio*, como organismo prueba, como se muestra en la Tabla 11.

Tabla 11. Parámetros para la caracterización fisicoquímica de lixiviados.

Parámetro	Técnica
DQO	5220D
DBO <sub>5</sub>	5210B
pH	Multiparamétrico Hach HQ30d
Conductividad	Multiparamétrico Hach HQ30d
N-NH <sub>3</sub>	Método Nessler 8038
N-NO <sub>3</sub>	4500C
SST y SSV	2540D
Toxicidad <i>Danio rerio</i>	Protocolo de la OECD 212 (1998)

### 3.2 Montaje y operación de procesos de oxidación avanzada

Se instaló un reactor de oxidación avanzada (POA), que se operó como pretratamiento mediante UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Se prepararon diluciones de 10% y 30% de lixiviado con agua de grifo. Para la caracterización del lixiviado en el efluente se determinaron los parámetros siguientes: DQO, DBO<sub>5</sub>, N-NO<sub>3</sub>, N-NH<sub>3</sub>. Se monitoreó el pH y se determinó la concentración residual de peróxido de hidrógeno a través del método iodométrico.

Al final de la primera etapa del proceso (pretratamiento UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + CEM) se procedió a evaluar un segundo pretratamiento que consistió en el uso de un ultrasonido, estableciendo las mismas dos diluciones, de 10 y 30% de lixiviado, evaluando los mismos parámetros que en el primer pretratamiento.

#### 3.2.1 UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

Para el proceso fotoquímico se utilizó un reactor cilíndrico de acrílico a escala laboratorio con un volumen útil de 2.52 L en el cual se sumergió una lámpara de luz ultravioleta de 13 W, con una longitud de onda de 254 nm, como se muestra en la Figura 6, se utilizó peróxido de hidrógeno grado industrial al 50% con una densidad de 1.219 g cm<sup>-3</sup> a 20 °C.

El reactor fue cubierto con papel aluminio para evitar interferencias externas, no se controló el pH y la temperatura, pero se realizaron mediciones al inicio y después de la reacción, el reactor se operó en batch y se recirculó el flujo utilizando una bomba peristáltica MasterFlex, modelo 77201-60 para permitir que la muestra se mezclara y permaneciera homogénea como se muestra en la Figura 7.





Figura 6. Reactor fotoquímico.

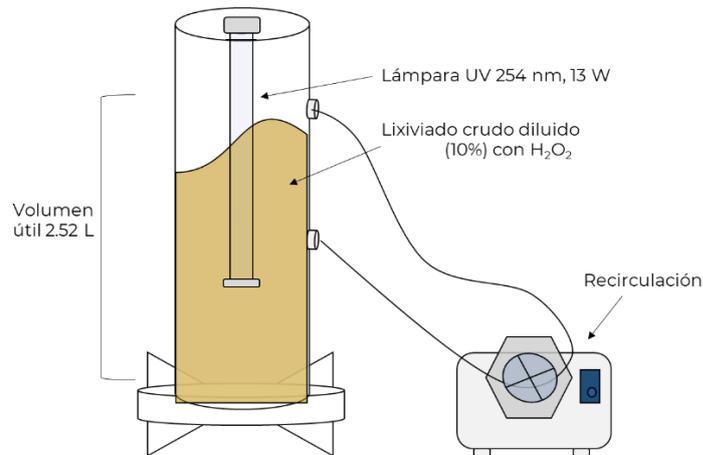


Figura 7. Operación del UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

Se evaluaron las variables que afectan el proceso de UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> en la oxidación de los compuestos presentes en lixiviados, para ello, se realizaron dos diseños experimentales. Para el primer diseño experimental, se aplicaron dos tiempos de reacción, con la finalidad de encontrar el más adecuado, de acuerdo a la información bibliográfica se probaron dos niveles para los tiempos de reacción de 7 y 30 min. Respecto a la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, se probó un rango de dosificación de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1 y 2 g L<sup>-1</sup> considerando los utilizados en referencias bibliográficas.

Todo lo mencionado anteriormente fue para establecer las mejores condiciones experimentales para una mayor oxidación, a partir de la relación entre el oxidante y el lixiviado. Los resultados obtenidos se evaluaron con herramientas estadísticas, a partir del desarrollo de un método experimental, construyendo un diseño factorial completo, considerando tres parámetros, el tiempo de reacción (A), concentración H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (B) y diluciones de lixiviado (C) y dos niveles para cada parámetro, nivel bajo (-1) de 7 min y nivel alto (+1) de 30 min para el parámetro A, nivel bajo (-1) de 1 g L<sup>-1</sup> y nivel alto (+1) de 2 g L<sup>-1</sup> para el parámetro B y para el parámetro C como nivel bajo (-1) 10% y nivel alto (+1) de 30% las cuales fueron codificadas. Como variables de respuestas (Y) se evaluó la remoción de DQO y el aumento de la biodegradabilidad, obteniendo finalmente un diseño de 2<sup>3</sup> con dos niveles y tres factores, obteniendo 8 experimentos que se evaluaron por duplicado, dando finalmente 16 experimentos.

Las diluciones necesarias de lixiviado/agua de grifo fueron preparadas al momento de utilizarlas, se agregó la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ya mencionada, posteriormente se dejó reaccionar unos min y se expuso a la luz UV de la lámpara presente en el reactor, considerando el 90% del volumen útil (2.52 L).

Al ser la dilución un parámetro que no explica el comportamiento de la remoción de la DQO ni el aumento de la fracción biodegradable se realizó un segundo diseño.

Para el segundo diseño factorial, considerando dos parámetros, el tiempo de reacción (A) y concentración H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (B) y dos niveles para cada parámetro, nivel bajo (-1) de 15 min y nivel alto (+1) de 60 min para el parámetro A y nivel bajo (-1) de 1.56 g L<sup>-1</sup> y nivel alto (+1) de 3 g L<sup>-1</sup> para el parámetro B, las cuales fueron codificadas, como variable de respuesta (Y) se evaluó la remoción de DQO y el aumento de la biodegradabilidad, considerando la relación



DBO<sub>5</sub>/DQO, obteniendo finalmente dos diseños de 2<sup>2</sup> con dos niveles y dos factores, obteniendo 4 experimentos que se evaluaron por duplicado, dando finalmente 8 experimentos.

Por lo tanto, en general se obtuvieron dos diseños experimentales, un diseño 2<sup>3</sup> y un 2<sup>2</sup>, evaluados independiente, siendo las variables de respuesta la remoción de la DQO el aumento de la biodegradabilidad para ambos diseños.

### 3.2.2 Ultrasonido

Al finalizar la primera etapa se procedió a evaluar un proceso no fotoquímico (Figura 8), se utilizó un ultrasonido Cole-Parmer 500- *Watt Ultrasonic Homogenizer* modelo CP505, con una frecuencia de 20 kHz. Se operó en un reactor cilíndrico abierto, de vidrio con un diámetro de 7.5 cm y un volumen de 0.25 L. Para asegurar una muestra homogénea, se utilizó agitación magnética mediante una parrilla de agitación.

Para establecer las mejores condiciones experimentales se evaluaron dos parámetros, dos tiempos de sonicación (A) de 10 y 40 min con tiempos de descanso de 25 s cada 50 s (para evitar que el equipo se calentara) y dos diluciones de lixiviado (B); una al 10% y otra al 30%, las cuales fueron codificadas. Como variable de respuesta (Y) se evaluó la remoción de DQO y el aumento de la fracción biodegradable, obteniendo un diseño de 2<sup>2</sup> con dos niveles y dos factores, obteniendo 4 experimentos que se evaluaron por duplicado, dando finalmente 8 experimentos, como punto central, se evaluó un experimento adicional utilizando un tiempo de reacción de 20 min y una concentración del 15%.

Joshi y Gogate (2019) mencionan que, al utilizar un volumen de 100 ml en una bocina ultrasónica podría producir una cavitación mayor, comparándolo con baños ultrasónicos.

La Tabla 12 muestra los factores de tratamiento y sus niveles para ambos pretratamientos, en donde la remoción de DQO y el aumento en la fracción biodegradable fueron las variables de respuesta, que indicará cuales son las mejores condiciones de operación, considerando un intervalo de confianza del 90% para ambos procesos.

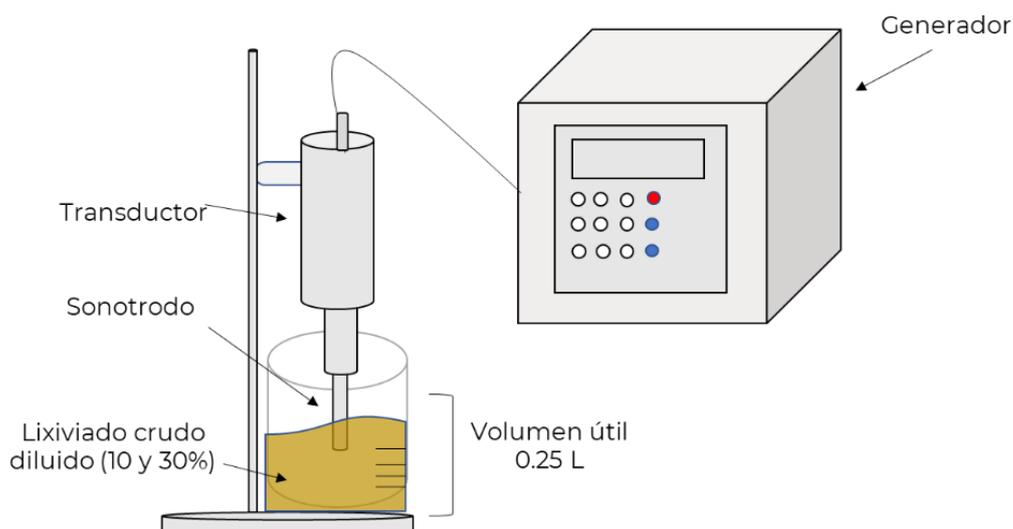


Figura 8. Operación del ultrasonido.



Tabla 12. Diseño experimental de los pretratamientos.

Pretratamiento	Factores de tratamiento	Niveles	Variable de respuesta	
Luz UV/ H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Tiempo de reacción min (A)	7 y 30	Remoción de DQO (%)	Fracción biodegradable
	Concentración H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> g L <sup>-1</sup> (B)	1 y 2		
	Dilución (C)	10 y 30		
	Tiempo de reacción min (A)	15 y 60		
	Concentración H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> g L <sup>-1</sup> (B)	1.56 y 3		
Ultrasonido	Tiempo de sonicación min (A)	10 y 40		
	Dilución de lixiviado % (B)	10 y 30		

### 3.3 Montaje y operación de un proceso bioelectroquímico

Una vez evaluados los pretratamientos, los efluentes pretratados se evaluaron en un proceso anaerobio bioelectroquímico (CEM) a partir de pruebas de la actividad metanogénica específica (AME) y del potencial bioquímico de metano (PBM).

Para ello, se realizó la operación del proceso con UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> seguido de una CEM, posteriormente se realizó la evaluación del lixiviado en el pretratamiento utilizando el ultrasonido seguido de las CEM.

Los reactores (CEM) utilizados en esta etapa se montaron en frascos serológicos de 250 ml de volumen total, los cuales fueron inoculados con lodo granular anaerobio proveniente de una industria papelera, previamente aclimatado con lixiviado (Figura 9).

En el manto de lodos se introdujo un ánodo y un cátodo con un área superficial de 3 cm<sup>2</sup>, como ánodo se utilizó fieltro de grafito y como cátodo espuma de níquel separados a una distancia entre ellos de un 1 cm, debido a que, es considerada una distancia óptima para la evaluación de las CEM (distancias menores causan toxicidad, mientras que, distancias mayores pueden generar un gasto energético mayor) (Hasan et al. 2021), para las conexiones eléctricas se utilizó alambre de titanio del número 18 (Figura 10).



Figura 9. Lodo granular anaerobio.



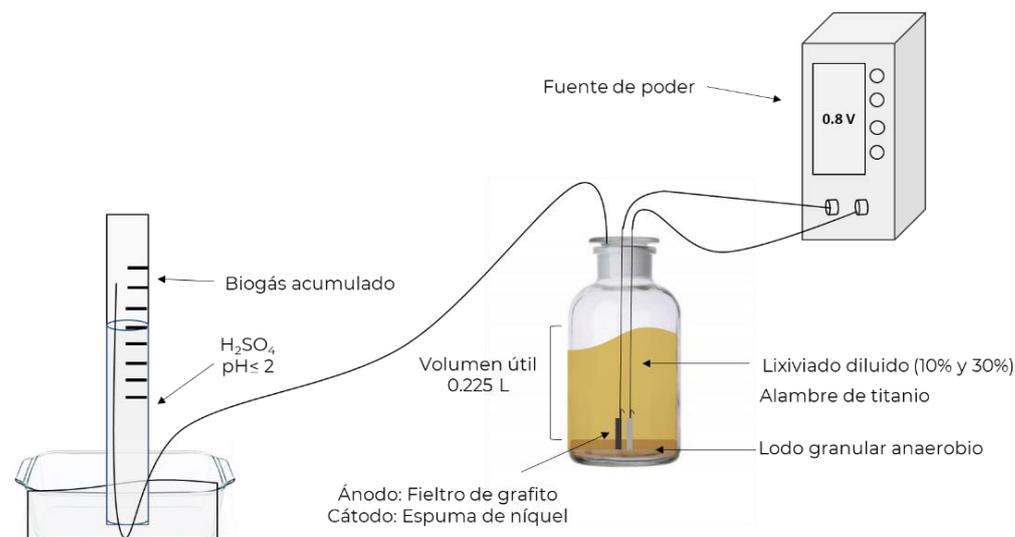


Figura 10. Reactor electroquímico.

Para asegurar el control de calidad del diseño experimental, se realizó la evaluación de controles, positivo y negativo, de acuerdo a las técnicas que se describirán más adelante. Una vez preparados, los frascos fueron sellados con tapones de goma de butilo y parafilm, posteriormente se inyectó  $N_2$  durante 1 minuto para asegurar la ausencia de oxígeno en los frascos. El contenido de los reactores se agitó a 100 rpm en un agitador orbital y se incubó a 35 °C como se muestra en la Figuras 11, 12 y 13.



Figura 11. Inyección de  $N_2$ .



Figura 12. Operación de reactores anaerobios.



Figura 13. Biogás acumulado.

Posteriormente se evaluó el comportamiento de los reactores utilizando la muestra de lixiviados tratados con electrodos y lodos.

### 3.3.1 Reactor control con acetato de sodio

Para el reactor control con acetato de sodio como fuente de carbono se prepararon soluciones de macronutrientes y micronutrientes, como se muestra en la Tabla 13.





Tabla 13. Soluciones de macro y micronutrientes (Souto et al. 2010).

Macronutrientes	Concentración g L <sup>-1</sup>	Micronutrientes	Concentración g L <sup>-1</sup>
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	6.50	FeCl <sub>3</sub> *6H <sub>2</sub> O	2.00
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	1.50	ZnCl <sub>2</sub>	0.05
NH <sub>4</sub> Cl	5.0	CuCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O	0.03
Na <sub>2</sub> S*9H <sub>2</sub> O	0.50	MnCl <sub>2</sub> *4H <sub>2</sub> O	0.50
CaCl*2H <sub>2</sub> O	1.0	NiCl <sub>2</sub> *6H <sub>2</sub> O	0.05
MgCl <sub>2</sub> *6H <sub>2</sub> O	1.0	AlCl <sub>3</sub> *6H <sub>2</sub> O	0.05
		CaCl <sub>2</sub> *6H <sub>2</sub> O	2.00
		H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0.01
		HCl	1 ml L <sup>-1</sup>

De acuerdo a la técnica descrita por Souto et al. (2010) se calculó la cantidad de inóculo requerida en todos los experimentos. Se realizó la determinación de sólidos totales volátiles (STV) presentes en el lodo granular anaerobio, obteniendo una concentración de sólidos totales volátiles (STV) de 83.46 g L<sup>-1</sup>.

Para el cálculo del inóculo se utilizó la Ecuación 11

$$\frac{S_o}{X} = \frac{DQO}{STV} \cdot 0.4 \text{ g DQO g}^{-1} \text{ SSV} \quad \text{Ecuación 11}$$

Por lo tanto

$$DQO = 0.4 \text{ g} \cdot 83.46 \text{ STV}$$

$$DQO = 33.384 \text{ g L}^{-1}$$

Para el cálculo de la cantidad de solución de acetato de sodio requerida, de acuerdo con Souto et al. (2010), se necesitan 2 g de DQO por litro de solución de acetato de sodio

$$\begin{aligned} 2 \text{ g} & - 1 \text{ L} \\ 33.384 \text{ g} & - 16.692 \text{ L de solución} \end{aligned}$$

La relación utilizada fue (Souto et al. 2010):

Solución de acetato de sodio: Inóculo: Macronutrientes: Micronutrientes

$$12.14 \text{ L: } 1\text{L: } 1\text{L: } 0.01 \text{ L}$$

Siendo el volumen de la solución la suma de estos (14.24 L)

Para las pruebas de la actividad metanogénica específica se utilizó un volumen de 225 ml, siendo este el 90% del volumen total del frasco, como se muestra en la Figura 14. Para la preparación de la solución de acetato de sodio se consideró una concentración de 1.7 g L<sup>-1</sup>



de acetato de sodio, equivalente a 2 g de DQO L<sup>-1</sup>, siendo la concentración ideal para realizar las pruebas de la AME (Souto et al. 2010).

- Para un volumen total de 14.24 L se requiere 12.14 L de la solución de acetato de sodio, por lo que, para un volumen 0.225 L se utilizó 0.191 L de acetato de sodio.
- Para el inóculo requerido y los macronutrientes, considerando un volumen total de 14.24 L se utilizó 1 L de inóculo y 1 L de la solución de micronutrientes, por lo que, para este proceso, considerando los 0.225 L se requiere 0.0158 L de inóculo y de la solución de macronutrientes.
- Respecto a los micronutrientes necesarios para la solución, para un volumen total de 14.24 L se requiere 0.01 L de la solución de micronutrientes, por lo que, para un volumen de 0.225 L de solución total, se requieren 0.000158 L de esta solución.

Por lo que, se utilizó 0.191 L de solución de acetato de sodio, 0.0158 L de inóculo (lodo granular anaerobio) y solución de macronutrientes, y 0.000158 L de una solución de micronutrientes.



- 0.0158 L de la solución de macronutrientes
- 0.000158 L de micronutrientes
- 0.0158 L de lodo
- 0.191 L de acetato de sodio

Figura 14. CEM control-acetato de sodio.

Para que el proceso de digestión anaerobia se realice eficientemente y se obtenga una máxima producción de biogás, es necesario un equilibrio entre la materia orgánica, el nitrógeno y el fósforo que se alimenta al sistema, es por ello que se agrega la solución de macro y micronutrientes para compensar las deficiencias de nutrientes en el sustrato y se asegure la relación C:N:P, 100:0.44:0.08, recomendada. (Pearse et al. 2018b).

### 3.3.2 Cinéticas anaerobias

Los resultados de la evaluación del proceso bioelectroquímico se ajustaron a cinéticas de degradación utilizando ensayos del PBM y la AME. Se seleccionó la mejor relación  $S_0/X$  para la producción de metano, con la que se trabajó durante la experimentación, esto, de acuerdo a las concentraciones de DQO obtenidas en los pretratamientos.

### 3.3.3 Captación de biogás

Para la captura de biogás se utilizó la técnica de probeta invertida, la cual, tenía una solución ácida de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado con agua, a un pH final  $\leq 2$  para mantener la composición del biogás producido (principalmente CH<sub>4</sub>).

Al producirse el biogás, éste quedó atrapado en la probeta y se midió el volumen desplazado (Zhang et al. 2005).





### 3.3.4 Actividad Metanogénica Específica (AME)

Para la determinación de la actividad metanogénica específica (AME) se utilizó la Ecuación 12.

$$AME_{CH_4} = \frac{R \cdot 24}{FC \cdot MSSV} \quad \text{Ecuación 12}$$

Donde:

R=Velocidad de producción de CH<sub>4</sub> (ml CH<sub>4</sub> d<sup>-1</sup>)

24=Factor de conversión de horas a días

FC=Factor de conversión de ml CH<sub>4</sub> a g DQO (ml CH<sub>4</sub> g DQO<sup>-1</sup>) (395 considerando una temperatura de 35°C)

MSSV=Masa de lodos (g SSV)

### 3.3.5 Potencial bioquímico de metano (PBM)

El potencial bioquímico de metano (PBM) es una prueba realizada por lotes, que se utiliza para determinar la degradabilidad anaerobia de residuos y/o la posibilidad de recuperar biogás, incluido el CH<sub>4</sub>, a partir de la adición de un inóculo activado, bajo condiciones operacionales definidas, de estas pruebas se puede determinar la duración del periodo de adaptación del inóculo, el máximo rendimiento de biogás producido y la tasa de conversión del sustrato (Pererva et al. 2020). El potencial bioquímico de metano se obtiene a partir de la Ecuación 13:

$$PBM = \frac{1.4 \text{ L CH}_4}{4 \text{ g de DQO}} = 0.35 \text{ L CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ DQO}_{\text{removido}} \quad \text{Ecuación 13}$$

La cantidad del sustrato puede expresarse dividiendo el volumen de metano acumulado entre la cantidad de DQO removida, obtenido a partir de la proporción química de 1 g DQO - 350 ml de CH<sub>4</sub> en condiciones estándar de temperatura y presión (25°C y 1 atm respectivamente) (Filer et al. 2019; Pearse et al. 2018a).

Al operar las CEM a una temperatura de 35 °C y 1 atm, se obtiene el volumen generado, a partir de la ecuación de los gases ideales

$$V = \frac{(1 \text{ mol})(0.08205746 \frac{\text{atm L}}{\text{mol K}})(308.15 \text{ K})}{1 \text{ atm}} = 25.28 \text{ L} \quad \text{Ecuación 14}$$

Una vez obtenido el volumen generado a 35°C, considerando el peso molecular del CH<sub>4</sub> se determina el volumen de CH<sub>4</sub> por cada gramo de CH<sub>4</sub>

$$V(\text{CH}_4) = \frac{25.28 \text{ L}}{16 \text{ g}} = 1.58 \text{ L CH}_4 \text{ a } 35 \text{ °C y } 1 \text{ atm} \quad \text{Ecuación 15}$$

Por lo tanto, cada gramo de CH<sub>4</sub> equivale a 4 g de DQO, generando 1.58 L CH<sub>4</sub>, de modo que, 1 g de DQO tiene un potencial bioquímico de metano (PBM) de 0.39 L CH<sub>4</sub> a 35 °C.

Para el PBM del acetato, la relación del metano generado por mol de acetato es de 1:1.

La producción de metano, como indicador de desempeño del proceso, es uno de los más sensibles ya que está relacionado con la remoción de materia orgánica, el CH<sub>4</sub> se puede

recolectar y ser aprovechado como una fuente de energía limpia y renovable, que presenta la oportunidad y el potencial para mejorar la reducción, el reciclaje y la recuperación de recursos de desechos orgánicos (Pearse et al. 2018a; Nguyen et al. 2019).

En el proceso de las CEM se evaluó un voltaje de 0.8 V (Ding et al. 2016; Hassan et al. 2018a)





suministrado por una fuente de poder regulable marca UNIT-T modelo UTP3313TFL.

### 3.3.6 Modelo de Gompertz

Para describir la cinética de producción de biogás se utilizó la ecuación de Gompertz (Ecuación 16), utilizando la versión 2016 del *software* Microsoft Excel para determinar los parámetros de la ecuación.

$$B_t = B \exp \left\{ -\exp \left[ \frac{Rb^{*e}}{B} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad \text{Ecuación 16}$$

Donde:

B= Producción potencial de biogás (ml)

R = Tasa máxima producción de metano acumulada (ml d<sup>-1</sup>)

λ = Duración de la fase latencia (d)

t = Tiempo

### 3.4 Evaluación del lixiviado tratado

Respecto a las pruebas realizadas en los apartados 3.2 y 3.3, éstas se llevaron a cabo utilizando dos diluciones de lixiviado (al 10 y 30%) con agua de grifo, fueron ejecutadas por duplicado y se tomaron muestras en el influente y efluente, para la medición de pH, materia orgánica (medida como DQO y DBO<sub>5</sub>), nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos, nitrógeno total, sulfatos, sólidos suspendidos, utilizando los métodos recomendados por Standard Methods For Examination of Water and Wastewater (APHA, 2015).

Para el pretratamiento con UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (considerando el segundo diseño) se evaluaron los efluentes en una CEM (P1-CEM), se evaluó una muestra control con lixiviado crudo al 10% (BES-CEM) para determinar la biodegradabilidad del efluente utilizando un pretratamiento y un reactor anaerobio utilizando lixiviado crudo diluido al 10% (RA) para evaluar la eficiencia de las CEM.

La Tabla 14 muestra algunas de las abreviaturas utilizadas

Tabla 14. Abreviaturas utilizadas, UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

Reactores operados	
RA	Reactor anaerobio utilizando lixiviado crudo diluido
ARM	Agua residual municipal con sacarosa
P1-1	Pretratamiento 1 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2 (15 min y 1.56 g L <sup>-1</sup> )
P1-2	Pretratamiento 2 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2 (60 min y 1.56 g L <sup>-1</sup> )
P1-3	Pretratamiento 3 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2 (15 min y 3 g L <sup>-1</sup> )
P1-4	Pretratamiento 4 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV, diseño 2 (60 min y 3 g L <sup>-1</sup> )
BES-CEM	Celda de electrólisis microbiana utilizando lixiviado crudo diluido
P1-CEM	Pretratamientos con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV acoplado a una CEM
P1-CEM1	Pretratamiento 1 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV acoplado a una CEM
P1-CEM2	Pretratamiento 2 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV acoplado a una CEM
P1-CEM3	Pretratamiento 3 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV acoplado a una CEM
P1-CEM4	Pretratamiento 4 con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV acoplado a una CEM

Para el pretratamiento, que se realizó utilizando un ultrasonido, se evaluaron los efluentes en una CEM (P2-CEM), se evaluó una muestra control con lixiviado crudo al 10, 15 y 30% (BES-CEM) para determinar la biodegradabilidad del efluente utilizando un pretratamiento con las diferentes diluciones mencionadas, se evaluó un reactor anaerobio utilizando lixiviado





crudo diluido al 10% y 30% (RA) para evaluar la eficiencia de las CEM.

Para ambos tratamientos se evaluó un reactor utilizando acetato de sodio, un reactor utilizando agua residual municipal con sacarosa con una DQO de 1.7 g L<sup>-1</sup> y un control negativo utilizando agua destilada y lodo granular anaerobio, operando bajo las mismas condiciones que todos los reactores.

La Tabla 15, muestra las abreviaturas utilizadas de los reactores operados para ambos pretratamientos.

Tabla 15. Abreviaturas utilizadas, ultrasonido.

Reactores operados	
P2-1	Pretratamiento 1 con ultrasonido (10% y 10 min)
P2-2	Pretratamiento 2 con ultrasonido (10% y 40 min)
P2-3	Pretratamiento 3 con ultrasonido (30% y 10 min)
P2-4	Pretratamiento 4 con ultrasonido (30% y 40 min)
P2-5	Pretratamiento 5 con ultrasonido (15% y 20 min)
P2-CEM1	Pretratamiento 1 con ultrasonido acoplado a una CEM
P2-CEM2	Pretratamiento 2 con ultrasonido acoplado a una CEM
P2-CEM3	Pretratamiento 3 con ultrasonido acoplado a una CEM
P2-CEM4	Pretratamiento 4 con ultrasonido acoplado a una CEM
P2-CEM5	Pretratamiento 5 con ultrasonido acoplado a una CEM

La evaluación de las celdas de electrólisis microbianas utilizando el efluente pretratado del ultrasonido se realizó a partir del monitoreo de la producción de biogás utilizando la técnica de la probeta invertida.

### 3.5 Detección de AGV

Se realizó la detección y cuantificación de AGV del lixiviado crudo, para ello, se filtraron 30 ml de muestra con un filtro de 0.45 µm, posteriormente fueron centrifugadas y almacenadas a 4°C para su posterior análisis. La columna utilizada para la detección de los ácidos fue de la marca Thermo SCIENTIFIC modelo TG-WAXMS A con una longitud de 30 m, un diámetro interno de 0.25 mm. En donde, el rampeo para los ácidos aumenta 1°C cada minuto, considerando un rango de temperatura del detector de 133 a 145°C como se muestra en la Tabla 16. Para la cuantificación se utilizó un cromatógrafo de gases marca SRI 8610 con las características que se muestran en la Tabla 16, como gas acarreador se utilizó argón.

Tabla 16. Características del cromatógrafo.

Análisis	Tipo de detector	Temperatura del detector (°C)	Temperatura del inyector(°C)	Flujo del gas acarreador (ml min <sup>-1</sup> )	Tiempo de corrida (min)	Volumen de muestra
AGV (mg L <sup>-1</sup> )	Detector de ionización de llama (FID)	133-145	226	14.4	12	10 µL





### 3.6 Pruebas de toxicidad aguda

Los organismos empleados para el desarrollo de las pruebas agudas se tomaron del cultivo de *Danio rerio*, en donde los acuarios de almacenamiento contaban con aireación individual a fin de mantener la cantidad de oxígeno constante en el agua.

El método de análisis de toxicidad aguda con *Danio rerio* se realizó empleando como base el protocolo 212 de la OECD propuesto en 1998 (OECD 212, Pruebas de toxicidad a corto plazo en embriones y alevines).

El material biológico (alevines) para las pruebas de toxicidad aguda se obtuvo mediante el apareamiento de peces *Danio rerio* adultos. Los huevos fertilizados fueron separados de aquellos no viables y se desinfectaron usando una solución preparada a partir de azul de metileno al 1% para después ser enjuagados empleando medio E3 (5 ml L<sup>-1</sup> de NaCl, 170 µL L<sup>-1</sup> de KCl, 330 µL L<sup>-1</sup> de MgSO<sub>4</sub> y 330 µL L<sup>-1</sup> de CaCl<sub>2</sub>).

Los huevos viables fueron mantenidos en recipientes de vidrio en agua corriente tratada, filtrada y saturada de oxígeno, bajo las mismas condiciones ambientales que el cultivo de mantenimiento hasta el momento de su uso para las pruebas correspondientes. Una vez transcurrido el tiempo necesario para la eclosión de los organismos (96 h) se retiraron de los residuos del medio y se seleccionaron de manera aleatoria aquellos organismos sanos para el montaje de las pruebas correspondientes.

Se prepararon distintas diluciones a partir de la muestra de lixiviado crudo empleando agua corriente previamente tratada y a una temperatura de 26 ± 2 °C como medio de dilución. Con el fin de obtener la curva efecto-respuesta y determinar así la CL<sub>50</sub>, la Figura 15 muestra los distintos ensayos realizados utilizando diluciones del 0.312, 0.65, 1.25, 2.5 y 5% de lixiviado hasta acortar el intervalo de respuesta óptimo del organismo.

Posteriormente, se prepararon el respectivo grupo control negativo constituido sólo por medio de dilución, además de una serie de disoluciones de fenol obtenidas a partir de una solución madre, siendo este último el referente al control positivo.

Para todo el diseño experimental se utilizaron 3 réplicas para cada concentración del compuesto y para todos los controles tanto negativos como positivos, contenidos en un volumen de 80 ml en vasos de precipitado de vidrio de capacidad de 100 ml. Una vez finalizada la preparación de las disoluciones de prueba se procedió a la colocación aleatoria de 10 alevines en cada vaso y se cubrieron con parafilm para permitir el paso de la luz y evitar un cambio de concentración debido a la humedad del ambiente. Los vasos se mantuvieron bajo las mismas condiciones ambientales que los peces adultos hasta finalizar la duración de la prueba (72 horas). Una vez transcurrido el tiempo se contabilizó con ayuda de un microscopio estereoscópico marca Nikon SMZ1000 el número de alevines muertos en cada réplica mediante la observación del corazón para detectar el latido cardiaco.

Por último, y para el cálculo de la concentración letal 50 (CL<sub>50-72h</sub>) se utilizó el programa probabilístico PROBIT útil para la estimación de diversos efectos de toxicidad a partir de los porcentajes de mortalidad hallados.



Figura 15. Prueba de toxicidad aguda.



#### 4. RESULTADOS

##### 4.1 Caracterización del lixiviado crudo

Se realizó el muestreo y la caracterización del lixiviado del relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos. De acuerdo con la información proporcionada por personal que opera el relleno sanitario, se encontró que en el relleno sanitario se realiza la captación del lixiviado, el cual se almacena en canaletas, se extrae por medio de pipas y posteriormente se recircula a la parte superior del relleno. Para el almacenamiento del lixiviado se utilizan cinco tinajas, las cuales cuentan con una geomembrana con una densidad de 3 mm de espesor para evitar la infiltración a mantos acuíferos.

El muestreo del lixiviado se realizó en la tina 3 que cuenta con una capacidad de 920 m<sup>3</sup> como se muestra en la Figura 16. El lixiviado proveniente de esta tina de acuerdo a la caracterización fisicoquímica es considerado como lixiviado estabilizado.



Figura 16. Sitios de muestreo en el relleno sanitario “La Perseverancia”.



Los resultados de la cuantificación de materia orgánica en la muestra de lixiviado indican una concentración de DQO de 23,000 mg L<sup>-1</sup> que, de acuerdo a Mojiri et al. (2020) está en el rango de DQO que se presenta en lixiviados nuevos con edades menores a 5 años, sin embargo, al contener una fracción biodegradable de 0.027 podría ser considerado un lixiviado estabilizado (con una edad mayor a 10 años) con un bajo contenido de materia fácilmente biodegradable, con un pH de 8.48 (fase metanogénica). Adicionalmente se obtuvo una concentración de 3,920 mg L<sup>-1</sup> de AGV que, podría ser indicio de que el contenido de ácidos húmicos y fúlvicos (AHF) representa el 80% de la relación AGV/AHF, de acuerdo al tipo de lixiviado (Mojiri et al. 2020).

La conductividad eléctrica de la muestra fue de 34.6 mS cm<sup>-1</sup>, valor similar al obtenido por Hernández-Flores et al. (2017) (36.1 mS cm<sup>-1</sup>) siendo mayor a la conductividad del influente de aguas residuales municipales (0.31 mS cm<sup>-1</sup>).

Con respecto a la toxicidad del lixiviado, se obtuvo una concentración letal media CL<sub>50 72h</sub> (V/V) de 0.420% ± 0.013 equivalente a 238.09 UT.

En la Tabla 17 se muestra la caracterización fisicoquímica del lixiviado utilizado como sustrato para la presente evaluación.

Tabla 17. Caracterización fisicoquímica del lixiviado crudo.

Parámetro	Unidades	Concentración
DQO	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	23,000
pH	Unidades	8.48
Conductividad	mS cm <sup>-1</sup>	34.6
Nitrógeno amoniacal	mg N-NH <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	2,520
Sulfatos	mg L <sup>-1</sup>	300
Nitratos	mg L <sup>-1</sup>	120
Nitritos	mg L <sup>-1</sup>	1.47
Fosfatos	mg L <sup>-1</sup>	75
DBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	686
Fracción biodegradable	-	0.027
AGV	Ácido acético	2,340
	Ácido propiónico	1,400
	Ácido butírico	180
NT	mg L <sup>-1</sup>	3,671
Alcalinidad	mg L <sup>-1</sup>	9,540
PT	mg L <sup>-1</sup>	4.42
SST	mg L <sup>-1</sup>	322
SSV	mg L <sup>-1</sup>	266
ST	mg L <sup>-1</sup>	24,295
STV	mg L <sup>-1</sup>	10,270
STF	mg L <sup>-1</sup>	14,025
Toxicidad	UT	238.09



## 4.2 Toxicidad aguda

Los resultados de la prueba aguda con *Danio rerio* (72 h) mostraron que los lixiviados son tóxicos para dichos organismos de prueba, esto dependiendo de la dosis del lixiviado, en donde la concentración letal media  $CL_{50\ 72h}$  (V/V) encontrada fue de  $0.420\% \pm 0.013$  como se muestra en la Figura 17, con una UT de 238.09, considerándolo como un lixiviado con "toxicidad agua muy alta" ( $UT > 100$ ) (Aleksandra et al. 2021). Respecto al tóxico de referencia utilizando fenol, se obtuvo una  $CL_{50}$  de 45.28 con una UT de 2.214, la Figura 18, muestra al alevín expuesto por 72 horas en una dilución al 0.5% y la muestra control.

