

**Desarrollo de un método de análisis exergético para la evaluación del
desempeño ambiental del tratamiento de lixiviado mediante un
proceso fotoquímico-biológico**

Salvador Enrique Villamizar Mosquera

**Tesis presentada como requisito parcial para obtener el grado de
Doctor en Ingeniería Civil**

**Aymer Maturana Córdoba, PhD
Director de la investigación**



**Universidad del Norte
Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental
Barranquilla-Atlántico
2024**

FICHA DEL PROYECTO

TÍTULO:	Desarrollo de un método de análisis exergético para la evaluación del desempeño ambiental del tratamiento de lixiviado mediante un proceso fotoquímico-biológico
FACULTAD:	Ingeniería Civil y Ambiental
ESTUDIANTE:	Salvador Enrique Villamizar Mosquera
DIRECTOR:	Aymer Maturana Córdoba
LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:	Ambiental
PALABRAS CLAVES:	Lixiviados, procesos de oxidación avanzada, lodos activados, análisis exergético
DURACIÓN:	8 semestres

FUENTE DE FINANCIACIÓN: Convocatoria No. 1 del fondo de ciencia, tecnología e innovación del Sistema General de Regalías para la conformación de una lista de proyectos elegibles para ser viabilizados, priorizados y aprobados por el OCAD en el marco del programa de becas de excelencia doctoral del bicentenario.

AGRADECIMIENTOS

Una vez finalizada mi tesis doctoral quisiera agradecer a Dios por mantenerme firme y darme la oportunidad de vivir esta experiencia que me ayudo a crecer como profesional y ser humano, no solo por la exigencia académica sino por los innumerables retos que superé durante este tiempo.

Agradecer inicialmente al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Colombiano y a la Universidad del Norte por la beca académica y por el sostenimiento. De igual manera, al profesor Aymer Maturana por los debates, orientaciones, consejos y acertada dirección durante el desarrollo del proyecto, a quién agradezco su tiempo y dedicación. A mis padres y hermanos por alentarme en los momentos de debilidad. A mi estimado y querido amigo Joseph por apoyarme incondicionalmente. A mis amigos Angelo "La Máquina" y Caro por la compañía y soporte en nuestra experiencia de vida Barranquillera. A mis compañeros y amigos de estudio "Ricardini", "Anggie Vanessa", Stefany "Eche", "el viejo" Yeison, "Lucho", Ciro, Juan Carlos, Lugo y demás que aportaron a mi formación académica y personal. A Angela quien siempre me apoyo y escuchó en las jornadas extensas de laboratorio. A la profesora Andrea por sus enseñanzas y al profesor Dorance por el respaldo incondicional.

Así mismo, agradecer a la Plataforma Solar de Almería y su equipo de trabajo, donde recibí un entrenamiento a otro nivel sobre la forma de hacer investigación y sobre nuestra querida oxidación avanzada. En especial a Ana, Alba, Paula, Illaria, Isa, Alexandro, Kelly, Eli e Inma. Haciendo una mención destacada a la profesora y genio "Isa" y en especial al profesor Sixto Malato por todo su apoyo y orientaciones en la forma de hacer ciencia, a él mi admiración y respeto.

Mención loable a mis jurados, a quienes agradezco las correcciones hechas, ya que me ayudaron a enfocarme en los resultados que debía obtener y no divagar en el conocimiento.

Finalmente, a la comunidad del camino Neocatecumenal donde encontré el aliento y soporte espiritual.

Tabla de contenido.

1.	CAPÍTULO I. CONTEXTUALIZACIÓN DEL PROBLEMA	10
1.1	Introducción	10
1.2	Problemática	13
1.3	Pregunta de investigación	18
1.4	Hipótesis	18
1.5	Justificación	19
1.6	Objetivos	20
1.6.1	Objetivo general	20
1.6.2	Objetivos específicos	20
2.	CAPÍTULO II. ESTADO DEL ARTE.	21
2.1	Lixiviado y sus generalidades	21
2.2	Tratamiento de lixiviado de relleno sanitario	22
2.3	Procesos acoplados para el tratamiento de lixiviado	24
2.4	Medición del desempeño ambiental de los tratamientos acoplados	28
2.5	Aplicación de análisis exergéticos en sistemas de tratamiento de aguas residuales	31
3.	CAPÍTULO III. MARCO TEÓRICO	34
4.	CAPÍTULO IV. METODOLOGÍA	43
4.1	Fase 1. Diseño y evaluación experimental de un proceso de tratamiento fotoquímico-biológico para lixiviado	43
4.1.1	Fase 1.1 Elaboración línea base del proyecto	43
4.1.2	Fase 1.2 Diseño y evaluación experimental de un tratamiento fotoquímico-biológico para lixiviado	44
4.2.	Fase 2. Formulación y validación de alternativa metodológica de análisis exergético, para la evaluación de desempeño del tratamiento fotoquímico-biológico de lixiviado	59
4.2.1	Fase 2.1. Alternativa metodológica de análisis exergético	59
4.2.2	Fase 2.2. Validación de la alternativa metodológica de análisis exergético	60
4.3	Técnicas y equipos de medición	62
5.	CAPÍTULO V. RESULTADOS	64
5.1	Fase 1. Diseño y evaluación experimental de un proceso de tratamiento fotoquímico-biológico para lixiviado	64
5.1.1	Fase 1.1 Línea base del proyecto	64

5.1.2. Fase 1.2 Diseño y evaluación experimental de un tratamiento Fotoquímico-biológico para lixiviado	68
5.2 Fase 2. Formulación y validación de alternativa metodológica de análisis exergético, para la evaluación de desempeño del proceso fotoquímico-biológico	97
5.2.1 Fase 2.1. Alternativa metodológica de análisis exergético	97
5.2.2 Fase 2.2. Validación de la alternativa metodológica de análisis exergético	124
6. CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES Y OTRAS DISPOSICIONES.	182
6.1 Conclusiones	182
6.2. Limitaciones y recomendaciones	187
6.3. Difusión científica	189
6.4. Financiación	193
7. BIBLIOGRAFÍA	195
8. ANEXOS	224

Índice de Tablas.

Tabla 1. Metodologías de evaluación de desempeño ambiental	28
Tabla 2. Generalidades de los lixiviados.	34
Tabla 3. Tratamientos de lixiviado.	34
Tabla 4. Análisis exergético aplicado a tratamiento de agua residual.....	36
Tabla 5. Diseño factorial 2x4. Coagulación - Floculación.....	45
Tabla 6. Convenciones Diagrama de flujo proceso Coagulación – Floculación.	46
Tabla 7. Reactivos utilizados en el proceso de Coagulación-Floculación.....	46
Tabla 8. Equipos oxidación avanzada fotoquímica.....	46
Tabla 9. Configuraciones experimentales foto-Fenton	49
Tabla 10. Convenciones Diagrama de flujo proceso fotoquímico.	51
Tabla 11. Reactivos utilizados en proceso fotoquímico.	52
Tabla 12. Equipos proceso biológico	52
Tabla 13. Condiciones experimentales lodos activados corta duración.....	56
Tabla 14. Configuración experimental prueba Zahn-Wellens.....	57
Tabla 15. Convenciones Diagrama de flujo proceso biológico de lodos activados.	58
Tabla 16. Reactivos usados en el proceso biológico	59
Tabla 17. Técnicas y equipos de medición.....	62
Tabla 18. Resultados caracterización lixiviado.....	67
Tabla 19. Experimentos complementarios pretratamiento lixiviado temporada seca.	70
Tabla 20. Resultados coagulación-floculación PAC-ETA-2316.....	72
Tabla 21. Caracterización agua residual domestica	74
Tabla 22. Experimentos prueba Fotólisis	74

Tabla 23. Resultados Fotocatálisis heterogénea $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2/\text{Uv-C}$	75
Tabla 24. Resultados tratamiento Fenton en lixiviado.	78
Tabla 25. Resultados tratamiento foto-Fenton en lixiviado coagulado añadiendo Fe^{+2}	80
Tabla 26. Resultados foto-Fenton en lixiviado coagulado manteniendo la dosis de Peróxido	81
Tabla 27. Resultados foto-Fenton en lixiviado coagulado manteniendo la dosis de Peróxido	83
Tabla 28. Resultados de la tinción de Gram sobre microorganismos del lodo aerobio	86
Tabla 29. Caracterización lodo inóculo.	87
Tabla 30. Pruebas respirométricas aplicadas al lixiviado de relleno sanitario... ..	89
Tabla 31. Resultados acople foto-Fenton manteniendo dosis oxidante - lodos activados batch	90
Tabla 32. Resultados acople foto-Fenton única dosis oxidante – lodos activados batch.....	92
Tabla 33. Resultados seguimiento DQO prueba de Zahn-Wellens	94
Tabla 34. % de Biodegradabilidad prueba Zahn-Wellens.....	94
Tabla 35. Comparación metodologías de análisis exergético en tratamientos de agua residual específicos	99
Tabla 36. Convenciones estandarizadas de la matriz FODA	101
Tabla 37. Matriz FODA análisis exergéticos	105
Tabla 38. Alternativas de análisis exergético en tratamiento de agua residual.....	116
Tabla 39. Cuestionario guía para planteamiento de análisis exergético.....	120
Tabla 40. Indicadores exergéticos usados para la evaluación del desempeño	122
Tabla 41. Propiedades de flujos – Coagulación/Floculación.....	125
Tabla 42. Supuestos de cálculo, Coagulación - Floculación	125
Tabla 43. Inventario de recursos consumidos – Coagulación/Floculación.....	126
Tabla 44. Análisis exergético Coagulación – Floculación FeCl_3 en lixiviado temporada Lluvia.....	129
Tabla 45. Análisis exergético Coagulación – Floculación FeCl_3 en lixiviado temporada seca	130
Tabla 46. Propiedades de flujos – fotoquímico.....	138
Tabla 47. Supuestos de cálculo – proceso fotoquímico.....	139
Tabla 48. Inventario de recursos consumidos – proceso fotoquímico	139
Tabla 49. Análisis exergético proceso fotoquímico añadiendo Fe y H_2O_2	141
Tabla 50. Análisis exergético proceso fotoquímico añadiendo H_2O_2	142
Tabla 51. Análisis exergético proceso fotoquímico única dosis H_2O_2	143
Tabla 52. ANOVA indicadores exergéticos foto-Fenton añadiendo H_2O_2	147
Tabla 53. ANOVA indicadores exergéticos foto-Fenton única dosis H_2O_2	150
Tabla 54. Resumen resultados evaluación exergética en foto-Fenton	151
Tabla 55. Propiedades de flujos – proceso biológico	152
Tabla 56. Supuestos de cálculo – proceso biológico	152
Tabla 57. Inventario de recursos consumidos – biológico	153

Tabla 58. Análisis exergético proceso biológico #1	154
Tabla 59. Análisis exergético proceso biológico #2	154
Tabla 60. Componentes generales del proyecto para EIA Conesa	161
Tabla 61. EIA Conesa de proceso fotoquímico-biológico en lixiviado coagulado	163
Tabla 62. Flujos, equipos e instrumentos tratamiento de lixiviado - ACV.	171
Tabla 63. Flujos por unidades de proceso en los tratamientos de lixiviado - ACV.	172
Tabla 64. Inventario ACV proceso Coagulación – Floculación.....	173
Tabla 65. Inventario ACV proceso foto-Fenton desarrollado añadiendo Hierro.	174
Tabla 66. Inventario ACV proceso foto-Fenton desarrollado con Hierro residual.	174
Tabla 67. Inventario ACV proceso biológico.....	175

Índice de Figuras

Figura 1. Problemática general de los lixiviados de relleno sanitario.....	14
Figura 2. Línea histórica de publicaciones sobre tratamiento de lixiviado.....	22
Figura 3. Análisis de coocurrencia en tratamiento de lixiviado.	23
Figura 4. Metodología general.	43
Figura 5. Diagrama de flujo proceso Coagulación – Floculación.	45
Figura 6. Diagrama de flujo del proceso fotoquímico.	51
Figura 7. Diagrama de flujo proceso biológico de lodos activados.....	58
Figura 8. Área de estudio del proyecto.....	65
Figura 9. Precipitación histórica por mes 1990 – 2023 (IDEAM).....	66
Figura 10. Humedad relativa histórica por mes 1990 – 2023 (The POWER Project, NASA).....	66
Figura 11. Coagulación – Floculación de lixiviado de relleno sanitario usando FeCl_3	69
Figura 12. Resultado superficie de respuesta diseño factorial 2x4.....	71
Figura 13. Caracterización área de influencia del proyecto.	73
Figura 14. Resultados Fotocatálisis heterogénea.....	76
Figura 15. Contornos de la superficie de respuesta - Fenton.	78
Figura 16. Resultados foto-Fenton con Hierro residual y manteniendo la dosis de Peróxido.	82
Figura 17. Resultados foto-Fenton con Hierro residual y única dosis de Peróxido.	83
Figura 18. Curva crecimiento microbiano por periodo académico.....	85
Figura 19. Reactor madre escala laboratorio de lodos activados.	88
Figura 20. Acople foto-Fenton manteniendo dosis oxidante - lodos activados batch.....	91
Figura 21. Acople foto-Fenton única dosis H_2O_2 – Lodos activados batch.	93
Figura 22. Resultados prueba Zahn-Wellens sobre efluente fototratado.	95
Figura 23. Árbol de la ciencia sobre exergía en tratamiento de agua residual.	97
Figura 24. Frecuencia actividades en análisis exergético.	100

Figura 25. Esquematización general de flujos en un tratamiento de agua residual.	108
Figura 26. Pasos para calcular la exergía de los recursos consumidos.	112
Figura 27. Resumen alternativas metodológicas de análisis exergético.	115
Figura 28. Esquematización proceso coagulación – floculación.	125
Figura 29. Evaluación exergética de desempeño coagulación – floculación FeCl_3 lixiviado temporada de lluvia	131
Figura 30. Diagramas de Pareto por indicador de evaluación exergética.	133
Figura 31. Evaluación exergética de desempeño coagulación – floculación FeCl_3 lixiviado temporada seca.	134
Figura 32. Diagramas de Pareto por indicador de evaluación exergética – coagulación/floculación lixiviado temporada seca.	136
Figura 33. Esquematización proceso fotoquímico.	138
Figura 34. Evaluación exergética de desempeño foto-Fenton en lixiviado coagulado, añadiendo FeSO_4 y manteniendo H_2O_2 .	144
Figura 35. Diagramas de Pareto por indicador de evaluación exergética – foto-Fenton añadiendo FeSO_4 y manteniendo H_2O_2 .	145
Figura 36. Evaluación exergética de desempeño foto-Fenton en lixiviado coagulado con dosis residual de Fe^{+2} y manteniendo H_2O_2 .	147
Figura 37. Significancia estadística H_2O_2 por indicador exergético.	148
Figura 38. Evaluación exergética de desempeño foto-Fenton en lixiviado coagulado con dosis residual de Hierro y única de H_2O_2 .	149
Figura 39. Significancia estadística H_2O_2 por indicador exergético.	150
Figura 40. Esquematización proceso biológico.	152
Figura 41. Evaluación exergética de desempeño proceso biológico de efluente fototratado #1	155
Figura 42. Evaluación exergética de desempeño proceso biológico de efluente fototratado #2	157
Figura 43. Diagrama de Grassmann en tren de tratamiento aplicado a lixiviado de relleno sanitario.	158
Figura 44. Resumen gráfico resultados evaluación del desempeño ambiental de los tratamientos – EIA Conesa.	162
Figura 45. Diagrama de frontera tratamientos de lixiviado - ACV.	169
Figura 46. Diagrama de bloques tratamientos de lixiviado - ACV.	170
Figura 47. Diagrama de tuberías e instrumentación tratamiento de lixiviado - ACV.	171
Figura 48. Caracterización de impactos ambientales.	177
Figura 49. Puntuación única del daño ambiental.	178
Figura 50. Diagramas de árbol - ACV.	180

Lista de acrónimos

ARDr	Agua residual doméstica rural
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DBO ₅	Demanda biológica de Oxígeno a los 5 días
ST	Sólidos totales
SV	Sólidos volátiles
SF	Sólidos fijos
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
TiO ₂	Dióxido de titanio
H ₂ O ₂	Peróxido de Hidrógeno
NaOH	Hidróxido de sodio
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
POA	Proceso de oxidación avanzada
IVL	Índice volumétrico de lodos
TCO	Tasa de consumo de oxígeno
Ex	Exergía
ExQ	Exergía química
ExTM	Exergía termo mecánica
s	Entropía
h	Entalpía
T	Temperatura
d	días
seg	segundos
min	minutos
J	Joules
W	Watts
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
ACV	Análisis de ciclo de vida
TTO	Tratamiento

1. Capítulo I. Contextualización del problema

- 1.1 Introducción
- 1.2 Problemática
- 1.3 Hipótesis
- 1.4 Justificación
- 1.5 Objetivos

1.1 Introducción

Según el informe "Perspectiva mundial del manejo de residuos" (Environment Programme, 2015), anualmente son dispuestos en rellenos sanitarios entre 7 y 10 billones de toneladas de residuos sólidos en el mundo. En estos sitios, por la incidencia de la humedad relativa y temperatura, así como por la percolación de los residuos y su contacto con agua lluvia, se genera el lixiviado (Molleda et al., 2020). Este, se caracteriza por tener una tonalidad oscura con alta presencia de sólidos, metales pesados, contaminantes emergentes, sales inorgánicas y compuestos orgánicos, que lo categorizan como un líquido residual de complejo tratamiento y de especial atención (Q. Li et al., 2023). Lo anterior, debido a que si existen fallas en su control puede degradar las fuentes hídricas y poblaciones cercanas a los sitios de disposición final de los residuos (Vahabian et al., 2019) y ser precursor de enfermedades como el cáncer o de malformaciones congénitas en recién nacidos (Yaghmaien et al., 2019).

De igual manera, por la complejidad del lixiviado y sus impactos sobre el medio ambiente, el desarrollo de tecnologías de tratamiento se ha convertido en un reto para los investigadores, soportados en la necesidad de retornar este líquido residual al ambiente sin generar algún daño, pero a su vez buscando la sostenibilidad en costos y en eficiencias de remoción (Lebron et al., 2021). Dentro de los procesos comúnmente empleados se encuentran los tratamientos biológicos en presencia y ausencia de Oxígeno (Miao et al., 2019), tales como los Lodos activados, Lagunas, reactores UASB, Biorreactores de membranas y tratamientos similares que impliquen la eliminación de contaminantes a partir de microorganismos o especies vegetales. De acuerdo con Gallego-Schmid & Tarpani, 2019, este tipo de tratamientos es el comúnmente utilizado en países en vía de desarrollo, dado que, aunque no se logren los niveles requeridos de remoción, temas como los costos y la baja complejidad de operación facilitan su aplicación. No obstante, el principal reto de estas alternativas es que requieren efluentes previamente tratados para evitar la inhibición de los microorganismos.

Por otro lado, existen diversos procesos físicos y químicos como la Filtración, Coagulación, Floculación, Adsorción y los Procesos de Oxidación Avanzada (POA) (Cossu, Ehrig, et al., 2018). Estos últimos, han sido foco de investigación durante los últimos años, dado que a partir de catalizadores y oxidantes propician la formación de radicales Hidroxilos y SuPeróxidos, lo cuales tienen la capacidad de degradar sustancias complejas como las presentes en el lixiviado y reducirlas a otras más simples (S. Li et al., 2022). Uno de los procesos mencionados y con

gran auge es la Fotocatálisis, en la que las reacciones de oxidación-reducción ocurren tras la activación de un compuesto catalizador por la radiación UV, siendo el TiO_2 el más utilizado para la fase heterogénea, especialmente por sus características inertes, no tóxicas y capacidad generadora de radicales OH (Park et al., 2020). Además, para la homogénea se destaca el foto-Fenton, el cual en presencia de Hierro, H_2O_2 y radiación UV propicia la mineralización de compuestos químicamente complejos a partir de la generación de radicales con elevado poder oxidativo (Singa et al., 2023).

A pesar de la alta complejidad y retos que ofrece el lixiviado con relación a la búsqueda del mejor tratamiento, la combinación de los POA y tratamientos biológicos ha evidenciado remociones superiores que cuando se emplean de manera independiente. Según lo estudiado por Gomes et al., 2019 al acoplar estos dos tipos de tratamiento se eliminan más del 80% de parámetros como el NH_3 , metales pesados, DQO y DBO_5 . Además, el principal beneficio de estas combinaciones se asocia con el aumento aproximado del 65% de la biodegradabilidad de los lixiviados posterior al proceso químico, permitiendo un influente apto para ser tratado por un proceso de menor complejidad como los biológicos (F. M. da Costa et al., 2018). Otro aspecto, es la necesidad de usar pretratamientos a las alternativas mencionadas, buscando controlar los picos de concentración y los sólidos que se generan por la fluctuación en el tipo de residuos dispuestos en los rellenos sanitarios y las temporadas climatológicas, siendo la homogenización con aguas residuales domésticas (Saxena et al., 2022) y la Coagulación-Floculación (Swar et al., 2023) las técnicas comúnmente utilizadas.

Con el fin de contribuir a los ODS y garantizar un equilibrio entre el beneficio ambiental ofrecido por la eliminación de contaminantes y la rentabilidad económica evaluada desde el consumo racional de recursos tales como la energía y reactivos, se hace necesario la aplicación de metodologías capaces de evaluar el desempeño los procesos, a través de las cuales se busque la forma de mejorar los rendimientos e identificar las unidades generadoras de pérdidas. Dentro de las herramientas utilizadas para lo anterior se encuentran el análisis de ciclo de vida (Di Maria & Sisani, 2017) y metodologías de cuantificación de impacto ambiental como Conesa o Leopold (S. Villamizar et al., 2022). No obstante, las alternativas de evaluación mencionadas se orientan hacia la cuantificación general del proceso, sin considerar las variables termodinámicas, su interacción con el ambiente de referencia o alrededores y sin permitir ser usada como herramienta de evaluación del desempeño técnico y económico que permitan optimizar los procesos y lograr su sostenibilidad en el tiempo (Aghbashlo et al., 2021).

Dada esta dificultad, surge la alternativa de aplicar análisis exergéticos como herramienta de evaluación integral de los procesos, justificados en que esta técnica parte del concepto de la exergía, la cual es una propiedad termodinámica definida como *“el máximo trabajo disponible que ofrece un sistema”* y a través del cual se identifican las magnitudes de las irreversibilidades que vuelven ineficiente a un proceso y que no le permiten desarrollar el máximo trabajo

disponible, tomando como punto central la aplicación de la segunda ley de la termodinámica (Ibrahim Dincer & Rosen, 2013), donde la exergía no se crea ni se destruye pero si se degrada, por lo que al conocer las fuentes que producen dicha degradación de exergía sería posible tomar las medidas correctivas de carácter operativas o de diseño, necesarias para mejorar la sostenibilidad de un proceso, en este caso, el tratamiento de lixiviado (I. Dincer et al., 2004).

En el mismo sentido, uno de los principales beneficios que ofrece el análisis exergético es su alcance de aplicación, ya que su enfoque no se limita solo al consumo energético, sino que permite conocer la interacción de todo el sistema en términos exergéticos, técnicos, ambientales y económicos, involucrando componentes como los principios de operación, condiciones ambientales (temperatura, presión), ambiente de referencia, consumo de recursos (energía eléctrica, reactivos), las eficiencias de remoción de contaminantes, las propiedades del agua tratante, los flujos residuales (lodos, emisiones), impactos ambientales y el costo del tratamiento. Así mismo, ha servido como herramienta de evaluación de desempeño ambiental en otros procesos como la desalación o los procesos térmicos (Radhi et al., 2024; Jianwei Xu et al., 2024), a partir de la creación de indicadores que determinan el impacto ambiental y establecen las condiciones óptimas de funcionamiento (Casas Ledón et al., 2017). Por otra parte, al conocer a detalle los flujos residuales, su composición y contenido energético, la exergía brinda la posibilidad de orientar los procesos hacia la economía circular, donde los residuos que en su mayoría son irreversibilidades transformadas en pérdidas exergéticas, se convierten en oportunidades para ser insumos de otros procesos evitando así la finalización de su vida útil (Gowd et al., 2022), como el caso de Yanan Li et al., 2022 quienes recuperaron un subproducto de un agua residual industrial o la cogeneración de energía a partir de los gases emitidos en plantas de tratamiento anaerobio estudiadas por H. Lin et al., 2023.

Otro aspecto positivo, es el nivel de detalle y de análisis que ofrece en análisis exergético, dado que, al elaborar balances de materia, energía y exergía por cada condición experimental, es posible conocer las entradas y salidas detalladas de cada proceso e identificar las condiciones en las que mayor exergía se destruye y las causas que lo generan, permitiendo comparar el rendimiento de cada proceso y lograr la optimización del uso de los recursos (Sasani Gargari et al., 2024). No obstante, la novedad de aplicar este tipo de metodologías aplicada en el tratamiento de aguas residuales radica en que a diferencia de otros procesos como el de generación de energía o calor, donde la exergía termo mecánica es considerada como la unidad central de medición y que buscan la menor cantidad de exergía destruida (Giacalone et al., 2022), en las plantas de tratamiento la calidad del agua tiene una relación directamente proporcional con la exergía, por lo que en sistemas que lograsen una mayor remoción de contaminantes, existiría un mayor reporte de exergía destruida, razón que motiva a profundizar en el estudio de este fenómeno e innovar en el planteamiento de indicadores que no sesguen la interpretación de los resultados.

Existen algunos casos de aplicación de estos análisis en aguas residuales municipales como el realizado por Horrigan & Eng, 2016, quienes concluyeron que la materia orgánica es el principal contribuyente a los valores de exergía química y que las pérdidas exergéticas de mayor significancia de un proceso convencional ocurrían en el pretratamiento generadas por la variación de concentraciones de contaminantes que ingresaban al sistema. También, Thomas et al., 2022 usaron la exergía como herramienta de evaluación y de optimización de las condiciones de operación y del caudal de alimentación de los microorganismos en un sistema biológico aerobio usado para el tratamiento de aguas residuales municipales, soportado en factores como la exergía destruida y la eficiencia exergética.

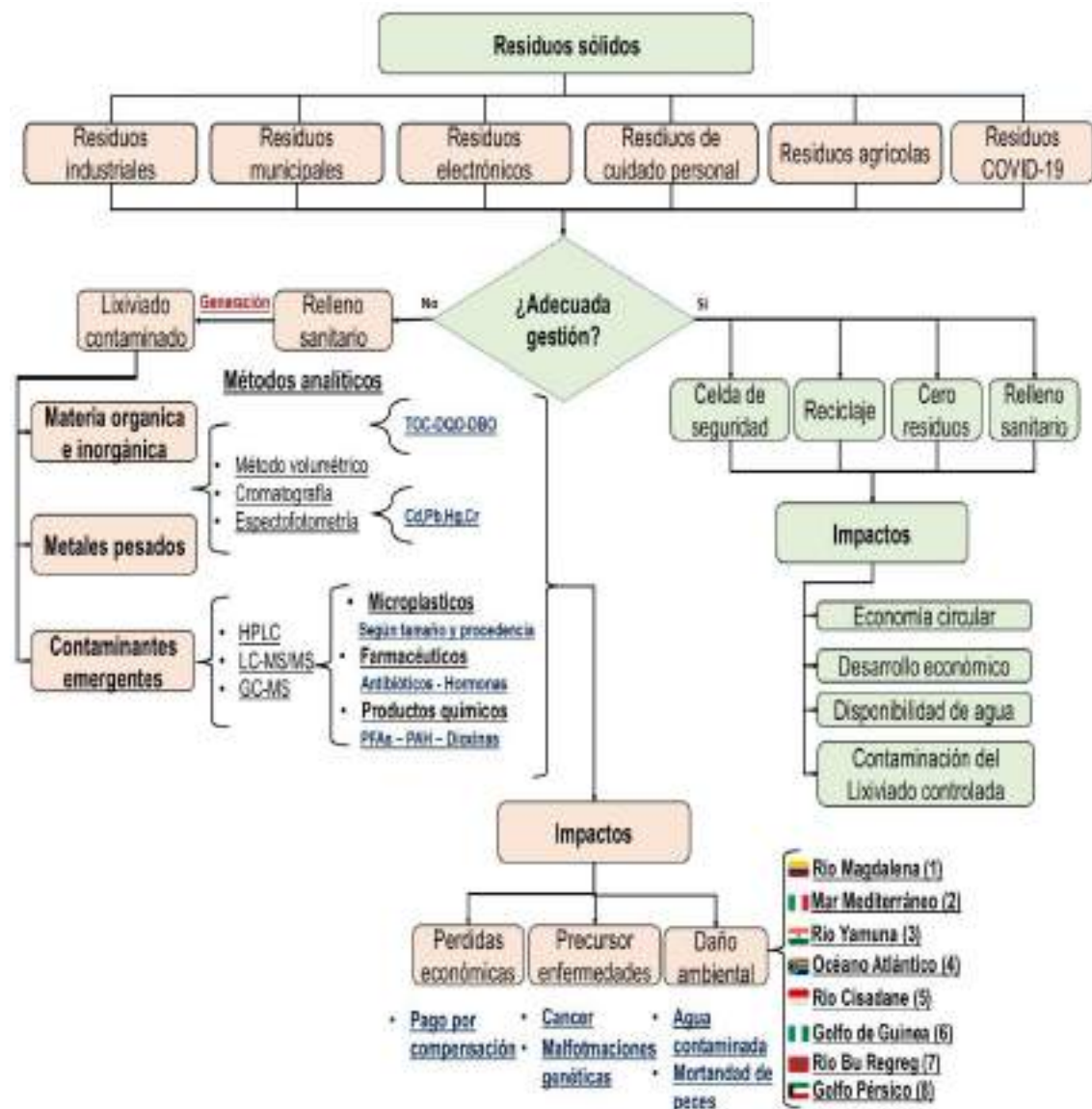
Por otra parte, dada la complejidad del lixiviado y los beneficios de los análisis exergéticos, el principal reto es identificar los medios para conocer las formas de exergía que interactúan en cada uno de los procesos unitarios, soportados en los componentes del lixiviado y en el ambiente de referencia en el que se lleva a cabo el tratamiento. Así mismo, esta herramienta permite a los investigadores desarrollar nuevas métricas de evaluación con las cuales se contribuya a la sostenibilidad de procesos como la oxidación avanzada y los tratamientos biológicos, soportados en el uso óptimo de los recursos y en la mejora de los procesos ineficientes (Grönlund, 2019). Así mismo, los análisis exergético se adaptan a la disponibilidad de la información existente en los rellenos sanitarios sobre el lixiviado tratante, lo cual es una limitante de alternativas como el análisis de ciclo de vida, dado que brinda la opción de realizar sus balances considerando al lixiviado como una matriz heterogénea o evaluando su proceso con alguna de sus especies químicas emergentes, asignando un valor específico de exergía en cada caso. No obstante, estos análisis tienen la posibilidad de complementar otras metodologías de evaluación ambiental como la "Huella de Carbono" o el "ACV", como en el caso de Ahmadi et al., 2023, quienes incluyeron la destrucción de exergía en los indicadores de evaluación de desempeño o de Dai et al., 2024 que evaluaron las emisiones de CO₂ a la atmósfera generadas en un sistema de producción considerando la parte útil de la energía consumida.

Dado lo anterior, se considera que la aplicación del análisis exergético para la evaluación del desempeño de un acople entre un proceso fotoquímico y un sistema biológico para la depuración de lixiviado de relleno sanitario es un desafío innovador para la ciencia e investigadores. Así mismo, fundamenta su innovación en encontrar herramientas a través de las cuales se pueda dar uso racional, utilizando métricas novedosas de evaluación técnica y ambiental que permitan la protección del recurso hídrico y del medio ambiente y que busquen atender las problemáticas y retos comerciales, de salud y de sostenibilidad de la población actual y venidera.

1.2 Problemática

Como se mencionó en el capítulo anterior, el lixiviado generado en rellenos sanitarios es un agua residual caracterizada por ser altamente contaminada, con

poca biodegradabilidad y presencia de compuestos recalcitrantes (Alberto & María, 2018). Dada esta composición se generan varias preocupaciones en torno al líquido residual, como por ejemplo la necesidad por controlar su contaminación en el proceso de generación, la selección del mejor tratamiento para la remoción de los contaminantes, la optimización de las condiciones operativas de los tratamientos para evitar el consumo excesivo de recursos, la evaluación técnica, ambiental y económica de los procesos para mejorar la sostenibilidad en el tiempo y la innovación en las métricas de evaluación de desempeño para rediseñar o transformar los procesos unitarios existentes. Por lo anterior, fue elaborada la Figura 1, la cual explica la procedencia, composición e impactos del lixiviado sobre el medio ambiente.



1- (Martínez Silva & Nanny, 2020); 2- (Gambardella et al., 2024); 3- (Biswas & Vellanki, 2021); 4- (Gani et al., 2021); 5- (Sulistyowati et al., 2022); 6- (Fred-Ahmadu et al., 2022); 7- (Chafi et al., 2022); 8- (Al-Salem et al., 2022).

Figura 1. Problemática general de los lixiviados de relleno sanitario

Según la Figura 1, la carga contaminante del lixiviado tenía una relación directamente proporcional con los tipos de residuos que se disponían en los rellenos sanitarios e inversamente proporcional con la calidad de gestión que recibían. Dicha afirmación fue validada por Rai et al., 2024 quienes encontraron que la mala gestión de residuos en Sikkim, India, derivó en la disposición sin control de residuos en vertederos a cielo abierto no autorizados y a la generación de lixiviado con altas cargas orgánicas y metales pesados que impactaban los cuerpos de agua y la salud de los habitantes. Por otro lado, la presencia de contaminantes emergentes como productos farmacéuticos o microplásticos, se ha vinculado con la inadecuada disposición en los rellenos sanitarios de residuos como medicamentos, plásticos y residuos electrónicos (Jiménez Cerón et al., 2018).

Adicionalmente, la Figura 1 evidenció que esta problemática es global y ha afectado cuerpos de agua dulce y salada, cuyos impactos degradan la salud de las personas (Siddiqua et al., 2022) y la interacción entre las especies de fauna y flora de cada ecosistema contaminado, generado por la introducción de compuestos persistentes que se transportan entre los niveles de la cadena trófica (Parvin & Tareq, 2021). En este sentido, G. Chen et al., 2019; Mishra et al., 2019 analizaron muestras de agua subterránea de alrededores de rellenos sanitarios encontrando altas concentraciones de metales pesados, así como de cloruros y sólidos disueltos. Subsecuentemente, Dullius et al., 2020 determinaron una variación negativa en la calidad de una red hídrica superficial relacionada con la presencia de un relleno sanitario cercano a esta y a posibles prácticas ambientales inadecuadas en la gestión de los residuos.

Como atención a la problemática generada por la composición del lixiviado, el actual proyecto planteó diversas alternativas de descontaminación, iniciando con la fase del pretratamiento donde se exploraron la coagulación-floculación y la combinación de lixiviado con aguas residuales domésticas rurales. Esta última opción se consideró dada una problemática local del sitio donde se ubicaba el relleno sanitario, ya que en Norte de Santander, Colombia, más del 15% de la población no contaba con cobertura de saneamiento básico, articulándose con el eje estratégico Salud para la Productividad en la dimensión Salud Ambiental del Plan de Desarrollo Departamental 2016 - 2019, el cual consideró a este hecho como un determinante que aumentaba la prevalencia de enfermedades infecciosas y parasitarias (W. Villamizar, 2016). Así mismo, de acuerdo con el Plan de Desarrollo "Mas oportunidades para todos" 2020 – 2023 solamente el 5% de las aguas residuales del departamento recibieron tratamiento.

Como siguiente fase se evaluaron procesos de oxidación avanzada (POA) fotoquímicos, en los que se analizó el comportamiento de la Fotocatálisis Heterogénea y del foto-Fenton, los cuales buscaban mejorar la biodegradabilidad del agua residual a partir de la mineralización de contaminantes por acción de especies oxidativas generadas (Akram et al., 2016). Una vez apto para ser acoplado, se trató el efluente fototratado con un reactor biológico aerobio convencional de lodos activados y se evaluaron las eficiencias de remoción.

A pesar de los buenos rendimientos alcanzados en el proyecto, así como en otros similares (Grilla et al., 2024), los tratamientos mencionados se caracterizaron por usar diversos recursos físicos como productos químicos (reactivos, catalizadores, oxidantes, coagulantes, nutrientes) y equipos (prueba de jarras, lámpara UV, bombas de recirculación, motores de aire, agitadores), los cuales eran necesarios para la remoción de la materia orgánica presente en el agua residual. No obstante, era necesario utilizar metodologías que contribuyeran a la sostenibilidad del proceso y que permitieran la evaluación del desempeño de los sistemas de depuración en términos de consumo de recursos y la identificación de las causas que reducían las eficiencias, evitando limitarse solo a determinar los impactos ambientales o las emisiones de Carbono del proceso, beneficios específicos otorgados por metodologías como el ACV, la Huella de Carbono u otras similares (Ibagón-Gutiérrez, 2021).

Del mismo modo, el concepto de sostenibilidad mencionado ha tomado gran relevancia en los últimos años, siendo una tendencia y preocupación emergente en todos los campos del conocimiento (Ruggerio, 2021), alcanzando más de 777.000 publicaciones en *Scopus* entre 2021 y 2024. No obstante, cuando se piensa en alternativas que permitan ser integrales e involucren el ambiente, la eficiencia técnica y el aspecto económico, encontramos que diversas metodologías de impacto ambiental usualmente omiten alguno de estos. Como por ejemplo Crutchik et al., 2023; Pinedo Canta et al., 2023; Y. Zhao et al., 2023, quienes usaron métodos sistemáticos de evaluación para conocer cuales procesos generaban mayor degradación del ambiente, pero no involucraron la manera en la que las condiciones de este incidían en la eficiencia de los procesos, ni determinaron las unidades que más pérdidas generaban. Además, cuando dichas técnicas son aplicadas a tratamientos de agua residual, no logran unificar las eficiencias de remoción con los recursos utilizados, ni con las energías que se consumen durante el proceso, ya que usualmente dan prioridad al porcentaje de remoción de contaminantes, perdiendo el enfoque de sostenibilidad requerido por los procesos (Aghbashlo et al., 2021).

Como solución a estas problemáticas, se planteó desarrollar una alternativa metodológica de análisis exergético sobre el tratamiento combinado, con lo cual se evaluó termodinámicamente el desempeño desde el componente técnico, económico y ambiental, orientados hacia la sostenibilidad de los procesos y la perdurabilidad del recurso hídrico. Uno de los beneficios de esta alternativa frente a la problemática en mención es que permite evaluar con precisión el aporte energético termo-mecánico y químico de cada flujo que interviene en el proceso. Esto facilita la identificación de las condiciones óptimas para maximizar la eficiencia en la remoción de contaminantes y minimizar el consumo de reactivos y de energía eléctrica. De igual manera, al considerar la naturaleza química de los materiales empleados, los contaminantes analizados y la cantidad de energía que requeriría un sistema para volver a su equilibrio termodinámico, la exergía surge como herramienta de selección de escenarios que benefician al medio

ambiente, a partir de la sustitución de productos químicos que generen menor entropía y de la optimización de las condiciones operativas.

Otro desafío que impacta la sostenibilidad de los tratamientos de aguas residuales es la generación de residuos dentro de un modelo de economía lineal. A mayor cantidad de residuos sin aprovechamiento, mayores serán los costos asociados a su disposición final, lo que repercute negativamente tanto en el balance ambiental como en el económico del proceso. No obstante, un aspecto favorable de la exergía es su capacidad para identificar la composición y el valor energético de los flujos residuales, lo que la convierte en una herramienta clave para reincorporarlos en procesos de valorización. Esto facilita la transición hacia una economía circular y contribuye a la reducción de los costos operativos.

A pesar de los beneficios del uso de la exergía como herramienta de evaluación, surge una problemática en cuanto a su aplicación en sistemas de tratamiento de lixiviado. Esto se debe a que, en el caso del agua residual, su principal componente es la exergía química, resultado de las reacciones químicas de cada proceso y de la remoción de materia y contaminantes específicos. Esta exergía se desglosa en exergía de contribución o de formación según la presencia o ausencia del componente de interés en el ambiente de referencia. Lo anterior contrasta con su uso común en procesos térmicos o de producción de energía, donde predomina el aporte termo-mecánico, derivado de fluctuaciones de calor, temperatura, velocidad y altura. Otro desafío en su aplicación como método de evaluación radicaba en encontrar bases de cálculo e indicadores que proporcionaran resultados más allá de la eficiencia exergética, ya que, como se mencionó, esta podría sesgar los resultados debido a la naturaleza de los procesos. En respuesta a estas problemáticas, el presente proyecto planteó 13 formas de aplicar el análisis exergético en los sistemas de tratamiento de agua residual, proponiendo además indicadores exergoambientales, técnico-exergéticos y exergoeconómicos que contribuyeron a la toma de decisiones y a la optimización del proceso.

1.3 Pregunta de investigación

- ¿Cómo optimizar el proceso fotoquímico-biológico como método de tratamiento de lixiviados para reducir el impacto ambiental, mediante el análisis exergético?
- ¿Cómo influyen las características del lixiviado en la eficiencia exergética del proceso fotoquímico-biológico de tratamiento?
- ¿Cómo se compara el análisis exergético con otros métodos de evaluación del desempeño ambiental, en términos de su capacidad para identificar oportunidades de mejora en el tratamiento de lixiviados, a través de un proceso fotoquímico-biológico?

1.4 Hipótesis

- El análisis exergético permite identificar las etapas críticas del tratamiento del lixiviado donde se produce mayor destrucción de exergía, facilitando la optimización del proceso para mejorar su desempeño ambiental.

1.5 Justificación

La realización del proyecto propuesto se justifica, entre otras, por las siguientes razones:

- Es relevante para aumentar la competitividad científica del Departamento de Norte de Santander, de la región y del país, frente a los nuevos retos comerciales, en salud y sostenibilidad, explorando alternativas de solución a una problemática real que afecta a la región y a todos los rellenos sanitarios del mundo.
- No existe información científica suficiente, que explique y documente el análisis exergético de un proceso fotoquímico acoplado a un reactor biológico aerobio, como alternativa para el tratamiento de lixiviado de rellenos sanitarios, lo cual constituye una brecha en el conocimiento.
- Dentro de los Planes y Acuerdos Estratégicos Departamentales en Ciencia, Tecnología e Innovación (PAED) para el Departamento de Norte de Santander, se encuentran como focos priorizados Salud y Agroindustria, a los cuales responde y se articula el presente proyecto propuesto.
- Suma un aporte significativo y altamente aplicable al conocimiento científico, no solo del departamento de Norte de Santander o del país, sino también mundial buscando la protección del medio ambiente, el desarrollo sostenible y la conservación de los recursos naturales.
- La aplicación práctica y extendida de los resultados del presente proyecto, desarrollado a escala laboratorio, puede contribuir significativamente a mejorar los sistemas de tratamiento de lixiviado y otras aguas de difícil tratamiento.
- Potencialmente, el análisis exergético permitirá reducir los costos operativos en los sistemas de tratamiento de lixiviados al identificar las condiciones en las que se producen pérdidas. Esto contribuye a lograr una mayor sostenibilidad energética, equilibrando la eficiencia del tratamiento y el consumo de recursos, y evitando su uso excesivo.
- El tratamiento de lixiviado y el análisis exergético desarrollado en el presente proyecto atiende a una problemática global y contribuye con el cumplimiento de los siguientes Objetivos de desarrollo sostenible: objetivo 3 - Salud y Bienestar, objetivo 6 - Agua Limpia y Saneamiento, objetivo 9 - Industria, Innovación e Infraestructura, objetivo 11 - Ciudad y Comunidades Sostenibles, objetivo 12 - Producción y Consumo Responsable.
- Potencialmente, contribuye con la reducción de la brecha existente entre la población rural y urbana de Norte de Santander, aportando a la solución de problemáticas relacionadas con el tratamiento de lixiviado de relleno sanitario que usualmente es localizado en zona rural. Así mismo, mejora el saneamiento básico en general, favoreciendo a la reducción de vectores generadores enfermedades, así como con la perduración y conservación de las fuentes hídricas y de los ecosistemas presentes en ellos.

1.6 Objetivos

1.6.1 Objetivo general

Desarrollar un método de análisis exergético para la evaluación del desempeño del tratamiento de lixiviado mediante un proceso fotoquímico-biológico

1.6.2 Objetivos específicos

- a. Diseñar un proceso de tratamiento fotoquímico-biológico para lixiviado de relleno sanitario, partiendo de sus características fisicoquímicas y evaluándolo experimentalmente.
- b. Proponer alternativas metodológicas de análisis exergético para la evaluación del desempeño del tratamiento fotoquímico-biológico de lixiviado, seleccionando la más apropiada.
- c. Validar la alternativa metodológica de análisis exergético desarrollada para la evaluación del desempeño del tratamiento fotoquímico-biológico, comparando entre ellos y con la línea base establecida.

2. Capítulo II. Estado del arte.

- 2.1 Lixiviado y sus generalidades.
- 2.2 Tratamiento de lixiviado de relleno sanitario
- 2.3 Procesos acoplados para el tratamiento de lixiviado.
- 2.4 Medición del desempeño ambiental de los tratamientos acoplados.
- 2.5 Aplicación de análisis exergéticos en sistemas de tratamiento de aguas residuales.

2.1 Lixiviado y sus generalidades

La generación de residuos sólidos urbanos es directamente proporcional con el número de habitantes de las ciudades, por este motivo las autoridades competentes deben tener en consideración el crecimiento exponencial de la población al momento de analizar los sistemas de gestión de los residuos y brindar soluciones que permitan una adecuada segregación, transporte y disposición de estos (Al-Jarallah & Aleisa, 2014). De acuerdo con Boom Cárcamo & Peñabaena-Niebles, 2022 una de las alternativas comúnmente utilizadas especialmente en países en desarrollo es el relleno sanitario, la cual es considerada como la estrategia de gestión con mayor alcance dado que permite una disposición de grandes volúmenes resultando en una rentabilidad económica (Luo et al., 2020). No obstante, una de las mayores problemáticas generadas en estos sitios está asociada con el lixiviado y su tratamiento. Lo anterior debido a que este líquido residual es producido por el proceso de degradación de los residuos y su percolación e interacción con las aguas lluvias, generando un efluente tóxico con compuestos recalcitrantes, contaminantes emergentes, materia orgánica y metales pesados (Augustsson et al., 2016).

Otro factor relacionado con la composición de este efluente y que condiciona la selección de alternativas para su tratamiento es la biodegradabilidad, la cual limita la aplicación de tratamientos que empleen microorganismos o alguna especie de flora. Estudios han demostrado que el valor de este parámetro es inversamente proporcional a la edad del lixiviado y se encuentra en un rango inferior a 0,4 (Castillo-Suárez et al., 2019; W. Chen et al., 2019; Ghahrchi & Rezaee, 2020; Gomes et al., 2019a; Seibert et al., 2019; T. F. C. V. Silva et al., 2017; Yuanyuan Zhang et al., 2012) el cual frecuentemente es calculado a partir de la relación entre la DBO₅ y la DQO. Sin embargo, (Corsino et al., 2020) plantearon que el valor de la DBO₅ en el lixiviado podría sufrir alteraciones asociadas a la toxicidad del mismo, por lo que se valida el cálculo de la biodegradabilidad a partir de la relación COT/DQO, en donde obtenido el valor es directamente proporcional a la edad del lixiviado (Chou et al., 2015). De manera general se establece que lixiviados jóvenes son considerados biodegradables mientras que los lixiviados de edad media y viejos no lo son,

requiriendo entonces de alternativas fisicoquímicas capaces de remover los contaminantes que este contiene.

2.2 Tratamiento de lixiviado de relleno sanitario

Con relación a la aplicación de alternativas para la remoción de contaminantes de los lixiviados de relleno sanitario, se establece que la tendencia investigativa ha sido creciente durante los últimos años, lo cual según la Figura 2 creada a partir de Scopus con la ecuación de búsqueda "leachate tretment", alcanzó más de 500 artículos en los años 2021 y 2023, siendo China, Estados Unidos y Malasia los países con mayor número de publicaciones, mientras que países subdesarrollados del continente africano y de Latinoamérica presentan valores inferiores a 50 unidades.

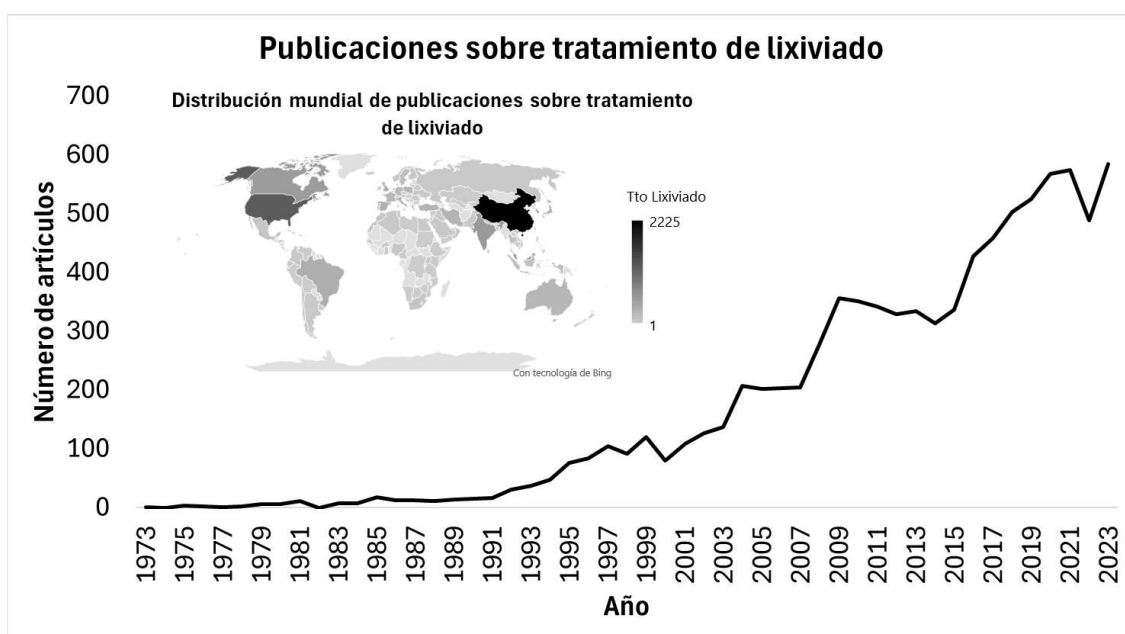


Figura 2. Línea histórica de publicaciones sobre tratamiento de lixiviado.

En cuanto a los tipos de tratamiento aplicados durante el transcurrir del tiempo, se elaboró la Figura 3 que ilustra un mapa de correlación usando el software Vosviewer a partir de las palabras claves utilizadas en las investigaciones, encontrando que "tratamiento de lixiviado de relleno sanitario" presenta el valor más alto de ocurrencia de seguido por "Demanda Química de Oxígeno". Dichas palabras aparecen conectadas con los temas "biorreactores" y la palabra clave "oxidación" que a su vez están conectados con "biodegradación" y con tratamientos específicos como "biorreactores de membrana" y "lodos activados" representados mayoritariamente por el color azul y dorado, así como con procesos específicos de oxidación avanzada como el "Peróxido de Hidrógeno", "Fenton" y "ozono" caracterizados por el color rojo. De ello se deduce entonces que las técnicas mencionadas son las que comúnmente se utilizan para remover los contaminantes y que al estar fuertemente correlacionados entre si se demuestra que son utilizadas de forma acoplada en el tratamiento de lixiviados.

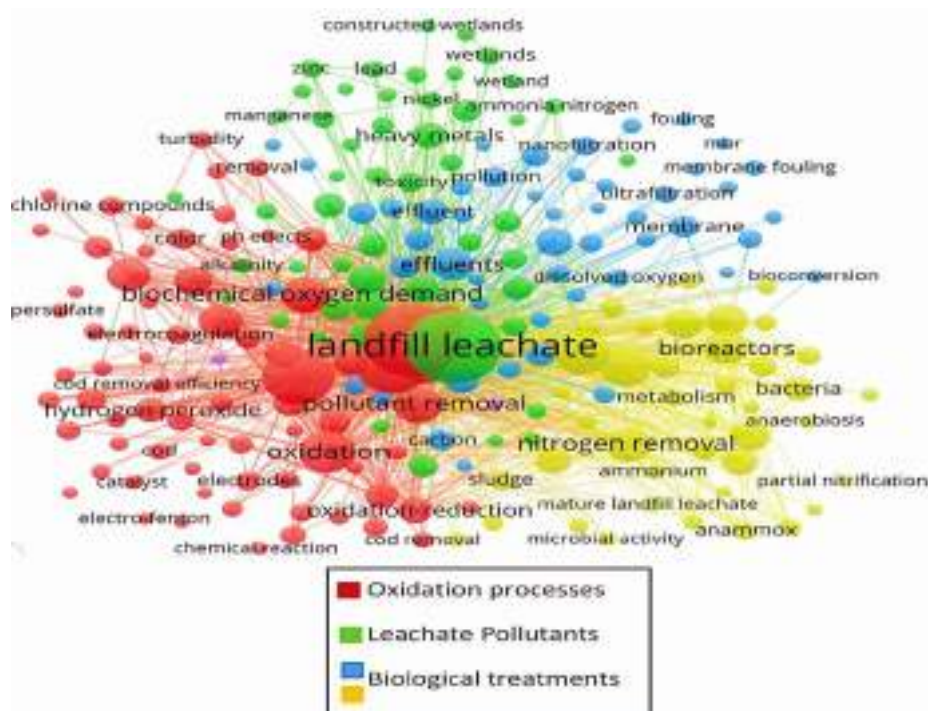


Figura 3. Análisis de coocurrencia en tratamiento de lixiviado.

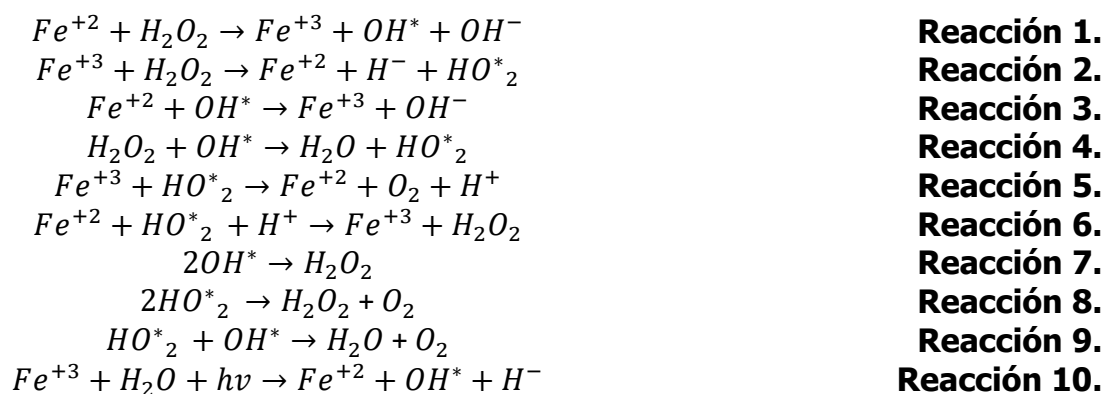
Entrando en detalle a lo mencionado anteriormente, se establece que el acoplamiento de procesos de oxidación avanzada con tratamientos biológicos es considerado una alternativa viable para la descontaminación de aguas residuales industriales y cuya implementación permitiría la adaptación o rediseño de los sistemas de tratamiento de lixiviados existentes, en algunos casos considerados obsoletos. Además, dentro de los procesos usualmente aplicados de forma individual para la remover contaminantes de esta agua residual se destacan los tratamientos biológicos, la adsorción con carbón activado, reactores de membranas y la oxidación química. Estos últimos, han mostrado buenos resultados en la eliminación de contaminantes específicos de difícil eliminación, tales como antibióticos o productos farmacéuticos, pero el problema de su uso se relaciona directamente con el alto costo de operación cuando se usan de forma independiente (S. Li et al., 2022; Yang Li et al., 2022).

Dado lo anterior, algunos casos de éxito que validan el uso de estas alternativas fueron los ejecutados por C. Zhang et al., 2018; Mohan et al., 2019; Tripathy et al., 2019; Klauck et al., 2017; Mohajeri et al., 2019, quienes aplicaron procesos de oxidación avanzada para la descontaminación de lixiviados, logrando remociones superiores al 70% en términos de DQO, COT y de algunos contaminantes emergentes, sin embargo, a pesar de ser una alternativa llamativa por su efectividad, los POA, suelen ser costosos cuando son usados como único tratamiento, por lo que lo recomendable es que sean implementados como un pre tratamiento que ofrezca un efluente con propiedades biodegradables y notoriamente menos tóxicas con la capacidad de ser acoplados con sistemas convencionales como lo son los tratamientos biológicos o ser implementados como procesos de pulido para eliminar agentes contaminantes (Jianshu Zhao et al., 2020). En cuanto a los tratamientos biológicos, se considera que, aunque pueden llegar a descomponer materia orgánica y otros contaminantes, están

condicionados a convertir primero los compuestos orgánicos persistentes en intermedios biodegradables, ya que, si el lixiviado crudo se expone a este tipo de alternativas, la eficiencia del proceso será muy baja (Babaei et al., 2021).

2.3 Procesos acoplados para el tratamiento de lixiviado

Dentro de los principales procesos de oxidación avanzadas que han sido aplicados sobre lixiviado se destacan los procesos fundamentados en la reacción Fenton, descrita inicialmente por John Horstman Fenton, quien encontró que el H_2O_2 en presencia de Hierro (II) era capaz de degradar ácido tartárico, gracias a la formación de radicales OH generados. Así mismo cuando esta reacción es combinada con radiación UV se logra reconvertir el Hierro (III) en Hierro (II), permitiendo activar nuevamente el Peróxido y generando nuevamente radicales oxidantes. Las reacciones que se generan durante el proceso mencionado se presentan a continuación descritas por (S. Malato et al., 2009).



A continuación, se profundiza en la aplicación de acoples entre procesos de oxidación avanzada (POA) y tratamientos biológicos sobre lixiviado de relleno sanitario. Los cuales, según los análisis hechos por Oller et al., 2011 requieren aumentar el número de investigaciones que permitan ampliar el conocimiento sobre las cinéticas de reacción de los procesos e investigar la viabilidad de modelos de reactores que faciliten su acople a partir de un enfoque sostenible con estrategias que permitan el cálculo de los costos operacionales y de la incidencia de la composición del agua residual entrante sobre el rendimiento de los acoples. Adicionalmente el pH del influente se convierte en un reto a optimizar, debido a que este inusualmente presenta las condiciones de acidez requeridas por algunos POA para alcanzar eficiencias superiores al 70% en la remoción de contaminantes (Casado, 2019; Boczkaj & Fernandes, 2017).

De igual manera, Cai et al., 2020; Kattel et al., 2016; Baiju et al., 2018; Hu et al., 2017, demuestran que la combinación entre procesos fisicoquímicos y biológicos ofrecen mejores resultados que la implementación independiente de ellos. Dentro de estos se destaca el realizado por ChemLal et al., 2014 quienes combinaron un tratamiento Fotocatalítico TiO_2 /UV con lodos activados, obteniendo remociones superiores al 86% tanto para DBO como para DQO y logrando aumentar más del 60% de la biodegradabilidad del efluente fototratado, lo cual, teniendo en cuenta el costo y la eficiencia del tratamiento resulta altamente llamativo, especialmente

por el uso de radiación solar. No obstante, los autores no establecieron un factor de escalamiento a los procesos, lo que podría dificultar su ejecución a escala real. Así mismo, a pesar de que existe suficiente bibliografía relacionada con combinaciones especialmente entre procesos avanzados de oxidación seguidos por un tratamiento biológico, no se ha profundizado en la elaboración de trabajos que aglomeren dicha información y evidencien los beneficios específicos de los distintos acoples.

Con relación al orden de aplicación de los tratamientos combinados, de acuerdo con Oulego et al., 2016, someter una muestra de lixiviado crudo a un proceso biológico convencional ofrece como resultado una reducción insignificante en parámetros como la DQO, toxicidad y color, siendo entonces necesario aplicar el proceso fotoquímico como tratamiento previo. Sin embargo, en algunos casos este tipo de tratamiento puede ser aplicado como acción de pulido o etapa posterior a procesos biológicos de alta complejidad que ofrecen efluentes con una significativa remoción de contaminantes, como el caso desarrollado por Hassan et al., 2017, quienes emplearon un tratamiento fotoquímico posterior a un biorreactor análogo basado en residuos, obteniendo remociones del 82% de DQO posterior al uso de fotocatalisis heterogénea (TiO_2/UV), a su vez, al utilizar otro proceso químico que involucraba el reactivo $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ se alcanzó una remoción del 62%, pero al aumentar el pH de la solución tratante, es decir, asemejándolo a una condición real, logran una eficiencia en la eliminación de NH_4 , superior al 90% con este último proceso.

Adicionalmente, otro caso de éxito de los acoples entre POA y biológico en lixiviado de relleno sanitario fue el hecho por Yasmin et al., 2020, quienes desarrollaron un tratamiento fotocatalítico en presencia de radiación UV utilizando TiO_2/Ag como catalizador, combinado con un proceso biológico por lotes trabajado con un inóculo a partir de la cepa *C. tropicalis*. Con el fin de obtener mejores resultados los autores consideraron como variables de optimización: la concentración de catalizador, niveles de pH y tiempo de reacción. Lo anterior, les permitió concluir que en pH ácidos y con un tiempo de prueba inferior a tres horas se alcanzan remociones superiores al 69% de parámetros como DQO y COT, mientras que la biodegradabilidad del lixiviado al aumentar lo convierte en un agua residual apta para continuar con el proceso biológico. Una vez aplicado el acople, la eficiencia del tratamiento alcanzó el 90% de remoción de DQO y el 84% de TOC. Lo llamativo de la alternativa mencionada, es que la irradiación necesaria para alcanzar dichos porcentajes es mucho menor comparada con la foto-electrooxidación, la cual requiere rangos cercanos a los 380Wcm^{-2} (Müller et al., 2015; Klauck et al., 2017). De igual manera, de este tratamiento se resalta la aplicación de iones metálicos combinados con el TiO_2 , ya que a partir de una modificación química al catalizador se alcanzan remociones superiores, lo que reduce los tiempos de reacción de los tratamientos y posiblemente los costos operativos.

Otra combinación similar aplicada a lixiviados fue la hecha por Elleuch et al., 2020, quienes acoplaron un tratamiento biológico utilizando granos de kéfir con un proceso fotocatalítico de oxidación avanzada que emplea nano partículas del

catalizador TiO_2 el cual fue dopado con iones de un metal (Ag), alcanzando remociones posteriores al acople de 96 % y 98% en términos de DQO y TOC. Lo llamativo de la investigación es que al obtener un efluente con características contaminantes muy reducidas se da oportunidad de reúso al agua tratada, siendo entonces una opción válida orientada hacia la sostenibilidad del recurso hídrico. Sin embargo, la investigación mencionada no considero el efecto del tratamiento al ser sometido a diferentes concentraciones de lixiviado, ya que como bien es conocido la composición de dicho liquido residual es altamente fluctuante, dado que depende del tipo de residuo dispuesto en el vertedero.

La problemática en mención fue abordada por Chávez et al., 2019, quienes aplicaron un acople entre procesos biológicos en batch con un tratamiento de ozonización fotocatalítica con TiO_2 para la remoción de metales y contaminantes recalcitrantes en aguas residuales industriales, similares a la composición de los lixiviados. Los autores demuestran que al realizar una dilución con aguas residuales domesticas aumentan la biodegradabilidad, estabilizan la concentración de entrada a los tratamientos y a su vez, permite dar solución a efluentes domésticos que no hayan recibido tratamiento. De igual manera es comprobado que desarrollar un proceso de oxidación avanzada en presencia de TiO_2 y de radiación solar aproximadamente duplican la efectividad que la realización de los mismo sin estas condiciones. A pesar de los hallazgos encontrados, los autores no evaluaron los costos operativos que requerirían dichos acoples a escala real, dificultando que esta alternativa sea ejecutada por otros autores.

Con relación al dopaje del catalizador con iones metálicos utilizado en los trabajos mencionados anteriormente, es posible establecer que hacer esta modificación química aumenta la actividad antibacteriana y fotocatalítica, datos comprobados experimentalmente por Ali et al., 2018. Así mismo Mohan Reddy & Devaraju, 2019 determinaron que es posible aumentar la cinética de la reacción con una simple adición de plata (Ag) a la estructura del catalizador. Caso similar al mencionado fue el hecho por de Matos Rodrigues et al., 2019, los cuales al combinar oxido de cerio con el TiO_2 lograron generar un heteroestructura que facilita la remoción de contaminantes emergentes en un proceso de fotocatálisis. Otro análisis en el cual aplican esta variación fue el hecho por Rivero et al., 2020 quienes al combinar estructuralmente TiO_2 -rGO obtuvo degradaciones fotocatalíticas de diferentes contaminantes emergentes muy superiores que al emplear TiO_2 "desnudo". Según Rani P. Barkul et al., 2017, realizar el dopaje con metales al catalizador genera inestabilidad térmica y estos materiales pueden reducir actividad fotocatalítica, ya que podría simular trampas de agujeros. Así mismo, son numerosas las investigaciones en las cuales se ha trabajado con dopantes no metálicos como yodo (L. Zhang et al., 2014), Nitrógeno (R.P. Barkul et al., 2016), Boro (Dozzi et al., 2014), Flúor (Dozzi & Selli, 2016) y algunas combinaciones entre estos elementos (Hamilton et al., 2014).

Lo anterior demuestra la versatilidad que tiene el catalizador TiO_2 y permite comprender la dirección que han tomado los investigadores que implementan estas alternativas de tratamiento (Fagan et al., 2016;Parangi & Mishra, 2019).

No obstante, según Sinha et al., 2018 la separación y recuperación del catalizador actualmente es la principal problemática que enfrentan los acoples que incluyen procesos fotocatalíticos. Además, hace falta una comparación profunda que permita aclarar cuál sería el dopaje ideal para el catalizador aplicado específicamente al tratamiento de lixiviados, dado que hasta el momento se ha trabajado frecuentemente en descontaminación de efluentes industriales y textiles como en los casos ejecutados por Sahoo et al., 2012; Janitabar-Darzi, 2014; Al-Mamun et al., 2019; Kanan et al., 2020, mientras que en los pocos trabajos aplicados sobre lixiviado, se han utilizado dopajes con iones metálicos. Así mismo futuras investigaciones deben determinar los rangos de contaminación que podría tener el líquido residual que ingresa al sistema fotocatalítico, lo que permita simular condiciones reales y con esto facilitar la escala real de los tratamientos. No obstante, lo más importante es trabajar con catalizadores y con iones metálicos o no metálicos que no resulten tóxicos a los microorganismos que llevan a cabo los procesos acoplados, sino que por el contrario contribuyan a su desarrollo.

Con relación a los costos que implican los acoples, Paździor et al., 2019 analizaron diversas combinaciones entre procesos biológicos y procesos de oxidación avanzada aplicados a efluentes industriales de carácter textil que si bien es cierto no son lixiviados se asemejan por las características tóxicas del mismo. Los autores concluyen que el consumo de energía eléctrica representa la principal demanda de recursos relacionado especialmente con las lámparas UV de los procesos de oxidación avanzada. Por lo cual, se hace necesario la implementación de alternativas amigables con el medio ambiente y diferentes metodologías que permitan optimizar los costos del tratamiento. De acuerdo con Marcelino et al., 2015, el uso de radiación solar en procesos de oxidación avanzada promueve el desarrollo sostenible y a su vez reduce la carga contaminantes de efluentes con baja biodegradabilidad. Lo cual es validado por Spasiano et al., 2015, quienes concluyen que el uso de tratamientos fotoquímicos se podrían considerar como sistemas innovadores capaces de generar un impacto positivo al medio ambiente. A pesar de su utilidad, existen diversos retos para investigaciones futuras como lo son: desarrollar el análisis económico detallado del sistema considerando el costo de los mantenimientos y de la construcción del reactor (Díez et al., 2019), aumentar el rendimiento cuántico y garantizar la confiabilidad del sistema a mediano y largo plazo (Sixto Malato et al., 2016).

De igual manera, según Rodrigues et al., 2014, el consumo de reactivos es considerado de alto impacto económico, relacionado con los nutrientes necesarios para ejecutar el proceso biológico y con las soluciones usadas en la modificación del pH en el proceso de oxidación avanzada. Igualmente, los análisis económicos de tratamientos combinados hechos por otros autores no son muy frecuente, debido a que en su mayoría son ejecutados a escala laboratorio y no lo incluyen dentro de sus objetivos. No obstante, al comparar algunos procesos de oxidación avanzada es posible establecer que la oxidación solar (Souza et al., 2017) es mucho más económica que otras alternativas como la oxidación que emplea lámparas UV (Jorfi et al., 2016) o el O₃/UV (Venkatesh et al., 2015). Estos valores son calculados en su mayoría aplicando la ecuación planteada por Bolton

et al., 2001 la cual multiplica los kW consumidos durante el POA por el tiempo del tratamiento, a razón del volumen de aguas residuales tratadas y la variación de la concentración del contaminante; por lo cual, es posible deducir que al no emplear energía en la generación de radiación UV el costo monetario disminuye notablemente (Cardoso et al., 2016), pero a su vez se hace necesario considerar la inestabilidad ofrecida por la radiación solar, relacionado con el aumento en los tiempos de tratamiento y la no consistencia en las eficiencias de remoción.

Además, factores como mantenimiento, recurso humano, la velocidad de reacción, la naturaleza del agua residual, el caudal a tratar, los residuos del proceso y la configuración de los reactores complementan el análisis económico del tratamiento combinado (Buthiyappan et al., 2015;Bilińska et al., 2016;Jaafarzadeh et al., 2018). De lo anterior, se infiere la necesidad de que los sistemas escogidos sean de fácil operatividad, ya que, si en lugar de un sistema biológico de fácil manejo se seleccionara uno cuya puesta en marcha requiere por ejemplo personal altamente capacitado, podría afectar el costo operativo del mismo, dificultado su aplicación a escala real. A pesar de esto, Starling et al., 2017 establece que si un efluente tratado tiene las propiedades para ser reusado, el beneficio económico sería sobresaliente, alcanzando la recuperación de la inversión hecha en el tratamiento y la disminución del impacto ambiental generado.

2.4 Medición del desempeño ambiental de los tratamientos acoplados

A pesar de los resultados expuestos en la remoción de contaminantes aplicando acoples entre tratamientos u otras alternativas, hasta el momento hay un déficit de evidencia bibliográfica que soporte el análisis de impactos ambientales que genera el uso de dichos tratamientos sobre lixiviados, ya que solo se han cuantificado desde el desempeño en la calidad del efluente, dejando a un lado el consumo de reactivos, generación de subproductos y residuos y demás aspectos relevantes durante las fases de operación de los sistemas utilizados. Profundizando en lo mencionado, se elaboró la Tabla 1, la cual describe las metodologías de evaluación de desempeño ambiental que se han utilizado sobre el lixiviado.