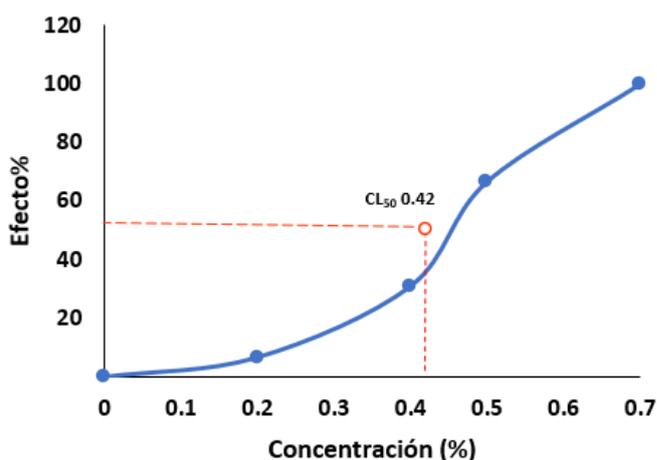


Figura 17. Relación dosis-efecto.

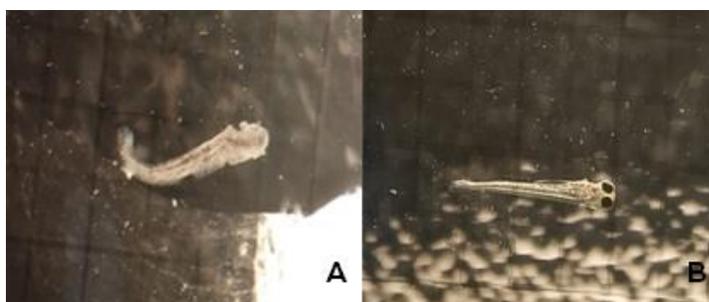


Figura 18. A. *Danio rerio* 72 horas de exposición dilución 0.5%, B. *Danio rerio* control negativo.

La elevada toxicidad puede deberse a las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal en la muestra ( $2,480\text{ mg L}^{-1}$ ), formado principalmente por la descomposición de proteínas, que son altamente tóxicas para los embriones de peces.

Montvydiené et al. (2020) consideran el lixiviado de rellenos sanitarios como muy tóxico utilizando *Danio rerio* obteniendo UT de  $43.5 \pm 4.39$ .

Parte de la composición de los lixiviados son compuestos que contienen nitrógeno y grupos funcionales aromáticos (asociados con contaminantes altamente tóxicos), como el amoníaco, complejos húmicos, metales pesados tóxicos para los microorganismos, al aumentar la edad de los lixiviados estos compuestos tóxicos disminuyen debido a que, el amoníaco ya ha sido degradado para formar  $N\text{-NO}_2$  en la etapa aerobia de la formación del lixiviado (Luo et al., 2020; Escalante-Mañe et al. 2021).

Montvydiené et al. (2020), mencionan (con un intervalo de confianza del 95%) que la concentración letal  $CL_{50}$  en lixiviados, utilizando como organismos de prueba *Danio rerio* y





*Daphnia magna*, es de 2.32 y 24.3, evaluando el parámetro de mortalidad e inmovilidad a 96 y 48 horas respectivamente. Mientras que, para *Vibrio fischeri* evaluando su bioluminiscencia, se obtuvo una concentración efectiva (EC<sub>50</sub>) de 65.3 a 0.25 horas de exposición.

Escalante-Mañe et al. (2021) observaron mortalidades de hasta 93 y 100% en diluciones de lixiviados de vertedero 1:64 y 1:32 v/v, respectivamente. Quienes, a partir de información recabada mencionan que, el amoníaco es uno de los principales agentes reductores de los lixiviados de vertederos y participa en reacciones redox complejas, en donde un aumento de pH provoca un aumento de la fracción de amoníaco desionizado, haciendo que el agua se vuelve tóxica para los peces. Bao y Nie (2020) evaluaron la toxicidad de lixiviados provenientes de desechos electrónicos utilizando *Daphnia magna*. Encontraron una afectación en el crecimiento y en la tasa de reproducción, esto debido a la presencia de metales pesados como el cobre (incluso a bajas concentraciones), compuestos como los metales pueden reducir eclosión además de causar malformaciones morfológicas y aumentar mortalidad (Escalante-Mañe et al. 2021). Carabalí-Rivera et al. (2017) mencionan que la toxicidad de los lixiviados es inversamente proporcional a sus edades. Utilizando como indicador *Daphnia pulex* obtuvieron valores de toxicidad de 83.1, 47.7 y 27.7 UT para lixiviados nuevos, intermedios y estabilizados, respectivamente.

#### 4.3 Pretratamiento UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

Se realizó la evaluación del pretratamiento con luz UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, para ello se realizaron dos diseños factoriales, uno de (2<sup>3</sup>) de 8 experimentos y otro (2<sup>2</sup>) de 4 experimentos, por duplicado en ambos casos, como se muestra en las Tablas 18 y 19.

También, en las Tablas 18 y 19 se muestran las concentraciones de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> residual obtenidas a partir del método iodométrico. En la Figura 19 se muestran los resultados obtenidos después de la titulación con una solución patrón de tiosulfato de sodio 0.1N, utilizando almidón como indicador, en donde la concentración residual de peróxido se obtuvo a partir de la Ecuación 17.

$$H_2O_2 \text{ mg L}^{-1} = \frac{V_T \cdot C_T \cdot PM_{H_2O_2} \cdot 1,000}{V_M \cdot 2} \quad | \quad \text{Ecuación 17}$$

Donde:

V<sub>T</sub>= Volumen utilizado del titulante (ml)

C<sub>T</sub>= Concentración del titulante (mol L<sup>-1</sup>)

PM H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>= Peso molecular del H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (g mol<sup>-1</sup>)

1,000 mg= Factor de conversión

2= Factor estequiométrico

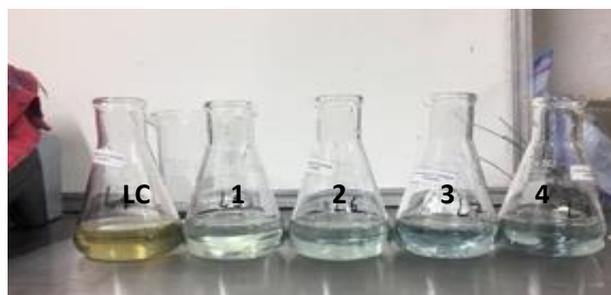


Figura 19. Peróxido residual de influente y efluente del proceso UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.



### 4.3.1 Diseño I, UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

Para el primer diseño se evaluaron tres parámetros experimentales en el proceso de UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (tiempo de reacción, concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y dilución del lixiviado) para conocer si alguna de las variables independientes explica el comportamiento de la remoción de la DQO y del aumento de la biodegradabilidad (Tabla 18).

Tabla 18. Diseño experimental 1 del pretratamiento UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

Experimento	Tiempo de reacción (min)	Concentración H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (g L <sup>-1</sup> )	Dilución (%)	Variables de respuesta		H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> residual (mg L <sup>-1</sup> )
				Remoción DQO (%)	DBO <sub>5</sub> /DQO	
P-1	30	2	30	23.09	0.038	416.33
P-2	7	2	30	22.59	0.039	277.55
P-3	30	1	30	16.23	0.036	138.78
P-4	7	1	30	20.23	0.039	485.71
P-5	30	2	10	22.34	0.039	138.78
P-6	7	2	10	24.29	0.040	277.55
P-7	30	1	10	18.66	0.040	208.16
P-8	7	1	10	12.04	0.033	312.24

Se midió el pH al inicio y al final de cada experimento (Figura 20), se obtuvo un máximo pH de 8.5, Chavoshani et al. (2016) y Maslahati et al. (2018), mencionan que, a pH superiores a 7, el H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> podría ser inestable y se descompone en O<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O, perdiendo las propiedades oxidantes del H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, se recomienda operar el proceso en pH ligeramente ácidos, para generar una mayor cantidad de radicales hidroxilo que oxiden los compuestos orgánicos, al disminuir el pH podrían generar iones de oxonio y especies complejas de hierro.

Se obtuvo una remoción máxima de DQO del 24.29%, valor similar al de Chavoshani et al. (2016) quienes obtuvieron una remoción de DQO del 20% a un pH de 3, los autores también reportan remociones de otros estudios, del 39 y 34% de DQO y color respectivamente.

La máxima remoción de este estudio se obtuvo operando el P-6 evaluando como variables un tiempo de reacción de 7 min, una concentración de 2 g L<sup>-1</sup> y una dilución del 10%, también se obtuvo una relación DBO<sub>5</sub>/DQO de 0.04, se obtuvo una concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> residual 277.55 mg L<sup>-1</sup> aprovechando el 86.12% del H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> utilizado en la experimentación, también se obtuvo una remoción de N-NH<sub>3</sub> del 16.35%, la Figura 21 muestra las remociones de N-NH<sub>3</sub> obtenidas en cada experimento, mostrando un comportamiento similar entre los experimentos, en donde, la dilución del lixiviado mostró tener un efecto significativo para la remoción de N-NH<sub>3</sub> (estadístico t 3.33 > 2.13, α 0.1, R<sup>2</sup> 0.76) (ver anexo 7.1.1), mientras que, la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y el tiempo de reacción mostraron no ser significativas. Las remociones obtenidas de N-NH<sub>3</sub> podrían deberse a la oxidación en N-NO<sub>3</sub> obteniendo un aumento del 18.33, 20, 18.33, 26.67, 22.5, 25, 20 y 22.5% para los experimentos P-1, P-2, P-3, P-4, P-5, P-6, P-7 y P-8 respectivamente, en donde, ninguna de las variables independientes mostró un efecto significativo con respecto al aumento de los N-NO<sub>3</sub> (α 0.1) (ver anexo 7.1.1). El experimento que mostró una menor eficiencia fue el P-8, evaluando un tiempo de reacción de 7 min, una concentración de 1 g L<sup>-1</sup> y una dilución del 10%, con una remoción de DQO del 12.04%. La Figura 22 muestra las remociones de DQO en el primer diseño experimental.



Respecto a la  $DBO_5$  se obtuvo un aumento en todos los experimentos del  $654 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  a  $687, 706, 701, 724, 698, 763, 709, 672 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , incrementando la fracción biodegradable hasta en un 52.12% en el experimento 6, como se muestra en la Figura 23.

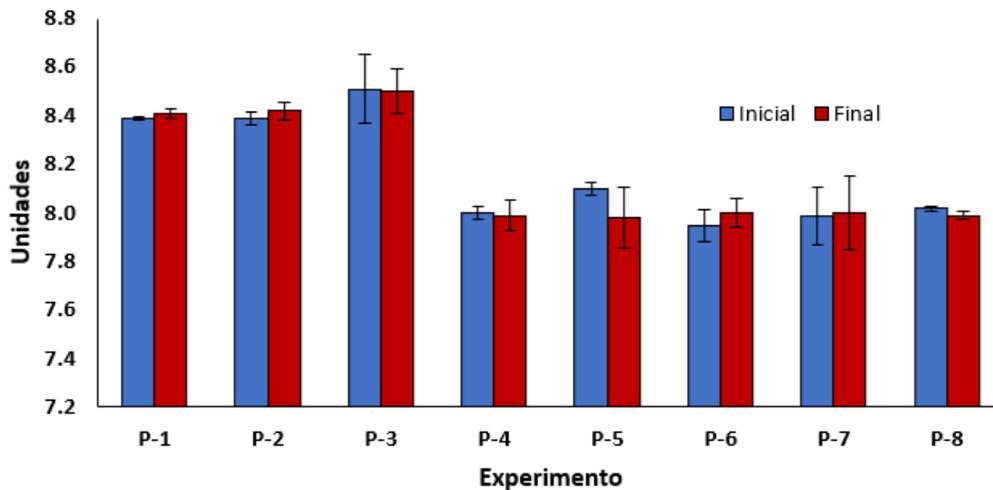


Figura 20. Monitoreo de pH en pretratamiento UV/ $H_2O_2$  diseño 1.

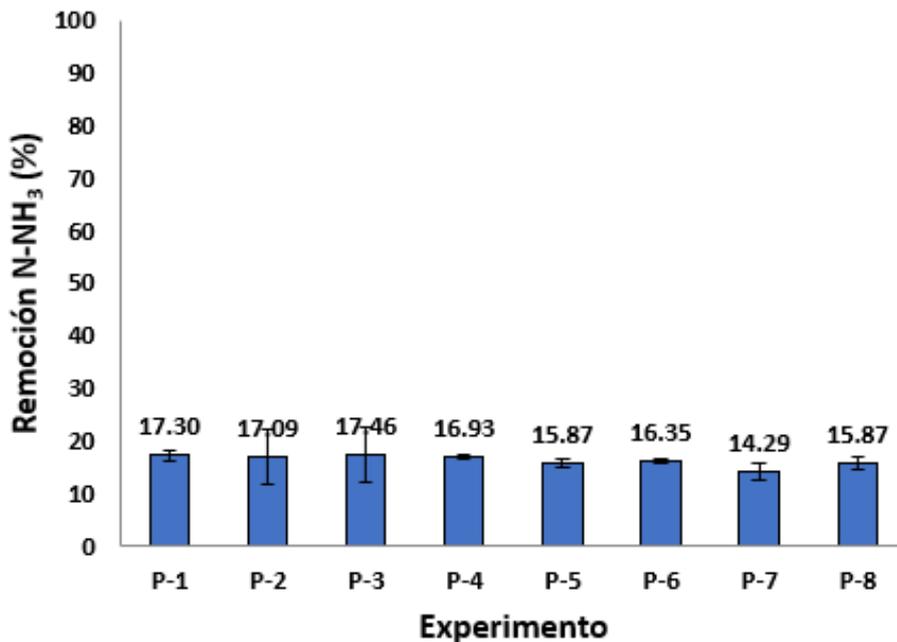


Figura 21. Remoción de  $N-NH_3$ , tratamiento UV/ $H_2O_2$  diseño 1.



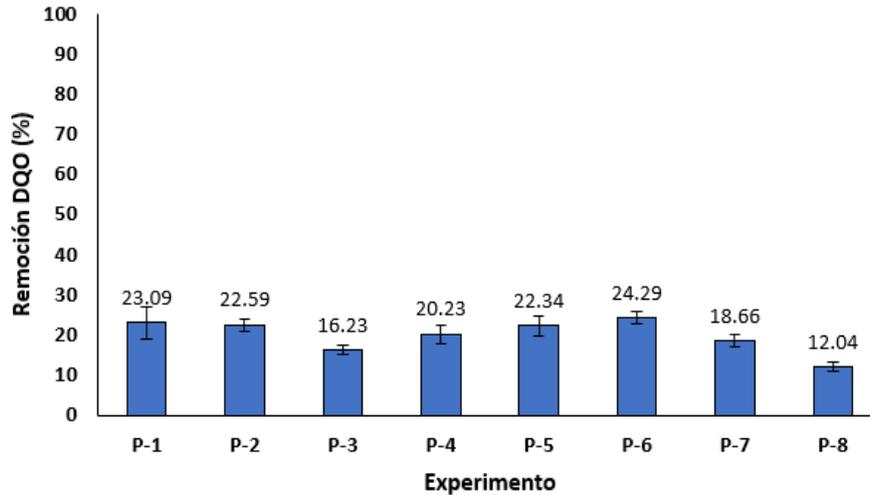


Figura 22. Remoción de DQO en pretratamiento UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> diseño 1.

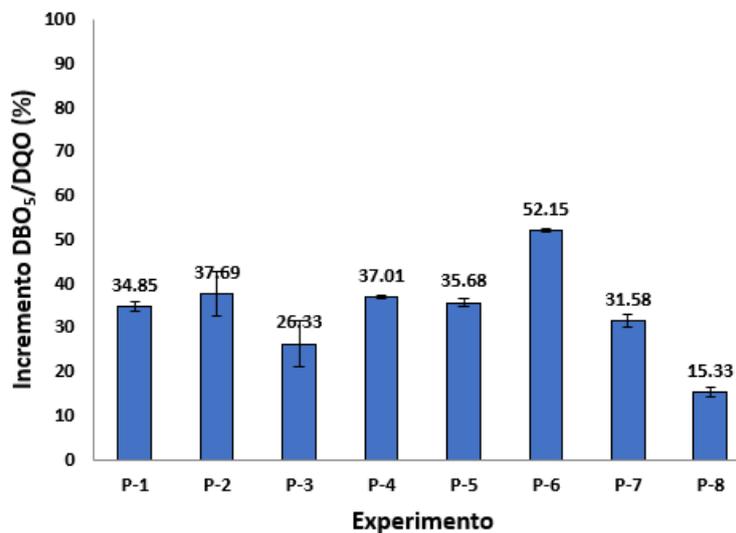


Figura 23. Monitoreo de DBO<sub>5</sub>/DQO en pretratamiento con UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> diseño 1.

De acuerdo al análisis ANOVA que se realizó, la variable independiente que muestra tener un efecto significativo es la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, en donde, el aumento de ésta, es proporcional a la remoción de DQO, mientras que, la dilución mostró no ser significativa, sin embargo, el modelo mostró que, la dilución del lixiviado es inversamente proporcional a la remoción, respecto al tiempo de reacción no se observó un efecto significativo ( $\alpha$  0.1) en donde, se podría ampliar el rango para conocer su efecto ((ver anexo 7.1.1), resultados similares obtuvieron Chavoshani et al. (2016), evaluando tiempos de reacción de 10, 20, 30, 40, 50 min, obteniendo remociones de DQO de 9, 10, 13, 15 y 18%, los autores contrario a lo obtenido en este estudio, obtuvieron un aumento en la remoción de DQO al incrementar el tiempo de reacción.

Córdova et al. (2017) mencionan que, al incrementar la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> la remoción de DQO y de nitrógeno amoniacal aumentan (utilizando un nivel de confianza del 90%). Con respecto al aumento de la fracción biodegradable, ninguna de las variables mostró tener un efecto significativo ( $\alpha$  0.1) (ver anexo 7.1.1), es por ello que se realizó un segundo diseño.



#### 4.3.2 Diseño II, UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

Para el segundo diseño se evaluaron dos parámetros (tiempo de reacción y concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), para conocer si alguna de las variables independientes explica el comportamiento de las variables de respuesta (% remoción DQO y DBO<sub>5</sub>/DQO) así como para determinar el parámetro que tiene mayor significancia respecto a la remoción de DQO (Tabla 19).

Tabla 19. Diseño experimental 2 del pretratamiento UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

Experimento	Tiempo de reacción (min)	Concentración H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (g L <sup>-1</sup> )	Variables de respuesta		H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> residual (mg L <sup>-1</sup> )
			Remoción DQO (%)	DBO <sub>5</sub> /DQO	
P1-1	15	1.56	11.16	0.035	308.45
P1-2	60	1.56	16.15	0.036	239.90
P1-3	15	3	23.67	0.037	274.17
P1-4	60	3	28.72	0.041	308.45

Se realizó la medición de pH en el influente y efluente de los experimentos (Figura 24).

El pH de todos los experimentos se mantuvo en un rango de entre 8 a 8.3, se observó una disminución de pH en todos los experimentos, Chaves et al. (2020) mencionan que, al incrementar las remociones contaminantes, se obtiene una disminución de pH de hasta el 22%. Sin embargo, en este estudio se obtuvo una disminución de 0.24, 0.06, 0.18 y 0.5% para los experimentos P1-1, P1-2, P1-3 y P1-4, respectivamente.

La Figura 25 muestra las remociones obtenidas de DQO en cada uno de los experimentos en el segundo diseño experimental. Se obtuvo una máxima remoción en el experimento P1-4, en donde, se aplicó el mayor tiempo de reacción (60 min), la máxima concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (3 g L<sup>-1</sup>) usando una dilución del 10% de lixiviado, obteniendo una remoción del 28.72% de DQO.

Córdova et al. (2017) mencionan que, a pH alcalinos se obtiene un consumo de hasta un 94.56%, mientras que, a pH ácido se obtiene un consumo de 33.9%, en donde el mayor porcentaje de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> consumido corresponde a la mayor reducción de DQO, en este experimento se aprovechó un 88.57% de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> obteniendo una concentración de 308.45 mg L<sup>-1</sup> de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> residual a un pH de 8.16, al tener dosis de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> en exceso podría generar una mayor cantidad de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> residual incrementando la concentración de DQO (Vázquez e Isabel, 2022; Moreno y Miroslava, 2019).

Beyazit et al (2021) evaluaron el efecto de la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> en la remoción de DQO y color en lixiviados, al incrementar la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 250, 500, 750, 1,250, 1,500 mg L<sup>-1</sup>, obtuvieron remociones del 53.16, 79.7, 81.8, 75.6 y 69.5% para DQO y 56.3, 80.5, 82.5, 77.6 y 70.8% para color. Al igual que en este estudio, los autores obtuvieron un aumento en la remoción de DQO al incrementar la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, esto, debido al aumento de los radicales hidroxilos, sin embargo, al continuar incrementando la concentración se obtuvo una disminución en la remoción de DQO y color, lo que podría deberse a un efecto de barrido por el exceso de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, Chavoshani et al. (2016) también mencionan que a dosis elevadas de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no se observa un aumento de la remoción de DQO, por lo contrario, concentraciones de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> residual conduce al aumento de DQO (a causa de la



sobreestimación de los valores de DQO medidos, debido a que se consume el agente oxidante), además un exceso de  $H_2O_2$  puede producir radicales per-hidroxilo, los cuales son menos reactivos que los radicales hidroxilo, por lo tanto, es recomendable utilizar una dosis óptima del oxidante (Ghime y Ghosh et al. 2020).

La remoción de DQO fue similar a la obtenida por Chys et al. (2015), quien operó en modo discontinuo utilizando una lámpara UV de 18 W, pH de 8.5, quien menciona que, se podría aumentar la remoción de DQO al aumentar la dosis de  $H_2O_2$ .

Al implementar la combinación de ozono con  $H_2O_2$  podría incrementar la eficiencia de remoción de DQO, Aziz y Ramli et al. (2018) mencionan que, utilizando  $O_3 + H_2O_2$  se obtienen remociones del 93% de DQO utilizando una concentración inicial de  $1,740 \text{ mg L}^{-1}$ , mientras que, al utilizar concentraciones iniciales de  $5,678 \text{ mg L}^{-1}$ , se han obtenido remociones de entre el 60 al 90% al igual que, al utilizar  $O_3 + UV$  con concentraciones de  $7,800$  a  $8,200 \text{ mg L}^{-1}$  se obtienen remociones del 78% en el tratamiento de lixiviados.

En cuanto al nitrógeno amoniacal (Figura 26) se obtuvo una remoción máxima del 17% en el P1-4, remoción similar a la obtenida por Córdova et al. (2017) (16.9% de  $N-NH_3$ ) realizando la evaluación a un pH de 3 y una concentración de  $H_2O_2$  de  $1.5 \text{ g L}^{-1}$ . Los autores mencionan que la eliminación del nitrógeno amoniacal se produce por la oxidación del amoníaco formando  $N-NO_3$  y  $N-NO_2$ .

Analizando los resultados obtenidos de la prueba de ANOVA para la remoción de  $N-NH_3$ , se observa que no existe una relación significativa respecto a los parámetros de respuesta ( $\alpha 0.1$ ) (ver anexo 7.1.2).

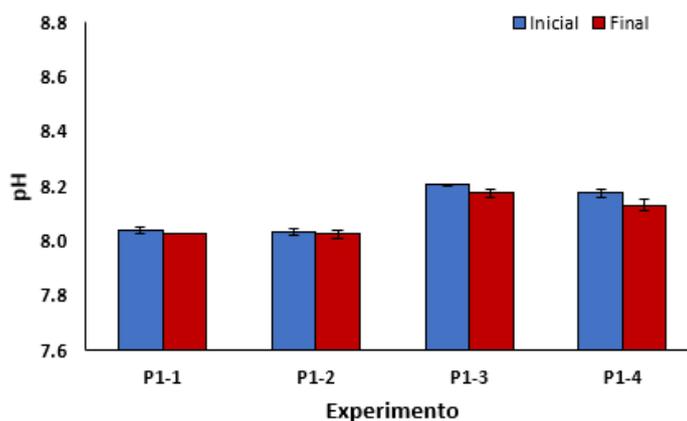


Figura 24. Monitoreo de pH en pretratamiento UV/ $H_2O_2$ , diseño 2.

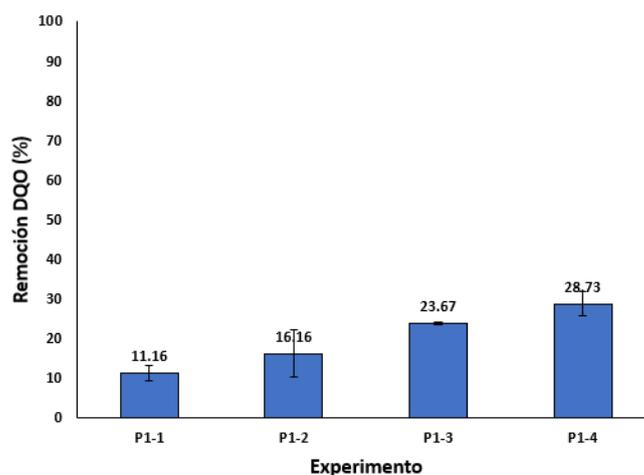


Figura 25. Remoción de DQO en pretratamiento UV/ $H_2O_2$ , diseño experimental 2.



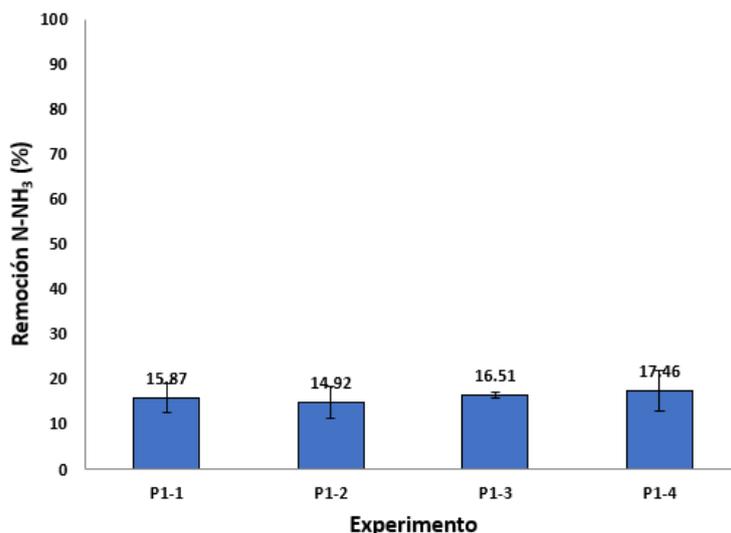


Figura 26. Remoción de N-NH<sub>3</sub>, tratamiento UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> diseño 2.

Con respecto a las concentraciones de N-NO<sub>3</sub> y N-NO<sub>2</sub> se observó un aumento de 21 y 71%, respectivamente, en el P1-4, lo que podría deberse a la mineralización de moléculas que contienen nitrógeno orgánico. La concentración de N-NO<sub>3</sub> (siendo el compuesto más estable) depende del grado de oxidación inicial del nitrógeno, así como del tiempo de irradiación, sin embargo, en este experimento el tiempo de reacción y la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no tuvieron algún efecto en cuanto a la remoción de N-NO<sub>3</sub> y N-NO<sub>2</sub> ( $\alpha$  0.1, R<sup>2</sup> 0.73, ver anexo 7.1.2) (Casierra- Martínez et al. 2016).

Además, se obtuvo un aumento del 33% en la concentración de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> que, podría deberse al rompimiento de compuestos sulfatados complejos, este tipo de tratamiento conlleva a la oxidación parcial de compuestos refractarios convirtiéndolos así en elementos más biodegradables (Córdova et al. 2017).

Durante el monitoreo de la concentración de la DBO<sub>5</sub> se obtuvo un aumento de 762.22 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> a 878.89, 862.78, 796.11 y 835.00 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> para P1-1, P1-2, P1-3 y P1-4 respectivamente, lo que representa un aumento en la fracción biodegradable en los 4 pretratamientos (Figura 27), el experimento P1-4 presentó un aumento de la biodegradabilidad del lixiviado un 53.6%, por lo que es posible utilizar el efluente pretratado en un sistema biológico.

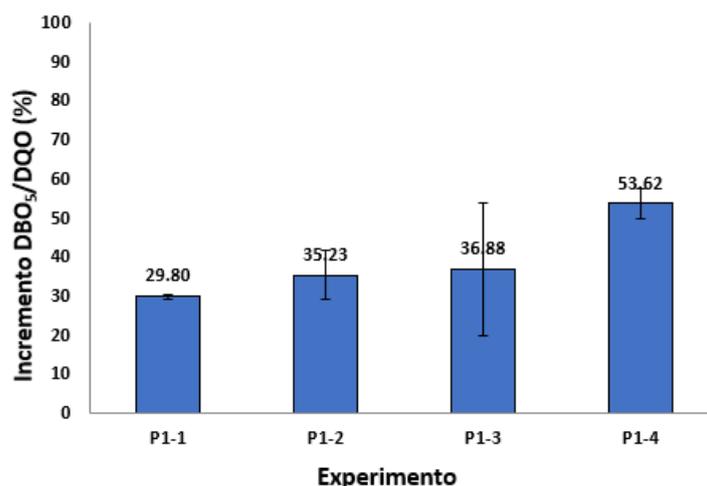


Figura 27. Monitoreo de DBO<sub>5</sub>/DQO en pretratamiento con UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> diseño 2.





Mientras que, el P1-3, en el que se evaluó un tiempo de reacción de 15 min, una concentración de  $3 \text{ g L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ , utilizando la misma dilución del 10%, presentó una remoción de 23.6% de DQO con una concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$  residual de  $274.17 \text{ mg L}^{-1}$  obteniendo remociones de 16% de nitrógeno amoniacal, 11.74% de nitrógeno total, aumentando la concentración de  $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{N-NO}_2$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  en un 25, 71 y 33%, respectivamente.

Adicionalmente, se obtuvo un aumento de la fracción biodegradable final de 0.027 a 0.037 a pH de 8.22, comportamiento similar al obtenido en el P-6, mostrado en el diseño experimental 1, donde se evaluó el menor tiempo de reacción (7 min), la máxima concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$  ( $2 \text{ g L}^{-1}$ ) con una dilución del 10% de lixiviado, y se obtuvo una remoción del 23.09% de DQO con una concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$  residual de  $277.55 \text{ mg L}^{-1}$ , una remoción de 17% de nitrógeno amoniacal a un pH de 8 y una fracción biodegradable final de 0.040.

En el P1-1 (segundo diseño experimental), evaluado a un tiempo de reacción de 15 min con una concentración de  $1.56 \text{ g L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ , se obtuvieron remociones de 11.16% de DQO, 15.8% de nitrógeno amoniacal y 9.8% de nitrógeno total con un pH 8.02.

De acuerdo al ANOVA (ver anexo 7.1.2), la variable que explica el comportamiento de la remoción de la DQO es la concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , mientras que, el tiempo de reacción mostró no tener algún efecto significativo, similar a lo mencionado por Chavoshani et al. (2016), quienes comentan que, la remoción de DQO es proporcional a la concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , a pesar de obtener mayores eficiencias de remoción al incrementar la concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , un exceso de  $\text{H}_2\text{O}_2$  podría afectar la eficiencia en un posterior tratamiento biológico. Además, elevadas concentraciones podrían dejar de ser beneficiosas en el proceso, como lo reportaron Bilal, et al. (2021) quienes al evaluar concentraciones de 0 a  $3 \text{ g L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  para el tratamiento de lixiviados mencionan que, a dosis mayores de  $1.25 \text{ g L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  no se observaron cambios significativos,

Con respecto al aumento de la fracción biodegradable, la variable que mostró un efecto significativo fue la concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$  (ver anexo 7.1.2).

### 4.3.3 Diseño experimental pretratamiento UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$

#### 4.3.3.1 Diseño experimental I UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$

Para el primer diseño factorial ( $2^3$ ), la correlación entre los parámetros experimentales (tiempo de reacción, concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y dilución del lixiviado) y la eficiencia de remoción de DQO del lixiviado se muestran en la Ecuación 18 (los resultados del análisis de varianza se muestran en los anexos).

$$\text{Modelo 1. \%Remoción DQO} = 9.06 + 6.29 X2 \quad \text{Ecuación 18}$$

Donde:

$X2$ = concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$  ( $\text{g L}^{-1}$ )

##### 4.3.3.1.1 Remoción de DQO, diseño 1

Los valores de F de fórmula (2.93) son mayores a los de tablas (4.19), indicando que, el modelo no es significativo.

En cuanto a los valores del estadístico t, la variable que explica el comportamiento de la remoción de la DQO es la concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$  ( $2.91 > 2.13$ ) con una p de 0.01 (análisis de varianza mostrado en anexos), El modelo también ha mostrado una  $R^2$  0.68 y una  $R^2$  ajustada de 0.45 (ver anexo 7.1.1).

El modelo desarrollado ha predicho una remoción máxima de DQO del 24.29% a una





condición experimental en donde la concentración de  $H_2O_2$  tiene un efecto positivo con respecto a la remoción de DQO. Lo que indica que, a una concentración mayor se obtienen eficiencias más elevadas, la dilución muestra un efecto positivo al utilizar diluciones del 10%, sin embargo, muestra una menor significancia que la concentración de  $H_2O_2$ .

Los valores de  $R^2$  y  $R^2$  ajustada fueron utilizados como parámetros para la selección del modelo a partir de la eliminación de variables, siendo estos valores los mayores obtenidos al colocar y quitar variables.

Los rangos seleccionados para el tiempo de reacción mostraron no tener un efecto significativo con respecto a la remoción de la DQO, por lo que se recomienda que, el rango de los niveles seleccionados para el parámetro A (tiempo de reacción) se amplíe para conocer si causa algún efecto a Y.

La concentración de lixiviado mostró no tener un efecto significativo para la remoción de DQO, podría deberse al color del lixiviado al considerar diluciones del 30%, que, podría causar interferencias debido a que, tenía una concentración de 5,190 unidades Pt-Co, en donde, la luz UV es fuertemente absorbida, dificultando el funcionamiento del proceso. A pesar de que, al considerar la dilución se obtuvo un mejor ajuste del modelo, se podría mejorar al disminuir la dilución del lixiviado para evitar la interferencia de sólidos que afectan el rendimiento del sistema, además no sólo los ST, sino también la turbiedad de la muestra debido a que, absorben la luz UV, también compuestos como los ácidos húmicos presentes causan interferencias, factores como la alcalinidad, coloides y materia orgánica disuelto, son factores que, también afectan la eficiencia del proceso hasta un 20% (Chys et al. 2015; Qin et al. 2015; Krishnan et al. 2017; Moreno-Andrés et a. 2016).

Chavoshani et al. (2016) también mencionan que, sólidos,  $H_2O_2$  residual y compuestos como cloruros, bromuros y sulfuros provocan interferencias en el proceso además de ocasionar errores al medir la DQO.

#### **4.3.3.1.2 Fracción biodegradable, diseño 1**

Con respecto al segundo modelo del primer diseño experimental, ninguna de las variables independientes mostró tener un efecto significativo con respecto al aumento de fracción biodegradable, a pesar de no mostrar un efecto significativo, la dilución del lixiviado mostró un efecto inversamente proporcional al aumento de la biodegradabilidad, por lo que, al disminuir la dilución del lixiviado se podría aumentar la eficiencia del proceso ( $\alpha$  0.1,  $R^2$  0.27) (ver anexo 7.1.1).

Respecto a la concentración de sólidos, en el influente se obtuvo una concentración de 280  $mg\ L^{-1}$  en donde, los experimentos P-1, P-2, P-3 y P-4 mostraron concentraciones de 84  $mg\ L^{-1}$  mientras que, los experimentos P-5, P-6, P-7 y P-8 concentraciones de 25  $mg\ L^{-1}$  siendo ésta, una de las razones por la cual, los experimentos con diluciones menores (P-5, P-6, P-7 y P-8) mostraron mejores resultados comparadas con los demás experimentos (P-1, P-2, P-3 y P-4) (estadístico  $t\ 7.94 > 2.13$  para la dilución,  $\alpha$  0.1), esto debido a que, concentraciones mayores a 30  $mg\ L^{-1}$  disminuyen la eficiencia del proceso, ya que se absorbe la radiación UV en lámparas de baja presión (Chys et al. 2015; Qin et al. 2015).

#### **4.3.3.2 Diseño experimental II UV/ $H_2O_2$**

Para el segundo diseño experimental, al ser la dilución una variable que no explica el comportamiento de la remoción de DQO se eliminó del diseño, manteniendo la dilución del lixiviado al 10% como variable fija, obteniendo un diseño  $2^2$ , evaluando dos parámetros, el tiempo de reacción en un rango más amplio (15 y 60 min), así como la concentración de  $H_2O_2$  (1.56 y 3  $g\ L^{-1}$ , considerando una relación de 0.78:1 y 1.5:1 de  $H_2O_2$ /DQO), dando como resultado 4 experimentos realizados por duplicado (P1-1, P1-2, P1-3, P1-4), siendo las variables



independientes “Y” la remoción DQO (%) y la relación  $DBO_5/DQO$  (aumento de biodegradabilidad).

La correlación entre los parámetros experimentales del segundo modelo y las variables de respuesta se muestran en la Ecuación 19 y 20.

$$\text{Modelo 1. } \%DQO = -2.469 + 0.103X + 8.39 X_2 \quad \text{Ecuación 19}$$

Donde:

X= tiempo de reacción (min)

X<sub>2</sub>= concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (g L<sup>-1</sup>)

$$\text{Modelo 2. } \% \frac{DBO_5}{DQO} = 10.637 + 0.240X + 8.618X_2 \quad \text{Ecuación 20}$$

Donde:

X= tiempo de reacción (min)

X<sub>2</sub>= concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (g L<sup>-1</sup>)

#### 4.3.3.2.1 Remoción de DQO, diseño 2

Para el primer modelo desarrollado, el valor de P (0.040<0.1) para la remoción de DQO mostró que, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con una confianza del 90%. Siendo un modelo significativo (F 23.8>19), (ver anexo 7.1.2).

En cuanto a los valores del estadístico t para el primer modelo uno de valores obtenidos a través de fórmula es mayor al valor de t obtenidos a partir de tablas, por lo que se puede concluir que, la H<sub>0</sub> es rechazada por lo tanto la H<sub>a</sub> es aceptada (H<sub>a</sub>; b<sub>j</sub>≠0), la cual menciona que al menos una variable independiente explica el comportamiento de Y, que en este caso es la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (6.4 >2.92), sin embargo, al incluir la variable del tiempo de reacción el modelo muestra valores de R<sup>2</sup> (0.96) muy cercanos a 1 como muestra la Tabla 20, indicando que, las variables independientes explican el comportamiento de Y (remoción de DQO), de igual forma la R<sup>2</sup> ajustada (0.91) indica que, no es necesario agregar más variables al modelo.

El modelo desarrollado que se presenta en la Ecuación 19, predijo una remoción máxima de DQO del 28.72% a una condición experimental en donde la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> tiene un efecto positivo con respecto a la remoción de la DQO, Moreno y Miroslava, (2019) mencionan que, la degradación de contaminantes es proporcional a la dosis de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, sin embargo, un exceso de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> podría reaccionar con otros contaminantes como el azufre produciendo compuestos complejos (Krishnan et al. 2017).

Los rangos seleccionados para el tiempo de reacción mostraron no tener algún efecto significativo con respecto a la remoción de la DQO, por lo que se recomienda que, el rango de los niveles seleccionados para el tiempo de reacción se amplíe para conocer si causa algún efecto a Y (%DQO) (ver anexo 7.1.2).

Los resultados obtenidos muestran menores eficiencias comparándolos con la bibliografía consultada, Bilal et al. 2021 recomiendan implementar el uso de un tratamiento adicional, debido a que la oxidación de UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no es suficiente para remover compuestos orgánicos heterogéneos, por ejemplo, Qian et al. (2018) obtuvieron remociones del 36% de DQO utilizando UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, mientras que, al implementar el tratamiento de coagulación junto como UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> se obtuvo una remoción del 75% de DQO para el tratamiento de agua residual farmacéutica.





Al utilizar una concentración de 3 gL<sup>-1</sup> se obtuvieron mayores remociones de DQO (28.73% en el P1-4) con un tiempo de reacción de 60 min, Córdova et al. (2017) también utilizaron una concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 3 g L<sup>-1</sup> en el tratamiento de lixiviados, quienes obtuvieron remociones de 31 y 47% de DQO al variar tiempos de reacción de 15 y 30 min, sin embargo, al aumentar el tiempo de reacción la remoción de DQO aumentaba de manera lenta.

#### 4.3.1.2 Fracción biodegradable, diseño 2

Con respecto al segundo modelo, considerando los valores de P, el modelo mostró que existe una relación estadísticamente significativa entre la variable de concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> con una confianza del 90%, un valor de P de 0.09 y una R<sup>2</sup> de 0.88 (ver anexo 7.1.2), ya que al incrementar dicha concentración se obtiene un efecto positivo, mientras que al incrementar el tiempo de reacción se obtiene un menor efecto, por lo que es recomendable ampliar el rango del tiempo de reacción.

Bilal et al. (2021) mencionan que, un aumento en el tiempo de irradiación con luz UV promueve la producción de radicales hidroxilos, por lo que, de acuerdo a los autores, es recomendable ampliar el rango para el tiempo de reacción o disminuir la dilución utilizada para evitar interferencias con la luz UV.

Se obtuvo un aumento de la fracción biodegradable de 0.027 a 0.039, 0.04, 0.041, 0.046, siendo menor a lo reportado por Grosser et al. (2018) en donde, al implementar un tratamiento O<sub>3</sub>/ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, se obtuvo un aumento de la fracción biodegradable de 0.01 a 0.17 en lixiviados y utilizando UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, el aumento de la fracción biodegradable podría incrementar de 0.17 a 0.6 para el tratamiento de lixiviados estabilizados.

Este aumento, fue de 53.6% de la fracción biodegradable en el experimento P1-4, resulta menor al obtenido por Qian et al. (2018) que aumentaron la biodegradabilidad 4 veces más (de 0.1 a 0.52) utilizando aguas residuales e incluyendo la coagulación en el tratamiento con UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

El aumento de la biodegradabilidad se puede atribuir a la descomposición de compuestos de gran peso molecular (tipo húmico) en componentes de bajo peso molecular.

La Tabla 20 muestra un resumen del análisis de varianza de ambos diseños experimentales.

Tabla 20. Análisis de varianza UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

	Diseño 1. 2 <sup>3</sup>	Diseño 2. 2 <sup>2</sup>	
	Remoción DQO	Remoción DQO	DBO <sub>5</sub> /DQO
Estadístico t	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (p=0.01)	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (p=0.02) Tiempo de reacción (p=0.13)	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (p=0.09) Tiempo de reacción (p=0.12)
R <sup>2</sup> y R <sup>2</sup> ajustada	0.66 y 0.6	0.96 y 0.91	0.88 y 0.77

La Tabla 21 muestra un resumen de las remociones reportadas en la literatura, que se obtuvieron utilizando el tratamiento con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, con las conseguidas en este estudio.



Tabla 21. Comparación de resultados utilizando H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV para el tratamiento de lixiviados.

Remoción (%)		Observaciones	Referencia
DQO	Otro compuesto		
11.16 16.15 23.67 28.72	N-NH <sub>3</sub> 15.87 14.92 16.50 17.46	Lixiviado estabilizado diluido al 10% con agua de grifo, evaluando el tiempo de reacción (15 y 60 min) y la concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (1.56 y 3 g L <sup>-1</sup> ). Volumen útil de 2.52 L, lámpara UV de 13 W, 254 nm, la remoción de DQO es proporcional a la concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , DQO inicial de 2,000 mg L <sup>-1</sup>	En este estudio
51.6	N-NH <sub>3</sub> 16.9	Remueve compuestos recalcitrantes, tiempo de reacción 15 min. Volumen 2 L, operando en modo discontinuo, potencia 304 μW cm <sup>-2</sup> , lámpara de vapor de mercurio protegida con cuarzo, 1.5 g H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> por g de DQO, pH 3. Relación H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /DQO de 0.8	Córdova et al. 2017
22	-	Reactor discontinuo de 15 L, lámpara UV de 18 W, pH 8.5, bomba peristáltica 400 ml h <sup>-1</sup> , 2 g de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> por g de DQO, tiempo de reacción 30 min, baja remoción por baja dosis de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Chys et al. 2015
> 40	-	Los autores obtuvieron mayores eficiencias al utilizar pH de entre 3 y 5, recomiendan el uso de un posterior tratamiento para remover compuestos orgánicos	Bilal, et al. 2021
32	-	Las bajas remociones podrían deberse a la presencia de turbiedad y color, con una relación DBO <sub>5</sub> /DQO de 0.1	Mrabet et al. 2018
11	-	Concentración inicial de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> de 2,500 mg L <sup>-1</sup> Concentración inicial de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> de 10,000 mg L <sup>-1</sup>	

#### 4.3.4 Evaluación del pretratamiento UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> acoplado a un reactor anaerobio bioelectroquímico tipo celdas de electrólisis microbiana (BES-CEM)

Debido a que, el segundo diseño experimental (2<sup>2</sup>), del pretratamiento con UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> en el que se evaluó el tiempo de reacción (15 y 60 min) y la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (1.56 y 3 g L<sup>-1</sup>), mostró mejores resultados en el análisis de varianza, el efluente producido fue utilizado para evaluar su tratamiento utilizando celdas de electrólisis microbianas.

Las concentraciones de ácidos grasos volátiles en el influente del tratamiento bioelectroquímico, considerando diluciones del 10%, fueron de 388.51 mg L<sup>-1</sup>, siendo el ácido acético, propiónico y butírico los 3 principales. Por lo que no se espera tener una inhibición, ya que, Feng et al. (2019) mencionan que, concentraciones menores de 3 g L<sup>-1</sup> de AGV no causan inhibición en la producción de CH<sub>4</sub> en el tratamiento anaerobio.





Respecto al nitrógeno amoniacal en el influente de las celdas, la máxima concentración fue de  $248 \text{ mg L}^{-1}$  (considerando una dilución del 10% de lixiviado) siendo menor a las concentraciones en las que se podría producir la inhibición de la producción de  $\text{CH}_4$  (de  $1.5$  a  $3 \text{ g L}^{-1}$ ). Al operar procesos biológicos alimentados con concentraciones mayores a  $3 \text{ g L}^{-1}$  de nitrógeno amoniacal, estos podrían tener un efecto tóxico, inhibiendo la actividad de microorganismos metanogénicos (Smaoui et al. 2020; Feng et al. 2019).

Smaoui et al. (2020) recomiendan operar los sistemas en concentraciones menores a  $1 \text{ g L}^{-1}$  de nitrógeno amoniacal para evitar la reducción de hasta el 50% de la producción de  $\text{CH}_4$ , teniendo en este estudio como concentración máxima  $248 \text{ mg L}^{-1}$ .

En cuanto al pH, se procedió a ajustar el pH a 7.0 unidades utilizando un buffer de fosfatos con una concentración de 2M. Lo antes mencionado para mantener un crecimiento óptimo de los microorganismos metanogénicos (pH de 6.6-7.4).

Las CEM fueron incubadas a una temperatura de  $35^\circ\text{C}$  debido a que, a temperaturas de entre  $40$  y  $50^\circ\text{C}$  la producción de  $\text{CH}_4$  es inhibida, un aumento de la temperatura afecta a la cinética de reacción y a los rendimientos del proceso de digestión anaerobia, mientras que, a bajas temperaturas, la velocidad de crecimiento de los microorganismos es más lenta (Pearse et al. 2018b; Gutiérrez et al. 2018).

Se realizó la operación de 4 CEM utilizando el efluente del segundo diseño experimental, evaluando el tiempo de reacción y la concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , utilizando la técnica de la probeta invertida se monitoreo la producción de biogás., La Figura 28, muestra la producción de biogás de los efluentes pretratados (P1-1, P1-2, P1-3 y P1-4), la producción de biogás utilizando una CEM con lixiviado crudo diluido al 10% (sin pretratamiento) (BES-CEM), también se muestran los resultados de la producción de biogás en el control positivo (acetato de sodio, macro y micronutrientes), en el control negativo (agua destilada) y en un reactor anaerobio con lixiviado crudo diluido al 10% con agua de grifo (RA).

Se obtuvo una máxima producción de biogás en el control positivo, utilizando acetato de sodio con un volumen producido de 510 ml a las 59 horas de operación, esto debido a que el acetato es un compuesto orgánico que permite el más alto desempeño en celdas bioelectroquímicas, obteniendo el rendimiento óptimo del proceso, por lo que el inóculo para la producción de metano se considera favorable, con respecto al control negativo se obtuvo una producción de 5 ml, siendo un indicador de que el montaje y la operación de las CEM se realizó de manera correcta.

Los efluentes obtenidos del pretratamiento del segundo diseño experimental ( $2^2$ ) se evaluaron en las celdas de electrólisis microbianas, considerando los 4 experimentos con pretratamiento (P1-1, P1-2, P1-3 y P1-4) que al incluir las CEM fueron nombrados como (P1-CEM1, P1-CEM2, P1-CEM3 y P1-CEM4).

Se obtuvo una producción máxima de biogás de 80 ml en el experimento P1-CEM4 (60 min de reacción y una concentración de  $3 \text{ g L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  en el pretratamiento), seguido de los P1-CEM2 y P1-CEM3 con una producción de 70 ml de biogás en ambos experimentos evaluados, se obtuvo una producción mínima de 65 ml en el P1-CEM1 ( $1.56 \text{ g L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y un tiempo de reacción de 15 min).

Considerando la producción de biogás que se obtuvo operando el reactor con acetato de sodio (concentración inicial de  $1.7 \text{ g L}^{-1}$ ) como el 100% de producción de biogás (510 ml de biogás), se obtuvo una producción del 12.7% en el P1-CEM1, 13.8% en el P1-CEM2, 13.2% para el P1-CEM3 y 15.7% P1-CEM4, el experimento P1-CEM4 utilizando la mayor concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$

Asimismo, el mayor tiempo de reacción obtenido fue 13.7% mayor que el experimento P1-CEM2, utilizando un tiempo de reacción de 60 min y  $1.56 \text{ g L}^{-1}$ .

Para conocer la eficiencia del pretratamiento en la producción del biogás se operó una CEM



con lixiviado crudo con las mismas condiciones de operación que las celdas del pretratamiento con una dilución al 10% (BES-CEM), obteniendo una máxima producción de biogás de 11.8%, así como un reactor anaerobio (RA), utilizando lixiviado crudo al 10% donde se obtuvo una producción de biogás del 4%, operado bajo las mismas condiciones.

De acuerdo con los resultados obtenidos, se encontró que la producción de biogás fue similar utilizando lixiviado crudo diluido al 10%, sin pretratamiento y con pretratamiento, sin embargo, la diferencia fue el tiempo en el que se llevó cabo la producción. En las P1-CEM el tiempo requerido para llegar a la producción máxima fue menor, debido a que en los primeros días de incubación la producción de biogás se podría atribuir a la hidrólisis de compuestos fácilmente biodegradables mientras que, para el BES-CEM la producción de biogás era más lenta debido a la presencia de menores compuestos biodegradables, lo cual fue observado también en el trabajo de Hasan et al. (2021).

La producción de biogás en el BES-CEM fue mayor (11.8%) que al utilizar el RA (4%), lo cual podría deberse a que, la oxidación electroquímica facilita la hidrólisis de la materia orgánica presente en los lixiviados, los resultados mostraron un aumento de hasta 3 veces la producción de biogás. Hasan et al. (2021) mencionan que al utilizar procesos de oxidación electroquímica la producción de biogás es hasta 3.5 veces mayor que, al utilizar un reactor anaerobio, lo cual fue observado en la presente investigación.

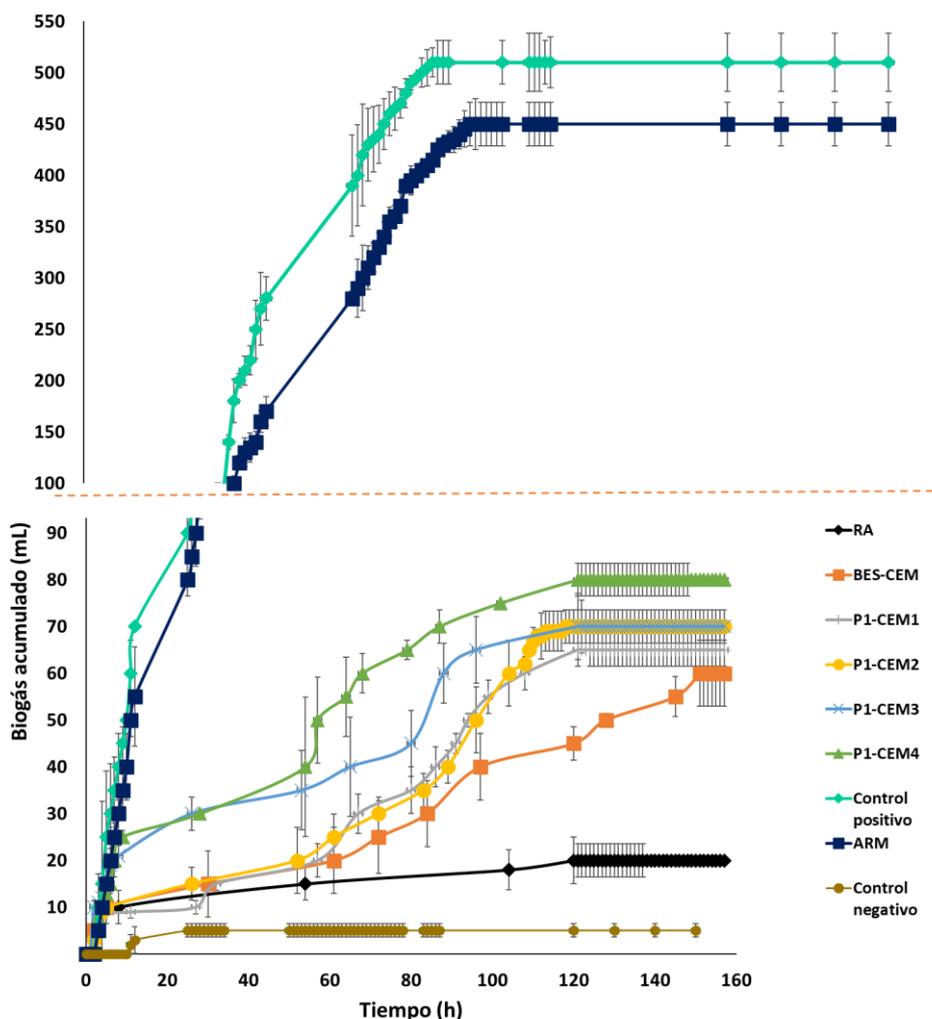


Figura 28. Comparación de la producción de biogás en pretratamientos y controles.

#### 4.3.4.1 Modelo de Gompertz P1-CEM

Los datos experimentales obtenidos se ajustaron al modelo de Gompertz para evaluar la producción de metano en función del crecimiento bacteriano, que se ha identificado como un buen modelo empírico de regresión no lineal y se utiliza comúnmente en la simulación de acumulación de biogás, el cual puede ser utilizado para predecir la producción de biogás de los pretratamientos y del lixiviado crudo (Lizama et al. 2017).

Las Figuras 29-34 muestran la relación entre los datos experimentales y el modelo de Gompertz con un coeficiente de determinación superior a 0.9 ( $R^2$ ), el tiempo de retardo (fase lag) fue de 0.041 d para los reactores con lixiviado crudo (RA y BES-CEM), el P1-CEM2 y P1-CEM3, mientras que, la fase lag para el P1-CEM1 fue de 1 d y 0.08 d para el P1-CEM4, dicha fase de adaptación corta fue debido a la adición de un inóculo previamente aclimatado con lixiviado crudo, preparado para degradar los compuestos disponibles en el sustrato.

Utilizando el modelo de Gompertz, se obtuvo una producción máxima de metano de 56.11 ml en el P1-CEM4, evaluando un tiempo de reacción de 60 min y una concentración de  $H_2O_2$  de  $3 \text{ g L}^{-1}$ , con un error cuadrático medio (RMSE *por sus siglas en inglés*) de 4.38. Por otra parte, el modelo obtenido de la evaluación del RA (Figura 29) obtuvo una producción máxima de metano de 14.2 ml. El reactor con un menor ajuste, el P1-CEM3 con una producción máxima de  $CH_4$  de 47.44 ml mientras que, en la experimentación se obtuvo una producción máxima de metano de 49.7 mL (RMSE de 7.59).

Para el RA 10% y para el BES-CEM se obtuvo una producción máxima de metano de 14.2 y 40.9 ml, respectivamente, ajustando los datos experimentales con el modelo de Gompertz.

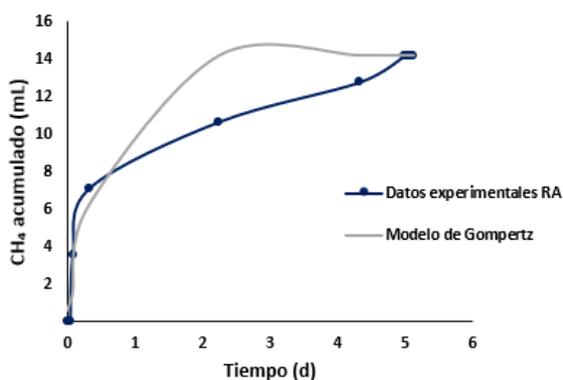


Figura 29. Metano generado RA 10%.

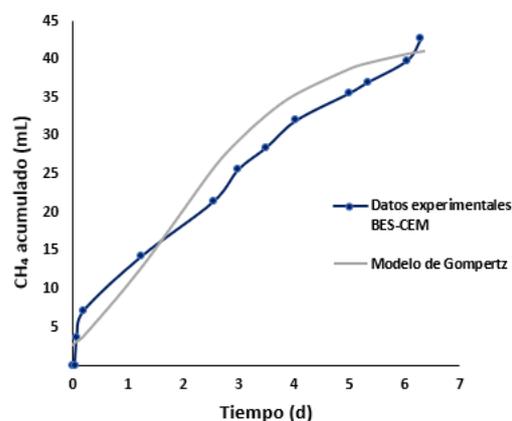


Figura 30. Metano generado BES-CEM 10%

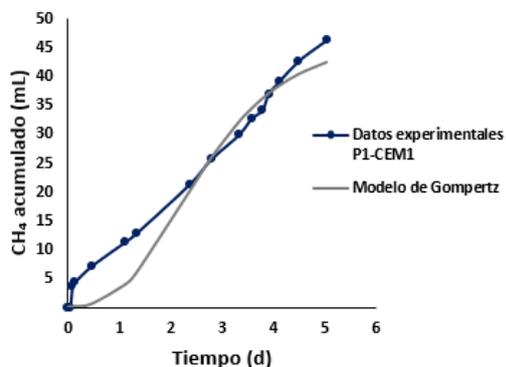


Figura 31. Metano generado P1-CEM1.

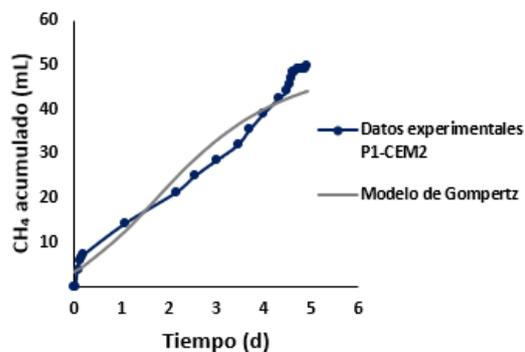


Figura 32. Metano generado P1-CEM2.



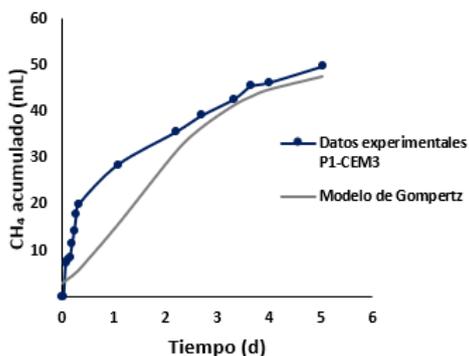


Figura 33. Metano generado P1-CEM3.

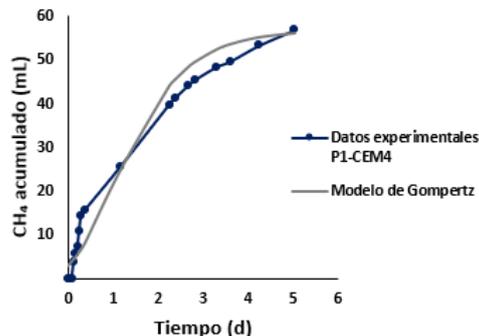


Figura 34. Metano generado P1-CEM4.

#### 4.3.4.2 Potencial bioquímico de metano (PBM) P1-CEM

El PBM cuantifica la cantidad de CH<sub>4</sub> por unidad de DQO degradada en condiciones anaerobias (L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO), es utilizado para conocer la capacidad que tiene el sustrato para producir CH<sub>4</sub>. En esta prueba se tiene la posibilidad de modificar concentraciones, inóculo, sustrato, tiempo, entre algunos otros parámetros para encontrar las mejores condiciones de operación, además, también proporciona información para determinar la carga orgánica y el tiempo de retención de los digestores anaerobios. Utilizar los datos de este tipo de pruebas ayudan a mejorar la operación de reactores anaerobios a escala real (Pearse et al. 2018b).

Los experimentos para la determinación del PBM tuvieron una duración de 120 h, considerando una proporción teórica de metano del 71% (Estrada-Arriaga et al. 2021). En la Tabla 22 se observan los resultados de las pruebas del PBM de los cuatro pretratamientos (P1-CEM1, P1-CEM2, P1-CEM3 y P1-CEM4) RA 10% y la BES-CEM.

El mayor PBM en este estudio como se muestra en la tabla 22 fue de 0.1 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO en el P1-CEM4, con condiciones de operación de 60 min de tiempo de reacción y una concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 3 g L<sup>-1</sup>, siendo menor al esperado lo que podría deberse a que, la fracción biodegradable del lixiviado de este estudio fue de DBO/DQO de 0.025, por lo cual, el sustrato de este lixiviado es considerado como difícilmente biodegradable. El menor PBM fue de 0.039 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO en el P1-CEM (15 min de tiempo de reacción y una concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1.56 g L<sup>-1</sup>), mientras que, al operar los reactores sin pretratamiento, se obtuvo un PBM de 0.06 y 0.041 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO, siendo mayores al P1-CEM1.

Para este tipo de muestras, tal y como afirma Hansen et al. (2021), el número de microorganismos capaces de producir biogás son menores por lo que las eficiencias de degradación de la materia orgánica y producción de biogás son menor comparada con otros sustratos que son más biodegradables.

#### 4.3.4.3 Actividad metanogénica específica (AME) P1-CEM

Las pruebas de la actividad metanogénica específica (AME) son utilizadas para evaluar la cantidad de lixiviado que es transformado a metano a causa de microorganismos anaerobios, así como para determinar la relación sustrato/microorganismo, a partir de cantidades conocidas de biomasa (obtenidas a partir de los STV), bajo condiciones controladas (temperatura a 35°C, agitación a 100 rpm) a lo largo de un periodo de operación (Cáceres y Rincón, 2018). Con base en esto, se evaluó la AME durante un periodo de operación de 120 h obteniendo valores de 0.023, 0.026, 0.023 y 0.031 g CH<sub>4</sub> g DQO STV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para los experimentos P1-CEM1, P1-CEM2, P1-CEM3 y P1-CEM4, respectivamente.



Tanto para el PBM y la AME utilizando el P1-CEM4, con condiciones de operación de 60 min de tiempo de reacción y una concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$  de  $3 \text{ g L}^{-1}$ , se obtuvieron valores mayores comparados con los demás experimentos, sin embargo, los valores fueron menores a los consultados en referencias, lo que podría deberse a que el  $\text{H}_2\text{O}_2$  residual podría causar inhibición a microorganismos, disminuyendo la eficiencia de degradación en el tratamiento biológico (Vázquez e Isabel, 2022; Moreno y Miroslava, 2019). Los valores obtenidos fueron menores en los experimentos que, al evaluar el control positivo y el agua residual municipal con sacarosa, debido a que, los controles contaban con las condiciones adecuadas para el buen funcionamiento de las CEM, además, contaban con compuestos orgánicos biodegradables, mientras que, al utilizar las CEM con lixiviado, la elevada toxicidad del lixiviado causó inhibición en los microorganismos, disminuyendo la remoción de DQO y a su vez, la producción de biogás.

Respecto al control positivo con acetato de sodio se obtuvo un valor de AME de  $0.27 \text{ g CH}_4 \text{ g DQO STV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , valor similar al obtenido por Altamirano (2017) quien obtuvo un valor de AME de  $0.3 \text{ g CH}_4 \text{ g DQO STV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , los lodos con una AME superior a  $0.3 \text{ g CH}_4 \text{ STV d}^{-1}$  son considerados como lodos de buena calidad (Oz et al. 2014).

Utilizando el RA 10% se obtuvo un valor de AME de  $0.007 \text{ g CH}_4 \text{ g DQO STV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , mientras que, el BES-CEM mostró tener un valor de AME de  $0.017 \text{ g CH}_4 \text{ g DQO STV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , siendo estos valores menores a los obtenidos en los P1-CEM, por lo que, el pretratamiento es eficiente para aumentar la actividad bioquímica de conversión del sustrato (lixiviado) a  $\text{CH}_4$ .

En la Tabla 22 se presenta un resumen de los resultados de la actividad metanogénica específica y del potencial bioquímico de metano para los pretratamientos, RA y el BES-CEM. El reactor con una máxima producción de biogás fue el P1-CEM4 en la cual se usó lixiviado pretratado con una concentración de  $3 \text{ g L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y durante 60 min de reacción. Entre los factores que podrían inhibir la producción de metano se encuentran los compuestos húmicos, tales como los compuestos aromáticos y alifáticos que actúan como inhibidores del proceso (Gao et al. 2017).

Tabla 22. Resultados de AME y PMB utilizando UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  como pretratamiento de lixiviado diluido al 10%.

	Muestra	Producción de biogás (%)	Volumen de $\text{CH}_4$ producido (L)	AME ( $\text{g CH}_4 \text{ g DQO g}^{-1} \text{ STV d}^{-1}$ )	PBM ( $\text{L CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ DQO}$ )
Sin pretratamiento	RA	4	0.021	0.007	0.06
	BES-CEM	11.8	0.042	0.017	0.041
Con pretratamiento UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$	P1-CEM1 (15 min y $1.56 \text{ g L}^{-1}$ )	12.7	0.046	0.023	0.039
	P1-CEM2 (60 min y $1.56 \text{ g L}^{-1}$ )	13.8	0.05	0.026	0.049
	P1-CEM3 (15 min y $3 \text{ g L}^{-1}$ )	13.2	0.05	0.023	0.059
	P1-CEM4 (60 min y $3 \text{ g L}^{-1}$ )	15.7	0.056	0.031	0.1





Se obtuvo un PBM en el RA de  $0.06 \text{ L CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ DQO}$ , mientras que, en el experimento P1-CEM4 se obtuvo un PBM de  $0.1 \text{ L CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ DQO}$  siendo 1.6 veces mayor, al utilizar el pretratamiento, Lee et al. (2017) evaluaron una CEM y un control anaerobio (RA) para el tratamiento de lixiviados, en donde obtuvieron una producción de  $0.34$  y  $0.2 \text{ L CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ DQO}$  respectivamente, y se alcanzó la estabilización de los reactores después de los 50 d de operación, operando a un pH entre 7.3 y 7.8, al evaluar la composición del biogás se obtuvo una mayor producción de  $\text{CH}_4$  en las CEM, mientras que, en el reactor anaerobio se observó una mayor producción de  $\text{H}_2$ , debido a que, las CEM aceleran la actividad metanogénica hidrogenotrófica. La baja producción de biogás comparada con la reportada por los autores podría deberse a que el  $\text{H}_2\text{O}_2$  residual podría causar inhibición a microorganismos, disminuyendo la eficiencia de degradación en el tratamiento biológico (Vázquez e Isabel, 2022; Moreno y Miroslava, 2019).

Hasan et al. (2021) evaluaron el pretratamiento de lixiviados a partir de oxidación química con el fin de mejorar el potencial de metano en lixiviados y aumentar la biodegradabilidad, en donde el mayor rendimiento de metano fue de  $0.295 \text{ L CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ STV}$  alimentando el reactor anaerobio con el 35% de lixiviado, mientras que, el potencial más bajo observado por los autores fue de  $0.1 \text{ L CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ DQO}$  utilizando lixiviado al 15% ambos con una relación de  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  de 0.23. Además, de acuerdo a sus características se consideró como "lixiviado intermedio", siendo similar al PBM mayor obtenido en este estudio de  $0.1 \text{ L CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ DQO}$ , utilizando lixiviado diluido al 10% con un tiempo de reacción de 60 min y  $3 \text{ g L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y una relación inicial de  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  de 0.027. Los bajos valores del PBM y de la AME, podrían deberse al bajo contenido de materia orgánica biodegradable (0.027) y a la elevada toxicidad en el influente (23.79 UT con lixiviado crudo diluido al 10%).

De acuerdo con Filer et al. (2019) y Pearse et al. (2018a) se deben producir 350 ml de  $\text{CH}_4$  por cada gramo de DQO removido, esto en las mejores condiciones de operación (temperatura y presión estándar), considerando que se produce la mineralización completa de los residuos. Sin embargo, como mencionan Pearse et al. (2018b), incluso al tener una muestra homogénea y biodegradable de los residuos, los resultados obtenidos experimentalmente siempre serán inferiores a los calculados teóricamente; ellos mencionan que esto sucede debido a la inaccesibilidad de la materia orgánica que es utilizada para el crecimiento y mantenimiento celular durante la digestión anaerobia, así como a la presencia de compuestos recalcitrantes.

Comparando la producción de biogás en las CEM y en el reactor anaerobio, se obtuvo una producción máxima de hasta el 15.7% mientras que, al operar el RA se obtuvo una producción del 4%, lo que podría deberse a los microorganismos hidrogenotróficos presentes como *Methanomicrobiales* y *Methanobacterales* en donde la población es hasta 17 veces mayor en CEM. Las CEM incrementan el tamaño de la comunidad bacteriana y de esta manera aumenta la conversión de materia orgánica a AGV que más adelante produce metano (Lee et al. 2017; Gajaraj et al. 2017).

Respecto al pH se observó una disminución de 7.67 a 7.55 en los reactores de las CEM y controles, lo cual podría deberse a la fase de hidrólisis y acidificación.

#### **4.3.4.4 Comportamiento de la materia orgánica, P1- CEM**

En la Figura 35 se presenta la remoción de la DQO en la CEM en la cual se usó lixiviado pretratado con  $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ . Se observa que las remociones de DQO en la BES-CEM, en donde no se aplicó pretratamiento fueron de 26.17, 23.56, 21.59 y 15.4% para los P1-CEM1, P1-CEM2, P1-CEM3 y P1-CEM4, respectivamente. A pesar de obtener una mayor producción de biogás en las CEM con pretratamientos, se obtuvieron remociones de DQO similares a las obtenidas evaluando una CEM con lixiviado crudo diluido al 10% sin un pretratamiento.