Tabla 1. Metodologías de evaluación de desempeño ambiental

Nombre	Objetivo	Fases	Beneficio	Desventaja	# documentos con "Metodología" Y "Lixiviado" SCOPUS (2010 – 2023)	Referencia
Análisis de Ciclo de Vida	Evaluar los impactos ambientales asociados con todas las etapas del ciclo	- Objetivo y alcance - Análisis del inventario del ciclo de vida	- Permite comparar el impacto ambiental generado por cada tratamiento - Alta popularidad y validación	- Precisión condicionada a datos de entrada - Uso de simulación por ausencia de datos - Necesidad de factores de	88	(Corominas et al., 2013; Ferdous et al., 2024;

	de vida de un producto	• Evaluación del impacto de ciclo de vida • Interpretación	• Identifica los procesos que mayor impacto ambiental general • Promueve la economía circular	escalamiento para viabilizar las mediciones • Adaptación a compuestos emergentes • Costo de Softwares y bibliotecas • Ausencia de impactos socioeconómicos • No involucra el ambiente de referencia donde se desarrolla el proceso		Sabet et al., 2023)
Huella de Carbono	Evaluar la cantidad de CO ₂ que emiten directa o indirectamente las actividades humanas	• Definir alcance • Recopilar datos • Método de cálculo • Cálculo de emisiones • Análisis de resultados	• Puede integrarse con otras metodologías • Herramienta de cumplimiento normativo • Identificación de principales emisores • Aplicable a cualquier actividad humana • Recomendaciones de funcionamiento para reducir emisiones • Permite hacer proyectar los impactos futuros	• Necesidad de softwares para el cálculo de emisiones • Enfoque en contaminación del aire • Fluctuación en los factores de emisión según geografía • Consumo energético como principal contribución de emisiones	75	(Bains et al., 2024; Lao et al., 2024; Pérez et al., 2018)
Evaluación de impacto ambiental	Identificar y cuantificar los impactos ambientales	Definición de actividades de cada proceso Identificación de aspectos ambientales Cuantificación y categorización de impactos ambientales Proposición de acciones de mitigación	No requiere recursos computacionales Identifica los principales componentes que generan impacto ambiental Permite la prevención y mitigación del impacto ambiental	Enfoque cualitativo No permite la optimización de los procesos Cuantificación de impactos ambientales en procesos emergentes Subjetividad de la evaluación Resultados temporales	227	(Cossu, Pivato, et al., 2018; S. Villamizar et al., 2022)
Análisis exergético	Evaluar la cantidad máxima de energía disponible en un sistema e identificar los componentes que más irreversibilidades generan	• Datos e información del sistema • Método exergético • Evaluación de desempeño	• Integración componente técnico, económico, energético y ambiental • Desarrollo con base en el ambiente de referencia • Herramienta de optimización • Identificación de irreversibilidades	• Necesidad de bases de cálculo para evaluación de desempeño • Concepto de anti-exergía en aguas residuales • Complejidad de incógnitas termodinámicas	3	(Carrasquer et al., 2015; Grönlund, 2019; Sato, 2004)

Según la Tabla 1, los métodos cualitativos generan dualidad dado que los rangos de clasificación oscilan entre irrelevante, moderado, severo y crítico, sin añadir categorizaciones numéricas, permitiendo la subjetividad del evaluador y ofreciendo resultados poco precisos (Zadeh, 1975). En cuanto a modelos cuantitativos se destacan el análisis de Ciclo de Vida (ACV), la metodología de arboleda, de Conesa y algunos programas que abordan desde los componentes bióticos, abióticos y socioeconómicos, los impactos derivados de las actividades propias de la disposición final de los residuos pero que por su reciente aparición no cuentan con la confiabilidad requerida (Laner et al., 2016; Sauve & Van Acker, 2020). Así mismo, según los análisis realizados por Toro Calderón & Martínez Prada, 2013, la determinación cuantitativa de los impactos ambientales utilizando la metodología de Conesa es la mayor frecuentemente utilizada para la medición de impactos ambientales de proyectos con un 67% en comparación con otras metodologías como la EPM (9%) o el método de la matriz de Leopold (23%). Esta metodología tiene como objetivo reconocer, proyectar y explicar impactos ambientales generados por las actividades de un proyecto, analizando numéricamente los aspectos e impactos ambientales (Villacreses et al., 2017).

Un ejemplo de medición del grado de afectación ambiental de un acople entre oxidación avanzada y un proceso biológico fue el desarrollado por S. Villamizar et al., 2022 quienes aplicaron la técnica del Scoping y la metodología de Conessa para identificar y cuantificar el impacto ambiental de dichos tratamientos combinados. Encontrando que el principal impacto negativo sobre el medio ambiente de acoplar el tratamiento de oxidación avanzada y el proceso biológico se origina por posibles fugas de lixiviado en el sistema de tratamiento, por lo que la recomendación más relevante se asocia con establecer medidas de control sobre las tuberías y flujo del sistema. También se destaca la producción de residuos tanto peligrosos como no peligrosos tales como lodos residuales, reactivos y químicos, los cuales deben ser segregados y dispuestos acorde con las recomendaciones de un gestor externo especializado y de lo establecido por la normatividad. En cuanto a los impactos positivos, sobresale el cumplimiento de los objetivos de desarrollo sostenible y en casos donde se plantee la combinación de lixiviado con aguas residuales domésticas, se alcanza el mejoramiento de la calidad de vida de poblaciones que presenten déficit en saneamiento básico, dado que se reducirán las enfermedades originadas por este factor. Finalmente, la aplicación de esta combinación de tratamiento permite aumentar la disponibilidad del recurso hídrico, beneficiando directamente al gestor del relleno sanitario y al medio ambiente en general.

A pesar de que los resultados mencionados anteriormente son sobresalientes y sirven como hoja de ruta para el desarrollo e implementación grosso modo de alternativas para la descontaminación de lixiviado, el reto al que se enfrentan estas técnicas de medición de desempeño ambiental es que son elaboradas a partir de bibliografía previo a la puesta en marcha de los procesos y que si inclusive fuesen desarrolladas posterior al arranque de estos tratamientos, solamente se direccionan hacia la identificación de beneficios o afectaciones sobre el medio ambiente producto de las actividades que generan los aspectos ambientales y derivan en los impactos positivos o negativos, pero dicha medición

no considera las interacciones y características propias del sistema, tales como: los flujos de masa y energía de entrada y salida, el consumo de recursos en cada operación unitaria, el gasto energético, las variables termo mecánicas en las cuales son desarrollados los procesos, las interacciones existentes en las fronteras, las variables y condiciones que generan pérdidas e irreversibilidades, ni tampoco ofrecen herramientas para mejorar la eficiencia del sistema de tratamiento, reduciéndose a ser herramientas que permiten informar y prevenir el daño ambiental.

2.5 Aplicación de análisis exergéticos en sistemas de tratamiento de aguas residuales

Dando atención a la problemática mencionada anteriormente, ha sido desarrollada una alternativa durante los últimos años que permite promover la eficiencia energética y la cuantificación del desempeño ambiental en los tratamientos de agua y en los procesos industriales, como lo son los análisis exergéticos (Lee et al., 2017). Estos, a partir de balances termodinámicos identifican las causas, ubicaciones y magnitudes de las ineficiencias, facilitando el desarrollo de acciones correctivas que favorezcan la eficiencia de los procesos. No obstante, la aplicación en el campo del agua residual no es muy frecuente, especialmente cuando se tratan de aguas tóxicas como los lixiviados de lo cual no existe bibliografía. La transversalidad de este tipo de análisis ha permitido su aplicación en diferentes campos de las ciencias y de la industria como las plantas térmicas (Galeano-Cabral et al., 2022), las empresas generadoras de electricidad (Chung et al., 2022), la producción de Hidrógeno (Özdemir & Genç, 2022), incluso en la desalinización de agua de mar (Najid et al., 2021) y recientemente ha sido considerada como alternativa aplicada a los tratamientos de agua residual municipal, como en el caso desarrollado por Różycki & Banaś, 2018 y Tumen Ozdil & Tantekin, 2016, quienes aplicaron análisis exergéticos a una PTAR alcanzando un diagnóstico termodinámico eficaz de los sistemas, ilustrando los accesorios, procesos y unidades que generaban pérdidas y afectaban el desempeño de los tratamientos y afirmando que posterior a una revisión en literatura existe muy poca producción bibliográfica sobre este tipo de análisis en aguas residuales, lo que a su vez se convierte en una oportunidad para que futuras investigaciones logren un aporte innovador al incluirlo en el desarrollo de sus diseños experimentales.

Otra investigación que destacó la importancia de dichos análisis fue la ejecutada por Carrasquer et al., 2015, quienes con base a la exergía calcularon los costos de algunos sistemas de recuperación de agua que presentaban diferentes características. Ellos plantearon que el costo unitario de la exergía es dado a partir de la relación existente entre la exergía que contiene el flujo de entrada al sistema y la exergía presente en los efluentes tratados, en el cual la diferencia existente de materia orgánica en el agua es considerada como un parámetro externo. Por su parte, Grönlund, 2019 emplearon los análisis exergéticos como indicador de sostenibilidad de dos modelos ecológicos sobre los cuales se buscaba analizar el impacto ambiental y la optimización de recursos en una planta de tratamiento de aguas residuales. Los autores concluyen que estos análisis

permitieron identificar las diferencias de concentración de parámetros como materia orgánica y Nitrógeno entre el efluente tratado y el cuerpo de agua sobre el cual se realiza el vertimiento y a su vez indicar las etapas que concentraban los rangos más altos de exergía acumulada. Sin embargo, a pesar de que se logra cubrir la totalidad de los modelos utilizando esta alternativa de análisis, se afirma que estos no satisfacen completamente lo relacionado a la sostenibilidad, por lo cual se recomienda que se integren los análisis exergéticos resultados con otros indicadores relacionados en el tema.

Así mismo, según Aghbashlo et al., 2018 el problema de este tipo de análisis radica en que su alcance es la identificación, localización y cuantificación de ineficiencias termodinámicas que si bien es cierto permiten abordar problemáticas relacionadas con la eficiencia de los procesos, no representan costos económicos o ambientales de los sistemas. Por lo cual estudios como el hecho por Aghbashlo & Rosen, 2018; Cavalcanti, 2017 orientan los análisis hacia el campo "exergoeconomico" y "exergoambiental", donde obtienen como conclusión tasas de costo por unidad de energía eléctrica y la tasa de crecimiento o reducción del impacto ambiental generado por cada unidad del proceso relacionada con el consumo de recursos del mismo. Otro análisis fue el ejecutado por Amaya Martínez et al., 2010 quienes emplean un indicador llamado "Costo unitario exergético" el cual permite cuantificar la diferencia de consumo de recursos en alternativas de tratamiento de aguas teniendo como referencia el funcionamiento real comparado con el ideal. El valor obtenido para plantas de tratamiento de aguas residuales oscilo entre 4 y 5 mientras que procesos de desalinización arrojo valores entre 5 y 21, concluyendo que los tratamientos fundamentados en productos químicos tienen menor eficiencia desde el punto de vista termodinámico.

Otra investigación referente al tema, fue realizado por Fitzsimons et al., 2016, quienes emplean los análisis exergéticos como medida de optimización de los procesos ejecutados en dos plantas de tratamiento de aguas residuales las cuales tenían una composición similar. No obstante, la diferencia en la destrucción exergética en ambos lugares presento resultados notoriamente distintos, alcanzando un rango de diferencia superior al 65% en el tratamiento secundario. Así mismo, se concluye que el principal factor influyente sobre el valor calculado es la concentración de materia orgánica y contaminantes en el influente de las plantas de tratamiento, lo cual comprueba que al combinar la calidad del agua y las perdidas exergéticas se podría analizar el rendimiento de diversas alternativas de tratamiento de aguas residuales.

Una aplicación de la técnica mencionada sobre contaminantes específicos fue la hecha por Vakalis et al., 2017 quienes desarrollaron un análisis exergético a cuatro acoples de tratamiento de aguas residuales industriales que contenían metales pesados, composición similar a la de los lixiviados de rellenos sanitarios. En dicho estudio los investigadores utilizan como patrón de referencia las pérdidas de exergía química entre influente y efluente de cada tratamiento para conocer el rendimiento general de estos. Obtuvieron remociones superiores al 96% de plomo y cobre, mientras que el rendimiento máximo evidenciado en

términos de exergía química fue del 66,8%, lo cual permite comprobar que estas alternativas son novedosas y válidas para analizar procesos de descontaminación de aguas residuales.

De manera general, los análisis exergéticos son catalogados como una herramienta de gran utilidad al momento de optimizar un sistema de tratamiento de aguas residuales tóxicas como los lixiviados, mejorando factores como el consumo energético, uso racional de recursos e identificación de las ineficiencias en las unidades que componen los procesos. Así mismo, es posible considerarlo como parámetro que analiza la degradación o impacto negativo de un efluente sobre un cuerpo de agua o ecosistema, siendo entonces un indicador de calidad ambiental. Sin embargo, también se confirma que se requiere aumentar la cantidad de estudios que consoliden la utilidad de esta alternativa, ya que, si bien se ha aplicado en diversas plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, no existe evidencia de experimentos hechos sobre acoples entre procesos de oxidación avanzada y tratamientos biológicos aerobios para la descontaminación de lixiviados.

3. Capítulo III. Marco teórico

Tabla 2. Generalidades de los lixiviados.

Lixiviado					Referencias
Definición	Subproducto líquido proveniente de los residuos sólidos, generado por cambios físicos, químicos y biológicos de los mismos. Su composición es altamente toxica caracterizada especialmente por micro y macro contaminantes orgánicos e inorgánicos, metales pesados y compuestos recalcitrantes.				(Youcai, 2018;Q.-Q. Zhang et al., 2013)
Edad del lixiviado	Años de operación del vertedero	Índice de Biodegradabilidad DBO/DQO COT/DQO		Composición principal	Tratamiento adecuado
Joven	< 5 años	> 0,5	< 0,1	DBO > 4.000 DQO > 10.000 pH < 6	➤ Tratamientos biológicos aerobios o anaerobios
Medio	5 – 10 años	0,1 – 0,5	0,1 – 0,5	DBO 1.000 – 4.000 DQO 3.000 – 10.000 pH 6 – 8	➤ Tratamientos fisicoquímicos. ➤ Acoples entre procesos biológicos y fisicoquímicos
Viejo	> 10 años	< 0,1	> 0,5	DBO < 400 DQO < 3.000 pH > 8	➤ Acoples entre procesos biológicos y fisicoquímicos

Contaminación del lixiviado de acuerdo con el tipo de residuo

Tipo de residuo						
	Plásticos	Productos de cuidado personal	Residuos eléctricos y electrónicos	Residuos peligrosos del sector salud	Residuos agrícolas	Residuos industriales
Tipo de Contaminante						
Microplásticos						
Farmacéuticos (antibióticos, hormonas, analgésicos)						
Compuestos químicos (Dioxinas, furanos plomo, Cadmio, PFAs, pesticidas)						

Tabla 3. Tratamientos de lixiviado.

Alternativas de tratamiento	Explicación	Aspectos positivos	Aspectos negativos	Referencias
1. Biológicos Aerobios	Consiste en garantizar condiciones óptimas que promuevan el crecimiento de	- Ausencia de olores.	- Requiere energía para la inyección	(Gao et al., 2015;

	microorganismos aerobios que realicen la degradación de la materia orgánica a partir de parámetros como el tiempo de residencia celular, el tiempo de retención hidráulica y la relación alimento y número de microorganismos.	- Oxidación completa de la materia orgánica biodegradable.	de Oxígeno y mezcla. - Alta producción de lodos.	Miao et al., 2019)
• Lodos Activados	Producción de lodo residual que contiene el material orgánico oxidado, por medio de la acción de microorganismos que utilizan aire para degradar biológicamente los contaminantes de tipo orgánicos.	- No genera olores. - Fácil adaptación a escala real.	- Requiere influente con alta biodegradabilidad. - Alta demanda energética.	(de Albuquerque et al., 2018; Kanyarakul et al., 2020)
• Biorreactor de Membranas	Integran una membrana semipermeable con un proceso biológico para la remoción de contaminantes generando un agua tratada desinfectada.	- Alta remoción de amoníaco y materia orgánica. - Permite la recuperación de productos del agua residual. - Mejor calidad de efluente que tratamientos convencionales. - Requiere menor área para su operación.	- Baja eficiencia con lixiviados altamente tóxicos. - Costos elevados de mantenimiento e inversión.	(Saleem et al., 2018; Zolfaghari et al., 2016)
2. Biológicos Anaerobios	La degradación de compuestos contaminantes ocurre por acción de microorganismos que no requieren oxígeno por medio de la llamada digestión anaerobia, compuesta por procesos de hidrólisis, Ácido génesis, Acetogénesis y Metano génesis. Se ve afectado por variaciones de pH no neutros y a compuestos tóxicos como metales pesados.	- Bajo consumo de energía; no se requiere aporte de O ₂ . - Posibilidad de recuperar y utilizar CH ₄ como combustible.	- Largo período de arranque si no se utiliza inóculo (4-6 meses). - Sensibilidad a variación de condiciones ambientales. - Generación de olores.	(Begum et al., 2018; Ma et al., 2013)
• Reactores UASB	Tanques circulares o rectangulares cubiertos con pendiente en el fondo, no tienen sistemas de mezcla. Cuenta con un separador de gases, sólidos y líquidos que ayuda a retener el lodo en el reactor.	- Baja producción de lodo residual. - Capacidad de tratar aguas con altos contenidos de materia orgánica.	- Susceptible a cambios de pH y metales pesados. - Generación de olores ofensivos.	(Z. Wang et al., 2016)
3. Tratamientos físicoquímicos	Son utilizados para mejorar la eficiencia de los tratamientos o hacer posible los procesos biológicos cuando el agua residual a tratar cuenta con materiales bio-refractarios o no biodegradables.	- Capacidad de tratamiento de influentes tóxicos. - Incremento de la biodegradabilidad del agua tratada.	- Requiere optimización del tiempo y las dosis de reactivos a emplear. - Si son empleados como único tratamiento pueden resultar costosos.	(Kamaruddin et al., 2015; Torretta et al., 2016)

• Coagulación - Floculación	Se utiliza para eliminar coloides que no pueden ser removidos por simple sedimentación o filtración.	- Remoción superior al 70% de ácidos húmicos. - Fácil implementación a escala real.	- Aumento de iones de Hierro y aluminio en el efluente tratado. - Requiere optimización previa para la selección de reactivos. - Generación de lodo residual.	(Z. Liu et al., 2017; Ren et al., 2019)	
• Procesos de oxidación avanzada	Uso de sustancias con gran potencial oxidante que permiten degradar contaminantes con estructuras moleculares complejas como los compuestos recalcitrantes.	- Producción de radicales OH. - Capacidad para tratar efluentes tóxicos. - Amplia aplicación en el campo industrial.	- Requiere procesos previos para seleccionar las condiciones en las cuales se debe desarrollar el tratamiento. - Costo elevado cuando es empleado como único tratamiento.	(Antony et al., 2020; Gautam et al., 2019)	
o	Foto-Fenton	Producción de radicales OH a partir de agente Fenton (H₂O₂/Fe) en presencia de radiación UV. Su eficiencia depende de factores como la temperatura, el pH, las concentraciones de reactivos y el destino del efluente tratado.	- Numerosas publicaciones y aplicaciones a diferentes tipos de agua residual. - Mejora la biodegradabilidad del agua tratante.	- Posible producción de efluente cargado con iones de metales que obligarían a un postratamiento. - Baja reducción de amonio. - Necesidad de trabajo a pH ácido.	(Amiri & Sabour, 2014; Gupta et al., 2014; Jing Xu et al., 2017)
o	Ozonización	Tratamiento de oxidación avanzada que permite transformar compuestos orgánicos recalcitrantes en compuestos de menor peso molecular.	- Uso frecuente a escala industrial. - Ausencia de producción de trihalometanos (THM).	- Demanda energética de ozonizadores. - Costo elevado por los generadores de ozono.	(Amaral-Silva et al., 2016; Derco et al., 2010)
o	Fotocatálisis Heterogénea TiO₂/UV-solar	Proceso de oxidación avanzada que utiliza un óxido semiconductor como agente catalizador de una reacción cuyo fin es la generación de radicales hidroxilos OH y suPeróxidos O₂ y con esto degradar cualquier tipo de contaminante presente en el lixiviado. Frecuentemente es utilizado el TiO₂ como catalizador que al ser combinado con radiación UV mejora el poder oxidativo del tratamiento y por lo tanto incrementa la eficiencia de este.	- No genera subproductos tóxicos posterior al tratamiento. - Mejores eficiencias cuando el catalizador es empleado en suspensión. - Generación de radicales OH⁻.	- Dificultad de escalamiento debido a los requerimientos en la calidad del efluente y a limitantes en la producción en escala industrial de los catalizadores. - TiO₂ residual después del tratamiento.	(Han et al., 2020; Hassan et al., 2016; Samadi et al., 2019)

Tabla 4. Análisis exergético aplicado a tratamiento de agua residual.

Concepto	Definición	Importancia	Referencias
----------	------------	-------------	-------------

Primera ley de la termodinámica	Relaciona el trabajo y el calor intercambiado en un sistema, a través de la denominada energía interna, la cual ni se crea ni se destruye, solo se transforma.	Su principal importancia radica en que a ayuda a entender que, aunque la energía ni se crea ni se destruye se transforma en los procesos.	(Haseli, 2020)
Segunda ley de la termodinámica	Establece que la medida del desorden (Entropía) en un sistema real no disminuye en el transcurrir del tiempo, haciendo imposible la producción de trabajo útil sin involucrar la generación de pérdidas.	Insumo para realizar los análisis exergéticos de un sistema, incluyendo las pérdidas reales que ocurren dentro del mismo.	(Demirel & Gerbaud, 2019)
• Enunciados de Clausius	Establece que el calor siempre pasa de un cuerpo de mayor temperatura a uno de menor temperatura, cuando ocurre lo contrario se hace necesario una fuerza externa. Se relaciona directamente con bombas de calor y refrigeradores.	Incide en sistemas no adiabáticos, en los cuales se considera relevante la exergía termo mecánica.	(Çengel & Boles, 2010)
• Enunciado de Kelvin-Planck	Relacionado con máquinas térmicas, donde se establece que ninguna de estas puede llegar a tener el 100% de eficiencia.	Permite comprender las irreversibilidades existentes en los sistemas y a diferenciar el proceso real del ideal.	
Modelo de ambiente de referencia	Idealización del ambiente natural que se ve caracterizado por un estado de equilibrio donde la diferencia exergética es 0.	Es fundamental al momento de realizar un análisis exergético para determinar la destrucción de exergía ocasionada por una alteración específica.	(Alicia Valero et al., 2018)
Modelo natural de referencia	Este modelo no contiene las características teóricas del ambiente de referencia. Las propiedades no están en equilibrio y el valor de su exergía difiere de 0.	Permite conocer el estado real del sistema o proceso en estudio y conocer donde se generan los valores más altos de exergía, lo cual puede estar relacionado con la contaminación o destrucción del orden de este.	(I. Dincer et al., 2004)
Balance de masa	Cuantificación total de masa contenida o transferida en un volumen establecido según el tipo de flujo en el que se desarrolle el proceso. Es aplicado a: masa total, moles totales, masa de un compuesto químico o especie atómica y moles de una especie atómica o compuesto químico.	Sirve como insumo para el desarrollo de análisis exergéticos, donde los valores resultantes son usados en las ecuaciones de los balances de energía y exergía a través de los cuales se cuantifican las pérdidas exergéticas.	(Balmer, 2011)
Sistema abierto	Porción o totalidad de un proceso en el que a través de la frontera se transfiere	Es usado como insumo en el desarrollo de análisis exergéticos, con relación a	(I. Dincer et al., 2004)

	materia o energía. La energía es transferida por flujos masico.	la definición inicial de las condiciones de operación del sistema. Cuando operan en estas condiciones se considera un delta entre las entradas y salidas de masa, energía y exergía.	
Sistema cerrado	Porción o totalidad de un proceso en el que no ocurre transferencia de materia o energía durante un intervalo de tiempo. La energía es transferida en forma de calor y trabajo.	Es usado como insumo en el desarrollo de análisis exergéticos, con relación a la definición inicial de las condiciones de operación del sistema. Cuando operan en estas condiciones se considera que el delta entre las entradas y salidas de masa, energía y exergía es igual a cero.	(I. Dincer et al., 2004)
Sistema en flujo estacionario	Porción o totalidad de un proceso cuyas condiciones no fluctúan con el tiempo, es decir, existe un equilibrio entre las entradas y salidas del sistema.	Es usado como insumo en el desarrollo de análisis exergéticos, donde la transferencia de exergía bajo estas condiciones será igual a la transferencia de exergía más la destrucción de exergía dentro del sistema.	(Hellström & Kärrman, 1997)
Sistema en flujo no estacionario	Porción o totalidad de un proceso cuyas condiciones fluctúan con el tiempo, es decir, existe un delta entre las entradas y salidas del sistema.	Se interesa en los cambios que ocurran dentro del volumen de control a través de un tiempo finito, así como de las interacciones que ocurren la frontera del sistema.	(Hellström & Kärrman, 1997)
Proceso reversible	Proceso ideal o hipotético desarrollado sin considerar pérdidas, el cual es poco frecuente en la realidad. La exergía destruida toma un valor de cero.	Sirve para establecer modelos de referencia ideales para la cuantificación de pérdidas ocasionadas por las irreversibilidades en procesos reales.	(Gould & Tobochnik, 2010)
Proceso irreversible	Proceso real que no puede ser revertido a su forma inicial, caracterizado por la transferencia de energía a partir de condiciones mecánicas, químicas o térmicas. El trabajo desarrollado bajo estas condiciones es menor que el trabajo ideal representado por los procesos reversibles.	Permite la identificación y cuantificación de irreversibilidades que generan pérdidas en un proceso. Cuando se desarrollen estos procesos se deben incluir las pérdidas exergéticas.	(Gould & Tobochnik, 2010)
Exergía			
Definición	La exergía de un sistema es considerada el potencial que tiene el mismo o la cantidad máxima de trabajo que puede producir una corriente de materia o energía para causar un		(Ehyaei et al., 2019)(Kha

	cambio mientras que alcanza el equilibrio con su entorno, logrando a la vez su punto mínimo de entropía. Cuando se logra dicho equilibrio con sus alrededores, es posible considerar el valor de la exergía como 0. Se fundamenta en combinar la primera y segunda ley de la termodinámica y es considerada como la porción de energía disponible para ser utilizada en un proceso. La destrucción exegética en un sistema generado por las irreversibilidades está asociada con la generación del "Caos" o alteración del orden.	krah et al., 2018)
Fórmula	Ecuación de equilibrio exergético: $\left(\frac{dEx}{dt}\right) = \Sigma Ex_{in} - \Sigma Ex_{out} - Ex_{dest}$ $\Sigma Ex_{in} = \text{Sumatoria exergías de entrada.}$ $\Sigma Ex_{out} = \text{Sumatoria exergías de salida.}$ $Ex_{dest} = \text{Tasa de Exergía destruida en el sistema.}$	(Valizadeh et al., 2019)(Kumar et al., 2020)
Eficiencia Exergética		
Definición	La eficiencia exergética es definida como la capacidad de generar un efecto deseado reduciendo al máximo la cantidad de pérdidas de exergía, recursos y tiempo. Estas eficiencias ofrecen un valor de exergía cercano al ideal.	(Sansaniwal et al., 2018)
Importancia	- Entre mayor sea la conservación de exergía en un sistema mayor será su eficiencia. - Es fundamental al momento de tomar decisiones, ya que en unidades de un proceso donde se presenten eficiencias bajas se intuye que el sistema debe ser optimizado y prestar atención especial a los motivos que afectan dichas unidades. - Generador de un "efecto rebote", es decir al permitir prestar atención a unidades de un proceso cuyas eficiencias no son óptimas impacta positivamente el impacto ambiental a partir de la reducción en el consumo de insumos, generación de residuos y demás beneficios obtenidos.	(Saidur et al., 2012)(Panwar et al., 2012)
Formula	Eficiencia Exergética (Ψ)= $\frac{\text{Exergía de Salida}}{\text{Exergía de Entrada}}$	(Kumar et al., 2020)
Tipos de análisis	Beneficios	Desventajas
Análisis energético	• Es utilizado con gran frecuencia para comparar sistemas y tomar decisiones a partir de mediciones de rangos de cantidades de energía utilizados en un sistema o proceso.	• El dato obtenido es considerado como no real ya que este es tomado como un ideal ignorando perdidas termodinámicas. • No permite establecer una medida de impacto ambiental o ecológico.
Análisis Exergético	• Representa las verdaderas perdidas de potencial para generar un producto deseado a partir de un insumo. • Permite ubicar las unidades o sitios donde se presentan mayores pérdidas exergéticas, así como su causas y cantidades. • Tienen gran acogida por parte de diversos investigadores que lo catalogan como una	• No existe suficiente bibliografía aplicada a tratamientos de aguas. • Numerosos modelos de análisis exergéticos aún no han sido desarrollado en su totalidad. Aún están en estudios o de manera teórica.
		(Atheaya et al., 2016; J. Wang et al., 2019)(Terzi, 2018)

	medida óptima para evaluar y optimizar el funcionamiento de un sistema y/o evaluar su impacto ambiental.		
Pasos generales para hacer un análisis exergético	• Separar el sistema en cada sección o unidad que lo conforma, detallando los límites entre cada uno de estos logrando una descripción altamente detallada. • Determinar todas las cantidades y propiedades básicas de cada sección como, por ejemplo, el trabajo, calor, temperatura, presión, concentración de entrada y de salida. • Realizar balances de masa y energía al sistema. • Seleccionar un adecuado ambiente de referencia de acuerdo con los procesos que se están desarrollando, se deben tener en cuenta los aspectos naturales, preguntas y objetivos de la investigación o el énfasis del trabajo realizado. • Evaluar los valores de energía y de exergía, de acuerdo con el ambiente de referencia seleccionado • Realizar el balance de exergía y determinar la exergía consumida en el proceso. • Evaluar la eficiencia del proceso. • Tomar decisiones de acuerdo con los datos obtenidos en los puntos anteriores, realizando recomendaciones y conclusiones que permitan optimizar el proceso y plantear cambios en los diseños necesarios para reducir el consumo de recursos y del impacto ambiental.	(Sala Lizarraga & Picallo-Perez, 2020)	
Tipos de Exergía	Definición	Formula	Referencia
Exergía mecánica	Se define como el trabajo mínimo útil que se necesita para modificar la presión del agua del estado del ambiente de referencia a otro diferente. Se calcula a partir de la diferencia de presión existente entre un punto específico de evaluación y su estado de referencia.	$ExM = m * r * T_o * \ln\left(\frac{P}{P_o}\right)$	(Nguyen et al., 2014; Antonio Valero et al., 2009)
Exergía Química	Se define como la posibilidad que tiene un sistema para producir trabajo útil promovido por un desequilibrio químico generado con el ambiente de referencia. Para aguas residuales	$ExQ\left(\frac{J}{L}\right) = 45\left(\frac{kJ}{g}\right) * TOC\left(\frac{mg}{L}\right)$ $ExQ\left(\frac{J}{L}\right) = 13,6\left(\frac{kJ}{g}\right) * TOD\left(\frac{mg}{L}\right)$ $ExQ\left(\frac{J}{L}\right) = 13,7\left(\frac{kJ}{g}\right) * COD - 116$	(Feidt, 2017; Panjeshahi et al., 2013)
Exergía Cinética	Usualmente es considerado como nula a no ser que se presenten resaltos hidráulicos o cambios de velocidad significativos.	$ExC = \frac{1}{2} \left(\frac{Cp^2 - Co^2}{1000} \right)$	(Ibrahim Dincer & Rosen, 2013)
Exergía Física	Potencial de trabajo máximo que se puede obtener tomando la corriente de masa en equilibrio térmico y	$ExFm((h - h_o) - T_o(S - S_o) + \frac{V^2}{2} + gz)$	(Demirel & Gerbaud, 2019)

	mecánico con el ambiente de referencia. Se asocia especialmente con los flujos de materia los cuales son dependiente de temperatura y presión del ambiente de referencia.		
Exergía Potencial	exergía potencial es especialmente relevante para sistemas eléctricos o hidráulicos.	$ExP = g(zp - zo)$	(Antonio Valero et al., 2009)
Trabajo	Transferencia de energía entre el entorno y el sistema. Son independientes de las propiedades del entorno de referencia.	$ExW=W$	(Hossain et al., 2020)
Exergía del Calor	Es independiente de las propiedades del ambiente de referencia.	$ExQ = (1 - \frac{T_o}{T_p}) Qp$	
Exergía térmica	Este valor es dependiente de la de la Temperatura del ambiente de referencia.	$ExT = mCp[(Ts - To) - To(\ln \frac{Ts}{To})]$	(Taheri et al., 2014)
Principales irreversibilidades en tratamiento de agua residual			
Principales fuentes de irreversibilidades		Referencia	
Flujos de corriente electica			
Pérdidas por fricción, rozamiento, viscosidad y potencia de bombeo		(Bahiraei et al., 2022;	
Flujos de entrada y salida		Giacalone et al., 2022;	
Transferencias de calor generado por deltas de temperaturas		Yanan Li et al., 2022)	
Reacción química en soluciones			
Aplicación de Exergía como herramienta de evaluación de desempeño ambiental			
Importancia	Identificación de puntos críticos o con mayores irreversibilidades. Por medio de los balances exergéticos se determinan las unidades de los procesos que más pérdida exergética genera, lo que permite plantear cambios que contribuyan a la reducción del impacto ambiental.		
	Integración de la energía como principio de evaluación. A diferencia de otras metodologías orientadas a medir el beneficio ambiental generado por la eficiencia de emoción de contaminantes, la exergía proporciona una visión más completa del impacto ambiental, ya que involucra el consumo de recursos, la calidad del agua tratante y los residuos en términos de energía.		
	Selección y optimización de tratamientos. La exergía sirve como herramienta de comparación entre las condiciones de funcionamiento de cada proceso unitario, permitiendo la selección de las condicione donde se maximiza la eficiencia de remoción y se minimizan las pérdidas exergéticas.		
	Fomento a la innovación. Se perfila como una métrica novedosa y con un enfoque diferente a los comúnmente usados. Además, tiene la posibilidad de ser involucrado en metodologías como el ACV o la Huella de Carbono.		
¿Cómo se aplica en la evaluación ambiental	1. Información del sistema. Para este proceso se requiere la elaboración de diagramas de frontera, de bloques, de flujo y de instrumentación, con las cantidades y componentes que interactúan con el sistema.		(Ozcan et al., 2023; Quinchuela et al.,

de
procesos?

2. Definición de ambiente de referencia. Debe ser elegido con base en el objetivo del tratamiento de agua residual. Se recomiendan dos tipos de ambientes: 1. Escenario ideal, donde su equilibrio termodinámico se alcanza en concentraciones nulas de materia orgánica; 2. Escenario real, en el cual su equilibrio termodinámico se alcanza con un delta de materia orgánica. Estos son insumo y condicionan los tipos de exergía que se involucraran en los balances.

3. Balances termodinámicos. Una vez definidos los flujos, su contenido y los tipos de exergía, se debe determinar la exergía que se destruye en el sistema aplicando el balance exergético a cada unidad de tratamiento.

4. Evaluación de desempeño Para poder considerar a la exergía como herramienta de evaluación es crucial definir indicadores ambientales, económicos y técnicos que se fundamenten en los resultados obtenidos a través de la fase experimental. Estos indicadores permitirán cuantificar y comparar el rendimiento de los sistemas. Es importante destacar que, en ausencia de indicadores de cálculo adecuados, la evaluación puede verse sesgada por la eficiencia exergética, ya que, en el tratamiento de agua, la concentración de contaminantes es directamente proporcional al contenido exergético. Por lo tanto, un proceso que sea muy eficiente en términos de remoción puede no serlo en lo que respecta al componente exergético.

2024;
Rodríguez-
Merchan et
al., 2021)

4. Capítulo IV. Metodología

- 4.1 Fase 1. Diseño y evaluación experimental de un proceso de tratamiento fotoquímico-biológico para lixiviado
- 4.2 Fase 2. Formulación y validación de alternativa metodológica de análisis exergético, para la evaluación de desempeño del tratamiento fotoquímico-biológico de lixiviado
- 4.3 Técnicas y equipos usados para la medición de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos

La Figura 4 resume las fases y actividades planteadas para lograr el cumplimiento de los objetivos estipulados.

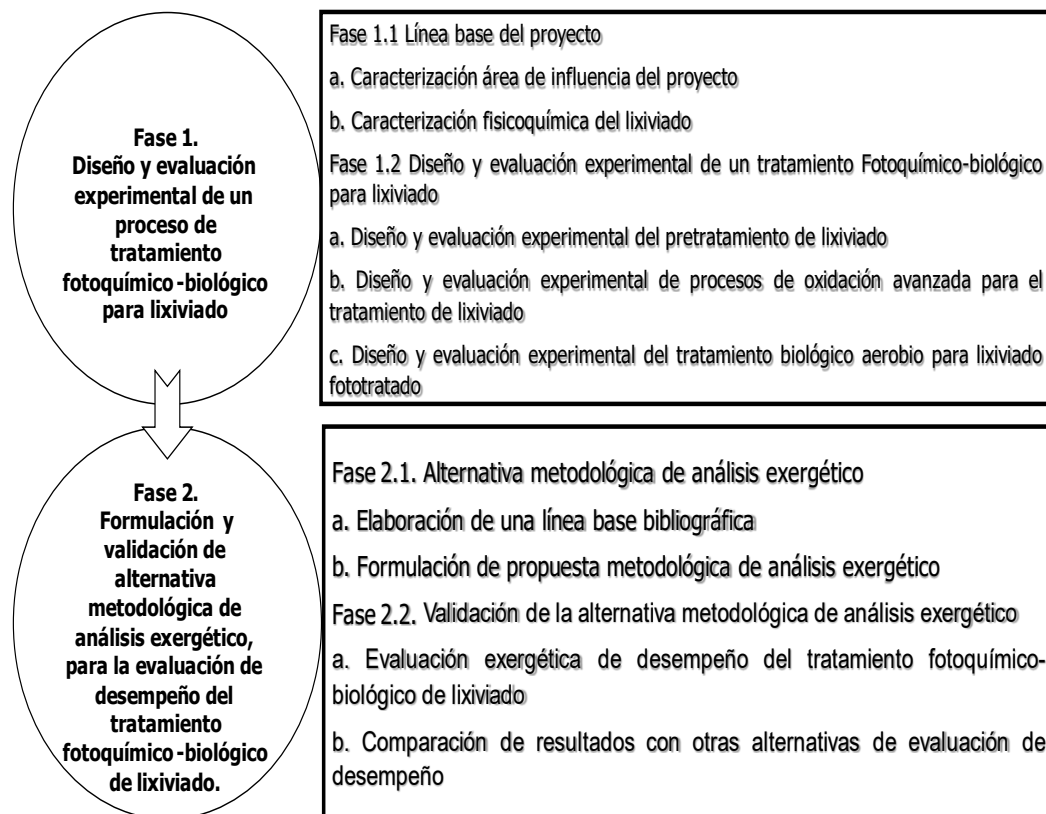


Figura 4. Metodología general.

4.1 Fase 1. Diseño y evaluación experimental de un proceso de tratamiento fotoquímico-biológico para lixiviado

4.1.1 Fase 1.1 Elaboración línea base del proyecto

a. Caracterización área de influencia del proyecto

Se estipularon todos los componentes e información del proyecto en general, tales como la georreferenciación del relleno sanitario y el promedio anual desde 1990 hasta 2022 de las propiedades meteorológicas (humedad relativa y precipitación) de la zona que mayor incidencia pudieran generar sobre la composición del lixiviado utilizado. Además, se documentó la información de poblaciones cercanas a este sitio relacionado con información demográfica (número de viviendas, saneamiento básico) y se caracterizaron muestras de agua residual doméstica en términos de DQO, pH, Sólidos totales, turbidez y color, siendo este insumo para la fase 1.2 del proyecto.

b. Caracterización fisicoquímica del lixiviado

Incluyó los resultados de la caracterización fisicoquímica del lixiviado generado en temporada seca y temporada de lluvia en el relleno sanitario ubicado en la zona rural de la ciudad de Cúcuta, en términos de Sólidos suspendidos totales, Sólidos totales, Sólidos volátiles, Sólidos suspendidos volátiles, Turbidez, Fosfatos, Sulfatos, Nitrógeno amoniacal, pH, Color, Hierro, Conductividad y materia orgánica expresada en DQO, TOC y DBO₅, considerando las metodologías establecidas en la Tabla 17.

4.1.2 Fase 1.2 Diseño y evaluación experimental de un tratamiento fotoquímico-biológico para lixiviado

a. Diseño y evaluación experimental del pretratamiento de lixiviado

Dada la composición del lixiviado, caracterizado por tener un color oscuro con alta presencia de sólidos y materia orgánica, se hizo necesaria la aplicación de tratamientos de previos a la alternativa de oxidación fotoquímica, siendo la Coagulación – Floculación la seleccionada dado su buen rendimiento en otras investigaciones realizadas con lixiviado (H. Chen et al., 2024). El coagulante utilizado en el actual proyecto fue el Cloruro de Hierro (FeCl₃), por la posibilidad de obtener Hierro residual en el efluente coagulado, lo cual se buscaba como insumo de un proceso posterior de foto-Fenton. Además, su disponibilidad comercial, rápida formación de flóculos y aplicabilidad en amplio rango de pH soportaron su selección (Kundu et al., 2023).

Del mismo modo, considerando las recomendaciones de expertos y los resultados presentados por otros investigadores, las variables de experimentación fueron el pH de la matriz de lixiviado y la concentración de coagulante, empleando un diseño de experimentos de tipo factorial 2x4: pH (acidificado hasta 5 y original aproximadamente 8); FeCl₃ (1,3,5,7 g/L). Así mismo, las variables de respuesta fueron la remoción de turbidez, color y DQO. Además, buscando establecer una línea comparativa y explorar otro tipo de coagulante, se utilizó de forma exploratoria el coagulante PAC-ETA-2316 (Cloruro de Polialuminio Hidróxido Sulfato, Al₂O₃ 23%) con 1, 3 y 5 g/L, en pH ácido y neutro. Este producto químico

es derivado del "PAC" frecuentemente utilizado en las plantas de tratamiento de agua potable y residual municipal.

Las configuraciones experimentales se realizaron sobre la matriz de lixiviado de temporada seca y de lluvia según las combinaciones presentadas en la Tabla 5. Así mismo, se hizo una réplica por unidad experimental y se utilizó el programa Statgraphics Centurion XV para el proceso de aleatorización y análisis de datos.

Tabla 5. Diseño factorial 2x4. Coagulación - Floculación

Variables independiente	Factor a: pH	Factor b: FeCl ₃ (g/L)				
		Nivel	1	3	5	7
		5	5;1	5;3	5;5	5;7
		8	8;1	8;3	8;5	8;7
Variables dependientes		% Remoción Turbidez				
		% Remoción DQO				
		% Remoción Color				

a.1 Configuración experimental pretratamiento

En cuanto al desarrollo experimental, se empleó el "Floculador Y-FL6, Prueba de Jarras 6 puestos; 5 – 300 rpm", con fase de mezcla rápida (100 rpm) por 3 minutos y mezcla lenta (30 rpm) durante 30 minutos, con un periodo de sedimentación de 1 hora. El volumen por experimento fue de 600 mL de muestra, cuya preparación consistió en añadir lixiviado crudo en un vaso de precipitado de 1000 mL y dosificar H₂SO₄ hasta alcanzar el pH requerido. Después, se añadió la dosis de coagulante y se inició la prueba. Una vez finalizada, se tomó el sobrenadante y se caracterizó según las variables de respuesta. La información del equipo y funcionamiento del proceso se presentan en la Figura 5.

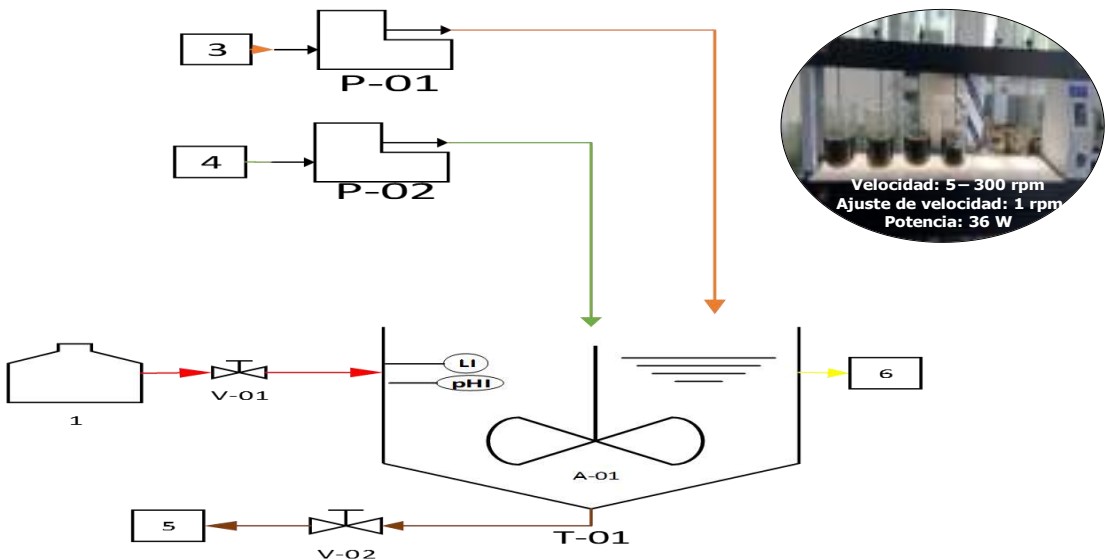


Figura 5. Diagrama de flujo proceso Coagulación – Floculación.

Tabla 6. Convenciones Diagrama de flujo proceso Coagulación – Floculación.

ÍTEM	DESCRIPCIÓN	ÍTEM	DESCRIPCIÓN
1	Lixiviado crudo	P-02	Bomba dosificadora H ₂ SO ₄ (sujeto a añadirse de forma manual)
3	FeCl ₃	T-01	Tanque Coagulación
4	H ₂ SO ₄	V-01	Válvula lixiviado crudo
5	Lodo coagulado	V-02	Válvula salida lodo coagulado
6	Lixiviado coagulado	LI	Indicador de nivel
P-01	Bomba dosificadora FeCl ₃ (sujeto a añadirse de forma manual)	pHI	Indicador de pH

De igual forma, los reactivos utilizados durante el proceso se presentan en la Tabla 7.

Tabla 7. Reactivos utilizados en el proceso de Coagulación-Floculación.

Reactivo	Fórmula molecular	Proceso involucrado
Cloruro férrico	FeCl ₃	Coagulación – Floculación
PAC-ETA 2316 23% Al ₂ O ₃	Al _n (OH) _m Cl _(3n-m)	Coagulación – Floculación
Hidróxido de sodio 98%	NaOH	Modificación pH
Ácido sulfúrico 95 - 97%	H ₂ SO ₄	Modificación pH

b. Diseño y evaluación experimental de procesos de oxidación avanzada para el tratamiento de lixiviado

Los procesos de oxidación avanzada fotoquímicos (fotocatálisis heterogénea; foto-Fenton) utilizados como tratamiento de lixiviado fueron llevados a cabo en un Fotoreactor UV Sterilizer modelo SSE-012" con forma tubular de 17 cm de diámetro, equipado con una lámpara UV-C, una bomba de recirculación, un tanque de mezcla y accesorios de PVC. Además, el volumen trabajado por experimento fue de 600 mL. Las matrices de lixiviado, los reactivos y catalizadores fueron homogenizados durante 10 minutos antes del inicio de cada prueba. La descripción de equipos utilizados se presentó en la Tabla 8.

Tabla 8. Equipos oxidación avanzada fotoquímica

Equipo	Descripción	Evidencia fotográfica
Fotoreactor UV Sterilizer modelo SSE-012	- Flujo máximo de operación: 1GPM - Energía consumida: 16 W - Lámpara ultravioleta UVT5-412 - Intensidad lámpara UV: 12 W - Longitud de onda: 254 nm - Tubo de cuarzo QT5-300	

Bomba de recirculación	• Tipo: Diafragma • Caudal máximo: 4-6 litros por minutos • Voltaje: 12 V • Potencia máxima: 70w	
Equipos e instrumentos de laboratorio	• Multi 9430 IDS WTW • Agitador magnético • Recipiente para recirculación con capacidad de 1L • Balones aforados • Pipeta • Pipeteador	

b.1 Pruebas preliminares de los procesos fotoquímicos de oxidación avanzada

Con el fin de establecer matrices de lixiviado que se asemejaran a aquellas que se forman en otras zonas del mundo, caracterizadas por poseer una concentración inferior de materia orgánica, se consideró la alternativa de homogenizar el lixiviado con agua residual domestica rural (ARDr) proveniente de poblaciones cercanas al sitio de muestreo. Por lo cual, se plantearon 2 relaciones de combinación (50% lixiviado - 50% ARD; 15% lixiviado - 85% ARD), además de considerar la muestra original. Lo anterior nos permitió hacer una línea base de comparación de los rendimientos de un proceso fotoquímico según la complejidad de la muestra. Una vez homogenizadas las matrices de lixiviado se les midió la Turbidez, Color y DQO.

Posteriormente, se inició la sección experimental desarrollando pruebas de fotólisis, la cual consistía en exponer las matrices de lixiviado a radiación UV utilizando el "Fotorreactor UV Sterilizer modelo SSE-012", pero sin la adición de reactivos. El tiempo de la prueba fue de 3 horas, con toma de muestra a los 90 y 180 minutos, mientras que el volumen de la matriz tratante fue de 600 mL. Así mismo, el parámetro de seguimiento fue la oxidación de la DQO (Borges et al., 2016).

b.2 Fotocatalisis $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$

Seguidamente, se consideró el uso de fotocatalisis heterogénea con nano polvo de Dióxido de Titanio P25 como catalizador y H_2O_2 como oxidante, evaluando de manera exploratoria el comportamiento del tratamiento en diferentes concentraciones y matrices de lixiviado. Los niveles de TiO_2 fueron 100 y 300 mg/L, así como 50 y 300 mg/L de H_2O_2 (Becerra et al., 2020). Dichos valores se consideraron a partir de casos exitosos en aguas residuales complejas para el caso del catalizador (S. Malato et al., 2009) y por balances estequiométricos para el caso del oxidante, donde el objetivo del tratamiento era aumentar la

biodegradabilidad del agua tratante, más no la mineralización completa de los contaminantes. Además, los experimentos se ejecutaron en rango de pH ácido; condición en la cual existía mayor cantidad de iones H^+ , permitiendo al catalizador una superficie cargada positivamente, lo que potencia la generación de radicales hidroxilos y con esto la remoción de contaminantes cargados negativamente, como las especies orgánicas presentes en los lixiviados (Borjac et al., 2019; Z. Lin et al., 2023; Tsega & Dejene, 2017). No obstante, si el pH es extremadamente ácido con valores inferiores a 2, se podría afectar la estabilidad química del catalizador y su potencial catalítico.

En cuanto a las matrices de lixiviado consideradas en este proceso fotoquímico, se utilizaron cuatro alternativas: 1. Lixiviado crudo; 2. Matriz de lixiviado combinado con ARDr (50%); 3. Matriz de lixiviado combinado con ARDr (85%); 4. Lixiviado coagulado. Con lo anterior, se buscó evaluar el comportamiento de la fotocatalisis sobre matrices de lixiviado con diferentes propiedades fisicoquímicas, así como en aquellos con menor concentración de contaminantes como lo suelen ser los provenientes de rellenos sanitarios ubicados en zonas con alta pluviosidad. Así mismo, la fluctuación de matrices se soportó en que al aplicar fotocatalisis heterogénea en aguas con alta turbiedad, color y toxicidad, la radiación UV no logra interactuar con el catalizador, por lo que no se generan radicales OH, ya que los fotones son absorbidos por el agua tratante sin alcanzar la profundidad deseada (Rengifo-Herrera & Pulgarin, 2023). Finalmente, como parámetro de seguimiento se consideró la eficiencia en la remoción de DQO medida en mg/L.

El proceso experimental consistió en preparar 600 mL de muestra según la matriz de lixiviado tratante, ajustar el pH con H_2SO_4 , se añadió la dosis de catalizador, el cual se dejó homogenizar durante 5 minutos utilizando la bomba de recirculación. Posteriormente, se añadió la concentración de oxidante, se encendió la lámpara y se inició la prueba. Así mismo, cada experimento tuvo una duración total de tres horas tomando muestra para seguimiento en los tiempos 0, 1,5 y 3 horas. Por otra parte, para bloquear la interferencia de los resultados se midió el Peróxido de Hidrógeno residual en los tiempos en mención y según necesidad se contaba con solución de catalasa (0,1 g/L) para garantizar la ausencia de oxidante según lo recomendado por (S Malato et al., 2002). Al final el experimento, se neutralizó el pH añadiendo NaOH y se dejaron sedimentar las muestras por 2 horas para evitar residuos de catalizador que llegasen a afectar las mediciones.

b.3 Fenton

Adicionalmente, se evaluó el rendimiento de otro proceso de oxidación avanzada basado en la reacción Fenton. Para este tratamiento se consideró como matriz de lixiviado el efluente del proceso de Coagulación – Floculación. Se llevaron a cabo los experimentos a través de un diseño 3^k con los factores: Fe^{+2} (40, 220, 400 mg/L) y de H_2O_2 (2000, 4000, 6000 mg/L). Estos niveles fueron

seleccionados para el Hierro a partir de recomendaciones de expertos y casos exitosos de aplicación en aguas residuales complejas (Amor et al., 2015b; Wu et al., 2021). Mientras que para el oxidante se tuvieron en cuenta los balances estequiométricos y dosis elevadas que permitieran extender la reacción Fenton durante toda la prueba. Además, el proceso se desarrolló a pH 3, nivel en el cual se garantiza la solubilidad del Hierro y por tanto la reacción Fenton.

Para el desarrollo experimental se utilizó un vaso precipitado de 1000 mL cubierto para evitar interferencias de la luz natural que contenía 600 mL de la matriz de lixiviado tratante ajustada a 3. Este se ubicó sobre un agitador magnético programado a 300 rpm. Posteriormente, se dosificó la concentración de Hierro a partir de Sulfato de Hierro heptahidratado, se dejó homogenizar por 5 minutos y se añadió la dosis de H_2O_2 . Cada unidad experimental tuvo un tiempo de ejecución de 1,5 horas, momento en el cual se neutralizó el pH con NaOH, se midió la concentración de H_2O_2 , según necesidad se añadió solución de catalasa (0,1 g/L) para finalmente medir la DQO.

b.4 Foto-Fenton

Subsecuentemente, se desarrollaron pruebas de foto-Fenton, es decir, la reacción de Fenton en presencia de radiación UV. Estas fueron llevadas a cabo en tres configuraciones descritas en la Tabla 9.

Tabla 9. Configuraciones experimentales foto-Fenton

No. Configuración experimental foto-Fenton	1	2	3
Filosofía de operación	Añadir dosis de Hierro y mantener dosis de Peróxido durante el experimento	Usar dosis de Hierro residual y mantener dosis de Peróxido durante el experimento	Usar dosis de Hierro residual y única dosis de Peróxido
Beneficio	Bloqueo y control sobre dosis de Hierro	Ahorro en el suministro de Hierro	Ahorro de energía y reactivos (suministro de Hierro y de oxidante)
Matriz de lixiviado	Lixiviado coagulado de temporada lluvia en condiciones de pH original, utilizando 7 g/L $FeCl_3$	Lixiviado coagulado de temporada lluvia en condiciones de pH ácido con Hierro residual entre 50 y 90 mg/L, utilizando 1 g/L $FeCl_3$	Lixiviado coagulado de temporada lluvia en condiciones de pH ácido con Hierro residual entre 50 y 90 mg/L, utilizando 1 g/L $FeCl_3$
Volumen	600 mL		
pH	3		

Tiempo de prueba	3 horas		Según dosis de oxidante
Diseño de experimentos	3 ²	Unifactorial en efectos fijos	
Factor 1	Fe ⁺²	H ₂ O ₂	
Niveles del factor 1	20, 40, 60 mg/L Fe ⁺²	875, 1000, 1610, 1615, 2202, 2594, 3520, 3757, 4471, 4805 mg/L H ₂ O ₂	500, 1000, 1500, 2500, 4500 mg/L H ₂ O ₂
Factor 2	H ₂ O ₂	-	-
Niveles del factor 2	400, 800 y 1200 mg/L H ₂ O ₂	-	-
Número de réplicas	2	1	2
Variable de respuesta	DQO	DQO	DQO
Tiempo de muestreo	0, 1,5 y 3 horas		Según dosis de oxidante
Parámetro de seguimiento	pH, temperatura, turbidez, H ₂ O ₂		
Principio de funcionamiento	• Añadir 600 mL de muestra en un vaso precipitado de 1000 mL • Acidificar hasta 3 utilizando H₂SO₄ 97% • Añadir la dosis de Hierro y homogenizarlo por 5 minutos utilizando la bomba de recirculación • Añadir la dosis de oxidante y dejar homogenizar 2 minutos adicionales • Encender la lámpara e iniciar la prueba • Reponer H₂O₂ según consumo de oxidante • Finalizar la prueba y neutralizar el pH de las muestras con NaOH 2M • Dejar sedimentar el exceso de Hierro por dos horas	• Añadir 600 mL de muestra en un vaso precipitado de 1000 mL • Acidificar hasta 3 utilizando H₂SO₄ 97% • Medir Hierro en matriz tratante • Añadir la dosis de oxidante y homogenizar 2 minutos usando bomba de recirculación • Encender la lámpara e iniciar la prueba • Reponer H₂O₂ según consumo de oxidante • Finalizar la prueba y neutralizar el pH de las muestras con NaOH 2M • Dejar sedimentar el	• Añadir 600 mL de muestra en un vaso precipitado de 1000 mL • Acidificar hasta 3 utilizando H₂SO₄ 97% • Medir Hierro en matriz tratante • Añadir la dosis de oxidante y homogenizar 2 minutos usando bomba de recirculación • Encender la lámpara e iniciar la prueba • Finalizar la prueba y neutralizar el pH de las muestras con NaOH 2M • Dejar sedimentar el exceso de Hierro por dos horas • Añadir solución de catalasa (0,1 g/L)

• Añadir solución de catalasa (0,1 g/L) para remover exceso de oxidante según necesidad • Caracterizar las muestras en parámetros mencionados	- exceso de Hierro por dos horas • Añadir solución de catalasa (0,1 g/L) para remover exceso de oxidante según necesidad • Caracterizar las muestras en parámetros mencionados	- para remover exceso de oxidante según necesidad • Caracterizar las muestras en parámetros mencionados
--	--	--

b.5 Configuración experimental procesos fotoquímicos

Una vez definidas las condiciones de trabajo para los procesos de fotocátalisis heterogénea y del foto-Fenton se elaboró el diagrama de flujo donde se definió el funcionamiento operacional de estos, lo cual es presentado en la Figura 6.

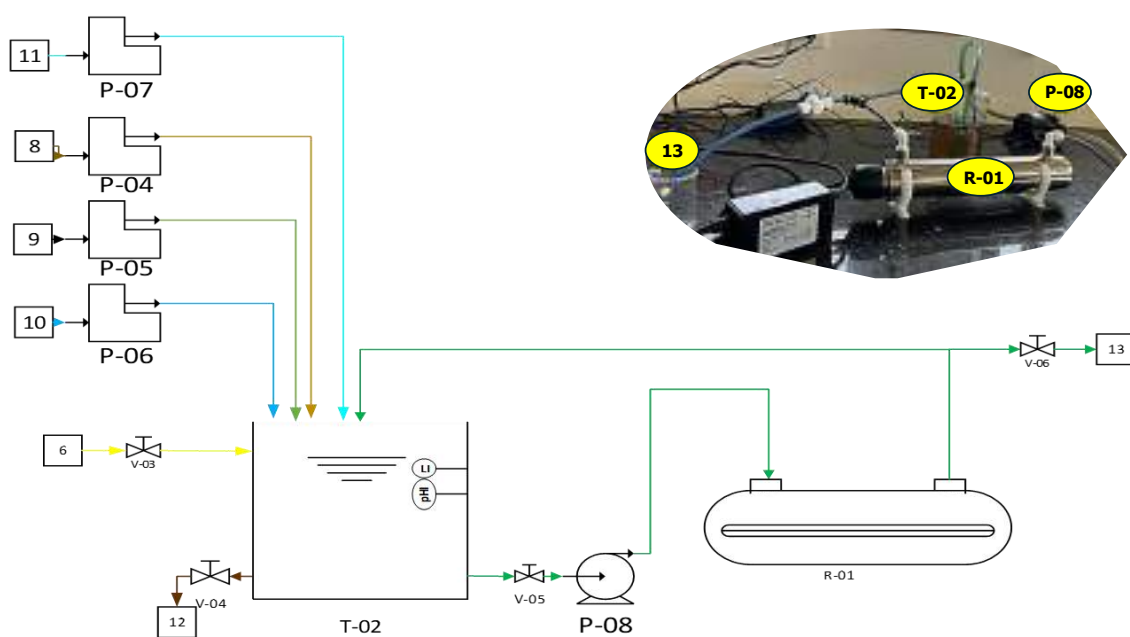


Figura 6. Diagrama de flujo del proceso fotoquímico.

Tabla 10. Convenciones Diagrama de flujo proceso fotoquímico.

ÍTEM	DESCRIPCIÓN	ÍTEM	DESCRIPCIÓN	ÍTEM	DESCRIPCIÓN
6	Lixiviado coagulado	P-04 *	Bomba dosificadora H_2SO_4	V-03	Válvula muestreo lixiviado coagulado
8	H_2SO_4	P-05 *	Bomba dosificadora NaOH	V-04	Válvula salida lodo fotoquímico
9	NaOH	P-06 *	Bomba dosificadora H_2O_2	V-05	Válvula recirculación lixiviado fotoquímico

10	H ₂ O ₂	P-07 *	Bomba dosificadora FeSO ₄	V-06	Válvula muestreo lixiviado fototratado
11	FeSO ₄	P-08	Bomba recirculación fotoquímico	LI	Indicador de nivel
12	Lodo fotoquímico	T-02	Tanque mezcla fotoquímica	pHI	Indicador de Ph
13	Efluente fototratado	R-01	Fotoreactor	*	Sujeto a añadirse de forma manual

Por otra parte, los reactivos que se mencionaron anteriormente para el desarrollo de los procesos de foto-Fenton y fotocátalisis heterogénea son presentados en la Tabla 11.

Tabla 11. Reactivos utilizados en proceso fotoquímico.

Reactivo	Fórmula molecular	Proceso involucrado
Hidróxido de sodio 98%	NaOH	Modificación pH
Ácido sulfúrico 95 – 97%	H ₂ SO ₄	Modificación pH
Nano polvo de Dióxido de titanio	TiO ₂	Fotocátalisis heterogénea
Peróxido de Hidrógeno 30% v/v	H ₂ O ₂	Fotocátalisis heterogénea, foto-Fenton
Sulfato de Hierro heptahidratado	FeSO ₄ – 7H ₂ O	Fenton, foto-Fenton
Oxisulfato de titanio (IV)	TiOSO ₄	Determinación colorimétrica H ₂ O ₂

c. Diseño y evaluación experimental del tratamiento biológico aerobio para lixiviado fototratado

Como última etapa de la fase experimental se desarrolló el acople fototratado con el sistema biológico. Para esto se utilizó un lodo proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de una Universidad ubicada en la costa Caribe Colombiana. Esta PTAR empleaba un sistema lodos activados con aireación extendida y los residuos líquidos que trataba provenían de unidades sanitarias, zonas de aseo, comedores, oficinas y áreas comunes, representando una carga orgánica entre 200 y 600 mg/L de DQO, según la temporada del año. Además, los equipos utilizados en esta fase son presentados en la Tabla 12.

Tabla 12. Equipos proceso biológico

Equipo	Descripción	Evidencia fotográfica
Motor de aire	• Potencia: 2,9 W • Salida máxima: 2Lx2/min • Presión: 0,012 MPa	

Plancha agitadora magnética	• Velocidad: 0 – 2500 rpm • Potencia: 4W • Tipo agitador: magnético	
Multi 9430 IDS WTW	• Intervalo pH: 0 – 14 • Intervalo conductividad: 10 μS/cm to 2000 mS/cm • Intervalo temperatura: 0 - 100°C	

A continuación, es descrita la cronología experimental de esta fase del proyecto.

c.1 Toma de muestra y acondicionamiento del lodo en el laboratorio

Teniendo en cuenta estas características se procedió a tomar la muestra, en la cual el lodo a coleccionar debía ser lo más espeso posible. Para ello se agregó muestra de lodo en un recipiente de 10 L, se dejó sedimentar por quince minutos y se fue descartando el agua sobrenadante hasta alcanzar el aforo con solo lodo. Una vez tomadas las muestras, se transportaron inmediatamente al laboratorio.

En el laboratorio, por cada 500 mL de lodo que se deseaba preparar, se añadieron en vasos de precipitado con capacidad de 1 L, 500 mL de agua residual (AR) proveniente de la misma PTAR y 500 mL de lodo de trabajo. Una vez realizada la mezcla lodo-AR se procedió a airearla utilizando una bomba de aire con dos salidas (3 L/min), conectadas con manguera de 8 mm y sus respectivos difusores, permitiendo valores de Oxígeno disuelto (OD) en el rango de 7 mg/L O₂. Así mismo, se evitó la sedimentación del lodo con el uso de un agitador magnético a 200 rpm y se trabajó con la temperatura ambiente del laboratorio (25 – 30 °C). Este proceso de aireación y agitación se repitió tres veces; las dos primeras con un tiempo de contacto de 1 hora y la tercera de 24 horas, descartando siempre el agua sobrenadante al terminar los tiempos en mención. Esta fase descrita tenía como objetivo realizar el lavado, la climatización de la biomasa, la eliminación de posibles microorganismos anaerobios y la saturación de Oxígeno del lodo, similar a lo hecho por Van den Broeck et al., 2009.

c.2 Curva de crecimiento de la biomasa

Posteriormente, con el fin de establecer las fases de crecimiento de los microorganismos y determinar el tiempo de mayor disponibilidad de la biomasa presente en el lodo, se realizó la curva de crecimiento de microorganismos siguiendo el protocolo descrito en Meza et al., 2004 con algunas modificaciones.

Para lo anterior, se tomaron muestras de lodo de la PTAR en dos temporadas diferentes del año: en periodo vacacional (enero) y durante el semestre académico (septiembre – noviembre). Lo anterior, dado que al ser una institución de educación superior había periodos de tiempo en los cuales por la ausencia de

estudiantes y trabajadores la carga orgánica que ingresaba al sistema fluctuaba, afectando la actividad microbiana del lodo. Además, antes del inicio de la curva de crecimiento, el inóculo fue llevado a una fase de hambre, es decir, no se alimentó con agua residual por 24 horas adicionales al proceso de acondicionamiento mencionado anteriormente. Asimismo, se mantuvo la agitación magnética a 200 rpm, la aireación con valores superiores a 7 mg/L O₂ y la temperatura entre 25 – 30°C (Alst et al., 2024; Blais et al., 1993).

Continuando con el proceso, para iniciar con el tiempo cero (0) de la curva se adicionó el lodo-AR con la siguiente proporción: 10% de lodo y 90% de AR en un reactor de 1000 mL; la agitación, aireación y temperatura se mantuvieron de acuerdo con los valores previamente mencionados; la cuantificación de la biomasa se realizó utilizando el método estándar 9215 “recuento en placa por siembra en profundidad”; las muestras se tomaron cada dos horas hasta completar 24 horas. Una vez tomadas las muestras se realizaron diluciones que fluctuaron entre 1:10³ - 1:10⁷ (Ben-David & Davidson, 2014), se sembraron en cajas de Petri usando agar *Plate Count* y se incubaron por 24 horas, subsiguientemente se realizó el recuento de la biomasa (Ariesyady et al., 2020). Así mismo, se seleccionaron algunas colonias y se les realizó tinción de Gram de acuerdo con Smith & Hussey, 2005. Adicionalmente, se midió el Oxígeno disuelto cada cuatro horas y se tomaron muestras para DQO en el tiempo 0 y 24 horas.

c.3 Siembra reactor madre

Una vez definido el momento de mayor disponibilidad de biomasa, en condiciones laboratorio, se realizó la siembra de un reactor tipo *batch* de 20L. Este reactor fue denominado “madre” y era de donde se tomó el lodo a utilizar en las pruebas biológicas. Para prepararlo se agregó 10% del lodo mencionado y 90% de AR, replicando las recomendaciones de operación de la PTAR. Además, el proceso de alimentación de los microorganismos se realizó cada 2 días, donde se extrajo el efluente tratado y se añadió nuevamente agua residual de la universidad. Además, cada semana se realizó seguimiento al volumen de biomasa disponible, manteniendo las proporciones del reactor previamente descritas. Así mismo, cada 15 días se extrajo el 10% del lodo y se repuso con lodo nuevo, buscando aumentar la presencia de especies de microorganismos (Kulandaivelu et al., 2023).

Una vez consolidado el reactor madre, se procedió a realizar la caracterización fisicoquímica del lodo activo en términos de: Índice Volumétrico de lodos (IVL) (métodos estándar 2710-D), tasa de consumo de Oxígeno (TCO) (métodos estándar 2710-B), sólidos totales (ST) (métodos estándar 2540-B), sólidos volátiles (SV) (métodos estándar 2540-E), sólidos suspendidos totales (SST) (métodos estándar 2540-D), sólidos suspendidos volátiles (métodos estándar 2540-E), Oxígeno disuelto y DQO soluble (métodos estándar 5220-C), con técnicas y equipos mencionados y soportados en (Pawlowski, 1994)

c.4 Prueba de biodegradabilidad y toxicidad del lixiviado

Por otro lado, con el objetivo de conocer la biodegradabilidad del lixiviado se ejecutó una prueba de respirometría, la cual permitió analizar el consumo de Oxígeno por parte de los microorganismos presentes en el lodo cuando entraron en contacto con este tipo de agua residual (Ballesteros Martín et al., 2010). Para lo anterior, se añadieron en un vaso de precipitado de 500 mL (adaptado con una entrada de aire 3 L/min O_2 y agitación a 200 rpm), 100 mL de lodo aerobio en fase de hambre con saturación de Oxígeno ($OD > 7$ mg/L O_2) y un volumen de lixiviado crudo tanto de temporada seca como lluvia, en diferentes proporciones (10%; 25%; 50%). El parámetro de seguimiento durante la prueba fue el Oxígeno disuelto, el cual se midió cada 5 minutos durante la primera hora y cada 15 minutos hasta completar las 3 horas. Posteriormente, cada prueba se dejó en agitación y aireación por 24 horas, momento en el cual se añadieron 0,5 g de acetato sódico (sustancia altamente biodegradable) diluidos en 10 mL de agua destilada, por cada gramo de sólidos volátiles y se volvió a medir el Oxígeno disuelto cada 5 minutos por un intervalo de 1 hora, buscando conocer la toxicidad de las muestras analizadas (Oller et al., 2011a).

En cuanto a las pruebas control de estos experimentos se realizaron de dos maneras: la primera fue añadiendo 50% de lodo y 50% de alimento convencional; la segunda mantuvo las proporciones, pero con la adición de los 0,5 g de acetato sódico por cada gramo de SV.

c.5 Prueba de lodos activados de corta duración

Una vez se identificó el comportamiento del lodo en términos de biodegradabilidad y toxicidad con el lixiviado, se realizó el acople entre los efluentes foto-tratados y el lodo aerobio. Para esto se llevó a cabo una prueba de lodos activados a escala laboratorio con un tiempo de residencia de 5 días.

Así mismo, para estas pruebas se trabajó con el inóculo procedente del tanque "madre", del cual se tomaron 100 mL de lodo y se añadieron en un vaso de precipitado de 1000 mL aforándolo con agua residual proveniente de la universidad. Este vaso estaba adaptado con suministro de aire ($OD > 7$ mg/L) y agitación magnética (200 rpm). Dicha mezcla fue dejada en agitación y aireación durante el rango de tiempo hasta el cual se alcanza la cinética de crecimiento exponencial de la biomasa (sección 3.2. de la actual fase). Una vez se cumplió esta fase, se eliminó el sobrenadante y se indujeron los microorganismos hasta su fase de hambre, es decir, no alimentándolos hasta completar las 36 horas. Posterior a esto se inició la prueba de lodos activados con tiempo de contacto equivalente a 5 días.

Para el desarrollo experimental de estas pruebas se utilizaron botellas Winkler con capacidad de 300 mL, dotadas con agitación magnética y entrada de aire (3 L/min O_2), permitiendo la saturación de Oxígeno disuelto ($OD > 7$ g/L) y trabajando con temperatura ambiente del laboratorio con rango de 25 – 30 °C. Además, el parámetro de seguimiento fue la concentración de DQO, medida en

tiempos 0 días, 3 días y 5 días. Además, en dichos intervalos de tiempo se hizo seguimiento al pH y Oxígeno disuelto.