Se obtuvo una máxima remoción de DQO del 26.17% en el P1-CEM1 evaluando el tiempo de reacción de 15 min y una concentración de  $H_2O_2$  de  $1.56 \text{ g L}^{-1}$ , las menores remociones se obtuvieron en los experimentos P1-CEM3 y P1-CEM4 en donde, se utilizó una concentración de  $H_2O_2$  mayor ( $3 \text{ g L}^{-1}$ ), el  $H_2O_2$  residual presente en los experimentos con pretratamiento causa inhibición a microorganismos, disminuyendo la eficiencia de degradación, debido al aumento de la toxicidad (Vázquez e Isabel, 2022; Moreno y Miroslava, 2019).

Con respecto a la biodegradabilidad, como muestra la Figura 36 se obtuvo un aumento de la fracción biodegradable en un 19.7 y un 7.8% en los P1-CEM1 Y P1-CEM2, mientras que, en los P1-CEM3 Y PE-CEM4 la biodegradabilidad disminuyó en un 1.2 y 29.5%, los pretratamientos P1-CEM1 Y P1-CEM2 utilizando la concentración de  $1.56 \text{ g L}^{-1}$  mostraron mejores resultados en cuanto al aumento de la biodegradabilidad y a la remoción de DQO, sin embargo, a pesar de variar los tiempos de reacción y la concentración de  $H_2O_2$  los resultados de la remoción de DQO fueron similares entre sí.

La mayor remoción de DQO en los pretratamientos se podría atribuir a la hidrólisis de compuestos fácilmente biodegradables debido a la oxidación parcial de compuestos refractarios convirtiéndolos así en elementos más biodegradables mientras que, para el lixiviado crudo la remoción de DQO fue menor, debido a la presencia de menores compuestos biodegradables (Hasan et al. 2021).

Para las remociones globales de DQO (Figura 37), considerando la suma del pretratamiento con luz UV/ $H_2O_2$  + las CEM se obtuvo una eficiencia global del 37.3% para el P1-CEM1, 39.7% para el P1-CEM2, 45.2% en el P1-CEM3 y 44.1% para el P1-CEM4 para la remoción de DQO, de los cuales el 26.1, 23.5, 21.5 y 15.4% se atribuyó a las CEM para los P1-CEM1, P1-CEM2, P1-CEM3 y P1-CEM4 respectivamente.

En el RA 10% se obtuvo una remoción de DQO del 11%, mientras que, al utilizar el BES-CEM se obtuvo una remoción de DQO del 21.8%, como se muestra en la Figura 37.

Comparando los resultados de DQO obtenidos en el pretratamiento con UV/ $H_2O_2$  + las CEM con las remociones de DQO de las CEM sin pretratamiento (BES-CEM), la máxima remoción obtenida utilizando el pretratamiento y las CEM fue de 44.3% mientras que, al utilizar la BES-CEM la remoción fue de 21.8%, el uso del UV/ $H_2O_2$  incrementó la eficiencia global del proceso. El uso de una CEM con y sin pretratamiento fue mayor que, al utilizar únicamente un reactor anaerobio (RA) con lixiviado crudo diluido al 10%, por lo que el uso de CEM incrementa la remoción de DQO y la producción de biogás.

Los resultados muestran que, la incorporación de CEM en reactores anaerobios hace que se lleve a cabo más rápido la estabilización de la materia orgánica y produce una mayor cantidad de biogás que un reactor anaerobio convencional. Por lo que, la incorporación de las CEM en un digestor anaerobio disminuye la concentración de DQO, mejorando las tasas de remoción y la producción de biogás.

El uso de pretratamientos seguido de una CEM incrementa la remoción de compuestos como la DQO, tal y como lo informa Hassan et al. (2018a) que utilizando el proceso fenton como pretratamiento, seguido de una CEM obtuvieron una remoción del 50% de  $DBO_5$ , mientras que, utilizando lixiviado crudo sin pretratamiento alcanzaron una remoción del 3% de  $DBO_5$ .

Las mayores remociones obtenidas en los pretratamientos podrían deberse a que la DQO era consumida de manera más sencilla por las bacterias metanogénicas para producir el biogás (Hasan et al. 2021).



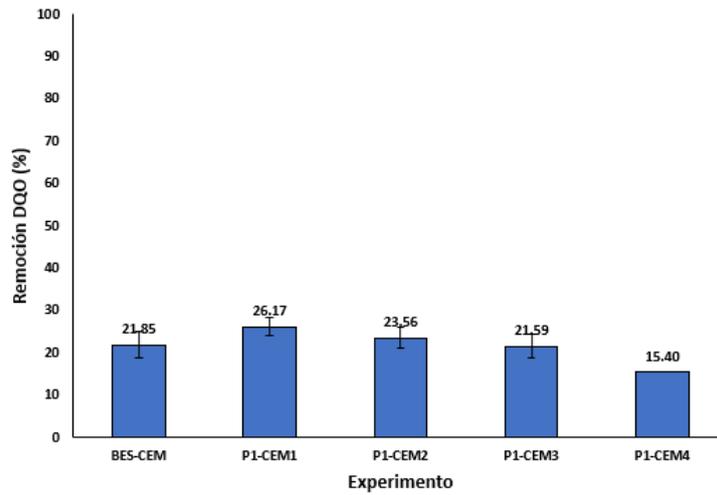


Figura 35. Remoción de DQO en CEM (pretratamiento con UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).

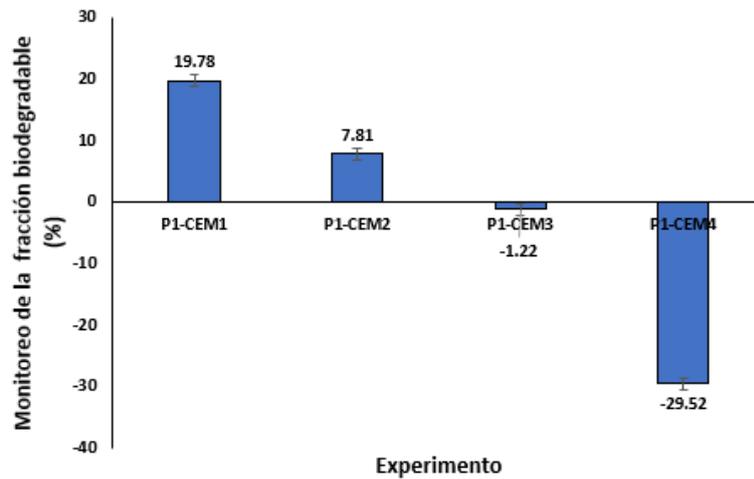


Figura 36. Monitoreo de la fracción biodegradable (pretratamiento con UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).

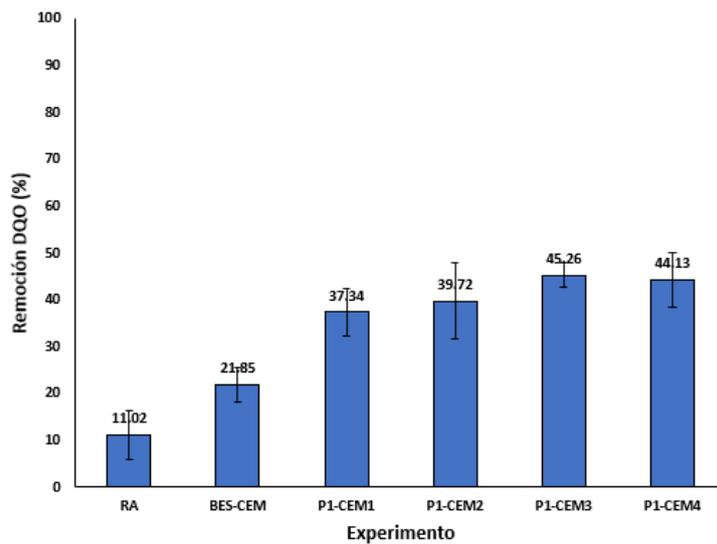


Figura 37. Remoción de DQO global en P1-CEM.





Dichos resultados fueron menores a los reportados por Rani et al. (2020) quienes utilizando CEM obtuvieron remociones del 73% de DQO utilizando una dilución de lixiviado al 16% con agua residual de una industria de lácteos, suministrando 0.8 V, con una carga orgánica similar de 24 g DQO m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>, produciendo 15 ml L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de hidrógeno, utilizando tela de carbón y hoja de grafito para el ánodo y cátodo respectivamente, quienes mencionan que al aumentar la dilución del lixiviado del 14 al 16% se observó una disminución en la remoción de la DQO y en la producción de hidrógeno, debido a que el lixiviado es un líquido tóxico que al ser aplicado directamente podría desestabilizar el reactor, por lo que el elevado porcentaje de remoción podría deberse a los compuestos presentes en el agua residual de lácteos.

Mientras que, Hassan et al. (2018a) obtuvieron remociones del 73% de DQO y de N-NH<sub>3</sub>, 36% de N-NO<sub>3</sub>, aplicando un voltaje de 0.8 V, las remociones reportadas son mayores a las obtenidas en este estudio, podría deberse al tipo de lixiviado que utilizaron (joven) y al mayor tiempo de operación (62 d).

Gao et al. (2017) operaron 3 reactores CEM y 3 reactores anaerobios (controles) utilizando lixiviado joven diluido con agua de grifo, el voltaje aplicado para las CEM fue de 0.7 V, como ánodo y cátodo utilizaron varilla de grafito y los reactores tenían un volumen de 500 ml, como inóculo utilizaron lodo anaerobio previamente aclimatado con lixiviado durante más de 100 d, la operación se realizó por ciclos en donde se aumentó la concentración de DQO de 5,000 a 20,000 mg L<sup>-1</sup> por 58 d.

Después de 12 d se obtuvieron remociones mayores al 85%, sin embargo, los reactores con CEM mostraron remociones 9% mayores comparadas con las obtenidas en los reactores anaerobios, además la producción de CH<sub>4</sub> mejoró utilizando las celdas, aumentando hasta un 44% más que en los reactores anaerobios. Sin embargo, al aumentar la concentración a 21,000 mg L<sup>-1</sup> se obtuvieron remociones de DQO del 30%, lo que significa que los reactores no toleran esa concentración del influente.

Los resultados con respecto a la remoción de DQO obtenidos en la presente experimentación (3,000 mg L<sup>-1</sup> de DQO en el influente) son similares a los obtenidos por Gao et al. (2017) utilizando concentraciones de 21,000 mg L<sup>-1</sup> de DQO en el influente, esto se debe probablemente a las diferentes características del lixiviado, ya que el del presente estudio es un lixiviado con una fracción biodegradable de 0.04 en el efluente del pretratamiento, lo que indica que los compuestos presentes en su mayoría son de difícil biodegradación, lo que también significa la presencia de compuestos recalcitrantes o sustancias aromáticas en el sustrato, que causen un “efecto de intoxicación” en los microorganismos presentes en el ánodo, tal como las sustancias húmicas de alto peso molecular (teniendo un color amarillo y negro) que son resistentes a la descomposición microbiana (Hasan et al. 2021; Córdova et al. 2017).

#### **4.3.4.5 Comportamiento del nitrógeno, P1-CEM**

Se obtuvo una remoción de N-NH<sub>3</sub> del 29, 31, 30, 32% del experimento P1-CEM1, P1-CEM2, P1-CEM3 y P1-CEM4 respectivamente como muestra la Figura 38, donde se observa poca variación entre experimentos, sin embargo, al aumentar la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y el tiempo de reacción la remoción mejora ( $\alpha$  0.1, datos mostrados en los anexos). La eliminación del N-NH<sub>3</sub> en las CEM se da por la oxidación del nitrógeno, el ánodo actúa como aceptor de electrones (oxidación anódica), la eliminación se puede dar por la desnitrificación y el proceso anammox, produciendo nitrógeno gas en condiciones anaerobias (Koffi y Okabe, 2021).

También se obtuvo una remoción del 1.5% de N-NH<sub>3</sub> en el RA 10% mientras que, en el BES-CEM se obtuvo una remoción del 3.17% de N-NH<sub>3</sub>, la mayor parte de las remociones de N-



$\text{NH}_3$  en los P1 -CEM fueron a causa del pretratamiento a causa de la oxidación del N- $\text{NH}_3$  en N- $\text{NO}_3$ .

Las mayores remociones obtenidas en las BES-CEM comparadas con el RA podrían deberse a que, al utilizar electrólisis se facilita la degradación de compuestos orgánicos debido al potencial anódico de manera que, las bacterias exoelectrogénicas podrían digerir los compuestos utilizando al ánodo como aceptor de electrones (Wang et al. 2020c).

Con respecto a la concentración de N- $\text{NO}_2$  se obtuvo una remoción en los P1-CEM1, P1-CEM2, P1-CEM3 y P1-CEM4 del 20, 29, 24 y 24%, mientras que, para el RA 10% se obtuvo una remoción del 71.4% y 78.5% utilizando el BES-CEM. Dentro del sistema de las CEM se da la nitrificación y desnitrificación (sin utilizar aireación), los electrones derivados de la eliminación del N- $\text{NH}_3$  son capturados por el ánodo y transferidos al cátodo a través del circuito eléctrico, en la cámara catódica se reducen los N- $\text{NO}_2$  y N- $\text{NO}_3$ , produciendo finalmente nitrógeno gas. La eliminación del nitrógeno depende de los microorganismos y del voltaje suministrado (0.8 V) (Koffi y Okabe, 2021).

Koffi y Okabe, (2021), mencionan que, al integrar una CEM con una CCM se han obtenido remociones superiores al 30% de NT comparadas con un proceso anammox convencional. Las bajas remociones de nitritos en los pretratamientos, podrían deberse a que, al utilizar  $\text{H}_2\text{O}_2$ /UV los compuestos derivados de proteínas y péptidos a causa de la mineralización se transformaron en compuestos más simples que contienen nitrógeno, el N- $\text{NH}_3$  es atacado por los  $\text{OH}^-$ , para posteriormente ser oxidado a  $-\text{NH}_2$  que en contacto con el  $\text{H}_2\text{O}_2$  se transforma a  $\text{NH}_2\text{OH}$  que, al ser inestable, se divide en N- $\text{NO}_2$  incrementando su concentración que puede ser oxidado a N- $\text{NO}_3$ , conduciendo a una disminución del pH, parte de los N- $\text{NO}_2$  y N- $\text{NO}_3$ , fueron removidos utilizando las CEM (Córdova et al. 2017).

Para los  $\text{NO}_3^-$  se obtuvo una remoción del 76, 74, 68 y 71% en los P1-CEM1, P1-CEM2, P1-CEM3 y P1-CEM4, la diferencia en las remociones de N- $\text{NO}_3$  fueron no significativas, considerando el tiempo de reacción y la concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$  con una  $R^2$  de 0.84 y un nivel de significancia de 0.1 mientras que, en el BES-CEM se obtuvo una remoción del 91% y 83% en el RA 10% (Figura 39). La obtención de una mayor remoción utilizando el BES-CEM puede atribuirse a que, al utilizar los pretratamientos (P1-CEM), el N- $\text{NH}_3$  se oxidó formando N- $\text{NO}_2$  y N- $\text{NO}_3$  aumentando su concentración en el efluente del UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ , la cual disminuyó en el reactor bioelectroquímico. Hassan et al. (2018b) evaluaron una CEM, observaron la oxidación del amonio en presencia de N- $\text{NO}_2$  Y N- $\text{NO}_3$  bajo un voltaje aplicado (1 V), con fieltro de carbono y placa de acero inoxidable para el ánodo y cátodo, respectivamente, en un tiempo de operación de 62 d y en modo continuo. Las remociones de N- $\text{NO}_2$  podrían deberse a la desnitrificación en la cámara anódica, observando la presencia de *Pseudomona*.

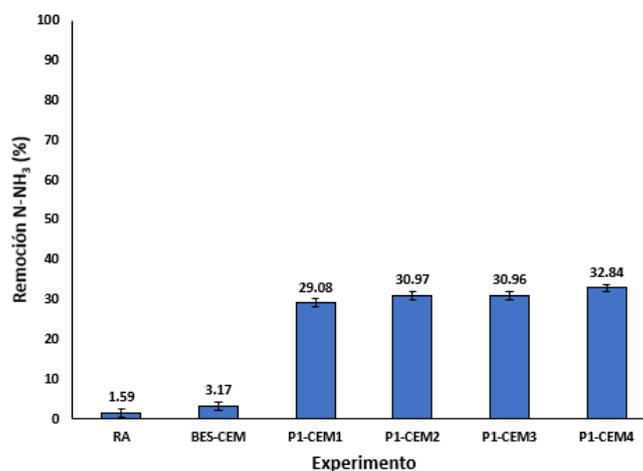


Figura 38. Remoción de N- $\text{NH}_3$  global en P1-CEM.



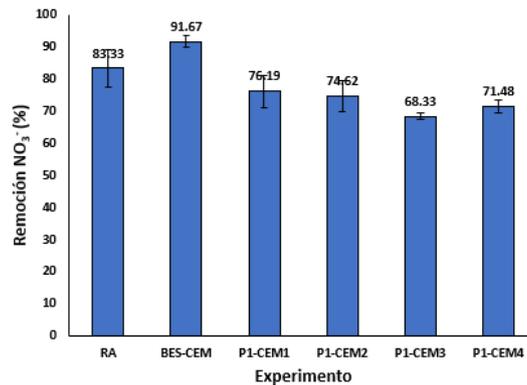


Figura 39. Remoción de N-NO<sub>3</sub> global en P1-CEM.

#### 4.4 Pretratamiento Ultrasonido

Se realizó la evaluación del segundo pretratamiento para ello se utilizó un diseño experimental de cuatro experimentos por duplicado como se muestra en la Tabla 23, además se realizó un quinto experimento como punto intermedio, evaluando un tiempo de reacción de 20 min y una dilución de 15%, con la finalidad de detectar la presencia de curvatura.

Tabla 23. Diseño experimental del pretratamiento Ultrasonido.

Experimento	Tiempo de reacción (min)	Dilución (%)	Variables de respuesta	
			Remoción DQO (%)	DBO <sub>5</sub> /DQO
P2-1	10	10	9.13	0.025
P2-2	40	10	3.77	0.021
P2-3	10	30	3.64	0.038
P2-4	40	30	-4.22	0.036
P2-5	20	15	6.18	0.019

Se encontró que el pH se mantuvo en un rango entre 8.2 a 8.7 en todos los experimentos, como se muestra en la Figura 40. Este rango de pH favorece el pretratamiento y a la eliminación de amonio, ya que en un pH ácido los iones de amonio no se eliminan dentro de las burbujas de cavitación (Javad et al. 2021).

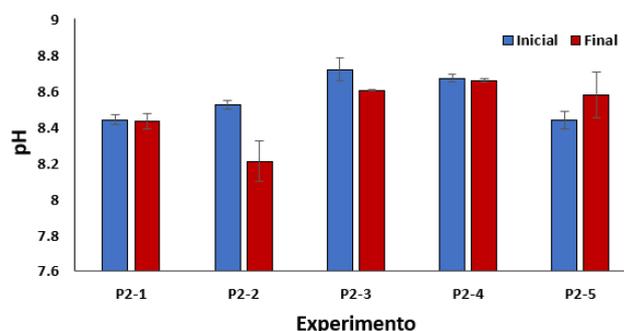


Figura 40. Monitoreo del pH, ultrasonido.



Grosser et al. (2018) mencionan que, al aumentar el tiempo de sonicación el pH de las muestras podría disminuir, los autores reportan una disminución del 22% (de 8.3 a 6.5), mientras que, en este estudio se observó una disminución máxima del 3% en el P2-2 (de 8.52 a 8.21) con un tiempo de sonicación de 40 minutos, mientras que, en los demás experimentos no se observó variación. Méndez-Arriaga et al. (2008), mencionan que, la disminución del pH podría deberse a la formación de  $\text{HNO}_3$  y  $\text{HNO}_2$  a partir del  $\text{N}_2$  presente en el aire, los autores observaron una disminución del pH después de 30 min de sonicación en el tratamiento de ibuprofeno, la disminución también podría deberse a la formación de ácidos alifáticos, los cuales se acumulan y contribuyen a la disminución del pH.

En la Figura 41 se presentan las remociones de DQO obtenidos en los experimentos y se puede observar que se obtuvo una máxima remoción de DQO del 9.13% en el P2-1 utilizando un tiempo de reacción de 10 min con una dilución de lixiviado del 10%, seguido del P2-5 en el que se evaluaron como variables el tiempo de 20 min y una dilución de lixiviado del 15%, valores similares a los obtenidos por Asaithambi y Govindarajan (2021), quienes reportan una remoción del 7.5% de DQO y 12% de color, con una concentración inicial de DQO de  $2,400 \text{ mg L}^{-1}$  y un tiempo de sonicación de 180 min.

En el caso del P2-4 se produjo un aumento de la DQO en un 4.22%.

El incremento de la DQO en el P2-4 (evaluando un tiempo de reacción de 40 min y una dilución del 30%) podría deberse a que, al incrementar el tiempo de reacción y al tener una concentración mayor de lixiviado, se da la desintegración de más compuestos complejos, como mencionan Zhang et al. (2017), los autores reportan el incremento de la  $\text{DQO}_5$  y de proteínas. El aumento de los compuestos podría deberse al rompimiento de flóculos presentes en la muestra y de la lisis celular, lo que también se relaciona con el incremento de los sólidos en suspensión y la turbiedad del lixiviado.

En el caso de los pretratamientos P2-1, P2-2, P2-3 y P2-5 se obtuvo una remoción de DQO del 9.13, 3.78, 3.65 y 6.18 respectivamente, de acuerdo con la ANOVA realizada (ver anexo 7.2) tanto el tiempo de reacción, como la dilución del lixiviado son significativas para la remoción de la DQO.

Valores similares a los mencionados reportan Joshi y Gogate, (2019) que al utilizar lixiviados estabilizados con una concentración de  $14,000 \text{ mg L}^{-1}$  obtuvieron remociones del 6% con una frecuencia de 20 kHz, con un tiempo de 60 min de trabajo, también se pueden comparar a los reportado por Grosser et al. (2018) quienes mencionan que, al utilizar concentraciones elevadas de DQO la eficiencia podría disminuir.

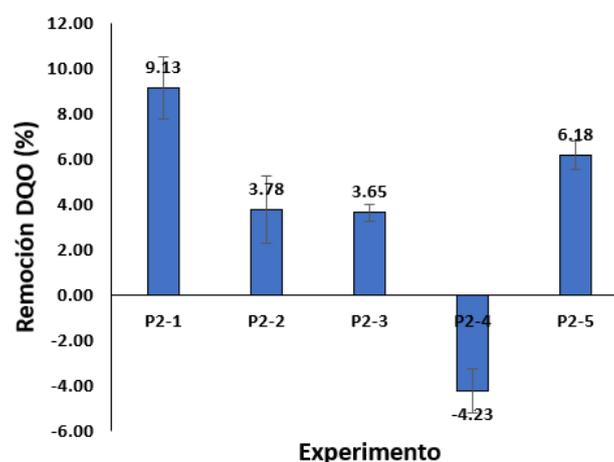


Figura 41. Remoción de DQO, ultrasonido.



A pesar de que el tiempo de reacción en este estudio mostró ser significativo, Javad et al. (2021), mencionan que, después de un tiempo de 90 min no encuentran cambios significativos respecto a la remoción de DQO lo que podría deberse a la formación de subproductos orgánicos resistentes.

Los valores obtenidos en este experimento, son similares a los obtenidos por Díaz et al. (2020) que obtuvieron un aumento de color del 30% mientras que, el pH se mantuvo constante entre 8 y 8.4 al igual que en este estudio. Al continuar operando con un tiempo de reacción mayor a 60 min el color podría disminuir hasta un 90%.

La Figura 42 muestra el comportamiento de los sólidos en suspensión (SS) en donde, aumentaron un 14, 20, 16, 23 y 15% para los P2-1, P2-2, P2-3, P2-4 y P2-5, respectivamente, de igual forma se obtuvo un incremento del color en las muestras, las cuales incrementaron sus valores 23, 25, 12, 30 y 24% para los P2-1, P2-2, P2-3, P2-4 y P2-5, respectivamente, de acuerdo al ANOVA (ver anexo 7.2) los parámetros experimentales no fueron significantes para el aumento de color.

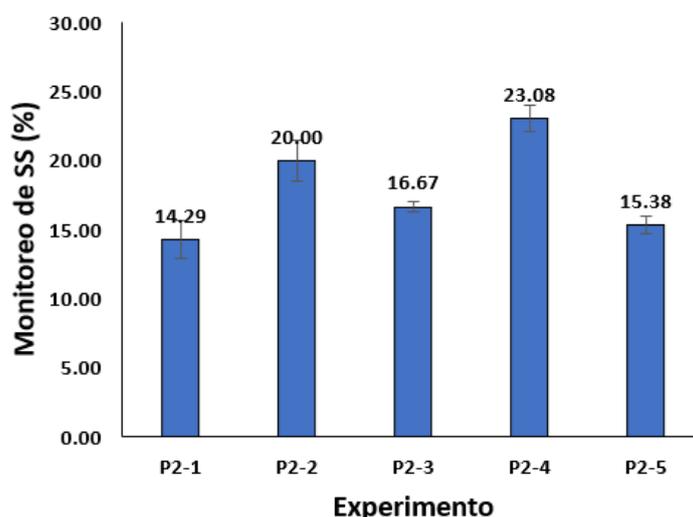


Figura 42. Monitoreo de sólidos en suspensión, ultrasonido.

Siendo los sólidos en suspendidos la variable que se relaciona con la dilución y el tiempo de reacción ( $R^2$  0.96;  $\alpha$  0.1) (ver anexo 7.2), lo que podría deberse a la desintegración de compuestos presentes en el lixiviado, en donde se lleva a cabo el rompimiento de la pared celular de bacterias, así como podría darse la conversión de la DQO en partículas a DQO soluble durante la aplicación de ultrasonido de baja frecuencia (Lizama et al. 2017; Oz et al. 2014).

El aumento de los sólidos se relaciona con lo mencionado por Nazimudheen et al. (2018) que evaluaron un tratamiento con ultrasonido en donde la turbiedad aumentó de 528 a 943 NTU, sin embargo, podría disminuir al aumentar el tiempo de reacción debido a que dichas partículas (sólidos orgánicos) están en contacto con los radicales  $\cdot\text{OH}$ .

También, determinó la solubilización de la materia orgánica en los cinco experimentos (Figura 43).



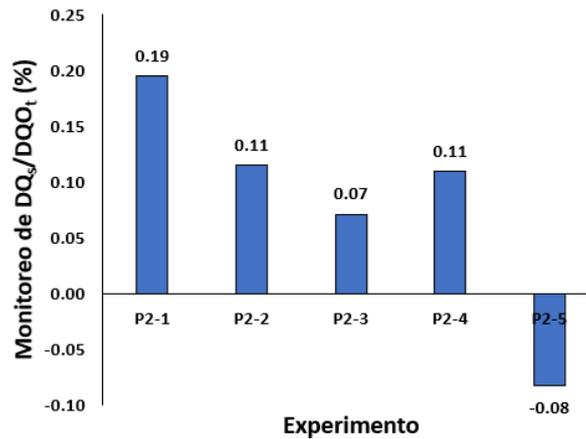


Figura 43. Monitoreo de la relación  $DQO_s/DQO_t$  ultrasonido.

A partir de la relación  $DQO_{soluble}/DQO_{total}$ , se encontró que la relación para el lixiviado crudo fue de 0.65 mientras que, después del pretratamiento con ultrasonido la relación aumentó a 0.77, 0.72, 0.69, 0.72 para P2-1, P2-2, P2-3 y P2-4 respectivamente, mientras que, el P2-5 disminuyó a 0.59, siendo P2-1 en el que se presentó un incremento máximo de la relación  $DQO_{soluble}/DQO_{total}$  con un 19%. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Oz et al. (2014) quienes mencionan que se ha encontrado un aumento en la solubilización de entre 2 y 35% en lixiviados.

Díaz et al. (2020) mencionan que, al utilizar un tratamiento mediante ultrasonido se obtienen bajas remociones de DQO total, sin embargo, la DQO soluble podría incrementar hasta un 40% utilizando una amplitud del 90%, los autores mencionan que, la solubilidad del sustrato puede aumentar de 4 a 20 veces después de tratarlos con un ultrasonido con tiempos de reacción de 20 a 100 min, mencionando que tiempos mayores de 80 min no muestran cambios significativos, sin embargo, tiempos mayores a 45 min permiten un mayor aumento en la DQO soluble, los autores reportan también, un aumento de 0.48 a 0.62 y 0.71 para amplitudes del 50 y del 90% de la relación  $DQO_s/DQO_t$ .

El lixiviado utilizado para el pretratamiento con ultrasonido contaba con una fracción biodegradable del 0.0156 para la dilución del 10% utilizada en el P2-1, P2-2 y P2-5, mientras que, se obtuvo una fracción biodegradable de 0.033 para la dilución del 30% utilizada en el P2-3 y P2-4, obteniendo un aumento de la fracción biodegradable del 36.9, 31.5, 15.9, 12.5, 20.7% para P2-1, P2-2, P2-3, P2-4 y P2-5 respectivamente (Figura 44), de acuerdo al análisis estadístico, la dilución del lixiviado mostró tener un efecto significativo con respecto al aumento de la biodegradabilidad (ver anexo 7.2).

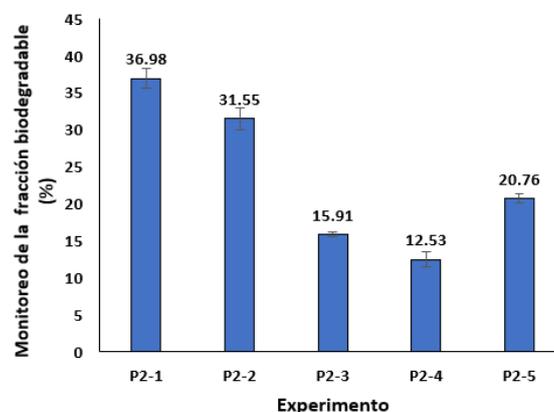


Figura 44. Monitoreo de la fracción biodegradable, ultrasonido.



Por otra parte, la remoción del nitrógeno amoniacal en los pretratamientos fue de 1.9, 0.93, 2.33, 1.5 y 3.6% para P2-1, P2-2, P2-3, P2-4 y P2-5 respectivamente, como muestra la Figura 45.

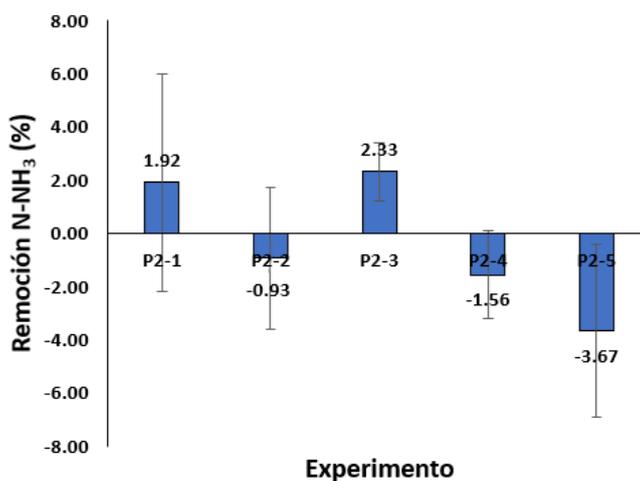


Figura 45. Remoción de N-NH<sub>3</sub>, ultrasonido.

Todos los pretratamientos realizados con ultrasonido mostraron remociones de N-NH<sub>3</sub> menores de 4%, lo que podría deberse a que el nitrógeno amoniacal es un compuesto hidrofílico y en este tipo de procesos hay tres sitios de reacción, en la región de la fase gaseosa dentro de la burbuja (reacciones de pirólisis, en donde se remueven compuestos volátiles por descomposición térmica), en la superficie de la burbuja, se da entre la cavidad y el líquido (gradientes de temperatura y presión, concentración de radicales mayor en donde se remueven compuestos hidrofóbicos por la oxidación a causa de los radicales •OH, siendo estos la principal forma de degradación, debido a que este tipo de compuestos tienden a acumularse en la fase líquida) y en la solución (en donde los radicales reaccionan con los compuestos, velocidades de reacción menores que en los sitios antes mencionados tal es el caso de los compuestos hidrofílicos) (Wood et al. 2017; Gogate y Patil, 2016; Javad et al. 2021).

Por lo que al incrementar el tiempo de sonicación podría aumentar la eficiencia de remoción para el nitrógeno amoniacal, como es el caso de lo reportado por Babu et al. (2017) que obtuvieron una remoción del 96% de nitrógeno amoniacal después de 180 min de sonicación, sin embargo, no sería económicamente viable aumentar el tiempo de tratamiento, ya que representaría un gasto energético mayor, siendo este una de las limitantes del proceso, por lo que es indispensable conocer las variables que explican el comportamiento de la remoción de la DQO, así como del aumento de la fracción biodegradable

#### 4.4.1 Diseño experimental pretratamiento Ultrasonido

El análisis de los datos experimentales al igual que en el primer pretratamiento se realizó a través del análisis de varianza (ANOVA) de tal forma que se pueda determinar la interacción simultánea entre los parámetros de entrada con la variable de respuesta (% remoción de DQO y aumento de la fracción biodegradable). La exactitud del modelo desarrollado y la significancia estadística se analizaron utilizando los factores como la prueba F, valor P, R<sup>2</sup> y el estadístico t.





La correlación entre los parámetros experimentales (tiempo de reacción y dilución del lixiviado) y la eficiencia de remoción de DQO del lixiviado se muestra en la Ecuación 21.

$$\text{Modelo 1. \%Remoción DQO} = 15.49 - 0.22 X - 0.34 X_2 \quad \text{Ecuación 21}$$

Donde:

X= tiempo de reacción (min)

X2= dilución del lixiviado (%)

$$\text{Modelo 2. \%} \frac{DBO_5}{DQO} = 43.561 - 0.916 X_2 \quad \text{Ecuación 22}$$

Donde:

X2= dilución del lixiviado (%)

#### 4.4.1.1 Remoción de DQO ultrasonido

El modelo desarrollado ha mostrado que el valor de P es menor al nivel de significancia propuesto ( $0.016 < 0.1$ ), indicando que, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con una confianza del 90%, siendo un modelo significativo ( $F 58.62 > 9$ ) (ver anexo 7.2).

Respecto a cada parámetro se obtuvo un valor de P de 0.0017 y 0.0016 para el tiempo de reacción y la dilución respectivamente con una  $R^2$  de 0.98 y  $R^2$  ajustada de 0.96, indicando que ambas variables explican el comportamiento de la remoción de la DQO al disminuir el tiempo de reacción y la dilución como muestra la Ecuación 21, siendo el tiempo de reacción una variable con un menor efecto, similar a lo mencionado por Asaithambi y Govindarajan (2021), quienes reportan una disminución en la remoción de DQO al incrementar la concentración inicial de DQO (siendo en este estudio, el incremento de la dilución del lixiviado), esto debido a que, la cantidad de radicales hidroxilo no son suficientes para degradar la elevada concentración de DQO, por lo que la eficiencia disminuye.

Al utilizar una concentración menor al 10% de lixiviado podría disminuir la eficiencia del proceso debido a que habrá una menor disponibilidad de materia orgánica que puede ser oxidada, por lo que al utilizarlo como postratamiento sería menos eficiente debido a que contaría con una menor cantidad de materia orgánica es por ello que es utilizado como pretratamiento.

#### 4.4.1.2 Fracción biodegradable ultrasonido

Con respecto al segundo modelo, como se muestra en la Tabla 24 y en la Ecuación 22, la variable que explica el comportamiento del aumento de la fracción biodegradable ( $DBO_5/DQO$ ) con valores de P de 0.08 es la dilución con una  $R^2$  y  $R^2$  ajustada 0.85 y 0.7, respectivamente (ver anexo 7.2). Al utilizar una dilución menor al 30% de lixiviado se obtuvo un aumento significativo en cuanto a la fracción biodegradable. Utilizando diluciones del 10% de lixiviado se obtuvo un aumento de la fracción biodegradable del 36 y del 31% al utilizar tiempos de reacción de 10 y 40 min, mientras que, al utilizar una dilución del 15% el aumento de la fracción fue menor (20%) utilizando un tiempo de reacción de 20 min, a diferencia de las diluciones del 30% variando los tiempos de reacción de 10 y 40 min, se obtuvo un aumento del 16 y del 12.5%.

Joshi y Gogate, (2019) mencionan que al utilizar un tratamiento ultrasónico se ha reportado un aumento en la biodegradabilidad de lixiviado de 0.046 a 0.056 utilizando un tiempo de reacción de 28 min. Yarimtepe y Oz en el 2015 aumentaron la fracción biodegradable un 32% utilizando un ultrasonido de baja frecuencia, valor similar al obtenido en la presente experimentación en la cual, al utilizar un tiempo de reacción de 10 min y una dilución de





lixiviado del 10% se obtuvo un aumento en la fracción biodegradable de 0.016 a 0.022, mientras que, al utilizar una dilución del 30% la fracción biodegradable aumentó un 16 y un 12.5% al utilizar un tiempo de reacción de 10 y de 40 min respectivamente. Estos resultados fueron menores a los reportados por Cui et al. (2017) que, aumentaron la fracción biodegradable de 0.028 a 0.46 de agua utilizando un tratamiento de oxidación electroquímica por 24 h, también fueron menores a los reportados por Grosser et al. (2018) que, evaluaron el aumento de la fracción biodegradable en muestras de lixiviados, incrementando la relación DBO<sub>5</sub>/DQO de 0.11 a 0.3, al utilizar un tiempo de sonicación de 3 min, al implementar tiempos mayores no observaron efectos significativos.

La Tabla 24 muestra un resumen del ANOVA para el pretratamiento utilizando un ultrasonido.

Tabla 24. Análisis de varianza ultrasonido.

Diseño 1. 2 <sup>2</sup>		
	Remoción DQO	Relación DBO <sub>5</sub> /DQO
Estadístico t	Tiempo de reacción (p=0.017) Dilución (p=0.015)	Dilución (p=0.08)
R <sup>2</sup> y R <sup>2</sup> ajustada	0.98 y 0.96	0.85 y 0.7

Aunque, la aplicación del ultrasonido como pretratamiento en combinación con otros procesos de tratamiento como los procesos biológicos y la oxidación avanzada aumenta la eficiencia del tratamiento de lixiviados, su eficacia depende de factores como la calidad del lixiviado (Javad et al. 2021).

La Tabla 25 muestra un resumen de la comparación de remociones obtenidas utilizando un ultrasonido y los resultados de este estudio.

Tabla 25. Comparación de resultados utilizando un ultrasonido para el tratamiento de lixiviados.

Remoción (%)		Observaciones	Referencia
DQO	Otro compuesto		
9.13	N-NH <sub>3</sub> 1.92	Lixiviado estabilizado, evaluando el tiempo de sonicación (10 y 40 minutos) y la dilución del lixiviado (10 y 30%), incrementando un 4.22% la DQO al aumentar la concentración y el tiempo de sonicación. volumen útil 0.25 L, utilizando un ultrasonido Cole-Parmer 500-Watt Ultrasonic Homogenizer modelo CP505	En este estudio
3.77	0.93		
3.64	2.32		
6.18	3.66		





Continuación Tabla 25. Comparación de resultados utilizando un ultrasonido para el tratamiento de lixiviados.

Remoción (%)		Observaciones	Referencia
DQO	Otro compuesto		
-	54.6 ftalato de dibutilo (DBP)	Utilizado en lixiviados estabilizados, tiempo de reacción 60 min. Un cambio de amplitud del 20% al 50% dio como resultado un aumento del rendimiento del 10%	Ziembowicz et al. 2019
6	-	Proceso de oxidación avanzada, utilizado en lixiviados estabilizados. DQO inicial 14,000 mg L <sup>-1</sup>	Joshi y Gogate, 2019
-	-	Se obtuvo un aumento de la fracción biodegradable un 32%	Yarimtepe y Oz, 2015
16	-	Incrementaron la relación DBO <sub>5</sub> /DQO de 0.11 a 0.3 en un tiempo de sonicación de 3 minutos	Grosser et al. (2018)
-	N-NH <sub>3</sub> 25.2	Utilizando ultrasonido+ UV, potencia de 100 W para el ultrasonido, con una longitud de onda de 254 nm para la luz UV, los autores mencionan que, la luz UV podría remover hasta un 20.2% de N-NH <sub>3</sub> , concentración inicial de N-NH <sub>3</sub> de 1,800 mg L <sup>-1</sup>	Liu et al. 2014

#### 4.4.2 Evaluación del pretratamiento con ultrasonido acoplado a un reactor anaerobio bioelectroquímico tipo celdas de electrólisis microbiana (BES-CEM)

En la Figura 46 se presentan los resultados obtenidos de producción de biogás en los experimentos que combinan el pretratamiento con ultrasonido y la CEM, así como la producción de biogás en los experimentos de control en las CEM que se alimentaron con lixiviado crudo con diferentes diluciones y sin pretratamiento (BES-CEM), así como en reactores anaerobios alimentados con lixiviado crudo con diferentes diluciones y sin pretratamiento (RA 10 y 30%). La duración de cada experimento fue de 9 d. Se observa que la máxima producción fue de 95 ml de biogás producido en el experimento P2-CEM4, evaluando un tiempo de sonicación de 40 min y una dilución del 30%, en donde se alcanzó la fase estacionaria a los 7 d, lo que podría deberse a la mayor disponibilidad de materia orgánica fácilmente biodegradable, siendo éste el experimento en el que la DQO aumentó en un 4% utilizando el ultrasonido como pretratamiento y el que obtuvo una máxima remoción de DQO del 38%, una remoción de 53% de color y 6% de sólidos suspendidos. Los experimentos P2-CEM1 y P2-CEM3 presentaron una producción de biogás de 70 ml, con remociones del 28 y 30% considerando las remociones obtenidas en las CEM y sin tomar en cuenta las remociones de DQO obtenidas en el pretratamiento con ultrasonido.

En el P1-CEM2 se obtuvo una máxima producción de biogás de 65 ml evaluando un tiempo sonicación de 40 min y una dilución del 10%, siendo equivalente al 12.74%, mientras que, utilizando el BES-CEM al 10% se obtuvo una producción máxima del 7.8%, aumentando un 63% la producción de biogás al implementar el pretratamiento, se obtuvo una producción





similar al evaluar el experimento P2-CEM5 operando como punto central, utilizando una dilución de 15% con un tiempo de sonicación de 15 min, se obtuvo una producción de biogás de 55 ml equivalente a una producción máxima de 10.7%, con una remoción del 25% de DQO, la baja producción de biogás podría deberse al tipo de sustrato utilizado (siendo tóxico para los microorganismos), por ejemplo, Mirmasoumi et al. (2018), implementaron el pretratamiento con un ultrasonido, con un tiempo de sonicación de 15 min y 20 kHz, para el tratamiento de lodos, incrementando la producción de metano en un 73%, siendo mayor al obtenido en este estudio.

El biogás producido en la BES-CEM 15% fue de 45 ml equivalente a una producción del 8.8% con una remoción del 21% de DQO, siendo un 22% mayor la producción de biogás en el P2-CEM5 que en el BES-CEM al 15%. La menor producción de biogás podría deberse a que, en el pretratamiento la relación  $DQO_s/DQO_t$  disminuyó un 9.2%. Oz et al. (2014) utilizando un ultrasonido como pretratamiento y una posterior digestión anaerobia (DA) con lixiviado como sustrato, obtuvieron una producción de biogás del 51% con lixiviado crudo sin pretratamiento y un 60% de producción de biogás con el pretratamiento más DA, obteniendo un incremento del 18%. Los autores mencionan que, el aumento podría atribuirse al aumento en la DQO soluble en el pretratamiento, mientras que, Neumann et al. (2017) evaluaron el tratamiento de lodos crudos en digestión anaerobia, en donde al implementar el uso de un ultrasonido la producción de metano aumentó entre un 32 al 50%.

Con respecto a las BES-CEM, se obtuvieron remociones del 19, 21 y 24% de DQO utilizando diluciones del 10, 15 y 30%, con una producción máxima de biogás de 40, 45 y 55 ml, mientras que, al operar los RA se obtuvo una máxima producción de biogás de 20 y 25 ml para diluciones del 10 y 30% y remociones de 11.7 y 8.9% de DQO para los RA 10% y RA 30%, obteniendo mayores remociones en las BES-CEM. Pooja et al. (2021) reportaron una remoción de DQO hasta 15% mayor en utilizando una CEM en comparación a un RA. En esta investigación se obtuvo una remoción de DQO de hasta 38% operando un BES-CEM sin pretratamiento, con una dilución del 10% del lixiviado, mientras que, al incrementar la dilución al 30%, las remociones de DQO aumentaron hasta un 60% por encima del RA, debido a que, al operar únicamente el RA con diluciones del 30% contaban con concentraciones de DQO de hasta  $6,900 \text{ mg L}^{-1}$ , las cuales podrían causar inhibición a los microorganismos presentes en los reactores.

Las menores remociones de DQO en los RA podrían deberse a que, los procesos anaerobios requieren largos tiempos de retención para degradar compuestos orgánicos complejos, siendo la hidrólisis la fase inicial para el proceso, por lo que, al implementar el uso de un ultrasonido la etapa se lleva a cabo de manera más rápida, disminuyendo estos tiempos.

La hidrólisis de compuestos complejos en el pretratamiento permite una producción de biogás mayor y más rápida, debido a que se desintegra la materia orgánica recalcitrante Díaz et al. (2020).



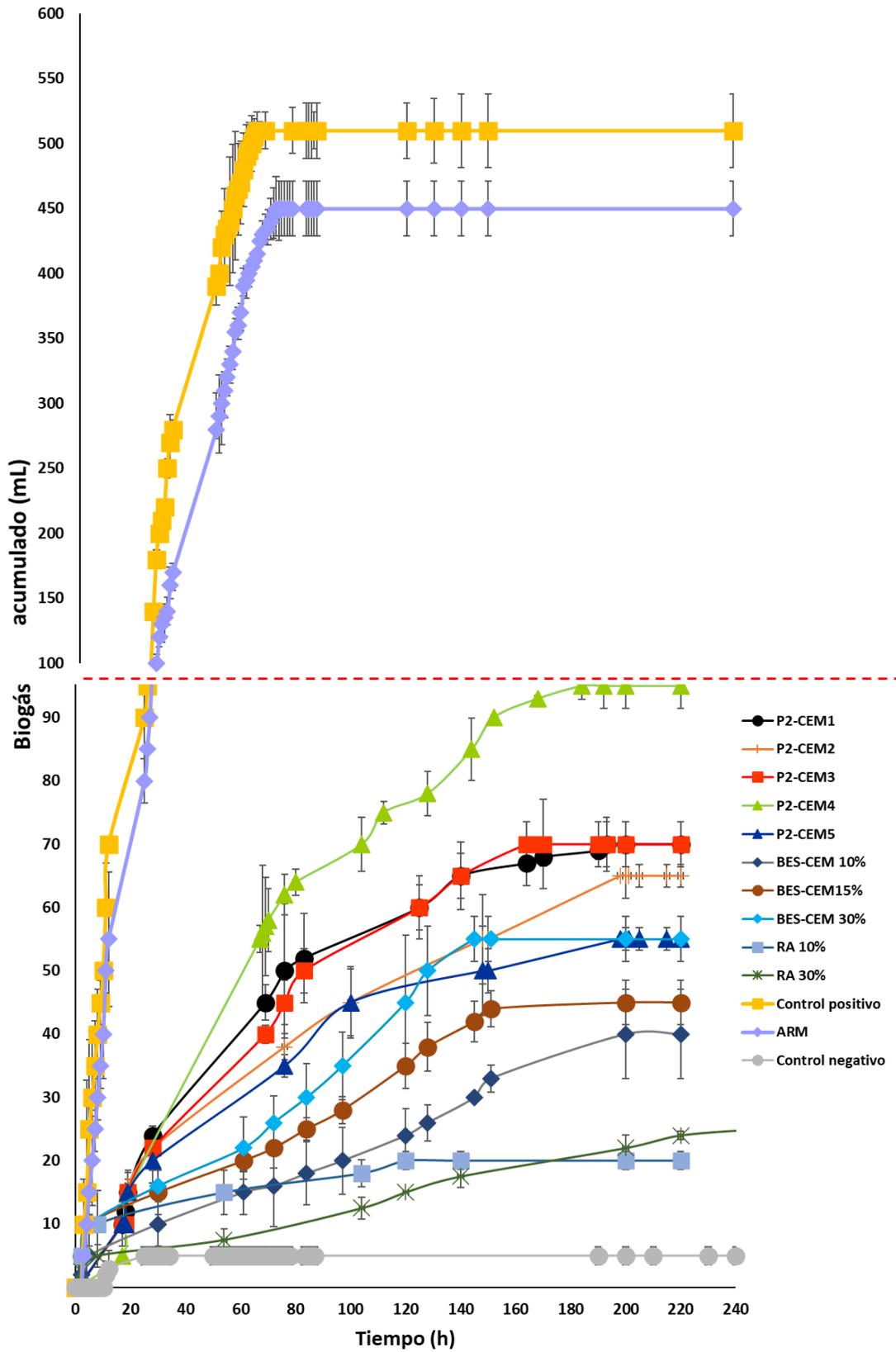


Figura 46. Comparación de la producción de biogás en pretratamientos con ultrasonido.



#### 4.4.2.1 Modelo de Gompertz, P2-CEM

Los datos experimentales generados sobre la producción de metano utilizando el ultrasonido como pretratamiento se ajustaron al modelo de Gompertz, considerando el potencial de producción de biogás del sustrato, la tasa máxima de producción de biogás y la fase lag de los resultados experimentales de cada reactor, en donde la ecuación supone que la tasa de producción de metano corresponde a la tasa de crecimiento de microorganismos metanogénicos (Lizama et al. 2017). Las Figuras 47-56 muestran la relación entre los datos experimentales y el modelo de Gompertz con un coeficiente de determinación superior a 0.9 ( $R^2$ ), el tiempo de retardo (fase lag) fue de 0.04 d para los 5 P2-CEM debido a la adición de un inóculo preparado para degradar los compuestos disponibles en el sustrato.

En donde el experimento con una mayor producción de metano resultó el realizado con un tiempo de reacción de 40 min y una dilución del 30% (P2-CEM4) y presentó una producción de 67 ml, que ajustando al modelo determina una máxima producción de metano de 65.8 ml como muestra la Figura 55, con una tasa máxima de producción de 14.73 ml  $\text{CH}_4 \text{ d}^{-1}$  seguido del P2-CEM1 Y P2-CEM3 con una producción máxima de metano de 49 ml en donde, evaluando el RA 30% obtuvo un mejor ajuste al modelo de Gompertz con un RSME de 1.52, seguido del P2-CEM3 con un RMSE de 2.07 y P2-CEM1 con un error de 2.68, como muestra la Figura 54, el P2-CEM2 fue el que tuvo un menor ajuste al modelo con un error de 4.86, obteniendo una producción de metano de 46 ml utilizando el modelo de Gompertz. La baja producción de biogás en los RA comparada con los BES-CEM y P2-CEM, podría deberse a que, al implementar el uso de corriente eléctrica se mejora la producción de biogás, al inducir la presencia de una comunidad microbiana más variada que incluye microorganismos exoelectrógenos y metanogénicos hidrogenotróficos y acetoclásticos, por lo que, la degradación del lixiviado se podría dar a través de la fermentación, metanogénesis acetoclástica y procesos hidrogenotróficos (Gajaraj et al. 2017).

El uso de un ultrasonido podría ser adecuado para mejorar el tratamiento anaerobio de aguas residuales en las que la fase de la hidrólisis es una limitación, reduciendo los tiempos de retención requeridos.

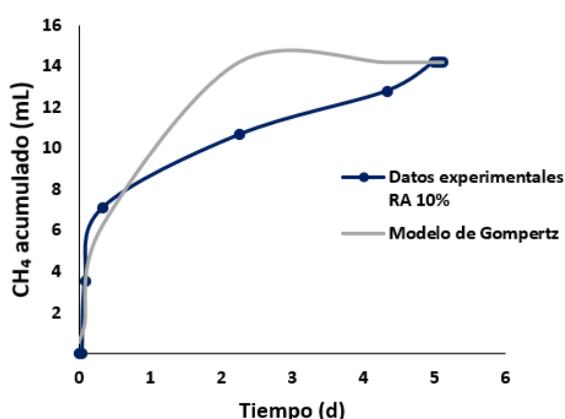


Figura 47. Metano generado RA 10%.

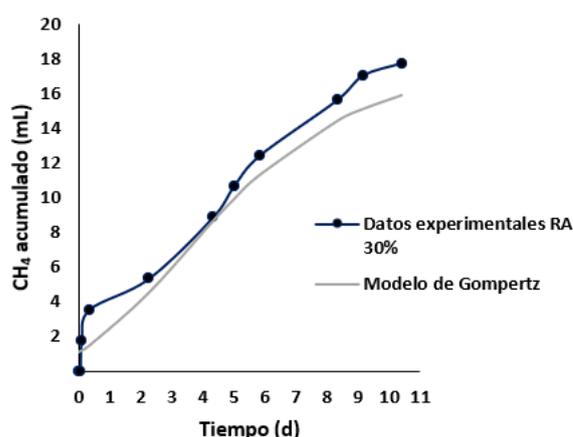


Figura 48. Metano generado RA 30%.



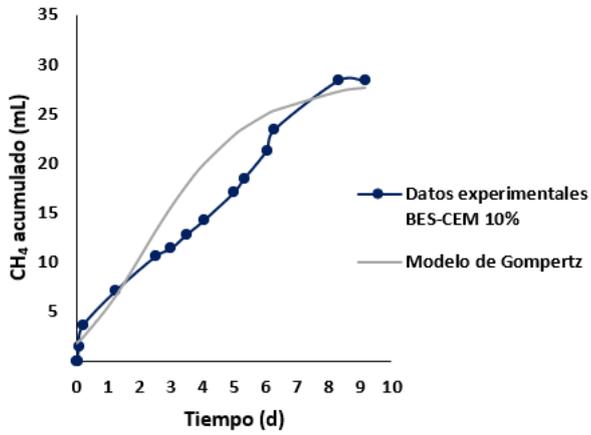


Figura 49. Metano generado BES-CEM 10%.

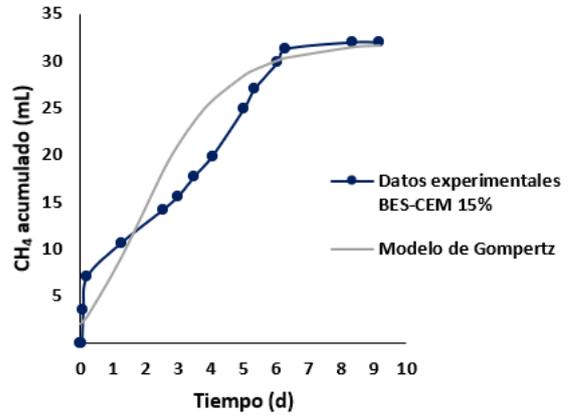


Figura 50. Metano generado BES-CEM 15%.

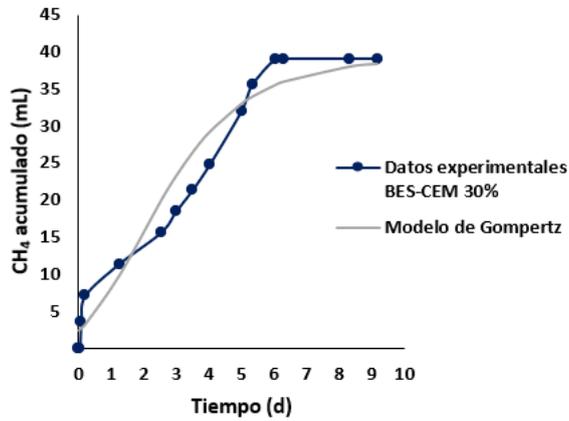


Figura 51. Metano generado BES-CEM 30%.

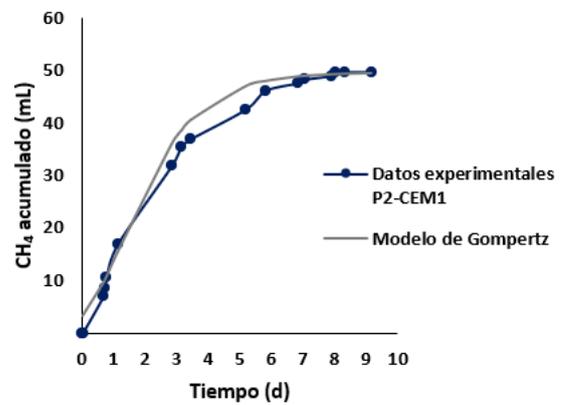


Figura 52. Metano generado P2-CEM1.

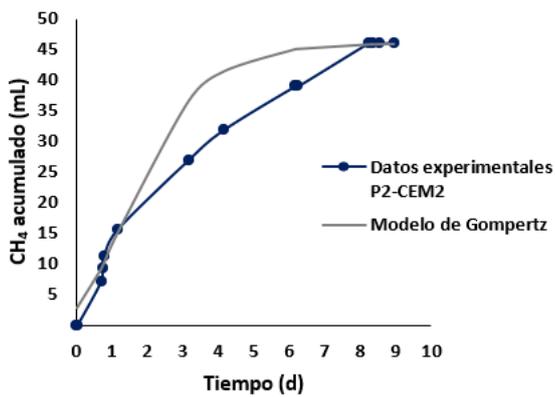


Figura 53. Metano generado P2-CEM2.

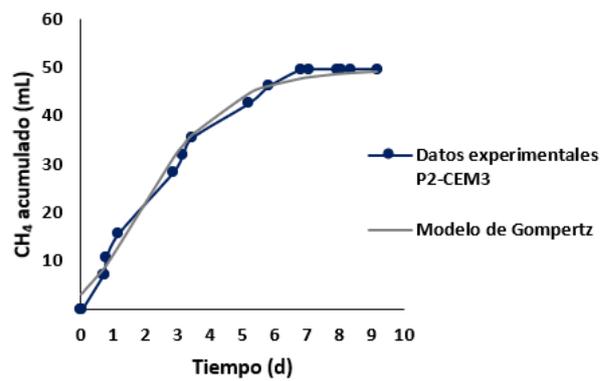


Figura 54. Metano generado P2-CEM3.



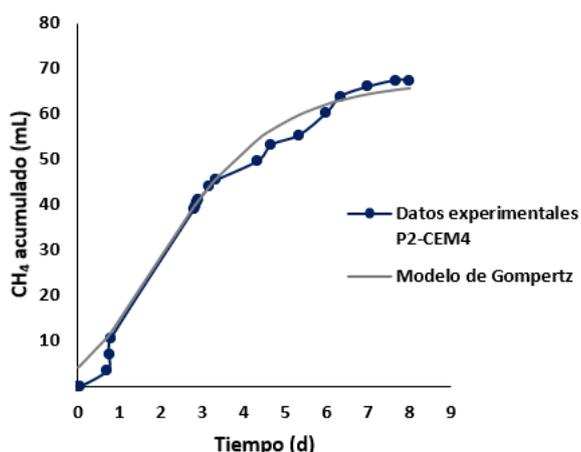


Figura 55. Metano generado P2-CEM4.

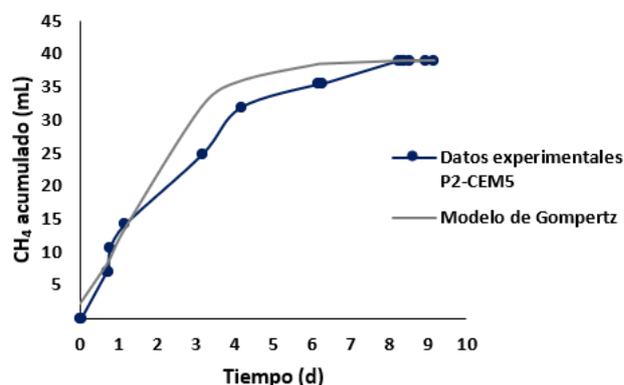


Figura 56. Metano generado P2-CEM5.

#### 4.4.2.2 Potencial bioquímico de metano (PMB), P2-CEM

Para las pruebas del potencial bioquímico de metano se consideró una producción teórica máxima de 71% de CH<sub>4</sub>. Las pruebas mostraron que la producción de biogás mejoró debido al aumento de la biodegradabilidad inducida por el pretratamiento con ultrasonido, en donde al utilizar una BES-CEM se obtuvo un PMB de 0.032 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO para la dilución del 10 y 15% y 0.034 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO para la dilución del 30%, el rendimiento de biogás obtenido a partir del ensayo del PMB utilizando el ultrasonido como pretratamiento aumentó, obteniendo un PMB de hasta 0.41 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO en el P2-CEM1 siendo similar al obtenido operando un RA 30%, como muestra la Tabla 26.

El bajo potencial (PMB) obtenido podría deberse a que, la mezcla de diversos compuestos presentes en el lixiviado, tales como la materia orgánica no biodegradable y los compuestos recalcitrantes, podrían afectar de manera negativa el crecimiento de microorganismos metanogénicos, obteniendo una menor actividad microbiana y, por ende, una menor producción de biogás.

Los bajos rendimientos obtenidos, en comparación con los reportes de diversos autores, se debe a que la DQO es degradada mediante procesos no electrogénicos, aunque también depende de factores como, el tipo de sustrato, concentración de DQO, voltaje aplicado, y a los microorganismos específicos presentes (Hassan et al. 2018b; Gao et al. 2017; Cerrillo et al. 2021).

#### 4.4.2.3 Actividad metanogénica específica (AME), P2-CEM

A pesar de obtener valores de PMB similares entre los experimentos realizados, los resultados de la AME determinan que, en los pretratamientos se presentó una mayor transformación del lixiviado a biogás a causa de microorganismos anaerobios presentes en el inóculo (relación sustrato/microorganismo), que, al operar los reactores por 198 horas se obtuvieron valores de AME de 0.015, 0.013, 0.015, 0.024 y 0.011 g CH<sub>4</sub> g DQO g<sup>-1</sup> STV d<sup>-1</sup> para los P2-CEM1, P2-CEM2, P2-CEM3, P2-CEM4 y P2-CEM5, mientras que el valor más bajo fue operando el RA 30% como se muestra en la Tabla 26, el aumento de la producción de biogás se puede dar debido a la solubilización de la materia orgánica en el ultrasonido, haciendo el sustrato más biodegradable para los microorganismos en las CEM.

Respecto a los reactores que operaron como control, se obtuvo una AME de 0.27 y 0.28 g CH<sub>4</sub> g DQO g<sup>-1</sup> STV d<sup>-1</sup> para el acetato de sodio y el ARM con una concentración de 1.7 g DQO



L<sup>-1</sup>, autores como Oz et al. (2014) mencionan que los controles inoculados con lodo con una AME superior a 0.3 g CH<sub>4</sub> STV d<sup>-1</sup> son considerados como lodos de buena calidad.

Los valores mayores de la AME se obtuvieron al operar el P2-CEM4 con un valor de 0.024 g CH<sub>4</sub> g DQO g<sup>-1</sup> STV d<sup>-1</sup>, los resultados obtenidos en este estudio son inferiores a los consultados en referencias bibliográficas debido principalmente, a la naturaleza del sustrato, siendo considerado un compuesto tóxico con una CL<sub>50</sub> de 1.61 ± 0.044 (utilizando como organismo de prueba *Danio rerio*) al final de tratamiento con una fracción biodegradable máxima de 0.038, obteniendo como producción máxima de biogás 18.6%.

A pesar del aumento de la dilución en las celdas entre un 10 a un 30%, se obtuvieron valores de AME y PBM similares, por lo que se podría deducir que, al incrementar las concentraciones a más de 6,000 mg L<sup>-1</sup>, la inhibición incrementó, reduciendo la producción de metano, debido a que contenían concentraciones iniciales de AGV de 1,165 mg L<sup>-1</sup>, 792 mg L<sup>-1</sup> de nitrógeno amoniacal siendo esta, una concentración que pudiera comenzar a inhibir la producción de CH<sub>4</sub> (Smaoui et al. 2020; Feng et al. 2019).

La presencia de metales como el Ni, Co y Fe en el lixiviado, participan en reacciones enzimáticas que favorecen la producción de biogás, sin embargo, en concentraciones excesivas podrían inhibir el proceso de la digestión anaerobia (Lizama et al. 2017).

Lizama et al. (2017) mencionan que, se ha reportado un aumento del 27% del rendimiento de biogás (hasta 0.278 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS) durante 8 min de sonicación, y 56 y 68% (hasta 0.39 y 0.42 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS) en digestores anaerobios con lodos, mientras que, Martin et al. (2015) obtuvieron un rendimiento de metano de 95% (0.172 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> SV) con un tiempo de reacción de 45 min para el tratamiento de lodos.

Tabla 26. Resultados de AME y PMB utilizando un ultrasonido como pretratamiento.

	Muestra	Producción de biogás (%)	Volumen de CH <sub>4</sub> producido (L)	AME (g CH <sub>4</sub> g DQO g <sup>-1</sup> STV d <sup>-1</sup> )	PBM (L CH <sub>4</sub> g <sup>-1</sup> DQO)
Sin pretratamiento	RA 10%	4.00	0.014	0.007	0.023
	RA 30%	3.92	0.017	0.0046	0.043
	BES-CEM 10%	7.84	0.028	0.008	0.032
	BES-CEM 15%	8.80	0.031	0.009	0.032
	BES-CEM 30%	10.78	0.039	0.012	0.034
Con pretratamiento ultrasonido	P2-CEM1	13.73	0.05	0.015	0.041
	P2-CEM2	12.74	0.046	0.013	0.040
	P2-CEM3	13.73	0.05	0.016	0.039
	P2-CEM4	18.62	0.067	0.024	0.039
	P2-CEM5	10.78	0.04	0.011	0.035





#### 4.4.2.4 Comportamiento de la materia orgánica, P2-CEM

A partir de la evaluación de las CEM utilizando el efluente del pretratamiento con un ultrasonido se obtuvieron remociones de DQO del 28.7, 25.6, 30, 38 y 25% en los P2-CEM1, P2-CEM2, P2-CEM3, P2-CEM4 y P2-CEM5, como muestra la Figura 57, sin considerar las remociones obtenidas en los pretratamientos.

Se realizó la operación de BES-CEM con diluciones del 10, 15 y 30% con el fin de comparar si el pretratamiento aumentaba la biodegradabilidad. Para los sistemas BES-CEM se obtuvieron remociones del 19, 21 y 24.8% de DQO para las diluciones del 10, 15 y 30% respectivamente, mientras que, al operar un RA 10% y RA 30% se obtuvieron remociones del 11 y 8% de DQO, las menores remociones registradas en el RA al 30% podrían deberse a que, compuestos como amonio en el influente (concentraciones de hasta 770 mg L<sup>-1</sup>) podrían causar inhibición a los microorganismos (concentraciones mayores a 1 g L<sup>-1</sup> causan toxicidad) (Smaoui et al. 2020; Feng et al. 2019)

Por otra parte, se obtuvo un aumento de la biodegradabilidad del 50, 33, 20, 53 y 17% en los P2-CEM1, P2-CEM2, P2-CEM3, P2-CEM4 y P2-CEM5 respectivamente, Grosser et al. (2018) a partir del uso de un ultrasonido para el tratamiento de lixiviados obtuvieron un aumento de la biodegradabilidad, reduciendo también, la toxicidad para los microorganismos de un posterior tratamiento de lodos activados.

El pretratamiento aumenta la disponibilidad de compuestos biodegradables a microorganismos, en donde la producción de biogás podría aumentar un 20%, valor similar al obtenido en este estudio, utilizando la P2-CEM5 y el BES-CEM 15% en donde se obtuvo una producción de CH<sub>4</sub> de 39 y 32 ml incrementando 21.8% la producción de metano, resultado similar al obtenido por Carvajal et al. (2013) quienes reportan un aumento en el rendimiento de producción de metano en un 23% utilizando un ultrasonido como pretratamiento.

Por lo que la combinación de procesos como el ultrasonido y un proceso biológico es una buena opción para disminuir costos de operación en lugar de solo utilizar un ultrasonido y a su vez aumentar la eficiencia (Javad et al. 2021; Tripathy et al. 2019).

La evaluación del tratamiento de lixiviados estabilizados utilizando un ultrasonido acoplado a una celda de electrólisis microbiana presentó una eficiencia global del 35.2, 28.4, 32.6, 35.5 y 29.9% para los P2-CEM1, P2-CEM2, P2-CEM3, P2-CEM4 y P2-CEM5 respectivamente para la remoción de DQO (Figura 58), de los cuales el 28.77, 25.62, 30.06, 38.21 y 25.32% se atribuyó a las CEM para los P2-CEM1, P2-CEM2, P2-CEM3, P2-CEM4 y P2-CEM5, respectivamente (Figura 57), mientras que, remociones de DQO del 9.13, 3.77, 3.64 y 6.18% se atribuyen a los experimentos de los P2-1, P2-2, P2-3 y P2-5 en el ultrasonido, por otra parte, utilizando P2-4 se obtuvo un aumento del 4.22%. En las Figuras 57 y 58 se muestra el comportamiento de la DQO en las CEM y en los P2-CEM, se observa la mayor remoción de DQO en el P2-CEM4 de 35.6%, con un aumento en la fracción biodegradable de 53%.

Díaz et al. (2020) reportan estudios utilizando un ultrasonido en donde, la DQO soluble aumentó de 0.59 a 0.79 incrementando un 20% en la producción de biogás. Mientras que, en este estudio se obtuvo un aumento de 0.65 a 0.77 con un aumento de 7.8 a 13% de biogás producido.



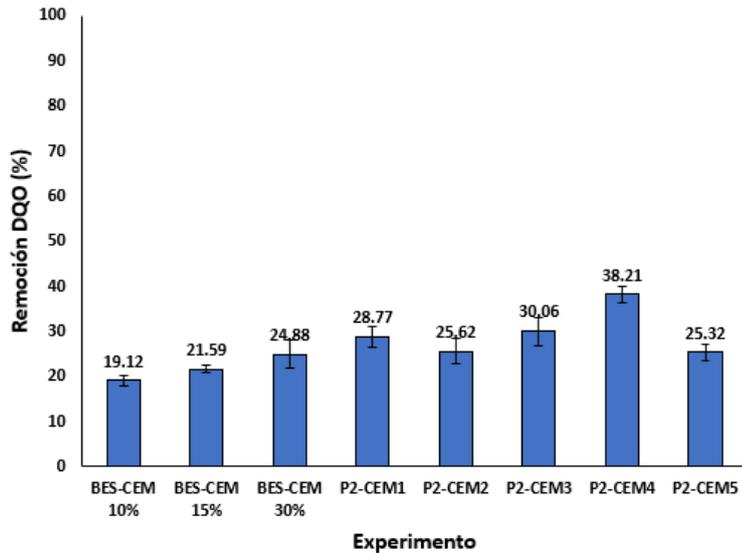


Figura 57. Remoción de DQO en CEM (pretratamiento con ultrasonido).