Bajo las condiciones mencionadas, se iniciaron los experimentos con las matrices de lixiviado provenientes del tratamiento de foto-Fenton en los que se añadió una sola dosis de H_2O_2 y con los efluentes en los que se mantuvo la concentración de oxidante hasta completar las 3 horas. Así mismo, se comparó el rendimiento de los microorganismos utilizando lixiviado crudo y lixiviado coagulado. Además, se consideró como línea base la eficiencia de tratamiento utilizando alimento convencional de este lodo (agua residual universidad). Estas pruebas también sirvieron como guía para comprender la adaptabilidad del lodo con matrices de lixiviado de diferente complejidad, donde aguas residual más biodegradables o similares al alimento convencional, tenían la tendencia de alcanzar su pico máximo de remoción antes de los 3 días, mientras que matrices con más complejidad superaron los 5 días sin obtener resultados destacables (Tobajas et al., 2016). Todas las configuraciones de esta serie de experimentos son presentadas en la Tabla 13.

Tabla 13. Condiciones experimentales lodos activados corta duración

Configuración experimental	# de reactor	Matriz de lixiviado	Volumen de lodo (mL)	Volumen matriz de lixiviado (mL)
1	1	Agua residual procedente de la PTAR universitaria	20 mL	180
	2	Lixiviado crudo temporada lluvia	20 mL	180
	3	Efluente lixiviado coagulado	20 mL	180
	4	Efluente fototratado con foto-Fenton manteniendo 100 mg/L H_2O_2 por tres horas	20 mL	180
	5	Efluente fototratado con foto-Fenton manteniendo 500 mg/L H_2O_2 por tres horas	20 mL	180
	6	Efluente fototratado con foto-Fenton manteniendo 1000 mg/L H_2O_2 por tres horas	20 mL	180
	7	Efluente fototratado con foto-Fenton manteniendo 1500 mg/L H_2O_2 por tres horas	20 mL	180
2	8	Agua residual procedente de la universidad	20 mL	180
	9	Efluente lixiviado Coagulado	20 mL	180
	10	Efluente foto-Fenton única dosis 1000 mg/L H_2O_2	20 mL	180
	11	Efluente foto-Fenton única dosis 2500 mg/L H_2O_2	20 mL	180
	12	Efluente foto-Fenton única dosis 4500 mg/L H_2O_2	20 mL	180

c.6 Prueba de biodegradabilidad de Zahn-Wellens

Adicionalmente, se realizó la prueba de biodegradabilidad de Zahn-Wellens siguiendo la metodología propuesta por OCDE 302B, 1992. Esta prueba simuló las condiciones de operación de un sistema de lodos activados por lotes y permitió

analizar el porcentaje de biodegradabilidad de matrices de lixiviado crudo, lixiviado coagulado y lixiviado fototratado en un periodo de 27 días. La prueba de Zahn-Wellens se realizó en botellas ámbar de 600 mL adaptadas con entrada de aire (3 L/min), agitación magnética (200 rpm) y temperatura del laboratorio (25 – 30 °C). Además, según lo establecido por la metodología, se consideraron tres tipos de reactores: muestra (lodo; contaminante; nutrientes), blanco (lodo; nutrientes) y de referencia (lodo; compuesto de referencia altamente biodegradable; nutrientes), cuyos aforos finales fueron de 350 mL. La información de la configuración experimental se presenta en la Tabla 14.

Tabla 14. Configuración experimental prueba Zahn-Wellens

# Reactor	Matriz de lixiviado	Volumen matriz de lixiviado (mL)	Muestra de lodo (g)	Nutrientes (mL)	Aforo agua destilada (mL)	Compuesto de referencia biodegradable (mL)
1	Lixiviado crudo temporada de lluvia	58,3	11,7	3,9	276,1	0
2	Lixiviado crudo temporada seca	47,9	11,7	3,9	286,5	0
3	Efluente lixiviado coagulado	116,7	11,7	3,9	217,7	0
4	Efluente de foto-Fenton única dosis 500 mg/L H ₂ O ₂	150,6	11,7	3,9	183,8	0
5	Efluente de foto-Fenton única dosis 1500 mg/L H ₂ O ₂	328,6	17,5	3,9	0	0
6	Efluente de foto-Fenton única dosis 2500 mg/L H ₂ O ₂	332,1	14	3,9	0	0
7	Blanco	0	11,7	3,9	334,4	0
8	Control referencia	0	11,7	3,9	333,9	0,5

Para esta prueba el parámetro de seguimiento fue la concentración de DQO. Así mismo, la muestra inicial se tomó a las 3,5 horas después de iniciar la prueba y las siguientes muestras se analizaron en los días 4, 7, 10, 14, 19 y 27. Además, debido a que los contaminantes pueden ser de tipo volátil tales como los ácidos grasos volátiles, los compuestos fenólicos, fluorados o clorados reportados por Coffin et al., 2023; Tsui et al., 2021 y por efecto de la energía cinética que aporta el proceso de aireación y que conlleva a la evaporación de la muestra, fue de vital importancia reponer con agua destilada el volumen perdido por dicho fenómeno.

c.7 Configuración experimental acople biológico

El proceso biológico aerobio convencional a escala laboratorio se llevó a cabo en botellas Winkler de 300 mL para el tratamiento de corta duración y en botellas ámbar de 600 mL para el proceso de Zahn-Wellens, en los cuales se varió el volumen de contaminante y de lodos según correspondiera. Además, se adaptó una entrada de aire y un agitador magnético que permitiera mantener en suspensión a la biomasa. Se realizó el seguimiento de parámetros de materia orgánica en términos de DQO, así como los Fosfatos, Nitrógeno amoniacal y Sulfatos. El Oxígeno disuelto y la temperatura fue monitoreada utilizando una sonda multiparamétrica. Finalmente, el tiempo de cada prueba fluctuó según el tipo de experimento realizado, variando desde los 5 para el acople con lodos activados convencionales de corta duración y 28 días para la prueba de Zahn-Wellens.

De igual manera, buscando ejercer un mejor control sobre el proceso biológico, se realizó un diagrama de flujo del proceso previo a la ejecución de experimentos, con esto podemos identificar los flujos, la ubicación y las unidades que componen el sistema y sirve para el futuro escalamiento del proceso. Lo anterior se evidencia en la Figura 7.

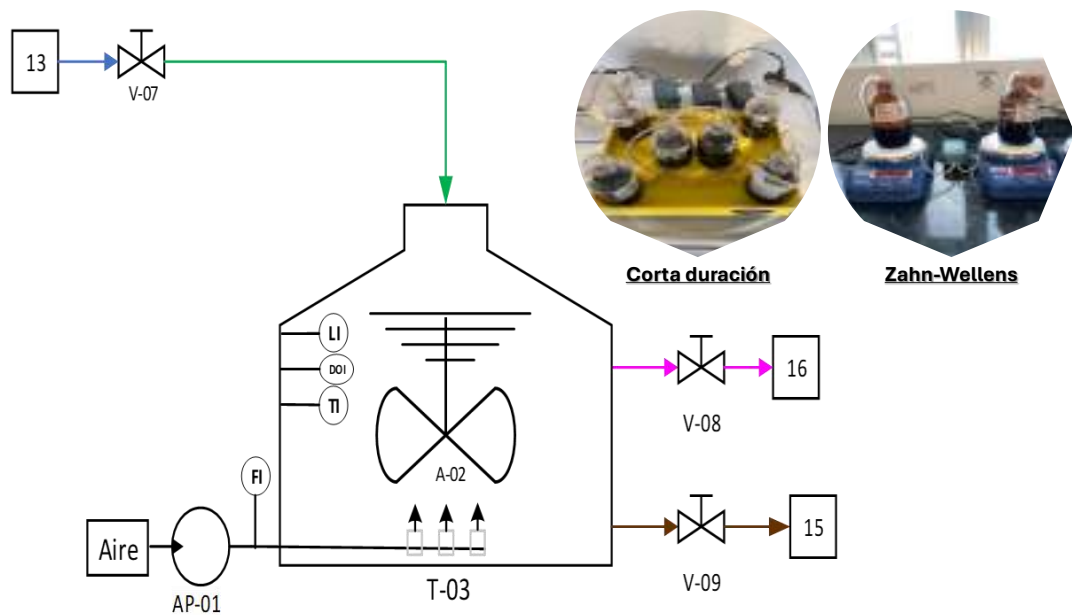


Figura 7. Diagrama de flujo proceso biológico de lodos activados.

Tabla 15. Convenciones Diagrama de flujo proceso biológico de lodos activados.

ÍTEM	DESCRIPCIÓN	ÍTEM	DESCRIPCIÓN
13	Efluente fototratado	V-07	Válvula paso a proceso biológico
15	Lodo biológico	V-08	Válvula salida lixiviado biotratado
16	Efluente biotratado	V-09	Válvula salida lodo aerobio
AP-1	Bomba de aire	LI	Indicador de nivel
T-03	Tanque proceso biológico	DOI	Indicador de Oxígeno disuelto
A-02	Agitación mecánica biológico	TI	Indicador de temperatura

Así mismo, los reactivos que se consumieron para el desarrollo de las pruebas biológicas son presentados en la Tabla 16.

Tabla 16. Reactivos usados en el proceso biológico

Reactivo	Fórmula molecular	Proceso involucrado
Úrea	CH ₄ N ₂ O	Proceso biológico
Cloruro de sodio	NaCl	Proceso biológico
Cloruro de calcio di hidratado	CaCl ₂ – 2H ₂ O	Proceso biológico
Sulfato de magnesio heptahidratado	MgSO ₄ – 7H ₂ O	Proceso biológico
Anhidra de fosfato de potasio mono hidrogenado	K ₂ HPO ₄	Proceso biológico
Fosfato mono potásico	KH ₂ PO ₄	Proceso biológico
Fosfato de sodio dibásico di hidrato	Na ₂ HPO ₄ -2H ₂ O	Proceso biológico
Cloruro de amonio	NH ₄ Cl	Proceso biológico
Acetato de sodio Trihidratado	C ₂ H ₃ NaO ₂ -3 H ₂ O	Proceso biológico

4.2. Fase 2. Formulación y validación de alternativa metodológica de análisis exergético, para la evaluación de desempeño del tratamiento fotoquímico-biológico de lixiviado

4.2.1 Fase 2.1. Alternativa metodológica de análisis exergético

a. Elaboración de una línea base bibliográfica

Posterior a la culminación de la fase experimental, se procedió a establecer una línea base que permitiera plantear alternativas metodológicas de análisis exergético para evaluar el desempeño del tratamiento fotoquímico acoplado un reactor biológico aerobio para la depuración de lixiviado. Para esto, se consideró como fase inicial la aplicación de la metodología del árbol de la ciencia (Zuluaga et al., 2022), a través de la cual se estableció el progreso de los análisis exergéticos en tratamientos de agua residual durante los años, evaluando los enfoques y componentes temáticos encontrados en la bibliografía. Posteriormente, se seleccionaron publicaciones específicas sobre la aplicación de exergía en sistemas de tratamiento de agua residual, las cuales fueron tabuladas, analizadas y comparadas entre sí desde sus fases metodológicas.

Así mismo, a los documentos seleccionados se les realizó una matriz FODA a partir de una modificación a la metodología propuesta por Leigh, 2009, para la cual se inició estableciendo de manera cualitativa las fortalezas, debilidades, oportunidades y amenazas que se encontraron en los artículos. Luego, se estandarizaron los hitos o aspectos relevantes y se evaluaron de forma cuantitativa en las publicaciones, utilizando los siguientes rangos: 5 indicando que sí lo cumple (fortaleza); 3 indicando que se cumple parcialmente (debilidad) y 1 indicando que no lo cumple (debilidad). Después de esto se determinaron aquellas debilidades que tenían la posibilidad de convertirse en oportunidades, asignándoles valores de 1 (posible oportunidad) y 0 (no hay oportunidad). Finalmente, se analizaron los fenómenos externos que pudieran incidir sobre la

reproducibilidad de los resultados, siendo estas las amenazas. Todo lo propuesto anteriormente contribuyó a conocer el estado del conocimiento de los análisis exergéticos cuando son aplicados en plantas de tratamiento de agua residual y especialmente cuando se abordan efluentes industriales y de alta complejidad, así como técnicas avanzadas de depuración.

b. Formulación de propuesta metodológica de análisis exergético

Una vez llevada a cabo la línea base bibliográfica se procedió a proponer alternativas metodológicas de análisis exergético que permitieran la evaluación del desempeño del tratamiento fotoquímico-biológico de lixiviado.

Cada una de estas se compuso de dos partes. La primera se denominó "Datos e información del sistema", donde se añadió la esquematización de cada proceso con las propiedades de sus flujos, los supuestos de cálculo y un inventario de los recursos físicos (energía eléctrica y reactivos) consumidos. Mientras que la segunda abarcó el método exergético, allí se determinó la forma en que se debía calcular la exergía para cada componente del proceso, fluctuando entre la exergía química de formación (escenario de ausencia del compuesto en el ambiente de referencia) y la exergía química de contribución (escenario de presencia del compuesto en el ambiente de referencia), así como de su composición fisicoquímica. En esta sección se consideraron los aportes de materia orgánica del agua de entrada y de salida de cada proceso, los recursos consumidos y los flujos residuales. Todo lo anterior fue unificados en términos de energía (kJ/L) y remplazado en los balances de exergía. Posteriormente, se estableció un modelo general aplicable a cualquier sistema de tratamiento de agua residual y se procedió con la selección de la alternativa que mejor se ajustaba con los resultados obtenidos en la fase experimental del proyecto y cuyo resultado fue el insumo para la evaluación exergética de desempeño.

4.2.2 Fase 2.2. Validación de la alternativa metodológica de análisis exergético

a. Evaluación exergética de desempeño del tratamiento fotoquímico-biológico de lixiviado

Posterior a definir la alternativa metodológica de análisis exergético para la evaluación del desempeño del tratamiento fotoquímico-biológico de lixiviado, se plantearon indicadores de desempeño exergético relacionados con el componente técnico, ambiental y económico. Estos relacionaron aspectos como la exergía destruida, materia orgánica removida, los recursos consumidos, el costo económico por tratamiento, la cantidad de residuos generados y el cumplimiento de la normatividad (Baniyadi et al., 2013; Augusto et al., 2018).

Una vez establecida y categorizada la significancia de los indicadores, se procedió a realizar la validación y funcionamiento del modelo con los datos obtenidos en la fase experimental del actual proyecto, comparando los resultados entre cada

unidad experimental y de manera general entre los tratamientos. Además, como resultado de los balances termodinámicos se establecieron las unidades que mayores pérdidas generaban y las causas de este fenómeno.

b. Comparación de resultados con alternativa de evaluación de desempeño ambiental

Subsecuentemente, se desarrolló una evaluación ambiental siguiendo la metodología de medición del impacto ambiental propuesta por Conesa Fernandez-Vitoria, 2009. A través de esta buscó establecer una línea base que sirviera como insumo de comparación de los resultados alcanzados en la aplicación de la alternativa de análisis exergético sobre el tratamiento fotoquímico-biológico de lixiviado.

La primera sección consistió en definir los componentes generales del proyecto tales como los objetivos de los tratamientos, sus alcances y una contextualización del entorno en que fueron aplicaron (área de influencia, condiciones atmosféricas y sociales). Posteriormente, se estructuraron las fases y la descripción de las actividades que compusieron cada alternativa, añadiendo los aspectos e impactos ambientales que se derivan de cada fase, así como la incidencia que tuvieron sobre los componentes biótico, abiótico y socioeconómico. Lo anterior contribuyó con la focalización de las actividades que mayor daño o beneficio generaron (Snell & Cowell, 2006; Wood et al., 2006).

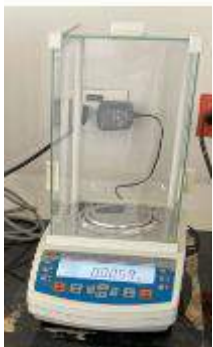
Finalmente, se realizó la cuantificación y categorización de los impactos ambientales por unidad de tratamiento, a partir de lo mencionado en S. Villamizar et al., 2022, siguiendo la metodología de Conesa e involucrando los componentes de: efecto, periodicidad, signo, intensidad, extensión, momento, reversibilidad, persistencia, recuperabilidad, acumulación y sinergia. Una vez identificados los principales impactos por alternativa se comparó con los resultados obtenidos en los indicadores exergéticos y se emitieron las conclusiones.

Por otra parte, se evaluaron los impactos ambientales de los resultados experimentales a través de la metodología del Análisis de Ciclo de Vida, siguiendo los pasos establecidos por (Mendoza-Zapata et al., 2023). Para esto, se inició definiendo las generalidades del proyecto en los que se incluyeron aspectos como el alcance, los objetivos, la unidad funcional. Posteriormente, fueron desarrollados los diagramas de frontera y de flujo e instrumentación de cada proceso de tratamiento, soportados en la información contenida en el numeral 4. del actual documento. Con esta información se procedió a elaborar el inventario de recursos y realizar los ensamblajes de cada proceso en el Software SimaPro versión 9.5.0., utilizando las bases de datos (bibliotecas) integradas al programa; Ecoinvent, Industry data 2.0, Agri-footprint, Methods y USLCI y la metodología ReCiPe 2016 Endpoint (H). Posteriormente se llevaron a cabo las mediciones de los indicadores de impacto ambiental y ciclo de vida del tratamiento de lixiviado de relleno sanitario. Por último, se compararon los resultados con los obtenidos en la evaluación de desempeño exergética.

4.3 Técnicas y equipos de medición

La fase experimental del proyecto se desarrolló en el laboratorio de ingeniería ambiental de la Universidad del Norte, Barraquilla - Colombia. Así mismo, las técnicas y equipos utilizados en la medición de parámetros siguen lo estipulado en los métodos estándar para el análisis de agua y agua residual de acuerdo con lo presentado en la Tabla 17 y el Anexo 1.

Tabla 17. Técnicas y equipos de medición.

Parámetro	Método	Equipo
DBO ₅	Métodos estándar 5210B. 4500~O G	 OxiTop IS 12. WTW
DQO	Métodos estándar 5220 C	  Termoreactor DRB 2000 Espectrofotómetro DR5000
Solidos Totales	Métodos estándar 2540 B. Gravimétricos- Secado a 103°~105°C	 Horno de convección forzada. BINDER
Solidos Suspendidos Totales	Métodos estándar 2540 D. Gravimétrico- Secado 103°~105°C-	 Balanza analítica
Solidos Volátiles	Métodos estándar 2540 E. Gravimétricos- Secado a 550°C	 Mufla, Vulcan 3-550
Solidos Suspendidos Volátiles	Métodos estándar 2540 E. Gravimétricos- Secado a 550°C	

Turbidez	Métodos estándar 2130 B		
Turbidímetro 2100P - HACH			
Color	Métodos estándar 2120 C		
H ₂ O ₂	DIN 38409 parte 15		
Hierro	Método 1,10 fenantrolina - HACH		
Cloruros	Métodos estándar 4500 Cl B		
Sulfatos	Turbidimétrico – HACH		
Fosfatos	Ácido ascórbico – HACH		
Nitrógeno amoniacoal	Método de Salicilato - HACH		
pH	Métodos estándar 4500-H ⁺		
Oxígeno disuelto	Métodos estándar 4500-O	WTW™ inoLab™ Multi 9430 IDS	
Índice Volumétrico de Lodos	Métodos estandar 2710-D		
Cronometro digital			
Cantidad de microorganismos	Recuento en placa por siembra en profundidad		
		Incubadora de convección natural BD- 115. 112L, BINDER	Contador de colonias digital. BOECO
<u>Tinción de Gram</u>			
Tipo de microorganismos	Microscopía óptica		
Microscopio óptico MT4200EL. MEIJI			

5. Capítulo V. Resultados

- 5.1 Fase 1. Diseño y evaluación experimental de un proceso de tratamiento fotoquímico-biológico para lixiviado
- 5.2 Fase 2. Formulación y validación de alternativa metodológica de análisis exergético, para la evaluación de desempeño del proceso fotoquímico-biológico

5.1 Fase 1. Diseño y evaluación experimental de un proceso de tratamiento fotoquímico-biológico para lixiviado

5.1.1 Fase 1.1 Línea base del proyecto

a. Caracterización área de influencia del proyecto

El lixiviado provino de un relleno sanitario municipal ubicado en área rural de la ciudad de Cúcuta-Norte de Santander, región nororiental Colombiana según lo ilustrado en la Figura 8. En dicho sitio se disponen alrededor de 700 toneladas diarias de residuos provenientes de más de 18 municipios cercanos. Además, la temperatura media sobrepasa los 27°C con picos máximos cercanos a los 32°C, lo cual lo categoriza como un clima seco tropical.

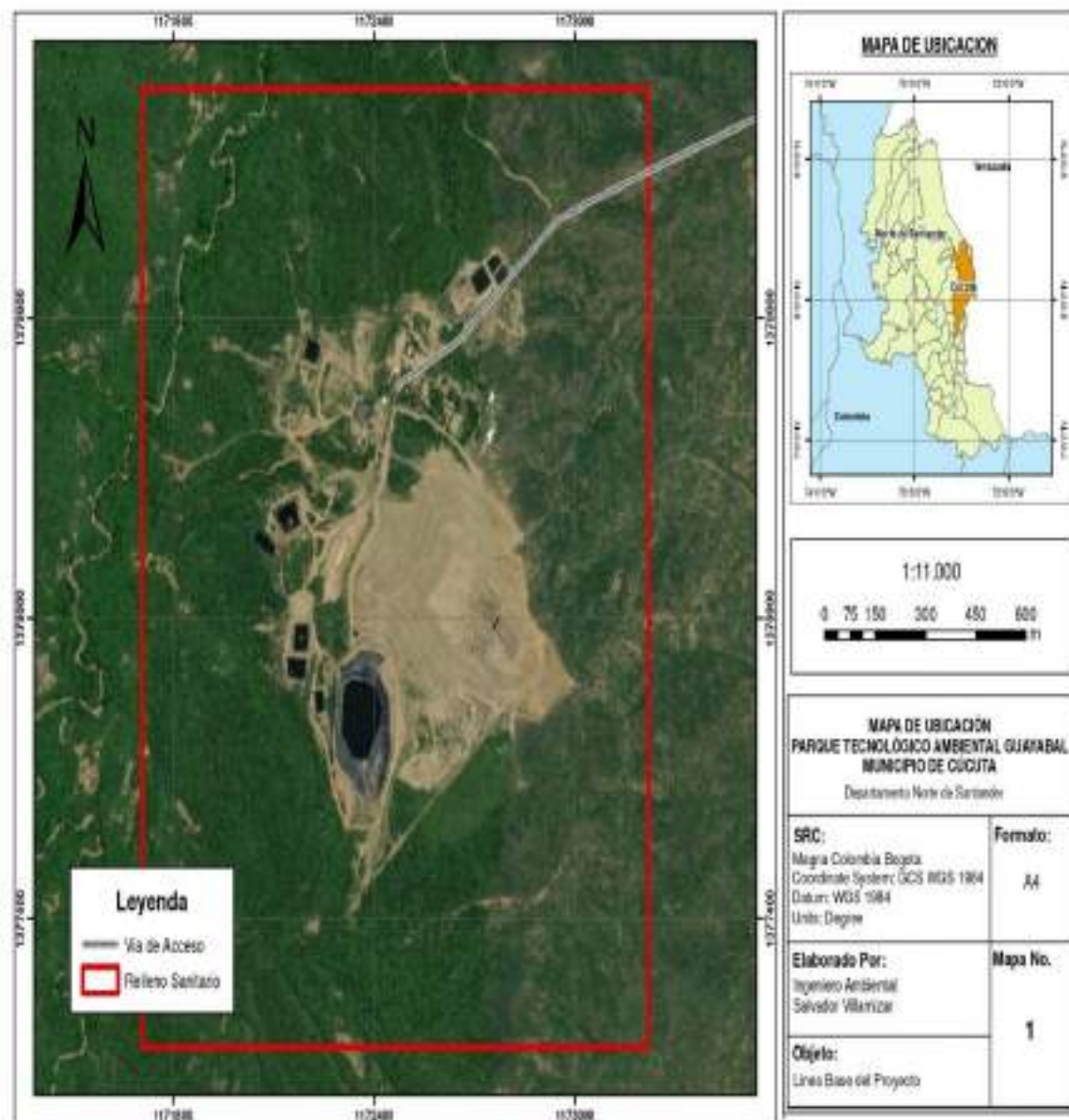


Figura 8. Área de estudio del proyecto.

Del mismo modo, de acuerdo con Abunama et al., 2021, dos de las principales condiciones climatológicas que supeditan las características del lixiviado son la precipitación y la humedad relativa. La primera mencionada incide en la concentración y el volumen de lixiviado generado, mientras que la segunda se relaciona con la velocidad de generación de dicho efluente residual relacionado con su efecto sobre la degradación de la materia orgánica. Por lo anterior, buscando conocer el comportamiento y posible incidencia de dichas variables en la zona y en el agua analizada, se elaboraron las Figuras 9 y 10, que representan los datos históricos desde 1990 hasta 2023 en el área donde se encuentra ubicado el relleno sanitario a partir de información capturada de la estación pluviométrica “Cerro Pelao [16020180]” del IDEAM para la precipitación y de la

herramienta informática “*The POWER Project*” de la NASA, para la humedad relativa.

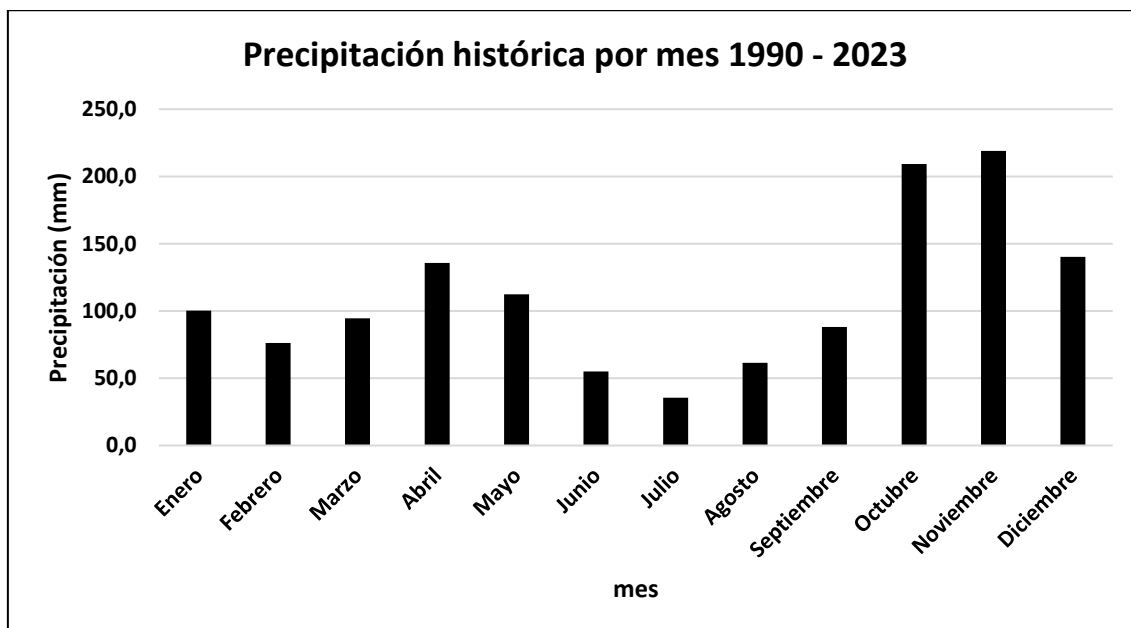


Figura 9. Precipitación histórica por mes 1990 – 2023 (IDEAM)

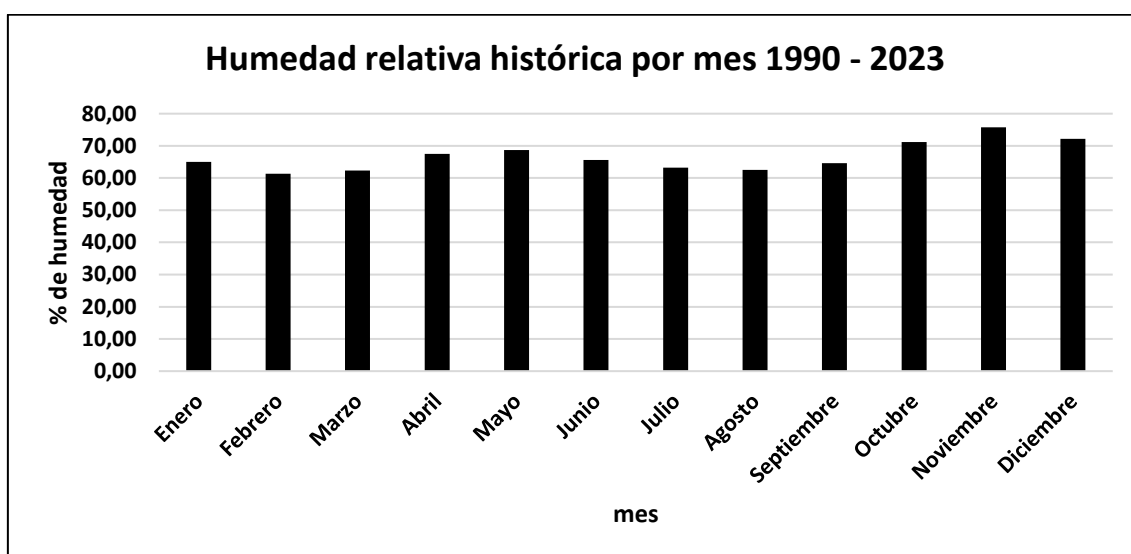


Figura 10. Humedad relativa histórica por mes 1990 – 2023 (The POWER Project, NASA)

Con base en lo observado en la Figura 9, el lixiviado generado en este sitio de disposición final podría llegar a experimentar las condiciones de mayor concentración entre los meses de junio y septiembre, donde la dilución de lixiviados es menor. Mientras que según lo evidenciado por la Figura 10, la humedad relativa en la zona es constante, donde la fluctuación no supera el 10% entre su punto máximo y mínimo, por lo que no existiría incidencia de esta variable meteorológica sobre la velocidad de degradación de la materia orgánica de los residuos. Además, analizar la fluctuación de las variables que inciden sobre la concentración y propiedades del lixiviado garantiza el adecuado funcionamiento de los sistemas de tratamiento de este efluente, dado que como

lo describen Jun Zhao et al., 2013 la variabilidad de concentraciones es una problemática presentada frecuentemente en los rellenos sanitarios que afecta la eficiencia de los procesos de descontaminación y que a su vez tiene una relación directamente proporcional con las épocas del año y las características climatológicas de la región donde se produce el lixiviado.

b. Caracterización fisicoquímica del lixiviado

La matriz de agua utilizada para el desarrollo experimental del proyecto fue lixiviado de relleno sanitario tomado del punto de muestreo saliente de las celdas de disposición final de residuos municipales. Además, entendiendo la extensión del actual proyecto de investigación y la disponibilidad analítica del laboratorio donde se realizaron los experimentos, se llevó a cabo la caracterización del efluente residual en temporada seca y de lluvia, con el objetivo de analizar la fluctuación de las propiedades de este y su posible incidencia en las alternativas de tratamiento, alcanzando los resultados presentados en la Tabla 18.

Tabla 18. Resultados caracterización lixiviado

Parámetro	Unidad	Temporada seca	Temporada lluvia
		Valor	Valor
DQO	mg/L	7179,8±170,2	5674,8±357,3
DBO₅	mg/L	445,3±54,8	1042,7±548,4
COT	mg/L	1463	1205
DBO₅/DQO	-	0,05	0,11
ST	mg/L	14418,5±301,5	14003±247
SST	mg/L	139±3	515±20
SV	mg/L	4403±99	4322,5±472,5
SSV	mg/L	102±2	360±20
TDS	Mg/L	14315±263	13488±227
Fe	mg/L	9±1	7±1
Turbidez	NTU	87,2±11,2	325,4±45,4
Nitrógeno amoniacal	mg/L	2975±225	1775±275
Fosfatos	mg/L	97,5±7,5	45±10
Sulfatos	mg/L	105±5	75±15
Color	UPC	4660,5±135,5	4357,5±68,5
pH	-	8,2±0,02	8,4±0,3
Conductividad	ms/cm	27,5±0,5	22,5±3,4
Cadmio	mg/L Cd	-	<0,025
Cromo total	mg/L Cr	-	0,58
Mercurio	mg/L Hg	-	<0,001
Plomo	Mg/L Pb	-	<0,1

De acuerdo con la Tabla 18, se trata de un lixiviado de edad media con alta presencia de sólidos y materia orgánica, cuya biodegradabilidad en términos de la relación DBO₅/DQO aumenta en la temporada de lluvia, pero que se considera no biodegradable dado su valor (<0,3), resultado similar a los análisis hechos por

Tsarpali et al., 2012, quienes encontraron que para las temporadas de mayor pluviosidad dicha relación incrementaba de 0,16 a 0,6. El fenómeno mencionado es posible atribuirlo al aumento en la fracción de materia orgánica biodegradable del agua residual generado por el ingreso de escorrentías, el aumento en la descomposición de material vegetal y el fomento de la actividad microbiana en el suelo (Y. D. Kim & Lee, 2009).

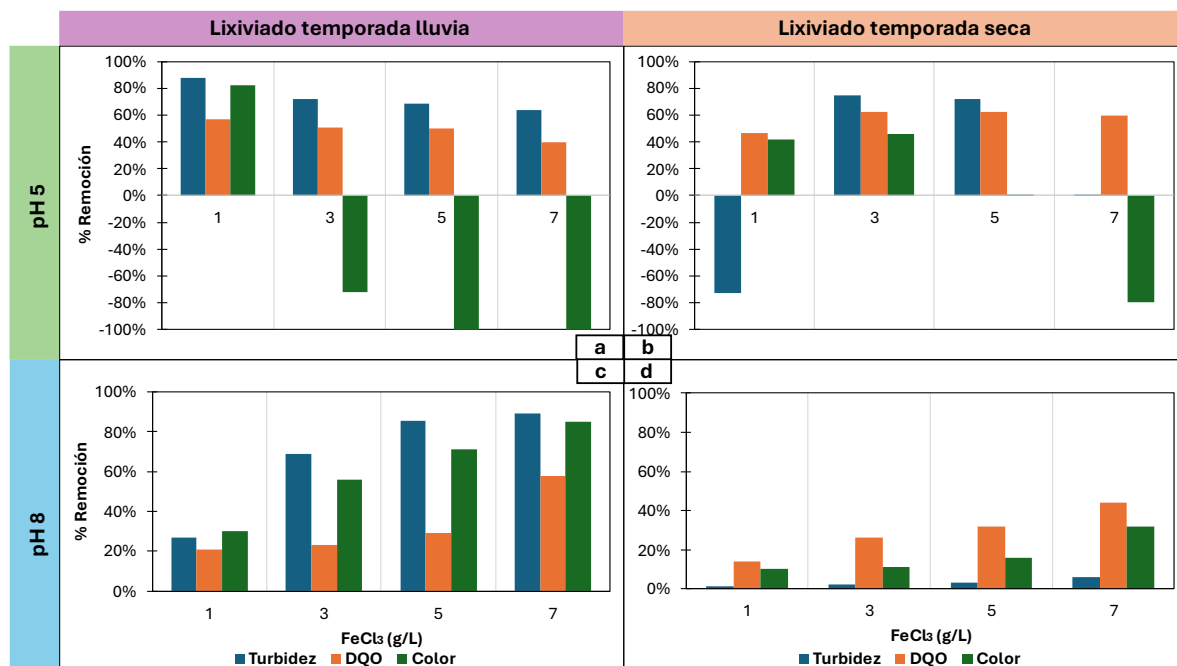
En cuanto a la DQO es posible evidenciar un valor mayor en el lixiviado de temporada seca, lo cual según Kawai et al., 2012 se genera por el incremento en la evaporación y menor dilución de contaminantes. Para el caso de los metales, se obtuvo que el único que supera levemente lo establecido por la normatividad colombiana para dicha agua residual (Resolución 0631 del 2015) fue el Cromo, cuyo valor máximo permisible es 0,5 mg/L. Dados los parámetros mencionados, se establece que este efluente debe ser tratado por medio de alternativas fisicoquímicas, ya que un sistema biológico convencional podría resultar ineficiente dada la inhibición de los microorganismos por parte del lixiviado.

Con respecto a los sólidos suspendidos totales es posible determinar que en la temporada de lluvia comparada con la temporada seca y por efecto del aumento de la lixiviación de los residuos sólidos, su valor aumenta aproximadamente 4 veces, lo que a su vez incide en el alto valor de la turbidez (<98 NTU) (Bhalla et al., 2013). En cuanto al color es simple observar su tonalidad oscura en ambas temporadas del año, generado especialmente por la gran cantidad de coloides representados por los sólidos totales disueltos y la materia orgánica, cuyo valor numérico supera los 4000 UPC. Estos parámetros físicos limitan el uso de tratamientos basados en la luz, debido a que el fotón es absorbido por los contaminantes orgánicos o dispersado por las partículas suspendidas, afectando la eficiencia del proceso y haciendo necesario la aplicación de tratamientos previos que mejoren dicha condición. Lo mencionado anteriormente fue comprobado experimentalmente en este proyecto tras realizar pruebas de fotólisis y fotocátalisis en diferentes matrices de lixiviado, resultados presentados en la "Fase 1.2 Diseño y evaluación experimental de un tratamiento fotoquímico-biológico para lixiviado".

5.1.2. Fase 1.2 Diseño y evaluación experimental de un tratamiento Fotoquímico-biológico para lixiviado

a. Diseño y evaluación experimental del pretratamiento de lixiviado

Una vez conocida la caracterización del lixiviado se llevó a cabo el diseño experimental del pretratamiento Coagulación – Floculación de las matrices de lixiviado de temporada lluvia y de temporada seca, cuyos principales resultados son presentados en la Figura 10 y en el Anexo 2A y 2B. Además, los costos asociados con los procesos se incluyeron en los Anexo 3A Y 3B.



(a) Resultados para lixiviado de temporada lluvia en pH 5; (b) Resultados para lixiviado de temporada seca en pH 5; (c) Resultados para lixiviado de temporada lluvia en pH 8; (d) Resultados para lixiviado de temporada seca en pH 8.

Figura 11. Coagulación – Floculación de lixiviado de relleno sanitario usando $FeCl_3$

De acuerdo con los resultados presentados en la Figura 11, en el lixiviado de temporada de lluvia, las mejores eficiencias de tratamiento se alcanzaron gastando menos del 50% de reactivo en comparación con el lixiviado de temporada seca, tanto para la matriz acidificada como para la matriz original, siendo 7 g/L la mejor condición para cuando no se modifica pH (92%) y 1 g/L para cuando se trabajó en pH 5 (82%). Además, se evidencia que cuando se añadieron más de 3 g/L de coagulante en las matrices acidificadas ocurrió una resuspensión del Hierro, aumentando los valores de turbidez y color. Por otra parte, las mejores condiciones de tratamiento para ambas condiciones de acidez lograron remover entre el 52% y el 64% de la DQO.

En cuanto a los resultados alcanzados con el lixiviado de temporada seca la mejor condición se alcanzó cuando se acidificó el pH hasta 5 y se añadieron 3 g/L, removiendo el 75%, 63% y 46% de la turbidez, DQO y color respectivamente. Por su parte, cuando no se modificó el pH el mejor resultado se alcanzó al utilizar 7 g/L, no obstante, los parámetros analizados presentaron remociones muy reducidas, dado que la dosis de iones férricos no fue suficiente para neutralizar las cargas eléctricas superficiales de las partículas existentes en el lixiviado, afectando la formación de los flocs. Por lo anterior, de manera exploratoria se hicieron dos experimentos adicionales con su réplica respectiva en los que se aumentó la dosis de coagulante a 10 y 13 g/L, alcanzando los resultados presentados en la Tabla 19.

Tabla 19. Experimentos complementarios pretratamiento lixiviado temporada seca.

Matriz de agua					Lixiviado crudo				
Temporada climática					Seca				
# Exp	pH	FeCl ₃ (g/L)	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)	Color (UPC)	Fe (mg/L)	% Remoción turbidez	% Remoción DQO	%Remoción Color
1	8	10	18,6	3576	1085	9	81	51	76
2	8	13	24	2842	1000	9	60	59	85
3	8	13	10	2460	550	8	90	67	88
4	8	10	35	3500	1870	9	42	50	72

De acuerdo con la Tabla 19, para la matriz de lixiviado de temporada seca la mejor eficiencia de remoción de turbidez, DQO y color se alcanzó cuando se añadieron 13 g/L de coagulante, alcanzando valores superiores al 60%. No obstante, el proceso operativo resultó complejo para la homogenización del coagulante en los procesos de mezcla rápida y lenta, así como por la alta generación de espuma y de lodo.

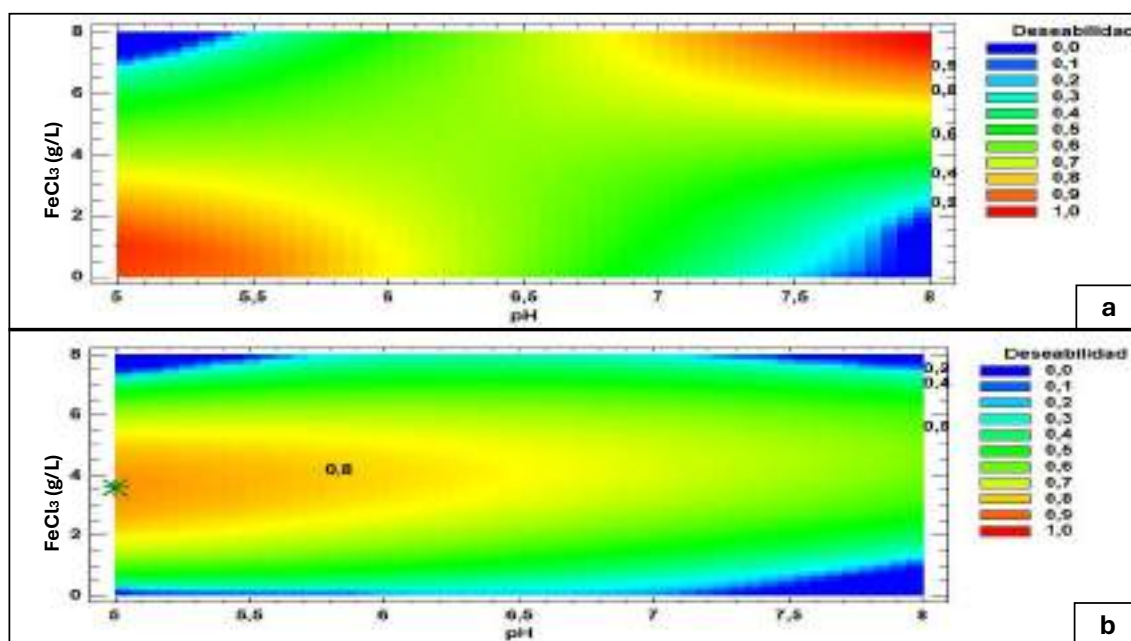
Los resultados alcanzados durante el pretratamiento son comparables con lo presentado por Ishak et al., 2018 quienes logran remover más del 80% de turbidez y 60% de color al aplicar 1 g/L de FeCl₃ por cada 1,3 g/L de DQO, siendo similar a las eficiencias alcanzadas para el lixiviado sin modificar pH. Además, para los lixiviados acidificados, los resultados son semejantes a los alcanzados por Ruíz-Delgado et al., 2022 quienes tras modificar el pH hasta 5 y añadiendo 1 g/L lograron la remoción del 80% de la turbidez.

Por otra parte, cabe destacar que la modificación del pH a la matriz de lixiviado se soporta en la curva de solubilidad del Hierro, donde para pH superiores a 7 tiende a sedimentar y cercanos a 5 se mantiene soluble (Rebolledo et al., 2019), dado que el objetivo de esta fase, además de buscar un efluente apto para ser fototratado, es que a partir de su dosis residual de Hierro pueda ser utilizado como influente del proceso de foto-Fenton. Con respecto a este tema se evidenció que para las unidades experimentales en las que no se modificó el pH los valores fueron inferiores a 15 mg/L. Por otra parte, se obtuvo que para el lixiviado de temporada de lluvia acidificado coagulado con 1 g/L de FeCl₃ quedaron disponibles entre 50 y 90 mg/L de Hierro. Mientras que para el de temporada seca en pH 5, la mejor condición de tratamiento (3 g/L) permiten entre 130 y 180 mg/L de Hierro, lo cual podría llegar a ser una dosis muy alta considerando que el efluente de la oxidación avanzada busca ser acoplado con un proceso biológico, por lo que la recomendación para futuros proyectos que presenten condiciones similares, es que trabajen en rangos entre 1 y 3 g/L de FeCl₃.

Así mismo, como ya fue mencionado anteriormente los mejores resultados se alcanzaron cuando se acidificó el lixiviado. Esto se ocasionó dado que, al modificar el pH, las partículas orgánicas presentes en el agua se protonaron por

el exceso de iones de Hidrógeno, reduciendo su capacidad disociativa y al añadir iones férricos se promovió la neutralización de las cargas eléctricas superficiales, contribuyendo a la unión de partículas y formación de flocs con mayor tamaño (Dong et al., 2015). Lo anterior fue similar con lo obtenido por Amor et al., 2015a quienes lograron remover más del 60% de DQO y 80% de turbidez cuando aplicaron 2 g/L de FeCl_3 a pH 5 obteniendo un valor de Hierro entre 20 y 50 mg/L.

Dado el diseño Factorial 2x4 utilizado para el desarrollo experimental, se determinaron los análisis estadísticos utilizando el Software STATGRAPHICS Centurion XVI.I, como lo fueron los gráficos de contornos representados por la Figura 12, las Tablas ANOVA y la optimización multivariable contenidos en el Anexo 2A y 2B.



(a) Lixiviado temporada lluvia. (b) Lixiviado temporada seca.

Figura 12. Resultado superficie de respuesta diseño factorial 2x4.

Según la Figura 12, las tonalidades rojas hacen referencia a las condiciones de mayor deseabilidad, es decir, aquellas en las que se maximiza la remoción de Turbidez, Color y DQO. Para el lixiviado de temporada de lluvia (a), esta condición ocurre cuando se trabajó un pH acidificado y con un valor de 1 g/L de FeCl_3 , así como cuando se utilizó la matriz original de lixiviado con 7 g/L de coagulante. En cuanto al lixiviado de temporada seca (b), esta condición se obtuvo cuando se acidificó el pH y se añadieron 3 g/L de FeCl_3 .

Por otra parte, de carácter exploratorio y para conocer el comportamiento del pretratamiento de lixiviado con una sal de aluminio, se desarrollaron experimentos en pH ácido y natural con el coagulante PACS-ETA-2316 (Al_2O_3 23%) derivado del PAC, el cual es frecuentemente utilizado en plantas de

tratamiento de aguas residuales municipales, alcanzando los resultados presentados en la Tabla 20

Tabla 20. Resultados coagulación-floculación PAC-ETA-2316

Matriz de agua					Lixiviado crudo			
Temporada climática					Lluviosa			
# Exp	pH	Al ₂ O ₃ (g/L)	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)	Color (UPC)	% Remoción turbidez	% Remoción DQO	%Remoción Color
1	5	1	72,7	2670,5	972	7%	77%	48%
2	5	3	19,7	2059,4	719	75%	83%	60%
3	5	5	15,6	2129,9	650	80%	85%	59%
5	8	1	350	3372,1	1996	28%	55%	35%
6	8	3	9,97	2500,4	821	98%	81%	52%
7	8	5	4,77	2398,3	494	99%	89%	54%

Según los resultados presentados en la Tabla 19, para concentraciones superiores a 3 g/L se evidencia una linealización en la eficiencia de remoción de turbidez, DQO y color. Además, aunque para 1 g/L la matriz acidificada mostro mejores resultados, para las otras concentraciones la variación no es muy evidente, como si ocurre con los resultados obtenidos usando la sal de Hierro. Al mismo tiempo, si se considera el mejor resultado usando la menor concentración de coagulante en pH ácido, se obtendría un efluente no apto para procesos fotoquímicos a diferencia de los experimentos anteriores. Por lo anterior, sería necesario gastar dosis superiores de coagulante, pero considerando el costo por litro de este no resultaría eficiente. Además, no ofrece la posibilidad de obtener Hierro residual, determinando entonces que la mejor opción trabajar con la sal de Hierro como coagulante.

Lo anterior, es probado por (Oloibiri et al., 2015) quienes al aplicar ambos coagulante sobre una matriz de lixiviado a pH natural evidencian que se obtienen mejores eficiencias de tratamiento en la remoción de DQO y de turbidez con la sal de Hierro que con la de aluminio. Además, posterior a la aplicación de la prueba de índice volumétrico de lodos, se obtiene que el lodo resultante presenta mejor sedimentabilidad para el FeCl₃ (154 mL/g) que para el PAC (252 mL/g). No obstante, futuras investigaciones podrían profundizar en la aplicación de este producto químico, pero modificando las condiciones de la matriz tratante o probando con dopajes químicos que permitan el equilibrio entre el consumo de reactivo y las eficiencias del proceso.

b. Diseño y evaluación experimental de procesos fotoquímicos de oxidación avanzada para el tratamiento de lixiviado

b.1 Pruebas preliminares del proceso fotoquímico de oxidación avanzada

Con el objetivo de conocer el comportamiento que podría experimentar un proceso fotoquímico al ser aplicado sobre un agua compleja como los lixiviados, se buscó evaluar diferentes matrices que asemejaran propiedades al generado

en otros rellenos sanitarios, homogenizando dicho efluente con agua residual doméstica rural (Hong et al., 2022). Para lo anterior, se identificaron varios centros poblados en el área de influencia del proyecto, dentro de los que se destacan Patillales, Agua Blanca, Oripaya y Guayabal, comunidades pertenecientes al corregimiento de Buena Esperanza del municipio de Cúcuta, Colombia, cuya localización es ilustrada en la Figura 13. En dichos lugares la principal actividad económica es la ganadería caprina y la comercialización de los productos que se derivan de esta. Además, evidencian problemáticas relacionadas con el acceso al agua potable y el saneamiento básico, donde la mayor parte de la población realiza sus vertimientos a cuerpos de agua intermitentes o en pozos sépticos.

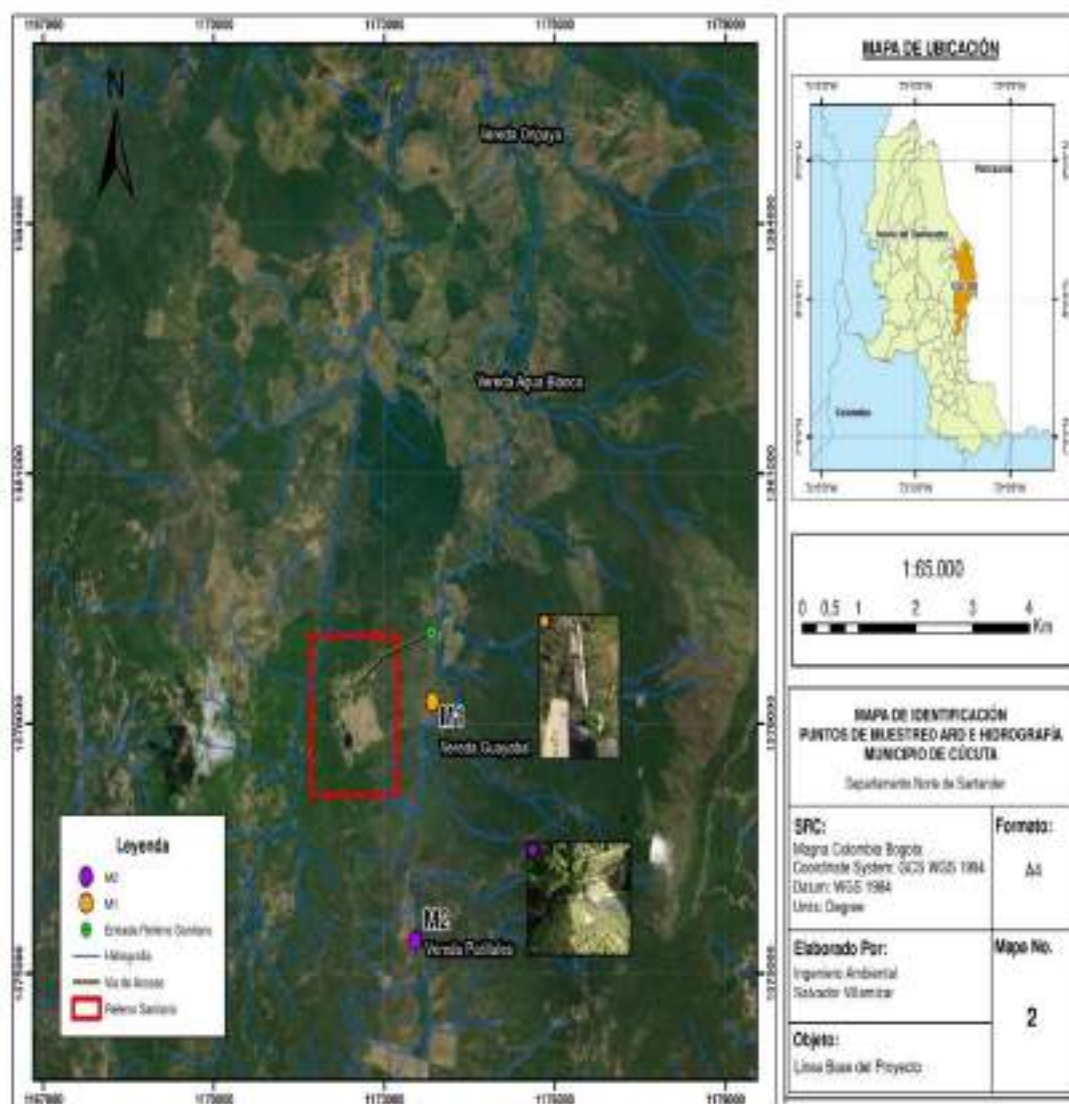


Figura 13. Caracterización área de influencia del proyecto.

Subsecuentemente, dada la cercanía con el relleno sanitario, se seleccionaron y caracterizaron dos puntos de vertimiento ubicados en los corregimientos de Patillales y Guayabal, que a su vez fueron utilizadas para la homogenización de las matrices de lixiviado. Los resultados de la caracterización son presentados en la Tabla 21.

Tabla 21. Caracterización agua residual domestica

Parámetro	Unidad	Máximo valor permisible por normatividad (Res 0631 de 2015)	Guayabal	Patillales
			Valor	
DQO	mg/L O ₂	200	434,8±10,6	406±5,8
Solidos totales	mg/L	100	386,6±7,9	345,5±6,3
Turbidez	NTU	-	162±12,6	90±10
pH	Unidades de pH	6 – 9	6,8±0,1	7,3±0,1

De acuerdo con la Tabla 21 es posible determinar que las características de los vertimientos obedecen a las usualmente reportadas en poblaciones rurales (Noyola et al., 2012), no obstante, sobrepasan el límite de DQO permitido por la normatividad colombiana convirtiéndose en una problemática ambiental, dado que esta agua residual es dispuesta sin ningún tratamiento sobre cuerpos de agua intermitentes cercanos a su generación.

Posteriormente, se establecieron 4 matrices para las pruebas preliminares de los procesos fotoquímicos; las tres primeras consistieron en homogenizar lixiviado:agua residual domestica rural en las proporciones 1:0 (M1), 1:1 (M2) y 5,6:1 (M3) respectivamente y la cuarta fue el lixiviado de temporada de lluvia coagulado. A cada una de estas se les realizaron pruebas de fotólisis, en las cuales se sometió el líquido residual a luz ultravioleta de tipo c (254 nm) durante 180 minutos tomando muestra en los tiempos 0, 90 y 180, utilizando el reactor UV presentado en la sección 4. Metodología. Los resultados de estos experimentos son presentados en la Tabla 22.

Tabla 22. Experimentos prueba Fotólisis

Tiempo de contacto (min)	Intensidad lampara UV-c (W)	Dosis UV aplicada (kJ)	% Remoción DQO			
			M1 Lixiviado rudo	M2 50% Lixiviado; 50% Agua residual domestica	M3 15% Lixiviado; 85% Agua residual domestica	M4 Lixiviado coagulado
0	12	0	-	-	-	-
90	12	64,8	1,6%	5,3%	15,4%	7,6%
180	12	129,6	2,1%	6,4%	20,9%	9,9%

De acuerdo con los resultados obtenidos de la fotólisis, a los 180 minutos se obtuvo la mayor porcentaje de remoción en términos de DQO sin lograr superar el 21% de eficiencia, especialmente por las interferencias que generan los sólidos y que a su vez inciden sobre la turbidez de las matrices, observándose que entre menor complejidad tuvo la muestra, mejor rendimiento evidenció. Lo anterior

justifica la necesidad de incluir reactivos y catalizadores que permitan aumentar los niveles de remoción. Lo anterior fue similar a lo reportado por Hong et al., 2022, quienes concluyeron que las variables concentración de contaminantes y el tiempo de contacto son las de mayor relevancia en sistemas que involucren luz ultravioleta y catalizadores u oxidantes, y que cuando no son controladas tienden a ser ineficientes los procesos de tratamiento.

b.2 Fotocatálisis $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$

Posteriormente, fue desarrollado un análisis exploratorio para conocer el comportamiento de las cuatro matrices de lixiviado en un proceso de Fotocatálisis heterogénea utilizando nanopartículas de Dióxido de Titanio (TiO_2) como catalizador coadyuvado por el oxidante Peróxido de Hidrógeno (H_2O_2) para la remoción de DQO. Los niveles considerados fueron 100 y 300 mg/L TiO_2 ; 50, y 300 mg/L H_2O_2 . Estos niveles se establecieron a partir de los estudios llevados a cabo sobre este catalizador en tratamiento de aguas industriales presentados por S. Malato et al., 2009, cuyo valor recomendado es cercano a los 200 mg/L, por lo cual se tuvieron en cuenta dos valores adicionales x distantes a dicha concentración. En cuanto a la concentración de trabajo del Peróxido, se consideró la relación estequiométrica y la DQO teórica que podría llegar a ser removida, entendiendo que la función del oxidante en este experimento es contribuir con la oxidación avanzada a partir de la generación de radicales hidroxilos, más no la mineralización completa de los contaminantes. Además los valores usados son similares a casos de éxito de procesos fotocatalíticos llevados a cabo por A. M. T. Silva et al., 2007; Yang et al., 2022.

Así mismo, el desarrollo experimental fue llevado a cabo considerando un diseño factorial multinivel con dos niveles para los factores "concentración TiO_2 " (100; 300 mg/L) y "concentración H_2O_2 " (50; 300) con las cuatro matrices de lixiviado. Además, se utilizó el Software Statgraphics Centurión XVI.I para la aleatorización de los experimentos, así como para el análisis estadístico. Los resultados alcanzados son presentados en la Tabla 23 y Figura 14.

Tabla 23. Resultados Fotocatálisis heterogénea $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2/\text{Uv-C}$.

Matriz de agua	TiO_2 (mg/L)	H_2O_2 mantenida (mg/L)	Tiempo (min)	DQO ₀ (mg/L)	DQO _f (mg/L)
50% Lixiviado; 50% Agua residual doméstica	100	300	180	2950	2300
Lixiviado coagulado	300	50	180	3026,8	2639
Lixiviado crudo	300	50	180	6132	5702,8
50% Lixiviado; 50% Agua residual doméstica	300	50	180	3141,4	2823,1
15% Lixiviado; 85% Agua residual doméstica	300	50	180	1114,9	906,3
50% Lixiviado; 50% Agua residual doméstica	300	300	180	3446,4	2618,5
Lixiviado crudo	300	300	180	6597,5	5482,6
15% Lixiviado; 85% Agua residual doméstica	100	300	180	1134	547
15% Lixiviado; 85% Agua residual doméstica	100	50	180	1042,1	739,3

Lixiviado coagulado	100	50	180	2999,3	2506,6
15% Lixiviado; 85% Agua residual doméstica	300	300	180	1136,2	440,9
Lixiviado crudo	100	50	180	6276,5	5432
50% Lixiviado; 50% Agua residual doméstica	100	50	180	3125,8	2627,1
Lixiviado crudo	100	300	180	6409	5711,7
Lixiviado coagulado	300	300	180	2827,4	1922,74
Lixiviado coagulado	100	300	180	3026,8	2394,1

Oxidación DQO – Fotocatálisis heterogénea $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$

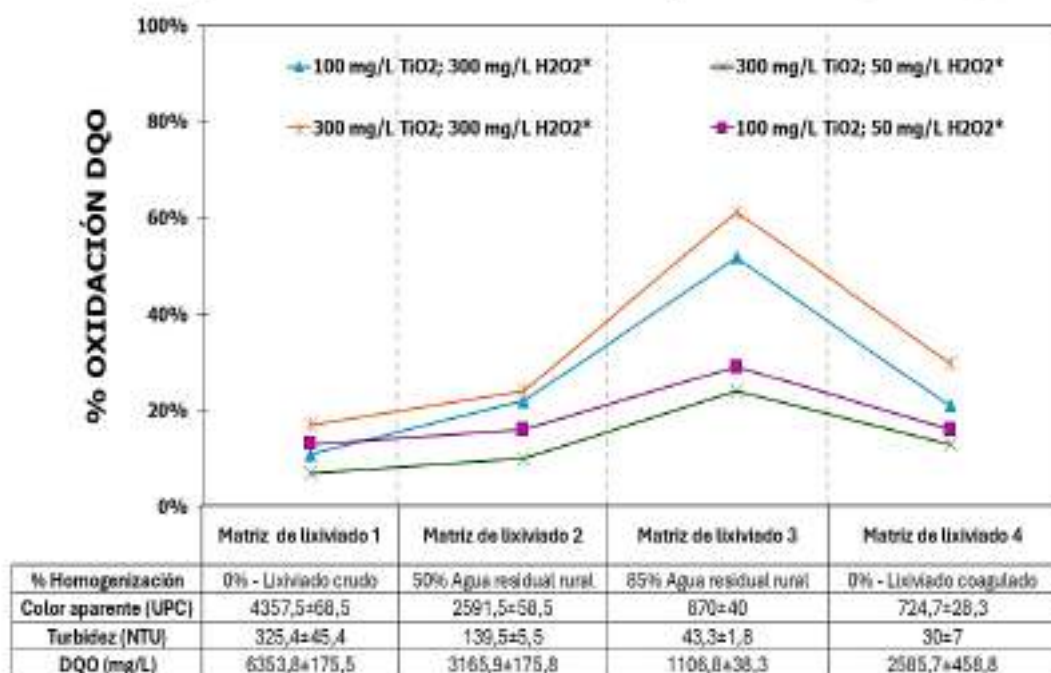


Figura 14. Resultados Fotocatálisis heterogénea.

Según los resultados presentados en la Tabla 23, la fotocatálisis aplicada sobre la matriz de lixiviado crudo (matriz número 1) es considerada muy poco efectiva, dado que en el efluente tratado persisten altas concentraciones de materia orgánica, imposibilitando su acople con un proceso biológico. Lo anterior se produce dado que el catalizador no alcanza a entrar en contacto con la radiación suministrada debido al color oscuro del lixiviado y su alta turbidez, atribuyendo la leve remoción generada a la dosis de oxidante suministrado. Lo anterior es probado por Jiang et al., 2018 quienes posterior a un proceso fotoquímico que empleó una dosis UV de 100.6 kJ, removieron menos del 10% de DQO cuando el lixiviado estaba en alta concentración, mientras que cuando redujeron dicha concentración se mejoró en más del 40% la eficiencia de remoción. De igual manera Moradian et al., 2020 concluyen que previo al uso de procesos que involucren radiación UV como la oxidación fotoquímica, deben ser ajustados los parámetros fisicoquímicos del lixiviado de entrada al tratamiento, dado que las

elevadas cargas de compuestos orgánicos e inorgánicos y el color de este efluente, absorben la luz e impiden la degradación de los contaminantes.

En cuanto a los rendimientos del proceso en las matrices conformadas por diluciones de lixiviado crudo en agua residual domestica rural proveniente de la vereda Guayabales, Cúcuta – Colombia (matriz número 2 y número 3), es posible determinar que existe una relación inversamente proporcional entre la carga contaminante y la eficiencia de la fotocátalisis heterogénea, donde la mejor remoción de DQO se alcanzó cuando se diluyó 5,6 veces el lixiviado en los niveles más elevados de los factores experimentales (300 mg/L TiO_2 ; 300 mg/L H_2O_2), logrando oxidar más del 60% de dicho parámetro. El fenómeno mencionado permitiría establecer que la investigación sobre fotocátalisis heterogénea podría llegar a ser evaluada en rellenos sanitarios cuyos lixiviados tengan propiedades similares a la matriz número 3, como por ejemplo en los que se disponen residuos orgánicos, residuos de construcción no contaminado o plantas de compostaje.

Con respecto a la matriz de lixiviado coagulado (matriz número 4), cabe resaltar que esta fue proveniente del proceso llevado a cabo sobre lixiviado de temporada de lluvia a pH original y con 7 g/L de FeCl_3 , cuyo efluente coagulado presentó turbidez inferior a 50 NTU y una concentración residual de Hierro inferior a 10 mg/L. Dicha matriz se seleccionó con el objetivo de reducir la posible formación de radicales hidroxilos generados por la reacción Fenton que ocurriría si se hubiese considerado el efluente de coagulación hecho a pH ácido, la cual contenía alrededor de 60 mg/L de Hierro, sesgando la interpretación de los resultados. En cuanto a las remociones de DQO alcanzadas en esta matriz, se evidencia que el pico máximo fue 30% de remoción y se logró cuando se utilizaron 300 mg/L de catalizador y de oxidante.

Otra interpretación de los resultados obtenidos es que el comportamiento de la matriz coagulada (matriz número 4) fue inferior al de la que mayor dilución tenía (matriz número 3), pero similar a cuando se incluyó el 50% de lixiviado crudo (matriz número 2). Lo anterior, nos permite destacar que aún sin diluir, pero aplicando un tratamiento previo (coagulación - floculación), es posible equiparar el rendimiento en la remoción DQO, pero incluyendo el 100% del agua residual problema. Dado lo anterior, se determina que la alternativa de diluir el lixiviado podría llegar ser considerada válida para el contexto académico e investigativo, pero poco eficiente en el escenario real, dado que solo permitiría tratar el 15% del volumen de la muestra, requiriendo una alta demanda de ARDr (85% del volumen total tratado), lo cual es difícil de alcanzar en el contexto real según lo analizado en visitas de inspección, donde el número de casas de las poblaciones cercanas no superó las 60 unidades y a su vez presentaron déficit en infraestructura de acueducto y alcantarillado.

Además de lo mencionado, dado que el agua residual doméstica rural se caracteriza por ser altamente biodegradable con principal contenido de materia orgánica, nutrientes y sólidos, así como por tener una baja presencia de

contaminantes complejos como los orgánicos persistentes y metales pesados (J. Liu et al., 2023), el uso de una alternativa como la oxidación avanzada para tratar dicho tipo de agua resultaría en el sobreconsumo de recursos. Por otra parte, para la aplicación de la fotocatalisis heterogénea a escala real persisten numerosos temas por atender que dificultan su implementación, donde se destaca la retención y reúso del catalizador, el diseño de reactores que concentren los fotones de luz y la calidad del influente requerido para que el proceso alcance niveles de remoción deseados (Rengifo-Herrera & Pulgarin, 2023).

b.3 Fenton

Explorando otras alternativas de oxidación avanzada fueron desarrolladas pruebas del proceso Fenton a la matriz de agua de lixiviado coagulado, de acuerdo con el diseño experimental presentado en la sección 10 del actual documento, alcanzando los resultados contenidos en la Tabla 24 y Figura 15.

Tabla 24. Resultados tratamiento Fenton en lixiviado.

# Experimento	Fe ⁺² (mg/L)	H ₂ O ₂ (mg/L)	DQO (mg/L) t _{inicial}	DQO (mg/L) t _{final}	% Remoción DQO
1	220	4000	2281,9	1313	43
2	220	6000	2614,1	1487	43
3	400	4000	2614,1	1785,1	32
4	40	6000	2444,5	1957,5	20
5	400	2000	2550	1778,4	30
6	400	6000	2614,1	1396	47
7	220	2000	2550	1778,4	30
8	40	4000	2444,5	1978,6	19
9	40	2000	2614,1	2225,4	15
10	220	4000	2614,1	1628,3	38

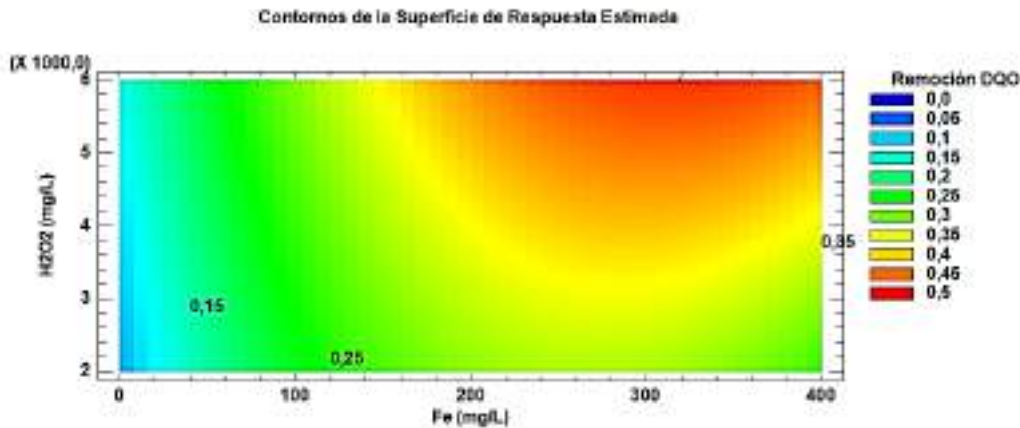


Figura 15. Contornos de la superficie de respuesta - Fenton.

De acuerdo con los resultados obtenidos, la mejor remoción de DQO se logró en el nivel más alto de Peróxido (6000 mg/L H_2O_2) y de Hierro (400 mg/L Fe^{+2}), con un valor cercano al 46%. Dicho valor se alcanzó en la condición mencionada dado que al ser una dosis tan alta de H_2O_2 la velocidad de reacción aumenta frente a las otras dosis y al haber tanta disponibilidad de Hierro se garantiza que todo el oxidante reaccione con este para la formación de los radicales hidroxilos, fundamentados en la reacción propia del Fenton, donde tras combinar Fe^{+2} con H_2O_2 se obtiene el Fe^{+3} y el radical OH (L. Wang et al., 2021).

Así mismo, los resultados presentaron un comportamiento similar con los experimentos hechos por Canizales et al., 2013 quienes aplicaron dicha oxidación avanzada sobre un lixiviado pretratado con adsorción CAG (carbón activado granular) con rangos entre 1 - 2 g/L de Hierro y 0,4 - 1,5 g/L de H_2O_2 , alcanzando remociones entre el 40 y el 70% de DQO, cuya mayor eficiencia se obtuvo cuando la relación $\text{Fe}^{+2}:\text{H}_2\text{O}_2$ fue cercana a 10, proporción similar a la utilizada en nuestros experimentos. No obstante, es preciso destacar la que diferencia de remoción de DQO se asocia a que el influente utilizado por los autores mencionados presentaba menor complejidad en términos de materia orgánica (300 mg/L de DQO) y sólidos (1782 mg/L ST) a diferencia del lixiviado coagulado empleado como entrada al proceso de oxidación. Otro resultado comparable fue el obtenido por X. Hu et al., 2011, quienes al aplicar 4 g/L de Peróxido y 300 mg/L de Hierro durante una hora de experimento, alcanzan la remoción del 50% de la DQO de un lixiviado con una concentración inicial de 7,7 g/L, valor similar a la del actual proyecto.

En cuanto a los resultados del diseño estadístico son similares a los obtenidos por Singa et al., 2023 quienes lograron remover más del 55% de la DQO tras aplicar el proceso de Fenton a un lixiviado con una DQO cercana a los 4000 mg/L con rangos de Hierro entre 200 y 1000 mg/L y de Peróxido entre 1000 y 5000 mg/L. Además, consideraron un diseño central compuesto incluyendo otros factores como el pH, el tiempo de contacto y la velocidad de mezcla, concluyendo que la dosis de Hierro y de Peróxido eran los de mayor significancia para el proceso.

b.4 Foto-Fenton

Subsecuentemente, fue llevado a cabo el tratamiento de oxidación fotoquímica conocido como foto-Fenton, el cual combina la reacción Fenton con la radiación UV, lo que permite la reconversión del Fe^{+3} al Fe^{+2} y la generación constante de radicales OH. A su vez, estos experimentos se desarrollaron en el fotoreactor UV descrito en la metodología y en pH equivalente a 3 para garantizar la solubilidad del Hierro.

Como primera configuración se consideró la matriz de lixiviado proveniente del proceso de coagulación – floculación desarrollado sin modificar el pH original del lixiviado crudo, el cual contenía menos de 15 mg/L de Hierro y un pH cercano a la neutralidad. Por otra parte, los experimentos se ejecutaron bajo las

combinaciones del diseño factorial 3^K con dos replicas en el punto central, en los cuales los factores eran la dosis de Hierro (20, 40 y 60 mg/L Fe^{+2}) suministrado con el reactivo $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ y dosis de Peróxido de Hidrógeno al 30% (300, 600 y 900 mg/L H_2O_2), la cual fue mantenida durante todo el experimento. Así mismo, la variable de respuesta fue la remoción de DQO, haciéndole seguimiento en los tiempos 0, 90 y 180. Los resultados obtenidos son presentados en la Tabla 25, mientras que los costos se incluyeron en el Anexo 3C.

Tabla 25. Resultados tratamiento foto-Fenton en lixiviado coagulado añadiendo Fe^{+2}

FotoFenton añadiendo Fe aplicado a lixiviado de temporada de lluvia coagulado							
# Exp	Fe^{+2} (mg/L)	Dosis mantenida H_2O_2 (mg/L)	DQO (mg/L)			% Remoción DQO _f	Dosis total H_2O_2 (mg/L)
			0 min	90 min	180 min		
1	40	300	2226,4	1622,7	1373,9	38	750
2	20	900	2740,2	1789,5	1455,9	47	2250
3	40	600	2513,3	1497	1326,2	47	1500
4	60	600	2425,9	1844,1	1441,5	41	1500
5	40	600	2636,7	1696,4	1315,3	50	1500
6	40	900	2636,7	1456,2	1156,2	56	2250
7	60	300	2345,2	1965,4	1619,9	31	750
8	60	900	2636,7	1567,3	1239,5	53	2250
9	20	300	2226,4	1725,4	1599,4	28	750
10	20	600	2513,3	1644	1511	40	1500
11	40	600	2470,8	1589,3	1294	48	1500

Según los resultados obtenidos el punto máximo de remoción de DQO de la matriz de lixiviado coagulado fue 56%, alcanzado en la dosis mantenida más alta de Peróxido (900 mg/L H_2O_2) y la concentración intermedia del Hierro (40 mg/L). Así mismo, se considera que las menores remociones (<47%) se dieron cuando se utilizaron menos de 40 mg/L de Fe^{+2} , lo que podría atribuirse a la poca disponibilidad de iones de Hierro que reacciones con el Peróxido, afectando a su vez la generación de radicales hidroxilos (Göde et al., 2019). En cuanto al factor de la dosis de H_2O_2 , se establece que entre mayor cantidad se suministre, más reacciones de oxido-reducción ocurrirán y por lo tanto más oxidación de DQO. Lo anterior se evidenció en que los niveles que mantuvieron los 300 mg/L H_2O_2 alcanzaron un total consumido de 1000 mg/L H_2O_2 , pero sus remociones no superaron el 38%. Mientras que para la dosis mantenida de 900 mg/L, la cual alcanzó un consumo de 2250 mg/L, se aumentó aproximadamente el 50% de remoción por nivel de Hierro. Por otra parte, para validar el modelo recomendado por el programa estadístico, se realizó una réplica adicional sobre la mejor condición experimental lograda, consiguiendo remover el 54% de DQO, con solo 3% de diferencia del valor predicho.

Los resultados presentados son comparables con los experimentos realizados por Poblete et al., 2012, quienes alcanzaron un valor máximo de remoción cercano

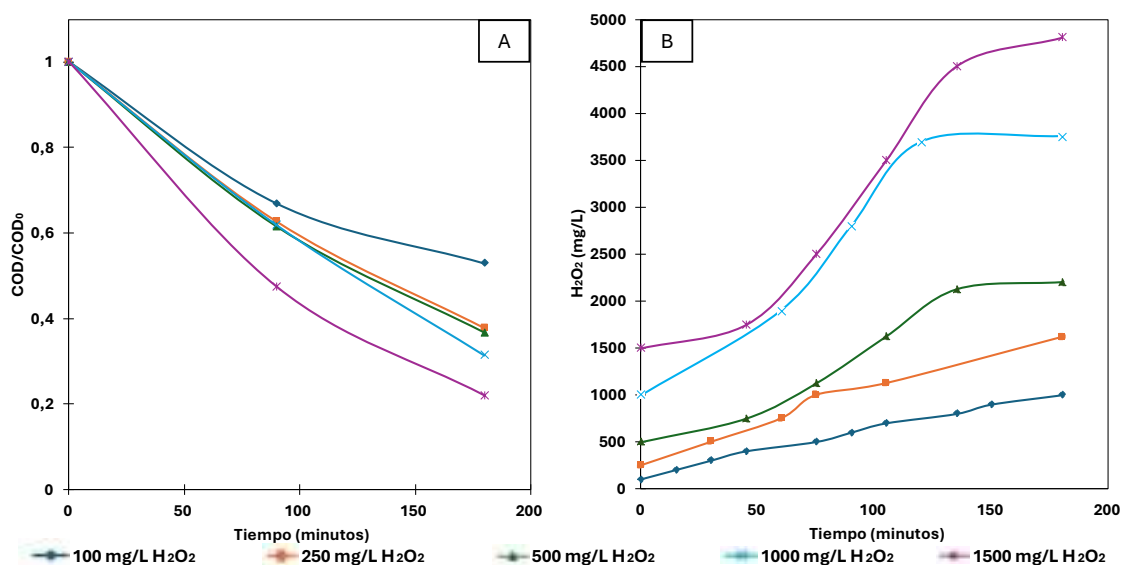
al 45% tras aplicar un proceso de foto-Fenton a un lixiviado pretratado con coagulación floculación y al cual le dosificaron el Hierro por medio del FeSO_4 , cuya dosis fue de 55 mg/L Fe, mientras que el Peróxido fluctuó entre 300 – 1000 mg/L H_2O_2 , rangos de trabajo similares a las usadas en el actual proyecto.

Como segunda alternativa de foto-Fenton, se consideró la matriz de agua resultante del proceso de coagulación-floculación desarrollado en pH ácido. Esta contenía niveles de Hierro entre 50 y 80 mg/L, razón por la cual no fue necesario añadir una sal de Hierro en el proceso. Para la serie de experimentos se trabajó en un rango de Peróxido entre 100 y 1500 mg/L H_2O_2 con un tiempo de contacto de 180 minutos, manteniendo la dosis durante todo el experimento y alcanzando los resultados presentados en la Tabla 26 y Figura 16. De igual manera, los costos se incluyeron en el Anexo 3D.

Tabla 26. Resultados foto-Fenton en lixiviado coagulado manteniendo la dosis de Peróxido

Foto-Fenton manteniendo concentración H_2O_2 en Lixiviado coagulado de temporada de lluvia									
# Exp	Fe (mg/L)	Dosis H_2O_2 mantenida (mg/L)	DQO (mg/L)			% Remoción DQO 90 min	% Remoción DQO 180 min	Consumo H_2O_2 (mg/L)	
			0	90	180				
1	68	1500	2943,5	1692,3	785,2	43	73	4471	
2	40	1000	2826,6	1593,7	916,2	44	68	3520	
3	61	500	2932,9	1803,1	1076,2	39	63	2202	
4	71	500	2940,8	1875,8	1080,9	36	63	2594	
5	79	100	2998,3	2343,1	1747,3	22	42	875	
6	69	250	3057,8	2012,4	1201	34	61	1610	
7	66	1000	2893,9	1788,6	906,8	38	69	3757	
8	70	100	2310,9	1546,9	1223,9	33	47	1000	
9	80	250	2238,0	1402,6	845,8	37	62	1615	
10	80	1500	2233,9	1058,3	489,8	53	78	4805	

Foto-Fenton con Hierro residual y manteniendo la dosis de Peróxido



(a) COD/COD_0 vs Tiempo (min) (b) Consumo H_2O_2

Figura 16. Resultados foto-Fenton con Hierro residual y manteniendo la dosis de Peróxido.

De acuerdo con los resultados obtenidos en esta serie de experimentos, existió una relación directamente proporcional entre la concentración de Peróxido y la remoción de DQO, donde para consumos superiores a 3500 mg/L de H_2O_2 se alcanzan valores superiores al 68% de oxidación de la DQO. Esto ocurre dado que al haber mayor disponibilidad de H_2O_2 se propicia la formación de radicales hidroxilos por sus reacción con los iones de Hierro que contiene la matriz de lixiviado coagulado.

Como bien es conocido, para garantizar la reacción Fenton es necesario que siempre exista H_2O_2 en el agua tratante, no obstante, cuando se trabajó con la dosis más pequeña (100 mg/L H_2O_2) se observó que su velocidad de reacción y consumo dado su bajo valor llegó a ser inferior a los 15 minutos, lo cual obligó a incrementar el número de mediciones de H_2O_2 , así como su dosificación constante. A pesar de lo mencionado y de que la remoción de DQO no superó el 48%, es posible analizar que la cantidad de reactivo consumido fue hasta 50% menos en comparación con las pruebas que se iniciaron en niveles superiores a 1000 mg/L H_2O_2 . Lo anterior, nos permite establecer que el objetivo por el cual se va a aplicar el proceso fotoquímico es quien debe definir la cantidad de reactivo que se desea consumir y hasta donde forzar el tratamiento para alcanzar su máximo deseado, ya que si por ejemplo lo que se busca es acoplar el sistema con un proceso de menor complejidad como un sistema biológico u otro proceso físico-químico convencional, la alternativa de mantener la menor dosis de oxidante funcionaria como desbaste para lograr un efluente apto para continuar su tratamiento.

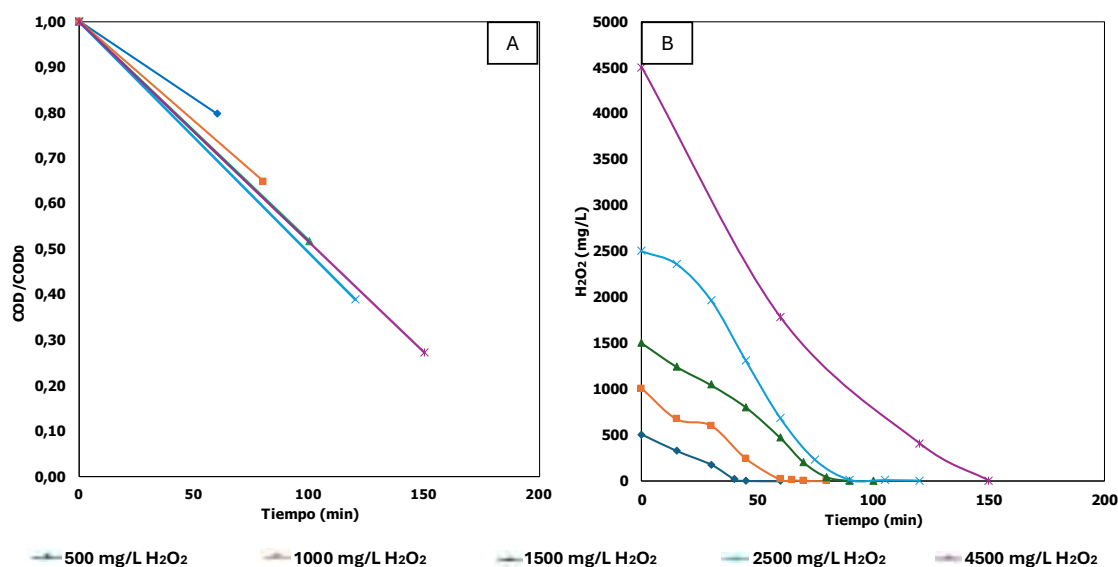
Los resultados obtenidos son comparables con los alcanzados por T. F. C. V. Silva et al., 2017, quienes lograron remover más del 60% de la DQO tras mantener dosis de H_2O_2 entre 100 y 500 mg/L, alcanzando un consumo total cercano a los 4 g/L y en un rango de Fe de 60 mg/L, logrando efluente apto para ser tratado por un proceso biológico. Similar a lo obtenido por (V. M. Silva et al., 2017), quienes tras mantener la concentración entre 200 y 600 de Peróxido y con una dosis de Hierro inferior a 100 mg/L logran remover el 68% de la DQO de un lixiviado pretratado con un proceso de coagulación – floculación.

Como tercera alternativa de foto-Fenton se procedió a realizar experimentos en los cuales solo se añadió una vez el oxidante y se finalizó la prueba cuando no existía dosis residual de este en la matriz de agua. Los valores trabajados se consideraron a partir de los consumos de Peróxido mencionados en la Tabla 26. Los resultados alcanzados son contenidos en la Tabla 27 y Figura 17 y Anexo 3E.

Tabla 27. Resultados foto-Fenton en lixiviado coagulado manteniendo la dosis de Peróxido

Foto-Fenton dosis única de H ₂ O ₂ en lixiviado coagulado de temporada de lluvia						
No.	Fe residual (mg/L)	Dosis H ₂ O ₂ (mg/L)	DQO (mg/L)		% Remoción DQO	Duración prueba (min)
			Tiempo inicial	Tiempo final		
1	71	1500	3001	1552,8	48	100
2	68	500	2916,7	2324,4	20	60
3	67	1000	2939,2	2024,2	31	80
4	69	2500	2832	1100	61	120
5	90	4500	2174,7	529,5	76	150
6	90	1000	2290,6	1484,8	35	80
7	90	500	2305,9	1910,8	17	60
8	90	2500	1968,6	619,3	69	120
9	90	4500	2174,7	590,1	73	150
10	90	1500	1917,4	820	57	100

Foto-Fenton con Hierro residual y única dosis de Peróxido



(a) COD/COD₀ vs Tiempo (b) Consumo H₂O₂

Figura 17. Resultados foto-Fenton con Hierro residual y única dosis de Peróxido.

De acuerdo con los resultados obtenidos se valida la relación directamente proporcional entre la remoción de DQO y el consumo de Peróxido, cuyo punto máximo fue del 76% alcanzado en 4500 mg/L H₂O₂. Así mismo, se observó que la diferencia entre los dos niveles más altos de consumo (2500 mg/L; 4500 mg/L) fluctuaron menos del 15%, sin embargo, su diferencia en dosis fue de 2000 mg/L H₂O₂.

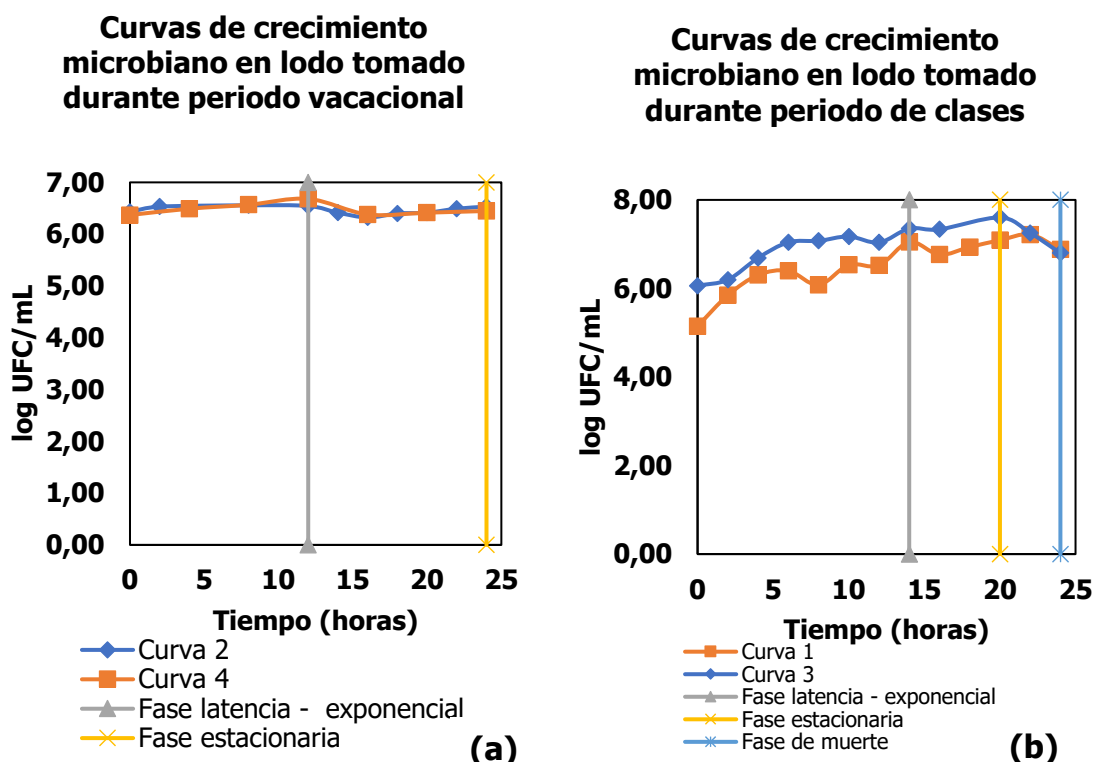
Por otra parte, se destaca que el tiempo de contacto por cada experimento fue diferente (entre 60 y 150 minutos), dado que este dependió de la presencia de Peróxido en el agua tratante, donde a mayores dosis, más tiempo de tratamiento,

pero sin alcanzar los 180 minutos considerados en la serie de experimentos de foto-Fenton anteriores. De lo anterior también se observó que las diferencias entre las remociones de DQO considerando la dosis total de H_2O_2 no presentaron discrepancias superiores al 10%, lo cual permite concluir que añadir una dosis alta al iniciar la prueba contribuye con la sostenibilidad de este tipo procesos, dado que permite un ahorro en el consumo de energía utilizada por la bomba de recirculación y la lámpara UV. Lo anterior, también fue analizado por Xiangwei et al., 2021 quienes compararon los rendimientos cuando se añade una sola vez el H_2O_2 y cuando este es añadido con intervalos de tiempo utilizando equipos electrónicos. Los investigadores concluyeron que, aunque se obtuvieron mejores remociones al dosificar durante más tiempo el Peróxido, la fluctuación no fue superior al 15%. No obstante, como el control sobre la presencia de H_2O_2 fue más estricto durante las pruebas lograron disminuir cerca de 50 mg/L de H_2O_2 por experimento.

Finalmente, dados todos los resultados presentados anteriormente de los procesos fotoquímicos es posible concluir que el tratamiento que mejores eficiencias de remoción de DQO presentó fue el de foto-Fenton desarrollado con dosis residual de Hierro, siendo aproximadamente 20% mayor que el mejor resultado del Fenton y más del 40% comparado con la fotocatalisis heterogénea, razón por la cual dichos efluentes fueron acoplados con un reactor biológico para conocer su rendimiento.

c. Diseño y evaluación experimental del tratamiento biológico aerobio para lixiviado fototratado

El lodo aerobio utilizado en el proceso biológico fue proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales de una Universidad ubicada en la costa caribe colombiana, la cual emplea un sistema lodos activados con aireación extendida. Así mismo, se realizaron cuatro curvas de crecimiento microbiano con lodo de dos temporadas del año con diferente carga orgánica (vacaciones y durante semestre académico) cuyo objetivo era conocer la fluctuación en el comportamiento de los microorganismos y sus fases de crecimiento después de ser alimentados. Lo anterior también permitió validar la temporada del año en la que debía ser tomado el lodo como inóculo, considerando que la PTAR de donde este provino se situaba en una universidad, por lo que su actividad microbiana podría ser afectada con la temporada académica del año, ya que en estos sitios para los meses en los que los estudiantes y colaboradores salen a vacaciones el caudal y la carga orgánica se reduce hasta en un 50% (Amare et al., 2017). Los resultados alcanzados son presentados en la Figura 18.



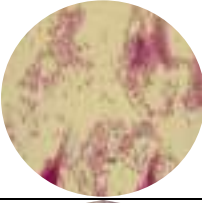
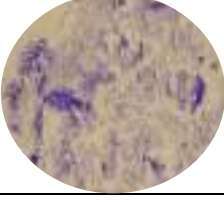
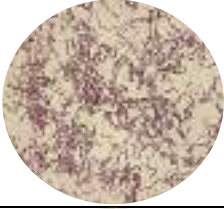
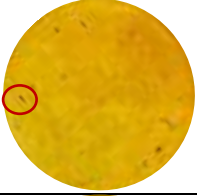
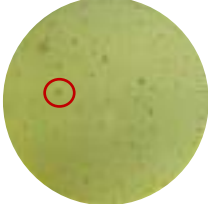
(a) Curvas de crecimiento microbiano en lodo tomado durante periodo vacacional (b) Curvas de crecimiento microbiano en lodo tomado durante periodo de clases

Figura 18. Curva crecimiento microbiano por periodo académico.

Los resultados de la Figura 18 demuestran que cuando el lodo es tomado durante el semestre académico las fases de crecimientos son sencillas de identificar, destacando que en la exponencial el incremento de los microorganismos a las 14 horas fue de aproximadamente 30% con respecto al tiempo 0. Así mismo, se considera que entre las 14 y las 20 horas ocurre la fase estacionaria, en la cual la concentración no fluctuó más del 4%. Finalmente, se observa que posterior a las 20 horas la reducción de los microorganismos superó el 6,5% indicando el inicio de la fase de muerte. En cuanto al lodo tomado en el periodo de vacaciones, se establece que la actividad microbiana estaba ralentizada, demostrado en que el cambio de fases no es ni cuantitativa ni cualitativamente perceptible, especialmente en la etapa exponencial y de muerte, las cuales no varían más del 5% con respecto a la concentración inicial y al punto máximo de crecimiento, respectivamente. Dado lo anterior, se concluye que la temporada en la cual se debe obtener el lodo para la ejecución de pruebas biológicas es durante transcurso del semestre académico.

Por otra parte, para identificar los tipos de bacterias existentes en el lodo se realizó tinción de Gram sobre algunos microorganismos presentes en las cajas sembradas para la curva de crecimiento microbiano, encontrando los resultados presentados en la Tabla 28.

Tabla 28. Resultados de la tinción de Gram sobre microorganismos del lodo aerobio

Microorganismo en placa	Tinción de Gram	Tipo	Género
		Gram positivos	<i>Bacilos</i>
		Gram negativos	<i>Pseudomona</i>
		Gram positivos	<i>Bacilos</i>
		Gram positivos	<i>Bacilos</i>
		Gram positivos	<i>Bacilos</i>
		Gram positivos	<i>CocoBacilos</i>
		Gram positivos	<i>CocoBacilos</i>
		Gram negativos	<i>Pseudomona</i>

Como era de esperarse, al provenir de una planta de tratamiento de agua residual cuya fuente de alimento son las unidades sanitarias y algunos servicios especiales de la universidad, se pudo evidenciar que el lodo aerobio tenía gran variedad de microorganismos. Dentro de los identificados como Gram positivos por su forma y color morado se destacan las bacterias del género *Bacilos* y *cocobacilos*, las cuales desempeñan funciones en la descomposición de materia orgánica y la producción de enzimas (Y. Liu et al., 2023). Así mismo, dentro de las Gram negativas caracterizadas por su tonalidad rosa, se lograron identificar bacterias del género *Pseudomona*, las cuales al tener más longevidad que las Gram positivas, contribuyen a la degradación de compuestos de mayor complejidad (Louvet et al., 2011).

Una vez definido lo mencionado anteriormente, se procedió a realizar la caracterización del lodo que iba a ser utilizado como inóculo en el proceso de tratamiento biológico en términos fisicoquímicos y microbiológicos, cuyos resultados son presentados en la Tabla 29. Además, este fango fue utilizado como inóculo para la siembra del reactor madre mencionado en la sección 9, equipado con entradas de aire que permitieran mantener el Oxígeno disuelto superior a 7 g/L y la homogenización del lodo y el agua tratante. De igual manera, el reactor tuvo una periodicidad de alimentación de 36 a 48 horas y el seguimiento a su funcionamiento se realizó con los parámetros de DQO, sólidos totales, volátiles y suspendidos totales y volátiles.

Tabla 29. Caracterización lodo inóculo.

Parámetro	Unidad	Valor
ST	mg/L	21319,3±180,2
SV	mg/L	10326,3±958,9
SST	mg/L	18640±560
SSV	mg/L	9217,3±915,5
IVL	-	48,5±9,2
% Remoción DQO	mg/L	55% - 70%
OD	mg/L O2	7 - 8



1. Tanque reactor biológico; 2. Entrada de aire; 3. Control parámetros; 4. Muestra lodo
 Figura 19. Reactor madre escala laboratorio de lodos activados.

De acuerdo con los resultados evidenciados en la Tabla 29 y la Figura 19, es posible determinar que el lodo es de tipo granular (dada su formación de gránulos y decantamiento uniforme), el cual contaba con una adecuada sedimentabilidad reflejada en el valor del IVL, dado que según lo reportado por Téllez-Pérez et al., 2021, valores entre 50 y 100 mg/L representan condiciones óptimas de aplicación a sistemas biológicos aerobios. Donde valores superiores podrían indicar que el lodo tiene una baja sedimentabilidad y vincularse a problemas como exceso de sólidos o de alimento. Por otra parte, valores inferiores al rango indicarían que el lodo es demasiado sedimentable reduciendo considerablemente las eficiencias de tratamiento (Lima et al., 2014). En cuanto a los SSV según Bassin, 2018 valores superiores a los 2000 mg/L refieren una apropiada cantidad de biomasa activa para sistemas de lodos activados convencionales.

Posteriormente, se llevaron a cabo ensayos de respirometría para conocer la biodegradabilidad del lixiviado crudo, permitiendo conocer la tasa de consumo de Oxígeno (OUR por sus siglas en ingles) y el porcentaje de inhibición de los microorganismos cuando se exponían a diferentes concentraciones de este líquido residual durante 3 horas. De igual manera, pasadas 24 horas de contacto se agregó una fuente de Carbono simple como el Acetato de Sodio y se calculó de nuevo la tasa de consumo de Oxígeno para analizar la toxicidad de dichas dosis. El fundamento de estos experimentos se basa en el metabolismo de los

microorganismos, según el cual al añadir un compuesto altamente biodegradable se contribuye a que estos respiren y por lo tanto haya consumo de Oxígeno disuelto. Si por el contrario aumenta o no presenta cambio el OD, indicaría que los microorganismos no soportaron el agua residual añadida previamente o que por el contrario ya están en una fase estacionaria y saturados de Oxígeno (Ponce-Robles et al., 2019). Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 30.

Tabla 30. Pruebas respirométricas aplicadas al lixiviado de relleno sanitario.

Matriz de agua	Composición	Prueba Biodegradabilidad				Prueba Toxicidad (+24h; + 0,5 gAcetato de Sodio/g SSV)		
		OD ₀ (mg O ₂ /L)	OD _f (mg O ₂ /L)	OUR (mg O ₂ /Lh)	% Inhib.	OD ₀ (mg O ₂ /L)	OD _f (mg O ₂ /L)	OUR (mg O ₂ /Lh)
Computo referencial	Agua residual + Acetato de Sodio (0,5 g/g SSV)	8,34	6,76	0,53	-	7,52	4,15	3,37
Lixiviado temporal seco	50% Lixiviado; 50% Lodo	8,25	8,63	-0,13	124%	8,25	7,95	0,30
	25% Lixiviado; 75% Lodo	8,08	7,95	0,04	92%	7,81	7,21	0,60
	10% Lixiviado; 90% Lodo	8,39	8,2	0,06	88%		-	
Lixiviado temporal lluvia	50% Lixiviado; 50% Lodo	8,5	8,3	0,07	87%	8,46	8,33	0,13
	25% Lixiviado; 75% Lodo	8,65	8,25	0,13	75%	7,93	7,36	0,57
	10% Lixiviado; 90% Lodo	8	7,47	0,18	66%		-	

De acuerdo con la Tabla 2, se evidencia que en la lixiviado de temporada seca ninguna de las condiciones analizadas alcanzó una tasa de absorción del Oxígeno superior al 0,1 mg O₂/L.h y la inhibición fue superior al 85%. Lo anterior significa que los microorganismos que realizaban el proceso de degradación no consideraron a los compuestos presentes en esta matriz como fuentes de Carbono y energía, por lo cual no realizaron su respiración aeróbica, categorizándolo como un líquido residual no biodegradable.

Con respecto al lixiviado de temporada de lluvia, cuando se añadió en la misma proporción que el lodo, la tasa de absorción del Oxígeno por parte de los microorganismos fue inferior a 0,1 mg O₂/L.h, alcanzando la inhibición del 87% de estos. En cuanto al escenario en el que se añadió el 25% de este, el punto máximo de absorción del O₂ fue duplicado (0,13 mg O₂/L.h), mientras que cuando se añadió la menor cantidad de lixiviado (10%), se evidenció un incremento hasta lograr el valor de 0,18 mg O₂/L h con una inhibición superior al 60%. Lo anterior permite entender, que este tipo de agua residual es no biodegradable y tóxica, ya que para alcanzar el indicador EC₅₀ (disponibilidad del 50% de los microorganismos) se requeriría utilizar menos del 10% de lixiviado.

En cuanto a la línea base fue desarrollada con agua residual proveniente de la universidad (alimento que usualmente recibían dichos microorganismos) y un compuesto de referencia con estructuras de Carbono simple como el Acetato de Sodio, lo que permitió que los microorganismos realizaran rápidamente su metabolismo aeróbico, representado en un tasa de absorción de O₂ de 0,53 mg O₂/Lh.

Con respecto a las pruebas de Toxicidad, se evidenció un aumento significativo en las tasa de consumo de Oxígeno, lo que permite concluir que aunque los lixiviados resultan poco biodegradables, persiste el consumo de Oxígeno disuelto cuando se añadió la fuente de Carbono simple; por lo tanto, se consideran que no son tóxicos para los microorganismos pero que si es requerida la aplicación de procesos de tratamiento previos que logren descomponer las estructuras químicas complejas de estos efluentes en especies que sean aptas para ser tratadas por medio del lodo aerobio.

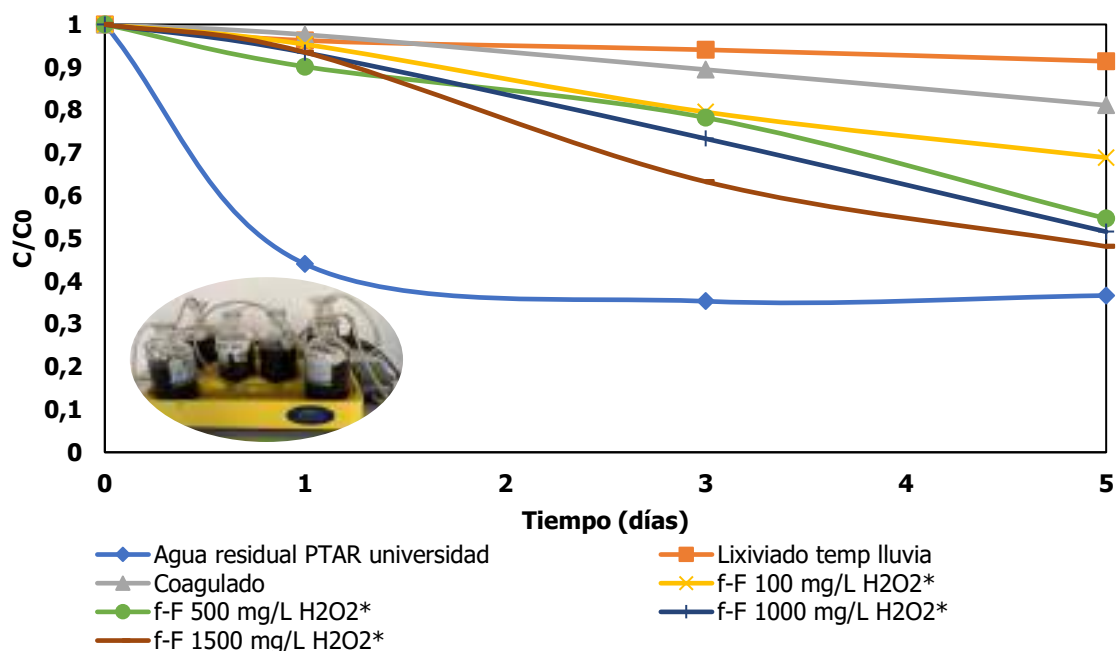
Posteriormente, dada la necesidad de aplicar tratamientos previos al proceso biológico, así como el tratamiento posterior al proceso fotoquímico; se dio inicio al acople entre los efluentes de los procesos de foto-Fenton (manteniendo la dosis de oxidante; una sola dosis de oxidante) y los lodos activados convencionales tipo *batch*. Además, acorde con los resultados de la curva de crecimiento microbiano, el lodo se tomó 14 horas después de haber alimentado el tanque madre (momento en el cual se alcanzada la fase exponencial de crecimiento) y se dejó en agitación y aireación hasta alcanzar la fase de hambre de los microorganismos. Los resultados alcanzados se presentan en la Tabla 31 y la Figura 20.

Tabla 31. Resultados acople foto-Fenton manteniendo dosis oxidante - lodos activados batch

Acople foto-Fenton manteniendo dosis oxidante - lodos activados <i>batch</i>								
Matriz de agua	H₂O₂ Consumido en el foto- Fenton (mg/L)	DQO (mg/L)				Remoción DQO		
		Tiempo (días)				1	3	5
		0	1	3	5			
Agua residual PTAR universidad	0	436,6	192,1	154,2	160	56%	65%	63%
Lixiviado crudo	0	4883,1	4701,2	4594,6	4463,1	4%	6%	9%
Lixiviado coagulado	0	2240	2186,6	2003,6	1817,3	2%	11%	19%
Lixiviado fototratado con foto-Fenton manteniendo 100 mg/L H₂O₂	873,6	1455	1387,2	1157,1	1002,1	5%	20%	31%
Lixiviado fototratado con foto-Fenton manteniendo 500 mg/L H₂O₂	2594	983,6	886,6	769,4	537,5	10%	22%	45%
Lixiviado fototratado con foto-Fenton	4256	853,6	797,5	625,8	440,1	7%	27%	48%

manteniendo 1000 mg/L H₂O₂									
Lixiviado fototratado con foto-Fenton manteniendo 1500 mg/L H₂O₂	4572	818,3	765	517,6	393,6	6%	37%	52%	

Acople foto-Fenton dosis mantenida H₂O₂ - lodos activados batch



* Dosis mantenida

Figura 20. Acople foto-Fenton manteniendo dosis oxidante - lodos activados batch.

De acuerdo con los resultados del acople, entre mayor cantidad de Peróxido se suministró en el foto-Fenton, mayor biodegradabilidad se consiguió en el efluente, debido al aumento en la disponibilidad de radicales OH que se generan durante este proceso y que contribuyen con la mineralización parcial de los contaminantes orgánicos y con la reducción de la DQO. Lo anterior se demostró en que para los influentes provenientes de pruebas con consumos superiores a 4000 mg/L H₂O₂, los microorganismos presentes en el lodo lograron 20% más de remoción DQO que en aquellos cuyo consumo fue inferior a 1000 mg/L H₂O₂. No obstante, la diferencia entre el efluente fotoquímico que consumió 1500 mg/L y el del máximo consumo (4500 mg/L H₂O₂) no superó el 7%, es entonces cuando se hace necesario buscar alternativas que contribuyan a la evaluación del proceso desde el punto de vista ambiental y económico, considerando el consumo de recursos y el objetivo final del tratamiento, es decir, si desea verter el efluente tratado o si se buscase algún tipo de aprovechamiento.

Por otra parte, los influentes de lixiviado crudo y coagulado presentaron remociones inferiores al 20% de DQO, debido a su baja biodegradabilidad y dificultad de los microorganismos para llevar a cabo la metabolización de contaminantes. Lo anterior justifica la necesidad de utilizar un proceso de oxidación avanzada para reducir la complejidad del agua tratante y no considerar al proceso biológico aerobio convencional como primer tratamiento. Caso similar a los resultados obtenidos por Inglezakis et al., 2018, quienes tras aplicar un proceso biológico convencional sobre un lixiviado obtuvieron remociones de materia orgánica inferiores al 30%, sin embargo, cuando lo acoplaron con un efluente fototratado su eficiencia superó el 80%.

Otra observación destacada es que en el primer día de tratamiento a los microorganismos se les dificultó la adaptación a las matrices de lixiviado fototratado, representado por las remociones de DQO inferiores al 10%, lo cual comparado con el agua residual proveniente de la PTAR de la universidad (alimento convencional que recibían estos lodos) fue 6 veces inferior. Este fenómeno sucedió debido a que como mencionan en Bhattacharyya et al., 2022, las especies presentes en el lodo podrían no ser las más adecuadas para metabolizar los nuevos compuestos, por lo que necesitan un período de adaptación a la composición del agua tratante. Esta adaptación, a su vez, favorece la proliferación de especies más adecuadas para degradar los productos del efluente fototratado, enriqueciendo la biomasa y mejorando la capacidad de remoción. Lo anterior, fue posible observarlo en los días 3 y 5, donde los microorganismos del proceso alcanzaron los picos de remoción de la DQO.

Estos resultados obtenidos son congruentes con los presentados por (Gomes et al., 2019a), quienes evaluaron el acople entre foto-Fenton considerando tres niveles de mineralización (alto, medio, bajo) según el consumo de H_2O_2 y un biorreactor de lodos activados tipo *batch*, en un lixiviado crudo cuya DQO era inferior a 4000 mg/L. Al igual que en nuestros experimentos, los autores concluyeron que en la mayor remoción de contaminantes el proceso biológico derivó de la matriz fototratada que más consumo de H_2O_2 registraba (3 g/L H_2O_2 ; 0,06 g/L Fe^{+2}), logrando remover el 54% de la DQO.

Siguiendo esta línea, fue aplicado el tratamiento de lodos activados sobre los efluentes del proceso de foto-Fenton en los que se dosificó una sola dosis de H_2O_2 , alcanzando los resultados presentados en la Tabla 32 y Figura 21. Los costos del tratamiento se incluyeron en el Anexo 3F.

Tabla 32. Resultados acople foto-Fenton única dosis oxidante – lodos activados batch

Acople foto-Fenton única dosis oxidante - lodos activados batch								
Matriz de agua	H_2O_2 consumido en el foto- Fenton (mg/L)	DQO (mg/L)				% Remoción DQO		
		Tiempo (días)				1	3	5
		0	1	3	5			

Agua residual PTAR universidad	0	414,8	177,9	158,1	-	57%	62%	60%
Lixiviado Coagulado	0	1994	1914,5	1748,4	1700,5	4%	12%	15%
Lixiviado fototratado con foto-Fenton única dosis 1000 mg/L H ₂ O ₂	1000	1236,8	1142,7	967,3	791,9	8%	22%	36%
Lixiviado fototratado con foto-Fenton única dosis 2500 mg/L H ₂ O ₂	2500	904,3	825,9	687,5	535,7	9%	24%	41%
Lixiviado fototratado con foto-Fenton única dosis 4500 mg/L H ₂ O ₂	4500	781,4	668,9	485,1	379,9	14%	38%	51%

Acople foto-Fenton única dosis H₂O₂ - lodos activados batch

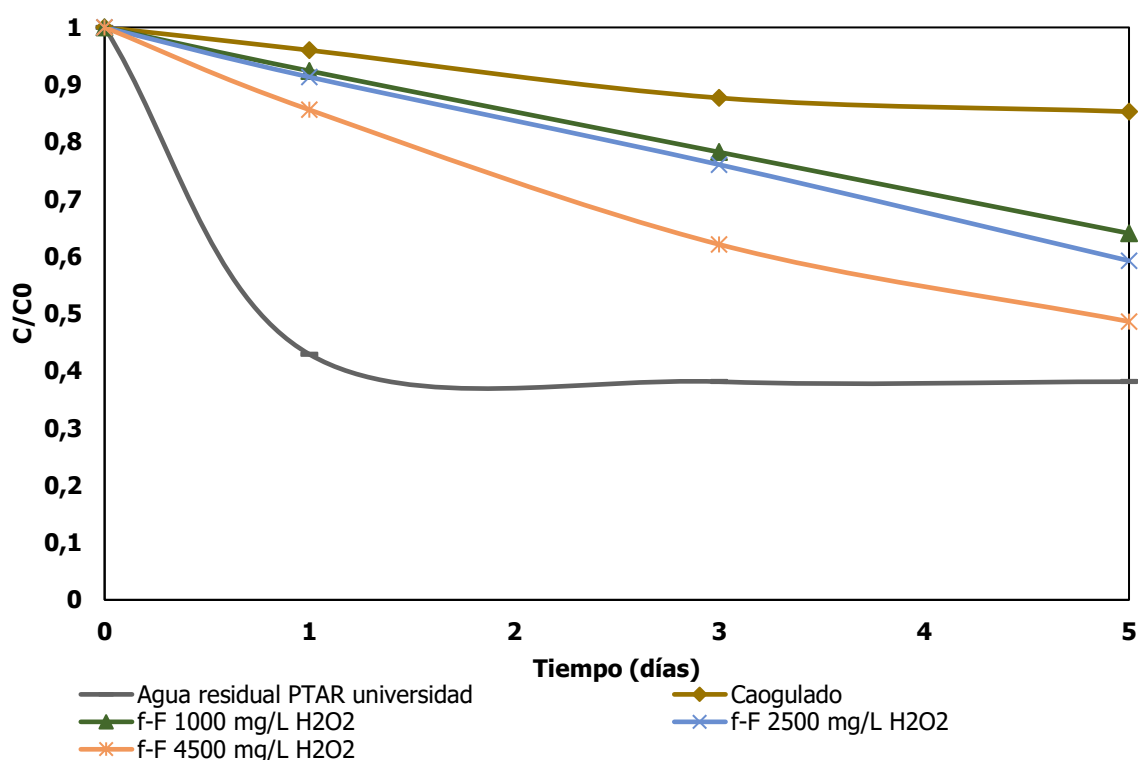


Figura 21. Acople foto-Fenton única dosis H₂O₂ – Lodos activados batch.

Los resultados de la Tabla 29 permiten soportar lo evidenciado anteriormente cuando se combinó el efluente de foto-Fenton manteniendo la dosis de oxidante con el proceso biológico, dado que al igual que dichas pruebas, la mayor remoción de DQO (51%) se logró cuando se consumieron 4500 mg/L de H₂O₂. No obstante, para esta serie de experimentos las diferencias entre estas matrices de lixiviado no superaron el 20%. Además, se observa que el primer día los microorganismos presentes en el lodo no lograron adaptarse a la matriz de agua, en comparación con el comportamiento de estos cuando se añadió el alimento

convencional (agua residual de la universidad), condición en la cual alcanzan a remover el 57% de DQO con solo un día de retención hidráulica.

Explorando alternativas que permitan detallar el comportamiento de la biodegradabilidad en los efluentes de foto-Fenton, se llevó a cabo la prueba de Zahn-Wellens siguiendo la metodología propuesta por OCDE 302B, 1992, con una extensión de 27 días. Los resultados alcanzados son presentados en la Tabla 33 – 34 y la Figura 22.

Tabla 33. Resultados seguimiento DQO prueba de Zahn-Wellens

# Reactor	Matriz de agua tratante	DQO (mg/L)							
		0 días	4 días	7 días	10 días	14 días	19 días	27 días	
1	Lixiviado crudo temporada de lluvia	837,2	758,1	571,3	650,2	649	653,9	664,3	
2	Lixiviado crudo temporada seca	919,6	860,8	785,9	714,2	683,6	698,9	759,8	
3	Lixiviado coagulado	782,6	703,8	640,9	678,7	548,7	570,7	604,6	
4	Lixiviado fototratado con foto-Fenton única dosis 500 mg/L H ₂ O ₂	926	788	572,5	595,5	627,9	655,1	680,1	
5	Lixiviado fototratado con foto-Fenton única dosis 1500 mg/L H ₂ O ₂	1523	998,5	769,9	764,1	814,2	730,2	724,2	
6	Lixiviado fototratado con foto-Fenton única dosis 2500 mg/L H ₂ O ₂	1380,5	801,4	786,1	710,4	649,7	649,2	590,8	
7	Etilenglicol	1264,55	286,5	14,78	7,506	13,57	11	10	

Con los resultados de las mediciones de DQO y considerando la fórmula de biodegradabilidad, se obtienen los resultados presentados en la Tabla 34.

$$Biodegradabilidad = \left(1 - \frac{C_x - C_{xb}}{C_o - C_{ob}} \right)$$

C_x= Concentración de DQO en el tiempo x

C_{xb}= Concentración de DQO del blanco en el tiempo x

C_o= Concentración de DQO en el tiempo 3,5 h.

C_{ob}= Concentración de DQO del blanco en el tiempo 3,5 h.

Tabla 34. % de Biodegradabilidad prueba Zahn-Wellens

# Reactor	Matriz de lixiviado	DQO (mg/L)						
		0 días	4 días	7 días	10 días	14 días	19 días	27 días

1	Lixiviado crudo temporada de lluvia	0	24%	38%	27%	35%	35%	39%
2	Lixiviado crudo temporada seca	0	19%	18%	21%	32%	31%	28%
3	Lixiviado coagulado	0	26%	23%	17%	44%	42%	43%
4	Lixiviado fototratado con foto-Fenton única dosis 500 mg/L H ₂ O ₂	0	29%	45%	42%	44%	42%	43%
5	Lixiviado fototratado con foto-Fenton única dosis 1500 mg/L H ₂ O ₂	0	44%	54%	54%	55%	61%	64%
6	Lixiviado fototratado con foto-Fenton única dosis 2500 mg/L H ₂ O ₂	0	53%	48%	53%	62%	63%	71%
7	Etilenglicol	0	93%	109%	109%	113%	115%	118%

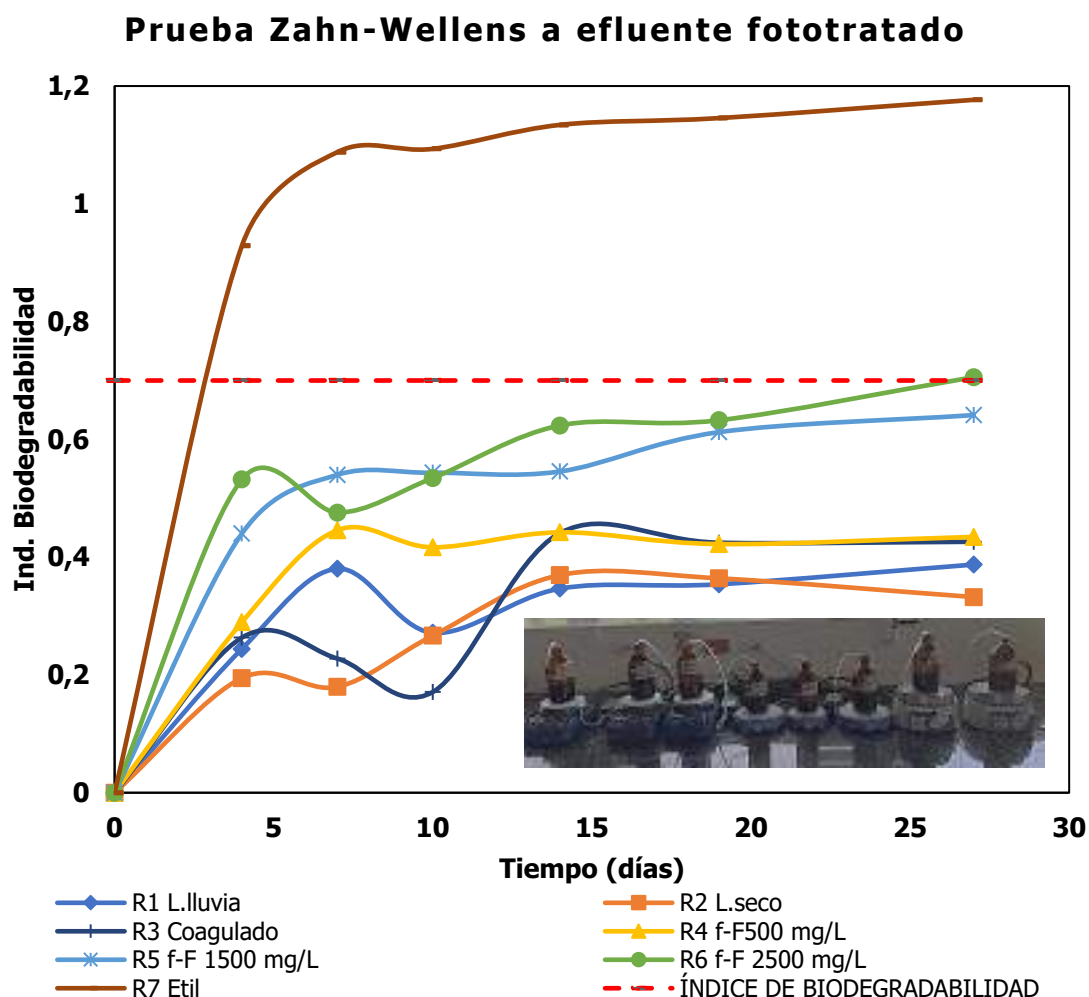


Figura 22. Resultados prueba Zahn-Wellens sobre efluente fototratado.

Considerando los resultados obtenidos se considera como válida las pruebas de Zahn-Wellens, dado que se cumple con el requisito establecido en la metodología referente a superar el 70% de la degradación del compuesto de referencia antes

de los 14 días. Además, la tendencia mostrada por el lixiviado crudo tratamiento es que no es biodegradable, confirmando lo mencionado anteriormente en las pruebas de respirometría. Lo anterior es comparable con los resultados presentados por Paula Floriano Santos et al., 2022; Welter et al., 2018, quienes alcanzan una biodegradabilidad inferior al 40% cuando aplican Zahn-Wellens en un lixiviado crudo de edad media y menor al 50% para un lixiviado coagulado utilizando FeCl_3 .

Así mismo, los resultados pueden ser categorizados en dos grupos; el primero conformado por el lixiviado crudo, coagulado y los efluentes de foto-Fenton inferiores a 1000 mg/L de H_2O_2 consumido. Estos no superan el 50% de la biodegradabilidad alcanzados los 27 días. Mientras que en el segundo se desatan los efluentes fototratados que consumieron más de 1500 mg/L de H_2O_2 , cuya biodegradabilidad supera el 50%, destacando que el efluente de foto-Fenton del reactor 7 (2500 mg/L H_2O_2) es considerado biodegradable, dado que este parámetro supera el 70%. Además, cabe resaltar que las dos matrices de lixiviado que se incluyen en este grupo fueron puestas en contacto con el lodo sin diluir, mientras que para las demás matrices se realizó una dilución con agua destilada hasta alcanzar el límite máximo que recomendaba la prueba en términos de DQO que era 1000 mg/L.

Por otra parte, los resultados también son comparables con los obtenidos por (Vilar et al., 2012), quienes lograron una relación directamente proporcional entre el consumo de Peróxido y la biodegradabilidad del efluente de foto-Fenton, no obstante, su objetivo fue encontrar el menor valor de H_2O_2 consumido en el cual esta matriz de lixiviado se volvía biodegradable, siendo este 150 mM de H_2O_2 .

Por último, al haber finalizado todo el desarrollo experimental, es posible concluir que cuando se aplicó un pretratamiento de coagulación – floculación utilizando 1 g/L de FeCl_3 a lixiviado crudo de relleno sanitario de temporada de lluvia acidificado hasta pH 5, seguido de un acople entre foto-Fenton (60 mg/L Fe; 4500 mg/L H_2O_2) y lodos activados convencionales tipo *batch*, se alcanzó a remover más del 90% de la materia orgánica inicial en términos de DQO, cuyo valor fue inferior a 600 mg/L, lo cual está dentro de los límites establecidos por la normatividad colombiana para vertimientos (Resolución 0631 del 2015).

No obstante, al involucrar diferentes variables y factores como por ejemplo el consumo de reactivos, tiempos de retención hidráulica, consumo energético, costos e impactos ambientales; se hace necesaria la aplicación de una técnica de evaluación que permita integrarlas y que sirva como herramienta de sostenibilidad desde un punto de vista holístico, que supere las evaluaciones de desempeño convencionales. Lo anterior, dado que como menciona L. Fitzsimons et al., 2016, estas se enfocan en analizar: las eficacias de remoción o los costos o su beneficio ambiental, pero en muchos casos no las interrelacionan. Además, omiten el componente termodinámico, el cual permite identificar las unidades del

proceso donde mayores pérdidas se están generando y con esto poder maximizar el rendimiento de los tratamientos, ahorrando recursos y mejorando su beneficio técnico – económico y ambiental. Por lo anterior, se procede a profundizar en la elaboración de un análisis exergético desarrollado a partir de los resultados experimentales presentados anteriormente.

5.2 Fase 2. Formulación y validación de alternativa metodológica de análisis exergético, para la evaluación de desempeño del proceso fotoquímico-biológico

5.2.1 Fase 2.1. Alternativa metodológica de análisis exergético

a. Elaboración de una línea base bibliográfica

Como fase inicial de la elaboración de una alternativa de análisis exergético que sirviera como herramienta de evaluación del proceso fotoquímico-biológico para la descontaminación de lixiviado, se aplicó la metodología del árbol de la ciencia, la cual permitió conocer el avance que han tenido los análisis exergético en el campo del tratamiento de agua especialmente de las residuales. Esta metodología según sus autores Zuluaga et al., 2022, se fundamenta en el uso de la teoría de grafos para establecer un análisis bibliométrico y de correlación a partir de una base de datos configurada con los paquetes “tosr”, “tidyverse” y “bibliometrix” en el software R, combinando bibliografía procedente de Scopus y de WoS. Dicha base de datos fue resultante de la ecuación de búsqueda con las palabras clave “Exergy” y “Wastewater treatment”, obteniendo lo ilustrado en la Figura 23.

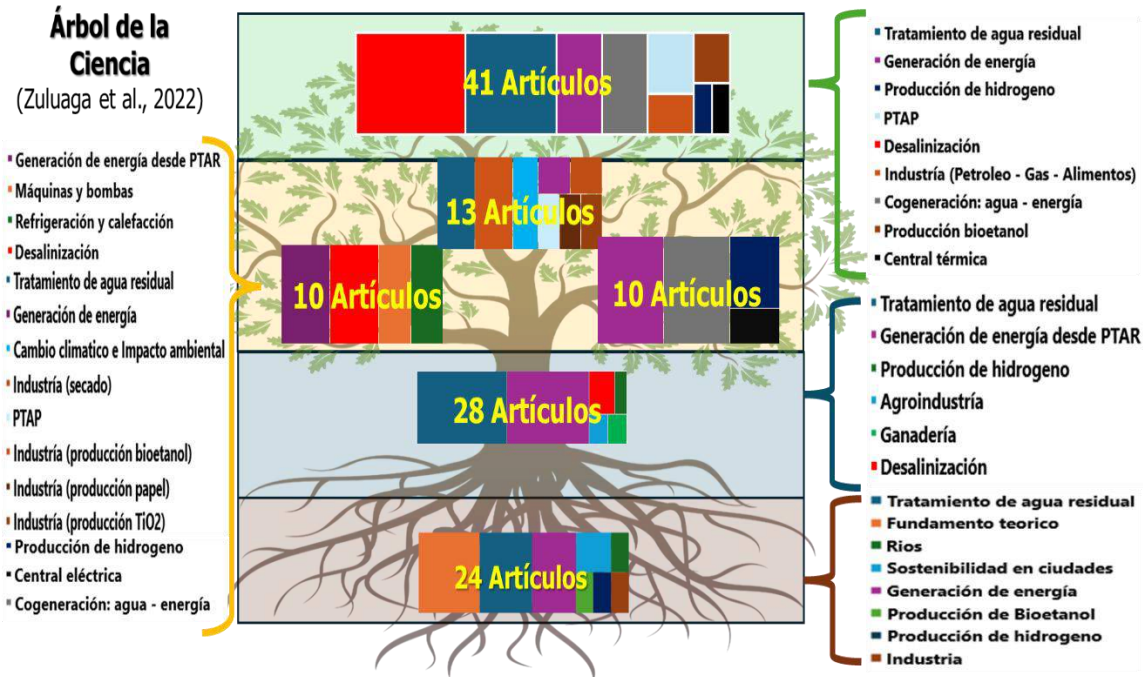


Figura 23. Árbol de la ciencia sobre exergía en tratamiento de agua residual.

De acuerdo con la Figura 23, las raíces hacen referencia a aquellos artículos que cuentan con la mayor cantidad de citaciones y han generado más incidencia sobre

el tema tratante. Entre estos encontramos 24 publicaciones, de las cuales la mayor cantidad (30%) obedecen a capítulos de libros o artículos que sirven como fundamentos teórico, dentro de los que se destacan Hellström & Kärrman, 1997; Siracusa & La Rosa, 2006; Szargut, 1989; Tai et al., 1986; Vassallo et al., 2009; Wall & Gong, 2001 y principalmente abordan como temáticas la definición de esta propiedad termodinámica, así como los pasos para realizar su balance. Además, el 25% de los artículos se relaciona con sistemas de tratamiento convencionales, mientras que el excedente se relaciona con aplicaciones en la industria (12%), generación de energía (21%) y sostenibilidad ambiental (12%). Por otro lado, se mencionan en dichas publicaciones el uso de la "emergía", la cual es una propiedad termodinámica que tiene como principal objetivo detallar la cantidad de gasto energético sin considerar la composición de los flujos. Así mismo, por las fechas de publicación y de aparición de los términos encontrados, se vinculan a los análisis exergéticos con la crisis energética experimentada entre los años 1970-1980 donde los entes gubernamentales a nivel mundial aumentaron los presupuestos hacia alternativas que contribuyeran con la problemática existente (Bühler et al., 2016).

Subiendo por el árbol, se encuentra el tallo, siendo este compuesto por artículos que han sido precursores de otras investigaciones pero que no cuentan con la suficiente antigüedad y ni correlación como las raíces. Esta sección estuvo conformada por 28 publicaciones, cuyo principal campo de aplicación fueron las plantas de tratamiento de agua residual (81%), allí la exergía fue usada para analizar la generación de energía en sistemas anaerobios y para evaluar las unidades de tratamiento involucrando: costos, irreversibilidades, eficiencias e indicadores de sostenibilidad. Por otra parte, se destaca la inclusión de esta metodología en sistemas de desalinización (7%), donde consideran la exergía termo mecánica y su uso como herramienta de optimización. Subsecuentemente, el 12% de los artículos se relacionó con campos de la economía como la agroindustria, la ganadería y la producción de Hidrógeno.

Continuando con las ramas, las cuales son formadas por artículos más recientes y con correlaciones más débiles que los tallos o las raíces, pero que ya han sido considerados por otros autores. En esta sección se destacan tres grupos: el primero conformado por publicaciones enfocadas hacia los sistemas donde prima el componente mecánico como lo son: las plantas de generación de energía (30%), los análisis de máquinas y bombas (20%), los sistemas térmicos (20%) y los procesos de desalinización (30%). Así mismo, en los balances termodinámicos de esta rama la exergía química fue aproximada a cero. En la segunda categoría se encuentran 13 publicaciones, las cuales se distribuyen entre aplicaciones en la industria como: la producción de papel (8%), de productos químicos (8%), bioetanol (23%), secado de material (8%), tratamiento de agua potable (8%), así como en plantas de tratamiento de agua residual municipal (22%) y cambio climático (23%). En cuanto a la tercera rama, estuvo conformada por 11 artículos, los cuales se enfocaron en la aplicación de exergía a los sistemas de cogeneración de agua-energía (73%), análisis en plantas de producción de Hidrógeno (18%) y en centrales eléctricas (9%).

Como última categoría se encuentran las hojas, conformadas por artículos más recientes o en tendencia. Allí se incluyeron 41 publicaciones, las cuales se caracterizan por ser investigaciones que profundizan en componentes específicos de los campos de aplicación mencionados en el resto del árbol. Como novedad se destaca que el mayor porcentaje de publicaciones están orientadas hacia los sistemas de desalinización (30%), las plantas de tratamiento de agua residual (24%) y potable (7%). Donde además de evaluar las pérdidas exergéticas, los autores han relacionado los análisis exergéticos con indicadores de sostenibilidad como la exergo economía y la exergoecología, así como con los análisis de ciclo de vida enfocados en evaluar el impacto ambiental de los procesos y su comparación con la exergía. Por otra parte, el 24% de las publicaciones siguen enfocándose en el campo de la cogeneración agua-energía, usando la exergía para encontrar pérdidas y mejorar rendimientos. Así mismo, la aplicación de estos análisis en industrias relacionadas con la generación de energía (producción de Hidrógeno, gas, petróleo, bioetanol, centrales térmicas) alcanzaron el 15%.

Finalmente, se destaca que en la información consultada no se encontraron referencias sobre aplicaciones de esta metodología en tratamientos de lixiviado, ni en acoples entre procesos fotoquímicos-biológicos. Lo anterior, dado que, aunque existen usos de análisis exergéticos en plantas de tratamiento de agua residual, usualmente incluyen unidades de proceso convencionales como por ejemplo reactores anaerobios o lagunas de oxidación, usadas para tratar aguas residuales municipales. Dado lo anterior se establece la necesidad de plantear una alternativa metodológica aplicable al tratamiento fotoquímico-biológico de lixiviado de relleno sanitario que contribuya a cerrar la brecha del conocimiento, lo cual es buscado a través de la ejecución del actual proyecto.

Posteriormente, se seleccionaron publicaciones del árbol de la ciencia donde se aplicaban específicamente los análisis exergéticos en tratamientos de agua residual con el objetivo de analizar las fases metodológicas y los alcances de cada investigación, buscando consolidar una línea base sólida que sirviera como punto de partida para la elaboración de la alternativa metodológica aplicada al proceso fotoquímico-biológico de lixiviado. Los resultados alcanzados son presentados en la Tabla 35 y Figura 24.

Tabla 35. Comparación metodologías de análisis exergético en tratamientos de agua residual específicos

Autor	Fase									
(Hellström & Kärrman, 1997)	1	2			3	4				
(Moran et al., 2004)	1	2	3	4	5	7	6			
(Mora & De Oliveira Jr, 2006)		1				2			3	
(Boles & Cengel, 2010)	1	2	3	4	5	6				

(Martínez & Uche, 2010)	2	1			3			4
(Khosravi et al., 2013)		1		2	3	5	6	4
(Abusoglu et al., 2013)	1	2	3	4	6			5
(Seckin & Bayulken, 2013)	1	3		2				4
(L. Fitzsimons et al., 2016)	1	2	3	4	5	7	8	6
(Carrasquer et al., 2016)	1	2	3	4	5			6
(Casas Ledón et al., 2017)	1	2	3	4	5		7	6
(Khattak & Greenough, 2018)	3	1		2	4	5	6	
(Malboosi et al., 2021)	1	2		3	4	6	7	5
(Erguvan et al., 2022)	1	2	3	4	5		7	6
(Thomas et al., 2022)	1	2		3	4			5 6
(Patel et al., 2023)	1	2	3	4	5			6

*Los números hacen referencia al orden en que fueron aplicados las actividades en cada una de las investigaciones representadas por los siguientes colores

Esquema del proceso	Cálculo exergía
Definición de incógnitas	Localización irreversibilidades
Suposiciones de cálculos	Recomendaciones
Balances de masa, energía, exergía	Aplicación indicadores exergéticos
Análisis económico - ambiental	Definición de propiedades y variables

Frecuencia de fases metodológicas de análisis exergético en tratamiento de agua residual

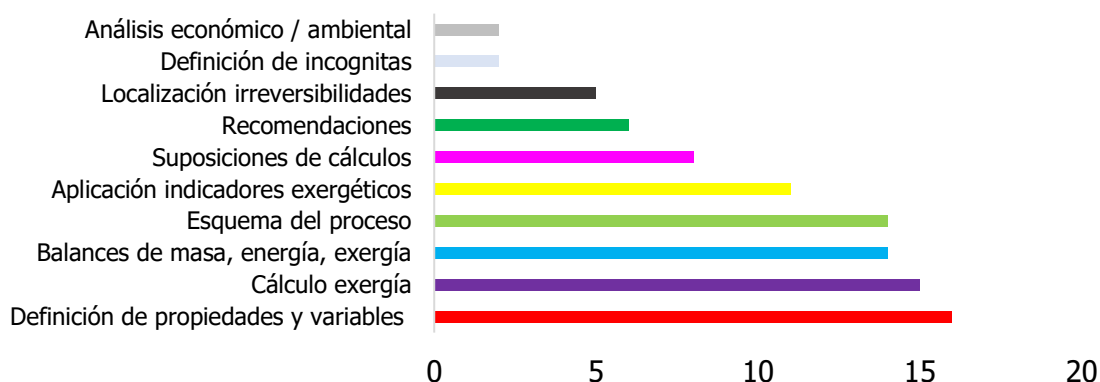


Figura 24. Frecuencia actividades en análisis exergético.

De lo anterior se destaca que la fases metodológicas que mayor frecuencia alcanzaron en las investigaciones analizadas fueron: definición de propiedades y

variables del sistema (16 veces), los balances de masa, energía, exergía (14 veces), el cálculo de la exergía (16 veces), la esquematización del proceso (14 veces) y la aplicación de diversos indicadores exergéticos (10 veces). No obstante, se encontró que la principal diferencia de los autores radica al momento de calcular la exergía, dado que estos discrepan en las formas de exergía que deben ser consideradas en los balances. Algunos como Casas Ledón et al., 2017, consideran que al ser un proceso donde la principal variable de seguimiento es la composición del agua residual, las fluctuaciones de presión, temperatura, velocidad y altura tendrían valor de cero y por lo tanto no habría fluctuación en el delta de la exergía termomecánica (exergía cinética, potencial, física, mecánica).

En cuanto al componente químico de la exergía, los investigadores reseñados establecen diferentes caminos para calcular el delta de este tipo de exergía generado en los sistemas de tratamiento. Por un lado están los que asumen la relación planteada por Tai et al., 1986, quienes analizaron más de 120 especies químicas orgánicas conformadas principalmente por C-H-O y encontraron que la exergía química de los compuestos y su DQO estaba representada por una línea recta de ecuación $13,6 \times \text{DQO (mg/L)}$. Así mismo autores como Mora & De Oliveira Jr, 2006, plantearon que la exergía química podía ser hallada a partir de la sumatoria de las exergías de formación y contribución (según el ambiente de referencia), las cuales a su vez incluyeron variables como la carga iónica, fugacidad, coeficiente de actividad y las exergía química estándar calculadas a partir de las Tablas registradas en los trabajos de Szargut, 1989.

Una vez conocidas las fases metodológicas utilizadas por los autores que han desarrollado investigaciones de análisis exergéticos con aguas residuales, las discrepancias mencionadas entre los alcances y la manera de llevar a cabo los balances y cálculos de exergía, se procedió a aplicarles a cada una de estas la metodología FODA a partir de una modificación a lo establecido por Leigh, 2009, buscando acentuar los principales hallazgos e hitos de cada investigación e identificar brechas de conocimiento y puntos débiles para que se conviertan en oportunidades de mejora de la sostenibilidad de los procesos. Los resultados obtenidos son presentados en la Tabla 36 y 37.