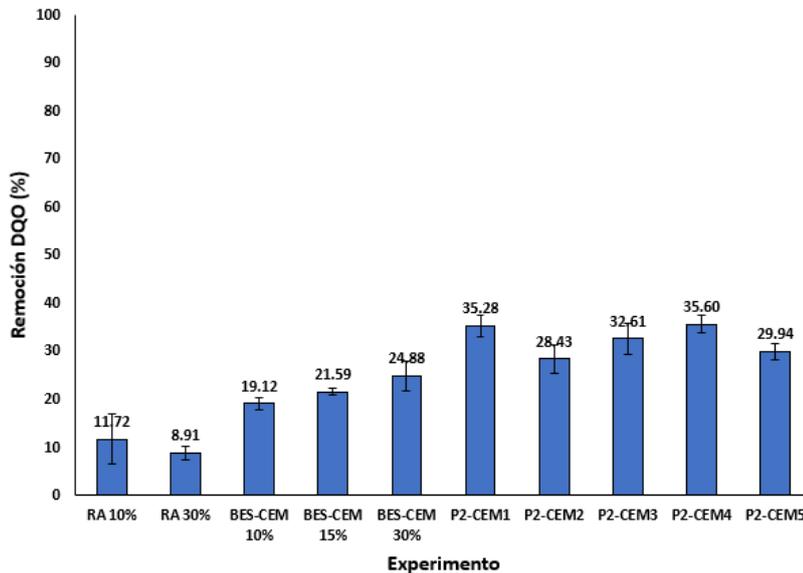


Figura 58. Remoción de DQO global en P2-CEM.

#### 4.4.2.5 Monitoreo de nitrógeno amoniacal, P2-CEM

Con respecto al nitrógeno amoniacal se obtuvieron remociones globales del 8, 5, 13, 15.5 y 5% para los experimentos P2-CEM1, P2-CEM2, P2-CEM3, P2-CEM4 y P2-CEM5 como se muestra en la Figura 59, en donde los experimentos que mostraron un efecto estadísticamente significativo fueron los P2-CEM3 y P2-CEM4 teniendo mayores remociones al aumentar la dilución ( $\alpha$  0.1), mientras que, se obtuvieron remociones del 1.5 y 1.2% en el RA 10 y 30%, las menores remociones al utilizar el RA al 30% y al utilizar BES-CEM 10, 15 y 30% se obtuvieron remociones del 4.6, 3.5 y 7.5%.



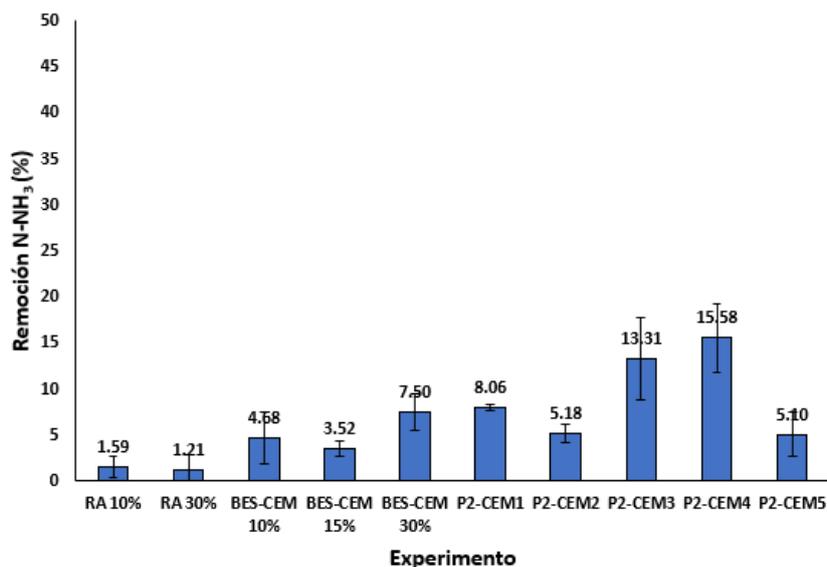


Figura 59. Remoción de N-NH<sub>3</sub> global en P2-CEM.

Las mayores remociones obtenidas en las BES-CEM comparadas con el RA podrían deberse a que, al utilizar electrólisis se facilita la degradación de compuestos orgánicos debido al potencial anódico de manera que, las bacterias exoelectrogénicas podrían digerir los compuestos utilizando al ánodo como aceptor de electrones (Wang et al. 2020c).

Cerrillo et al. (2021) mencionan que, la remoción de nitrógeno amoniacal podría estar relacionada con la densidad de corriente en las CEM, en donde obtuvieron remociones de hasta un 23%, al mantener una corriente fija, cationes como el Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> y Ca<sup>2+</sup> compiten con el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> por el transporte a través de las CEM, comprometiendo la remoción del amoniacal en el sustrato, las CEM mantienen un pH y temperatura favorable para que se lleve a cabo la volatilización del amonio.

#### 4.4.2.6 Monitoreo de color y sólidos en suspensión, P2-CEM

A pesar de obtener un aumento de color y de sólidos en suspensión en el pretratamiento, a causa del rompimiento de compuestos presentes en el lixiviado, al utilizar el efluente en las CEM se obtuvo una disminución global color de 6.3, 3, 8 y 2% en los experimentos P2-CEM2, P2-CEM3, P2-CEM4 y P2-CEM5, mientras que en el P2-CEM1, el color aumentó de forma global un 6% (Figura 60) obteniendo mejores resultados en los experimentos en donde se tuvo un mayor tiempo de reacción en el pretratamiento (experimento P2-CEM2 y P2-CEM4,  $\alpha$  0.1), con respecto al efluente de las BES-CEM 10, 15 y 30%, se obtuvo un aumento de color del 12, 17 y 10%, respectivamente.

Aziz y Ramli et al. (2018) encontraron que, utilizando la oxidación electroquímica se han obtenido remociones de 72, 80, 45 y 63% de DQO, color, nitrógeno amoniacal y fósforo total para el tratamiento de lixiviados.

Respecto a los sólidos en suspensión (SS) de forma global se obtuvieron remociones del 16, 21, 14 y 17% para los P2-CEM1, P2-CEM2, P-CEM4 y P2-CEM5 mientras que, en el P2-CEM3 se obtuvo un aumento del 2% (Figura 61), de acuerdo al análisis de varianza el aumento de los mismos podría depender de la dilución utilizada en los pretratamientos, en donde se obtuvieron mayores remociones al disminuirla ( $\alpha$  0.1), sin embargo, también podría deberse al deterioro del lodo granular utilizado como inóculo debido a la elevada toxicidad del sustrato.



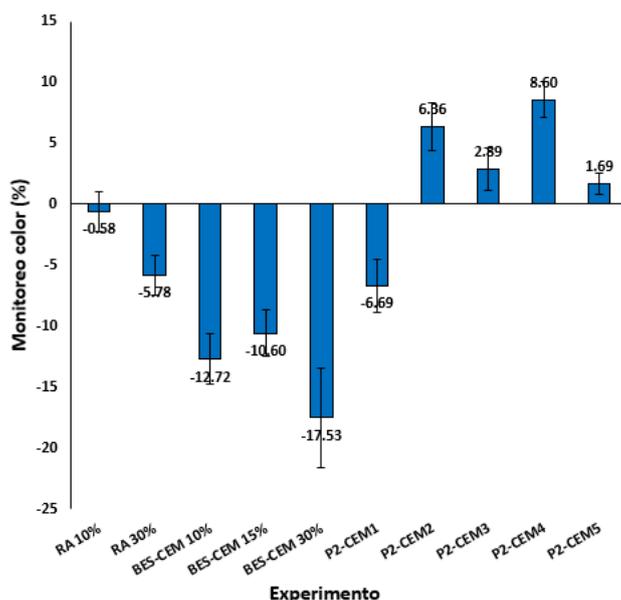


Figura 60. Remoción de color global en P2-CEM.

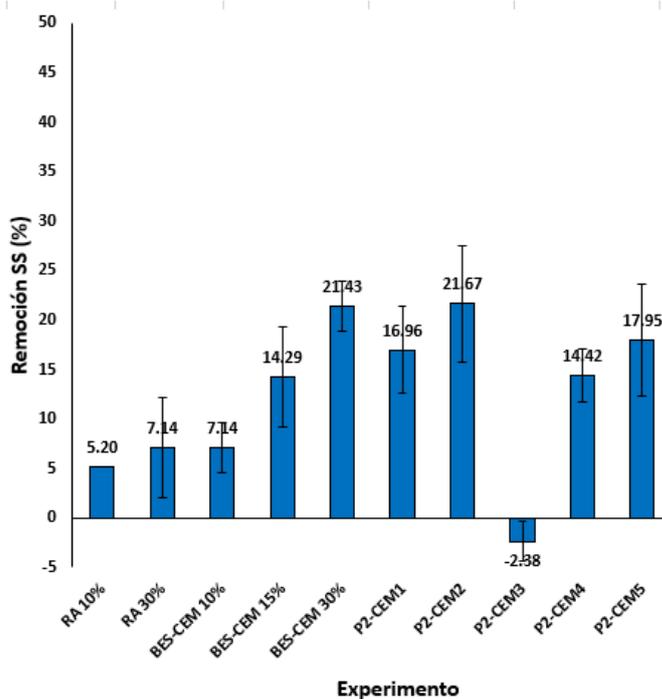


Figura 61. Remoción de SS global en P2-CEM.

#### 4.4.2.7 pH y alcalinidad, P2-CEM

El pH se mantuvo neutro en cada experimento realizado en las CEM (Figura 62), no se llevó a cabo el monitoreo de AGV, sin embargo, el pH no disminuyó, por lo que se esperaría que la producción de biogás no se viera afectada, probablemente por la alta capacidad de amortiguación del sustrato, debido a que contenía una alcalinidad de hasta  $2,937 \text{ CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$  inicial con la dilución del 30%. La Figura 63 muestra los resultados del monitoreo de la alcalinidad en los experimentos P2-CEM.



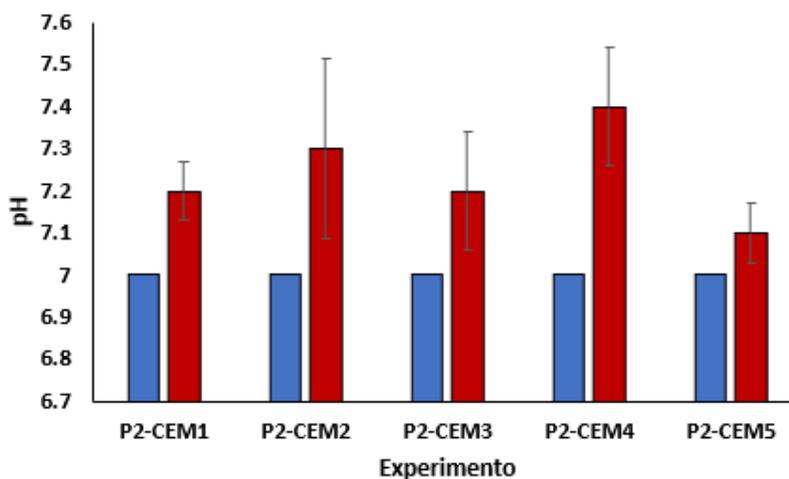


Figura 62. Monitoreo de pH en P2-CEM.

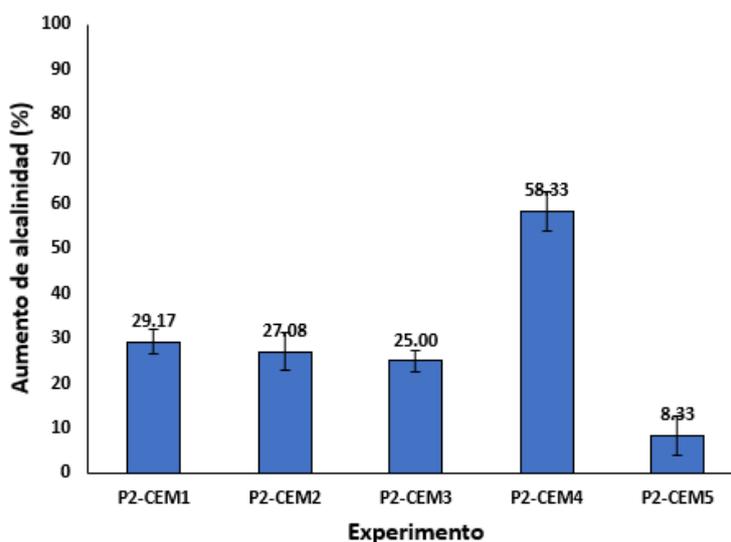


Figura 63. Incremento de alcalinidad en P2-CEM.

Durante el proceso de tratamiento en las CEM, se obtuvo un aumento en la alcalinidad del 29, 27, 25, 58 y 8% para P2-CEM1, P2-CEM2, P2-CEM3, P2-CEM4 y P2-CEM5 (Figura 63), por lo que se podría deducir que se llevó a cabo un proceso de hidrólisis durante el pretratamiento, formando y/o liberando ácidos grasos volátiles que, durante la etapa de digestión anaerobia fueron utilizados por microorganismos acidogénicos y metanogénicos para transformar los AGV en  $H_2$ ,  $CO_2$  y  $CH_4$  (Lizama et al. 2017).

Un valor de pH neutro es adecuado para que los microorganismos productores de hidrógeno y enzimas catalicen las reacciones bioquímicas en un ambiente óptimo, mejorando la eficiencia para producción de biogás (Wang et al. 2020c).

La estabilidad de las CEM puede ser medida a través de la alcalinidad y de los AGV. La alcalinidad inicial de las celdas fue de 2,937 y 979.2  $CaCO_3 L^{-1}$  con concentraciones finales máximas de 4,651  $mg L^{-1}$  en el P2-CEM4. Rani et al. (2020) mantuvieron un rango de 8,500 – 9,000  $mg L^{-1}$  indicando que son concentraciones ideales para el buen funcionamiento del reactor.





Mencionan que, una alcalinidad mínima de 3,000 mg L<sup>-1</sup> es esencial para el funcionamiento estable de un reactor anaerobio, la alcalinidad del reactor aumenta considerablemente cuando alcanza las condiciones estables.

Durante la digestión anaerobia, los compuestos orgánicos que fueron solubilizados e hidrolizados (posiblemente en el pretratamiento) son fermentados para formar ácidos grasos, aminoácidos y azúcares simples, el aumento de la alcalinidad podría deberse a la disminución de AGV posiblemente por el consumo de materia orgánica por microorganismos, así como a la reducción de algunos compuestos durante el metabolismo bacteriano (Gajaraj et al. 2017; Rani et al. 2020).

Por otra parte, el ultrasonido es considerado una tecnología sencilla, en donde no se requiere la adición de productos químicos y puede acoplarse a otros tratamientos, también promueve la hidrólisis de sustratos, su desintegración y la producción de biogás durante la digestión anaerobia (Lizama et al. 2017). Por lo que, el uso de un ultrasonido como pretratamiento es una alternativa para acelerar e incrementar la producción de biogás en un proceso de digestión anaerobia posterior a este tratamiento, debido a que, sus principales acciones son la solubilización y destrucción celular liberando materia orgánica soluble siendo aprovechada por microorganismos durante la digestión anaerobia, dichas acciones se llevan a cabo a partir de efectos sonoquímicos,, altas fuerzas mecánicas y efectos térmicos (Lizama et al. 2017). Sin embargo, es conveniente continuar investigando este tipo de tecnologías con el fin de encontrar los mejores factores como la frecuencia, la potencia de entrada, el tiempo de reacción en el ultrasonido al igual que, el diseño del reactor, materiales para los electrodos, voltaje suministrado utilizado para evitar problemas de toxicidad en las celdas así como el tipo de sustrato debido que, sustratos como el lixiviado, debido a su composición química y toxicidad podrían no favorecer el crecimiento de la comunidad electroquímicamente activa, poniendo limitaciones para una mayor producción de biogás y remoción de materia orgánica (Ghosh et al. 2018).

A pesar de que el aumento de la intensidad del proceso mejora la eficiencia, operar con intensidades media o baja, podría ser útil en la descomposición de compuestos, que posteriormente podría mejorar el rendimiento en un proceso biológico en cuanto a la producción de biogás durante la digestión anaerobia al igual que, un tiempo menor a 90 min podría ser suficiente para la eliminación de DQO (Nazimudheen et al. 2018; Javad et al. 2021).

El uso del ultrasonido sigue siendo un reto debido a los elevados costos, sin embargo, su uso antes de un tratamiento biológico podría aumentar hasta un 40% la eficiencia comparándolo con un reactor biológico, de esta manera es posible tratar el lixiviado con una dilución hasta dos veces superior que el 10% siendo este el límite establecido por la literatura (Grosser et al. 2019).

La tabla 27 muestra un resumen de la comparación de tratamientos con CEM utilizando lixivios con los resultados obtenidos del acoplamiento del proceso con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV y un ultrasonido acoplado con una CEM en este estudio.





Tabla 27. Comparación de resultados utilizando CEM para el tratamiento de lixiviados.

Tratamiento	Remoción (%)		Observaciones	Referencia
	DQO	Otro compuesto		
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV+CEM (P1-CEM)		N-NH <sub>3</sub>	Lixiviado estabilizado diluido al 10% con agua de grifo, voltaje suministrado 0.8 V, volumen útil 0.225 L, espuma de níquel y fieltro de grafito para el cátodo y ánodo respectivamente, inoculados con lodo granular anaerobio, producción máxima de CH <sub>4</sub> de 56.11 ml	En este estudio
	37.34	29.08		
	39.72	30.97		
	45.26	30.96		
	44.13	32.84		
Ultrasonido+CEM (P2-CEM)		N-NH <sub>3</sub>	Tratamiento con ultrasonido+ CEM (P2-CEM) utilizando lixiviado estabilizado diluido al 10% y 30% con agua de grifo, voltaje suministrado 0.8 V, volumen útil 0.225 L, espuma de níquel y fieltro de grafito para el cátodo y ánodo respectivamente, inoculados con lodo granular anaerobio, producción máxima de CH <sub>4</sub> de 67 ml	En este estudio
	35.28	8.06		
	28.43	5.18		
	32.61	13.31		
	35.60	15.58		
	29.94	5.10		
CEM	73	73	Voltaje suministrado 1V, 100% de recuperación de energía, producción de hidrógeno. Filtro de carbono y acero inoxidable para el ánodo y cátodo respectivamente conectados a un alambre de titanio y separados por una membrana de intercambio catiónico, 62 d de operación	Hassan et al. 2018 <sup>a</sup>
	73	-	Voltaje suministrado 0.8 V, TRH de 48 h, producción de hidrógeno 15 ml L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> . Carga orgánica de 24 g DQO m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> . Tela de carbón y hoja de grafito para el ánodo y cátodo respectivamente, utilizando una máxima dilución del 14% de lixiviado/agua residual láctea	Rani et al. 2020
	> 85	-	Lixiviado joven, voltaje aplicado 0.7 V, varilla de grafito para los electrodos, volumen útil de 0.5 L, tiempo de operación 58 d	Gao et al. 2017





Continuación Tabla 27. Comparación de resultados utilizando CEM para el tratamiento de lixiviados.

Tratamiento	Remoción (%)		Observaciones	Referencia
	DQO	Otro compuesto		
Oxidación química	-	-	Lixiviado intermedio diluido al 15 y 35% con una relación DBO <sub>5</sub> /DQO de 0.23 y una máxima producción de metano de 0.295 L CH <sub>4</sub> g <sup>-1</sup> STV	Hasan et al. 2021
	87	97 color	Lixiviados estabilizados con una concentración inicial de DQO de 9,150 mg L <sup>-1</sup> , electrodos de grafito-PVC	Mussa et al. 2015
Ultrasonido+ DA	-	-	Utilizando una frecuencia de 20 kHz por 45 min de sonicación, utilizando lixiviado crudo diluido al 63% Se obtuvo una producción del 60% de biogás, aumentando la solubilidad un 47%	Oz et al. 2014

#### 4.5 Pruebas de toxicidad en pretratamientos acoplado a un reactor anaerobio bioelectroquímico tipo celdas de electrólisis microbiana (BES-CEM)

Se evaluaron parámetros fisicoquímicos como la DQO, sólidos, nitrógeno amoniacal entre algunos otros, en los pretratamientos con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV y con ultrasonido, sin embargo, estos parámetros no se utilizan para evaluar el riesgo ambiental de un contaminante por lo que es necesario realizar pruebas de toxicidad (Babu et al. 2019).

Las pruebas se realizaron en los efluentes de ambos pretratamientos acoplados a las celdas de electrólisis microbianas (P1-CEM y P2-CEM), para ello se seleccionó el pretratamiento con mejores eficiencias con respecto a la remoción de DQO, producción de biogás y aumento de la fracción biodegradable, las pruebas de toxicidad ayudan a demostrar que procesos reducen la toxicidad para su descarga al medio ambiente, es necesario realizar estas pruebas debido a que, a pesar de disminuir la concentración de algunos parámetros fisicoquímicos, la toxicidad podría persistir una vez finalizado el tratamiento (Babu et al. 2019; Aleksandra et al. 2021).

##### 4.5.1 Pruebas de toxicidad en P1-CEM

Los resultados de las pruebas de toxicidad en el efluente del pretratamiento con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV acoplado a las CEM que se realizaron evaluando la letalidad del organismo de prueba *Danio rerio*, mostraron tener una disminución en la CL<sub>50</sub> de 4.2 ± 0.013 a 1.68 ± 0.28, como se muestra en la Figura 64, que corresponde a un aumento de toxicidad de 23.7 a 59.3 UT, utilizando el efluente del P1-CEM3 considerando una dilución del 10%, con un tiempo de reacción de 15 min y una concentración inicial de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 3 g L<sup>-1</sup>, debido a que fue el experimento con una mayor remoción de DQO (45.2%), siendo este uno de los principales parámetros que aumenta la toxicidad en lixiviados (Escalante-Mañe et al. 2021), la muestra resultó más tóxica en el efluente lo que podría deberse a los rayos de la luz UV como fueron los resultados reportados por Plahuta et al. (2014) quienes utilizaron Bisfenol A (BPA).





El aumento de la toxicidad en el efluente del proceso podría deberse al peróxido de hidrógeno residual teniendo una concentración de  $34.27 \text{ mg L}^{-1}$  al 10%, o algún producto intermedio que en algunas ocasiones podría ser más tóxico que el compuesto original (Babu et al. 2019).

El aumento en la eficiencia de remoción de DQO requiere una dosis elevada de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y una exposición prolongada a lámparas UV (Córdova et al. 2017), Joshi y Gogate, 2019, mencionan que, la combinación de un ultrasonido con  $\text{H}_2\text{O}_2$  utilizando una concentración de  $5 \text{ g L}^{-1}$  remueven hasta un 72% de DQO, mientras que, al implementar un proceso Fenton con  $\text{H}_2\text{O}_2$  se obtienen remociones de más del 90%, sin embargo, la elevada dosis de  $\text{H}_2\text{O}_2$  podría generar un residual que causa toxicidad en un posterior tratamiento.

El peróxido residual y la posible formación de compuestos orgánicos más tóxicos que los iniciales, después del tratamiento de UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ , aumentan la toxicidad, por lo que, es recomendable realizar una filtración posterior, por ejemplo, con carbón activado, debido a que este tipo de pruebas con alevines ofrecen la ventaja de ser sensible incluso a toxicidad menor, comparada con otras pruebas de peces.

También el uso de  $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$  podría reducir o convertir los compuestos tóxicos que no se eliminan a través de un tratamiento biológico, de esta manera la reducción de compuestos tóxicos podría favorecer la actividad de los microorganismos (Rueda et al. 2015; Babu et al. 2019; Xu et al. 2018).

#### **4.5.2 Pruebas de toxicidad en P2-CEM**

Las pruebas de toxicidad aguda del efluente del ultrasonido acoplado con la celda de electrólisis microbianas utilizando el efluente del P2-CEM4, con una dilución de 30%, con un tiempo de reacción de 40 min y una remoción de DQO global del 35.5%, presentaron un aumento de la  $\text{CL}_{50}$  de  $1.40 \pm 0.013$  a  $1.61 \pm 0.044$ , como se muestra en la Figura 65, con una disminución de 71.37 a 61.9 UT, equivalente a una disminución de la toxicidad del 15.3%. Da costa et al. (2018) mencionan que, parte de la disminución de la toxicidad en lixiviados está relacionada con la eliminación de la DQO.

La disminución de la toxicidad de solo el 15.3% podría deberse a que, durante el pretratamiento al utilizar como sustrato una mezcla de compuestos tóxicos (lixiviado), pueden contener metales en diferentes formas intercambiables, ya sea unidos a carbonatos, a óxidos de hierro y magnesio, así como residuales, dichos metales pueden ser transportados por difusión debido a la elevada temperatura que se obtiene dentro del proceso, causando la movilidad de iones metálicos (Lizama et al. 2017).

La presencia de metales inhibe fuertemente la digestión anaerobia, al utilizar como cátodo espuma de níquel, por lo que se podría presentar el desprendimiento de iones causando toxicidad para microorganismos, teniendo un efecto negativo. Asimismo, la presencia de sales tales como calcio ( $2.5\text{-}4.5 \text{ g L}^{-1}$ ), magnesio ( $1\text{-}1.5 \text{ g L}^{-1}$ ), potasio ( $2.5\text{-}4.5 \text{ g L}^{-1}$ ) y sodio ( $3.5\text{-}5.5 \text{ g L}^{-1}$ ) podrían causar inhibición moderada, ya que los componentes del lixiviado, especialmente los metales, causan efectos citogenotóxicos y concentraciones elevadas de NaCl o de iones amonio causan toxicidad aguda en peces (Ghosh et al. 2017; Santoro et al. 2017).

Los procesos de oxidación avanzada además de aumentar la biodegradabilidad de las aguas residuales, pueden disminuir la toxicidad de las mismas, debido a su capacidad para degradar compuestos orgánicos tóxicos (Babu et al. 2019).

Las Figuras 64 y 65 muestran los resultados obtenidos de los efectos del lixiviado en el organismo de prueba, utilizando diferentes diluciones, obteniendo una  $\text{CL}_{50}$  de 1.68 y 1.61 para P1-CEM y P2-CEM respectivamente, utilizando diluciones del 10 y 30%.



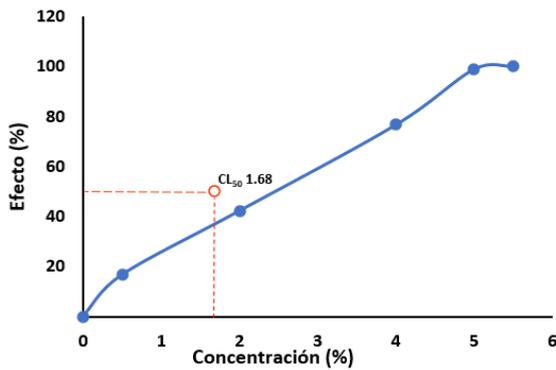


Figura 64. Relación dosis-efecto efluente P1-CEM3.

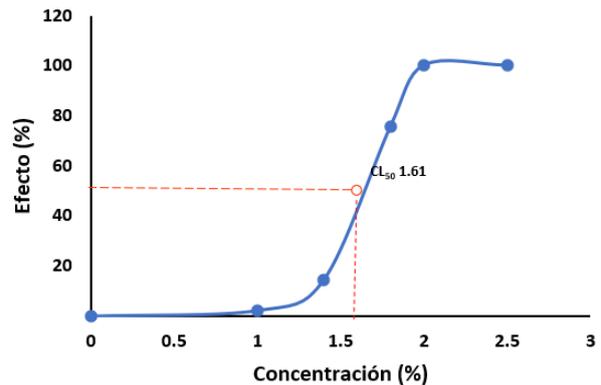


Figura 65. Relación dosis-efecto P2-CEM4.

La Tabla 28 muestra la comparación del comportamiento de la toxicidad en los efluentes de los pretratamientos con mayores remociones de DQO acoplados a celdas de electrólisis, comparados con los influentes utilizando las mismas diluciones. Adicionalmente, se muestra el tóxico de referencia utilizando fenol, que se usa como control para probar la sensibilidad del organismo de prueba y de esta manera respaldar las pruebas utilizando el lixiviado, en donde es necesario utilizar estos controles para la validez de la prueba (Ghosh et al. 2017).

Además de la buena reproductibilidad y la baja necesidad de equipo especializado, este tipo de pruebas son rápidas, sensibles y rentables, por lo que, se han convertido en bioensayos de elección, en donde se pueden predecir los riesgos ambientales en el ecosistema acuático. Además, los resultados de la prueba de toxicidad con *Danio rerio* podrían extrapolarse a los humanos, ya que existe una buena correlación entre ellos. Es importante señalar la necesidad de seleccionar el tipo de organismo que se utilizará considerando el uso final de las aguas residuales tratadas (Babu et al. 2019; Makarova et al. 2016).

Tabla 28. Comportamiento de la toxicidad de pretratamientos acopladas a CEM

Muestra	CL <sub>50</sub>	Unidades de toxicidad (UT)
Influente P1-CEM3	4.2	23.79
Efluente P1-CEM3	1.68	59.3
Influente P2-CEM4	1.4	71.37
Efluente P2-CEM4	1.61	61.9
Tóxico de referencia (fenol)	45.17	2.21

Los resultados obtenidos a partir de las pruebas de toxicidad realizadas con el organismo de prueba *Danio rerio* mostraron que, el P1-CEM3, a pesar de ser eficiente para la remoción de la DQO, no disminuyó la toxicidad, mientras que, el efluente utilizando el P2-CEM4 disminuyó hasta un 15.3% al utilizar una dilución del 30%, obtenido una UT de 61.9.



Teniendo en cuenta estas diluciones el lixiviado tratado, aún es considerado como lixiviado con alta toxicidad aguda ( $10 < UT < 100$ ), siendo aún mayor a los resultados reportados por Montvydiené et al. (2020), quienes consideran un lixiviado muy tóxico con una UT de  $43.5 \pm 4.39$ , utilizando *Danio rerio*.

La elevada toxicidad podría deberse a que, el lixiviado es una muestra de al menos 400 componentes, en donde muchos de ellos no han sido identificados (Aleksandra et al. 2021). Existen estudios utilizando diferentes organismos de prueba con lixiviados como *Danio rerio* (Montvydiené et al. 2020; Cui et al. 2017), *Daphnia magna* (Bao y Nie, 2020; Schiavo et al. 2020), *Daphnia pulex* (Carabalí-Rivera et al., 2017), *Artemia salina* (Jonas et al. 2021), microalgas (Suzan et al. 2021), *Vibrio fischeri* y plantas como *Lepidium sativum* y *Salix alba* (Schiavo et al. 2020), la Tabla 29 muestra algunos de los estudios realizados utilizando diversos organismos de prueba, los cuales se clasifican dependiendo de las unidades de toxicidad, siendo considerados como lixiviados con una toxicidad aguda muy alta al tener una  $UT > 100$  (Aleksandra et al. 2021).

Tabla 29. Pruebas de toxicidad en lixiviados

Organismo de prueba	UT	Clasificación de toxicidad aguda	Observaciones	Referencia
<i>Danio rerio</i>	238.09	Muy alta	Lixiviado crudo (100%)	En este estudio
	59.3	Alta	Lixiviado tratado $H_2O_2$ /UV + CEM (10%)	
	61.9	Alta	Lixiviado tratado Ultrasonido+ CEM (30%)	
	$43.5 \pm 4.39$	Alta	Lixiviado crudo	
<i>Daphnia magna</i>	4.11	Aguda	Evaluando la inmovilidad a las 48 h	Montvydiené et al. (2020)
<i>Vibrio fischeri</i>	1.53	Aguda	Lixiviado crudo expuesto a 0.25 h	
<i>Daphnia pulex</i>	83.1	Alta	Lixiviado nuevo	Carabalí-Rivera et al. (2017)
	47.7		Intermedio	
	27.7		Estabilizado	
<i>Artemia salina</i>	1.99	Aguda	Degradación de plaguicidas con $H_2O_2$ /UV	Jonas et al. (2021)

La Tabla 29 muestra la sensibilidad de los organismos, sin embargo, se tiene un riesgo de subestimación o sobreestimación. Al implementar una batería de organismos pertenecientes a diferentes niveles tróficos, se podría estimar con precisión los efectos de compuestos tóxicos a los organismos expuestos y se podría disminuir el error (Ghosh et al. 2017). Por lo tanto, es necesario continuar con estudios para determinar la composición fisicoquímica y toxicológica de los lixiviados a partir de una batería de bioensayos. Además de la determinación de toxicidad es necesario obtener información sobre la eficiencia del tratamiento con el fin de aplicar o darles otro enfoque a las técnicas de remediación con la finalidad de disminuir su impacto al ambiente.



#### 4.6 Comparación de pretratamiento acoplados a un reactor anaerobio bioelectroquímico tipo celdas de electrólisis microbiana (BES-CEM)

El uso de los pretratamientos con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV y un ultrasonido seguido de una CEM, incrementaron la remoción de DQO hasta 4 veces comparándolos con un reactor anaerobio convencional (RA), mientras que, al compararlos con una CEM con lixiviado diluido, sin tratamiento previo, el incremento fue de 2 y 1.5 veces, al implementar el uso de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV y un ultrasonido, respectivamente.

A pesar de obtener una mayor remoción de DQO en el pretratamiento con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV (P1-CEM) de hasta 45.26% de DQO, la toxicidad incrementó 2.5 veces. Mientras que, utilizando el ultrasonido (P2-CEM) la toxicidad disminuyó un 15.3% con una remoción máxima de DQO del 35.6%.

La máxima producción de metano, considerando una proporción teórica del 71% (Estrada-Arriaga et al. 2021) y ajustando al modelo de Gompertz, se presentó en el experimento P2-CEM4, utilizando como pretratamiento el ultrasonido con un tiempo de sonicación de 40 min y una dilución del 30% con una producción máxima de 65.84 ml, siendo equivalente al 18.62% de CH<sub>4</sub> producido, seguido de una producción de 56.11 mL en el experimento utilizando H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV (P1-CEM4) evaluando un tiempo de reacción de 60 min y una concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 3 g L<sup>-1</sup>, con una dilución del 10% de lixiviado.

Mientras que, la menor producción de CH<sub>4</sub> se observó en los reactores anaerobios convencionales (RA), con una producción de 14.2 y 16.04 ml para diluciones del 10 y 30% respectivamente. Al implementar el uso de un pretratamiento seguido de una CEM se obtuvo un aumento de hasta 4 veces utilizando un ultrasonido y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV.

La producción de CH<sub>4</sub> en las BES-CEM (CEM sin pretratamiento) fue de 40.09 y 27.6 ml al evaluarlas para H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV y el ultrasonido respectivamente, con una dilución del 10%, y una producción de 31.7 y 38.42 mL para las BES-CEM con una dilución del 15 y 30%. Al implementar el uso de un pretratamiento la producción de CH<sub>4</sub> incrementó 1.4 y 1.7 veces al utilizar H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV (dilución de lixiviado al 10%) y el ultrasonido (dilución del lixiviado al 30%).

La Tabla 30 muestra un resumen de la comparación de los dos pretratamientos acoplados a una CEM, con respecto a las remociones de DQO y N-NH<sub>3</sub>, a la producción de CH<sub>4</sub> (ajustado al modelo de Gompertz) y al comportamiento de la fracción biodegradable, así como la operación de reactores anaerobios (RA) y de CEM utilizando lixiviado crudo sin un previo tratamiento (BES-CEM).

Tabla 30. Comparación de pretratamientos.

Tratamiento	Remoción (%)		Producción de CH <sub>4</sub> (ml)	Incremento de la fracción biodegradable (%)
	DQO	N-NH <sub>3</sub>		
RA 10%	11.7	1.5	14.2	-
RA 30%	8.9	1.21	16.04	-
BES-CEM 10%	21.8	3.1 (P1-CEM) y 4.68 (P2-CEM)	40.9 (P1-CEM) y 27.6 (P2-CEM)	-
BES-CEM 15%	21.9	3.52	31.7	-





Continuación Tabla 30. Comparación de pretratamientos.