Tabla 36. Convenciones estandarizadas de la matriz FODA

FORTALEZAS Y DEBILIDADES				
CÓDIGO ÍTEM	ÍTEM	Evaluación		
		1	3	5
FD1	Sirve como herramienta de evaluación y comparación entre cualquier proceso de tratamiento de agua residual	No es posible evaluar procesos ni compararlos	Es posible evaluar los sistemas, pero su comparación está sujeta al mismo tipo de agua residual	Permite evaluar y comparar cualquier tipo de sistema de agua residual
FD2	Presenta los resultados a través del	No presenta los resultados a través	-	Presenta el diagrama de Grassmann de

	diagrama de Grassmann	de	del diagrama de Grassmann		todo el proceso analizado
FD3	Las exergías químicas de formación y contribución fluctuaron según el de ambiente referencia asumido	No son consideradas las exergías químicas de formación y contribución	Solo consideran un tipo de exergía química		Las exergías químicas de formación y contribución dependen del tipo de ambiente de referencia y su presencia en él
FD4	El análisis exergético se relaciona con metodologías o indicadores impacto ambiental y sostenibilidad	No se relacionan los análisis exergéticos con metodologías o indicadores de impacto ambiental o sostenibilidad	Aunque se consideran metodologías o indicadores de impacto ambiental y sostenibilidad, no se vinculan con los balances exergéticos		Los análisis exergéticos se relacionan con indicadores exergoambientales, exergoecológicos o metodologías que evalúen el impacto ambiental
FD5	Son incluidos los flujos residuales del proceso en los balances de exergía	No se incluyen los flujos de residuos en el análisis exergético	-		Los flujos de residuos son incluidos dentro del análisis exergético
FD6	Fue considerado el aspecto económico en los análisis exergéticos	No se consideraron costos dentro del análisis exergético	Aunque se consideran los costos del proceso, no los relacionaron con el análisis exergético		Los análisis exergéticos fueron relacionados con el costo y evaluación económica del proceso
FD7	Sirve como herramienta de mejora de procesos, considerando el consumo de recursos o las pérdidas exergéticas	El análisis exergético no considero el consumo de recursos ni las pérdidas exergéticas por unidad de tratamiento	Aunque se consideran las pérdidas exergéticas y el consumo de recursos no se hacen proposiciones para mejorar los procesos		Se consideraron las pérdidas exergéticas y el consumo de recursos del proceso, lo cual permite plantear mejoras que permitan su optimización
FD8	Fueron consideradas otras formas de exergía diferente a la exergía química	No se consideraron otros tipos de exergía como la cinética, potencial, térmica, eléctrica	Como diferente exergía incluyen la electricidad balance exergético	tipo de solo que la al	Se consideraron otros tipos de exergía como la cinética, potencial, térmica, eléctrica
FD9	Fue validado con datos de procesos reales	Los análisis exergéticos fueron	-		Los análisis exergéticos

		llevados a cabo con datos de simulación	fueron llevados a cabo con datos de experimentación de plantas de tratamiento reales
FD10	La exergía química de la materia orgánica incluye los componentes C-H-O-N-P-S	No se consideró el aporte de los componentes de la materia orgánica a la exergía química	Se consideraron algunos de los componentes de exergía química de la materia orgánica Se consideraron todos los componentes de exergía química de la materia orgánica
FD11	Tiene alta probabilidad de ser reproducible con otro tipo de agua residual, considerando el nivel de complejidad de las incógnitas termodinámicas, el acceso a la información y la necesidad de recursos informáticos o económicos	Dada la dificultad de acceso a la información, el costo económico, el nivel de complejidad de las incógnitas termodinámicas y su necesidad de recursos tecnológicos, se dificulta replicar el modelo con plantas menos sofisticadas	Aunque es considerado complejo su reproducibilidad en otras plantas de tratamiento, el modelo planteado no requiere recursos económicos o informáticos avanzados para llevar a cabo los balances exergéticos El modelo planteado permite ser replicado en plantas de tratamiento con menor complejidad y con inferior acceso a la información Plantea metodologías o indicadores muy específicos
FD12	Incluyen un inventario de recursos consumidos durante el proceso	No se incluye el inventario de los recursos consumidos durante el proceso	Se incluye el inventario de los recursos consumidos durante el proceso

OPORTUNIDADES

CÓDIGO ÍTEM	ÍTEM	Evaluación	
		0	1
O1	Usar programas computacionales para el cálculo de variables termodinámicas	Dadas las fortalezas identificadas no se considera oportunidad	Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado
O2	Presentar los resultados utilizando el diagrama de Grassmann, para detallar las unidades que mayores pérdidas y afectaciones generan al proceso	Dadas las fortalezas identificadas no se considera oportunidad	Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado
O3	Incluir La exergía química de formación y contribución de la materia orgánica y reactivos	Dadas las fortalezas identificadas no se	Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para

	utilizados en los balances termodinámicos	considera oportunidad	futuros estudios que repliquen el método utilizado
04	Incluir la exergía que aportan el Fósforo, Nitrógeno y Azufre a la materia orgánica del agua residual	Dadas fortalezas identificadas no se considera oportunidad	las Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado
05	Usar la exergía como herramienta de optimización y de uso eficiente de recursos	Dadas fortalezas identificadas no se considera oportunidad	las Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado
06	Relacionar los análisis exergéticos con la evaluación económica	Dadas fortalezas identificadas no se considera oportunidad	las Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado
07	Relacionar los análisis exergéticos con indicadores exergoambientales y con metodologías de evaluación ambiental	Dadas fortalezas identificadas no se considera oportunidad	las Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado
08	Involucrar el componente termomecánico de los sistemas de tratamiento en el balance exergético	Dadas fortalezas identificadas no se considera oportunidad	las Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado
09	Encontrar la relación entre perdidas exergéticas-calidad de agua, para mejorar el rendimiento de los procesos	Dadas fortalezas identificadas no se considera oportunidad	las Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado
010	Aplicar el análisis exergético a tratamientos de contaminantes orgánicos específicos, considerando la fluctuación de exergía química de formación y contribución	Dadas fortalezas identificadas no se considera oportunidad	las Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado
011	Incluir a los balances exergéticos la exergía que aportan los flujos residuales de los procesos	Dadas fortalezas identificadas no se considera oportunidad	las Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado
012	Aplicar el análisis exergético considerando como ambiente de referencia escenarios reales y no ideales, como por ejemplo ríos, lagos, agua para reúso, con sus respectivos parámetros	Dadas fortalezas identificadas no se considera oportunidad	las Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado

013	Incluir recursos en los procesos	inventario consumidos de	Dadas las fortalezas identificadas no se considera oportunidad	las Dadas las debilidades identificadas se considera como una oportunidad para futuros estudios que repliquen el método utilizado
------------	---	---------------------------------	--	---

Tabla 37. Matriz FODA análisis exergéticos

Fortaleza - Debilidad													
Autores	FD 1	FD 2	FD 3	FD 4	FD 5	FD 6	FD 7	FD 8	FD 9	FD 10	FD 11	FD 12	Significancia
(Boles & Cengel, 2010)	5	5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	37%
(Moran et al., 2004)	3	1	3	1	1	1	5	5	1	1	3	5	50%
(Khosravi et al., 2013)	5	1	3	5	1	1	5	3	5	3	1	5	63%
(Mora & De Oliveira Jr, 2006)	5	1	5	5	5	1	5	3	5	3	1	5	73%
(L. Fitzsimons et al., 2016)	3	1	3	1	5	1	1	3	5	3	3	1	50%
(Casas Ledón et al., 2017)	5	1	5	5	1	5	5	3	5	3	1	5	73%
(Seckin & Bayulken, 2013)	5	1	3	1	5	5	5	3	5	1	1	5	67%
(Malboosi et al., 2021)	5	5	1	3	5	1	5	5	5	3	5	1	73%
(Carrasquer et al., 2016)	5	1	3	1	5	1	5	3	5	3	5	5	70%
(Abusoglu et al., 2013)	5	5	1	1	5	1	5	3	5	3	3	1	63%
(Erguvan et al., 2022)	5	1	3	1	5	1	5	5	1	3	5	1	60%
(Thomas et al., 2022)	5	1	1	3	5	3	5	3	5	3	5	1	67%
(Khattak & Greenough, 2018)	3	1	3	1	5	1	5	3	5	3	5	5	67%
(Martínez & Uche, 2010)	5	1	3	1	1	1	5	5	1	3	5	1	53%
(Hellström & Kärman, 1997)	5	1	3	1	1	1	3	3	5	3	5	5	60%
(Patel et al., 2023)	3	1	3	5	5	5	5	5	1	1	3	1	63%
Oportunidades													
Autor	O1	O2	O3	O4	O5	O6	O7	O8	O9	O10	O11	O12	O13

(Boles & Cengel, 2010)	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
(Moran et al., 2004)	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	1	1	0
(Khosravi et al., 2013)	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0
(Mora & De Oliveira Jr, 2006)	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0
(L. Fitzsimons et al., 2016)	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1
(Casas Ledón et al., 2017)	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0
(Seckin & Bayulken, 2013)	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1	0
(Malboosi et al., 2021)	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1
(Carrasquer et al., 2016)	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0
(Abusoglu et al., 2013)	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1
(Erguvan et al., 2022)	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1
(Thomas et al., 2022)	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1
(Khattak & Greenough, 2018)	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0
(Martínez & Uche, 2010)	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1
(Hellström & Kärrman, 1997)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
(Patel et al., 2023)	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1

Amenazas

Experticia requerida para establecer los supuestos de cálculo en la fase inicial del modelo

Nivel de precisión en el cálculo de la exergía química, entendiendo la mezcla de compuestos orgánicos e inorgánicos del agua residual real

Complejidad en el cálculo de variables termodinámicas (fugacidad, carga iónica, entalpía, energía de Gibbs y otros)

Complejidad en la réplica de indicadores específicos utilizados "Equivalente exergético total", "Contabilidad de exergía extendida" u otros, por dificultad en el acceso a la información

Baja reproducibilidad del modelo en sistemas que no se encuentren automatizados o en los que se dificulte la toma de datos

Precisión al usar el modelo como medida de comparación entre sistemas con diferentes entradas, procesos y supuestos de cálculo

Fluctuación de resultados según ambiente de referencia

Disponibilidad de la información detallada del consumo energético

Costo y disponibilidad de equipos y programas de cómputo para la modelación de los análisis exergéticos

De acuerdo con los resultados alcanzados en la matriz FODA, es posible considerar que la fortaleza tendencia entre los autores fue que gracias a esta propiedad termodinámica fueron capaces de evaluar y comparar sistemas de tratamiento, estandarizando en términos de exergía aspectos como los costos, las eficiencias de los procesos y el consumo de recursos. Otra fortaleza es que a través de los análisis exergéticos pudieron identificar cuales procesos eran los que más pérdidas generaban, lo cual afectaba negativamente a la sostenibilidad del proceso, especialmente en términos económicos y técnicos. No obstante, en este aspecto fueron pocos los autores que buscaron alternativas para presentar los resultados de una manera gráfica y de fácil entendimiento, como por ejemplo usando el diagrama de Grassmann. Así mismo, aunque siempre se aplicaron estos análisis sobre aguas residuales municipales, fue posible validar la versatilidad que permite la exergía de ser usada en diversas técnicas de tratamiento, como por ejemplo sistemas aerobios, anaerobios o pretratamientos.

Por otra parte, se identificó como brecha del conocimiento que este tipo de análisis no han sido aplicados con aguas residuales provenientes de procesos complejos como por ejemplo las aguas residuales industriales o los lixiviados de rellenos sanitarios, caracterizadas por tener una gran cantidad de especies orgánicas y en las cuales es muy complejo detallar específicamente su contenido dada la cantidad de parámetros que sería necesario considerar, así como el costo y avanzadas técnicas de medición de estos. Por otra parte, aunque a través de la exergía química de formación es posible calcular la exergía requerida para la inclusión de un compuesto en el ambiente de referencia a partir de sus elementos constituyentes, no se registran estudios sobre contaminantes orgánicos específicos como los contaminantes de preocupación emergente, lo cual podría dar una llamativa alternativa de análisis a la evaluación su mineralización o transformación a lo largo de los procesos de tratamiento.

Otra brecha encontrada fue con relación a la materia orgánica del agua residual cuyos principales compuestos son el Carbono, Hidrógeno, Oxígeno, Fósforo, Nitrógeno y Azufre; se identificó que los autores usualmente consideran los tres primeros elementos mencionados (C-H-O) y que algunos incluyen en sus análisis los dos siguientes (P-N), que, aunque se encuentren en menor proporción son vitales en el desarrollo de los procesos biológico. Sin embargo, las investigaciones han omitido la incidencia del Azufre, justificados en su % dentro de la materia orgánica.

Dado lo anterior, se establece que la atención de las brechas mencionadas, así como las demás debilidades cuantificadas con 1 y 3 en la Tabla 36, permitirán aumentar el número de publicaciones a partir del uso de este tipo de análisis como herramienta de evaluación y mejora de los procesos de tratamiento de agua residual de diversa composición. Como última fase de esta metodología se consideraron las amenazas, de las cuales se pudo identificar que eran

transversales a todas las publicaciones analizadas, dado que factores como la disponibilidad de información en las plantas de tratamiento, la complejidad de cálculo de variables termodinámicas específicas, la necesidad de equipos de cómputo o programas avanzados para la modelación de estos análisis y la fluctuación de los resultados a partir del análisis de referencia seleccionado, podrían llegar a incidir sobre la reproducibilidad de los resultados.

b. Formulación de alternativa metodológica de análisis exergético

Una vez desarrollada la línea base bibliográfica e identificadas las fases metodológicas, así como las fortalezas, debilidades, oportunidades y amenazas, se elaboró una propuesta de alternativa metodológica general para utilizar los análisis exergéticos como herramienta de evaluación de un sistema de tratamiento de agua residual, siendo los lixiviados el caso de estudio. Para lo anterior se establecieron tres subfases principales: 1. Datos e información del sistema; 2. Método exergético; 3. Evaluación de desempeño.

b.1 Datos e información del sistema.

Como subfase inicial se propuso realizar la esquematización y definición de propiedades de los sistemas de tratamiento (para el caso del actual proyecto los ejecutados en la fase 1), incluyendo la frontera y alrededores del sistema, así como la entradas y salidas de los flujos de agua con sus propiedades, recursos (productos químicos y electricidad) y los residuos de cada proceso. La Figura 25 representa la esquematización general de los flujos que interactúan en un sistema tratamiento de aguas y que fluctúa según la alternativa utilizada.

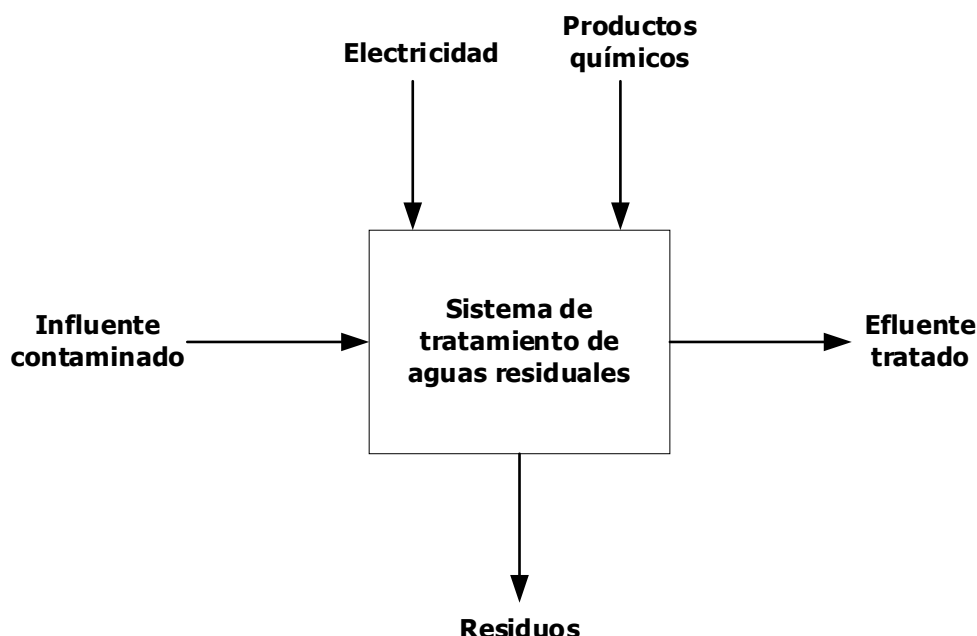


Figura 25. Esquematización general de flujos en un tratamiento de agua residual.

Además, dada la discrepancia evidenciada en las fases metodológicas de las otras investigaciones con relación al ambiente de referencia y su incidencia sobre el valor de la exergía, se procedió a definir las condiciones de este a partir de su contenido de materia orgánica, condiciones ambientales y demás composición fisicoquímica relevante, considerando el tipo de proceso desarrollado y el medio con el que interactuaba. Lo anterior, de forma práctica se resume de dos maneras: 1. Seleccionando un ambiente ideal como el mar, donde la gran masa de agua permite el equilibrio termodinámico en el cual la concentración de materia orgánica tiende a cero; 2. Considerar un ambiente de referencia real como por ejemplo un río o un lago, con propiedades y características de agua específicas, donde el equilibrio termodinámico se alcanza en un valor de materia orgánica diferente de cero.

Subsecuentemente, se establecieron los supuestos de cálculo (necesarios para los balances de exergía), así como las condiciones de operación de los sistemas de tratamiento, donde se incluyeron el tipo de flujo (estacionario o no estacionario), el tipo de sistema (abierto o cerrado), el tipo de frontera (móvil, fija, extendida), el tipo de proceso (adiabático o no adiabático, isotérmico o no isotérmico, reversible o irreversible), tipos de exergía y límites.

Como etapa final de esta sección, se desarrolló un inventario de los recursos físicos y químicos consumidos en cada unidad de tratamiento, dentro de los que se destacan los productos químicos y la electricidad gastada, cuya función es ser insumo para el desarrollo posterior de los balances termodinámicos.

b.2 Método exergético

Como segunda subfase se llevó a cabo el análisis exergético del sistema, para lo cual se plantearon los balances de materia y exergía según fue requerido por cada unidad de tratamiento, siguiendo las ecuaciones 1 y 2.

$$\sum \dot{m}_{entrada} - \sum \dot{m}_{salida} = \frac{\Delta m_{sistema}}{dt} \quad \text{Ec. 1.}$$

$$\sum Ex_{entrada} - \sum Ex_{salida} - \sum Ex_{destruida} = \frac{\Delta Ex_{sistema}}{dt} \quad \text{Ec. 2.}$$

Así mismo, antes de definir los valores de cada término incluido en los balances es necesario precisar que la exergía tiene dos componentes que son: la exergía termo-mecánica y la exergía química. La primera está constituida por la sumatoria de la exergía cinética, potencial, térmica y mecánica, cuyos valores son influenciados por los delta de velocidad, altura, presión y temperatura dentro del sistema y de su fluctuación con el ambiente de referencia. La ecuación 3 ilustra la exergía en mención:

$$Ex_{tmc} = \text{Exergía termomecánica}$$

$$\sum Ex_{tmc} = \underbrace{\sum \frac{v^2 - v_0^2}{2}}_{\mathbf{1}} + \underbrace{\sum g(z - z_0)}_{\mathbf{2}} + \underbrace{\sum v(p - p_0)}_{\mathbf{3}} + \underbrace{\sum c_p \left[T - T_0 - T_0 \ln \left(\frac{T}{T_0} \right) \right]}_{\mathbf{4}} \quad \text{Ec. 3.}$$

Los términos 1, 2, 3 y 4 representan la exergía cinética, potencial, mecánica y térmica, respectivamente. Además, la v y v_0 hacen referencia a la velocidad final e inicial del sistema, la z y z_0 a la altura final e inicial del sistema, la p y p_0 a la presión final e inicial del sistema y la T y T_0 a la temperatura final e inicial del sistema. No obstante, en los sistemas de tratamiento cuyos cambios de velocidad, altura, presión y temperatura sean insignificantes, este componente de la exergía es considerado como nulo, dado que su valor es muy reducido en comparación con la exergía química, lo anterior fue demostrado por Carrasquer et al., 2016; Khattak & Greenough, 2018. En contraparte, si el delta de dichas condiciones durante el proceso y con su ambiente de referencia es significativo, como por ejemplo en los sistemas térmicos o de desalación operados con altas presiones, los valores no pueden considerarse como nulos y deben ser incluidos en el balance de exergía, como en el caso presentado por J. Kim et al., 2019; Qi et al., 2023.

En cuanto al componente de la exergía química se establece que proviene de reacciones químicas que ocurran en el sistema o del desequilibrio entre las concentraciones de los compuestos químicos en cada proceso y su presencia o ausencia en el ambiente de referencia, lo que a su vez deriva en el uso de la exergía química de contribución o de formación. Las ecuaciones 4, 5, 6 y 7 son empleadas para hallar dicha propiedad termodinámica.

$$\text{Exergía Química} = Ex_Q$$

$$\sum Ex_Q = \sum Ex_{Q\text{formación}} + \sum Ex_{Q\text{contribución}} \quad \text{Ec. 4.}$$

$$\sum Ex_{Q\text{contribución}} = \sum RT_0 \sum x_i * \ln\left(\frac{a_i}{a_0}\right) \quad \text{Ec. 5.}$$

$$\sum Ex_{Q\text{formación}} = \sum [y_i (\Delta G f_i + \sum n * b_{chi})] \quad \text{Ec. 6.}$$

$$\sum Ex_Q = \left(\sum RT_0 \sum x_i * \ln\left(\frac{a_i}{a_0}\right) \right) + \left(\sum [y_i (\Delta G f_i + \sum n * b_{chi})] \right) \quad \text{Ec. 7.}$$

En las ecuaciones el término R hace referencia a la constante de los gases ideales, T_0 la temperatura en el ambiente de referencia, x_i la fracción molar del compuesto i , a_i y a_0 el coeficiente de actividad de la sustancia y en el ambiente de referencia. De igual manera, y_i representa la fugacidad del compuesto i , $\Delta G f_i$ la energía de Gibbs del compuesto i , n_i la concentración molar del compuesto i y b_{chi} la exergía química de formación del compuesto i .

Una vez definidos los dos componentes principales de la exergía se procede a despejar las ecuaciones, obteniendo las ecuaciones 8 y 9.

$$\sum Ex = \sum Ex_{tmc} + \sum Ex_Q \quad \text{Ec. 8.}$$

$$\sum Ex = \sum \frac{v^2 - v_0^2}{2} + \sum g(z - z_0) + \sum v(p - p_0) + \sum c_p \left[T_p - T_0 - T_0 \ln \left(\frac{T_p}{T_0} \right) \right] + RT_0 \sum x_i \ln \left(\frac{a_i}{a_0} \right) + \sum [y_i(\Delta G_{fi} + \sum n * bch)]$$

Ec. 9

En cuanto las entradas y salidas de cada proceso, según la línea base hecha en el actual documento (árbol de la ciencia, matriz FODA), se llegó a la conclusión que el funcionamiento técnico y termodinámico de un sistema de agua residual se compone usualmente de dos entradas: 1. Influentes contaminados con una composición específica y en desequilibrio con el ambiente de referencia; 2. Recursos físicos o químicos usados en la oxidación o remoción de contaminantes. Así mismo, se identificaron dos salidas: 1. Agua tratada con composición específica idealmente en equilibrio con el ambiente de referencia; 2. Residuos propios de la operación del sistema de tratamiento. Considerando lo anterior es posible entonces definir las entradas y salidas con la ecuaciones 10 y 11.

$$\sum Ex_{entrada} = Ex_{aguain} + Ex_{recursos}$$

Ec. 10.

$$\sum Ex_{salida} = Ex_{agua out} + Ex_{residuos}$$

Ec. 11.

Definiendo los términos mencionados anteriormente, encontramos que los recursos hacen referencia a aquellos medios físicos o químicos que se emplean para alcanzar un objetivo, en este caso la descontaminación del agua. Por lo tanto, la exergía de estos para el proyecto actual fue la sumatoria de la exergías de los productos químicos utilizados y la aportada por la electricidad consumida en el desarrollo del proceso.

En cuanto a la exergía de los productos químicos, se hace necesario considerar la presencia o ausencia de estos en el ambiente de referencia, dado que si existiesen se aplicaría la ecuación de la exergía química de contribución, la cual busca hallar la exergía consumida hasta lograr el equilibrio termodinámico entre el sistema y el ambiente de referencia. Por otra parte, si el compuesto analizado no existiese en el ambiente de referencia (como usualmente sucede) se usaría la exergía química de formación, la cual establece la cantidad de exergía que se requiere para la formación de una concentración específica del compuesto analizado en el ambiente de referencia. Para este último escenario se consideran las relaciones establecidas por Szargut, 1989 según la ecuación 12.

$$Exergía\ química\ producto\ químico = Ex_{QPq}$$

$$Ex_{QPq_i} = Ex_{Qstdr_i} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [Pq_i] \left(\frac{mol}{L} \right)$$

Ec. 12

De la ecuación 12, Ex_{Qstdi} hace referencia a la exergía química estándar de los compuestos químicos definida por Szargut, 1989 y $[Pq_i]$ hace referencia a la concentración molar de cada producto químico utilizado. En cuanto al aporte de exergía de la electricidad consumida, se deben definir los consumos de los equipos por tiempo de uso y transfórmalos en las unidades deseadas, en este caso kJ/L. Los pasos que deben seguirse para el cálculo de las exergías en mención son presentados en la Figura 26.

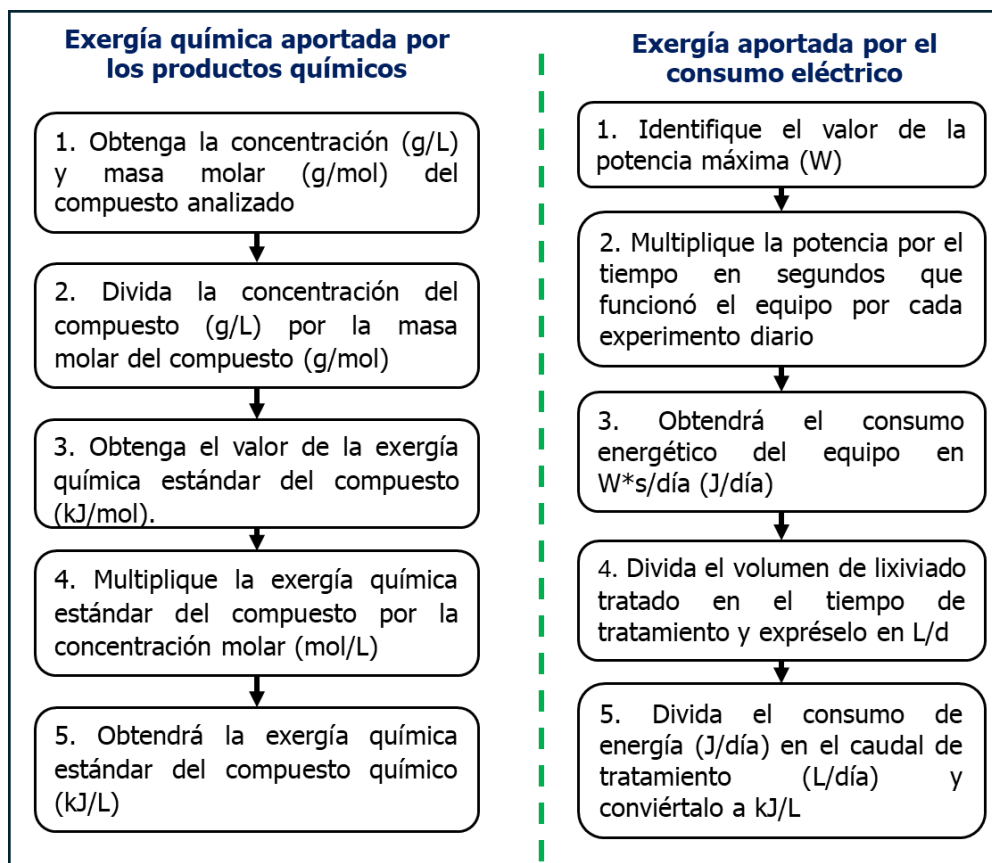


Figura 26. Pasos para calcular la exergía de los recursos consumidos.

El segundo ítem involucrado en los balances exergéticos es el aporte de la composición del agua tanto en la entrada como en la salida de los procesos. Esta puede fluctuar desde contaminantes específicos hasta el contenido general de materia orgánica y cuya manera de calcularse depende de la presencia o ausencia de esta en el ambiente de referencia.

Según lo anterior el primer escenario es cuando se considera un ambiente de referencia con presencia de materia orgánica, allí existirían dos alternativas: 1. Cuando se conocen todas las especies orgánicas del agua y la exergía química se hallaría a través de la ecuación 13, la cual representa la exergía química de contribución, es decir, la cantidad de exergía que emplea el sistema para llevar la concentración de materia orgánica hasta su equilibrio termodinámico. Donde x_i es la fracción molar del componente i , a_i es la actividad del componente i y a_0 es la actividad del componente i en el ambiente de referencia, T_0 la temperatura en el ambiente de referencia y R la constante universal de los gases.

$$\sum Ex_{Qcontribución} = \sum RT_0 \sum x_i * \ln\left(\frac{a_i}{a_0}\right) \quad \text{Ec. 13.}$$

Por otro lado, la alternativa 2 es cuando no se conoce con precisión todos los componentes del agua residual, en ese momento se debe considerar la materia orgánica como la sumatoria del Carbono, Hidrógeno, Oxígeno, Fósforo, Nitrógeno y Azufre y se requiere la ecuación 14 y 15. Allí el valor de la DQO (expresada en

términos de moles por litro) asume la representación de las concentraciones de los tres primeros elementos ($C_aH_bO_c$) según los análisis hechos por Tai et al., 1986. Así mismo, para el N-P-S se les asigna las concentraciones del Nitrógeno amoniacal, Fosfatos y Sulfatos respectivamente y se utilizan las relaciones de Szargut, 1989. Remplazando en la ecuación 5, los valores de materia orgánica (C-H-O-P-N-S) representan los términos x_i y a_i en unidades de mol/L. Así mismo x_0 hace referencia a la concentración molar del contenido orgánico en el ambiente de referencia, R a la constante de los gases y T_0 a la temperatura en el ambiente de referencia.

$$\sum Ex_{Qcontribución} = \sum RT_0 \sum x_{C-H-O-N-P-S} * \ln\left(\frac{a_{C-H-O-N-P-S}}{a_{C-H-O-N-P-S_0}}\right) \quad \text{Ec. 14.}$$

$$Ex_{Qcontribución} = R * T_0 * \left(x_{C-H-O} * \ln\left(\frac{a_{C-H-O}}{a_{C-H-O_0}}\right) + \left(x_N * \ln\left(\frac{a_N}{a_{N_0}}\right) \right) + \left(x_P * \ln\left(\frac{a_P}{a_{P_0}}\right) \right) + \left(x_S * \ln\left(\frac{a_S}{a_{S_0}}\right) \right) \right) \quad \text{Ec. 15.}$$

El segundo escenario es en el cual el ambiente de referencia no contiene materia orgánica, conllevando al uso de la exergía química de formación, es decir, la cantidad de exergía que requiere el sistema para la formación de la materia orgánica partiendo desde el equilibrio termodinámico en el que se encuentra. Adicionalmente, debe ser especificado el nivel de detalle con el que se cuenta y el tipo de agua residual, dado que, si consideramos un agua residual compleja, como por ejemplo los lixiviados, existe una alta dificultad de conocer con precisión cada uno de los componentes que aporta materia orgánica a dicho líquido, por lo cual la exergía química del agua debe ser calculada nuevamente a partir de cada uno de los componentes de la materia orgánica, es decir: Carbono, Hidrógeno, Oxígeno, Nitrógeno, Fósforo y Azufre (Y. Wang et al., 2023). Para lo anterior, el Nitrógeno, Fósforo y Azufre (representado por el Nitrógeno amoniacal, Fosfatos y Sulfatos) son hallados a partir de multiplicar la concentración molar de dichas especies por su exergía química estándar (Ec. 18.; Ec. 19; Ec. 20.). En cuanto al aporte realizado por el Carbono, Hidrógeno y Oxígeno, se utilizó la relación establecida por Tai et al., 1986 quienes posterior a probar más de 120 compuestos orgánicos conformados principalmente por la ecuación $C_aH_bO_c$ determinaron que existía una relación lineal entre la exergía química y la concentración de DQO, representada por ecuación 17. Finalmente, al agrupar lo mencionado anteriormente se obtienen las ecuaciones 16 y 21.

$$\sum Ex_{Qformación} = Ex_{QC-H-O} + Ex_{Q_N} + Ex_{Q_P} + Ex_{Q_S} \quad \text{Ec. 16.}$$

$$Ex_{QC-H-O} \left(\frac{kJ}{L} \right) = 13,6 * DQO \left(\frac{mg}{L} \right) \quad \text{Ec. 17.}$$

$$Ex_{Q_N} \left(\frac{kJ}{L} \right) = Ex_{QstdrN} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [N] \left(\frac{mol}{L} \right) \quad \text{Ec. 18.}$$

$$Ex_{Q_P} \left(\frac{kJ}{L} \right) = Ex_{QstdrP} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [P] \left(\frac{mol}{L} \right) \quad \text{Ec. 19.}$$

$$Ex_{QS} \left(\frac{kJ}{L} \right) = Ex_{QstdrS} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [S] \left(\frac{mol}{L} \right) \quad \text{Ec. 20.}$$

$$\begin{aligned} \sum Ex_{Qformación} = & \left(13,6 * DQO \left(\frac{mg}{L} \right) \right) + \left(Ex_{QstdrN} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [N] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) + \\ & \left(Ex_{QstdrP} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [P] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) + \left(Ex_{QstdrS} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [S] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) \end{aligned} \quad \text{Ec. 21.}$$

Otra alternativa para este escenario es cuando se conoce con precisión los compuestos que aportan la materia orgánica al agua, en este caso se aplicaría directamente la ecuación de la exergía química de formación (Ec. 6.).

El último componente del balance pendiente por definir es la exergía que aportan los residuos generados en los procesos de tratamiento, siendo los lodos y los gases emitidos los más comunes. Para poder calcular el valor de la exergía química de estos se inicia definiendo los flujos residuales y sus propiedades, donde si estos llegasen a ser productos químicos se replicaría el proceso utilizado para calcular la exergía de los recursos (Ec. 12.). Por otra parte, si dicho residuo presenta materia orgánica se replicaría el proceso utilizado para calcular la exergía química del agua. Es necesario destacar que el cálculo de dicha propiedad termodinámica está condicionada por las condiciones del ambiente de referencia, ya sea para aplicar las ecuaciones de exergía química de formación (cuando el componente analizado es igual a cero en el ambiente de referencia) o de contribución (cuando el componente dista de cero en el ambiente de referencia). Una vez definidos todos los términos del balance de exergía y las maneras de calcular sus incógnitas, se presenta la Figura 27 que reúne la alternativa metodológica general con sus posibles aplicaciones, según el escenario experimentado en los tratamientos de agua residual.

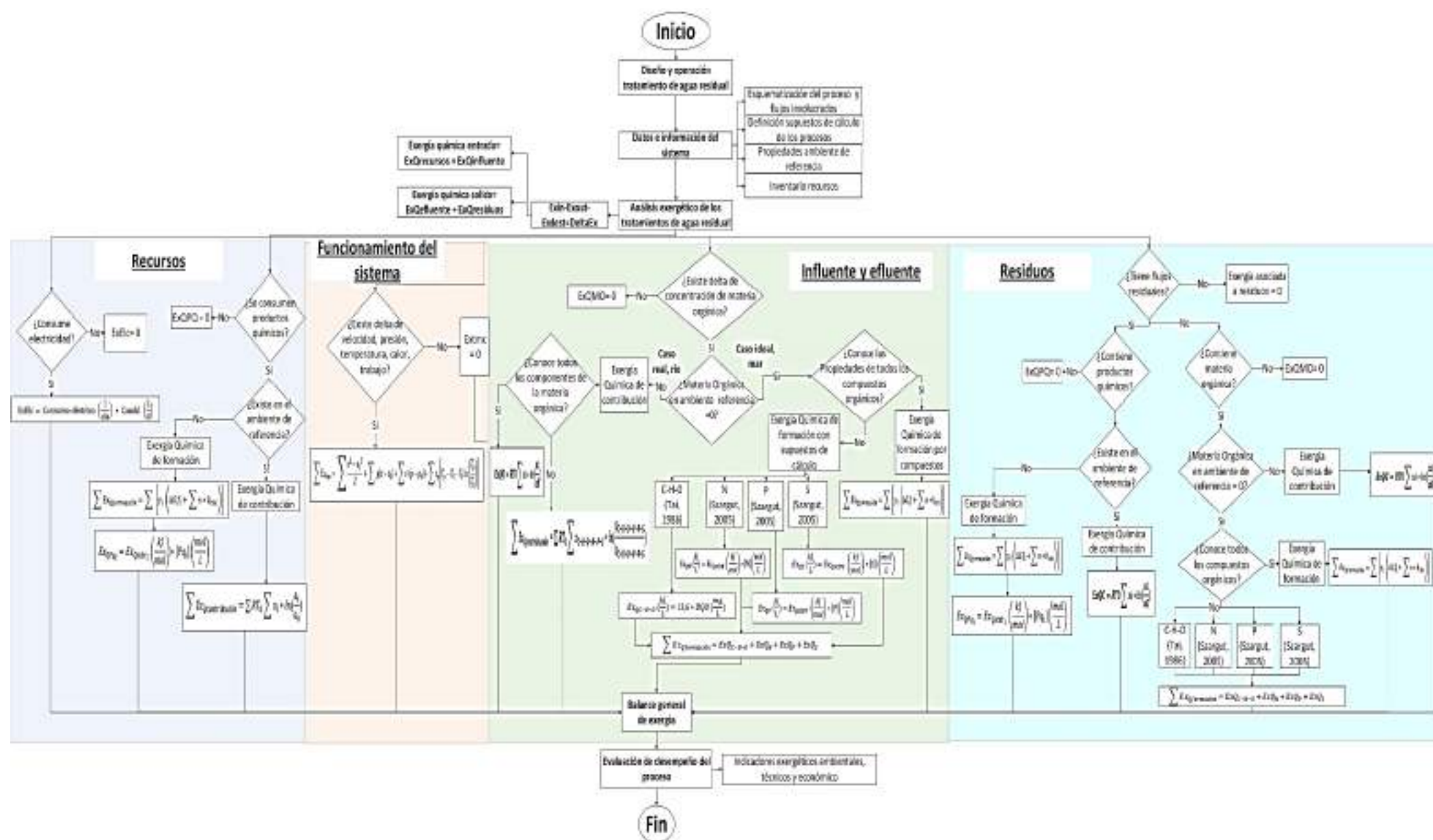


Figura 27. Resumen alternativas metodológicas de análisis exergético.

Según la Figura 27, existen diversas alternativas para aplicar análisis exergéticos en el tratamiento de aguas residuales, dependiendo de los objetivos y enfoques de cada investigación o del funcionamiento del sistema. Uno de estos consiste en seleccionar las mejores condiciones operativas de un proceso mediante el cálculo de la cantidad mínima de exergía destruida, lo cual es común en procesos de desalación o generación de energía. Sin embargo, este enfoque presenta limitaciones en el tratamiento de aguas residuales, ya que, como se ha mencionado en las investigaciones incluidas en la matriz FODA de este documento, la exergía química está directamente relacionada con la concentración de contaminantes. Por tanto, sistemas con alta eficiencia tienden a generar mayores pérdidas exergéticas, mientras que un proceso con pérdidas exergéticas muy bajas podría resultar en un efluente con condiciones no adecuadas para el medio ambiente.

Otro enfoque podría ser el caso opuesto al mencionado anteriormente, es decir, maximizando las pérdidas exergéticas, entendiendo que entre más remueva un sistema de tratamiento mayor exergía destruida habrá. No obstante, este escenario nos condiciona a que solamente tendríamos que considerar la exergía aportada por el agua, omitiendo los recursos y residuos, lo cual desde el punto de vista de sostenibilidad técnico-económica no sería balanceado.

Dados los escenarios planteados anteriormente, el principal reto de utilizar esta alternativa como herramienta de evaluación de un sistema de tratamiento de agua residual se fundamenta en encontrar la manera de minimizar las pérdidas exergéticas y maximizar las eficiencias de tratamiento, a través de lo cual se contribuya con la reducción del impacto ambiental y se aumente sostenibilidad económica denotado por el menor uso de recursos. A partir de lo mencionado, se plantearon 13 alternativas metodológicas para la evaluación del desempeño del tratamiento de aguas residuales, las cuales son contenidas en la Tabla 38 y explicadas posteriormente.

Tabla 38. Alternativas de análisis exergético en tratamiento de agua residual

Alternativa	Ambiente de referencia			Exergía termo mecánica				Exergía Química	
	Ideal (mar) sin MO	Ideal (mar) con MO	Real (rio) con MO	Delta t	Delta P	Delta h	Delta v	Delta compuesto orgánico específico	Delta matriz orgánica heterogénea
1	X			X	X	X	X		
2	X			X	X	X	X	X	
3	X			X	X	X	X		X
4		X		X	X	X	X	X	
5		X		X	X	X	X		X
6			X	X	X	X	X	X	

7		X	X	X	X	X		X
8	X						X	
9		X					X	
10	X							X
11		X						X
12			X				X	
13			X					X

- **Alternativa metodológica N1.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua sin delta en la composición química, pero con delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia ideal aplicable al contexto colombiano como el mar caribe sin presencia de materia orgánica.

$$\sum Ex = \sum \frac{v^2 - v_0^2}{2} + \sum g(z - z_0) + \sum v(p - p_0) + \sum c_p \left[T_p - T_0 - T_0 \ln \left(\frac{T_p}{T_0} \right) \right] \quad \text{Ec. 22.}$$

- **Alternativa metodológica N2.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo parámetro de seguimiento es un compuesto orgánico conocido y que cuenta con delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia ideal aplicable al contexto colombiano como el mar caribe sin presencia de materia orgánica.

$$\sum Ex = \sum \frac{v^2 - v_0^2}{2} + \sum g(z - z_0) + \sum v(p - p_0) + \sum c_p \left[T_p - T_0 - T_0 \ln \left(\frac{T_p}{T_0} \right) \right] + \sum [y_i(\Delta Gfi + \sum n * bch)] \quad \text{Ec. 23.}$$

- **Alternativa metodológica N3.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo parámetro de seguimiento es un compuesto orgánico conocido y que cuenta con delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia ideal aplicable al contexto colombiano como el mar caribe con presencia de materia orgánica.

$$\sum Ex = \sum \frac{v^2 - v_0^2}{2} + \sum g(z - z_0) + \sum v(p - p_0) + \sum c_p \left[T_p - T_0 - T_0 \ln \left(\frac{T_p}{T_0} \right) \right] + RT_0 \sum x_i * \ln \left(\frac{a_i}{a_0} \right) \quad \text{Ec. 24.}$$

- **Alternativa metodológica N4.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo aporte orgánico está definido por muchas especies desconocidas y que cuenta con delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se

asume un ambiente de referencia ideal aplicable al contexto colombiano como el mar caribe sin presencia de materia orgánica.

$$\begin{aligned} \sum Ex = & \sum \frac{v^2 - v_0^2}{2} + \sum g(z - z_0) + \sum v(p - p_0) + \sum c_p \left[T_p - T_0 - T_0 \ln \left(\frac{T_p}{T_0} \right) \right] + \left(13,6 * \right. \\ & DQO \left(\frac{mg}{L} \right) \left. \right) + \left(Ex_{QstdrN} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [NT] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) + \left(Ex_{QstdrP} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [PT] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) + \\ & \left(Ex_{QstdrS} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [ST] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) \end{aligned} \quad \text{Ec. 25.}$$

- **Alternativa metodológica N5.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo aporte orgánico está definido por muchas especies desconocidas y que cuenta con delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia ideal aplicable al contexto colombiano como el mar caribe con presencia de materia orgánica.

$$\begin{aligned} \sum Ex = & \sum \frac{v^2 - v_0^2}{2} + \sum g(z - z_0) + \sum v(p - p_0) + \sum c_p \left[T_p - T_0 - T_0 \ln \left(\frac{T_p}{T_0} \right) \right] + R * T_0 * \\ & \left(x_{C-H-O} * \ln \left(\frac{a_{C-H-O}}{a_{0C-H-O}} \right) \right) + \left(x_N * \ln \left(\frac{a_N}{a_{0N}} \right) \right) + \left(x_P * \ln \left(\frac{a_P}{a_{0P}} \right) \right) + \left(x_S * \ln \left(\frac{a_S}{a_{0S}} \right) \right) \end{aligned} \quad \text{Ec. 26.}$$

- **Alternativa metodológica N6.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo parámetro de seguimiento es un compuesto orgánico conocido y que cuenta con delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia real aplicable al contexto colombiano como el rio magdalena con presencia de materia orgánica.

$$\begin{aligned} \sum Ex = & \sum \frac{v^2 - v_0^2}{2} + \sum g(z - z_0) + \sum v(p - p_0) + \sum c_p \left[T_p - T_0 - T_0 \ln \left(\frac{T_p}{T_0} \right) \right] + \\ & RT_0 \sum x_i * \ln \left(\frac{a_i}{a_0} \right) \end{aligned} \quad \text{Ec. 27.}$$

- **Alternativa metodológica N7.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo aporte orgánico está definido por muchas especies desconocidas y que cuenta con delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia real aplicable al contexto colombiano como el rio magdalena con presencia de materia orgánica.

$$\sum Ex = \sum \frac{v^2 - v_0^2}{2} + \sum g(z - z_0) + \sum v(p - p_0) + \sum c_p \left[T_p - T_0 - T_0 \ln \left(\frac{T_p}{T_0} \right) \right] + (R * T_0 * (x_{C-H-O} * \ln \left(\frac{a_{C-H-O}}{a_{0C-H-O}} \right)) + (x_N * \ln \left(\frac{a_N}{a_{0N}} \right)) + (x_P * \ln \left(\frac{a_P}{a_{0P}} \right)) + (x_S * \ln \left(\frac{a_S}{a_{0S}} \right)))$$

Ec. 28.

- **Alternativa metodológica N8.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo parámetro de seguimiento es un compuesto orgánico conocido y sin delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia ideal aplicable al contexto colombiano como el mar caribe sin presencia de materia orgánica.

$$\sum Ex = \sum [y_i(\Delta G_{fi} + \sum n * bch)]$$

Ec. 29.

- **Alternativa metodológica N9.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo parámetro de seguimiento es un compuesto orgánico conocido y sin delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia ideal aplicable al contexto colombiano como el mar caribe con presencia de materia orgánica.

$$\sum Ex = RT_0 \sum x_i * \ln \left(\frac{a_i}{a_0} \right)$$

Ec. 30.

- **Alternativa metodológica N10.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo aporte orgánico está definido por muchas especies desconocidas y sin delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia ideal aplicable al contexto colombiano como el mar caribe sin presencia de materia orgánica.

$$\sum Ex = \left(13,6 * DQO \left(\frac{mg}{L} \right) \right) + \left(Ex_{QstdrN} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [NT] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) + \left(Ex_{QstdrP} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [PT] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) + \left(Ex_{QstdrS} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [ST] \left(\frac{mol}{L} \right) \right)$$

Ec. 31.

- **Alternativa metodológica N11.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo aporte orgánico está definido por muchas especies desconocidas y sin delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia ideal como el mar caribe con presencia de materia orgánica.

$$\sum Ex = (R * T_0 * ((x_{C-H-O} * \ln(\frac{a_{C-H-O}}{a_{0C-H-O}})) + (x_N * \ln(\frac{a_N}{a_{0N}})) + (x_P * \ln(\frac{a_P}{a_{0P}})) + (x_S * \ln(\frac{a_S}{a_{0S}})))$$

Ec. 32.

• **Alternativa metodológica N12.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo parámetro de seguimiento es un compuesto orgánico conocido y sin delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia real aplicable al contexto colombiano como el río Magdalena con presencia de materia orgánica.

$$\sum Ex = RT_0 \sum x_i * \ln(\frac{a_i}{a_0})$$

Ec. 33.

• **Alternativa metodológica N13.**

Objetivo. Evaluar exergéticamente un sistema de tratamiento de agua residual cuyo aporte orgánico está definido por muchas especies desconocidas y sin delta de temperatura, presión, velocidad y altura durante su operación. Además, se asume un ambiente de referencia real aplicable al contexto colombiano como el río Magdalena u otro similar con presencia de materia orgánica.

$$\sum Ex = (R * T_0 * ((x_{C-H-O} * \ln(\frac{a_{C-H-O}}{a_{0C-H-O}})) + (x_N * \ln(\frac{a_N}{a_{0N}})) + (x_P * \ln(\frac{a_P}{a_{0P}})) + (x_S * \ln(\frac{a_S}{a_{0S}})))$$

Ec. 34.

Se hace la observación que para cada una de las alternativas presentadas se deben considerar los aportes exergéticos hechos por los compuestos, así como por el consumo eléctricos de equipos o dispositivos. Además, como guía adicional para la selección de la alternativa metodológica que más se ajuste a la información disponible del proceso y que puede servir como insumo de futuros investigadores que deseen replicar esta metodología, fue elaborada la Tabla 39, la cual relaciona propiedades de los flujos de entrada y de salida en los sistemas de tratamiento de agua residual con el tipo de exergía aplicable.

Tabla 39. Cuestionario guía para planteamiento de análisis exergético

No.	Pregunta	Flujos de entrada		Flujos de salida		Consecuencia
		Si	No	Si	No	
1.	¿Su proceso consume electricidad?					Si= Aporte de exergía por consumo eléctrico. No= Exergía por consumo eléctrico equivalente a 0.

2.	¿Se utilizan productos químicos (PQ) en el proceso?	Si= Aporte de exergía por productos químicos No= Exergía por productos químicos equivalente a 0.
3.	¿Los productos químicos están presentes en el AR?	Si= Exergía de contribución No= Exergía de formación
4.	¿Existe delta de velocidad, presión, temperatura, calor, trabajo en el proceso?	Si= Aporte de exergía termo mecánica (cinética, potencial, térmica, mecánica) No= Exergía termo mecánica equivalente a 0.
5.	¿Existe delta de concentración de materia orgánica en el proceso?	Si= Aporte de exergía química por materia orgánica. No= Exergía química por materia orgánica equivalente a 0
6.	¿Materia Orgánica en ambiente de referencia = 0?	Si= Exergía de formación No= Exergía de contribución
7.	¿Conoce la composición de todos los compuestos orgánicos de su agua residual cuando MO en ambiente de referencia es = 0?	Sí= Exergía formación $\sum [y_i(\Delta G_{fi} + \sum n * bch)]$ No= Exergía formación $\left(13,6 * DQO \left(\frac{mg}{L}\right) + \left(Ex_{QstdrN} \left(\frac{kJ}{mol}\right) * [NT] \left(\frac{mol}{L}\right) + \left(Ex_{QstdrP} \left(\frac{kJ}{mol}\right) * [PT] \left(\frac{mol}{L}\right) + \left(Ex_{QstdrS} \left(\frac{kJ}{mol}\right) * [ST] \left(\frac{mol}{L}\right)\right)\right)\right)$
	¿Conoce la composición de todos los compuestos orgánicos de su agua residual cuando MO en ambiente de referencia es ≠ 0?	Sí= Exergía contribución $RT_0 \sum x_i * \ln\left(\frac{a_i}{a_0}\right)$ No= Exergía contribución $\sum Ex = \left(R * T_0 * \left(x_{C-H-O} * \ln\left(\frac{a_{C-H-O}}{a_{0C-H-O}}\right) + \left(x_N * \ln\left(\frac{a_N}{a_{0N}}\right) + \left(x_P * \ln\left(\frac{a_P}{a_{0P}}\right) + \left(x_S * \ln\left(\frac{a_S}{a_{0S}}\right)\right)\right)\right)\right)$
8.	¿Su proceso genera flujos residuales?	Sí= Aporte de exergía por flujos residuales No= Exergía por flujos residuales equivalente a 0
9.	¿Los flujos residuales contienen PQ?	Sí= Aporte de exergía química No= Exergía química por productos químicos equivalente a 0.
10.	¿Los flujos residuales contienen MO?	Sí= Aporte de exergía química No= Exergía química por materia orgánica equivalente a 0

b.3 Evaluación del desempeño de los tratamientos

Una vez definido el método para el análisis exergético según las características propias del sistema de tratamiento, se procede a realizar la evaluación de desempeño del proceso orientados en involucrar los componentes técnicos, económicos o ambientales como ejes integrales. Estos comparten como base de cálculo a la exergía y buscan ser herramientas que permitan mejorar el consumo de recursos, identificar procesos ineficientes y servir como instrumento de sostenibilidad para lograr el cumplimiento de los ODS. Para lo anterior fueron planteados los indicadores incluidos en la Tabla 40.

Tabla 40. Indicadores exergéticos usados para la evaluación del desempeño

Indicador eficiencia Exergo ambiental de remoción			
Objetivo	Establecer una relación entre la remoción de carga orgánica (g DQO removidos/L) y las perdidas exergéticas del sistema (kJ/L)		
Fórmula	$\frac{\text{Carga orgánica removida por unidad de tratamieto} \left(\frac{g \text{ DQO removidos}}{L} \right)}{\text{Perdidas exergéticas por unidad de tratamieto} \left(\frac{kJ}{L} \right)}$		
Unidades	$\frac{g \text{ DQO removidos}}{kJ}$		
Interpretación de resultados	Buena	X>1	La cantidad de materia orgánica en términos de DQO removida es superior a las pérdidas exergéticas del sistema
	Regular	X=1	Las pérdidas exergéticas del sistema son iguales a la cantidad de materia orgánica en términos de DQO removida
	Mala	X<1	Las pérdidas exergéticas del sistema superan la cantidad de materia orgánica en términos de DQO removida
Indicador costo exergético ambiental			
Objetivo	Establecer una relación entre la remoción de carga orgánica (g DQO removidos/L) y la exergía consumida por los recursos (kJ/L)		
Fórmula	$\frac{\text{Exergía de los recursos} \left(\frac{kJ}{L} \right)}{\text{Carga orgánica removida por unidad de tratamieto} \left(\frac{g \text{ DQO removidos}}{L} \right)}$		
Unidades	$\frac{kJ \text{ recursos utilizados}}{g \text{ DQO removidos}}$		
Interpretación de resultados	La significancia es categorizada en orden descendente, donde valores más altos indican que mayor cantidad de recursos fueron necesario por gramo de DQO removido, siendo los valores más pequeños los deseados.		
Indicador exergético de cumplimiento normativo			
Objetivo	Conocer la cantidad de exergía residual que dista entre lo establecido por la normatividad y la exergía del efluente del proceso.		
Fórmula	$\text{Estado exergía remanente} = \frac{Ex_{Q\text{permitida}}}{Ex_{Q\text{vertimiento}}}$		
Unidades	%		
Interpretación de resultados	Apto para vertimiento	X>=1	El efluente del proceso cumple con lo establecido por la normatividad para el vertimiento
	No apto para vertimiento	X<1	El efluente del proceso no cumple con lo requerido en términos de materia orgánica para ser vertido sobre un cuerpo de agua

Eficiencia exergética del proceso			
Objetivo	Conocer eficiencia del proceso a partir de la cantidad de exergía del agua (entrada y salida) y los recursos utilizados para su tratamiento.		
Fórmula	$\frac{\text{Exergía entradas (influyente, recursos)} \frac{kJ}{L} - \text{Exegía agua tratada} \frac{kJ}{L}}{\text{Exergía entradas (influyente, recursos)} \frac{kJ}{L}} * 100$		
Unidades	%		
Interpretación de resultados	Eficiente	X>0	Fueron removidos los componentes de la materia orgánica del agua tratante. El resultado debe clasificarse de mayor a menor, donde entre mayor eficiencia mayor remoción. No obstante, el resultado no garantiza cumplimiento de normatividad o capacidad de acople con otro proceso.
	No eficiente	X<=0	El proceso no removió la materia orgánica del influente, requiriendo ser tratado nuevamente
Índice de eliminación de residuos			
Objetivo	Establecer una relación entre la exergía de los flujos residuales y la exergía de las entradas		
Fórmula	$\frac{\text{Exergía flujos residuales}}{\text{Exergía entradas sin considerar electricidad (influyente, productos químicos)}}$		
Unidades	%		
Interpretación de resultados	Alta generación de residuos	x>50%	El proceso convierte el 50% de las entradas en residuos. Escenario no deseado.
	Baja generación de residuos	X<50%	El proceso convierte menos del 50% de sus entradas en residuos. Escenario deseado.
	Cero residuos	χ=0	El proceso no genera flujos residuales. Proceso no real.
Indicador de Exergoeconomía			
Objetivo	Conocer el costo económico de las perdidas exergéticas en cada unidad experimental.		
Fórmula	$\text{Costo unidad de tratamiento} \left(\frac{\$}{L} \right) * \text{Costo exergético ambiental} \left(\frac{kJ}{g \text{ DQO removidos}} \right)$		
Unidades	$\frac{kJ * \$}{g \text{ DQO removidos} * L}$		
Interpretación de resultados	La significancia es categorizada en orden descendente, donde el escenario deseado son los valores más bajos, los cuales indican menor costo económico por kJ consumidos en los recursos pero mayor cantidad de gramos de DQO removidos en litros de tratamiento.		

5.2.2 Fase 2.2. Validación de la alternativa metodológica de análisis exergético

La validación de la alternativa metodológica de análisis exergético fue llevada a cabo a partir de los datos experimentales obtenidos durante la fase 1, de los cuales se pudo evidenció que los deltas de temperatura, presión, altura y velocidad eran considerados insignificantes en comparación con el delta de materia orgánica durante todo el proceso de tratamiento. Por otra parte, al ser el lixiviado de relleno sanitario un agua residual compleja, cuya composición puede fluctuar desde contaminantes emergentes, metales, compuestos orgánicos y demás, se consideró como una matriz heterogénea cuyos aportes de materia orgánica se asumieron a partir de la DQO, Nitrógeno amoniacal, Fosfatos y Sulfatos en representación del Carbono, Hidrógeno, oxígeno, Nitrógeno, Fósforo y Azufre respectivamente (Tai et al., 1986).

Por lo anterior y soportado en la Tabla de alternativas de análisis exergético en tratamiento de agua residual, la opción 10 y 13 eran las únicas que se adaptaban a las condiciones del proyecto, cuya principal fluctuación se generaba a partir de la selección del ambiente de referencia, siendo la 13 para cuerpos de agua con materia orgánica y la 10 con ausencia de esta. Por lo anterior y teniendo en cuenta qué debido al ciclo del agua, los cuerpos hídricos desembocan en el mar y considerando el entorno del proyecto, se eligió al mar caribe como ambiente de referencia. En este contexto, el gran volumen de agua del mar permite asumir condiciones ideales de equilibrio termodinámico en el cual la concentración de materia orgánica tiende a ser nulo (L. Fitzsimons et al., 2016). Por otro lado, los balances e incógnitas termodinámicas fueron desarrolladas en hojas de cálculo de Excel.

a. Evaluación exergética de desempeño del tratamiento fotoquímico-biológico de lixiviado

a.1 Pretratamiento – Coagulación y floculación.

a.1.1 Datos e información del sistema

- Esquematización del proceso y definición de propiedades de los flujos.

De acuerdo con lo descrito en la elaboración de la línea base, la primera fase consistió en identificar los flujos que interactuaban en el proceso, siendo la coagulación – floculación el primer tratamiento que recibió el lixiviado crudo de relleno sanitario. En este se consideraron la matriz de lixiviado y los recursos consumidos (energía eléctrica del equipo y reactivos) como las entradas. De igual manera, el lixiviado tratado y el lodo coagulado fueron las salidas del proceso. Las propiedades de interés de estos flujos, así como su representación gráfica son presentados en la Tabla 41 y la Figura 28.

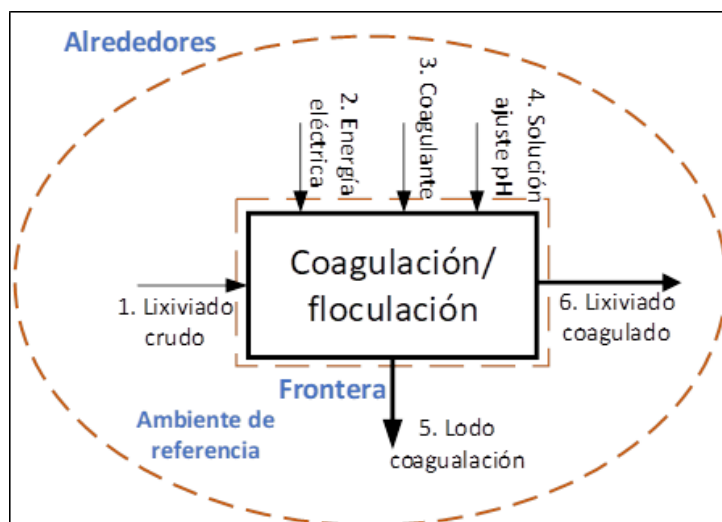


Figura 28. Esquematización proceso coagulación – floculación.

Tabla 41. Propiedades de flujos – Coagulación/Floculación

Proceso	Coagulación - floculación					
Número de flujo	1	2	3	4	5	6
Contenido	Lixiviado crudo	Energía eléctrica	Coagulante	Solución ajuste pH	Lodo coagulado	Lixiviado coagulado
Categoría	Agua	Recurso	Recurso	Recurso	Residuo	Agua
Componente de interés	DQO	kWh	FeCl ₃ Al ₂ O ₃	H ₂ SO ₄	DQO Fe(OH) ₃ Al(OH) ₃	DQO NH ₄ PO ₄ SO ₄
	NH ₄					
	PO ₄					
	SO ₄					
Condición	Entrada	Entrada	Entrada	Entrada	Salida	Salida
proceso con el que interactúa	Pretratamiento	Pretratamiento	Pretratamiento	Pretratamiento	Pretratamiento	Pretratamiento - Fotoquímico

- Definición de supuestos de cálculo

Subsecuentemente y con el objetivo de establecer la manera en que debían ser desarrollados los balances exergéticos fueron definidos los supuestos de cálculo, según el tipo de sistema, de flujo, de proceso, de frontera, de exergía y del ambiente de referencia, así como los límites, alcances e investigaciones previas usadas como soporte. Los resultados son presentados en la Tabla 42.

Tabla 42. Supuestos de cálculo, Coagulación - Floculación

Supuestos de Cálculo

Nombre del tratamiento	Tipo de sistema		Tipo de flujo		Tipo de proceso							Tipo de frontera		Tipos de exergía		Ambiente de referencia				
	Abierto	Cerrado	Estacionario	No estacionario	Reversible	Irreversible	Adiabático	No adiabático	Isotérmico	No isotérmico	Isobárico	No isobárico	F. móvil	F. fija	F. extendida	Ex. Química	Ex. Termo-	Mar (materia orgánica=0)	Mar (materia orgánica≠0)	Rio (materia orgánica≠0)
Coagulación - floculación	X		X			X	X		X		X		X		X	X		X		
Límites y alcances de la alternativa	Exergía química de formación del lixiviado en términos de la materia orgánica expresada en DQO, calculada a partir de la relación matemática desarrollada por Tai et al., 1986 y de los valores para NH ₄ , PO ₄ y SO ₄ empleando los valores de exergía química estándar contenidos en Szargut, 1989; Valero et al., 2018.																			
	Exergía química de formación de los productos químicos y reactivos utilizados en los sistemas, calculada a partir de los valores de exergía química estándar contenidos en Szargut, 1989; Valero et al., 2018.																			
	Se omite la destrucción exérgica que experimentan los equipos del sistema, considerando que el alcance del modelo se enfoca en la eficiencia de remoción de materia orgánica (L. Fitzsimons et al., 2016; Horrigan & Eng, 2016).																			

- Inventario de recursos consumidos.

Como último componente de esta subfase y teniendo en cuenta las unidades experimentales del diseño de experimentos, fue elaborado un inventario de los recursos consumidos, siendo estos: las concentraciones, exergías estándar y costos de los productos químicos (coagulante; ácido utilizado para ajustar pH) y de la energía eléctrica consumida por el equipo.

Tabla 43. Inventario de recursos consumidos – Coagulación/Floculación

Recurso	Concentración consumida (g/L)	ExQestandar (kJ/mol)	Masa molar (g/mol)	Concentración molar (mol/L)	ExQ (kJ/L)	Costo (\$/g) o (\$/L)		
FeCl ₃	1	228,1	162,2	0,006	1,41	\$ 744		
	3	228,1	162,2	0,018	4,22	\$ 744		
	5	228,1	162,2	0,031	7,03	\$ 744		
	7	228,1	162,2	0,043	9,84	\$ 744		
	10	228,1	162,2	0,062	14,06	\$ 744		
	13	228,1	162,2	0,080	18,28	\$ 744		
H ₂ SO ₄	6,5	163,4	98,077	0,067	10,88	\$ 5.420.000		
PACS-ETA 2316	1	15	101,96	0,010	0,15	\$ 800.000		
	3	15	101,96	0,029	0,44	\$ 800.000		
	5	15	101,96	0,049	0,74	\$ 800.000		
Equipo			Prueba de Jarras					
Componente	Consumo o máquina (W)	Tiempo funcionamiento (s)	Consumo eléctrico (J/d)	Volumen tratante (L)	Tiempo funcionamiento (d)	Caudal (L/d)	Exergía eléctrica (kJ/L)	Costo COP/kWh

Test de Jarras	36	1980	71280	0,6	0,02	26,18	2,72	1000,00
----------------	----	------	-------	-----	------	-------	------	---------

a.1.2 Método exergético

Una vez desarrollada la fase uno ("Datos e información del sistema") se prosigue con la fase 2, la cual consiste en realizar los balances de exergía que nos permitan obtener la información de esta propiedad por cada flujo involucrado en el proceso, para la posterior evaluación de desempeño. Los balances exergéticos son contenidos en las Ec. 35 - Ec. 39 y Tablas 44 – 45.

- $\sum Ex = \sum Ex_{tmc} + \sum Ex_Q$ **Ec 35.**
 - o $\Delta t, p, v, z = 0$
 - o $\sum Ex_{tmc} = \sum \left[\frac{v^2 - v_0^2}{2} + \sum g(z - z_0) + \sum v(p - p_0) + \sum c_p \left[T_p - T_0 - T_0 \ln \left(\frac{T_p}{T_0} \right) \right] \right] = 0$
 - o $\sum Ex = \sum Ex_Q$
 - o $\sum Ex_Q = \sum Ex_{Qformación} + \sum Ex_{Qcontribución}$
 - **MO ambRef = 0**
 - $\sum Ex_Q = \sum Ex_{Qformación}$
 - $\sum Ex_{Qformación} = Ex_{Q_{C-H-O}} + Ex_{Q_N} + Ex_{Q_P} + Ex_{Q_S}$
- $\sum Ex_{entrada} - \sum Ex_{salida} - \sum Ex_{destruida} = \frac{\Delta Ex_{sistema}}{dt}$ **Ec 36.**
 - o $\frac{\Delta Ex_{sistema}}{dt} = 0$ (sistema estacionario)
 - o $\sum Ex_{entrada} - \sum Ex_{salida} = \sum Ex_{destruida}$
- $\sum Ex_{entrada} = Ex_{aguain} + Ex_{recursos}$ **Ec 37.**
 - o $\sum Ex_{ergia\ entrada} = Ex_{Qf1} + Ex_2 + Ex_{Qf3} + Ex_{Ex_{Qf4}}$
- $\sum Ex_{salida} = Ex_{agua\ out} + Ex_{residuos}$ **Ec 38.**
 - o $\sum Ex_{ergia\ salida} = Ex_{Qf5} + Ex_{Qf6}$
- **Exergía destruida** $= Ex_{Qf1} + Ex_2 + Ex_{Qf3} + Ex_{Ex_{Qf4}} - Ex_{Qf5} - Ex_{Qf6}$ **Ec 39.**
 - **ExQ1** = Exergía_{lixiviado crudo}
 - o $Ex_{Q1} = \left(13,6 * DQO_1 \left(\frac{mg}{L} \right) \right) + \left(Ex_{QstdrN} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [NH_{41}] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) + \left(Ex_{QstdrP} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [PO_{41}] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) + \left(Ex_{QstdrS} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [SO_{41}] \left(\frac{mol}{L} \right) \right)$
 - **ExQ2** = $Ex_{Electricidad}$
 - **ExQ3** = ExeformaciónProductos Químicos $(Ex_{QPqi}) Ex_{QPqi} = Ex_{Qstdri} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [Pqi] \left(\frac{mol}{L} \right)$
 - o $Ex_{Q3} = Ex_{QstdrFeCl_3} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [FeCl_3] \left(\frac{mol}{L} \right)$
 - **ExQ3** = $Ex_{QPqi} = Ex_{Qstdri} \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [Pqi] \left(\frac{mol}{L} \right)$

- o $ExQ3 = ExQstdrAl_2O_3 \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [Al_2O_3] \left(\frac{mol}{L} \right)$
- $ExQ5 = ExQ_{residuos}$
 - o $ExQ5 = (ExQ1 - ExQ16) + (ExQstdrFe(OH)_3 \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [Fe(OH)_3] \left(\frac{mol}{L} \right))$
- $ExQ6 = ExQ_{lixiviado\ coagulado}$
 - o $ExQ6 = \left(13,6 * DQO_6 \left(\frac{mg}{L} \right) \right) + \left(ExQstdrN \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [N_6] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) + \left(ExQstdrP \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [P_6] \left(\frac{mol}{L} \right) \right) + \left(ExQstdrS \left(\frac{kJ}{mol} \right) * [S_6] \left(\frac{mol}{L} \right) \right)$

Tabla 44. Análisis exergetico Coagulación – Floculación FeCl₃ en lixiviado temporada Lluvia

Proceso	Coagulación – Floculación															
Matriz lixiviado	Lixiviado temporada Lluvia															
Flujos de entrada	1,2,3,4															
Flujos de salida	5,6															
Unidad exp.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
FeCl ₃ (g/L)	5	1	1	7	3	5	3	7	5	5	7	3	1	7	1	3
pH	5	8	5	8	5	8	8	5	5	8	8	8	5	5	8	5
Exergía entrada																
ExQ1 (kJ/L)	130,2	110,0	123,0	102,3	123,0	102,3	110,0	130,2	123,0	110,0	110,0	102,3	130,2	123,0	102,3	130,2
ExQ2 (kJ/L)	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7
Ex3 (kJ/L)	7,0	1,4	1,4	9,8	4,2	7,0	4,2	9,8	7,0	7,0	9,8	4,2	1,4	9,8	1,4	4,2
Ex4 (kJ/L)	10,2	0,0	10,2	0,0	10,2	0,0	0,0	10,2	10,2	0,0	0,0	0,0	10,2	10,2	0,0	10,2
Sumatoria Exin	150,2	114,1	137,3	114,8	140,1	112,0	116,9	153,0	143,0	119,7	122,5	109,2	144,6	145,8	106,4	147,4
Exergía salida																
ExQ5 (kJ/L)	45,4	18,5	48,6	48,1	46,0	21,6	21,4	37,3	43,3	26,8	51,1	19,7	50,4	36,8	17,7	45,8
ExQ6 (kJ/L)	86,0	91,7	74,6	55,8	77,7	81,8	89,2	94,5	80,8	84,3	60,5	83,3	80,1	87,8	84,8	85,2
Sumatoria Exout	131,4	110,2	123,2	103,9	123,7	103,4	110,7	131,8	124,2	111,1	111,6	103,0	130,5	124,6	102,5	130,9
Eficiencia de remoción DQO	50%	20%	60%	60%	56%	25%	23%	40%	52%	29%	58%	23%	57%	43%	21%	51%
Exergía destruida (kJ/L)	18,8	3,9	14,1	10,9	16,4	8,6	6,2	21,1	18,8	8,6	10,9	6,2	14,1	21,1	3,9	16,4
Carga organica removida (g/l)	3,1	1,2	3,4	3,3	3,2	1,4	1,4	2,5	3,0	1,7	3,5	1,3	3,6	2,5	1,1	3,2
Evaluación de desempeño																
Ind Eficiencia exergoambiental de remoción	0,17	0,31	0,24	0,30	0,19	0,16	0,22	0,12	0,16	0,20	0,32	0,20	0,25	0,12	0,29	0,19
Costo exergo ambiental	6,40	3,42	4,19	3,83	5,37	7,13	5,00	9,13	6,73	5,57	3,59	5,52	4,03	9,29	3,59	5,39
Ind. Exergetico de cumplimiento normativo	1,56	2,41	1,14	1,09	1,25	2,05	2,32	1,87	1,37	2,14	1,27	2,10	1,34	1,62	2,16	1,53
Efic. Exergetica del proceso	0,57	0,80	0,54	0,49	0,55	0,73	0,76	0,62	0,57	0,70	0,49	0,76	0,55	0,60	0,80	0,58
Ind. eliminación de residuos	31%	17%	36%	43%	33%	20%	19%	25%	31%	23%	43%	18%	36%	26%	17%	32%
Ind. de exergoeconomia	\$ 144.672	\$ 1.640	\$ 87.174	\$ 12.095	\$ 116.528	\$ 16.160	\$ 6.863	\$ 214.482	\$ 152.091	\$ 12.626	\$ 11.340	\$ 7.572	\$ 83.929	\$ 218.140	\$ 1.723	\$ 117.029

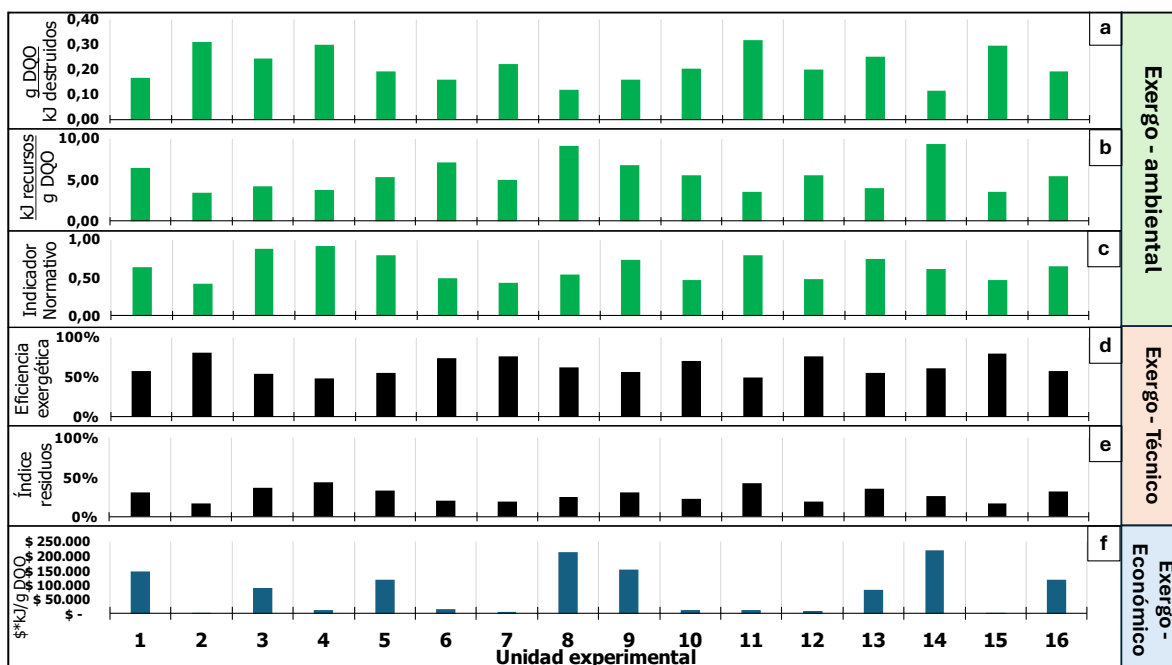
Tabla 45. Análisis exergetico Coagulación – Floculación FeCl₃ en lixiviado temporada seca

Proceso	Coagulación																			
Matriz lixiviado	Lixiviado temporada seca																			
Flujos de entrada	1,2,3,4																			
Flujos de salida	5,6																			
Unidad exp.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
FeCl ₃ (g/L)	3	7	3	5	1	5	1	7	7	1	7	1	3	5	3	5	10	13	13	10
pH	8	8	5	5	8	8	5	5	5	8	8	5	8	5	5	8	8	8	8	8
Exergía entrada																				
ExQ1 (kJ/L)	157,5	157,5	161,2	161,2	157,5	157,5	161,2	161,2	165,8	152,8	152,8	165,8	152,8	165,8	165,8	152,8	157,5	152,8	157,5	152,8
ExQ2 (kJ/L)	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7
Ex3 (kJ/L)	4,2	9,8	4,2	7,0	1,4	7,0	1,4	9,8	9,8	1,4	9,8	1,4	4,2	7,0	4,2	7,0	14,1	18,3	18,3	14,1
Ex4 (kJ/L)	0,0	0,0	10,9	10,9	0,0	0,0	10,9	10,9	10,9	0,0	0,0	10,9	0,0	10,9	10,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Suma Exin	164,4	170,0	179,0	181,8	161,6	167,2	176,2	184,6	189,2	157,0	165,4	180,8	159,8	186,4	183,6	162,6	174,2	173,8	178,5	169,6
Exergía salida																				
ExQ5	27,7	46,7	59,9	60,3	15,3	34,2	41,0	60,8	60,8	11,7	38,0	46,8	26,5	69,0	67,6	30,8	54,4	60,3	71,0	51,0
ExQ6	130,4	112,4	102,0	102,0	142,4	124,4	120,5	102,0	106,6	141,3	116,5	119,2	127,0	97,9	98,9	123,2	105,4	95,5	89,4	104,1
Sumatoria Exout	158,1	159,1	161,9	162,3	157,7	158,6	161,4	162,8	167,4	153,1	154,4	166,0	153,5	166,9	166,5	154,0	159,8	155,8	160,5	155,1
Efic. DQO	26%	44%	63%	63%	14%	32%	43%	63%	60%	11%	37%	47%	26%	69%	68%	30%	51%	59%	67%	50%
Ex destruida (kJ/L)	6,2	10,9	17,1	19,5	3,9	8,6	14,8	21,8	21,8	3,9	10,9	14,8	6,2	19,5	17,1	8,6	14,5	18,0	18,0	14,5
Carga rem (g/l)	1,9	3,2	4,3	4,3	1,0	2,4	2,9	4,3	4,3	0,8	2,6	3,3	1,8	4,9	4,8	2,1	3,7	4,1	4,9	3,5
Indicadores																				
Ind Ef. exergoamb de remoción	0,31	0,3	0,25	0,22	0,26	0,27	0,20	0,20	0,20	0,20	0,24	0,23	0,29	0,25	0,28	0,24	0,26	0,23	0,27	0,24
Coste exergo ambiental	3,6	3,9	4,2	4,8	4,0	4,1	5,1	5,5	5,5	5,4	4,8	4,5	3,8	4,2	3,7	4,6	4,5	5,1	4,3	4,8
Ind. Ex cump norm	2,7	2,1	1,3	1,3	3,2	2,5	1,9	1,3	1,4	3,1	2,2	1,9	2,6	1,1	1,1	2,5	1,8	1,4	1,2	1,8
Efic. Exerg del proceso	79%	66%	57%	56%	88%	74%	68%	55%	56%	90%	70%	66%	79%	53%	54%	76%	60%	55%	50%	61%
Ind. Elimin. residuos	17%	28%	34%	34%	10%	21%	24%	33%	33%	8%	23%	26%	17%	38%	37%	19%	32%	35%	40%	31%
Ind. de exergoeconomía	\$ 4.982	\$ 12.268	\$ 96.090	\$ 115.562	\$ 1.922	\$ 9.391	\$ 113.974	\$ 136.208	\$ 136.242	\$ 2.565	\$ 15.297	\$ 99.318	\$ 5.224	\$ 100.498	\$ 84.793	\$ 10.503	\$ 20.134	\$ 29.637	\$ 24.890	\$ 21.534

a.1.3 Evaluación de desempeño

- Coagulación – Floculación en Lixiviado temporada de lluvia

Una vez desarrollados los balances exergéticos e integrados los componentes técnicos, ambientales y económicos, se procedió con la interpretación de la evaluación de desempeño exergético. Para esto se inició considerando la coagulación – floculación del lixiviado de temporada de lluvia utilizando FeCl_3 y cuyos resultados gráficos son contenidos en la Figura 29.



(a, b, c) Indicadores exergoambientales; (d, e) Indicadores técnico exergéticos; (f) Indicador exergoeconómico

Figura 29. Evaluación exergética de desempeño coagulación – floculación FeCl_3 lixiviado temporada de lluvia

De acuerdo con la Figura 29.a y 29.b, se concluye que desde el punto de vista ambiental las unidades experimentales número 2, 4, 11, 13 y 15, alcanzan los mayores valores de carga orgánica (en términos de DQO) removida a partir de la menor cantidad de pérdidas exergéticas en el sistema, con valores que fluctúan entre 0,25 y 0,31 gramos de DQO por kJ destruido. Así mismo, estos experimentos representaron los de menor coste exergético ambiental, es decir, en los que menor cantidad de exergía asociada a los recursos fue necesaria para lograr las remociones de DQO, con valores que fluctuaron entre 3,6 y 4 kJ de recursos por gramos de DQO removidos. No obstante, al revisar los porcentajes de DQO removidos se evidencia que los experimentos 2 y 15 no alcanzaron valores superiores al 20%, siendo efluentes que, aunque no requirieron gran consumo de recursos, continúan con una

alta carga orgánica que imposibilitaría su adecuado acople a otro proceso o emisión al medio ambiente.

Buscando atender el fenómeno mencionado se consideró como base de cálculo el rango establecido por la normatividad colombiana de DQO para vertimientos de lixiviados de rellenos sanitario (resolución 0631 de 2015) representado por la Figura 29.c. En esta se pudo apreciar que ninguno de los experimentos arrojó un valor superior a 1, lo cual significó que no cumplían el valor permitido, no obstante, la unidad experimental 3 y 4 alcanzan valores de 0,88 y 0,9, infiriendo que estas condiciones deberían ser consideradas para un posterior acople a otro proceso.

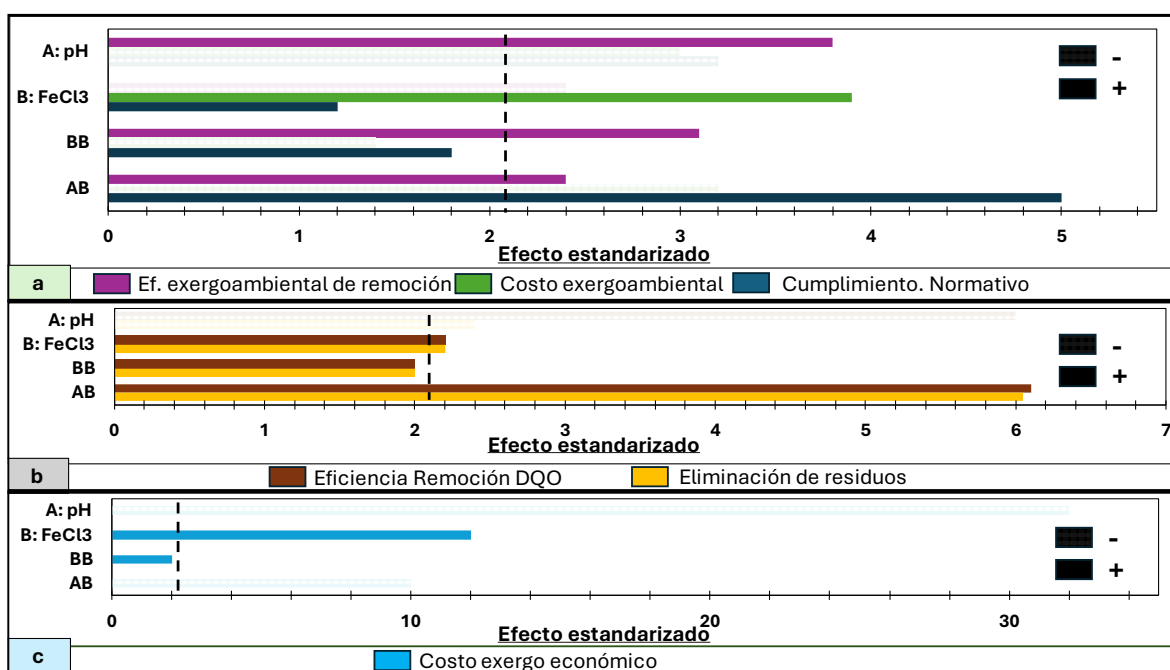
Continuando con el componente técnico exergético, de la Figura 29.d se obtuvo que las unidades experimentales 2, 6, 7 y 15 fueron las que mejor eficiencia exergética obtuvieron (73 - 78%), es decir, en las que más exergía de salida se obtuvo a partir del menor consumo de recursos. No obstante, al comparar con los valores de DQO resultantes al finalizar el proceso se evidenció que estos no lograban remover más del 25%. Caso similar al reportado por (Abusoglu et al., 2013; Carrasquer et al., 2016), quienes establecieron una relación directamente proporcional entre las pérdidas exergéticas y la remoción de contaminantes del agua residual, lo que conllevaba a que ocurriera el fenómeno conocido como “eficiencia antiexergética”, nombrado así porque condiciona la interpretación de estos resultados a hacerlo de forma inversa a como comúnmente se analiza la eficiencia de un proceso, particularmente por el hecho de que a mayor remoción de contaminantes (escenario deseado) menor eficiencia del proceso ocurrirá.

Por otra parte, fue hallado el índice de eliminación de residuos representado por la Figura 29.e, la cual relacionó la cantidad de residuos que se generaron a partir de la sumatoria de los flujos de entrada. Se obtuvo que entre mayor dosis de coagulante se añadió, mayor exergía de lodo residual se generó, siendo las unidades experimentales 4 y 11 (7 g/L FeCl_3) las que mayor valor reportaron (>42%). Así mismo, considerando el principio de funcionamiento de la coagulación-floculación (en el cual las partículas orgánicas se adhieren a los flóculos formados para decantarse hasta convertirse en lodo), los procesos con mayor remoción de DQO (experimentos 3, 4, 5, 11 y 13) evidenciaron a su vez valores superiores al 35% de residuos generados.

Así mismo, la Figura 29.f representó el indicador de exergo - economía, el cual relacionó el costo exergético ambiental con el costo económico de cada unidad experimental, involucrando el aspecto técnico (consumo de recursos), ambiental (remoción de DQO) y económico (costo del tratamiento). Como resultado se obtuvo que la modificación del pH en la matriz de lixiviado fue la que mayor incidió en el valor del tratamiento, especialmente por el costo del H_2SO_4 grado reactivo, haciendo notoria la categorización de los resultados de este indicador, con rangos que fluctúan

desde \$2.000 hasta \$12.000 para las unidades experimentales desarrolladas en pH neutro y entre \$80.000 y \$218.000 para los experimentos ejecutados en pH 5. Se destaca que para esta última serie mencionada el menor costo se alcanzó en la unidad experimental número 3, la cual a su vez representó el mayor porcentaje de remoción de DQO (60%).

Por otra parte, se consideraron como variables de respuesta los resultados de los indicadores eficiencia exergoambiental, costo exergoambiental, cumplimiento normativo, eliminación de residuos y el porcentaje de remoción de DQO y se aplicó el análisis de la varianza (ANOVA) con el diseño de experimentos planteados en la fase 1 del actual proyecto, con el cual se buscó conocer la incidencia de los factores (pH, coagulante) sobre del proceso, obteniendo la Figura 30.



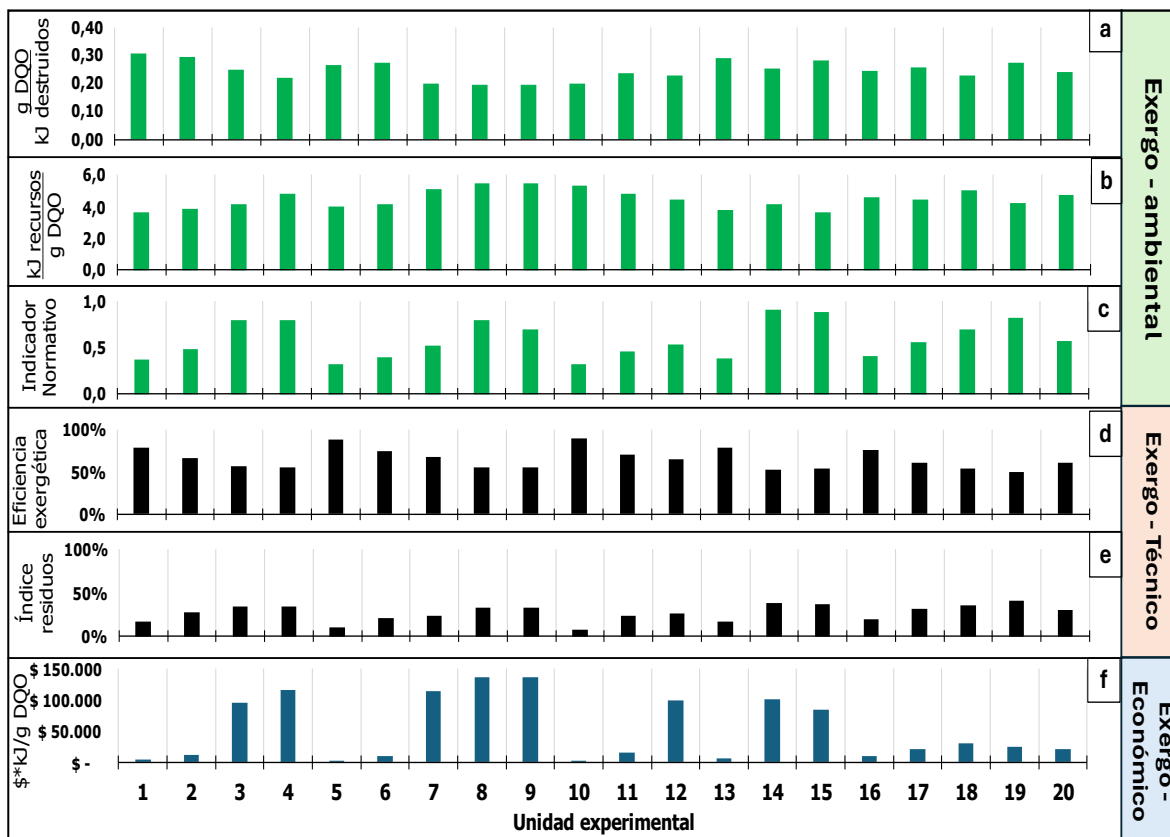
(a) Evaluación exergoambiental; (b) Evaluación técnico exergética; (c) Evaluación exergoeconómica

Figura 30. Diagramas de Pareto por indicador de evaluación exergética.

De acuerdo con los diagramas de Pareto y las Tablas ANOVA (presentadas en el Anexo 4, se estableció que, para todos los indicadores la interacción entre la dosis de coagulante y el pH de la matriz de agua tuvo alta significancia estadística, validando su selección como factores experimentales. Así mismo, es posible evidenciar el alcance y uso que tiene este tipo de análisis, dado que no solo considera las eficiencias de remoción de contaminantes, sino que involucra el componente exergético, técnico y económico, partiendo desde la interacción entre la exergía requerida por el proceso de tratamiento para llevar la matriz de agua con materia orgánica hasta su capacidad máxima de alcanzar el equilibrio termodinámico con el ambiente de referencia.

- Coagulación – Floculación en Lixiviado temporada seca

Posteriormente, se realizó la evaluación de desempeño al proceso de coagulación – floculación aplicado al lixiviado de temporada seca con FeCl_3 , alcanzando los resultados presentados en la Figura 31.



(a, b, c) Indicadores exergoambientales; (d, e) Indicadores técnico exergéticos; (f) Indicador exergoeconómico

Figura 31. Evaluación exergética de desempeño coagulación – floculación FeCl_3 lixiviado temporada seca

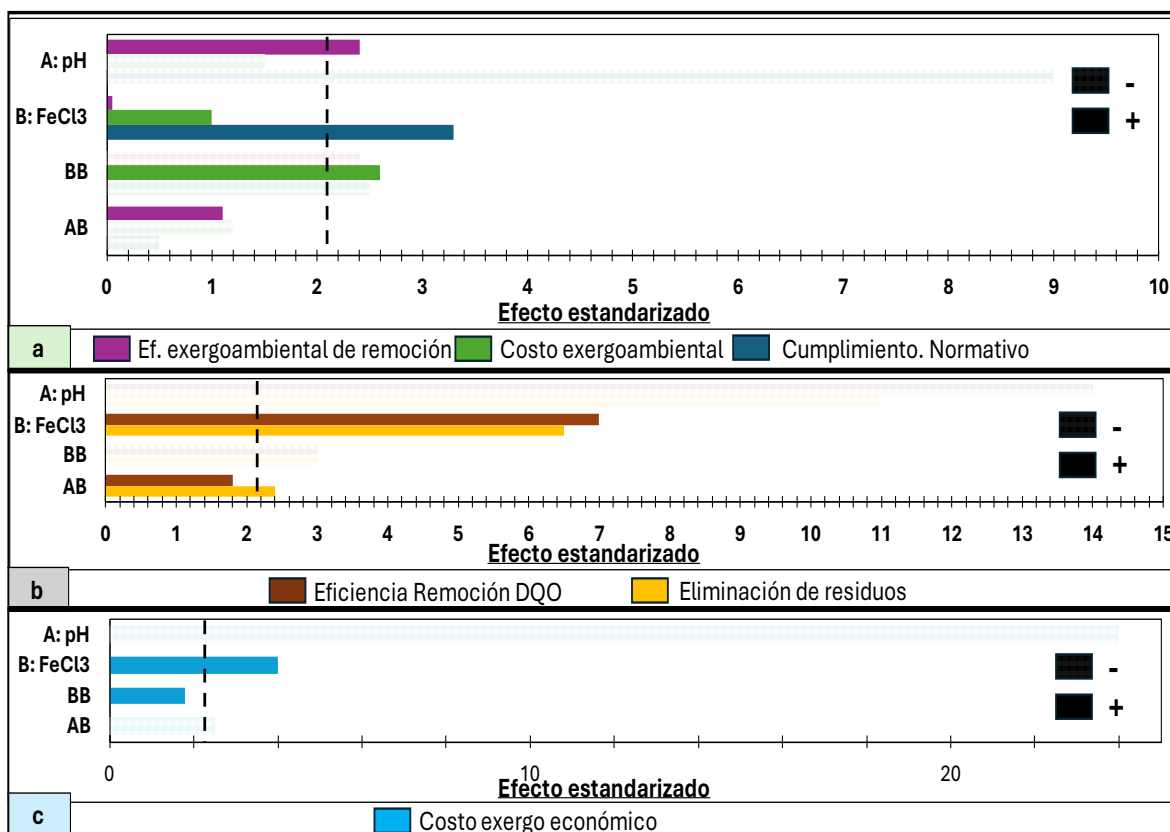
De acuerdo con lo representado en la Figura 31.a, en las unidades experimentales número 1, 2, 13 y 15 se obtuvieron los mejores rendimientos exergo-ambientales de remoción. No obstante, las diferencias no fluctuaron en más del 34% entre el menor y el mayor. En cuanto al costo exergético ambiental (Figura 31.b), se evidenció que para lograr altas remociones de DQO fue requerido alto consumo de coagulante ($> 7 \text{ g/L FeCl}_3$) cuando se trabajó en pH neutro, mientras que en pH ácido los mejores rendimientos se alcanzaron con 70% menos de reactivo, pero requiriendo el uso de ácido para modificar el pH. Por lo anterior, se concluyó que la unidad experimental 1 y 15 con valores menores a 3,7 kJ de recursos consumidos por gramos de DQO removidos, fueron los más destacados.

En cuanto al indicador exergético de cumplimiento normativo representado por la Figura 31.c, persisten valores inferiores a la unidad, lo cual significa que el escenario de verter el efluente coagulado incumpliría el rango permitido por la autoridad ambiental en Colombia. Así mismo, la unidad experimental que mayor valor alcanzo fue la 15, la cual consideró la matriz de lixiviado acidificada y una dosis de FeCl_3 de 3 g/L.

Con relación al desempeño técnico exergético se evidenció que la mayor eficiencia del proceso se logró cuando las remociones de DQO no superaron el 26%, validándose nuevamente el fenómeno de “eficiencia antiexergética”. Mientras que, para el indicador de eliminación de residuos, las unidades experimentales en las que mayor dosis de coagulante se utilizó, mayor exergía de lodo residual se aportó, siendo estos los experimentos con rangos entre 7 y 13 g/L de FeCl_3 .

Para la evaluación exergo económica, la figura 31.f arrojó que, por el costo del ácido sulfúrico empleado en la modificación del pH, se categorizó este indicador en dos grupos. El primero con la matriz de lixiviado trabajada en pH neutro, en los cuales el costo exergético ambiental de los recursos consumidos (kJ) por gramos de DQO removido en términos económicos oscilo entre \$2.000 y \$24.000. Mientras que el segundo incluyó la matriz de lixiviado trabajada en pH ácido, en la que el costo estuvo entre \$84.000 y \$136.000.

Finalmente, fueron aplicados los ANOVA considerando como variables de respuestas los indicadores exergéticos y cuyos resultados son presentados en la Figura 32.



(a) Evaluación exergoambiental; (b) Evaluación técnico exergética; (c) Evaluación exergoeconómica

Figura 32. Diagramas de Pareto por indicador de evaluación exergética – coagulación/floculación lixiviado temporada seca.

De acuerdo con los resultados obtenidos en las Figuras 32 y los análisis estadísticos presentados en el Anexo 4, fue posible establecer que desde el componente exergético, el máximo trabajo disponible del sistema se logró en el rango de neutro de lixiviado y con una dosis de Cloruro de Hierro superior a 4 g/L. No obstante, la baja deseabilidad obtenida obedece a que en este diseño de experimentos factorial multinivel se consideraron los cuatro niveles planteados inicialmente, es decir, 1, 3, 5 y 7 g/L FeCl_3 . Los niveles 10 y 13 g/L FeCl_3 (rangos en los cuales se alcanzó el mayor porcentaje de remoción de DQO) no fueron considerados en este diseño de experimentos.

Así mismo, según los diagramas de Pareto, el pH en el cual se trabajó la matriz tuvo una alta significancia estadística en la mayoría de los indicadores, lo cual está directamente relacionado con la realidad del proceso de coagulación – floculación, dado que los ácidos o bases afectan directamente la carga superficial de las partículas suspendidas, influyendo sobre la efectividad del coagulante (RamLi & Abdul Aziz, 2015).

Finalmente, se pudo deducir que unificar los flujos del proceso en términos de exergía permitió la interacción del componente ambiental, técnico y económico de la alternativa de tratamiento de coagulación – floculación, considerando dos momentos del año en el cual la concentración de lixiviado fluctuó. Así mismo, fue posible determinar las pérdidas que se generaron en el sistema y su relación con el uso de recursos y con la calidad de la matriz de agua tratante, siendo una alternativa adicional a los métodos de evaluación existentes.

Por otra parte, para la coagulación – floculación, el flujo que mayor incidió sobre las pérdidas exergéticas fue la concentración del componente orgánico del lixiviado representando más del 85% de la exergía de entrada, seguido del consumo de H_2SO_4 , coagulante y por último la energía eléctrica, para ambas temporadas del año. Dicha situación fue reportada por de Oliveira Junior, 2013, quienes aplicaron análisis exergéticos en tres plantas de tratamiento con diversas operaciones unitarias, encontrando como tendencia que la exergía relacionada con la carga contaminante del influente del proceso representaba la mayor parte de las pérdidas exergéticas. Por lo anterior, los esfuerzos desde el componente técnico deben enfocarse en dos aspectos: 1. Evitar la alta carga orgánica que ingresa al relleno sanitario, dado que con esto se reduciría de igual modo la exergía que ingresaría al pretratamiento. 2. Evaluar coagulantes químicos o de origen natural que requiera menor exergía de formación para alcanzar su creación en el ambiente de referencia, pero considerando la posibilidad de obtener Hierro residual para acoples posteriores como el foto-Fenton.

a.2 Proceso fotoquímico de oxidación avanzada

Continuando con el tren de tratamiento, se utilizó el proceso de oxidación fotoquímico sobre la matriz de lixiviado coagulado, el cual fue evaluado desde el componente exergético según lo establecido por la alternativa 10, propuesta en la fase 2 del actual documento.

a.2.1 Datos e información del sistema

La fase inicial, al igual que en la coagulación, consistió en establecer la información de los flujos que interactuaban en el sistema, definiendo sus propiedades, cantidades consumidas y las generalidades de operación del proceso y del ambiente de referencia. Lo anterior es presentado en la Figura 33 y Tablas 46 – 48.

- *Esquematización del proceso y definición de propiedades de los flujos.*

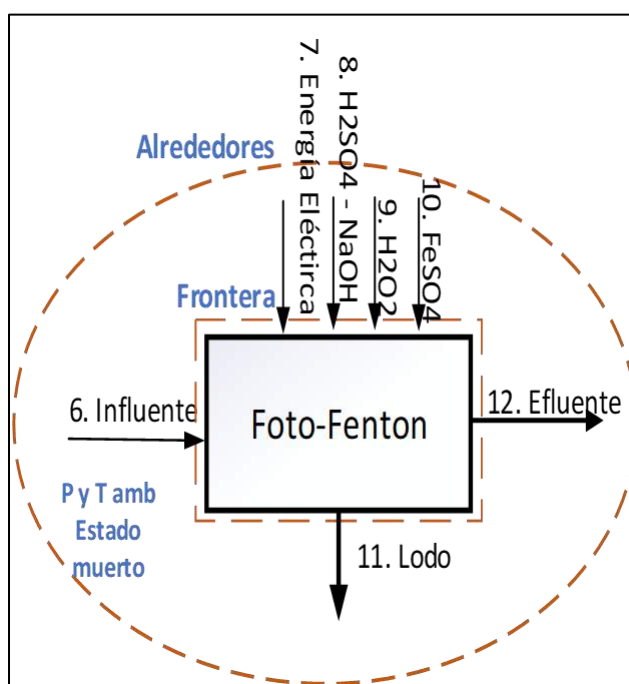


Figura 33. Esquematización proceso fotoquímico

Tabla 46. Propiedades de flujos – fotoquímico

Proceso	Fotoquímico						
Número de flujo	6	7	8	9	10	11	12
Contenido	Lixiviado coagulado	Energía eléctrica	Solución ajuste pH	Oxidante	Dosificación Hierro	Lodo fotoquímico	Efluente fototratado
Categoría	Agua	Recurso	Recurso	Recurso	Recurso	Residuo	Agua
	DQO			H ₂ O ₂	FeSO ₄	DQO	DQO

Componente de interés	NH ₄	kWh bomba recirculación y lámpara UV	H ₂ SO ₄ NaOH			Fe(OH) ₃	NH ₄
	PO ₄						PO ₄
	SO ₄						SO ₄
Condición	Salida	Entrada	Entrada	Entrada	Entrada	Salida	Salida
Nombre del proceso con el que interactúa	Pretratamiento - Fotoquímico	Fotoquímico	Fotoquímico	Fotoquímico	Fotoquímico	Fotoquímico	Fotoquímico - Biológico

- Definición de supuestos de cálculo

Tabla 47. Supuestos de cálculo – proceso fotoquímico

Nombre del tratamiento	Supuestos de Cálculo												
	Tipo de sistema		Tipo de flujo		Tipo de proceso				Tipo de frontera		Tipos de exergía		Ambiente de referencia
	Abierto	Cerrado	Estacionario	No estacionario	Reversible	Irreversible	Adiabático	No adiabático	Isotérmico	No isotérmico	Isobárico	No isobárico	F. móvil F. fija F. extendida Ex. Química Ex. Termo- Mar (materia orgánica=0) Mar (materia orgánica≠0) Rio (materia orgánica≠0)
Fotoquímico	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X
Límites y alcances de la alternativa	Exergía química de formación del lixiviado en términos de la materia orgánica expresada en DQO, calculada a partir de la relación matemática desarrollada por Tai et al., 1986 y de los valores para NH ₄ , PO ₄ y SO ₄ empleando los valores de exergía química estándar contenidos en Szargut, 1989; Valero et al., 2018.												
	Exergía química de formación de los productos químicos y reactivos utilizados en los sistemas, calculada a partir de los valores de exergía química estándar contenidos en Szargut, 1989; Valero et al., 2018.												
	Se omite la destrucción exérgica que experimentan los equipos del sistema, considerando que el alcance del modelo se enfoca en la eficiencia de remoción de materia orgánica (L. Fitzsimons et al., 2016; Horrigan & Eng, 2016).												

- Inventario de recursos consumidos

Tabla 48. Inventario de recursos consumidos – proceso fotoquímico

Nombre del proceso						
Foto-Fenton añadiendo "Fe" y manteniendo dosis H ₂ O ₂						
Recurso	Concentración consumida (g/L)	ExQ estándar (kJ/mol)	Masa molar (g/mol)	Concentración molar (mol/L)	ExQ (kJ/L)	Costo (\$/g) o (\$/L)
FeSO ₄	0,1	170,9	278,01	0,000	0,06	\$ 822

H ₂ O ₂	0,2	170,9	278,01	0,001	0,12	\$	822	
	0,3	170,9	278,01	0,001	0,18	\$	822	
	0,75	148	30,01	0,025	3,70	\$	1.839.000	
	1,5	148	30,01	0,050	7,40	\$	1.839.000	
	2,25	148	30,01	0,075	11,10	\$	1.839.000	
H ₂ SO ₄	6,65	163,4	98,077	0,068	11,08	\$	5.420.000	
NaOH	0,32	74,9	40	0,008	0,60	\$	165.000	
	0,48	74,9	40	0,012	0,90	\$	165.000	
	0,64	74,9	40	0,016	1,20	\$	165.000	
Componente	Consumo eléctrico (W)	Tiempo funcionamiento (s)	Consumo energético (J)	Volumen tratante (L)	Tiempo de funcionamiento (d)	Caudal (L/d)	Exergía eléctrica (kJ/L)	Costo COP/kWh
Lampara	16	10800	172800	0,6	0,125	4,8	36	1000
Bomba	70	10800	756000	0,6	0,125	4,8	157,5	1000

a.2.2 Método exergético

Continuando con lo establecido por la alternativa de análisis exergético número 10, se desarrollaron los balances de acuerdo con las Ecuaciones 40 – 42 y Tablas 49 – 51.

- **Exergía entrada** = $ExQ6 + ExQ7 + ExQ8 + ExQ9 + ExQ10$ **Ec. 40**
- **Exergía salida** = $ExQ11 + ExQ12$ **Ec. 41**
- **Exergía destruida** = $ExQ6 + Ex7 + ExQ8 + ExQ9 + ExQ10 - ExQ11 - ExQ12$ **Ec. 42**
- $ExQ6 = ExQ_{\text{lixiviado coagulado}}$
- $ExQ7 = Ex_{\text{Electricidad}}$
- $ExQ8 = Ex_{\text{formación Productos Químicos}} (Ex_{QPqi})$
 - $ExQ8 = ExQ_{\text{stdrH}_2\text{SO}_4} \left(\frac{\text{kJ}}{\text{mol}} \right) * [H_2SO_4] \left(\frac{\text{mol}}{\text{L}} \right)$
 - $ExQ8 = ExQ_{\text{stdrNaOH}} \left(\frac{\text{kJ}}{\text{mol}} \right) * [NaOH] \left(\frac{\text{mol}}{\text{L}} \right)$
- $ExQ9 = Ex_{\text{formación Productos Químicos}} (Ex_{QPqi})$
 - $ExQ9 = ExQ_{\text{stdrH}_2\text{O}_2} \left(\frac{\text{kJ}}{\text{mol}} \right) * [H_2O_2] \left(\frac{\text{mol}}{\text{L}} \right)$
- $ExQ10 = Ex_{\text{formación Productos Químicos}} (Ex_{QPqi})$
 - $ExQ10 = ExQ_{\text{stdrFeSO}_4} \left(\frac{\text{kJ}}{\text{mol}} \right) * [FeSO_4] \left(\frac{\text{mol}}{\text{L}} \right)$
- $ExQ11 = ExQ_{\text{residuos}}$
 - $ExQ11 = ExQ_{\text{stdrFe(OH)}_3} \left(\frac{\text{kJ}}{\text{mol}} \right) * [Fe(OH)_3] \left(\frac{\text{mol}}{\text{L}} \right)$
- $ExQ12 = ExQ_{\text{lixiviado fototratado}}$
 - $ExQ6 = \left(13,6 * DQO_{12} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \right) + \left(ExQ_{\text{stdrN}} \left(\frac{\text{kJ}}{\text{mol}} \right) * [N_{12}] \left(\frac{\text{mol}}{\text{L}} \right) \right) + \left(ExQ_{\text{stdrP}} \left(\frac{\text{kJ}}{\text{mol}} \right) * [P_{12}] \left(\frac{\text{mol}}{\text{L}} \right) \right) + \left(ExQ_{\text{stdrS}} \left(\frac{\text{kJ}}{\text{mol}} \right) * [S_{12}] \left(\frac{\text{mol}}{\text{L}} \right) \right)$

Tabla 49. Análisis exergético proceso fotoquímico añadiendo Fe y H₂O₂

Proceso	FotoFenton añadiendo Fe y manteniendo dosis H ₂ O ₂											
Matriz lixiviado	Lixiviado coagulado en pH natural y 7 g/L de FeCl ₃											
Flujos de entrada	6, 7, 8, 9, 10											
Flujos de salida	11, 12											
Unidad exp.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Exergía entrada												
ExQ6(kJ/L)	87,2	94,2	91,1	89,9	92,7	92,7	88,8	92,7	87,2	91,1	90,5	93,5
ExQ7(kJ/L)	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5
ExQ8a (kJ/L)	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8
ExQ8b (kJ/L)	1,2	0,6	0,9	0,9	0,9	0,6	1,2	0,6	1,2	0,9	0,9	0,6
ExQ9(kJ/L)	2,9	8,8	5,9	5,9	5,9	8,8	2,9	8,8	2,9	5,9	5,9	8,8
Ex10(kJ/L)	0,2	0,1	0,2	0,3	0,2	0,2	0,3	0,3	0,1	0,1	0,2	0,2
Sumatoria Exin	292,9	305,0	299,4	298,3	301,1	303,7	294,6	303,9	292,8	299,3	298,8	304,5
Exergía salida												
ExQ11 (kJ/L)	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
ExQ12 (kJ/L)	74,1	75,2	73,4	75,0	73,3	71,1	77,4	72,2	77,1	75,9	73,0	72,3
Sumatoria Exout	74,1	75,2	73,5	75,0	73,3	71,1	77,5	72,3	77,1	75,9	73,0	72,3
Eficiencia DQO	0,4	0,5	0,5	0,4	0,5	0,6	0,3	0,5	0,3	0,4	0,5	0,5
Exergía destruida	218,8	229,9	226,0	223,3	227,8	232,6	217,1	231,6	215,6	223,4	225,8	232,2
Carga orgánica removida	0,9	1,3	1,2	1,0	1,3	1,5	0,7	1,4	0,6	1,0	1,2	1,4
Evaluación de desempeño												
Ind Eficiencia exergoambiental de remoción	0,004	0,006	0,005	0,004	0,006	0,006	0,003	0,006	0,003	0,004	0,005	0,006
Coste exergo ambiental	241,3	164,2	175,5	211,8	157,7	142,5	283,8	151,1	327,9	207,8	177,0	145,6
Ind. Exergético de cumplimiento normativo	0,69	0,73	0,66	0,72	0,66	0,58	0,81	0,62	0,80	0,76	0,65	0,62
Efic. Exergética del proceso	25%	25%	25%	25%	24%	23%	26%	24%	26%	25%	24%	24%
Ind. eliminación de residuos	0,05%	0,02%	0,05%	0,07%	0,05%	0,04%	0,07%	0,07%	0,02%	0,02%	0,05%	0,04%
Ind. de exergoeconomía	\$ 4.091.233	\$ 3.627.713	\$ 3.430.912	\$ 4.150.231	\$ 3.082.342	\$ 3.155.666	\$ 4.825.362	\$ 3.353.039	\$ 5.542.985	\$ 4.051.017	\$ 3.461.087	\$ 3.223.155

Tabla 50. Análisis exergético proceso fotoquímico añadiendo H₂O₂

Proceso	FotoFenton con Hierro residual y manteniendo dosis H ₂ O ₂									
Matriz lixiviado	Lixiviado coagulado en pH ácido y 1 g/L de FeCl ₃									
Flujos de entrada	6,7,8,9,10									
Flujos de salida	11,12									
Unidad exp.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Exergía entrada										
ExQ6 (kJ/L)	114,9	105,2	114,7	114,8	107,6	116,4	106,2	106,3	97,2	97,2
ExQ7 (kJ/L)	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5	193,5
ExQ8a (kJ/L)	2,2	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	2,0	1,9	1,9	2,2
ExQ8b (kJ/L)	0,6	0,6	1,0	1,0	1,2	1,2	0,6	1,2	1,2	0,6
ExQ9 (kJ/L)	17,6	13,8	8,6	10,2	3,4	6,3	14,8	3,9	6,3	18,9
Ex10 (kJ/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sumatoria Exin	328,7	315,2	319,8	321,4	307,7	319,4	317,1	306,8	300,2	312,4
Exergía salida										
ExQ11 (kJ/L)	0,05	0,03	0,04	0,05	0,05	0,05	0,04	0,05	0,05	0,05
ExQ12 (kJ/L)	80,2	79,7	88,6	86,0	90,6	86,7	78,7	85,2	72,9	70,8
Sumatoria Exout	80,2	79,7	88,6	86,0	90,6	86,7	78,7	85,3	73,0	70,9
Eficiencia de remoción DQO	73%	68%	63%	63%	42%	61%	69%	47%	62%	78%
Exergía destruida	248,5	235,5	231,2	235,4	217,1	232,6	238,3	221,6	227,2	241,5
Carga orgánica removida	2,16	1,91	1,86	1,86	1,25	1,86	1,99	1,09	1,39	1,74
Evaluación de desempeño										
Eficiencia exergoambiental de remoción	0,009	0,008	0,008	0,008	0,006	0,008	0,008	0,005	0,006	0,007
Coste exergo ambiental	99,09	109,92	110,44	111,08	159,94	109,32	106,15	184,52	145,81	123,37
Ind. Exergético de cumplimiento normativo	0,39	0,46	0,54	0,54	0,87	0,60	0,45	0,61	0,42	0,24
Efic. Exergética del proceso	24%	25%	28%	27%	29%	27%	25%	28%	24%	23%
Ind. eliminación de residuos	0,03%	0,02%	0,03%	0,04%	0,05%	0,04%	0,04%	0,04%	0,05%	0,05%
Ind. de exergoeconomía	\$ 2.285.128	\$ 2.262.560	\$ 1.576.990	\$ 1.698.447	\$ 1.468.958	\$ 1.295.505	\$ 2.302.049	\$ 1.762.522	\$ 1.727.957	\$ 2.958.620

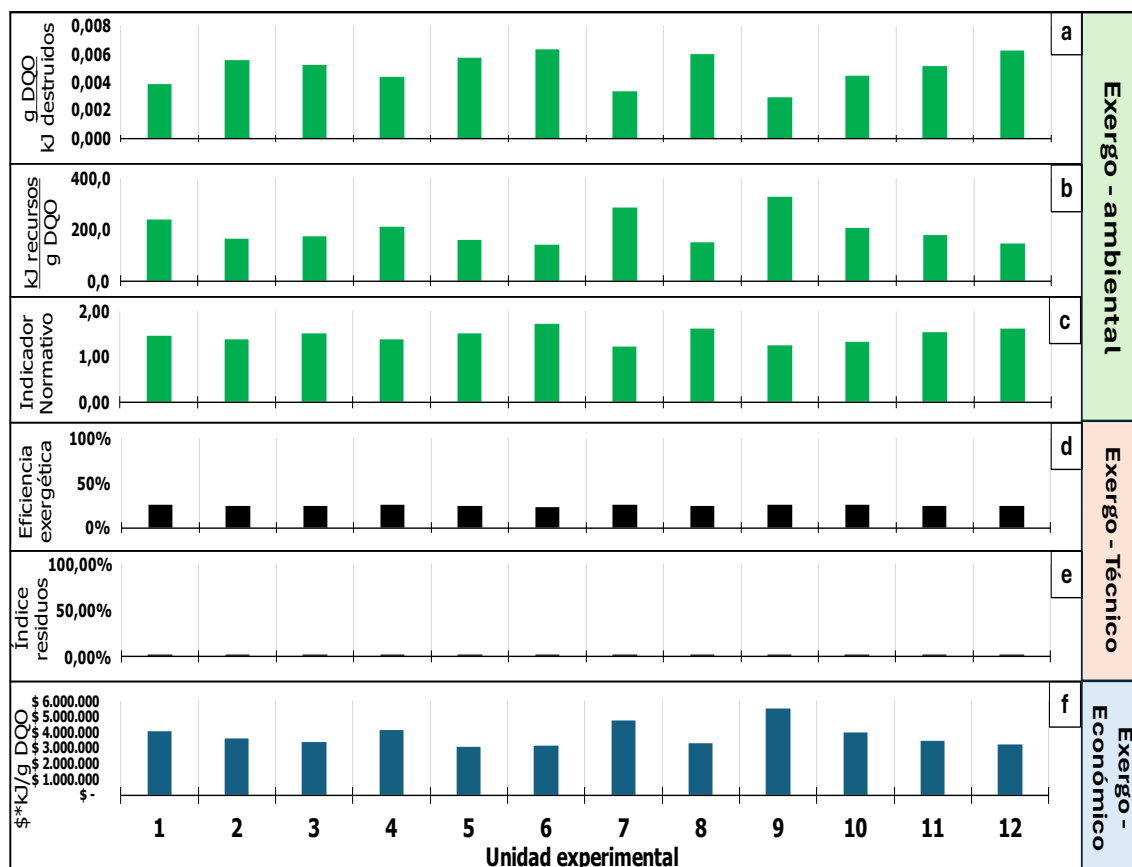
Tabla 51. Análisis exergético proceso fotoquímico única dosis H_2O_2

Proceso	FotoFenton con Hierro residual y una sola dosis de H_2O_2									
Matriz lixiviado	Lixiviado coagulado en pH ácido y 1 g/L de $FeCl_3$									
Flujos de entrada	6,7,8,9,10									
Flujos de salida	11,12									
Unidad exp.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Exergía entrada										
ExQ6 (kJ/L)	107,61	106,47	106,77	105,31	96,37	97,95	98,16	93,57	96,37	92,87
ExQ7 (kJ/L)	59,72	21,50	38,22	86,00	134,38	38,22	21,50	86,00	134,38	59,72
ExQ8a (kJ/L)	5,44	5,44	5,44	5,44	5,44	5,44	5,44	5,44	5,44	5,44
ExQ8b (kJ/L)	1,00	1,19	1,00	0,75	0,50	1,00	1,19	0,75	0,50	1,00
ExQ9 (kJ/L)	5,89	1,96	3,93	9,82	17,68	3,93	1,96	9,82	17,68	5,89
Ex10 (kJ/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sumatoria Exin	179,67	136,56	155,36	207,32	254,37	146,54	128,25	195,58	254,37	164,93
Exergía salida										
ExQ11 (kJ/L)	0,05	0,05	0,04	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
ExQ12 (kJ/L)	87,91	96,62	94,32	80,86	73,99	86,98	92,78	74,32	73,03	77,94
Sumatoria Exout	87,95	96,66	94,36	80,90	74,05	87,04	92,84	74,38	73,09	78,00
Eficiencia DQO	48%	20%	31%	61%	76%	35%	17%	69%	73%	57%
Exergía destruida	91,71	39,90	61,00	126,42	180,31	59,50	35,41	121,20	181,28	86,93
Carga orgánica removida	1,45	0,59	0,92	1,73	1,65	0,81	0,40	1,35	1,58	1,10
Indicadores										
Eficiencia exergoambiental de remoción	0,016	0,015	0,015	0,014	0,009	0,014	0,011	0,011	0,009	0,013
Coste exergo ambiental	49,8	50,8	53,1	58,9	96,0	60,3	76,2	75,6	99,7	65,7
Ind. Exergético de cumplimiento normativo	1,29	0,86	0,99	1,82	3,78	1,35	1,05	3,23	3,39	2,44
Efic. Exergética del proceso	49%	71%	61%	39%	29%	59%	72%	38%	29%	47%
Ind. eliminación de residuos	0,04%	0,04%	0,04%	0,04%	0,05%	0,06%	0,06%	0,06%	0,05%	0,06%
Ind. de exergoeconomía	\$ 540.811	\$ 373.107	\$ 477.021	\$ 840.216	\$ 2.051.628	\$ 541.696	\$ 559.358	\$ 1.078.565	\$ 2.129.970	\$ 713.726

a.2.3 Evaluación de desempeño

- *Foto-Fenton en lixiviado coagulado añadiendo $FeSO_4$ y manteniendo H_2O_2*

Después de haber realizado los balances exergéticos se procedió con la representación gráfica de los indicadores de evaluación de desempeño desde el componente ambiental, técnico y económico, representados en la Figura 34.



(a, b, c) Indicadores exergoambientales; (d, e) Indicadores técnico exergéticos; (f) Indicador exergoeconómico

Figura 34. Evaluación exergética de desempeño foto-Fenton en lixiviado coagulado, añadiendo FeSO_4 y manteniendo H_2O_2

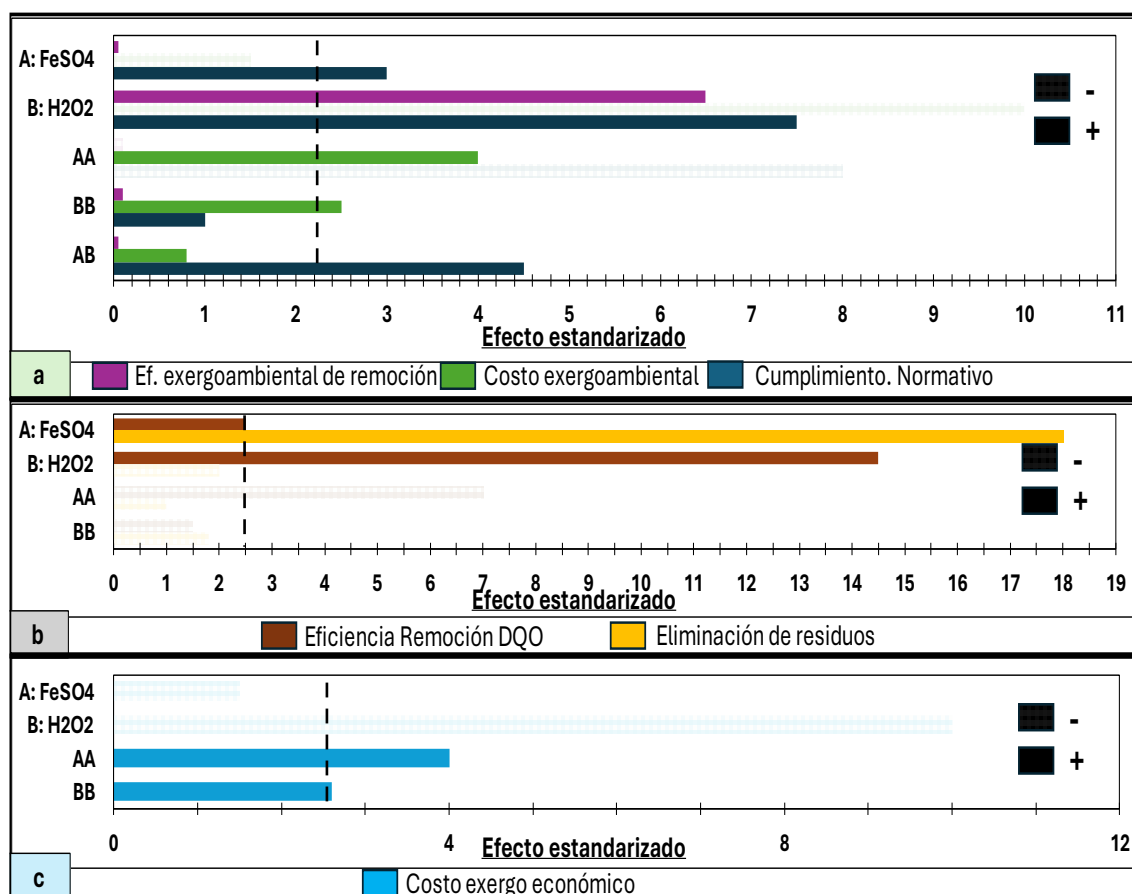
De acuerdo con la evaluación de desempeño exergético en el componente ambiental aplicada al proceso de foto-Fenton en la configuración de añadir la dosis de Hierro y manteniendo la dosis de H_2O_2 durante todo el experimento se evidencia en la Figura 34.a que la relación carga orgánica removida y pérdidas exergéticas no superaron los 0,005 g DQO por kJ destruidos. Además, la Figura 34.b permite analizar que la unidad experimental 12 fue la que menor coste exergético ambiental requirió, con un valor de 145,6 kJ por gramo de DQO removido. En contra parte, la unidad experimental 9 fue la que mayor coste exergético presentó (327,9 kJ/g DQO), generada principalmente por la dosis de FeSO_4 y la baja remoción de DQO.

En cuanto al indicador de cumplimiento normativo, se establece que, al partir de un influente del proceso proveniente del tratamiento de coagulación - floculación, todos los efluentes tratados alcanzaron el cumplimiento del rango permitido por la autoridad ambiental. No obstante, la diferencia entre el valor máximo y mínimo de este indicador exergético no superó el 30%.

Por otra parte, en el indicador técnico de eficiencia exergética, se evidenció que el proceso que obtuvo la mejor remoción de materia orgánica presentó el valor

más bajo de eficiencia (23%). No obstante, la fluctuación entre el valor máximo y mínimo no superó el 5%, generado por la poca diferencia entre las exergía de salida del proceso. Con relación al índice de eliminación de residuos, los valores son mucho más bajos comparados con el pretratamiento utilizado anteriormente (coagulación – floculación). Lo anterior ocurre debido al principio conceptual del foto-Fenton, donde reacciona el H_2O_2 con el Hierro y por la presencia de radiación UV, se propicia la formación constante de radicales hidroxilos, los cuales tienen el poder oxidativo para mineralizar contaminantes orgánicos en especies más simples y cuyos subproductos continúan presentes en el agua y no en forma de sólidos como en la coagulación – floculación. En cuanto al indicador exergo-económico se evidenció una fluctuación entre \$2'300.000 y \$5'500.000, siendo la unidad experimental número 6 la que menor valor alcanzó.

De igual manera, siguiendo el diseño de experimentos planteado en la fase experimental del actual proyecto, fueron añadidas como variables de respuesta los indicadores exergéticos y analizada la significancia de los factores experimentales, cuyos resultados son presentados en la Figura 35 y en el Anexo 4.



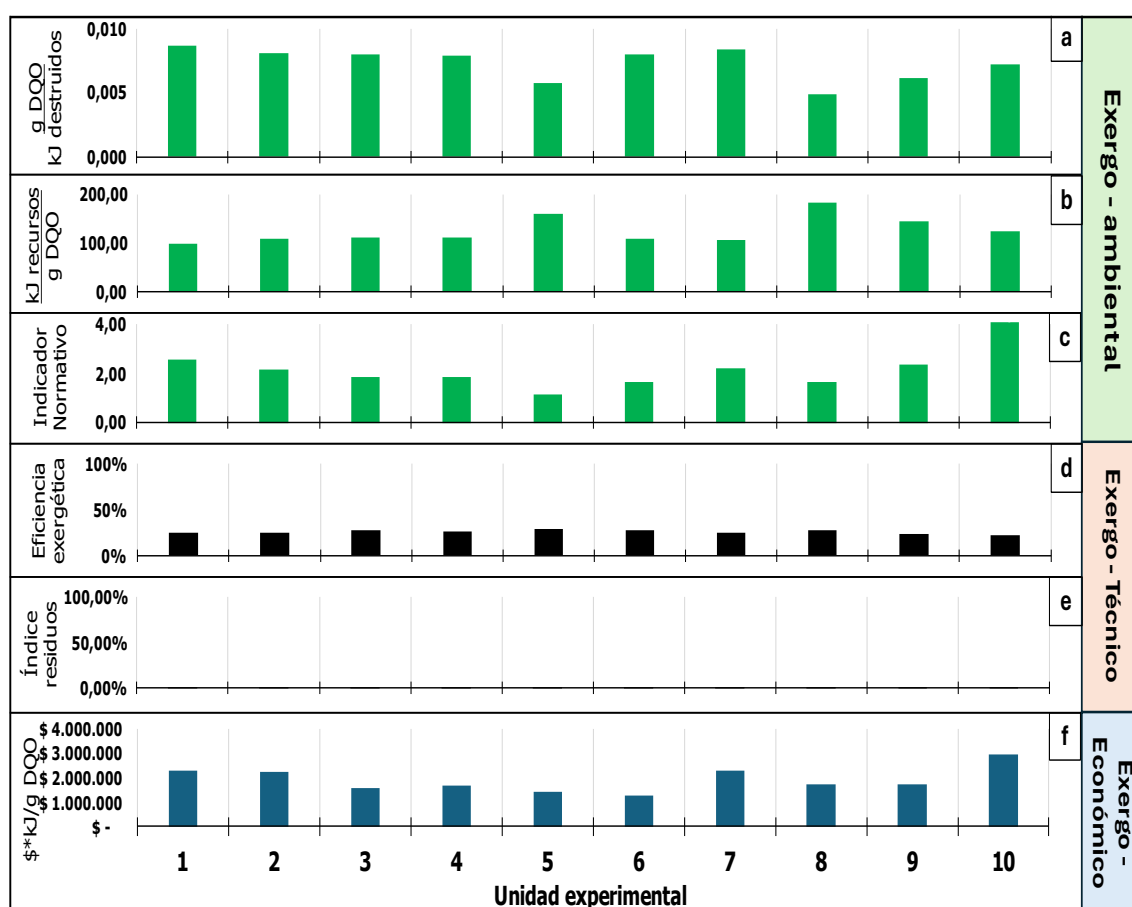
(a) Evaluación exergoambiental; (b) Evaluación técnico exergética; (c) Evaluación exergo económica

Figura 35. Diagramas de Pareto por indicador de evaluación exergética – foto-Fenton añadiendo $FeSO_4$ y manteniendo H_2O_2 .

De acuerdo con las Figura 35 se establece que el principal beneficio exergoambiental se relacionó con el consumo de H_2O_2 , lo cual obedece con la realidad del tratamiento de foto-Fenton, dado que para que ocurra la generación de radicales hidroxilos y se mineralicen los contaminantes orgánicos era necesaria la presencia de este oxidante. De igual forma, para el componente exergo-económico dicho factor fue el de mayor relevancia, relacionado con la diferencia considerable de precios entre el oxidante y el reactivo usado como fuente de Hierro. Además, en el componente técnico exergético, el suministro de Hierro fue el factor más significativo, resultante de su conversión en óxido de Hierro y posterior precipitación para convertirse en lodo residual cuando se neutralizó el pH de la matriz tratante.

- *Foto-Fenton en lixiviado coagulado con Hierro residual y manteniendo H_2O_2*

Subsecuentemente, fue determinada la evaluación exergética del proceso de foto-Fenton cuando se utilizó como matriz tratante el lixiviado coagulado en pH ácido, la cual contenía dosis residual de Hierro y en la que se mantuvo la concentración de H_2O_2 hasta finalizar el experimento. La representación gráfica de los resultados se evidencia en la Figura 36.



(a, b, c) Indicadores exergoambientales; (d, e) Indicadores técnico exergéticos; (f) Indicador exergoeconómico

Figura 36. Evaluación exergética de desempeño foto-Fenton en lixiviado coagulado con dosis residual de Fe^{+2} y manteniendo H_2O_2 .

Para el componente ambiental representado por la Figura 36.a y 36.b, se evidenció que la unidad experimental número 1 fue la más beneficio exergético de remoción y menor costo ambiental presentó, propiciado por cantidad de materia orgánica en términos de DQO que fue removida (2,16 g/L) y de la cantidad de recursos que consumió (<4,4 g/L H_2O_2). No obstante, al evaluar la Figura 36.c se aprecia que el experimento 10 es el que mayor valor arrojó en el indicador de cumplimiento normativo, lo cual es generado por el valor de DQO del efluente fototratado (<500 mg/L). No obstante, al comparar los resultados de este experimento en las dos primeras gráficas mencionadas, se evidenció que, aunque el porcentaje de remoción de DQO fue superior (78%) el consumo de H_2O_2 (>4,8 g/L) incidió sobre su costo exergoambiental.

Con base a las Figuras 36.d y 36.e, las cuales representaron el componente técnico, se evidenció que los residuos que se generaron en el proceso no superan el 1%, partiendo del hecho que solo se consideraría el Hierro disuelto que por efecto de la neutralización de pH fue precipitado al final del proceso en forma de Hidróxido de Hierro. Además, la eficiencia exergética del proceso no superó el 30% y el indicador económico del costo exergo ambiental presentó rangos entre los \$1'400.00 y \$2'200.000, siendo la unidad experimental número 1 la que resultaría con mayor conveniencia en este aspecto.

Con el objetivo de conocer la significancia de la variable independiente analizada en los diferentes indicadores exergéticos, fue aplicado un análisis de la varianza (ANOVA) utilizando el software R, obteniendo como resultado lo contenido en la Tabla 52 y Figura 37.

Tabla 52. ANOVA indicadores exergéticos foto-Fenton añadiendo H_2O_2

Variable de respuesta			Remoción DQO			
DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)		
H ₂ O ₂	1	0.091099	0.091099	38.834	0.0002506	***
Variable de respuesta			Eficiencia exergoambiental			
DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)		
H ₂ O ₂	1	6,70E-02	6,70E-02	68.773	0.03053	*
Variable de respuesta			Costo exergoambiental			
DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)		
H ₂ O ₂	1	3243.8	3243.8	67.365	0.03184	*
Variable de respuesta			Cumplimiento normativo			
DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)		
H ₂ O ₂	1	35.616	3,56E+04	13.76	0.005961	**
Variable de respuesta			Eliminación de residuos			
DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)		
H ₂ O ₂	1	8,01E-05	8,01E-05	1.241	0.2976	
Variable de respuesta			Exergoeconomía			

	DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
H ₂ O ₂	1	1,70E+16	1,70E+16	67.365	0.03184	*

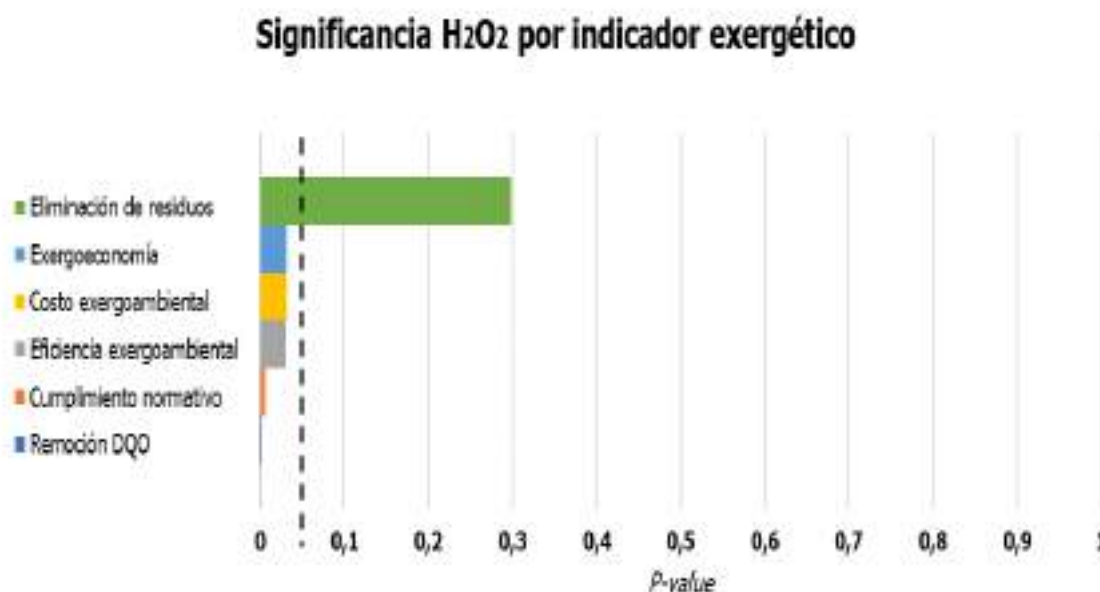
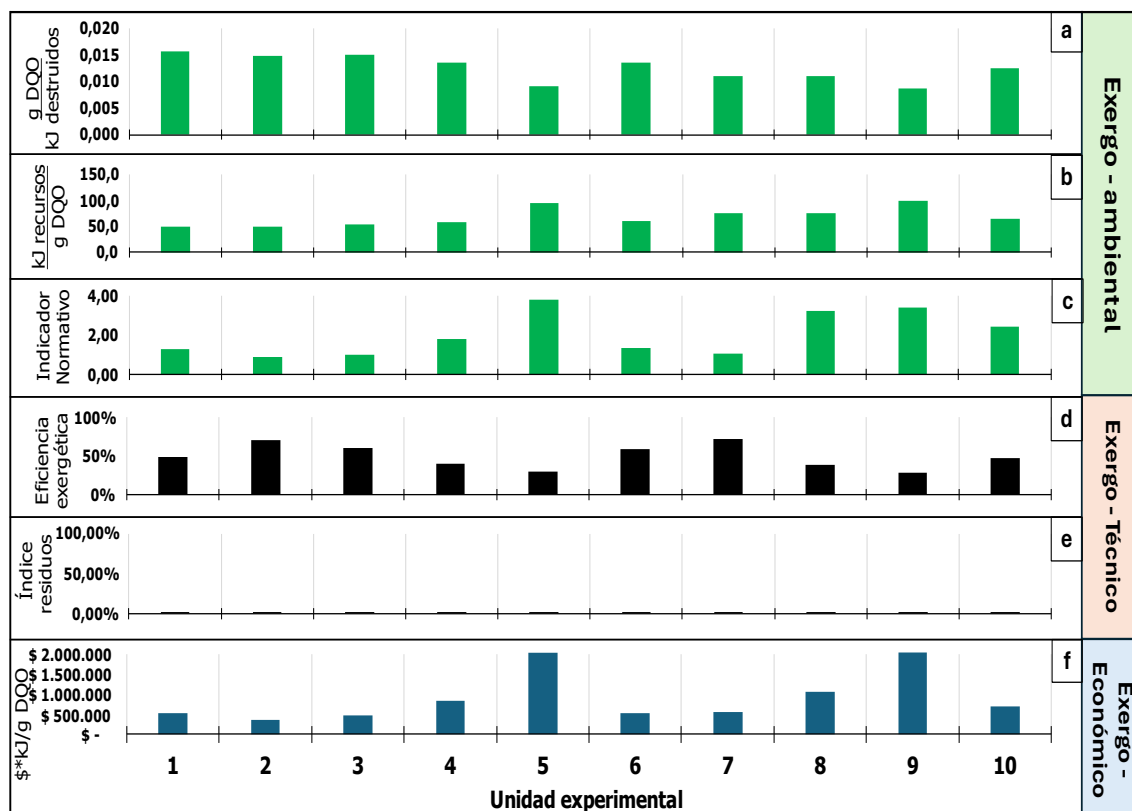


Figura 37. Significancia estadística H₂O₂ por indicador exergético.

Según los resultados presentados, se evidencia que el Peróxido de Hidrógeno tuvo una alta significancia en todos los indicadores a excepción de la eliminación de residuos, lo cual obedece a la realidad del proceso, donde el único flujo residual se relaciona con el lodo que se genera posterior a la neutralización de la muestra tratante. Así mismo, la remoción de DQO y el cumplimiento normativo son los componentes en los que mayor significancia tuvo el H₂O₂ con *P-values* menores a 0,006, debido a que entre mayor cantidad de oxidante haya disponible, más fuerte será la reacción de oxido – reducción por el incremento en la generación de radicales hidroxilos.

- Foto-Fenton en lixiviado coagulado con Hierro residual y única dosis de H₂O₂

Posteriormente, la evaluación de desempeño fue aplicada sobre la última configuración experimental del proceso fotoquímico, en la cual se consideró la matriz de lixiviado coagulado en pH ácido y se dosificó una sola dosis de H₂O₂, deteniendo el experimento cuando se consumía la totalidad del oxidante.



(a, b, c) Indicadores exergoambientales; (d, e) Indicadores técnico exergéticos; (f) Indicador exergoeconómico

Figura 38. Evaluación exergética de desempeño foto-Fenton en lixiviado coagulado con dosis residual de Hierro y única de H_2O_2 .

De este modo, las Figuras 38.a, 38.b y 38.c representaron la evaluación de desempeño ambiental. En estas se evidenció que la unidad experimental número 1 y 2 fueron las que presentaron mejor eficiencia exergoambiental de remoción y menor costo exergoambiental, con valores de 0,16 - 0,15 y 49,8 – 50,8 respectivamente. No obstante, se aprecia que el porcentaje de remoción de DQO del experimento 2, no superó el 20%, afectando un posible acople con un proceso más simple como un tratamiento biológico. Por otra parte, se evidenció que el experimento 5 fue el que mejor valor obtuvo en el indicador de cumplimiento normativo, no obstante, también fue la unidad en la que hubo mayor consumo energético (134,4 kJ/L) y de oxidante (4,5 g/L H_2O_2).

Con relación a los indicadores técnico – exergéticos (Figura 38.d, 38.e) se establece que la generación de residuos es inferior al 1% dado el principio de operación propio de los foto-Fenton. Además, se valida el fenómeno de eficiencia antiexergética, en el cual a mayor remoción de DQO menor porcentaje de eficiencia exergética. Finalmente, el componente económico del costo exergoambiental fluctuó entre \$450.000 y \$2'100.000, siendo el experimento 1 (1,5 g/L H_2O_2 ; 100 min) el de menor valor. La diferencia considerable con las otras configuraciones de foto-Fenton radicó en las diferencias de tiempo del proceso, dado que mientras en las configuraciones 1 y 2 de foto-Fenton el tiempo

total fue de tres horas, en esta última dependió del consumo y existencia de H_2O_2 en la muestra tratante, finalizando todos los experimentos antes de las tres horas.

Subsecuentemente, fue aplicado el análisis de la varianza con los resultados obtenidos por indicador exergético a partir de la variable independiente (H_2O_2), cuyos resultados son presentados en la Tabla 53 y Figura 39.

Tabla 53. ANOVA indicadores exergéticos foto-Fenton única dosis H_2O_2

Variable de respuesta			Remoción DQO			
DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)		
H2O2	1	0,3404	0,3404	33.124	0,0004264	***
Variable de respuesta			Eficiencia exergoambiental			
DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)		
H2O2	1	3,04E-05	3,04E-05	10.212	0,01269	*
Variable de respuesta			Costo exergoambiental			
DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)		
H2O2	1	1901,7	1,90E+03	15.089	0,004646	**
Variable de respuesta			Cumplimiento normativo			
DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)		
H2O2	1	89.514	89.514	35	0,0003486	***
Variable de respuesta			Eliminación de residuos			
DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)		
H2O2	1	6,33E-06	6,34E-06	0	0,7797	
Variable de respuesta			Exergoeconomía			
DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)		
H2O2	1	2.21E+15	2,21E+15	15.089	0.004646	**

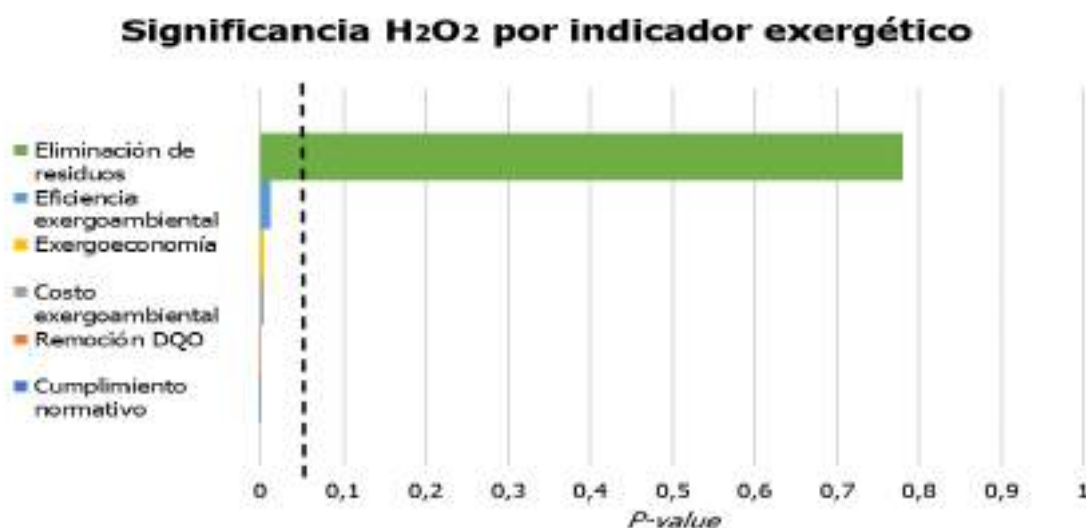


Figura 39. Significancia estadística H_2O_2 por indicador exergético.

Según los resultados obtenidos se valida la significancia estadística que tuvo la variable H_2O_2 sobre los indicadores exergéticos, donde el único que superó el *P-value* de 0,05 fue el de eliminación de residuos. Así mismo, en esta serie de

experimentos la significancia del oxidante fue más del doble por indicador, lo cual se asoció con que los recursos utilizados tuvieron mejor control, donde por ejemplo factores como el tiempo de cada experimento fluctuaba con la existencia de oxidante, permitiendo reducir el suministro eléctrico consumido por la bomba y la lámpara UV.

Finalmente, de manera comparativa se elaboró la Tabla 54 en la cual se permite apreciar la diferencia entre las tres configuraciones experimentales de foto-Fenton con base en los indicadores de evaluación de desempeño exergéticos, los cuales fueron semaforizados según su valor, donde verde hizo referencia a la condición deseada, rojo a la peor condición y amarillo a la intermedia.

Tabla 54. Resumen resultados evaluación exergética en foto-Fenton

Condición		Remoción DQO g/L O ₂	Eficiencia exergoamb g DQO/ kJ destruidos	Coste exergoamb kJ recursos/ g DQO	Ind Cumpl normativo kJ norma / kJ producto	Elimin residuos %	Coste exergoecon \$/kJ recursos / g DQO
foto-Fenton añadiendo FeSO₄ - manteniendo H₂O₂	Conf. experimental	0,2 g/L FeSO ₄ 2,25 g/L H ₂ O ₂	0,2 g/L FeSO ₄ 2,25 g/L H ₂ O ₂	0,2 g/L FeSO ₄ 2,25 g/L H ₂ O ₂	0,2 g/L FeSO ₄ 2,25 g/L H ₂ O ₂	0,1 g/L FeSO ₄ 2,25 g/L H ₂ O ₂	0,2 g/L FeSO ₄ 2,25 g/L H ₂ O ₂
	Valor	0,54	0,006	142,52	1,73	0,0002	\$ 3.082.342
foto-Fenton con Hierro residual y manteniendo H₂O₂	Conf. experimental	4,8 g/L H ₂ O ₂	4,47 g/L H ₂ O ₂	4,47 g/LH ₂ O ₂	4,8 g/L H ₂ O ₂	3,6 g/L H ₂ O ₂	4,47 g/L H ₂ O ₂
	Valor	0,78	0,009	99,1	4	0,0002	\$ 1.468.958
foto-Fenton con Hierro residual y única dosis de H₂O₂	Conf. experimental	4,5 g/L H ₂ O ₂	1,5 g/L H ₂ O ₂	1,5 g/L H ₂ O ₂	4,5 g/L H ₂ O ₂	1 g/L H ₂ O ₂	1,5 g/L H ₂ O ₂
	Valor	0,76	0,016	49,75	3,8	0,0002	\$ 540.811

De acuerdo con los resultados obtenidos en la evaluación de desempeño exergético del proceso fotoquímico, se concluye que cuando se utilizó la dosis residual de Hierro en el lixiviado coagulado y solo una dosis de Peróxido (configuración número tres) se obtuvieron los mejores resultados en el componente ambiental y económico. Así mismo, para el componente de técnico, se establece que los flujos residuales presentaron poca fluctuación en las tres configuraciones, dado la propia naturaleza del proceso de foto-Fenton. Esto es una de las ventajas de utilizar la oxidación avanzada, a diferencia de los otros tratamientos donde los residuos superan el 10% de las entradas, como por ejemplo en la coagulación mostrada anteriormente (Tabla 44 y 45).

a.3 Proceso biológico aerobio de lodos activados

a.3.1 Datos e información del sistema

Como última parte de la evaluación de desempeño exergético, se aplicó la alternativa 10 sobre los acoples de lodos activados convencionales cuya matriz tratante fue lixiviado fototratado, iniciando con los representación gráfica y

conceptual de los flujos que interactuaban en el sistema y sus propiedades. Lo anterior es presentado en la Figura 40 y en las Tablas 55 – 57.