Tratamiento	Remoción (%)		Producción de CH <sub>4</sub> (ml)	Incremento de la fracción biodegradable (%)
	DQO	N-NH <sub>3</sub>		
BES-CEM 30%	24.8	7.5	38.42	-
P1-CEM1	37.34	29.08	42.51	19.78
P1-CEM2	39.72	30.97	43.93	7.8
P1-CEM3	45.26	30.96	47.44	-1.22
P1-CEM4	44.13	32.84	56.11	-29.5
P2-CEM1	35.28	8.06	45.57	50
P2-CEM2	28.43	3.31	46.03	33
P2-CEM3	32.61	13.31	49.26	20
P2-CEM4	35.6	12.46	65.84	53
P2-CEM5	29.94	-2.24	39	17





## 5. CONCLUSIÓN

El tratamiento con  $H_2O_2/UV$  y un ultrasonido acoplado a celdas de electrólisis microbianas son tecnologías que demostraron que mejoran la biodegradabilidad de sustratos complejos como son los lixiviados siendo un problema medioambiental, debido al alto contenido de materia orgánica no biodegradable y elevada toxicidad.

El pretratamiento del lixiviado incrementó la biodegradabilidad en un 19.7% utilizando un proceso  $H_2O_2/UV$  que opera con un tiempo de reacción de 15 min y una concentración de  $H_2O_2$  de  $1.56 \text{ g L}^{-1}$ , siendo menor al valor propuesto en la hipótesis (30%), removiendo un 37.3% de DQO, rechazando la hipótesis, mientras que, al implementar el uso de un ultrasonido, la biodegradabilidad incrementó un 53% (dilución de lixiviado del 30% y 40 min tiempo de sonicación) siendo mayor al propuesto en la hipótesis (30%) permitiendo la remoción del 35% de DQO durante el proceso anaerobio bioelectroquímico (aceptando la hipótesis).

Como primer objetivo se realizó la evaluación de los dos procesos de oxidación avanzada ( $H_2O_2/UV$  y ultrasonido) como pretratamientos que se acoplan a una celda de electrólisis microbiana (proceso anaerobio bioelectroquímico) para el tratamiento de lixiviados provenientes del relleno sanitario "La Perseverancia", obteniendo una producción máxima de  $CH_4$  de 65.84 ml (ajustado al modelo de Gompertz) utilizando el ultrasonido con un tiempo de sonicación de 40 min y una dilución del lixiviado del 30%, seguido del pretratamiento con  $H_2O_2/UV$  evaluando un tiempo de reacción de 60 min y una concentración de  $H_2O_2$  de  $3 \text{ g L}^{-1}$ , con una dilución del 10% de lixiviado obteniendo una producción de 56.11 ml de  $CH_4$ , con remociones del 35.6 y 44.13% de DQO respectivamente, con las mismas condiciones de operación.

Con respecto al comportamiento de la toxicidad, para el tratamiento con  $H_2O_2/UV$  (tiempo de 15 min de reacción y una concentración de  $H_2O_2$  de  $3 \text{ g L}^{-1}$ ) acoplado con una CEM, la toxicidad fue 2.5 veces mayor en el efluente, mientras que, al implementar el uso del ultrasonido como pretratamiento se presentó una disminución de la toxicidad en un 15.3%, utilizando como organismo de prueba *Danio rerio* al operar con una dilución del 30% de lixiviado y un tiempo de reacción de 40 min.

Se encontró que el uso del pretratamiento con ultrasonido incrementa la biodegradabilidad del lixiviado estabilizado, así como la remoción de materia orgánica, aumentando la producción de  $CH_4$  y disminuyendo la toxicidad en un posterior tratamiento bioelectroquímico, mientras que, el uso de  $H_2O_2/UV$  como pretratamiento incrementa la toxicidad hasta 2.5 veces en un posterior tratamiento bioelectroquímico.





## 6. RECOMENDACIONES

Los resultados obtenidos a partir de cinéticas de degradación utilizando ensayos del PBM y la AME en las celdas de electrólisis microbianas pueden ser utilizados para mejorar la eficiencia de las CEM, a partir de la modificación de variables que influyen en el proceso como el tipo de sustrato, el TRH, los materiales utilizados para los electrodos, el tipo y material de las membranas, el inóculo, para lograr prototipos a escala piloto viables con el fin de cumplir con la normatividad aplicable, evaluando las ventajas e inconvenientes de estos sistemas para posteriormente aplicarse a escala industrial.

El uso del tratamiento con  $H_2O_2$ /UV incrementó la toxicidad del efluente tratado, por lo que es necesario continuar con la investigación, con el fin de implementar algún postratamiento que permita su disminución o acoplar el proceso con algún otro proceso de oxidación avanzada.

El uso de lixiviados como sustrato para la evaluación de estos tratamientos es aún un reto debido a su baja biodegradabilidad ( $DBO_5/DQO < 0.05$ ) y elevada toxicidad (238.09 UT). Con los resultados de este estudio se sugiere la implementación de ensayos utilizando otros co-sustratos, como aguas residuales de la industria de lácteos, aguas residuales domésticas o sintéticas, entre algunos otros, junto con el lixiviado, lo cual podría incrementar la eficiencia de los procesos, es por ello. Además, se sugiere evaluar la viabilidad tecno-económica de los procesos de manera autónoma para posteriormente implementar su integración con otras tecnologías de tratamiento, con la finalidad de reducir costos de procesos e incrementar su eficiencia.



## 7. ANEXO

Con la finalidad de identificar si hubo diferencia significativa entre los parámetros experimentales y las variables de respuesta, se realizó el análisis de los datos experimentales a través del análisis de varianza (ANOVA) de tal forma que se pueda determinar la interacción simultánea entre los parámetros de entrada con las variables de respuesta. La exactitud del modelo desarrollado y la significancia estadística se analizaron utilizando los factores como la prueba F, valor P,  $R^2$  y el estadístico t considerando un nivel de significancia del 0.1.

### 7.1 Análisis estadístico en pretratamiento con $H_2O_2/UV$

#### 7.1.1 Análisis estadístico en pretratamiento con $H_2O_2/UV$ , diseño 1

Se realizó el ANOVA para el diseño 1 del pretratamiento con  $H_2O_2/UV$ , evaluando como parámetros de entrada la dilución del lixiviado (10 y 30%), concentración de  $H_2O_2$  (1 y 2 g L<sup>-1</sup>) y el tiempo de reacción (7 y 30 min) (diseño 2<sup>3</sup>), para conocer el efecto de las variables de respuesta, en las Tablas 31 y 32 se muestra el ANOVA del comportamiento del N-NH<sub>3</sub> y de los N-NO<sub>3</sub>, mientras que, las tablas 33 y 34 muestran los resultados del análisis estadístico tanto de la remoción de la DQO como de la fracción biodegradable (DBO<sub>5</sub>/DQO).

Tabla 31. ANOVA del comportamiento del N-NH<sub>3</sub> en pretratamiento  $H_2O_2/UV$ , diseño 1.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadros medios	$R^2$	$R^2$ (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,glF,gl E)	Error absoluto o medio	
Modelo	5.87	3	k-1	1.96					
Residual	1.84	4	n-k	0.46	0.76	0.58	4.24	4.19	0.39
Total de la correlación	7.72	7	n-1	1					

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	14.28	14.59	
Tiempo de reacción (min)	-0.014	0.69	2.13
Concentración de $H_2O_2$ (g L <sup>-1</sup> )	0.51	1.07	
Dilución (%)	0.08	3.33	



Tabla 32. ANOVA del comportamiento de N-NO<sub>3</sub> en pretratamiento H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, diseño 1.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadros medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,glF,gl E)	Error absoluto o medio	
Modelo	34.03	3	k-1	11.34					
Residual	31.25	4	n-k	7.81	0.52	0.16	1.45	4.19	1.66
Total de la correlación	65.28	7	n-1	9					

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	26.97	6.7	
Tiempo de reacción (min)	-0.16	1.9	2.13
Concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (g L <sup>-1</sup> )	-0.41	0.21	
Dilución (%)	-0.08	0.84	

 Tabla 33. ANOVA de la remoción de DQO en pretratamiento H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, diseño 1.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadros medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,glF,gl E)	Error absoluto o medio	
Modelo	82.21	3	k-1	27.40					
Residual	37.38	4	n-k	9.34	0.68	0.45	2.93	4.19	1.81
Total de la correlación	119.59	7	n-1	17					

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	9.06	2.06	
Tiempo de reacción (min)	0.013	0.13	2.13
Concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (g L <sup>-1</sup> )	6.29	2.91	
Dilución (%)	0.06	0.56	



Tabla 34. ANOVA del incremento de la fracción biodegradable en pretratamiento H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, diseño 1.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadros medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,glF,gl E)	Error absoluto o medio
Modelo	155.43	3	k-1	51.81				
Residual	417.78	4	n-k	104.45	0.27	-0.27	0.5	4.19
Total de la correlación	573.2	7	n-1	82				

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	19.5	1.36	
Tiempo de reacción (min)	0.11	0.36	2.13
Concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (g L <sup>-1</sup> )	8.4	1.16	
Dilución (%)	-0.02	0.07	

Las figuras 66 y 67 muestran la interacción en la superficie de los tres parámetros de entrada (dilución del lixiviado (10 y 30%), concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (1 y 2 g L<sup>-1</sup>) y el tiempo de reacción (7 y 30 min), en los ejes de los gráficos de superficie se observa la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y el tiempo de reacción (siendo la variable con el valor t mayor, después de la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), también las Figuras 68 y 69, muestran la interacción de los tres parámetros de entrada considerando los valores del estadístico t (diagrama de Pareto), con respecto a la remoción de DQO (%) y al aumento de la fracción biodegradable.

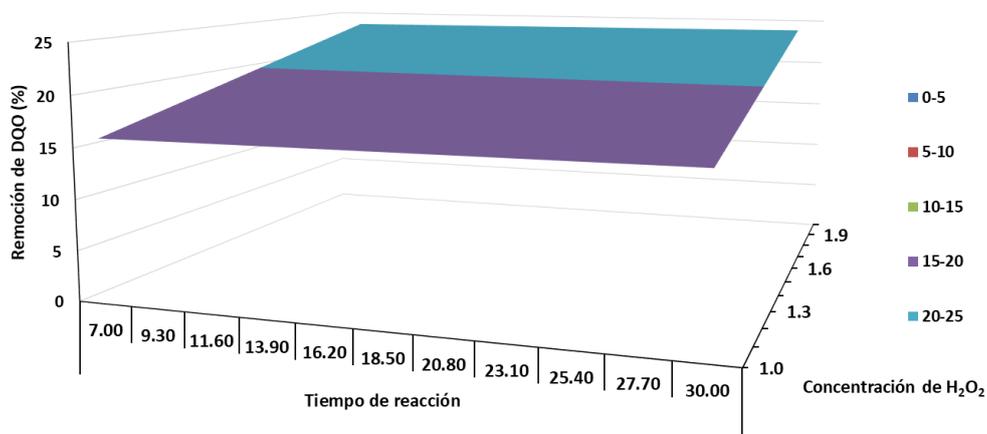


Figura 66. Gráfico de superficie, remoción de DQO (%).



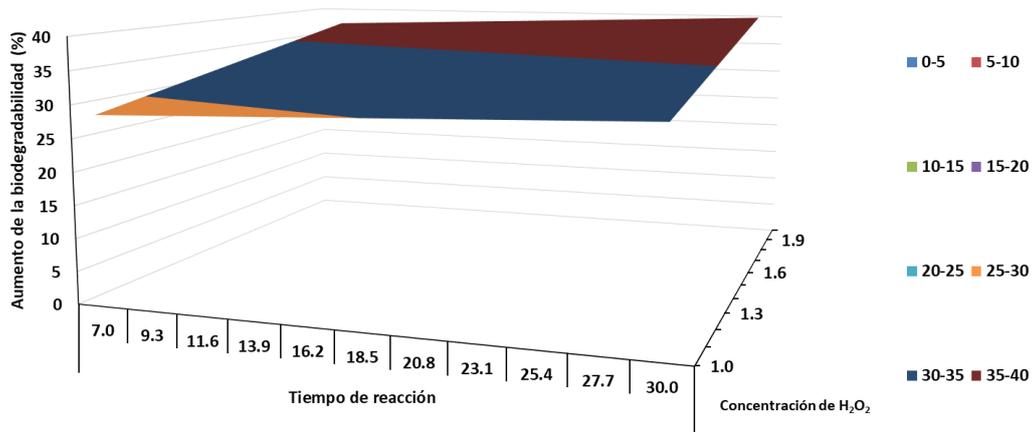


Figura 67. Gráfico de superficie, aumento de la fracción biodegradable (%).

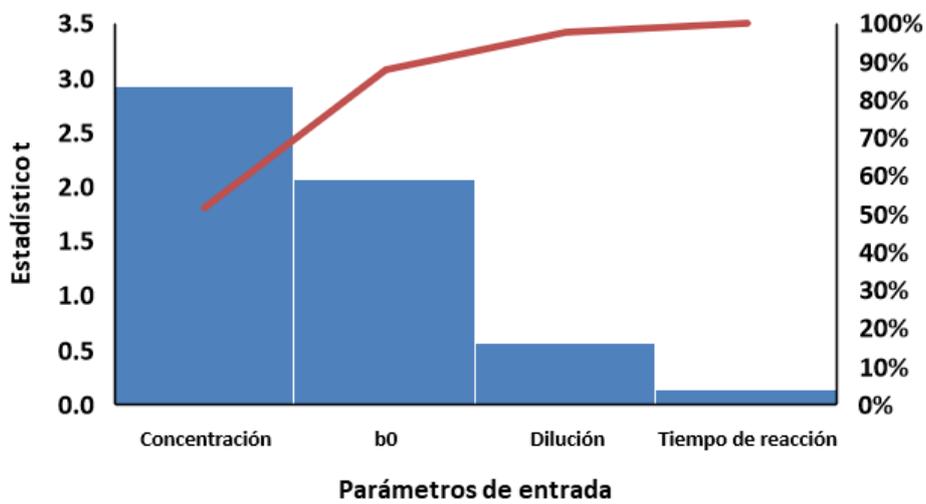


Figura 68. Diagrama de Pareto, remoción de DQO (%).

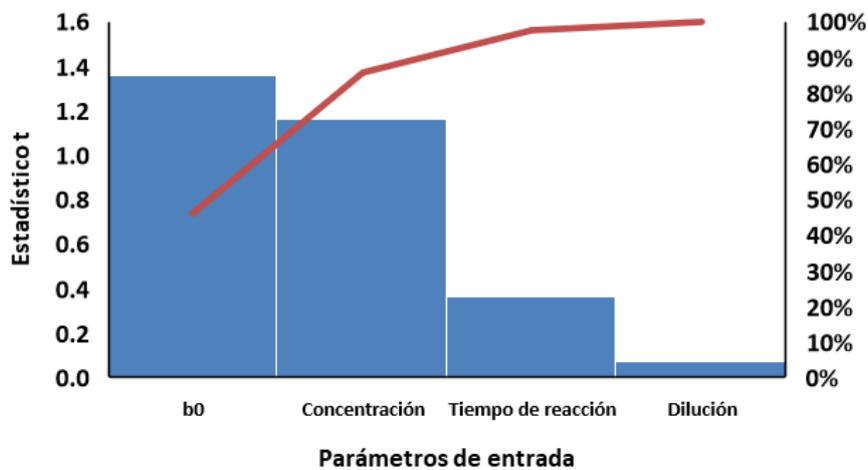


Figura 69. Diagrama de Pareto, aumento de la fracción biodegradable (%).





### 7.1.2 Análisis estadístico en pretratamiento con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, diseño 2

Para el diseño 2 del pretratamiento con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, se evaluaron como parámetros de entrada la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (1.56 y 3 g L<sup>-1</sup>) y el tiempo de reacción (15 y 60 min) (diseño 2<sup>2</sup>), en las Tablas 35-39 se muestra los resultados del análisis estadístico para el N-NH<sub>3</sub>, N-NO<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub>, DQO y fracción biodegradable (DBO<sub>5</sub>/DQO).

Tabla 35. ANOVA del comportamiento del N-NH<sub>3</sub> en pretratamiento H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, diseño 2.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CME	F (0.1,g F,g E)	Error absoluto medio
Modelo	2.52	2 k-1	1.26					
Residual	0.9	1 n-k	0.91	0.73	0.20	1.39	49.5	0.38
Total de la correlación	3.43	3 n-1	1					

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	13.67	7.73	
Concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (g L <sup>-1</sup> )	0	0	6.31
Tiempo de reacción (min)	1.1	1.67	

Tabla 36. ANOVA del comportamiento de N-NO<sub>3</sub> en pretratamiento H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, diseño 2.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,g F,g E)	Error absoluto medio
Modelo	34.72	2 k-1	17.36					
Residual	6.25	1 n-k	6.25	0.84	0.54	2.78	49.5	1
Total de la correlación	40.97	3 n-1	14					

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	-11.87	2.56	
Concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (g L <sup>-1</sup> )	0.019	0.33	6.31
Tiempo de reacción (min)	-4.05	2.33	



Tabla 37. ANOVA del comportamiento de N-NO<sub>2</sub> en pretratamiento H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, diseño 2.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,glF,gl E)	Error absoluto medio	
Modelo	102.04	2	k-1	51.02					
Residual	51.02	1	n-k	51.02	0.66	0	1	49.5	2.85
Total de la correlación	153.06	3	n-1	52					

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	-62.5	4.71	
Concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (g L <sup>-1</sup> )	0.159	1	6.31
Tiempo de reacción (min)	4.96	1	

Tabla 38. ANOVA de la remoción de DQO en pretratamiento H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, diseño 2.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=C M/C ME	F (0.1,glF,gl E)	Error absoluto medio	
Modelo	175.15	2	k-1	87.57					
Residual	7.32	2	n-k	3.66	0.95	0.91	23.9	9	0.94
Total de la correlación	182.48	4	n-1	46					

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	-2.46	0.73	
Concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (g L <sup>-1</sup> )	0.103	2.44	2.92
Tiempo de reacción (min)	8.38	6.40	





Tabla 39. ANOVA del incremento de la fracción biodegradable en pretratamiento H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, diseño 2.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,glF,glE)	Error absoluto o medio
Modelo	285.10	2 k-1	142.55					
Residual	35.54	2 n-k	17.77	0.88	0.77	8.02	9	2.59
Total de la correlación	320.65	4 n-1	80					

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	10.63	1.44	
Concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (g L <sup>-1</sup> )	0.24	2.59	2.92
Tiempo de reacción (min)	8.61	2.99	

## 7.2 Análisis estadístico en pretratamiento con ultrasonido

Se realizó el ANOVA para el pretratamiento con ultrasonido, evaluando como parámetros de entrada la dilución del lixiviado (10 y 30%) y el tiempo de reacción (10 y 40 min) (diseño 2<sup>2</sup>), para conocer el efecto de las variables de respuesta, en las Tablas 40-44 se muestran los resultados del análisis estadístico de la DQO, sólidos suspendidos (SS), color, fracción biodegradable (DBO<sub>5</sub>/DQO) y N-NH<sub>3</sub>.

Tabla 40. ANOVA de la remoción de DQO en pretratamiento con ultrasonido.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,glF,glE)	Error absoluto o medio
Modelo	96.90	2 k-1	48.45					
Residual	1.65	2 n-k	0.83	0.98	0.96	58.62	9	0.54
Total de la correlación	98.55	4 n-1	25					





Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	15.49	13.30	
Tiempo de reacción (min)	-0.22	7.40	2.92
Dilución (%)	-0.34	7.67	

Tabla 41. ANOVA del comportamiento de los SS en pretratamiento con ultrasonido.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,gIF, gIE)	Error absoluto medio
Modelo	50.47	2 k-1	25.24					
Residual	1.64	2 n-k	0.82	0.96	0.93	30.65	9	0.42
Total de la correlación	52.12	4 n-1	13					

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	-10.04	8.64	
Tiempo de reacción (min)	-0.20	6.95	2.92
Dilución (%)	-0.15	3.38	

Tabla 42. ANOVA del comportamiento del color en pretratamiento con ultrasonido.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,gIF, gIE)	Error absoluto medio
Modelo	108.02	2 k-1	54.01					
Residual	68.91	2 n-k	34.46	0.61	0.22	1.57	9	3.6
Total de la correlación	176.94	4 n-1	44					

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	18.52	2.46	
Tiempo de reacción (min)	0.32	1.69	2.92
Dilución (%)	-0.16	0.57	



Tabla 43. ANOVA del incremento de la fracción biodegradable en pretratamiento con ultrasonido.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,g F ,g E)	Error absoluto o medio
Modelo	367.46	2	k-1	183.73				
Residual	64.61	2	n-k	32.31	0.85	0.70	5.69	9
Total de la correlación	432.08	4	n-1	108				2.75

Parámetros	B	Estadístico t	t de tablas
0	43.56	5.98	
Tiempo de reacción (min)	-0.109	0.58	2.92
Dilución (%)	-9.16	3.30	

 Tabla 44. ANOVA del comportamiento del N-NH<sub>3</sub> en pretratamiento con ultrasonido.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> (ajustada)	F=CM/CM E	F (0.1,g F ,g E)	Error absoluto o medio
Modelo	1.29	2	k-1	0.65				
Residual	2.89	2	n-k	1.45	0.3	-0.38	0.45	9
Total de la correlación	4.19	4	n-1	1				0.58

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	2.83	1.84	
Tiempo de reacción (min)	-0.037	0.94	2.92
Dilución (%)	0.007	0.13	





## 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcaide, P. J. (2016). Instalación para el tratamiento terciario de aguas residuales depuradas para la reutilización en el riego de zonas verdes urbanas.
- Aleksandra Wdowczyk; Agata Szymańska-Pulikowska; (2021). Analysis of the possibility of conducting a comprehensive assessment of landfill leachate contamination using physicochemical indicators and toxicity test. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, (), -. doi:10.1016/j.ecoenv.2021.112434
- ALTAMIRANO AVILA, A. I. Z. A. I. L. A. D. E. M. A. (2017). Producción de biometano a partir de sedimentos dragados en el curso alto del río Lerma, Estado de México.
- Amr, S. A., Aziz, H. A., Hossain, M. S., & Bashir, M. J. (2017). Simultaneous removal of COD and color from municipal landfill leachate using Ozone/Zinc sulphate oxidation process. *Glob Nest J*, 19(19), 498-504.
- Arvin, Amin; Hosseini, Morteza; Amin, Mohammad Mehdi; Najafpour Darzi, Ghasem; Ghasemi, Younes (2019). A comparative study of the anaerobic baffled reactor and an integrated anaerobic baffled reactor and microbial electrolysis cell for treatment of petrochemical wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, (), S1369703X19300270-. doi:10.1016/j.bej.2019.01.021
- Asaithambi, P., & Govindarajan, R. (2021). Hybrid sono-electrocoagulation process for the treatment of landfill leachate wastewater: Optimization through a central composite design approach. *Environmental Processes*, 8(2), 793-816. <https://doi.org/10.1007/s40710-021-00509-z>
- Astals, S., Koch, K., Weinrich, S., Hafner, S. D., Tait, S., & Peces, M. (2020). Impact of Storage Conditions on the Methanogenic Activity of Anaerobic Digestion Inocula. *Water*, 12(5), 1321.
- Aziz, H. A., & Ramli, S. F. (2018). Recent development in sanitary landfilling and landfill leachate treatment in Malaysia. *International Journal of Environmental Engineering*, 9(3/4), 201. <https://doi.org/10.1504/ijee.2018.10018737>
- Azreen, I., & Zahrim, A. Y. (2018). Overview of biologically digested leachate treatment using adsorption. In *Anaerobic Digestion Processes* (pp. 123-148). Springer, Singapore.
- Babu, D. Syam; Srivastava, Vartika; Nidheesh, P.V.; Kumar, M. Suresh (2019). Detoxification of water and wastewater by advanced oxidation processes. *Science of The Total Environment*, 696(), 133961-. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.133961
- Babu, S. G., Ashokkumar, M., & Neppolian, B. (2017). The role of ultrasound on advanced oxidation processes. *Sonochemistry*, 117-148.
- Baek, G., Saikaly, P. E., & Logan, B. E. (2020). Addition of a carbon fiber brush improves anaerobic digestion compared to external voltage application. *Water Research*, 116575.
- Bagheri, M., Bazvand, A., & Ehteshami, M. (2017). Application of artificial intelligence for the management of landfill leachate penetration into groundwater, and assessment of its environmental impacts. *Journal of Cleaner Production*, 149, 784-796.
- Bao, S., & Nie, X. (2020). Adverse effects in *Daphnia magna* exposed to e-waste leachate: assessment based on life trait changes and responses of detoxification-related genes. *Environmental Research*, 109821.
- Barbosa, Sónia G.; Peixoto, Luciana; Soares, Olívia S.G.P.; Pereira, Manuel Fernando R.; Heijne, Annemiek Ter; Kuntke, Philipp; Alves, Maria Madalena; Pereira, Maria Alcina (2018). Influence of carbon anode properties on performance and microbiome of Microbial Electrolysis Cells operated on urine. *Electrochimica Acta*, (), S0013468618303748-. doi:10.1016/j.electacta.2018.02.083.





- Bardi, A.; Yuan, Q.; Siracusa, G.; Chicca, I.; Islam, M.; Spennati, F.; Tigini, V.; Di Gregorio, S.; Levin, D.B.; Petroni, G.; Munz, G. (2017). Effect of cellulose as co-substrate on old landfill leachate treatment using white-rot fungi. *Bioresource Technology*, 241(), 1067–1076. doi:10.1016/j.biortech.2017.06.046.
- Beyazit, N., & Department of Environmental Engineering, Ondokuz Mayıs University, Turkey. (2021). COD and color removal from landfill leachate by photo- electro-Fenton process. *International Journal of Electrochemical Science*, ArticleID:210539. <https://doi.org/10.20964/2021.05.65>
- Bilal Aftab;Jinwoo Cho;Jin Hur; (2021). UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-assisted forward osmosis system for extended filtration, alleviated fouling, and low-strength landfill leachate concentrate . *Journal of Membrane Science*, (), -. doi:10.1016/j.memsci.2021.119055
- Bis, M.; Montusiewicz, A.; Ozonek, J.; Pasieczna-Patkowska, S. (2015). Application of hydrodynamic cavitation to improve the biodegradability of mature landfill leachate. *Ultrasonics Sonochemistry*, 26(), 378–387. doi:10.1016/j.ultsonch.2015.03.003
- Bolognesi, Silvia; Ceconet, Daniele; Callegari, Arianna; Capodaglio, Andrea G. (2020). Bioelectrochemical treatment of municipal solid waste landfill mature leachate and dairy wastewater as co-substrates. *Environmental Science and Pollution Research*, (), -. doi:10.1007/s11356-020-10167-7
- Brito, G. C., Lange, L. C., Santos, V. L., Amaral, M., & Moravia, W. G. (2019). Long-term evaluation of membrane bioreactor inoculated with commercial baker's yeast treating landfill leachate: pollutant removal, microorganism dynamic and membrane fouling. *Water Science and Technology*, 79(2), 398-410.
- Bundhoo, Z. M., & Mohee, R. (2018). Ultrasound-assisted biological conversion of biomass and waste materials to biofuels: A review. *Ultrasonics Sonochemistry*, 40, 298-313.
- Cáceres Cáceres, K. T., & Rincón Pérez, A. (2018). Evaluación del potencial bioquímico de metano del agua residual de la UPB Seccional Bucaramanga, variando las condiciones iniciales de ph y materia orgánica.
- Cai, W., Liu, W., Han, J., & Wang, A. (2016). Enhanced hydrogen production in microbial electrolysis cell with 3D self-assembly nickel foam-graphene cathode. *Biosensors and Bioelectronics*, 80, 118-122.
- Calderón Vargas, J. F. (2017). Ajuste de un modelo cinético para el crecimiento de *Lactobacillus Acidophilus* en la fermentación de sustrato complejo (Bachelor's thesis, Fundación Universidad de América).
- Carabalí-Rivera, Y. S., Barba-Ho, L. E., & Torres-Lozada, P. (2017). Determinación de la toxicidad de lixiviados a través de toxicidad aguda utilizando *Daphnia pulex* y ensayos de toxicidad anaerobia. *Revista Ingeniería E Investigación*, 37(1), 16–24.
- Carrasco Peralta, I. (2019). Evaluación de la sedimentación y estabilización del lixiviado en el botadero del distrito de Nieva, provincia de Condorcanqui-2018.
- Carvajal, A.; Peña, M.; Pérez-Elvira, S. (2013). Autohydrolysis pretreatment of secondary sludge for anaerobic digestion. *Biochemical Engineering Journal*, 75(), 21–31. doi:10.1016/j.bej.2013.03.002.
- Casierra-Martínez, H., Casalins-Blanco, J., Vargas-Ramírez, X., & Caselles-Osorio, A. (2016). Desinfección de agua residual doméstica mediante un sistema de tratamiento acoplado con fines de reúso. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 7, 97–111.
- Chakraborty, I., Sathe, S. M., Khuman, C. N., & Ghangrekar, M. M. (2020). Bioelectrochemically powered remediation of xenobiotic compounds and heavy metal toxicity using microbial fuel cell and microbial electrolysis cell. *Materials Science for Energy Technologies*, 3, 104-115.





- Chaplin, B. P. (2019). The prospect of electrochemical technologies advancing worldwide water treatment. *Accounts of chemical research*, 52(3), 596-604.
- Chaves, F. P., Gomes, G., Della-Flora, A., Dallegrave, A., Sirtori, C., Saggiaro, E. M., & Bila, D. M. (2020). Comparative endocrine disrupting compound removal from real wastewater by UV/Cl and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>: Effect of pH, estrogenic activity, transformation products and toxicity. *The Science of the Total Environment*, 746(141041), 141041. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141041>
- Chavoshani, A., Rostami, A., Golzari, F., & Gholinia, A. (2016). The effect of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> interference in chemical oxygen demand removal during advanced oxidation processes. *Iranian Journal of Health, Safety and Environment*, 3(3), 565–569.
- Cheng, D., Hao Ngo, H., Guo, W., Wang Chang, S., Duc Nguyen Nguyen, D., Liu, Y., ... Ngoc Nguyen, L. (2019). Removal process of antibiotics during anaerobic treatment of swine wastewater. *Bioresource Technology*, 122707. doi:10.1016/j.biortech.2019.122707
- Chys, M., Declerck, W., Audenaert, W. T., & Van Hulle, S. W. (2015). UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> and (photo-) Fenton as treatment prior to granular activated carbon filtration of biologically stabilized landfill leachate. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 90(3), 525-533.
- Córdova Jácome, A. L. (2018). Tratamiento fisicoquímico del lixiviado del relleno sanitario Romerillos de la ciudad de Machachi, mediante procesos de óxido reducción con peróxido de calcio.
- Córdova, R. N., Nagel-Hassemmer, M. E., Matias, W. G., Muller, J. M., & de Castilhos Junior, A. B. (2017). Removal of organic matter and ammoniacal nitrogen from landfill leachate using the UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> photochemical process. *Environmental technology*, 40(6), 793-806.
- Corzo Roncancio, M. A. (2017). Estudio de la remoción de hidrocarburos por selenastrum capricornutum en muestras de lixiviados de suelos contaminados por petróleo.
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. D. S. M., & Campos, J. C. (2019). Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. *Journal of environmental management*, 232, 110-116.
- Cui, Tao; Zhang, Yonghao; Han, Weiqing; Li, Jiansheng; Sun, Xiuyun; Shen, Jinyou; Wang, Lianjun (2017). Advanced treatment of triazole fungicides discharged water in pilot scale by integrated system: Enhanced electrochemical oxidation, upflow biological aerated filter and electrodialysis. *Chemical Engineering Journal*, 315(), 335–344. doi:10.1016/j.cej.2017.01.039.
- Cunalata Cruz, R. E. (2017). Aplicación de microorganismos eficientes para el tratamiento de lixiviados de las celdas emergentes del Cantón La Concordia (Bachelor's thesis, Ciencias de la ingeniería e industrias facultad: ingeniería ambiental y manejo de riesgos naturales).
- Da Costa, Fabio Moraes; Daflon, Sarah Dario Alves; Bila, Daniele Maia; da Fonseca, Fabiana Valeria; Campos, Juacyara Carbonelli (2018). Evaluation of the biodegradability and toxicity of landfill leachates after pretreatment using advanced oxidative processes. *Waste Management*, (), S0956053X18300965–. doi:10.1016/j.wasman.2018.02.030.
- De Carluccio, Marco; Fiorentino, Antonino; Rizzo, Luigi (2020). Multi-barrier treatment of mature landfill leachate: effect of Fenton oxidation and air stripping on activated sludge process and cost analysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104444–. doi:10.1016/j.jece.2020.104444
- De León, L. R., Díez, P. Q., Gálvez, L. T., Perea, L. A., Barragán, C. L., Rodríguez, C. G., & León, A. R. (2021). Biochemical methane potential of water hyacinth and the organic fraction of municipal solid waste using leachate from Mexico City's Bordo Poniente composting plant as inoculum. *Fuel*, 285, 119132.