- Esquematización del proceso y definición de propiedades de los flujos.

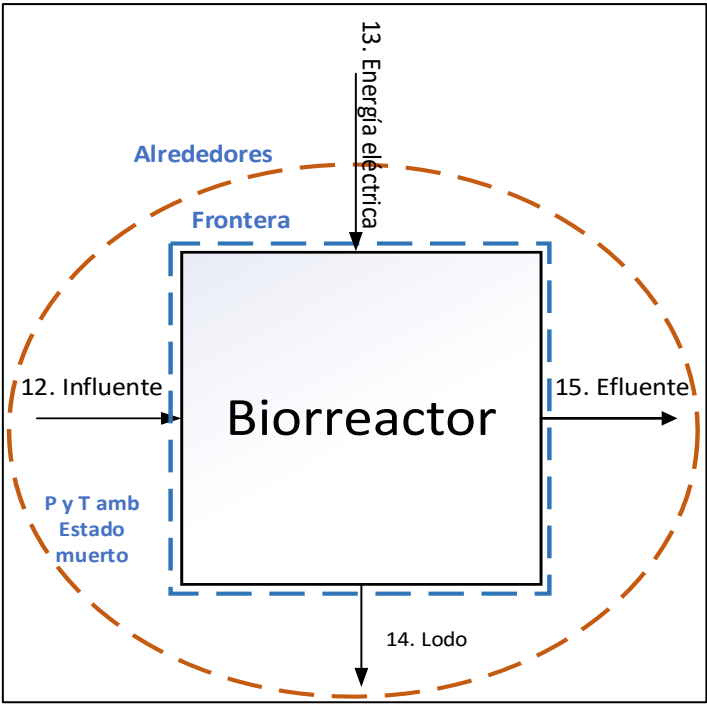


Figura 40. Esquematización proceso biológico.

Tabla 55. Propiedades de flujos – proceso biológico

Proceso	Biológico aerobio			
Número de flujo	12	13	14	15
Contenido	Efluente fototratado	Energía eléctrica	Lodo biológico	Efluente acople
Categoría	Agua	Recurso	Residuo	Agua
Componente de interés	DQO	kWh agitación y aireación	DQO	DQO
	NH ₄			NH ₄
	PO ₄			PO ₄
	SO ₄			SO ₄
Condición	Salida	Entrada	Salida	Salida
Nombre del proceso con el que interactúa	Fotoquímico - Biológico	Biológico	Biológico	Biológico

- Definición de supuestos de cálculo

Tabla 56. Supuestos de cálculo – proceso biológico

Supuestos de Cálculo

Nombre del tratamiento	Tipo de sistema		Tipo de flujo		Tipo de proceso						Tipo de frontera		Tipos de exergía		Ambiente de referencia					
	Abierto	Cerrado	Estacionario	No estacionario	Reversible	Irreversible	Adiabático	No adiabático	Isotérmico	No isotérmico	Isobárico	No isobárico	F. móvil	F. fija	F. extendida	Ex. Química	Ex. Termo-	Mar (materia orgánica=0)	Mar (materia orgánica≠0)	Rio (materia orgánica≠0)
Biológico	X		X			X	X		X		X		X		X		X			
Límites y alcances de la alternativa	Exergía química de formación del lixiviado en términos de la materia orgánica expresada en DQO, calculada a partir de la relación matemática desarrollada por Tai et al., 1986 y de los valores para NH ₄ , PO ₄ y SO ₄ empleando los valores de exergía química estándar contenidos en Szargut, 1989; Valero et al., 2018.																			
	Exergía química de formación de los productos químicos y reactivos utilizados en los sistemas, calculada a partir de los valores de exergía química estándar contenidos en Szargut, 1989; Valero et al., 2018.																			
	Se omite la destrucción exergética que experimentan los equipos del sistema, considerando que el alcance del modelo se enfoca en la eficiencia de remoción de materia orgánica (L. Fitzsimons et al., 2016; Horrigan & Eng, 2016).																			

- Inventario de recursos consumidos

Tabla 57. Inventario de recursos consumidos – biológico

Nombre del proceso		Lodos activados corta duración							
Componente	Consumo eléctrico (W)	Tiempo funcionamiento (s)	Consumo energético (J/d)	Volumen tratante (L)	Tiempo funcionamiento (d)	Caudal (L/d)	Exergía electricidad (kJ/L)	Costo COP/kWh	
Bomba de aire	3	432000	259200	0,2	5	0,04	6480	1000	
Agitador magnético	4	432000	345600	0,2	5	0,04	8640	1000	

a.3.2 Método exergético

Seguidamente, se aplicaron los balances de exergía de acuerdo con las Ecuaciones 43 – 45 y Tablas 58 – 59.

- **Exergía entrada** = $ExQ_{12} + ExQ_{13}$ **Ec.43**
- **Exergía salida** = $ExQ_{14} + ExQ_{15}$ **Ec.44**
- **Exergía destruida** = $ExQ_{12} + ExQ_{13} - ExQ_{14} - ExQ_{15}$ **Ec.45**
 - $ExQ_{12} = ExQ_{\text{lixiviado fototratado}}$
 - $ExQ_{13} = Ex_{\text{Electricidad}}$
 - $ExQ_{14} = Ex_{\text{formación residuos Materia orgánica}} (Ex_{QMO_i})$
 - o $ExQ_{14} = (Ex_{QMO_i}) + (Ex_{Qarena})$

- o $ExQ14 = (ExQ12 - ExQ15) + (ExQstdrSiO_2 \left(\frac{kJ}{mol}\right) * [SiO_2] \left(\frac{mol}{L}\right))$
- $ExQ15 = ExQ_{lixiviado\ biotratado}$
 - o $ExQ6 = \left(13,6 * DQO_{15} \left(\frac{mg}{L}\right)\right) + \left(ExQstdrN \left(\frac{kJ}{mol}\right) * [N_{15}] \left(\frac{mol}{L}\right)\right) +$
 $\left(ExQstdrP \left(\frac{kJ}{mol}\right) * [P_{15}] \left(\frac{mol}{L}\right)\right) + \left(ExQstdrS \left(\frac{kJ}{mol}\right) * [S_{15}] \left(\frac{mol}{L}\right)\right)$

Tabla 58. Análisis exergético proceso biológico #1

Proceso		Biológico aerobio			
Matriz lixiviado		Lixiviado fototratado con foto-Fenton con hierro residual y única dosis de H ₂ O ₂			
Flujos de entrada		12, 13			
Flujos de salida		14, 15			
Unidad experimental	1	2	3	4	
Exergía entrada					
ExQ12 (kJ/L)	76,1	71,3	67,7	64,0	
ExQ13 (kJ/L)	15120	15120	15120	15120	
Sumatoria Exin	15196,1	15191,3	15187,7	15184,0	
Exergía salida					
ExQ14 (kJ/L)	6,9	11,1	11,7	10,0	
ExQ15 (kJ/L)	69,4	60,3	56,0	54,1	
Sumatoria Exout	76,1	71,3	67,7	64,0	
Eficiencia de remoción DQO	15%	36%	41%	51%	
Exergía destruida	15120	15120	15120	15120	
Carga orgánica removida	0,29	0,44	0,37	0,40	
Indicadores					
Eficiencia exergoambiental de remoción	0,000019	0,000029	0,000024	0,000027	
Coste exergo ambiental	51516,2	33982,9	41016,7	37661,6	
Ind. Exergético de cumplimiento normativo	0,85	0,40	0,27	0,19	
Eficiencia Exergética del proceso	0%	0%	0%	0%	
Eficiencia exergética ambiental	32,2	90,6	110,6	144,2	
Índice eliminación de residuos	9,1%	15,5%	17,3%	15,6%	
Indicador de exergoeconomía	\$ 216.367.973	\$ 142.728.070	\$ 172.270.298	\$ 158.178.693	

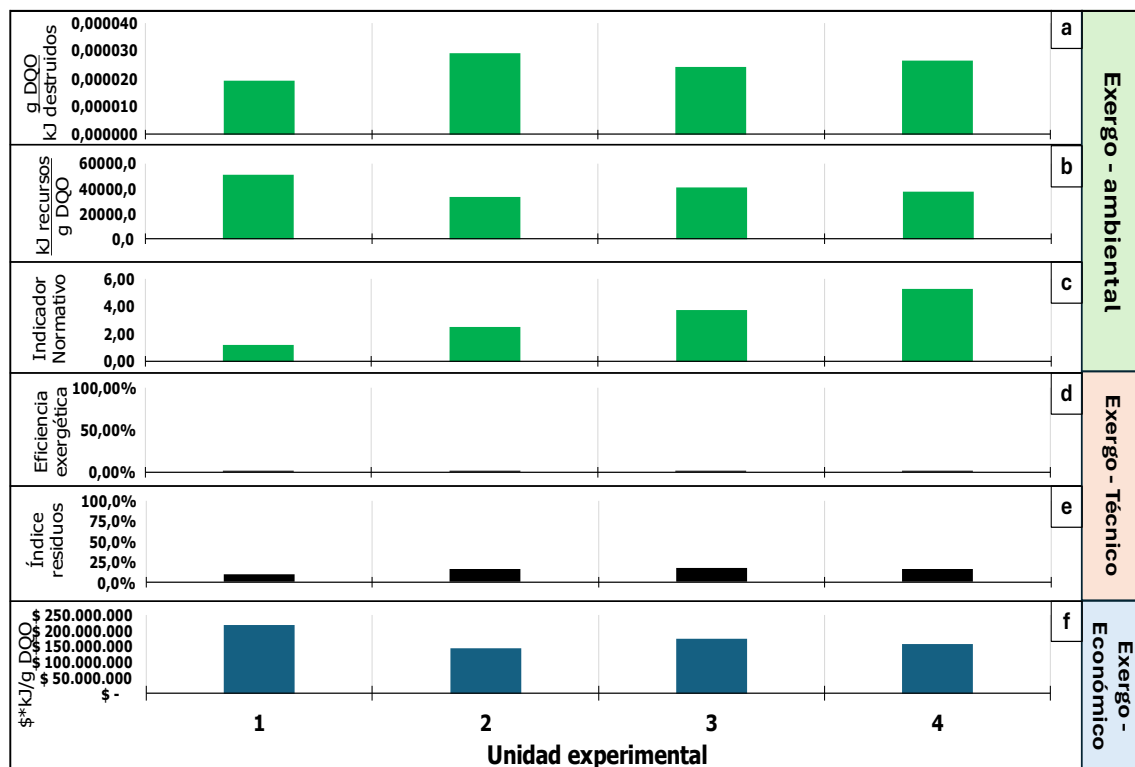
Tabla 59. Análisis exergético proceso biológico #2

Proceso		Biológico aerobio					
Matriz lixiviado		Lixiviado fototratado con foto-Fenton con hierro residual y manteniendo dosis de H ₂ O ₂					
Flujos de entrada		12, 13					
Flujos de salida		14, 15					
Unidad experimental	1	2	3	4	5	6	
Exergía entrada							
ExQ12 (kJ/L)	94,55	92,30	81,62	75,22	73,45	72,98	
ExQ13 (kJ/L)	15120,00	15120,00	15120,00	15120,00	15120,00	15120,00	
Sumatoria Exin	15214,55	15212,30	15201,62	15195,22	15193,45	15192,98	
Exergía salida							
ExQ14 (kJ/L)	7,24	11,61	11,91	11,81	11,35	11,50	
ExQ15 (kJ/L)	88,84	80,88	69,79	63,48	62,15	61,53	
Sumatoria Exout	94.55	92.30	81.62	75.22	73.45	72.98	

Eficiencia de remoción DQO	9%	19%	31%	45%	48%	52%
Exergía destruida	15120,00	15120,00	15120,00	15120,00	15120,00	15120,00
Carga orgánica removida	0,42	0,42	0,45	0,45	0,41	0,42
Indicadores						
Eficiencia exergoambiental de remoción	0,000028	0,000028	0,000030	0,000030	0,000027	0,000028
Coste exergo ambiental	35995,7	35778,5	33399,6	33893,7	36565,9	35601,6
Ind. Exergético de cumplimiento normativo	2,23	0,91	0,50	0,27	0,22	0,20
Eficiencia Exergética del proceso	1%	1%	0%	0%	0%	0%
Índice eliminación de residuos	7,65%	12,58%	14,59%	15,70%	15,45%	15,75%
Indicador de exergoeconomía	\$ 151.182.002	\$ 150.269.759	\$ 140.278.330	\$ 142.353.732	\$ 153.576.784	\$ 149.526.725

a.3.3 Evaluación de desempeño

- *Lodos activados en lixiviado fototratado con foto-Fenton usando hierro residual y única dosis H_2O_2*



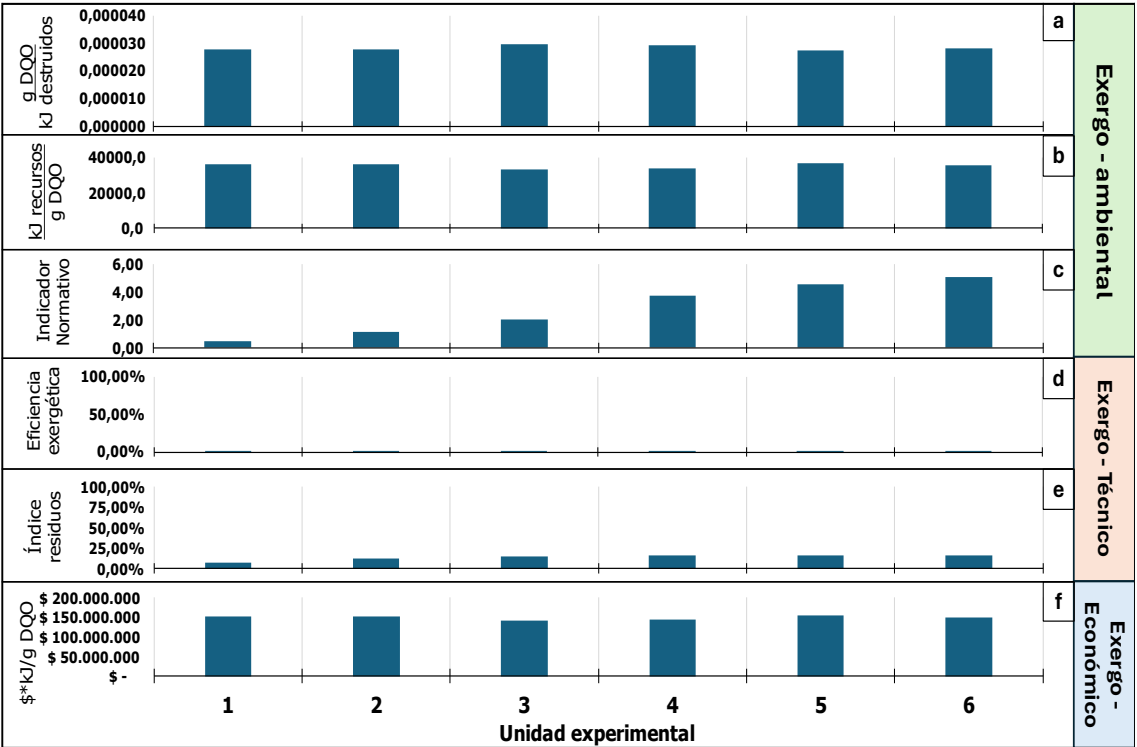
(a, b, c) Indicadores exergoambientales; (d, e) Indicadores técnico exergéticos; (f) Indicador exergoeconómico

Figura 41. Evaluación exergética de desempeño proceso biológico en lixiviado fototratado con foto-Fenton usando hierro residual y única dosis H_2O_2

De acuerdo con la evaluación aplicada sobre el acople biológico (Figura 41.a y 41.b), aunque este proceso no consumió productos químicos como los otros tratamientos, el beneficio exergoambiental fue muy reducido ($<0,005$ kJ/g DQO removido), especialmente por el hecho de la alta demanda de energía eléctrica que consumió durante el tiempo de experimentación (5 días). Por otra parte, la Figura 41.c ilustra que todas las unidades experimentales dan cumplimiento al rango permitido de vertimiento, cuyo mejor comportamiento fue cuando se acoplaron los lodos activados con el efluente que consumió 4,5 g/L H_2O_2 en el proceso fotoquímico, infiriendo un agua fototratada con mayor biodegradabilidad apta para ser degradada por medio de microorganismos aerobios.

En cuanto al índice de generación de residuos, se consideró como flujo de desecho el lodo del proceso biológico, el cual se componía de la materia orgánica que fue removida del efluente fototratado y de la parte sólida del fango. Para esto último, se utilizó la relación evaluada por Lozano García et al., 2011, quienes establecieron que 1 NTU era equivalente a 0,13 g/L de SiO_2 , valor que fue añadido en el balance exergético. Por otra parte, se destaca que los residuos generados en esta configuración experimental fluctuaron entre 9 y 17% de las entradas del proceso (sin considerar consumo energético) y se valida el fenómeno de eficiencia antiexergética, donde a mayor remoción de DQO menor es la eficiencia. Con respecto al valor económico del costo exergoambiental (Figura 41.f) se establece que esta sección fue la de mayor valor en el tren de tratamiento, cuyo rango estuvo entre 142 y 215 millones de pesos colombianos.

- Lodos activados en lixiviado fototratado con foto-Fenton usando hierro residual y manteniendo dosis H_2O_2



(a, b, c) Indicadores exergoambientales; (d, e) Indicadores técnico exergéticos; (f) Indicador exergoeconómico

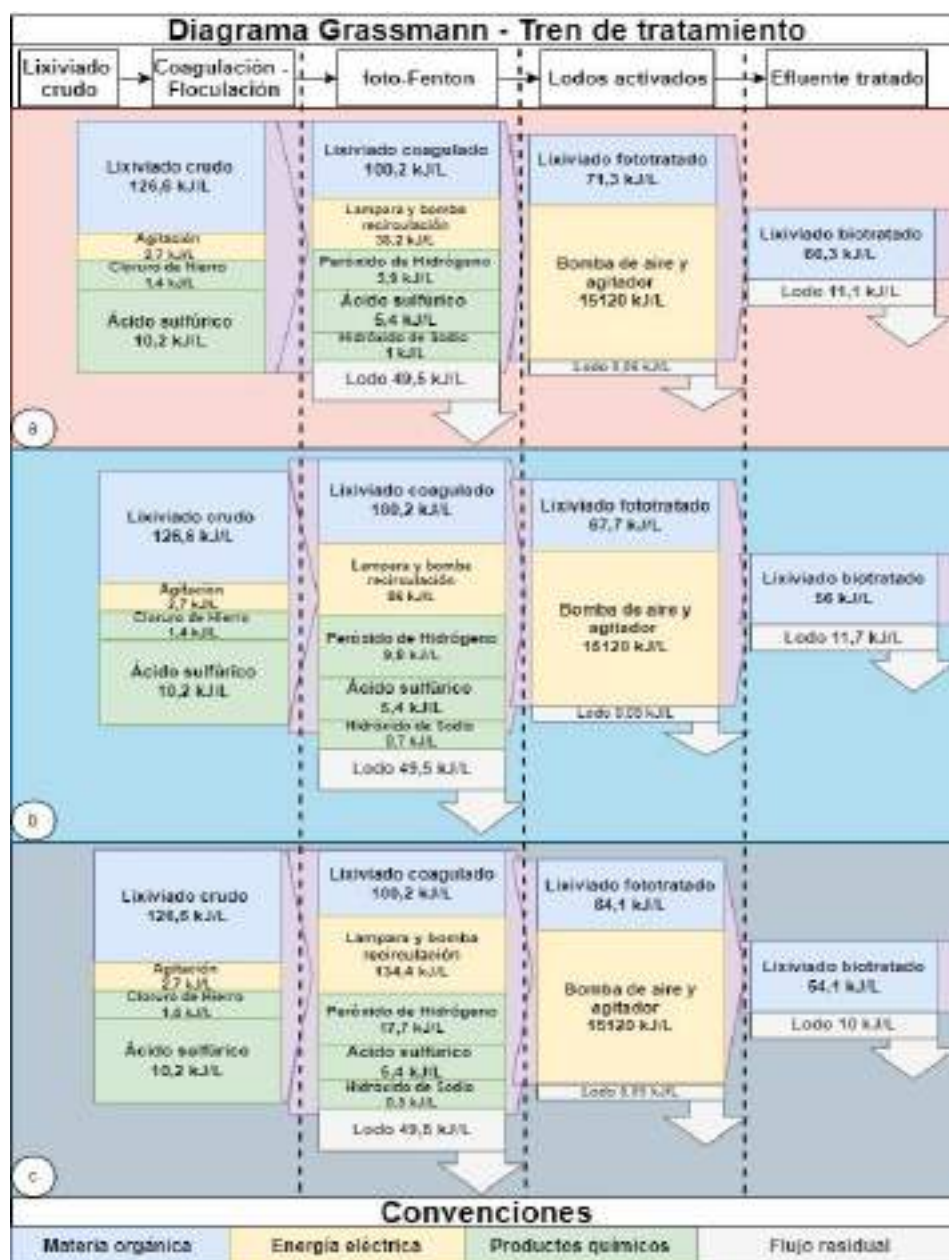
Figura 42. Evaluación exergética de desempeño proceso biológico en lixiviado fototratado con foto-Fenton usando hierro residual y manteniendo dosis H_2O_2

Finalmente, la última configuración experimental que fue evaluada desde el componente exergético fue el acople entre lodos activados con el efluente de foto-Fenton cuando en este se mantuvo la dosis de oxidante por tres horas. Al igual que en la configuración anterior, se evidencia que el beneficio exergético ambiental de los procesos biológicos es reducido en comparación con los otras alternativas del tren de tratamiento, especialmente por el consumo energético y el tiempo de residencia del agua tratante. Los valores del indicador de eficiencia exergética ambiental de remoción no superó los 0,05 gramos DQO por kJ destruido, mientras que el costo exergético ambiental superó los 30000 kJ recursos por gramos DQO removido. Así mismo, todas las unidades experimentales alcanzan el rango permitido de vertimiento, donde el experimento 6 presentó el mejor comportamiento con un valor de 5 unidades.

En cuanto al componente técnico, los residuos generados estuvieron entre el 7 y 15%, mientras que la eficiencia exergética no superó el 5%, este valor tan bajo es producto del alto consumo energético durante los 5 días de tratamiento. Con respecto a valor económico del costo exergoambiental, se presentó un rango entre 28 y 31 millones de pesos, cuya poca fluctuación se debió a que la diferencia en la carga orgánica removida en términos de DQO de los experimentos no superó el 10% entre el valor más bajo (0,41 g/L) y más alto (0,46 g/L).

De manera general, los resultados obtenidos en la evaluación de desempeño exergético del tratamiento biológico son comparables con el estudio desarrollado por Yanli Zhang et al., 2023, quienes determinaron que en un proceso convencional de lodos activados la destrucción de exergía se debía al elevado consumo energético generado por los tiempos de funcionamiento de los equipos como aireadores o agitadores mecánicos, reportando pérdidas exergéticas superiores a 1100 kJ/L y siendo mucho mayor que en otros tratamientos como la ultrafiltración (20 kJ/L) o filtros tradicionales (2 kJ/L). Además, Fitzsimons et al., 2016 compararon dos sistemas de tratamiento de agua residual, encontrando que cuando se usaba un proceso de lodos activados con aireación como tratamiento secundario se presentaba una diferencia de 3000 kJ/día con respecto a un sistema compuesto por tanques en ausencia de Oxígeno, donde similar a lo evidenciado en el actual proyecto, las pérdidas exergéticas del proceso se generaban debido al consumo de energía eléctrica de entrada.

Finalmente, como representación final de los resultados, fue elaborado un diagrama de Grassmann a través del cual se representó el flujo de exergía en el tren de tratamiento utilizado, obteniendo la Figura 43.



(a) Acople foto-Fenton 1000 mg/L H_2O_2 – lodos activados; (b) Acople foto-Fenton 2500 mg/L H_2O_2 – lodos activados; (c) Acople foto-Fenton 4500 mg/L H_2O_2 – lodos activados

Figura 43. Diagrama de Grassmann en tren de tratamiento aplicado a lixiviado de relleno sanitario.

De los resultados obtenidos en la Figura 43 se pudo establecer que la materia orgánica del lixiviado fue el principal aporte exergético en los sistemas de tratamiento por día y cuya eficiencia de remoción fue inversamente proporcional a la cantidad de exergía de los procesos, por lo que esta propiedad fue disminuyendo a medida que se iba removiendo. Por lo anterior y soportados en las ecuaciones que establece la segunda ley de la termodinámica, ocurrió que entre mayor fue la eficiencia de remoción de DQO (parámetro de seguimiento)

mayores pérdidas se obtuvieron. Dicho fenómeno fue evidenciado por Carrasquer et al., 2016, lo cual conduce a la conclusión de que, para poder utilizar esta propiedad termodinámica como base de cálculo en la evaluación de desempeño de un tratamiento de agua residual, es necesario involucrar aspectos adicionales como por ejemplo la carga orgánica removida (gramos DQO), el costo del tratamiento, la exergía de los recursos consumidos y las eficiencias del agua tratante en términos de exergía. La problemática en mención es una de las limitantes por las cuales la exergía puede llegar a no ser considerada como opción de evaluación de un tratamiento de agua, dado que, si no se establecen con claridad los indicadores de seguimiento y las condiciones del proceso, se pudiese llegar a obtener conclusiones erróneas del proceso.

Además, lo mencionado es opuesto a los análisis convencionales aplicados a otros procesos industriales o de desalación en los que se espera que las eficiencias de tratamiento se maximicen y que las pérdidas exergéticas se reduzcan, como por ejemplo en Shafieian et al., 2020, quienes evaluaron un tratamiento térmico cuyo principal activo era el calentamiento de agua utilizando un colector solar, concluyendo que la mejor condición experimental era en la cual las pérdidas exergéticas se minimizaban a partir de la menor diferencia de temperaturas (inicial y requerida por el sistema). Así mismo sucedió en el caso presentado por Ojeda et al., 2020 cuyo objetivo fue utilizar la exergía para evaluar la producción de combustibles y subproductos en procesos industriales utilizando biomasa y microalgas, donde el escenario deseado fue en el que la diferencia de la entrada y la salida fluctuó lo menos posible, resultando en valor más pequeños de irreversibilidades y aumentando la eficiencia exergética.

Subsecuentemente, el proceso que más aporte exergético registró por flujos residuales fue la Coagulación – Floculación generado por el lodo coagulado resultante del proceso; seguido por el tratamiento biológico y finalmente la oxidación avanzada. Lo anterior traza el camino que deben seguir quienes deseen alcanzar la sostenibilidad de los procesos en mención, donde el fin de estos fangos o flujos residuales debe ser el aprovechamiento y recuperación de la energía que allí se encuentra, representada en productos valiosos como por ejemplo los minerales, nutrientes o metales. Esta oportunidad también fue mencionada por Lorna Fitzsimons et al., 2016 quienes plantearon que incluir alternativas que permitan la reincorporación de dichos flujos como insumos de nuevos procesos, es decir, logrando la economía circular, conllevaría hacia la sostenibilidad de los procesos, donde las pérdidas se podrían reducir hasta en un 60%. Otro análisis que soporta el argumento en mención fue el hecho por Aghbashlo et al., 2019 quienes analizaron exergéticamente un sistema de transformación y aprovechamiento de residuos sólidos, determinando que la inclusión de energías alternativas que reduzcan el consumo de electricidad de las máquinas y equipos, así como el aprovechamiento de los subproductos o flujos residuales mejoraría el componente técnico exergético en más del 30%.

Continuando con la temática en mención, se establece que en el marco de la sostenibilidad de los procesos es necesaria la transición hacia las fuentes renovables, especialmente con relación a los flujos de entrada de procesos con alto consumo de energía eléctrica. Dado que, en el desarrollo experimental de este proyecto, el suministro de todos los equipos (incluyendo el suministro de radiación UV del proceso fotoquímicos) fue proveniente de fuentes no renovables y convencionales como las termoeléctricas. No obstante, si estas lograsen ser remplazadas por energía fotovoltaica o por radiación solar, dichas entradas se reducirían, permitiendo un menor costo exergoambiental y menores pérdidas exergéticas. Lo anterior fue discutido por Rodríguez-Merchan et al., 2021 quienes plantearon un indicador que relacionó la huella hídrica de las plantas de potabilización y la exergía, estableciendo que los tratamientos que tuvieron un consumo intensivo de energía (osmosis inversa, intercambiador iónico) relacionadas con combustibles fósiles tenían un mayor impacto en el ciclo de vida del proceso. Además, durante implementación de los sistemas de tratamiento, el proceso de distribución y alcantarillado alcanzó el consumo entre el 25 y 30% de exergía adicional versus el resto del sistema, ocasionado por el bombeo del agua.

a.4 Uso de lenguaje computacional para la solución de análisis exergéticos

Dada la gran cantidad de datos generados durante los balances exergéticos y la complejidad de las fórmulas involucradas en el cálculo de las diferentes formas de exergía presentes en el tratamiento de lixiviado, se desarrolló un código en Python que funcionó como "*solver*" para facilitar la evaluación del desempeño de manera más rápida y sencilla.

La primera actividad fue documentar, en formato **.csv**, las tablas de exergía química estándar de los compuestos químicos propuesta por Tai et al., 1986. Posteriormente, se inició la elaboración del código, comenzando por la implementación de las fórmulas de exergía para cada flujo que interactuaba en el proceso, incluyendo los aportes de la materia orgánica del influente y efluente, representados por la DQO, el Nitrógeno amoniacal, los Fosfatos y los Sulfatos y la exergía asociada al consumo eléctrico y a los productos químicos empleados en el proceso. Seguidamente, se añadieron líneas para calcular indicadores exergéticos y se imprimieron los resultados. En cuanto a las librerías se utilizaron "*import pandas as pd*" para el uso de datos, colecciones y operaciones matemáticas; "*from tabulate import tabulate*" para la representación visual de tablas y "*from IPython.display import display*" para el ajuste visual y gráfico.

Los resultados obtenidos por medio del lenguaje computacional fueron validados con los resultados presentados en los análisis exergéticos de cada unidad de tratamiento. Este enfoque con Python facilita la implementación y automatización de los cálculos complejos, además de mejorar la eficiencia y precisión del análisis. El código elaborado se presenta en el anexo 5.

b. Comparación de resultados con alternativa de evaluación de desempeño

b.1 Metodología de Conessa

Subsecuentemente, buscando establecer un insumo de comparación de los resultados alcanzados en la evaluación exergética del desempeño ambiental aplicado sobre el tratamiento fotoquímico-biológico de lixiviado, se documentó e implementó la metodología de evaluación de impacto ambiental de Conessa (Conessa Fernandez-Vitoria, 2009), cuya cuantificación fluctuó según la ecuación 46 y cuyos resultados son presentados en las tablas 60 – 61.

$$IA = (3IN + 2EX + MO + PE + RV + SI + AC + EF + PR + MC)$$

Ec.46

IN= Intensidad
EX= Extensión
MO= Momento
MC= Recuperabilidad

PE= Persistencia
RV= Reversibilidad
SI= Sinergia

AC= Acumulación
EF= Efecto
PR= Periodicidad

Tabla 60. Componentes generales del proyecto para EIA Conessa

	Tratamiento		
	Pretratamiento (Coagulación – Floculación)	Fotoquímico (foto- Fenton)	Lodos activados
Objetivo del tratamiento	Remover sólidos y preparar el lixiviado para el proceso fotoquímico	Mejorar la biodegradabilidad del lixiviado coagulado	Reducir la carga contaminante y emitir un efluente apto para ser vertido al medio ambiente
Matriz de lixiviado	Lixiviado proveniente de relleno sanitario	Lixiviado coagulado	Lixiviado fototratado
Tipo de relleno sanitario	Disposición de residuos sólidos municipales		
Ubicación relleno sanitario	Zona rural con déficit en saneamiento básico		
Condiciones atmosféricas	Temperatura: 27 – 32°C		
Insumos	Temporada lluvia (septiembre – diciembre); Temporada seca (enero – julio)		
	Coagulante	Peróxido de Hidrógeno	Energía eléctrica
	Ácido Sulfúrico	Sulfato de Hierro	
	Energía eléctrica	Ácido sulfúrico	
		Hidróxido de sodio	
		Energía eléctrica	
Flujos residuales	Residuos líquidos y sólidos de caracterización y seguimiento de parámetros		
	Lodo coagulado	Lodo fototratado	Lodo biológico
Tiempo de funcionamiento (minutos)	33	60 - 180	7200
Energía eléctrica consumida (kJ/L)	2,72	21,5 - 193,5	15120
Máxima eficiencia de remoción DQO (mg/L)	60%	76%	51%

La Tabla 60 presenta los componentes generales de cada unidad de tratamiento obtenidos en los resultados experimentales presentados en la Fase 1 del actual documento y a partir de lo cual se desarrolló la determinación y cuantificación de los impactos ambientales contenidos en la Tabla 61 y la Figura 44.

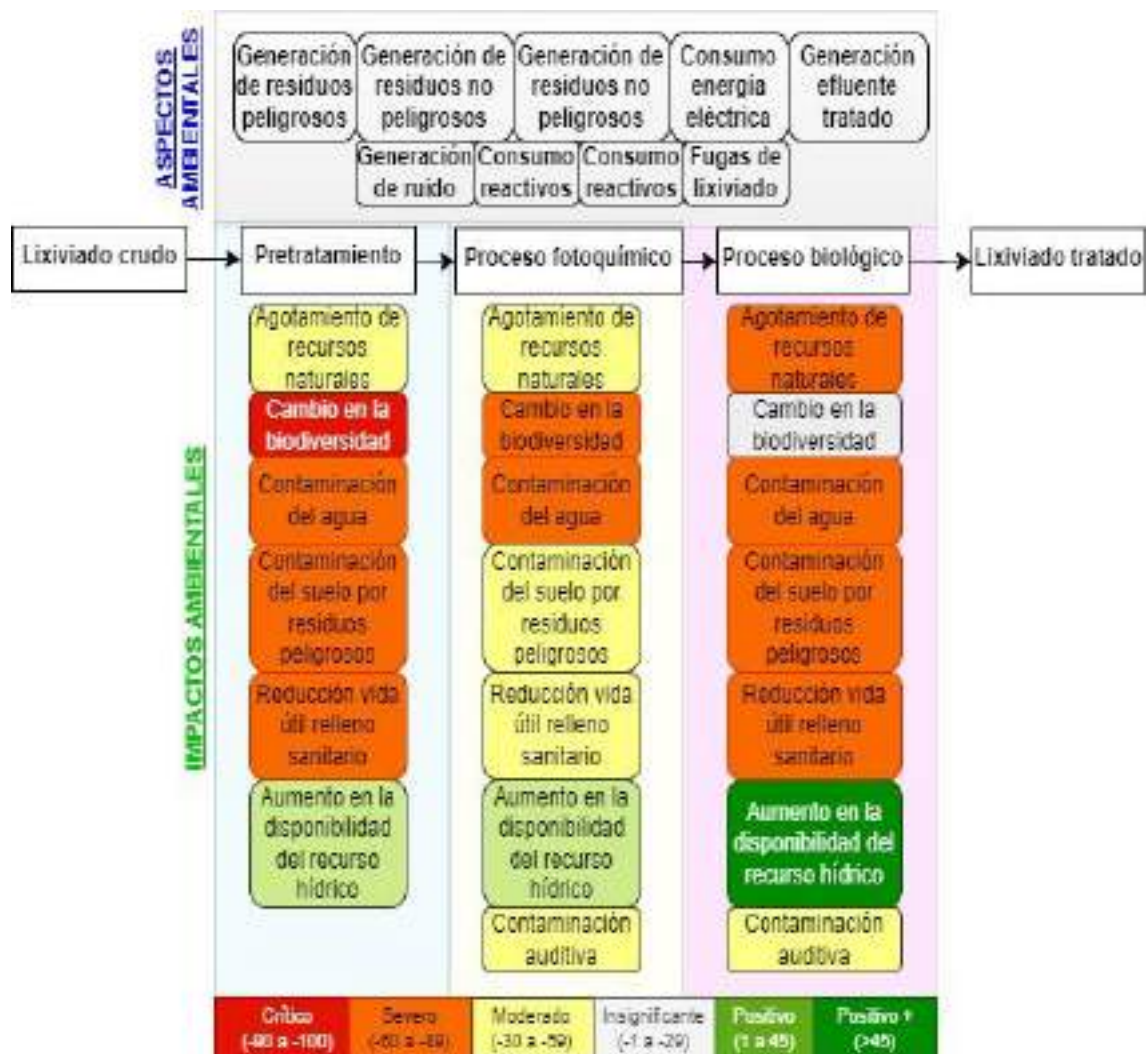


Figura 44. Resumen gráfico resultados evaluación del desempeño ambiental de los tratamientos – EIA Conesa

Tabla 61. EIA Conesa de proceso fotoquímico-biológico en lixiviado coagulado

Tratamiento	Fase	Actividad	Componente relacionado	Aspecto ambiental	Impacto ambiental	NAT	IN	EX	MO	PE	RV	SI	AC	EF	PR	MC	IA	Calificación impacto
Pretratamiento (Coagulación - Flocculación)	Preparación de la muestra	Caracterizar el lixiviado crudo	Abiótico	Consumo de energía	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	2	2	2	2	1	1	2	4	-38	Moderado
			Abiótico	Generación de residuos líquidos y sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	8	8	4	4	2	2	4	4	4	4	-68	Severo
					Contaminación del agua	-1	8	8	4	4	4	2	4	4	1	8	-71	Severo
			Abiótico	Generación de residuos no peligrosos	Reducción vida útil relleno sanitario	-1	4	4	4	4	2	2	4	4	2	2	-44	Moderado
			Abiótico	Consumo de reactivos	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	1	2	2	1	4	1	4	2	-39	Moderado
			Biótico	Fugas de lixiviado	Cambio en biodiversidad	-1	12	12	4	4	4	4	1	4	1	8	-90	Crítico
					Contaminación del agua	-1	12	12	4	4	4	2	4	4	1	8	-91	Crítico
		Acidificar según necesidad	Abiótico	Consumo de reactivos	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	1	2	2	1	4	1	4	2	-39	Moderado
	Fase mezcla lenta - rápida	Dosificar el coagulante	Abiótico	Consumo de reactivos	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	1	2	2	1	4	1	4	2	-39	Moderado
		Usar el equipo de mezcla según las rpm requeridas	Abiótico	Consumo de energía	Agotamiento de recursos naturales	-1	4	8	2	2	2	2	1	1	2	4	-44	Moderado
		Sedimentación y aprovechamiento lixiviado coagulado	Abiótico	Generación de residuos sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	8	8	4	4	2	2	4	4	4	4	-68	Severo
			Abiótico	Generación de residuos no peligrosos	Reducción vida útil relleno sanitario	-1	4	4	4	4	2	2	4	4	2	2	-44	Moderado
			Abiótico	Generación efluentes pretratado	Aumento en la disponibilidad del recurso hídrico	1	4	4	2	2	2	4	4	1	4	1	40	Positivo

Proceso fotoquímico (Foto-Fenton)		de efluente pretratado		Consumo energía eléctrica	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	2	2	2	2	1	1	2	4	-38	Moderado
				Consumo de reactivos	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	1	2	2	1	4	1	4	2	-39	Moderado
				Generación de residuos líquidos y sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	8	8	4	4	2	2	4	4	4	4	-68	Severo
					Contaminación del agua	-1	8	8	4	4	4	2	4	4	1	8	-71	Severo
	Disposición de lodo coagulado	Colectar el lodo coagulado y disponerlo adecuadamente	Abiótico	Generación de residuos sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	12	8	4	4	2	2	4	4	4	4	-80	Severo
	Preparación de la muestra	Caracterizar el lixiviado coagulado	Abiótico	Consumo de energía	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	2	2	2	2	1	1	2	4	-38	Moderado
			Abiótico	Generación de residuos líquidos y sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	8	8	4	4	2	2	4	4	4	4	-68	Severo
					Contaminación del agua	-1	8	8	4	4	4	2	4	4	1	8	-71	Severo
			Abiótico	Generación de residuos no peligrosos	Reducción vida útil relleno sanitario	-1	4	4	4	4	2	2	4	4	2	2	-44	Moderado
			Abiótico	Consumo de reactivos	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	1	2	2	1	4	1	4	2	-39	Moderado
			Biótico	Fugas de lixiviado coagulado	Cambio en biodiversidad	-1	8	12	4	4	4	4	1	4	1	8	-78	Severo
					Contaminación del agua	-1	8	12	4	4	4	2	4	4	1	8	-79	Severo
		Acidificar según necesidad	Abiótico	Consumo de reactivos	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	1	2	2	1	4	1	4	2	-39	Moderado
	Desarrollo operativo	Dosificar reactivos	Abiótico	Consumo de reactivos	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	1	2	2	1	4	1	4	2	-39	Moderado
			Abiótico	Consumo de energía	Agotamiento de recursos naturales	-1	4	8	2	2	2	2	1	1	2	4	-44	Moderado

Proceso Biológico de Lodos Activados	Sedimentación y aprovechamiento efluente fototratado	Usar el fotorreactor y demás equipos	Abiótico	Generación de ruido	Contaminación auditiva	-1	8	4	2	4	2	2	1	4	4	4	-55	Moderado
		Neutralizar el pH	Abiótico	Consumo de reactivos	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	1	2	2	1	4	1	4	2	-39	Moderado
		Habilitar tanque para proceso de sedimentación	Abiótico	Generación de residuos sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	2	8	4	4	2	2	4	4	4	4	-50	Moderado
			Abiótico	Generación de residuos no peligrosos	Reducción vida útil relleno sanitario	-1	2	4	4	4	2	2	4	4	2	2	-38	Moderado
		Captura y caracterización de efluente fototratado	Abiótico	Generación efluentes fototratado	Aumento en la disponibilidad del recurso hídrico	1	4	4	2	2	2	4	4	1	4	1	52	Positivo
				Consumo energía eléctrica	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	2	2	2	2	1	1	2	4	-38	Moderado
				Consumo de reactivos	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	1	2	2	1	4	1	4	2	-39	Moderado
				Generación de residuos líquidos y sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	8	8	4	4	2	2	4	4	4	4	-68	Severo
					Contaminación del agua	-1	8	8	4	4	4	2	4	4	1	8	-71	Severo
	Disposición de lodo sedimentado	Colectar el lodo sedimentado y disponerlo adecuadamente	Abiótico	Generación de residuos sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	4	8	4	4	2	2	4	4	4	4	-56	Moderado
	Preparación de la muestra	Caracterizar el lixiviado fototratado	Abiótico	Consumo de energía	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	2	2	2	2	1	1	2	4	-38	Moderado
			Abiótico	Generación de residuos líquidos y sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	8	8	4	4	2	2	4	4	4	4	-68	Severo
					Contaminación del agua	-1	8	8	4	4	4	2	4	4	1	8	-71	Severo

			Abiótico	Consumo de reactivos	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	1	2	2	1	4	1	4	2	-39	Moderado
			Abiótico	Generación de residuos no peligrosos	Reducción vida útil relleno sanitario	-1	4	4	4	4	2	2	4	4	2	2	-44	Moderado
			Biótico	Fugas de lixiviado fototratado	Cambio en biodiversidad	-1	1	1	2	4	2	4	4	4	1	2	-28	Insignificante
					Contaminación del agua	-1	1	1	2	4	2	4	4	4	1	2	-28	Insignificante
Desarrollo operativo	Usar bomba de aire y agitador		Abiótico	Consumo de energía	Agotamiento de recursos naturales	-1	12	8	2	4	2	4	4	4	4	4	-80	Severo
Sedimentación y aprovechamiento efluente biotratado	Habilitar tanque para proceso de sedimentación		Abiótico	Generación de residuos sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	8	8	4	4	2	2	4	4	4	4	-68	Severo
			Abiótico	Generación de residuos no peligrosos	Reducción vida útil relleno sanitario	-1	4	4	4	4	2	2	4	4	2	2	-44	Moderado
	Captura y caracterización de efluente fototratado			Generación efluentes pretratado	Aumento en la disponibilidad del recurso hídrico	1	12	12	4	4	1	4	4	4	4	4	89	Positivo importante
				Consumo energía eléctrica	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	2	2	2	2	1	1	2	4	-38	Moderado
		Abiótico		Consumo de reactivos	Agotamiento de recursos naturales	-1	2	8	1	2	2	1	4	1	4	2	-39	Moderado
				Generación de residuos líquidos y sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	8	8	4	4	2	2	4	4	4	4	-68	Severo
					Contaminación del agua	-1	8	8	4	4	4	2	4	4	1	8	-71	Severo
		Disposición de lodo residual	Colectar el lodo biológico y disponerlo adecuadamente		Abiótico	Generación de residuos sólidos peligrosos	Contaminación del suelo por disposición de residuos peligrosos	-1	12	8	4	4	2	2	4	4	4	4

De acuerdo con la evaluación de impacto ambiental desarrollada con la metodología de Conesa, se pudo identificar que el principal impacto ambiental se llega a generar en el inicio del tren de tratamiento, relacionado con la calidad de la matriz tratante donde fugas de esta pueden llegar a impactar la calidad del agua y hasta afecta cambios en la biodiversidad. Lo anterior coincide con lo publicado en Mayer et al., 2020; Ziegler-Rodriguez et al., 2019 quienes desarrollaron evaluaciones de impacto ambiental en rellenos sanitarios, encontrando que las medidas preventivas como la inspección y cambio periódico de tuberías y reactores eran el insumo principal para mitigar el impacto ambiental. Así mismo se evidenció que la significancia de este impacto se fue reduciendo con el transcurrir de los tratamientos, vinculado con la disminución de la carga contaminante.

En cuanto al agotamiento de recursos naturales derivados del consumo energético fue evaluado de acuerdo con los requerimientos de energía eléctrica de cada tratamiento, encontrando que para el proceso biológico el impacto ambiental se categorizó como severo, dado que alto valor de consumo. Lo anterior fue similar a lo descrito por Anand et al., 2022, quienes calcularon el impacto ambiental de un sistema de tratamiento de efluentes tóxicos encontrando que la sostenibilidad ambiental del proceso se relacionaba directamente con el requerimiento de energía, donde los procesos biológicos estaban condicionados por los elevados consumos del suministro de aire.

Además de lo mencionado, la constante caracterización de parámetros, los lodos residuales y el consumo de reactivos generaron residuos líquidos y sólidos de tipo peligrosos. Estos alcanzaron una categoría de impacto entre moderado y severo. No obstante, su generación es inevitable dado que sin estos no podrían llevar a cabo los tratamientos. Por lo anterior la recomendación que surge es a dirigir los procesos hacia la optimización del consumo de recursos y a incluir estos lodos residuales nuevamente como materia prima de otros procesos, remplazando la economía lineal por la circular. En cuanto impacto positivo, se relacionó con el aumento en la disponibilidad del recurso hídrico, dado que entregar un agua apta para vertimiento permitiría el aumento de los cauces y recarga de acuíferos. Sin embargo, la categoría de positivo importante se alcanzó posterior al acople entre el tratamiento fotoquímico y biológico, dada la composición de este efluente.

Considerando lo mencionado y comparándolo con lo obtenido en la evaluación exergética de desempeño, se establece que en ambas metodologías la calidad de la matriz de lixiviado tratante influyó directamente sobre la sostenibilidad ambiental, dado que para el pretratamiento el impacto que se generó fue "Crítico" según la EIA de Conesa, mientras que fue la que mayor exergía aportó al balance exergético y a los indicadores (>120 kJ/L). Así mismo, en ambas metodologías la significancia del impacto generado por el consumo de energía eléctrica fue ascendente, cuyo máximo valor se alcanzó en el proceso biológico dada la considerable diferencia de valores.

Por otra parte, se destacó que metodologías de cuantificación del impacto de Conesa no permitieron detallar el daño ambiental que genera el consumo de productos químicos, dado que los evalúa de manera general y por cantidad utilizada. A diferencia del método exergético, el cual hace esta evaluación a partir de las propiedades termodinámicas de los compuestos como por ejemplo las entalpías de formación (transformación de una sustancia a partir de su estado estándar) y las entropías de cada compuesto, las cuales a su vez fluctúan según el tamaño y estructura molecular, su capacidad de disociación y las fuerzas intermoleculares (Rosen & Darabi, 2012; Sato, 2004).

b.2 Análisis de Ciclo de Vida

b.2.1 Objetivo y alcance

- Objetivo

Analizar los potenciales impactos ambientales generados en el tratamiento de lixiviado mediante los procesos de coagulación – floculación, foto-Fenton y lodos activados, tanto de forma individual como en su combinación bajo condiciones favorables de operación, en función de los parámetros de calidad del lixiviado tratante, de los insumos gastados y de los residuos generados.

- Unidad funcional

La unidad funcional para el caso de estudio es un (1) m³ de lixiviado tratado/descontaminado con diferentes procesos de tratamiento.

- Límites del sistema

Para los límites del sistema se tiene en cuenta el diagrama de fronteras presentado en la Figura 45. Queda por fuera de este, la construcción de las unidades de tratamiento y equipos y el desmantelamiento. Asimismo, no se considera una escala temporal o de operación para una planta de tratamiento, conociendo que los datos obtenidos provienen de un proceso ensayado a escala de laboratorio. Adicionalmente, no entran al ACV procesos eventuales de aprovechamiento de los lodos efluentes de los procesos Coagulación-floculación, Foto-Fenton y del reactor biológico, para estos se les asigno como tratamiento final el *landfarming* y la incineración con geografía CO, RoW.

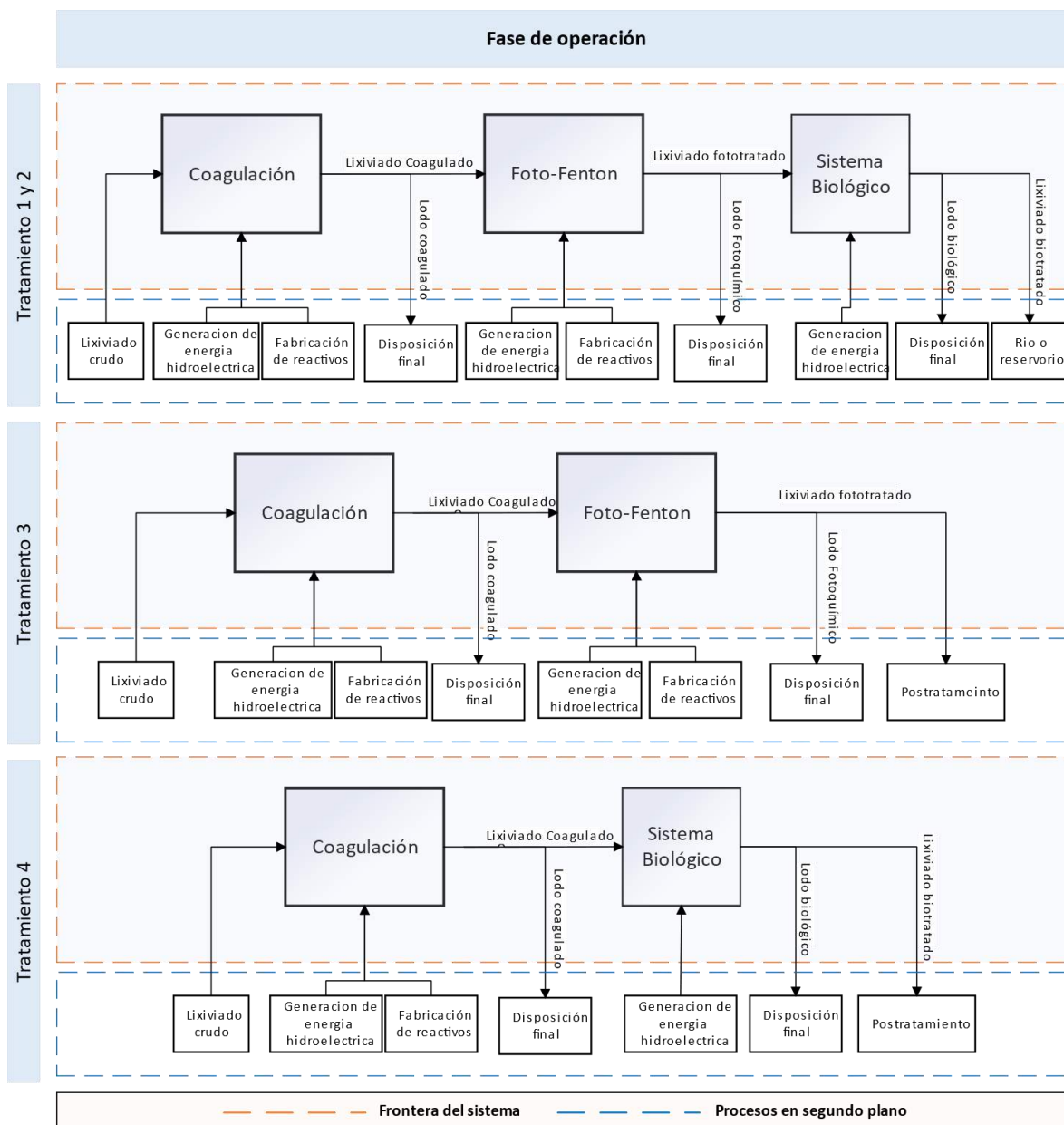


Figura 45. Diagrama de frontera tratamientos de lixiviado - ACV.

- Procedimientos de asignación y metodología para la evaluación de impacto de ciclo de vida

La metodología escogida para el ACV es la ReCiPe 2016 Endpoint (H). Esta tiene veinte dos (22) categorías para la asignación de impactos y tres (3) categorías de daño final. Los factores de caracterización para la evaluación del daño para todos los casos es uno (1). Las categorías de caracterización confluyen finalmente en las categorías Salud humana, Daños a los ecosistemas y Recursos. Los factores para la normalización son; 41,7 para la Salud humana, 676 para Daños a los ecosistemas y 3,75E-5 para Recursos. Esta metodología resulta bastante útil para el alcance y

objetivo del ACV teniendo en cuenta que permite revisar los impactos generados en múltiples categorías de impacto y asociarlas a las entradas, procesos y salidas del inventario del ciclo de vida (ICV).

b.2.2 Inventario del Ciclo de Vida (ICV)

- Diagrama de bloques

El proceso de tratamiento viene descrito por el diagrama de bloques presentado en la Figura 46.

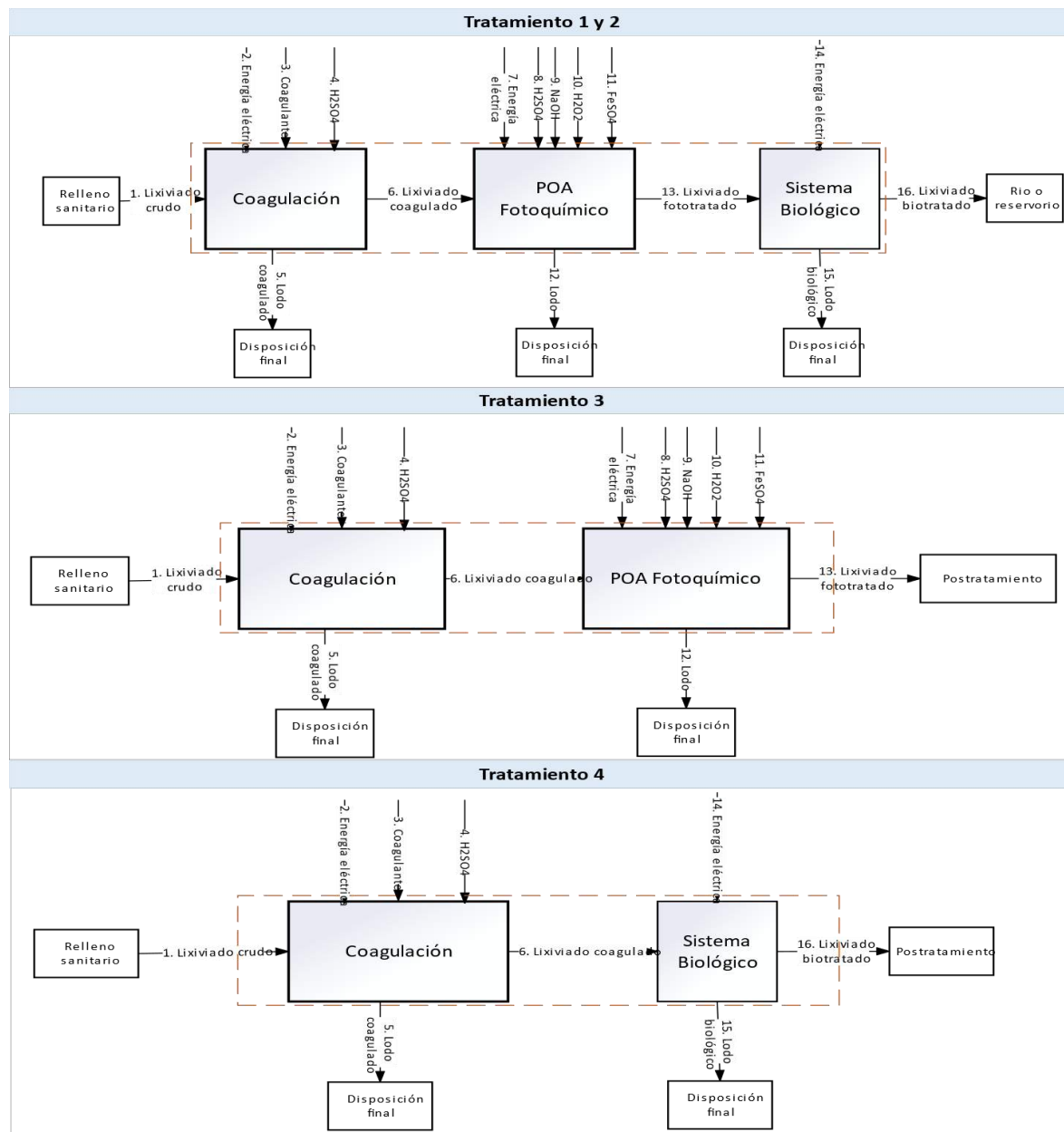


Figura 46. Diagrama de bloques tratamientos de lixiviado - ACV.

- Diagrama de Tuberías e Instrumentación (P&ID)

Para el proceso de tratamiento se presenta el diagrama de tuberías e instrumentación (Figura 47) y los flujos, equipos e instrumentos asociados a los mismos (ver Tabla 62 y 63).

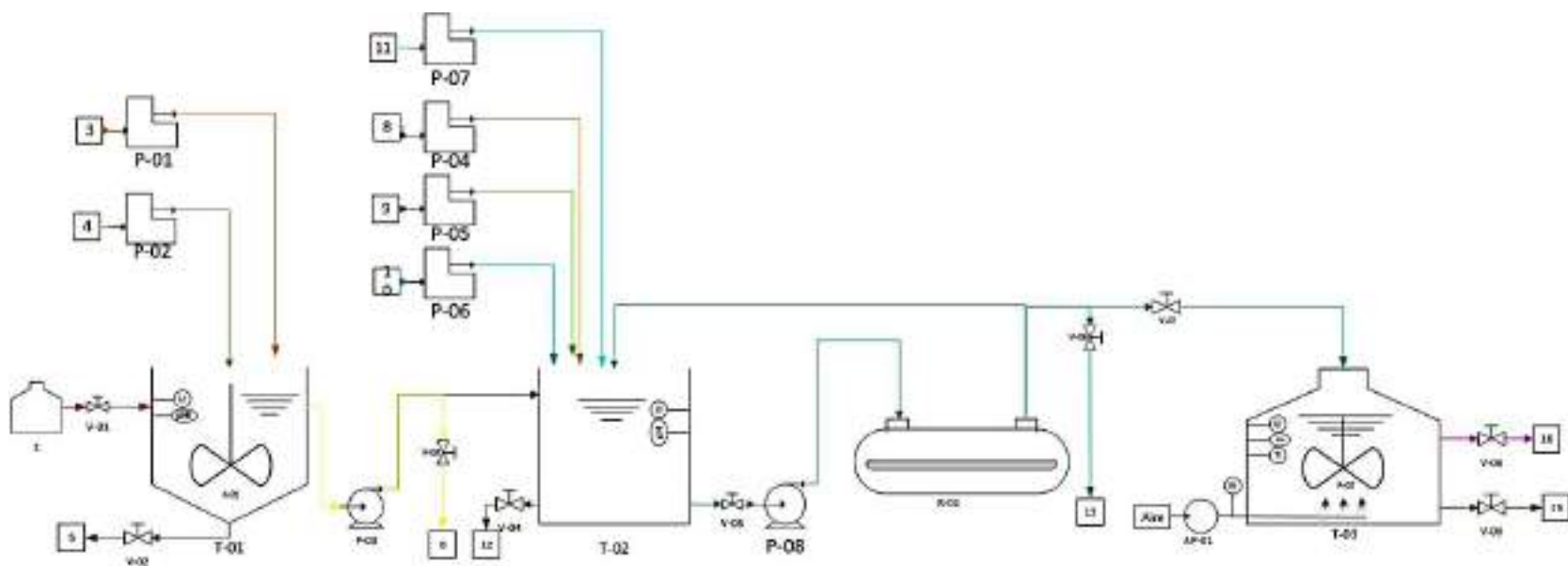


Figura 47. Diagrama de tuberías e instrumentación tratamiento de lixiviado -ACV.

Tabla 62. Flujos, equipos e instrumentos tratamiento de lixiviado - ACV.

Flujos		Equipos				Instrumentos			
1	Lixiviado crudo	P-01	Bomba dosificadora FeCl ₃	T-01	Tanque Coagulación	V-01	Válvula lixiviado crudo	LI	Indicador de nivel
3	FeCl ₃	P-02	Bomba dosificadora H ₂ SO ₄	T-02	Tanque mezcla fotoquímica	V-02	Válvula salida lodo coagulado	pHI	Indicador de pH
4	H ₂ SO ₄	P-03	Bomba alimentación	T-03	Tanque proceso biológico	V-03	Válvula muestreo lixiviado coagulado	DOI	Indicador de oxígeno disuelto
5	Lodo coagulado	P-04	Bomba dosificadora H ₂ SO ₄	R-01	Foto reactor	V-04	Válvula salida lodo fotoquímico	TI	Indicador de temperatura

6	Lixiviado coagulado	P-05	Bomba dosificadora NaOH	A-01	Agitación mecánica pretratamiento	V-05	Válvula recirculación lixiviado fotoquímico
8	H ₂ SO ₄	P-06	Bomba dosificadora H ₂ O ₂	A-02	Agitación mecánica biológico	V-06	Válvula muestreo lixiviado foto tratado
9	NaOH	P-07	Bomba dosificadora FeSO ₄			V-07	Válvula paso a proceso biológico
10	H ₂ O ₂	P-08	Bomba recirculación fotoquímico			V-08	Válvula muestreo lixiviado biotratado
11	FeSO ₄	AP-1	Bomba de aire			V-09	Válvula muestreo lodo biológico
12	Lodo fotoquímico						
13	Efluente foto tratado						
15	Lodo biológico						
16	Efluente bio tratado						

Tabla 63. Flujos por unidades de proceso en los tratamientos de lixiviado - ACV.

Tto	Coagulación - floculación							Fotoquímico					Biológico			
Número de flujo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Contenido	Lixiviado crudo	Energía eléctrica	Coagulante	Solución ajuste pH	Lodo coagulado	Lixiviado coagulado	Energía eléctrica	Solución ajuste pH	Oxidante	Dosificación hierro	Lodo fotoquímico	Efluente foto tratado	Energía eléctrica	Lodo biológico	Efluente acople	
Balance	Agua	Recurso	Recurso	Recurso	Residuo	Agua	Recurso	Recurso	Recurso	Recurso	Recurso	Residuo	Agua	Recurso	Residuo	Agua
Componente de interés	DQO	Prueba de Jarras	FeCl ₃	H ₂ SO ₄	DQO	DQO	Bomba recirculación y lampara UV	H ₂ SO ₄	NaOH	H2O2	FeSO4	Fe(OH) ₃	DQO	Agitación y aireación	DQO	DQO
	NH ₄				NH ₄	NH ₄										
	PO ₄				PO ₄	PO ₄										
	SO ₄				SO ₄	SO ₄										

Descripción	Proveniente de un relleno sanitario municipal que gestiona residuos no peligrosos, de edad media, con baja biodegradabilidad y con color marrón oscuro															
	Floculador "Y-FL6" - 36W - 5-300 rpm	Peso molecular : 270,6 g/mol CAS number: 10025-77-1 Densidad : 1820 g/L	Peso molecular : 98,07 g/mol CAS number: 7664-93-9 Densidad : 1840 g/L	Color marrón rojizo, semilíquido con alta presencia de sólidos	Lixiviado con gama de colores entre marrón oscuro y amarillo traslucido	Bomba de recirculación y lámpara UV	Peso molecular: 98,07 g/mol CAS number : 7664-93-9 Densidad: 1840 g	Peso molecular: 40 g/mol CAS number : 1310-73-2 Densidad: 2130 g/L	Peso molecular: 34,01 g/mol CAS number : 7722-84-1 Densidad: 1110 g/L	Peso molecular: 278,01 g/mol CAS number : 7782-63-0 Densidad: 1898 g/L	Lodo con tonos amarillos y rojizos, semilíquido	Lixiviado fototratado con gama de colores entre amarillo y verde traslucido	Bomba de aire y agitador	Semisólido cargado de microorganismos y materia orgánica	Líquido con tonalidad transparente	
Tipo	Entrada	Entrada	Entrada	Entrada	Salida	Salida - Entrada	Entrada	Entrada	Entrada	Entrada	Entrada	Salida	Salida - Entrada	Entrada	Salida	Salida
	Pretratamiento	Pretratamiento	Pretratamiento	Pretratamiento	Pretratamiento	Pretratamiento - Fotoquímico	Fotoquímico	Fotoquímico	Fotoquímico	Fotoquímico	Fotoquímico	Fotoquímico	Fotoquímico - Biológico	Biológico	Biológico	Biológico

- Cálculo del inventario del Ciclo de Vida

El inventario calculado por proceso se presenta en las Tablas 64 - 67.

Tabla 64. Inventario ACV proceso Coagulación – Floculación.

COAGULACIÓN LIXIVIADO TEMPORADA LLUVIA																		
Unidad funcional		Metro cúbico de lixiviado tratado																
#Flujo	3	1			2			4			6			5				
Descripción	FeCl ₃	Lixiviado crudo			Energía eléctrica			H ₂ SO ₄ 95-97%			Lixiviado tratado			Lodo coagulado				
Unid. Exp	FeCl ₃ g/m ³	Cloruro de Hierro (III) 40% SIMAPRO g/m ³	DQOg/m ³	PO ₄ g/m ³	SO ₄ g/m ³	NH ₄ g/m ³	Energía eléctrica (kJ/m ³)	H ₂ SO ₄ g/m ³	H ₂ SO ₄ PURO SIMAPRO g/m ³	DQO g/m ³	PO ₄ g/m ³	SO ₄ g/m ³	NH ₄ g/m ³	Fe (OH) ₃ g/m ³	DQO g/m ³	PO ₄ g/m ³	SO ₄ g/m ³	NH ₄ g/m ³

3	1000	2500	5700	55	5500	1950	0,76	6125	5880	2280	2	5500	1850	658,8	3420	53	0	100
4	7000	17500	5467	55	90	1550	0,76	0	0	2186,8	6	80	1450	4611,7	3280,2	49	10	100
15	1000	2500	5467	55	90	1550	0,76	0	0	4318,9	30	80	1450	658,8	1148,1	25	10	100

Tabla 65. Inventario ACV proceso foto-Fenton desarrollado añadiendo Hierro.

FOTOFENTON #1 AÑADIENDO HIERRO Y MANTENIENDO H ₂ O ₂ EN LIXIVIADO PRETRATADO																			
Unidad funcional				Metro cúbico de lixiviado tratado															
#Flujo	11		6				7	8		9		10		13				12	
Descripción	FeSO ₄ 7H ₂ O		Lixiviado coagulado proveniente unidad experimental número 4				Energía eléctrica	H ₂ SO ₄ 95-97%		NaOH 98%		H ₂ O ₂ 30%		Lixiviado fototratado				Lodo fotoquímico	
Unid. Exp	FeSO ₄ 7H ₂ O g/m ³	FeSO ₄ SIMAPRO g/m ³	DQO g/m ³	PO ₄ g/m ₃	SO ₄ g/m ₃	NH ₄ g/m ₃	Ex7 kJ/m3	H ₂ SO ₄ g/m ³	H ₂ SO ₄ PURO SIMAPRO g/m ³	NaOH g/m ³	NaOH 50% SIMAPRO g/m ³	H ₂ O ₂ g/m ₃	H ₂ O ₂ 50% SIMAPRO g/m ³	DQO g/m ³	PO ₄ g/m ₃	SO ₄ g/m ₃	NH ₄ g/m ₃	Fe (OH) ₃ g/m ³	DQO g/m ₃
6	200	109,2	2636,7	6	4595	1550	53,7	4704	4515,8	320	627,2	2250	1350	1156,2	3	4500	1500	140,7	263,6
9	100	54,6	2226,5	6	4595	1550	53,7	4704	4515,8	640	1254,4	750	450	1599,4	3	4500	1500	70,3	222,6

Tabla 66. Inventario ACV proceso foto-Fenton desarrollado con Hierro residual.