- Deng, Yang; Zhu, Xu; Chen, Nan; Feng, Chuanping; Wang, Haishuang; Kuang, Peijing; Hu, Weiwu (2020). Review on electrochemical system for landfill leachate treatment: Performance, mechanism, application, shortcoming, and improvement scheme. *Science of The Total Environment*, (), 140768–. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140768
- Díaz, A. I., Oulego, P., González, J. M., Laca, A., & Díaz, M. (2020). Physico-chemical pre-treatments of anaerobic digestion liquor for aerobic treatment. *Journal of Environmental Management*, 274(111189), 111189. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111189>
- Ding, A., Yang, Y., Sun, G., & Wu, D. (2016). Impact of applied voltage on methane generation and microbial activities in an anaerobic microbial electrolysis cell (MEC). *Chemical Engineering Journal*, 283 lo, 260–265. doi:10.1016/j.cej.2015.07.054
- Ebrahimi, A., Hashemi, H., Eslami, H., Fallahzadeh, R. A., Khosravi, R., Askari, R., & Ghahramani, E. (2018). Kinetics of biogas production and chemical oxygen demand removal from compost leachate in an anaerobic migrating blanket reactor. *Journal of environmental management*, 206, 707-714.
- Escalante-Mañe, A. M., Hernández-Nuñez, E., Méndez-Novelo, R. I., Giácoman-Vallejos, G., González-Sánchez, A. A., Quintanilla-Mena, M. A., ... Puch-Hau, C. (2021). *Exposure to Landfill Leachates Affects the Embryonic Development of Zebrafish, Danio rerio: A Case Study in Yucatan, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. doi:10.1007/s00128-021-03237-0
- Escapa, A., Mateos, R., Martínez, E. J., & Blanes, J. (2016). Microbial electrolysis cells: An emerging technology for wastewater treatment and energy recovery. From laboratory to pilot plant and beyond. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 55, 942-956.
- Estrada-Arriaga, E. B., Reynoso-Deloya, M. G., Guillén-Garcés, R. A., Falcón-Rojas, A., & García-Sánchez, L. (2021). Enhanced methane production and organic matter removal from tequila vinasses by anaerobic digestion assisted via bioelectrochemical power-to-gas. *Bioresource Technology*, 320(Pt A), 124344. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124344>
- Fang, Y., Shimizu, S., Yamamoto, T., & Komarov, S. (2018, March). Generation of OH radical by ultrasonic irradiation in batch and circulatory reactor. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 120, No. 1, p. 012019). IOP Publishing.
- Feng, Q., Xu, L., Liu, C., Wang, H., Jiang, Z., Xie, Z., ... & Qin, Y. (2020). Treatment of shale gas fracturing wastewater using microbial fuel cells: Mixture of aging landfill leachate and traditional aerobic sludge as catholyte. *Journal of Cleaner Production*, 269, 121776.
- Feng, S., Hong, X., Wang, T., Huang, X., Tong, Y., & Yang, H. (2019). Reutilization of high COD leachate via recirculation strategy for methane production in anaerobic digestion of municipal solid waste: Performance and dynamic of methanogen community. *Bioresource Technology*, 288, 121509. doi:10.1016/j.biortech.2019.121509
- Filer, J., Ding, H. H., & Chang, S. (2019). Biochemical methane potential (BMP) assay method for anaerobic digestion research. *Water*, 11(5), 921.
- Florindo Moncada, V. (2017). Diseño de un sistema de tratamiento de lixiviados de residuos sólidos mediante oxidación fotocatalítica (Bachelor 's thesis).
- Gajaraj, Shashikanth; Huang, Yuxi; Zheng, Ping; Hu, Zhiqiang (2017). Methane production improvement and associated methanogenic assemblages in bioelectrochemically assisted anaerobic digestion. *Biochemical Engineering Journal*, 117(), 105–112. doi:10.1016/j.bej.2016.11.003





- Gallardo Gálvez, R. G., & Pichén Díaz, J. N. (2019). Evaluación del tratamiento de la fracción orgánica de los lixiviados en la infraestructura de tratamiento y disposición final de residuos sólidos de Cajamarca, 2019.
- Gállego Bravo, A. K., Salcedo Serrano, D. A., López Jiménez, G., Nirmalkar, K., Murugesan, S., García-Mena, J., ... & Tovar Gálvez, L. R. (2019). Microbial Profile of the Leachate from Mexico City's Bordo Poniente Composting Plant: An Inoculum to Digest Organic Waste. *Energies*, 12(12), 2343.
- Gao, Yan; Sun, Dezhi; Dang, Yan; Lei, Yuqing; Ji, Jiayang; Lv, Tingwei; Bian, Rui; Xiao, Zhihui; Yan, Liangming; Holmes, Dawn E. (2017). Enhancing biomethanogenic treatment of fresh incineration leachate using single chambered microbial electrolysis cells. *Bioresource Technology*, 231(), 129–137. doi:10.1016/j.biortech.2017.02.024
- García Chiquito, P. F. (2019). Manejo y Tratamiento de Lixiviados en Rellenos Sanitarios: Revisión bibliográfica y Experiencia en Planta de Tratamiento de Lixiviados de Navarro (Doctoral dissertation, Universidad Santiago de Cali).
- Ghime, D., & Ghosh, P. (2020). Advanced oxidation processes: A powerful treatment option for the removal of recalcitrant organic compounds. In *Advanced Oxidation Processes - Applications, Trends, and Prospects*. IntechOpen.
- Ghosh Ray, S.; Changrekar, M. M. (2018). Comprehensive review on treatment of high-strength distillery wastewater in advanced physico-chemical and biological degradation pathways. *International Journal of Environmental Science and Technology*, (), -. doi:10.1007/s13762-018-1786-8
- Ghosh, Pooja; Thakur, Indu Shekhar; Kaushik, Anubha (2017). Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 141(), 259–270. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.03.023
- Giraldo Isaza, L. V. (2019). Diseño de un reactor biológico de electrohidrogénesis para la reducción de materia orgánica y producción de hidrógeno a partir de lixiviados generados en sitios de disposición final de residuos sólidos municipales (Bachelor's thesis, Ingeniería Ambiental).
- Girano Corbera, M. A. (2020). Elaboración de sistema de captación de humedad atmosférica como fuente potencial para la generación no convencional de agua potable.
- Gogate, P. R., & Patil, P. N. (2016). *Sonochemical Reactors. Sonochemistry*, 255–281. doi:10.1007/978-3-319-54271-3\_10
- Gomez Vasquez, E. (2018). Afectaciones Ambientales De Los Lixiviados Generados En Los Rellenos Sanitarios Sobre El Recurso Agua (Doctoral dissertation, Universidad Industrial de Santander, Escuela De Química).
- González Hoyos, N. D. J. (2017). Arranque de un reactor anaerobio de flujo ascendente para el tratamiento de una corriente de lixiviados proveniente de un reactor UASB. Departamento de Ingeniería Química. Tesis de Maestría. Caldas, Colombia, 218 pp.
- Grosser, A., Neczaj, E., Madela, M., & Celary, P. (2019). Ultrasound-Assisted Treatment of Landfill Leachate in a Sequencing Batch Reactor. *Water*, 11(3), 516.
- Grosser, Anna; Neczaj, Ewa; Madela, Magdalena; Celary, Piotr (2018). Treatment of Landfill Leachate Using Ultrasound Assisted SBR Reactor. *Proceedings*, 2(11), 648–. doi:10.3390/proceedings2110648
- Guevara Villegas, M. A. (2019). Construcción de un prototipo fenton coadyuvante de tratamientos biológicos para lixiviados en el Relleno Sanitario Porlón (Bachelor's thesis, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo).
- Guo, H., & Kim, Y. (2019). Stacked multi-electrode design of microbial electrolysis cells for rapid and low-sludge treatment of municipal wastewater. *Biotechnology for biofuels*, 12(1), 1-10.





- Gutiérrez Lopéz, M. A. (2017). Tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de Bacalar, Quintana Roo, mediante coagulación-floculación y foto-fenton.
- Gutiérrez, A. H., Peña, L. B., & Díaz, J. G. H. (2018). Obtención de biogás mediante la fermentación anaerobia de estiércol: Anahí Helguero Gutiérrez, Lautaro Bustillos Peña, Javier Gonzalo Hernani Díaz. *Revista Estudiantil AGRO-VET*, 2(2), 185–191. <https://agrovet.umsa.bo/index.php/AGV/article/view/91>
- Hasan Pasalari;Ali Esrafil;Abbas Rezaee;Mitra Gholami;Mahdi Farzadkia; (2021). *Electrochemical oxidation pretreatment for enhanced methane potential from landfill leachate in anaerobic co-digestion process: Performance, Gompertz model, and energy assessment*. *Chemical Engineering Journal*, (), -. doi:10.1016/j.cej.2021.130046
- Hassan shahi, N., & Karimi-Jashni, A. (2018). Comparison of photo-Fenton, O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV and photocatalytic processes for the treatment of gray water. *Ecotoxicology and environmental safety*, 161, 683-690.
- Hassan, M., Fernandez, A. S., San Martin, I., Xie, B., & Moran, A. (2018a). Hydrogen evolution in microbial electrolysis cells treating landfill leachate: Dynamics of anodic biofilm. *International Journal of Hydrogen Energy*, 43(29), 13051-13063.
- Hassan, Muhammad; Fernandez, Ana Sotres; San Martin, Isabel; Xie, Bing; Moran, Antonio (2018b). Hydrogen evolution in microbial electrolysis cells treating landfill leachate: Dynamics of anodic biofilm. *International Journal of Hydrogen Energy*, 43(29), 13051–13063. doi:10.1016/j.ijhydene.2018.05.055
- Hernández-Flores, G., Solorza-Feria, O., & Poggi-Varaldo, H. M. (2017). *Bioelectricity generation from wastewater and actual landfill leachates: A multivariate analysis using principal component analysis*. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(32), 20772-20782.
- Hua, T., Li, S., Li, F., Ondon, B. S., Liu, Y., & Wang, H. (2019). Degradation performance and microbial community analysis of microbial electrolysis cells for erythromycin wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 146, 1-9.
- Huang, H., Zhang, P., Xiao, J., Xiao, D., & Gao, F. (2017). Repeatedly using the decomposition product of struvite by ultrasound stripping to remove ammonia nitrogen from landfill leachate. *Ultrasonics sonochemistry*, 38, 622-628.
- Huang, L., Li, X., Cai, T., & Huang, M. (2018). Electrochemical performance and community structure in three microbial fuel cells treating landfill leachate. *Process Safety and Environmental Protection*, 113, 378-387.
- INEGI (2019). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México: Resultados generales. [en línea]. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2019/09/09/2020>.
- Infante Castillo, P. D. (2018). Evaluación de la contaminación por lixiviados en zonas aledañas al botadero de Zámbriza mediante métodos geofísicos (Bachelor 's thesis, Quito: Universidad de las Américas, 2018).
- Jaafarzadeh, N., Zarghi, M. H., Salehin, M., Roudbari, A., & Zahedi, A. (2020). Application of Box-Behnken Design (BBD) to Optimizing COD Removal from Fresh Leachate using Combination of Ultrasound and Ultraviolet. *Journal of Environmental Treatment Techniques*, 8(3), 861-869.
- Jaén-Gil, A., Buttiglieri, G., Benito, A., Mir-Tutusaus, J. A., Gonzalez-Olmos, R., Caminal, G., ... & Rodriguez-Mozaz, S. (2021). Combining biological processes with UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> for metoprolol and metoprolol acid removal in hospital wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 404, 126482.





- Jagaba;S, A. H. R. M., Kutty;l, M., Lawal, ;, S., Abubakar, ;, I., Hassan, ;l, Zubairu, ;l, & Umaru;A, S. (2021). Sequencing batch reactor technology for landfill leachate treatment: A state-of-the-art review. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111946>
- Javad Torkashvand;Roshanak Rezaei Kalantary;Neda Heidari;Zohre Kazemi;Zahra Kazemi;Mahdi Farzadkia;Vida Amoohadi;Yasaman Oshidari; (2021). Application of ultrasound irradiation in landfill leachate treatment . *Environmental Science and Pollution Research*, (), -. doi:10.1007/s11356-021-15280-9
- Jayanth, T. A. S., Mamindlapelli, N. K., Begum, S., Arelli, V., Juntupally, S., Ahuja, S., ... & Anupoju, G. R. (2020). Anaerobic mono and co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and landfill leachate at industrial scale: Impact of volatile organic loading rate on reaction kinetics, biogas yield and microbial diversity. *Science of The Total Environment*, 748, 142462.
- Jojoa G.D. (2016) Tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario utilizando un filtro biológico aireado (BAF). Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México, 104 pp.
- Jonas J. Inticher;Liziara C. Cabrera;Raíssa E. Guimarães;Camila F. Zorzo;Leandro Pellenz;Daiana Seibert;Fernando H. Borba; (2021). Advanced treatment of water contaminated with atrazine, difenoconazole and fipronil mixture, its by-products and bio-toxicity levels . *Journal of Environmental Chemical Engineering*, (), -. doi:10.1016/j.jece.2021.105883
- Joshi, S. M., & Gogate, P. R. (2019). Treatment of landfill leachate using different configurations of ultrasonic reactors combined with advanced oxidation processes. *Separation and Purification Technology*, 211, 10-18.
- Kalathil, S., Patil, S., & Pant, D. (2017). Microbial fuel cells: electrode materials. *Encyclopedia of interfacial chemistry: surface science and electrochemistry*, 1-10.
- Kamaruddin, M. A., Yusoff, M. S., Rui, L. M., Isa, A. M., Zawawi, M. H., & Alrozi, R. (2017). An overview of municipal solid waste management and landfill leachate treatment: Malaysia and Asian perspectives. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(35), 26988-27020
- Koffi, N. J., & Okabe, S. (2021). Bioelectrochemical anoxic ammonium nitrogen removal by an MFC driven single chamber microbial electrolysis cell. *Chemosphere*, 274(129715), 129715. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129715>
- Krishnan, S., Rawindran, H., Sinnathambi, C. M., & Lim, J. W. (2017). Comparison of various advanced oxidation processes used in remediation of industrial wastewater laden with recalcitrant pollutants. *IOP Conference Series. Materials Science and Engineering*, 206, 012089. <https://doi.org/10.1088/1757-899x/206/1/012089>
- Lee, B., Park, J. G., Shin, W. B., Tian, D. J., & Jun, H. B. (2017). Microbial communities change in an anaerobic digestion after application of microbial electrolysis cells. *Bioresource technology*, 234, 273-280.
- Leszczyński, J., & Maria, J. W. (2018). The removal of organic compounds from landfill leachate using ozone-based advanced oxidation processes. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 45, p. 00046). EDP Sciences.
- Li, F., Liu, W., Sun, Y., Ding, W., & Cheng, S. (2017). Enhancing hydrogen production with Ni-P coated nickel foam as cathode catalyst in single chamber microbial electrolysis cells. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(6), 3641-3646.
- Li, P., Li, W., Sun, M., Xu, X., Zhang, B., & Sun, Y. (2019). Evaluation of biochemical methane potential and kinetics on the anaerobic digestion of vegetable crop residues. *Energies*, 12(1), 26.





- Liang, Dandan; Zhang, Lijuan; He, Weihua; Li, Chao; Liu, Junfeng; Liu, Shaoqin; Lee, Hyung-Sool; Feng, Yujie (2020). Efficient hydrogen recovery with CoP-NF as cathode in microbial electrolysis cells. *Applied Energy*, 264(), 114700–. doi:10.1016/j.apenergy.2020.114700
- Lima, D. R. S., Adarme, O. F. H., Baêta, B. E. L., Gurgel, L. V. A., & de Aquino, S. F. (2018). *Influence of different thermal pretreatments and inoculum selection on the biomethanation of sugarcane bagasse by solid-state anaerobic digestion: A kinetic analysis. Industrial Crops and Products*, 111, 684–693. doi:10.1016/j.indcrop.2017.11.048
- Liu, B., Peng, X. Y., Tian, Q., & Zhao, H. (2013a). Removal of ammonia nitrogen from landfill leachate by ultrasound/ultraviolet process. *Applied Mechanics and Materials*, 448–453, 536–539. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amm.448-453.536>
- Lizama, Alfredo Córdova; Figueiras, Cristian Carrera; Herrera, Rafael Rojas; Pedreguera, Alejandro Zepeda; Ruiz Espinoza, Juan Enrique (2017). Effects of ultrasonic pretreatment on the solubilization and kinetic study of biogas production from anaerobic digestion of waste activated sludge. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 123(), 1–9. doi:10.1016/j.ibiod.2017.05.020
- López, A., García, M., Esteban-García, A. L., Cuartas, M., Molleda, A., & Lobo, A. (2018). Emissions from mechanically biologically treated waste landfills at field scale. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(6), 1285-1300.
- Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., & Pan, X. (2020). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of The Total Environment*, 703, 135468.
- Makarova, Katerina; Siudem, Pawel; Zawada, Katarzyna; Kurkowiak, Justyna (2016). Screening of Toxic Effects of Bisphenol A and Products of Its Degradation: Zebrafish (*Danio rerio*) Embryo Test and Molecular Docking. *Zebrafish*, (), zeb.2016.1261–. doi:10.1089/zeb.2016.1261
- Maleki, E., Bokhary, A., & Liao, B. Q. (2018). A review of anaerobic digestion bio-kinetics. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 17(4), 691-705.
- Mansoorian, Hossein Jafari; Mahvi, Amirhossein; Nabizadeh, Ramin; Alimohammadi, Mahmood; Nazmara, Shahrokh; Yaghmaeian, Kamyar (2020). Evaluating the performance of coupled MFC-MEC with graphite felt/MWCNTs polyscale electrode in landfill leachate treatment, and bioelectricity and biogas production. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, (), –. doi:10.1007/s40201-020-00528-2
- Martín, María Ángeles; González, Inmaculada; Serrano, Antonio; Siles, José Ángel (2015). Evaluation of the improvement of sonication pre-treatment in the anaerobic digestion of sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 147(), 330–337. doi:10.1016/j.jenvman.2014.09.022
- Maslahati Roudi, A., Chelliapan, S., Wan Mohtar, W., & Kamyab, H. (2018). Prediction and optimization of the Fenton process for the treatment of landfill leachate using an artificial neural network. *Water*, 10(5), 595. <https://doi.org/10.3390/w10050595>
- Méndez-Arriaga, F., Torres-Palma, R. A., Pétrier, C., Esplugas, S., Gimenez, J., & Pulgarin, C. (2008). Ultrasonic treatment of water contaminated with ibuprofen. *Water Research*, 42(16), 4243–4248. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.05.033>
- Mendoza, F. J. C., Altabella, J. E., & Izquierdo, A. G. (2017). Application of inert wastes in the construction, operation and closure of landfills: Calculation tool. *Waste management*, 59, 276-285.
- Miriam Cerrillo; Laura Burgos; Ernesto Serrano-Finetti; Victor Riau; Joan Noguero; August Bonmatí; (2021). Hydrophobic membranes for ammonia recovery from digestates in





- microbial electrolysis cells: Assessment of different configurations . *Journal of Environmental Chemical Engineering*, (), -. doi:10.1016/j.jece.2021.105289
- Mojiri, A., Zhou, J. L., Ratnaweera, H., Ohashi, A., Ozaki, N., Kindaichi, T., & Asakura, H. (2020). Treatment of landfill leachate with different techniques: an overview. *Journal of Water Reuse and Desalination*.
- Mondal, B., Adak, A., & Datta, P. (2019). Degradation of anionic surfactant in municipal wastewater by UV-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>: process optimization using response surface methodology. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 375, 237-243.
- Montes, W. M. C. (2011). Tratamiento de lixiviados generados en el relleno sanitario de la Cd. de Chihuahua, Méx.
- Montvydienė, D., Šulčius, S., Jurgelėnė, Ž., Makaras, T., Kalcienė, V., Taraškevičius, R., ... Kazlauskienė, N. (2020). *Contrasting Ecotoxic Effects of Landfill Leachate and Cyanobacterial Biomass on Aquatic Organisms. Water, Air, & Soil Pollution*, 231(7). doi:10.1007/s11270-020-04684-x
- Moreno, C., & Miroslava, N. (2019). *Reducción de la materia orgánica disuelta, mediante el peróxido de hidrógeno como tratamiento independiente, después de cada proceso del tratamiento (físico - químico) de aguas industriales provenientes de la actividad petrolera hacia la Empresa PLUSAMBIENTE S.A.* Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.
- Moreno-Andrés, J., Romero-Martínez, L., Acevedo-Merino, A., & Nebot, E. (2016). Determining disinfection efficiency on *E. faecalis* in saltwater by photolysis of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>: Implications for ballast water treatment. *Chemical Engineering Journal (Lausanne, Switzerland: 1996)*, 283, 1339–1348. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.079>
- Mrabet, I. E., Kachabi, M., Nawdali, M., Harrach, A., Khalil, F., Ijjaali, M., Benzina, M., & Zaitan, H. (2018). Treatment of landfill leachate from Fez city (Morocco) using Fenton and photo-Fenton processes. *IOP Conference Series. Earth and Environmental Science*, 161, 012025. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/161/1/012025>.
- Mussa, Z. H., Othman, M. R., & Abdullah, M. P. (2015). Electrochemical oxidation of landfill leachate: Investigation of operational parameters and kinetics using graphite-PVC composite electrode as anode. *Journal of the Brazilian Chemical Society*. <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20150055>.
- N, Samsudeen; Spurgeon, Joshua; Matheswaran, Manickam; Satyavolu, Jagannadh (2019). Simultaneous biohydrogen production with distillery wastewater treatment using modified microbial electrolysis cell. *International Journal of Hydrogen Energy*, (), S0360319919324085-. doi:10.1016/j.ijhydene.2019.06.134.
- Nazimudheen, Gazliya; Roy, Kuldeep; Sivasankar, Thirugnanasambandam; Moholkar, Vijayanand S. (2018). MECHANISTIC INVESTIGATIONS IN ULTRASONIC PRETREATMENT AND ANAEROBIC DIGESTION OF LANDFILL LEACHATES. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, (), S2213343718300733-. doi:10.1016/j.jece.2018.02.001.
- Negi, P., Mor, S., & Ravindra, K. (2020). Impact of landfill leachate on the groundwater quality in three cities of North India and health risk assessment. *Environment, Development and Sustainability*, 22(2), 1455-1474.
- Neumann, Patricio; González, Zenón; Vidal, Gladys (2017). Sequential ultrasound and low-temperature thermal pretreatment: Process optimization and influence on sewage sludge solubilization, enzyme activity and anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 234(), 178–187. doi:10.1016/j.biortech.2017.03.029





- Nguyen, D. D., Jeon, B. H., Jeung, J. H., Rene, E. R., Banu, J. R., Ravindran, B., ... & Chang, S. W. (2019). Thermophilic anaerobic digestion of model organic wastes: Evaluation of biomethane production and multiple kinetic models analysis. *Bioresource technology*, 280, 269-276.
- Nguyen, H. T., & Min, B. (2020). Leachate treatment and electricity generation using an algae-cathode microbial fuel cell with continuous flow through the chambers in series. *Science of the Total Environment*, 723, 138054.
- Nguyen, H. T., Kakarla, R., & Min, B. (2017). Algae cathode microbial fuel cells for electricity generation and nutrient removal from landfill leachate wastewater. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(49), 29433-29442
- Ninan Valer, K. G., Zambrano Jarandilla, M. C. (2019). Tratamiento de los lixiviados del relleno sanitario de Jaquira por electrocoagulación.
- Niu, Q., Zhang, Y., Ma, H., He, S., & Li, Y. Y. (2016). Reactor kinetics evaluation and performance investigation of a long-term operated UASB-anammox mixed culture process. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 108, 24-33.
- Oz, Nilgün Ayman; Yarimtepe, Canan Can (2014). Ultrasound assisted biogas production from landfill leachate. *Waste Management*, 34(7), 1165-1170. doi:10.1016/j.wasman.2014.03.003.
- Parra-Orobio, B. A., Donoso-Bravo, A., & Torres-Lozada, P. (2017). Anaerobic digestion of food waste. Predicting of methane production by comparing kinetic models. *Ingeniería y competitividad*, 19(1), 219-227.
- Pearse, L. F., Hettiaratchi, J. P., & Kumar, S. (2018a). Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste—A review. *Bioresource technology*, 254, 312-324.
- Pearse, Loretta Feyisetan; Hettiaratchi, Joseph Patrick; Kumar, Sunil (2018b). Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste – A review. *Bioresource Technology*, (), S096085241830083X-. doi:10.1016/j.biortech.2018.01.069
- Pererva, Y., Miller, C. D., & Sims, R. C. (2020). Existing empirical kinetic models in biochemical Methane Potential (BMP) testing, their selection and numerical solution. *Water*, 12(6), 1831. <https://doi.org/10.3390/w12061831>
- Plahuta, M., Tišler, T., Toman, M. J., & Pintar, A. (2014). Efficiency of advanced oxidation processes in lowering bisphenol A toxicity and oestrogenic activity in aqueous samples. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*, 65(1), 77-87. doi:10.2478/10004-1254-65-2014-2415
- Przydatek, G. (2019). The analysis of the possibility of using biological tests for assessment of toxicity of leachate from an active municipal landfill. *Environmental toxicology and pharmacology*, 67, 94-101.
- Qian, Feng; He, Mengchang; Wu, Jieyun; Yu, Huibing; Duan, Liang (2018). Insight into removal of dissolved organic matter in post pharmaceutical wastewater by coagulation-UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. *Journal of Environmental Sciences*, (), S1001074218307356-. doi:10.1016/j.jes.2018.05.025
- Qin, Mohan; Molitor, Hannah; Brazil, Brian; Novak, John T.; He, Zhen (2015). Recovery of Nitrogen and Water from Landfill Leachate by a Microbial Electrolysis Cell - Forward Osmosis System. *Bioresource Technology*, (), S0960852415014698-. doi:10.1016/j.biortech.2015.10.066
- Quintero Ramírez, A., Valencia González, Y., y Lara Valencia, L. A. (2017). Efecto de los lixiviados de residuos sólidos en un suelo tropical. *Dyna*, 84(203), 283-290.





- Quiroz, M., Smith, J., y Quispe Becerra, M. (2019). Contaminación del agua superficial por lixiviados de un relleno sanitario.
- Rajabi, S., Vafajoo, L., & McKay, G. (2020). *Kinetic Analysis and Treatment of Compost Leachate Using Data from a Plant-Scale Hybrid Anaerobic Reactor*. *Journal of Environmental Engineering*, 146(7), 04020059. doi:10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001729
- Ramírez P. & Mendoza A. (2008) Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. Compilación. La experiencia en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Instituto Nacional de Ecología. 1(), 50-300. ISBN: 978-968-817-882-9
- Ramos-Arcos, S. A., Lopez-Martinez, S., Lagunas Rivera, S., Gonzálezmondragón, E., Cruz leyva, M. C & Velazquez-Martinez, J. R. (2019). Phytoremediation of landfill leachate using vetiver (*chrysopogon zizanioides*) and cattail (*typha latifolia*). *applied ecology and environmental research*, 17(2), 2619-2630.
- Rani, G., Nabi, Z., Banu, J. R., & Yogalakshmi, K. N. (2020). Batch fed single chambered microbial electrolysis cell for the treatment of landfill leachate. *Renewable Energy*, 153, 168-174.
- Rodríguez-Pimentel, R. I., Rodríguez-Pérez, S., Monroy-Hermosillo, O., & Ramírez-Vives, F. (2015). Producción de metano a partir de la mezcla del lixiviado de residuos sólidos urbanos y el agua residual municipal. *Revista Cubana de Química*, 27(3), 2
- Rossel Bernedo, L. J., Bernedo, R., Alberth, L., Mayhua, F., Ferro Gonzales, A. L., & Zapana Quispe, R. R. (2020). Radiación ultravioleta-c para desinfección bacteriana (coliformes totales y termotolerantes) en el tratamiento de agua potable. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 22(1), 68-77.
- Roy, D., Azaïs, A., Benkaraache, S., Drogui, P., & Tyagi, R. D. (2018). Composting leachate: characterization, treatment, and future perspectives. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 17(2), 323-349.
- Rueda-Márquez, J.J.; Pintado-Herrera, Marina G.; Martín-Díaz, M.L.; Acevedo-Merino, A.; Manzano, M.A. (2015). Combined AOPs for potential wastewater reuse or safe discharge based on multi-barrier treatment (microfiltration-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV-catalytic wet peroxide oxidation). *Chemical Engineering Journal*, 270(), 80-90. doi:10.1016/j.cej.2015.02.011.
- Samarasiri, B. K. T., Samarakoon, S. W. S., Rathnasiri, P. G., & Gunawardena, S. H. P. (2017, May). Mechanistic model for electricity generation via biomethane production through anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste generated in Sri Lanka. In 2017 Moratuwa Engineering Research Conference (MERCon) (pp. 407-412). IEEE.
- Sánchez-Arias, M., Riojas-Rodríguez, H., Catalán-Vázquez, M., Terrazas-Meraz, M. A., Rosas, I., Espinosa-García, A. C., ... & Siebe, C. (2019). Socio-environmental assessment of a landfill using a mixed study design: A case study from México. *Waste management*, 85, 42-59.
- Santoro, C., Arbizzani, C., Erable, B., & Ieropoulos, I. (2017). Microbial fuel cells: from fundamentals to applications. A review. *Journal of power sources*, 356, 225-244.
- Schiavo, Simona; Oliviero, Maria; Chiavarini, Salvatore; Manzo, Sonia (2020). Adverse effects of oxo-degradable plastic leachates in freshwater environment. *Environmental Science and Pollution Research*, (), -. doi:10.1007/s11356-019-07466-z
- SDS (2017). Secretaría de Desarrollo Sustentable. Estrategia para la Gestión Integral de los Residuos del estado de Morelos. Diario Oficial de la Federación, 09 de febrero del 2017.





- Seid-Mohammadi, A., Asgari, G., Rafiee, M., Samadi, M. T., Nouri, F., Pirsahab, M., & Asadi, F. (2022). Fate and inhibition of Bis (2-Ethylhexyl) phthalate in biophysical reactors for treating real landfill leachate. *Process Safety and Environmental Protection: Transactions of the Institution of Chemical Engineers, Part B*, 160, 450–464. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.02.028>
- Selvam, S. B., Chelliapan, S., Din, M. F. M., Shahperi, R., & Aris, M. A. M. (2017). Performance of an Up-Flow Anaerobic Sludge Bed (UASB) Reactor Treating Landfill Leachate Containing Heavy Metals and Formaldehyde. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 86, 51
- SEMARNAT (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 24 de diciembre de 1996.
- SEMARNAT (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. *Diario Oficial de la Federación*, 20 de octubre de 2004.
- SEMARNAT (2005). Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005. Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos". *Diario Oficial de la Federación*, 23 de junio de 2006.
- SEMARNAT (2020). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diagnóstico. Ciudad de México, México. 274 pp.
- Smaoui, Y., Bouzid, J., & Sayadi, S. (2020). Combination of air stripping and biological processes for landfill leachate treatment.
- Souto, T. F., Aquino, S. F., Silva, S. Q., & Chernicharo, C. A. (2010). Influence of incubation conditions on the specific methanogenic activity test. *Biodegradation*, 21(3), 411-424.
- Srivastava, P., Yadav, A. K., Garaniya, V., y Abbassi, R. (2019). Constructed Wetland Coupled Microbial Fuel Cell Technology: Development and Potential Applications. In *Microbial Electrochemical Technology* (pp. 1021-1036). Elsevier.
- Suzan Costa Zilli; Bárbara Werle Nunes Grehs; Elvis Carissimi; Tânia Mara Pizzolato; William Leonardo da Silva; Siara Silvestri; (2021). Toxicity of acrylamide after degradation by conjugated (UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) photolysis in microalgae. *Environmental Science and Pollution Research*, (), -. doi:10.1007/s11356-021-13355-1
- Tripathy, B. K., Ramesh, G., Debnath, A., & Kumar, M. (2019). Mature landfill leachate treatment using sonolytic-persulfate/hydrogen peroxide oxidation: Optimization of process parameters. *Ultrasonics sonochemistry*, 54, 210-219.
- Umar, Muhammad; Roddick, Felicity; Fan, Linhua (2015). Comparison of coagulation efficiency of aluminium and ferric-based coagulants as pre-treatment for UVC/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> treatment. *Chemical Engineering Journal*, (), S1385894715011924-. doi:10.1016/j.cej.2015.08.109
- Ureña, N. G. M. D. (2016). Tratamiento biológico de aguas residuales industriales mediante reactores anaerobios de alta eficacia. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, España. 320 pp
- Vaccari, M., Tudor, T., & Vinti, G. (2019). Characteristics of leachate from landfills and dumpsites in Asia, Africa and Latin America: an overview. *Waste Management*, 95, 416-431.





- Valderrama Báez, D. L. (2017). Estudio de un método innovador de oxidación en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios para su posible uso en la ingeniería.
- Vásquez Chacón, M. A. (2017). Efecto de los microorganismos eficaces en la calidad fisicoquímica y microbiológica de los lixiviados del relleno sanitario municipal de Cajamarca.
- Vázquez, P., & Isabel, A. (2022). *Evaluación del peróxido de hidrógeno como biocida alternativo al tratamiento de aguas de lastre*. Universidad de Cádiz.
- Verdesoto, M., y Williams, J. (2019). Caracterización físico química de los lixiviados evacuados de la planta tratamiento del relleno sanitario del Cantón Joya de los Sachas (Provincia de Orellana) (Bachelor's thesis, Universidad Estatal Amazónica).
- Villafuerte Morales, K. V. (2020). Tratamiento de lixiviados mediante el proceso de oxidación química con peróxido de calcio para la reducción de la carga contaminante oxidativa en el relleno sanitario del cantón Santo Domingo.
- Villamizar Gelvez, J. A. (2019). Análisis sobre el uso de los tratamientos fotocatalíticos como métodos para la remoción de contaminantes en los lixiviados de los rellenos sanitarios.
- Wang, Aijie; Liu, Wenzong; Zhang, Bo; Cai, Weiwei (2020c). Bioelectrosynthesis (Principles and Technologies for Value-Added Products) || Hydrogen Production from Waste Stream with Microbial Electrolysis Cells. , 10.1002/9783527343829(), 39–70. doi:10.1002/9783527343829.ch2
- Wang, H. W., Li, X. Y., Hao, Z. P., Sun, Y. J., Wang, Y. N., Li, W. H., & Tsang, Y. F. (2017). Transformation of dissolved organic matter in concentrated leachate from nanofiltration during ozone-based oxidation processes (O<sub>3</sub>, O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>/UV). *Journal of Environmental management*, 191, 244-251.
- Wang, L., Liu, W., Sangeetha, T., Guo, Z., He, Z., Chen, C., ... & Wang, A. (2020a). Electrodeposited Ni-Co-S nanosheets on nickel foam as bioelectrochemical cathodes for efficient H<sub>2</sub> evolution. *International Journal of Hydrogen Energy*, 45(11), 6583-6591.
- Wang, L., Yang, C., Sangeetha, T., He, Z., Guo, Z., Gao, L., ... & Liu, W. (2020b). Methane production in a bioelectrochemistry integrated anaerobic reactor with layered nickel foam electrodes. *Bioresource technology*, 313, 123657.
- Wang, Qing; Gao, Yilin; Huang, Hui; Wang, Laichun; Jin, Kai; Chen, Yinguang (2020c). Does electrolysis facilitate simultaneous nitrogen removal and toxicity reduction of low C/N dyeing wastewater by sulfur-based denitrification biofilter?. *Science of The Total Environment*, 722(), 137898-. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137898
- Wang, Yuxue (2018). Hydrogen Production Using Electrodeposited Ni and Ni/Co on Carbon Paper as Cathode Catalyst in Microbial Electrolysis Cells. *International Journal of Electrochemical Science*, (), 10848–10858. doi:10.20964/2018.11.71
- Wei, D., Xufei, L., Qingxi, Z., Jiagen, Z., Jin'an, W., Weijun, Z., & Chengjun, W. (2017). Application of UASB reactor in leachate treatment of Beijing Asuwei waste sanitary landfill site. *Meteorological and Environmental Research*, 8(1), 36.
- Wood, R. J., Lee, J., & Bussemaker, M. J. (2017). A parametric review of sonochemistry: control and augmentation of sonochemical activity in aqueous solutions. *Ultrasonics sonochemistry*, 38, 351-370.
- Wu, Lina; Li, Zhi; Huang, Shan; Shen, Mingyu; Yan, Zhibin; Li, Jin; Peng, Yongzhen (2019). Low energy treatment of landfill leachate using simultaneous partial nitrification and partial denitrification with anaerobic ammonia oxidation. *Environment International*, 127(), 452–461. doi:10.1016/j.envint.2019.02.071





- Xu, Q.; Siracusa, G.; Di Gregorio, S.; Yuan, Q. (2018). COD removal from biologically stabilized landfill leachate using Advanced Oxidation Processes (AOPs). *Process Safety and Environmental Protection*, 120(), 278–285. doi:10.1016/j.psep.2018.09.014
- Yang, Y., Lin, L., Tse, L. K., Dong, H., Yu, S., & Hoffmann, M. R. (2019). Membrane-separated electrochemical latrine wastewater treatment. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5(1), 51-59.
- Yarimtepe, C. C., & Oz, N. A. (2015). Enhanced biogas production from landfill leachate by low frequency ultrasound. *WIT Transactions on The Built Environment*, 168, 225-234.
- Youcai, Z. (2018). *Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste: Landfills, Incineration Plants, and Transfer Stations*. Butterworth-Heinemann.
- Yu, C., Song, Y.-X., Chai, L.-Y., Duan, C.-S., Tang, C.-J., Ali, M., & Peng, C. (2016). Comparative evaluation of short-term stress of Cd(II), Hg(II), Pb(II), As(III) and Cr(VI) on anammox granules by batch test. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 122(6), 722–729. doi:10.1016/j.jbiosc.2016.06.008
- Zhang, B., Zhang, L. L., Zhang, S. C., Shi, H. Z., & Cai, W. M. (2005). The influence of pH on hydrolysis and acidogenesis of kitchen wastes in two-phase anaerobic digestion. *Environmental Technology*, 26(3), 329–339. <https://doi.org/10.1080/09593332608618563>
- Zhang, P., Zhang, G., & Wang, W. (2007). Ultrasonic treatment of biological sludge: Floc disintegration, cell lysis and inactivation. *Bioresource Technology*, 98(1), 207–210. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.12.002>
- Zhang, Y. T., Wei, W., Sun, J., Xu, Q., & Ni, B. J. (2020). Long-Term Effects of Polyvinyl Chloride Microplastics on Anaerobic Granular Sludge for Recovering Methane from Wastewater. *Environmental Science & Technology*, 54(15), 9662-9671.
- Zhao, N., Treu, L., Angelidaki, I., & Zhang, Y. (2019). Exoelectrogenic anaerobic granular sludge for simultaneous electricity generation and wastewater treatment. *Environmental science & technology*, 53(20), 12130-12140.
- Ziembowicz, S., Kida, M., & Koszelnik, P. (2018). Removal of dibutyl phthalate (DBP) from landfill leachate using an ultrasonic field. *Desalin. Water Treat*, 4, 1