FOTO-FENTON #2 CON HIERRO RESIDUAL Y MANTENIENDO H ₂ O ₂ EN LIXIVIADO PRETRATADO																		
Unidad funcional										Metro cúbico de lixiviado tratado								
#Flujo	6					7		8		9		10		13			12	
Descripción	Lixiviado coagulado proveniente de unidad experimental número 3					Energía eléctrica		H ₂ SO ₄ 95-97%		NaOH 98%		H ₂ O ₂ 30%		Lixiviado fototratado			Lodo fotoquímico	
Unid. Exp	Fe residual g/m ³	DQO g/m ³	PO ₄ g/m ³	SO ₄ g/m ³	NH ₄ g/m ³	Ex7 kJ/m ³	H ₂ SO ₄ g/m ³	H ₂ SO ₄ PURO SIMAPRO g/m ³	NaOH g/m ³	NaOH 50% SIMAPRO g/m ³	H ₂ O ₂ g/m ³	H ₂ O ₂ 50% SIMAPRO g/m ³	DQO g/m ³	PO ₄ g/m ³	SO ₄ g/m ³	NH ₄ g/m ³	Fe (OH) ₃ g/m ³	DQO g/m ³
1	68	2943,5	4	6300	1950	53,7	1306,7	1254,4	333,3	653,33	4471	2682,6	785,2	4	6447	1600	130,1	294,3

5	79	2998, 3	4	6300	1500	53,7	1143,3	1097,6	666,7	1306,67	875	525	1747, 3	4	6300	1500	151,2	299,8
FOTO-FENTON #3 CON HIERRO RESIDUAL Y ÚNICA DOSIS DE H₂O₂ EN LIXIVIADO PRETRATADO																		
Descripción	Lixiviado coagulado proveniente de unidad experimental número 3						Energía eléctrica	H ₂ SO ₄ 95-97%	NaOH 98%		H ₂ O ₂ 30%	Lixiviado fototratado					Lodo fotoquímico	
Unid. Exp	Fe residual g/m³	DQO g/m³	PO₄ g/m³	SO₄ g/m³	NH₄ g/m³	Ex7 kJ/m³	H₂SO₄ g/m³	H₂SO₄ PURO SIMAPRO g/m³	NaOH g/m³	NaOH 50% SIMAPRO g/m³	H₂O₂ g/m³	H₂O₂ 50% SIMAPRO g/m³	DQO g/m³	PO₄ g/m³	SO₄ g/m³	NH₄ g/m³	Fe (OH)₃ g/m³	DQO g/m³
5	90	2174, 7	4	6300	1500	37,3	3266,7	3136	266,7	522,7	4500	2700	529,5	3	6300	1500	172,2	217,5
7	90	2305, 9	4	6300	1500	6	3266,7	3136	633,3	1241,3	500	300	1910, 8	3	6300	1500	172,2	230,6

Tabla 67. Inventario ACV proceso biológico

PROCESO DE LODOS ACTIVADOS CONVENCIONALES DE CORTA DURACIÓN CON LIXIVIADO FOTOTRATADO														
Unidad funcional	Metro cúbico de lixiviado tratado													
#Flujo	13				14		16				15			
Descripción	Lixiviado fototratado - La unidad experimental 4 proviene de la unidad experimental 5 de fotoFenton #3				Energía eléctrica	Lixiviado Biotratado				Lodo biológico				
Unid. Exp	DQO g/m³	PO₄ g/m³	SO₄ g/m³	NH₄ g/m³	Ex7 kJ/m3	DQO g/m³	PO₄ g/m³	SO₄ g/m³	NH₄ g/m³	DQO g/m³	PO₄ g/m³	SO₄ g/m³	NH₄ g/m³	DQO g/m³
4	781,4	14	4600	1350	4200	379,93	13	4600	1100	401,47	1	0	250	1040
PROCESO DE LODOS ACTIVADOS CONVENCIONALES DE CORTA DURACIÓN CON LIXIVIADO FOTOTRATADO														
Descripción	Lixiviado fototratado - La unidad experimental 6 proviene de la unidad experimental 1 de fotoFenton #2 - La unidad experimental 2 proviene de la coagulación-floculación unidad experimental 3				Energía eléctrica	Lixiviado Biotratado				Lodo biológico				
Unid. Exp	DQO g/m³	PO₄ g/m³	SO₄ g/m³	NH₄ g/m³	Ex7 kJ/m3	DQO g/m³	PO₄ g/m³	SO₄ g/m³	NH₄ g/m³	DQO g/m³	PO₄ g/m³	SO₄ g/m³	NH₄ g/m³	DQO g/m³
2	2239,9	4	5800	1400	4200	1817,3	4	5750	1100	422,6	0	50	300	5200
6	818,3	5	5800	1400	4200	393,6	5	5750	1100	424,7	0	50	300	1300

b.2.3 Evaluación del impacto del ciclo de vida

Para la evaluación del impacto del ciclo de vida del tratamiento de lixiviado se utilizó el Software SimaPro versión 9.6.0.1. Se utilizaron las bases de datos (bibliotecas) integradas al programa; Ecoinvent, Industry data 2.0, Agri-footprint, Methods y USLCI y la metodología ReCiPe 2016 Endpoint (H). Para los inputs en SimaPro fueron utilizados los datos del inventario calculado. Se revisaron los materiales y procesos de las bases de datos integradas del programa que podían representar los del proceso y/o inventario y se crearon nuevos procesos para aquellos que no se encontraron en SimaPro. Posteriormente, se hicieron los ensamblajes en "Etapas de producto" considerando todos los procesos y subprocesos del Sistema.

El ensamblaje de los procesos se realizó de dos maneras, inicialmente se consideró el tren de tratamiento como flujo continuo para el cual se evaluaron 4 escenarios: 1. Coagulación – Floculación (1 gramo FeCl_3 en lixiviado con pH ácido) combinado con foto-Fenton manteniendo 1,5 g/L de H_2O_2 por 3 horas y lodos activados con TRH de 5 días; 2. Coagulación – Floculación (1 gramo FeCl_3 en lixiviado con pH ácido) combinado con foto-Fenton con única dosis de 4500 H_2O_2 y lodos activados con TRH de 5 días de forma paralela; 3. Coagulación – Floculación (7 gramo FeCl_3 en lixiviado con pH neutro) combinado con foto-Fenton (0,2 g/L FeSO_4 manteniendo dosis de 0,3 g/L de H_2O_2 por 3 horas; 4. Coagulación – Floculación (1 gramo FeCl_3 en pH ácido) combinado con lodos activados con TRH de 5 días. Como segunda alternativa se comparó el ciclo de vida y la significancia ambiental de cada proceso unitario involucrado en los escenarios mencionados anteriormente, incluyéndolos dentro del ensamblaje de forma independiente, pero conservándoles las propiedades de los flujos de entrada y salida.

La justificación para la selección de los dos primeros escenarios fue debido a que estos correspondieron a las combinaciones deseadas del tren de tratamiento completo. En cuanto al número tres se buscó conocer el comportamiento del pretratamiento realizado en pH neutro, acoplado con el proceso fotoquímico cuando se añadió Hierro en ausencia del tratamiento biológico final, es decir, un efluente con alta carga orgánica. La opción 4 buscó comparar los impactos que se generan de un tratamiento parcial e ineficiente en el que se combinó directamente el efluente de lixiviado coagulado con el tratamiento biológico.

La materia principal que ingresó fue el lixiviado, que se distribuyó entre los diferentes procesos. En cada uno de estos, se generó un porcentaje del volumen inicial, junto con sus respectivos residuos. Este ensamblaje permitió observar las cargas de impacto generadas por cada proceso de manera separada, las cuales se sumaron al final del ciclo.

Por otra parte, ya teniendo los montajes listos, se procedió a crear los distintos escenarios de comparación, para lo cual, se copiaron los procesos antes creados y

se modificaron las cantidades, los residuos y los insumos que se requieren en cada uno de los escenarios, guardando como copia y con nombres de "proceso". Con este propósito, se aplicó la metodología "ReCiPe 2016 Endpoint (H)" para elaborar los árboles de ciclo de vida correspondientes a cada escenario, así como para realizar la caracterización de impactos y la puntuación única del daño ambiental, lo cual se presenta en las Figura 48, 49, 50 y en el anexo 6.

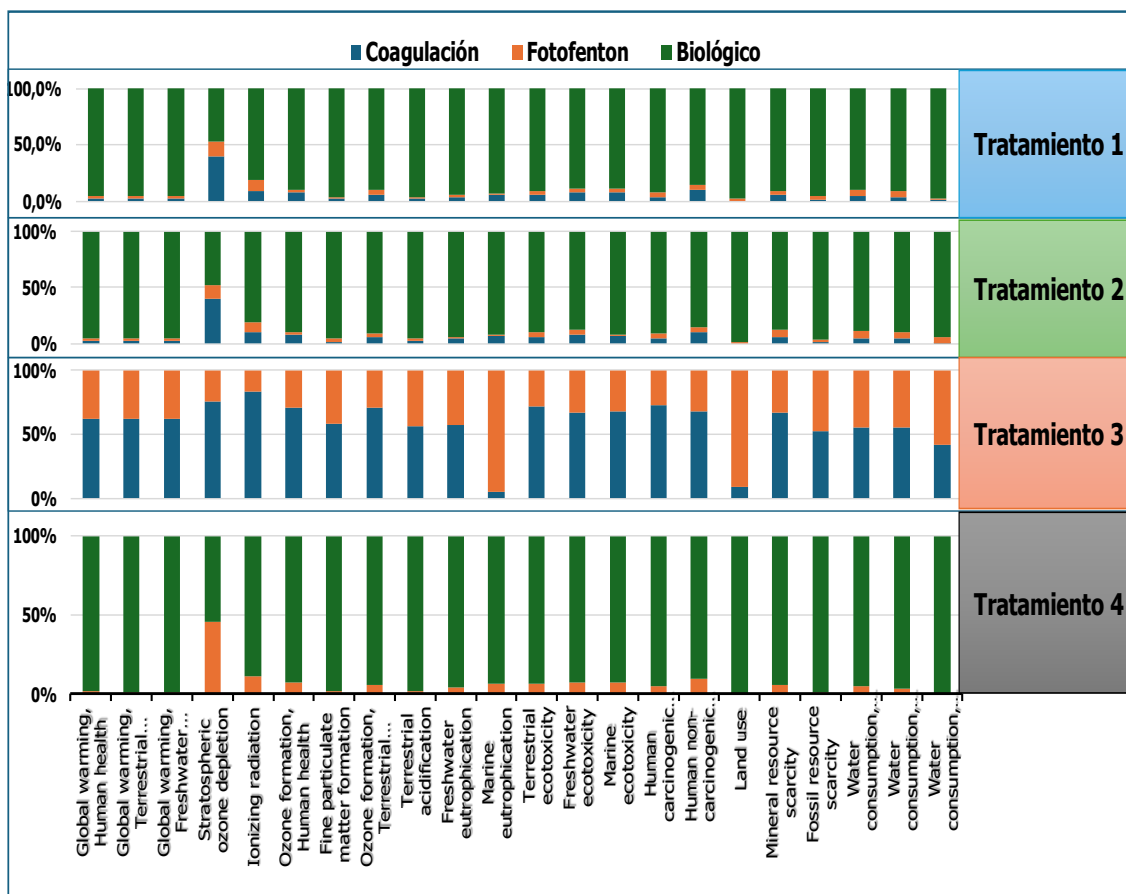


Figura 48. Caracterización de impactos ambientales.

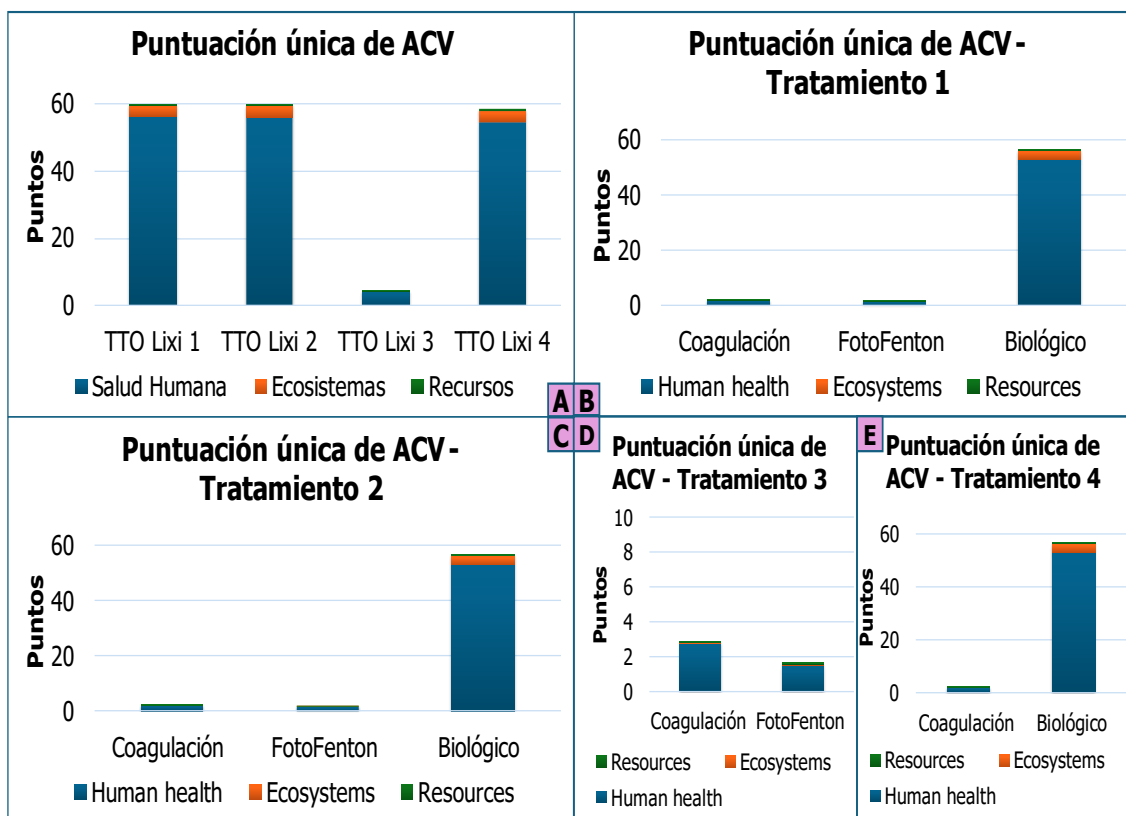
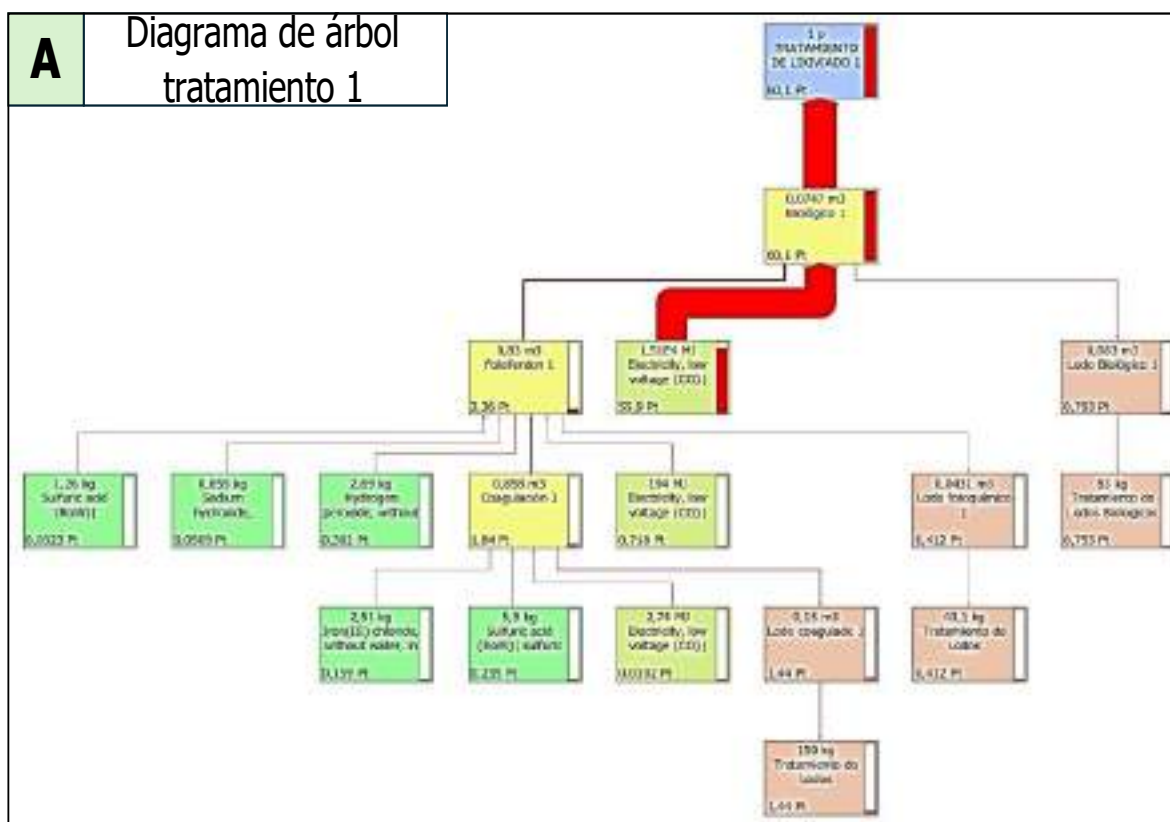
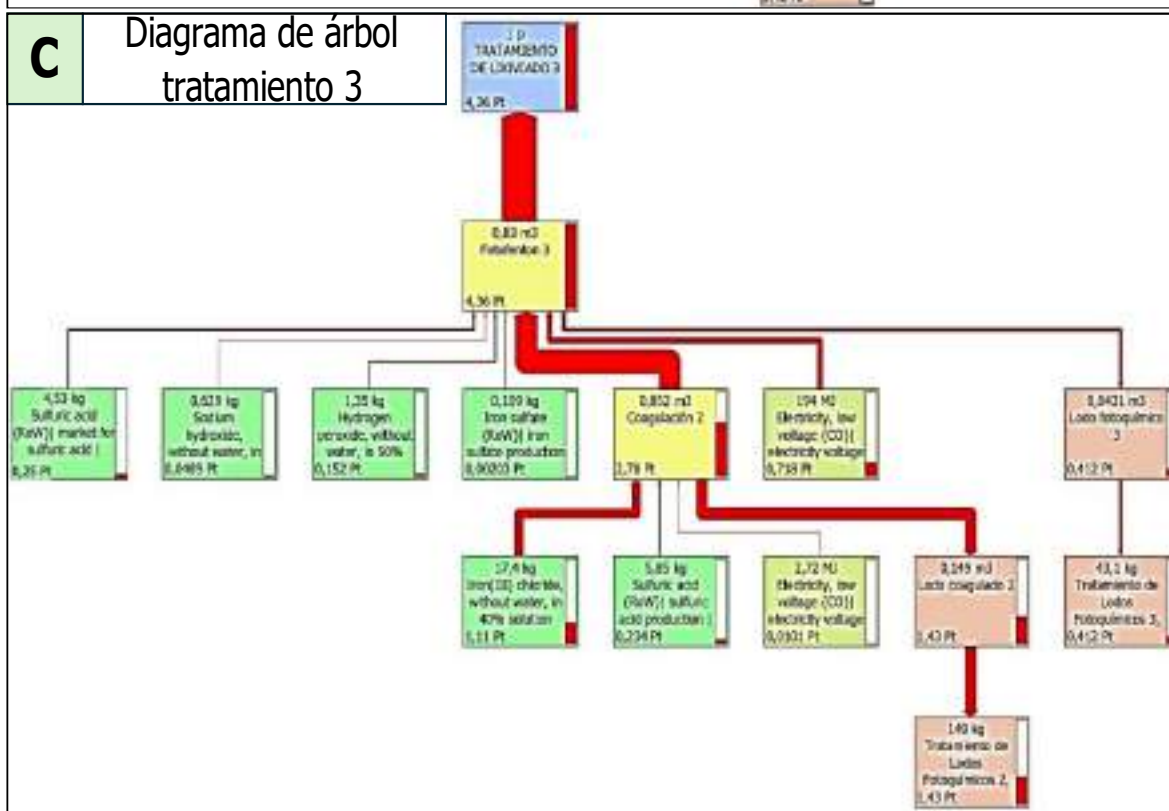
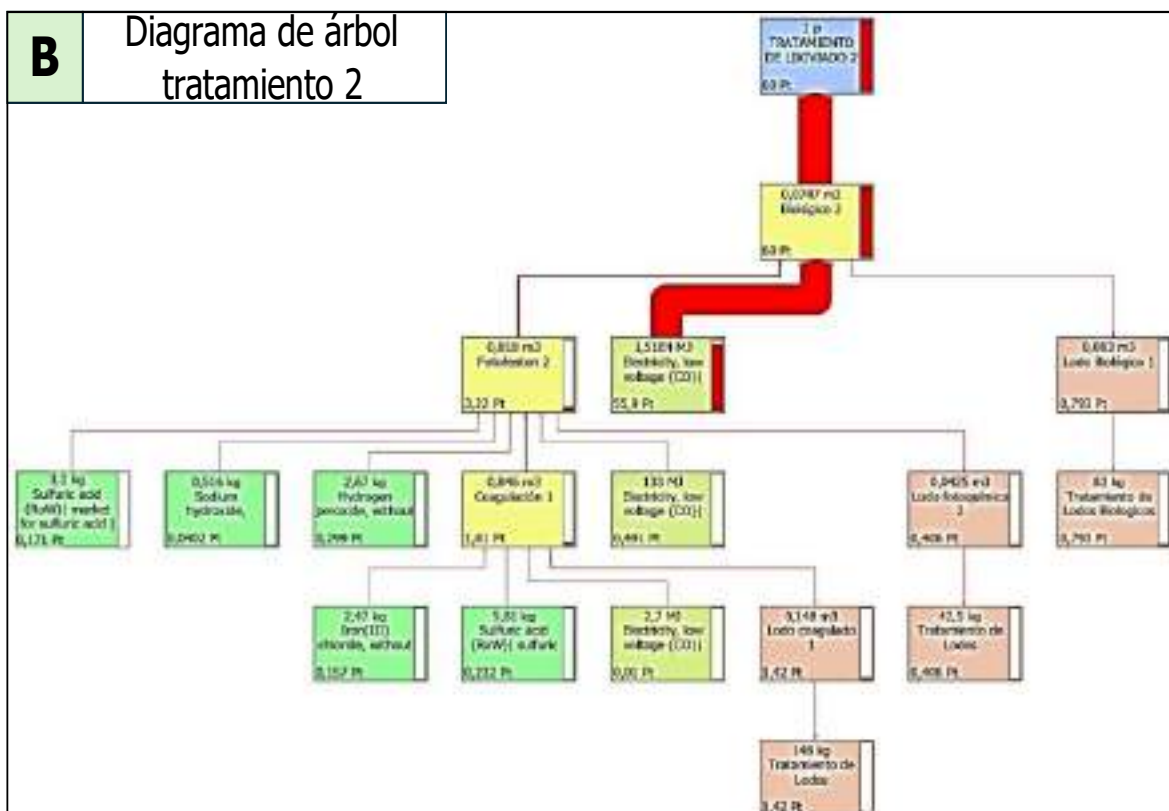
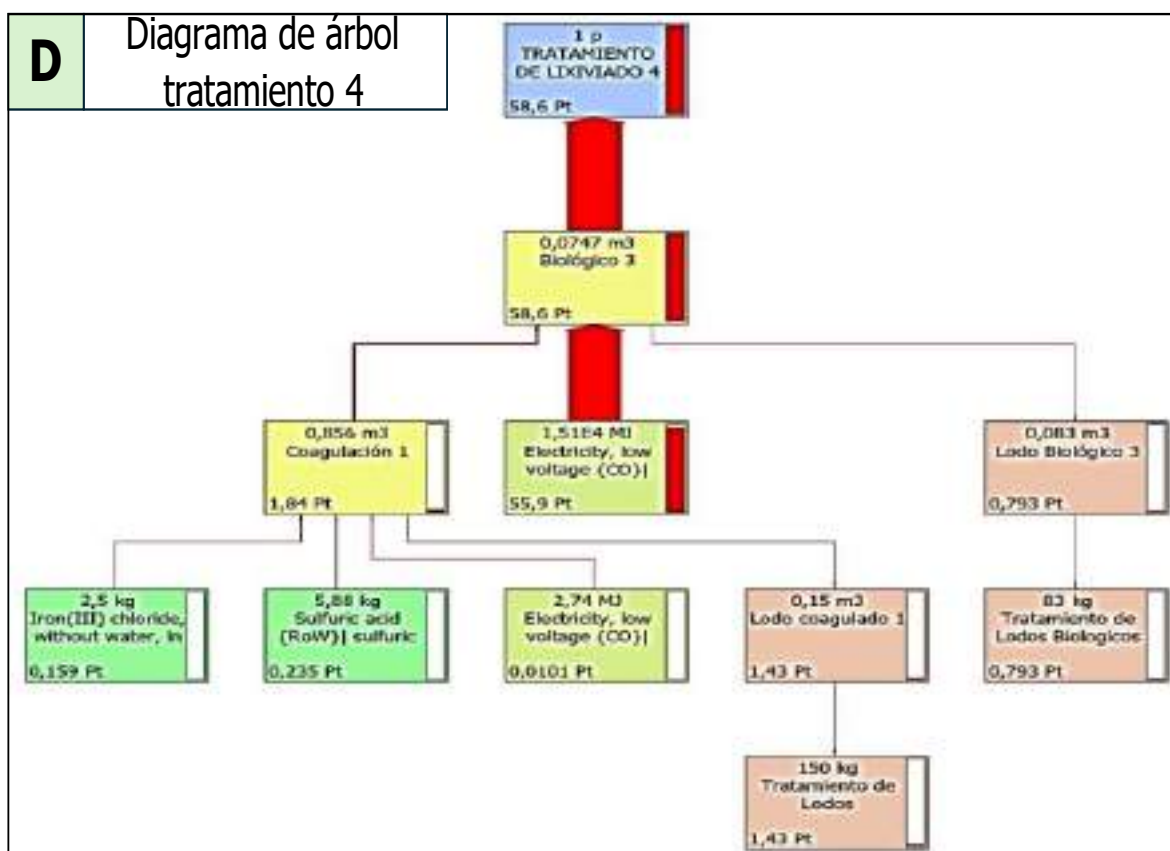


Figura 49. Puntuación única del daño ambiental.







(a) Diagrama de árbol tratamiento 1; (b) Diagrama de árbol tratamiento 2; (c) Diagrama de árbol tratamiento 3; (d) Diagrama de árbol tratamiento 4.

Figura 50. Diagramas de árbol - ACV.

b.2.4 Interpretación

De acuerdo con lo arrojado por los diagramas de árbol obtenidos del Análisis de Ciclo de Vida de los diferentes escenarios de tratamiento de lixiviado, los principales impactos negativos sobre el medio ambiente se generaron en el tratamiento biológico, lo cual se asoció con el excesivo consumo energético derivado del uso del aireador y agitación requerida por este proceso. A su vez, se vio influenciado por el bajo caudal tratado, considerando la escala de laboratorio en la que fueron desarrollados los experimentos. De acuerdo con lo planteado por Rawindran et al., 2024, la escala de laboratorio permite realizar pruebas bajo condiciones controladas, lo que facilita la toma de decisiones antes de la operación real de los sistemas de tratamiento. Sin embargo, desde la perspectiva del ACV, esto podría limitar la amplitud y precisión en la evaluación de los impactos ambientales generados durante la operación en condiciones reales.

En cuanto al componente ambiental principalmente afectado fue la salud humana lo cual se vincula especialmente con la generación de gases de efecto de invernadero

producidas por el alto consumo energético, así como por el tratamiento y disposición final que requieren los lodos residuales, los cuales contienen productos químicos y altos contenidos de materia orgánica con la capacidad de degradar la salud humana. El segundo componente jerárquicamente afectado fueron los ecosistemas, lo cual se produce por la contaminación de cuerpos de agua, del suelo y afectación a la biodiversidad por causa de los componentes presentes en los flujos residuales de los tratamientos. No obstante, el grado de daño es notablemente inferior comparado con la categoría de salud humana, esto se debe a que los flujos residuales no son vertidos directamente sobre los ecosistemas, sino que cuentan con tratamientos previos como por la incineración o el *landfarming* de lodos. Estos resultados son comparables con los obtenidos por Abyar et al., 2024, quienes aplicaron el ACV para comparar dos procesos biológicos usados para el tratamiento de agua residual, concluyendo que la contribución del daño ambiental para la salud humana era 10 veces mayor que para los recursos o los ecosistemas.

Con respecto a la caracterización de los daños ambientales presentada en la Figura 48, según las categorías incluidas en la metodología *ReCiPe 2016 Endpoint (H)*, la Escasez de recursos fósiles y de recursos minerales fueron las que mayor puntaje obtuvieron, con valores entre 71 y 73 USD2013, para los tratamientos 1, 2 y 4. A estos los siguieron la formación de partículas finas y el calentamiento global, evaluados en unidades de años de vida saludable perdidos (DALY por sus siglas en inglés) con valores entre 0,0011 – 0,0014. En cuanto a la toxicidad cancerígena y no cancerígena ocasionada por los tratamiento fluctuaron en la magnitud de 0,0002 y 0,0005 DALY. Con respecto a las categorías asociadas con la pérdida de especies por año en los ecosistemas terrestres y de agua dulce y salada, los valores obtenidos no superaron la magnitud de 0,0000007 unidades, justificando los resultados obtenidos en la Figura 49.

Finalmente, los resultados evidenciados en los diagramas de árbol contenidos en la Figura 50 son comparables con lo obtenido en el análisis exergético presentado en diagrama de Grassmann (Figura 43), donde el principal aporte exergético se generó durante el proceso biológico, siendo notoriamente mayor el valor de exergía ($>15000\text{kJ/L}$) comparado con el pretratamiento y el proceso fotoquímico. Similarmente, en la evaluación de desempeño, el indicador de eficiencia exergoambiental de remoción indicaba que para los lodos activados su beneficio ambiental era hasta 10 veces inferior comparado con el foto-Fenton o con el proceso de coagulación – floculación, con valores promedios de 0,00003, 0,006 y 0,3 gDQO/kJpérdidas, respectivamente. Lo anterior es comparable con lo alcanzado en el ACV para los tratamientos que incluyeron al proceso biológico, el daño ambiental sobre la salud humana, ecosistemas y recursos superó en más de 10 veces los impactos del proceso fotoquímico y del pretratamiento.

6. Capítulo VI. Conclusiones y otras disposiciones.

- 6.1 Conclusiones
- 6.2 Limitaciones y recomendaciones
- 6.3 Difusión científica
- 6.4 Financiación

6.1 Conclusiones

Al finalizar esta tesis doctoral y partiendo de la discusión de los resultados obtenidos, se concluye que la matriz de lixiviado de relleno sanitario proveniente de la ciudad de Cúcuta se categorizó como de edad media y que por fenómenos climatológicos la DQO varió entre 6000 y 7300 mg/L O₂, la DBO₅ entre 400 y 1500 mg/L O₂, el COT entre 1200 y 1500 mg/L C, la Turbidez presentó valores superiores a 90 NTU, el Color aparente a 4500 UPC y los Sólidos totales superiores a 14000 mg/L, significando un agua residual con baja biodegradabilidad (DBO₅/DQO<0,3), oscura y con poca transmitancia de luz. Así mismo, los valores más altos correspondieron a la muestra de lixiviado de la temporada de sequía y los más bajos a la temporada de lluvia. Lo anterior nos permitió determinar una problemática de variabilidad y picos de concentración que enfrentan los sistemas de tratamiento de esta agua residual.

Además, dada la composición fisicoquímica, se hizo necesario el uso de un pretratamiento antes de incluir la matriz de lixiviado al proceso fotoquímico. Lo cual, se evidenció en las pruebas de fotólisis, donde la radiación UV logró oxidar menos del 5% de la DQO cuando se utilizó el lixiviado crudo, mientras que en las matrices de coagulado o diluido con agua residual, la eficiencia en la remoción se duplicó y triplicó.

Para el proceso de coagulación – floculación se validó el uso de FeCl₃ como coagulante en lixiviado de relleno sanitario, encontrando que cuando se trabajó en pH ácido (5 unidades) se llegó a consumir hasta 7 veces menos reactivo que cuando se empleó con lixiviado en pH original (8 unidades). Además, dada la fluctuación existente entre las matrices de lixiviado según la temporada climatológica del año, para la temporada seca con pH original, los resultados se maximizaron en 13 g/L FeCl₃, mientras que para la lluviosa se lograron en 7 g/L FeCl₃. Por otra parte, la mejor condición obtenida en pH ácido fue de 3 g/L FeCl₃ para la temporada seca y 1 g/L FeCl₃ para la lluviosa. En estos ensayos se alcanzaron niveles de remoción de Turbidez, Color y DQO superiores al 70, 75 y 50% respectivamente.

Además, cuando se utilizó la matriz de lixiviado acidificada y 1 g/L FeCl_3 , se obtuvieron dosis de Hierro residual entre 50 y 100 mg/L, vinculado con la curva de solubilidad del Hierro. Lo anterior, es un aspecto positivo de esta configuración porque beneficia el acople con procesos como el foto-Fenton, ya que evita la dosificación adicional de Hierro. Por otra parte, cuando se trabajó en el pH original, el funcionamiento operativo tuvo mayor complejidad, especialmente por las altas dosis de coagulante requeridas, las cuales generaron espuma, aumentaron la cantidad de lodo y dificultaron la fase de mezcla del proceso.

Con respecto al proceso fotoquímico, se llevaron a cabo pruebas de Fotocatálisis heterogénea TiO_2 coadyuvaba por H_2O_2 y foto-Fenton utilizando una lámpara UV. Respecto al primero se evidenció que, al ser un proceso heterogéneo, estuvo condicionada a la matriz de lixiviado, dado que cuando se utilizó lixiviado crudo, su valor de remoción de DQO no superó el 20%. Por otra parte, cuando se fue reduciendo la complejidad del lixiviado a partir de las diluciones con agua residual doméstica rural de fuentes cercanas al vertedero, simulando condiciones de otros tipos de lixiviados, las eficiencias alcanzaron más del 60%, con la particularidad que estos experimentos solo incluían un 15% en volumen del lixiviado crudo. Además, dado que se utilizó el catalizador es suspensión, se hacen necesarias técnicas que permitan la retención o sedimentación de este para evitar interferencias en las mediciones y para lograr su recuperación.

Por otra parte, cuando se trabajó el proceso fotoquímico de forma homogénea, es decir, el foto-Fenton, se llevaron a cabo tres configuraciones experimentales: añadiendo Hierro y manteniendo la dosis de H_2O_2 ; con Hierro residual y manteniendo la dosis de H_2O_2 ; con Hierro residual y una sola dosis de H_2O_2 . De estas, se concluyó que en dosis de hasta 4500 mg/L de H_2O_2 , existió una relación directamente proporcional entre la concentración de oxidante y la remoción de DQO. Además, la mejor condición se generó cuando se trabajó con la matriz de lixiviado coagulado en pH ácido y con una sola dosis de oxidante, dado que permitió controlar el consumo de Peróxido y a su vez redujo el tiempo de tratamiento, con una eficiencia de remoción de DQO superior al 70%. Además, se concluyó que a partir de las dosis de 2500 mg/L H_2O_2 los efluentes fototratados son considerados biodegradables, dado que en la prueba de Zahn-Wellens se reportaron remociones de DQO superiores al 70% completados los 27 días de experimento.

En cuanto a las propiedades del lodo utilizado, se validó que era apto para el desarrollo experimental dada su composición fisicoquímica y microbiológica, con SV superiores a 10000 mg/L, así como su formación granular. Además, tras la Tinción de Gram se identificaron géneros de *bacilos*, *cocobacilos* y *Pseudomonas*, cuya

función en los lodos activados es la degradación de la materia orgánica y la producción de enzimas.

Profundizando en los análisis llevados a cabo con el lodo y las matrices de lixiviado, se realizó la prueba de respirometría y toxicidad, cuyo resultado validó la baja biodegradabilidad que tenía esta agua residual, pero demostrando también que presentaba baja toxicidad. Subsecuentemente, fueron realizados los acoples entre los efluentes de foto-Fenton y los lodos activados convencionales tipo *batch*, demostrando que al igual que ocurrió en la prueba de Zahn-Wellens, las matrices fototratadas con mayores dosis de H_2O_2 alcanzaron los valores más altos de remoción de DQO en el biológico, significando aguas residuales con menor complejidad y mayor biodegradabilidad, aptas para ser tratadas con este proceso. Así mismo, los experimentos hechos con dosis menores a 1500 mg/L de H_2O_2 , no lograron superar el 35% de remoción y hasta el día 3 se evidenció dificultad del lodo para adaptarse.

Pasando al componente exergético, se elaboró una línea base bibliográfica, obteniendo que, aunque se han hecho evaluaciones exergo-ambientales, exergo-económicas y exergo-técnicas, en procesos industriales, plantas de tratamiento de agua potable, desalinización e inclusive en plantas de tratamiento de agua residual doméstica, no habían sido consideradas alternativas como el foto-Fenton ni aguas industriales como el lixiviado. Además, la tendencia no ha sido integrar los tres componentes en un mismo estudio, sino analizarlos por separado o excluir el componente ambiental. También, todos los proyectos desarrollaron los análisis exergéticos de forma diferente, donde algunos investigadores consideraban la exergía química que aportaba la materia orgánica desde el C-H-O mientras otros lo hacían considerando C-H-O-N-P, pero ninguno había incluido el Azufre, el cual, aunque es menos del 2% de la materia orgánica hace parte de este componente, por lo que incluirlo permite mayor precisión al resultado final. De igual modo se validó que no existía un modelo general que permitiese a los investigadores adaptar su proceso a los datos y necesidades de cada proyecto.

Una vez finalizada la revisión, se planteó un modelo general a partir del cual se generaron 13 alternativas metodológicas de análisis exergético según la disponibilidad de la información y al contexto en el cual son desarrollados los tratamientos de agua residual, cuyas bases de cálculo dependen de las propiedades del ambiente de referencia y de los objetivos de cada proyecto. Estas alternativas consideraron 4 componentes: la calidad del agua, los recursos físicos consumidos, los flujos residuales y los delta de velocidad, presión, temperatura y altura del sistema. A partir de estos se elaboraron los balances termodinámicos para calcular

las pérdidas exergéticas y se plantearon indicadores de exergía para la evaluación ambiental, técnica y económica de los tratamientos.

Dada la heterogeneidad de la matriz de lixiviado, la poca diferencia de presión, temperatura y altura en el acople fotoquímico-biológico y buscando conocer la energía requerida por un sistema para llevar un agua contaminada hasta su equilibrio termodinámico con un ambiente ideal sin presencia de materia orgánica, fue seleccionada la alternativa 10 para nuestro análisis exergético. El principal resultado de esta alternativa fue que permitió evaluar todos los sistemas de tratamiento y sus componentes en unidades de kJ/L, lo cual fue validado con los resultados experimentales de cada proceso unitario y con metodologías de evaluación de impacto ambiental como Conessa y Análisis de Ciclo de Vida. Con estos datos se obtuvo una relación directamente proporcional entre la carga orgánica del lixiviado tratante y su exergía química, destacando la importancia de realizar el acople para el tratamiento de lixiviado, donde para el pretratamiento la mejor condición arroja un efluente con exergía química promedio de 77,3 kJ/L, el foto-Fenton cercano a los 70 kJ/L y el acople biológico a 54 kJ/L.

Además, la principal fuente de irreversibilidades se generó en el tratamiento biológico con valores superiores a 15000 kJ/L, seguido por la oxidación avanzada (50 – 150 kJ/L) y por último el pretratamiento (hasta 50 kJ/L). La notoria diferencia fue por causa de los 5 días de consumo continuo de energía eléctrica del aireador y agitador. Por otra parte, según el Diagrama de Grassmann, se evidenció que el principal aporte exergético por día lo generó la composición del lixiviado, continuado del consumo de recursos (1. H_2O_2 , 2. H_2SO_4 , 3. FeCl_3 , 4. NaOH), y por último los flujos residuales. Esto valida la importancia de usar la exergía como herramienta para establecer el orden de priorización de aspectos por atender para reducir las pérdidas y poder mejorar el rendimiento del proceso.

Subsecuentemente, las condiciones en las que menores pérdidas se generaron para la Coagulación - Floculación (3,9 kJ/L) fue cuando se combinaron 1 g/L FeCl_3 en pH neutro. No obstante, la remoción de parámetros no superó el 30%. Por otra parte, en los rangos en los que se presentaron eficiencias superiores al 60% tuvieron pérdidas de 10,95 kJ/L (7 g/L en pH neutro) y 14,9 kJ/L (1 g/L en pH ácido). De igual manera, para la oxidación avanzada las menores pérdidas se ocasionaron al añadir 500 mg/L H_2O_2 , con remoción de DQO inferior al 20%; mientras que se alcanzó más del 70% con rangos entre 2500 y 4500 mg/L H_2O_2 . En cuanto al biológico, dada la alta demanda del flujo eléctrico, las pérdidas fueron similares en los diferentes experimentos. Por lo anterior, se concluyó que para evaluar exergéticamente los sistemas de tratamiento de agua residual, se requería de

indicadores que relacionaran el componente técnico, ambiental, exergético y económico, así como los planteados en esta tesis doctoral.

De estos indicadores se destacó que para para todos los tratamientos ocurrió una relación inversamente proporcional entre la eficiencia exergética y los indicadores de beneficio ambiental, donde a mayor carga orgánica removida se obtuvieron menores eficiencias. Además, ningún efluente coagulado logró dar cumplimiento al rango permitido por la normatividad colombiana, a diferencia de los efluentes del acople biológico en el que todos alcanzaron el rango. También, el mejor indicador de generación de residuos se obtuvo en los procesos de foto-Fenton con valores inferiores al 5% de flujos residuales por recursos consumidos, comparado con el pretratamiento (30%) y el biológico (15%). Para el componente exergo-económico los mejores resultados se obtuvieron en el pretratamiento debido al menor consumo de recursos y de equipos, seguido por el foto-Fenton desarrollado con la dosis de Hierro residual, cuyo valor fue inferior a \$1'.000.000 por kJ de recursos consumidos.

Por otra parte, como alternativa de evaluación del impacto ambiental fue desarrollada la metodología de Conesa con los resultados experimentales, encontrando que la calidad del lixiviado, el consumo energético y la gestión de residuos peligrosos fueron los principales generadores de impactos ambientales negativos, validando lo encontrado en la evaluación de desempeño exergética. Así mismo, el aumento en la disponibilidad del recurso hídrico alcanzado al finalizar el acople fue el principal impacto positivo.

Complementariamente, fue elaborado un Análisis de Ciclo de Vida el cual arrojó que el principal daño ambiental se genera sobre la salud humana, seguido de los ecosistemas y recursos, con una notoria diferencia de más del 50% de la primera categoría. Subsecuentemente, los diagramas de árbol elaborados en SimaPro versión 9.6.0.1 con la metodología ReCiPe 2016 Endpoint (H), permitieron concluir que el gran consumo energético del proceso biológico fue el principal aporte de impacto ambiental del sistema de tratamiento, sirviendo de validación a los resultados alcanzados durante los análisis exergéticos, los cuales categorizaron a este proceso como el de mayor irreversibilidades.

Finalmente, según los análisis hechos durante esta tesis doctoral y soportado en el actual documento, se dio cumplimiento a todos los objetivos estipulados inicialmente, comprobando que fue posible desarrollar un método de análisis exergético para la evaluación del desempeño del tratamiento de lixiviado mediante un proceso fotoquímico-biológico; diseñando el tren de tratamiento a partir de las características fisicoquímicas del agua residual y evaluándolo experimentalmente; proponiendo 13 alternativas diferentes de análisis exergético; seleccionando la más

apropiada a partir de la información disponible y validándola con los resultados experimentales y su comparación con lo obtenido en la matriz de impacto ambiental de Conessa y con la metodología del Análisis de Ciclo de Vida.

6.2. Limitaciones y recomendaciones

En cuanto a las problemáticas y retos enfrentados durante el desarrollo de la tesis doctoral se evidenció que la principal limitante de los análisis exergéticos radicó en la disponibilidad de información y en el cálculo de las variables termodinámicas (coeficientes de actividad, exergías químicas estándar provenientes de las energías libres de Gibbs, entalpías, entropías) por lo que se requiere de softwares avanzados que contribuyan con la identificación de estos, especialmente cuando se consideran los componentes de la exergía termomecánica. Para nuestra alternativa seleccionada, el fundamento de análisis fue la exergía química, la cual a su vez fue desarrollada usando supuestos matemáticos, de proceso y las exergías químicas estándar de los compuestos provenientes de tablas.

Así mismo, otra problemática se relacionó con la forma en la que deben ser interpretados los resultados, dado que a diferencia de procesos como los térmicos o los sistemas de desalinización, en los que se busca que la exergía obtenida al final del proceso tenga la menor diferencia posible con respecto a la de entrada, en los sistemas de tratamiento de agua residual se evidenció una relación directamente proporcional entre la exergía y la concentración de materia orgánica, por lo que entre mayor remoción de contaminantes existió menor eficiencia exergética tuvo el proceso, generándose el fenómeno de la “antiexergía”. Por lo anterior, se concluye que la clave para atender esta problemática radicó en establecer bases de cálculo e indicadores exergéticos que permitieran interpretar los resultados según las variables deseadas, como lo presentado en el actual proyecto, donde se combinaron las pérdidas exergéticas con aspectos como la remoción de DQO, el costo económico, el cumplimiento normativo y la cantidad de recursos consumidos.

Además, el orden de priorización según los análisis exergéticos indicó que se debe iniciar enfocándose en las condiciones en las que es generado el lixiviado en los rellenos sanitarios de esta zona del mundo, dado que, si existiese una adecuada educación de la población generadora de los residuos y una correcta segregación en la fuente, se reducirían las concentraciones de contaminantes y por lo tanto el gasto exergético. Posteriormente, abordando los recursos consumidos se establece que, aunque son necesarios para el desarrollo de los procesos, es requerido conocer las dosis en las que se maximizan las eficiencias de remoción, evitando el consumo en exceso de reactivos. Por último, la fuente de energía eléctrica debe migrar hacia las

alternativas sostenibles como la fotovoltaica o la eólica para mejorar el componente ambiental del proceso.

En cuanto a los flujos residuales se destacó el beneficio técnico y ambiental del tratamiento de oxidación avanzada, dado que la generación de residuos es mínima a comparación con el pretratamiento y el proceso biológico, en los cuales predominaron los lodos residuales. No obstante, en el marco de la sostenibilidad se hace necesario que estos lodos reciban un aprovechamiento en el ciclo productivo, evitando que sean convertidos en flujos residuales. Técnicas como la minería de agua o la recuperación de productos valiosos pueden ser consideradas por futuros investigadores.

Como recomendaciones para futuros investigadores, se plantea explorar las siguientes modificaciones durante el proceso:

- Evaluar otras alternativas de pretratamiento como la adsorción con carbón activado, el cual podría llegar a impactar en menor cantidad al medio ambiente y tener un menor costo en comparación con los coagulantes y reactivos.
- Evaluar el proceso de coagulación – floculación utilizando complejantes del hierro para alcanzar valores similares a los obtenidos cuando se modificó el pH del lixiviado, para evitar que el Hierro se precipite, aumentando la eficiencia de remoción del proceso. Por ejemplo, se podría utilizar el EDTA, zumo de naranja o de limón, Quinas u otros similares.
- Probar alternativas de origen natural u orgánico para la modificación del pH durante el tratamiento, considerando el costo elevado que tiene utilizar ácidos o bases de grado reactivo. Por ejemplo: ceniza de madera, ácido láctico u otro similar.
- Evaluar el proceso de foto-Fenton con radiación solar, lo cual eliminaría el consumo energético de la lámpara utilizada. También se podrían evaluar diferentes configuraciones de reactor que intercalen el tipo de flujo o que evalúen materiales con diferentes transmitancia de luz.
- Evaluar sistemas biológico-avanzados como los MBR o los MBBR, los cuales reduzcan el tiempo de retención hidráulica durante el proceso y alcancen mejores eficiencias de remoción. También se deben rediseñar los sistemas de tratamiento, buscando evitar el sobre costo y sobre diseño de los procesos, especialmente del biológico.
- Evaluar los procesos biológicos con lodo climatizado, el cual contenga colonias de microorganismos acostumbrados a las condiciones complejas del lixiviado, con esto se reduciría el tiempo de inicial de adaptación que termina aumentando el tiempo de tratamiento y su consumo energético. Este proceso

de lograrse podría ser utilizado por la fase inicial del proceso posterior al pretratamiento, utilizando el sistema fotoquímico como unidad de pulido.

Respecto a los análisis exergéticos se recomienda para futuros investigadores continuar con las siguientes líneas de investigación:

- Utilizar softwares de carácter termodinámico y de procesos como por ejemplo Aspen Plus, en los cuales variables de compleja identificación puedan ser calculadas como, por ejemplo: la fugacidad, energía interna, entropía o la entalpía de formación.
- Incluir dentro de los balances exergéticos los aportes termo mecánicos hechos por los delta de presión, temperatura, velocidad, calor y altura, con lo cual se evite llevar estos valores de energía a cero. Además, se recomienda evaluar la influencia de las pérdidas exergéticas en las bombas e instrumentos involucrados en el sistema de tratamiento.
- Evaluar los análisis exergéticos considerando fuentes sostenibles de energía eléctrica como paneles solares o energía eólica y compararlos con los suministros convencionales (termoeléctricas).
- Evaluar los análisis exergéticos considerando la economía circular, es decir, en los que los flujos residuales sirvan de ingreso a otro proceso productivo, el cual se recomienda analizar exergéticamente.
- Aumentar los parámetros de caracterización de cada flujo que interactúa en el sistema, para mejorar la precisión en los análisis exergéticos, especialmente hacia el componente inorgánico del sistema.
- Establecer herramientas de inteligencia artificial didácticas que permitan evaluar los sistemas de tratamiento desde el componente exergoambiental, técnicoexergético y exergo económico, a partir de las propiedades de los flujos que interactúan con el sistema, pero que a su vez ofrezcan recomendaciones puntuales para mejorar el rendimiento de cada proceso.
- Profundizar en el fenómeno de "Anti-exergía", evaluando casos encontrados por otros investigadores en plantas de tratamiento con diferentes procesos de descontaminación y diversos tipos de agua residual.

6.3. Difusión científica

Se han alcanzado la publicación de dos artículos como autor principal los cuales son presentados a continuación.

- "Leachate decontamination through biological processes coupled to advanced oxidation: A review"

Revista: Journal of the Air & Waste Management Association

Año: 2022

DOI: 10.1080/10962247.2021.1985012

JOURNAL OF THE AIR & WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION
2022, VOL. 72, NO. 12, 1341–1365
<https://doi.org/10.1080/10962247.2021.1985012>



REVIEW PAPER



Leachate decontamination through biological processes coupled to advanced oxidation: A review

Salvador Villamizar¹, Aymer Maturana Cordoba¹, and Joseph Soto¹

Department of Civil and Environmental Engineering - Institute of Hydraulic and Environmental Studies IDEHA, Universidad del Norte, Barranquilla, Atlántico, Colombia

- “Scoping acoplado a la metodología de Conesa para la evaluación ambiental de un sistema avanzado de descontaminación de lixiviado de relleno sanitario”.

Revista: INGENIERÍA Y COMPETITIVIDAD

Año: 2022

DOI: 10.25100/iyc.v0i00.11359

Villamizar, et al/Ingeniería y Competitividad, e20911359, julio-diciembre 2022



Vol. 24 No. 2-2022 – DOI: 10.25100/iyc.v24i2.11359

ENVIRONMENTAL ENGINEERING

Scoping coupled to the Conesa methodology for the environmental assessment of an advanced system of landfill leachate decontamination

INGENIERÍA AMBIENTAL

Scoping acoplado a la metodología de Conesa para la evaluación ambiental de un sistema avanzado de descontaminación de lixiviado de relleno sanitario

Salvador Villamizar^{1§}, Aymer Maturana Cordoba¹, Carlos A. Pacheco Bustos¹, Joseph Soto-verjel¹

¹Universidad del Norte, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Instituto de Estudio Hidráulicos y Ambientales, Barranquilla, Colombia

[§]salvadorv@uinorte.edu.co, maturanac@uinorte.edu.co, cbustos@uinorte.edu.co, jsoto@uinorte.edu.co

Recibido: 9 de junio de 2021 – Aceptado: 22 de octubre de 2021

Adicionalmente, se reporta la participación en los siguientes artículos.

- “Leachate Treatment via TiO_2/UV Heterogeneous Photocatalysis: A Multiple Polynomial Regression Model”

Revista: Ingeniería e Investigación

Año: 2023

DOI: 10.15446/ing.investig.101497

Ingeniería e Investigación Vol. 43 No. 3, Diciembre - 2023 (e101497)

Research Article / Chemical, Food, and Environmental Engineering

<http://dx.doi.org/10.15446/ing.investig.101497>

Leachate Treatment via TiO_2/UV Heterogeneous Photocatalysis: A Multiple Polynomial Regression Model

Tratamiento de lixiviados mediante fotocátalisis heterogénea TiO_2/UV : un modelo de regresión polinomial múltiple

Dorance Becerra-Moreno^a, Fiderman Machuca-Martínez^a, Aymer Y. Maturana^a, Salvador Villamizar^a, Joseph Soto-Verjé^a, and Angelo Soto-Vergel^a

- “Unlocking synergies between seawater desalination and saline gradient energy: Assessing the environmental and economic benefits for dual water and energy production.”

Revista: Applied Energy

Año: 2023

DOI: 10.1016/j.apenergy.2023.121876

Applied Energy 381 (2023) 121876



Unlocking synergies between seawater desalination and saline gradient energy: Assessing the environmental and economic benefits for dual water and energy production

Luis Mendoza-Zapata, Aymer Maturana-Córdoba, Ricardo Mejía-Marchena, Anggie Cala^a, Joseph Soto-Verjé, Salvador Villamizar

^a Instituto de Estudios Científicos y Ambientales (IMECA), Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Norte, Km 5, carrueta a Puerto Colombia, Barranquilla, Colombia

- “Advanced catalytic oxidation coupled to biological systems to treat pesticide-contaminated water: A review on technological trends and future challenges”

Revista: Water Science and Technology

Año: 2021

DOI: 10.2166/wst.2021.642

Advanced catalytic oxidation coupled to biological systems to treat pesticide-contaminated water: A review on technological trends and future challenges

Joseph Soto-Verjel ^{*}, Aymier Y. Maturana ^{*} and Salvador E. Villamizar ^{*}

Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental – Instituto de Estudios Hidráulicos y Ambientales IDEHA, Universidad del Norte, Barranquilla, Colombia

^{*}Corresponding author. E-mail: jsoto@uninorte.edu.co

 JS, 0000-0003-3162-9330; AYM, 0000-0003-3518-0606; SEV, 0000-0002-6485-2494

- “Alternative for the Treatment of Leachates Generated in a Landfill of Norte de Santander–Colombia, by Means of the Coupling of a Photocatalytic and Biological Aerobic Process”

Revista: Topics in Catalysis

Año: 2020

DOI: 10.1007/s11244-020-01284-1

Topics in Catalysis (2020) 63:1336–1349
<https://doi.org/10.1007/s11244-020-01284-1>

ORIGINAL PAPER



Alternative for the Treatment of Leachates Generated in a Landfill of Norte de Santander–Colombia, by Means of the Coupling of a Photocatalytic and Biological Aerobic Process

Dorance Becerra^{1,2} · Joseph Soto^{1,2} · Salvador Villamizar^{1,2} · Fiderman Machuca-Martínez²  · Luisa Ramírez¹

Published online: 28 May 2020

© Springer Science+Business Media, LLC, part of Springer Nature 2020

En cuanto a la participación en eventos académicos y científicos se destacan los mencionados a continuación.

- Simposio sobre Biotecnología aplicada al área Ambiental y Agraria - SENA 2021.
 Ponencia: Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios por procesos biológicos aeróbicos.
- 4to. Congreso Colombiano de Procesos Avanzados de Oxidación (4CCPAOx) – 2021.

- Ponencia: Tratamiento de Lixiviados mediante Fotocatálisis Heterogénea TiO_2/UV : Un Modelo de Regresión Polinomial Múltiple.
- I Seminario Internacional en Gestión del Agua – 2021.
Ponencia: Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios mediante el acople de un proceso avanzado de oxidación y un proceso biológico aerobio.
 - II Ciclo Internacional de Conferencias de Ingeniería Ambiental. - 2021
Ponencia: Cuantificación del impacto ambiental generado en la descontaminación de lixiviados mediante un Sistema fotocatalítico acoplado a un proceso biológico.
 - 4º Encuentro de maestrías y doctorados. Universidad del Norte. - 2022
Poster: Aplicación del análisis exergético para la cuantificación del desempeño ambiental en un proceso fotocatalítico acoplado a un reactor biológico aerobio, como alternativa para el tratamiento de lixiviado de rellenos sanitarios.
 - V Congreso Universitario Internacional de Ingeniería. UTS – 2022
Ponencia: Aplicación del análisis exergético para la evaluación del desempeño ambiental en un proceso foto catalítico acoplado a un reactor biológico aerobio, como alternativa para el tratamiento de lixiviado de rellenos sanitarios.
 - 10th International Conference of Technological Innovation - 2023
Ponencia: Oxidación avanzada y procesos biológicos como tecnología emergente para el tratamiento de agua contaminada con agroquímicos.
Ponencia: Análisis exergético a tratamientos de agua residual compleja, caso de estudio: lixiviado.
 - V congreso de procesos avanzados de Oxidación - II Simposio de Química básica y aplicada. - 2023
Poster: Desarrollo de un método de análisis exergético para la evaluación del desempeño del tratamiento de lixiviado mediante un proceso fotoquímico-biológico.
 - IEEE Colombian Caribbean Conference - 2023
Ponencia: Contamination of water resources by agrochemicals used in agricultural crops: a review from the ecological and human health risk.

6.4. Financiación

Investigación financiada por el Ministerio de Ciencias de Colombia en el marco de las Becas de Excelencia Doctoral del Bicentenario 1er corte, con recursos del Fondo de Ciencia, Tecnología e Innovación del Sistema general de regalías; apoyado por la Universidad del Norte.

7. Bibliografía

- Abunama, T., Tengku Nilam, T. I., & Othman, F. (2021). Comparison of landfill leachate generation and pollution potentials in humid and semi-arid climates. *International Journal of Environment and Waste Management*, 27(1), 79. <https://doi.org/10.1504/IJEW.2021.10033674>
- Abusoglu, A., Demir, S., & Kanoglu, M. (2013). Thermodynamic analysis and assessment of a municipal wastewater treatment system: a field study on sewage treatment. *International Journal of Exergy*, 13(3), 281. <https://doi.org/10.1504/IJEX.2013.057352>
- Abyar, H., Namroodi, S., Gharekhani, Z., & Hajimoradloo, F. (2024). Life cycle and efficiency assessment of fixed-bed bioreactor using recycled shredded plastics compared with conventional activated sludge bioreactor for dairy wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 64, 105676. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105676>
- Aghbashlo, M., Khounani, Z., Hosseinzadeh-Bandbafha, H., Gupta, V. K., Amiri, H., Lam, S. S., Morosuk, T., & Tabatabaei, M. (2021). Exergoenvironmental analysis of bioenergy systems: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 149, 111399. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111399>
- Aghbashlo, M., & Rosen, M. A. (2018). Consolidating exergoeconomic and exergoenvironmental analyses using the emergy concept for better understanding energy conversion systems. *Journal of Cleaner Production*, 172, 696–708. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.205>
- Aghbashlo, M., Tabatabaei, M., Jazini, H., & Ghaziaskar, H. S. (2018). Exergoeconomic and exergoenvironmental co-optimization of continuous fuel additives (acetins) synthesis from glycerol esterification with acetic acid using Amberlyst 36 catalyst. *Energy Conversion and Management*, 165, 183–194. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.03.054>
- Aghbashlo, M., Tabatabaei, M., Soltanian, S., & Ghanavati, H. (2019). Biopower and biofertilizer production from organic municipal solid waste: An exergoenvironmental analysis. *Renewable Energy*, 143, 64–76. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.04.109>
- Ahmadi, Z., Bidhendi, M. E., & Jaderi, F. (2023). Evaluation of life cycle, exergy, and carbon footprint of wastewater treatment system by activated sludge method in petrochemical industries. *Advances in Environmental Technology*, 9(2), 115–123. <https://doi.org/10.22104/AET.2023.6163.1696>
- Akram, T., Ahmad, N., & Sheikh, I. (2016). Photocatalytic Degradation of Synthetic Textile Effluent by Modified Sol-Gel, Synthesized Mobilized and Immobilized TiO₂, and Ag-doped TiO₂. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(4), 1391–1402. <https://doi.org/10.15244/pjoes/62102>
- Al-Jarallah, R., & Aleisa, E. (2014). A baseline study characterizing the municipal solid waste in the State of Kuwait. *Waste Management*, 34(5), 952–960. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.015>
- Al-Mamun, M. R., Kader, S., Islam, M. S., & Khan, M. Z. H. (2019). Photocatalytic

- activity improvement and application of UV-TiO₂ photocatalysis in textile wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103248. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103248>
- Al-Salem, S. M., Alosairi, Y., & Constantinou, A. (2022). Effect of COVID-19 lockdown measures on the plastic waste generation trends and distribution of microplastics in the Northwestern Arabian/Persian Gulf. *Ocean & Coastal Management*, 216, 105979. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105979>
- Alberto, S.-M. M., & María, E. B. (2018). *Metales pesados en los lixiviados provenientes del basurero no controlado de la Ciudad de Veracruz*. www.reibci.org
- Ali, T., Ahmed, A., Alam, U., Uddin, I., Tripathi, P., & Muneer, M. (2018). Enhanced photocatalytic and antibacterial activities of Ag-doped TiO₂ nanoparticles under visible light. *Materials Chemistry and Physics*, 212, 325–335. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2018.03.052>
- Alst, A. J. Van, LeVeque, R. M., Martin, N., & DiRita, V. J. (2024). *Growth Curves, CFU and Optical Density Measurements / Microbiology / JoVE*. <https://www.jove.com/es/v/10511/growth-curves-cfu-and-optical-density-measurements>
- Amaral-Silva, N., Martins, R. C., Castro-Silva, S., & Quinta-Ferreira, R. M. (2016). Ozonation and perozonation on the biodegradability improvement of a landfill leachate. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), 527–533. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.12.002>
- Amare, E., Kebede, F., Kloos, H., & Mulat, W. (2017). Wastewater Confronting Realities for Sustainable Livelihood in Developing Countries: Case Study Mekelle University, Ethiopia. *Water Conservation Science and Engineering*, 2(1), 21–30. <https://doi.org/10.1007/s41101-017-0021-7>
- Amiri, A., & Sabour, M. R. (2014). Multi-response optimization of Fenton process for applicability assessment in landfill leachate treatment. *Waste Management*, 34(12), 2528–2536. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.010>
- Amor, C., Torres-Socias, E. De, Peres, J. A., Maldonado, M. I., Oller, I., Malato, S., & Lucas, M. S. (2015a). Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. *Journal of Hazardous Materials*, 286, 261–268. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.12.036>
- Amor, C., Torres-Socias, E. De, Peres, J. A., Maldonado, M. I., Oller, I., Malato, S., & Lucas, M. S. (2015b). Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. *Journal of Hazardous Materials*, 286, 261–268. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.12.036>
- Anand, U., Li, X., Sunita, K., Lokhandwala, S., Gautam, P., Suresh, S., Sarma, H., Vellingiri, B., Dey, A., Bontempi, E., & Jiang, G. (2022). SARS-CoV-2 and other pathogens in municipal wastewater, landfill leachate, and solid waste: A review about virus surveillance, infectivity, and inactivation. *Environmental Research*, 203, 111839. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111839>

- Antony, J., Niveditha, S. V., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., & Nidheesh, P. V. (2020). Stabilized landfill leachate treatment by zero valent aluminium-acid system combined with hydrogen peroxide and persulfate based advanced oxidation process. *Waste Management*, 106, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.005>
- Ariesyady, H. D., Mayanda, M. R., & Ito, T. (2020). The diversity of active microbial groups in an activated sludge process treating painting process wastewater. *E3S Web of Conferences*, 148, 01002. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202014801002>
- Atheaya, D., Tiwari, A., & Tiwari, G. N. (2016). Exergy analysis of photovoltaic thermal (PVT) compound parabolic concentrator (CPC) for constant collection temperature mode. *Solar Energy*, 135, 222–231. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2016.05.055>
- Augusto, C., Castillo, D., Henry, M., Lima, G. B., & Del, J. (2018). Dimensionamiento de un nuevo concentrador parabólico compuesto (CPC) con doble absorbedor de un colector lineal fresnel (LFC), aplicado como caso de estudio en la comunidad Alto Andina de Pilpichaca en la región Huancavelica sobre 4000 MSNM. In *Pontificia Universidad Católica del Perú*. Pontificia Universidad Católica del Perú.
- Augustsson, A., Uddh Söderberg, T., Jarsjö, J., Åström, M., Olofsson, B., Balfors, B., & Destouni, G. (2016). The risk of overestimating the risk-metal leaching to groundwater near contaminated glass waste deposits and exposure via drinking water. *Science of The Total Environment*, 566–567, 1420–1431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.003>
- Babaei, S., Sabour, M. R., & Moftakhari Anasori Movahed, S. (2021). Combined landfill leachate treatment methods: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(42), 59594–59607. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16358-0>
- Bahiraei, M., Mazaheri, N., Daneshyar, M. R., & Mwesigye, A. (2022). Two-phase simulation of irreversibilities for Ag–water nanofluid flow inside an elliptical pin-fin heat sink: Entropy generation and exergy considerations. *Powder Technology*, 409, 117723. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2022.117723>
- Baiju, A., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., & Nidheesh, P. V. (2018). Combined heterogeneous Electro-Fenton and biological process for the treatment of stabilized landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 210, 328–337. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.019>
- Bains, A., Sridhar, K., Dhull, S. B., Chawla, P., Sharma, M., Sarangi, P. K., & Gupta, V. K. (2024). Circular bioeconomy in carbon footprint components of nonthermal processing technologies towards sustainable food system: A review. *Trends in Food Science & Technology*, 149, 104520. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2024.104520>
- Ballesteros Martín, M. M., Casas López, J. L., Oller, I., Malato, S., & Sánchez Pérez, J. A. (2010). A comparative study of different tests for biodegradability enhancement determination during AOP treatment of recalcitrant toxic aqueous

- solutions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(6), 1189–1195.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.07.021>
- Balmer, R. T. (2011). Thermodynamic Concepts. In *Modern Engineering Thermodynamics* (pp. 33–56). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374996-3.00002-6>
- Baniasadi, E., Dincer, I., & Naterer, G. F. (2013). Hybrid photocatalytic water splitting for an expanded range of the solar spectrum with cadmium sulfide and zinc sulfide catalysts. *Applied Catalysis A: General*, 455, 25–31.
<https://doi.org/10.1016/j.apcata.2013.01.027>
- Barkul, R.P., Koli, V. B., Shewale, V. B., Patil, M. K., & Delekar, S. D. (2016). Visible active nanocrystalline N-doped anatase TiO₂ particles for photocatalytic mineralization studies. *Materials Chemistry and Physics*, 173, 42–51.
<https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2016.01.035>
- Barkul, Rani P., Patil, M. K., Patil, S. M., Shevale, V. B., & Delekar, S. D. (2017). Sunlight-assisted photocatalytic degradation of textile effluent and Rhodamine B by using iodine doped TiO₂ nanoparticles. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 349, 138–147.
<https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2017.09.011>
- Bassin, J. P. (2018). Aerobic Granular Sludge Technology. In *Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment* (pp. 75–142). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58835-3_4
- Becerra, D., Soto, J., Villamizar, S., Machuca-Martínez, F., & Ramírez, L. (2020). Alternative for the Treatment of Leachates Generated in a Landfill of Norte de Santander–Colombia, by Means of the Coupling of a Photocatalytic and Biological Aerobic Process. *Topics in Catalysis*, 1–14.
<https://doi.org/10.1007/s11244-020-01284-1>
- Begum, S., Anupoj, G. R., Sridhar, S., Bhargava, S. K., Jegatheesan, V., & Eshtiaghi, N. (2018). Evaluation of single and two stage anaerobic digestion of landfill leachate: Effect of pH and initial organic loading rate on volatile fatty acid (VFA) and biogas production. *Bioresource Technology*, 251, 364–373.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.069>
- Ben-David, A., & Davidson, C. E. (2014). Estimation method for serial dilution experiments. *Journal of Microbiological Methods*, 107, 214–221.
<https://doi.org/10.1016/j.mimet.2014.08.023>
- Bhalla, B., Saini, M. S., & Jha, M. K. (2013). Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill. *IJRET: International Journal of Research in Engineering and Technology*, 02(08), 2321–7308.
<http://www.ijret.org>
- Bhattacharyya, A., Liu, L., Lee, K., & Miao, J. (2022). Review of Biological Processes in a Membrane Bioreactor (MBR): Effects of Wastewater Characteristics and Operational Parameters on Biodegradation Efficiency When Treating Industrial Oily Wastewater. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(9), 1229.
<https://doi.org/10.3390/jmse10091229>
- Bilińska, L., Gmurek, M., & Ledakowicz, S. (2016). Comparison between industrial

- and simulated textile wastewater treatment by AOPs – Biodegradability, toxicity and cost assessment. *Chemical Engineering Journal*, 306, 550–559. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.07.100>
- Biswas, P., & Vellanki, B. P. (2021). Occurrence of emerging contaminants in highly anthropogenically influenced river Yamuna in India. *Science of The Total Environment*, 782, 146741. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146741>
- Blais, J. F., Tyagi, R. D., & Auclair, J. C. (1993). Bioleaching of metals from sewage sludge: Microorganisms and growth kinetics. *Water Research*, 27(1), 101–110. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90200-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90200-2)
- Boczka, G., & Fernandes, A. (2017). Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes at basic pH conditions: A review. *Chemical Engineering Journal*, 320, 608–633. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.084>
- Boles, M. A., & Cengel, Y. A. (2010). CHAPTER 8. EXERGY: A MEASURE OF WORK POTENTIAL OF WORK. In *Thermodynamics: An Engineering Approach* (7th Editio, pp. 428–474). <http://joinville.ifsc.edu.br/~evandro.dario/Termodinâmica/MaterialDidático/Livro - Cengel/Termodinamica - Cengel 7th - espanhol.pdf>
- Bolton, J. R., Bircher, K. G., Tumas, W., & Tolman, C. A. (2001). Figures-of-merit for the technical development and application of advanced oxidation technologies for both electric- and solar-driven systems (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 73(4), 627–637. <https://doi.org/10.1351/pac200173040627>
- Boom Cárcamo, E. A., & Peñabaena-Niebles, R. (2022). Opportunities and challenges for the waste management in emerging and frontier countries through industrial symbiosis. *Journal of Cleaner Production*, 363, 132607. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132607>
- Borges, M. E., Sierra, M., Cuevas, E., García, R. D., & Esparza, P. (2016). Photocatalysis with solar energy: Sunlight-responsive photocatalyst based on TiO₂ loaded on a natural material for wastewater treatment. *Solar Energy*, 135, 527–535. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2016.06.022>
- Borjac, J., El Joumaa, M., Kawach, R., Youssef, L., & Blake, D. A. (2019). Heavy metals and organic compounds contamination in leachates collected from Deir Kanoun Ras El Ain dump and its adjacent canal in South Lebanon. *Heliyon*, 5(8), e02212. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02212>
- Bühler, F., Nguyen, T.-V., & Elmegaard, B. (2016). Energy and exergy analyses of the Danish industry sector. *Applied Energy*, 184, 1447–1459. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.02.072>
- Buthiyappan, A., Abdul Aziz, A. R., & Wan Daud, W. M. A. (2015). Degradation performance and cost implication of UV-integrated advanced oxidation processes for wastewater treatments. *Reviews in Chemical Engineering*, 31(3). <https://doi.org/10.1515/revce-2014-0039>
- Cai, Q. Q., Wu, M. Y., Li, R., Deng, S. H., Lee, B. C. Y., Ong, S. L., & Hu, J. Y. (2020). Potential of combined advanced oxidation – Biological process for cost-effective organic matters removal in reverse osmosis concentrate produced from industrial wastewater reclamation: Screening of AOP pre-treatment

- technologies. *Chemical Engineering Journal*, 389, 123419. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123419>
- Canizales, S., Castro, C., Saldarriaga, J., & Molina, F. (2013). Evaluation of mature landfill leachates Treatment systems: the case of the landfill Curva de Rodas (Medellín-Colombia). *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (69), 300–316. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43029812023>
- Cardoso, J. C., Bessegato, G. G., & Boldrin Zanoni, M. V. (2016). Efficiency comparison of ozonation, photolysis, photocatalysis and photoelectrocatalysis methods in real textile wastewater decolorization. *Water Research*, 98, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.004>
- Caroline Baettker, E., Kozak, C., Knapik, H. G., & Aisse, M. M. (2020). Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization. *Chemosphere*, 251, 126414. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126414>
- Carrasquer, B., Martínez-Gracia, A., & Uche, J. (2016). Exergy costs analysis of water desalination and purification techniques by transfer functions. *Energy Conversion and Management*, 126, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.07.065>
- Carrasquer, B., Uche, J., Martínez, A., & Usón, S. (2015). Exergy costs of water reclaiming. *ECOS 2015 - 28th International Conference on Efficiency, Cost, Optimization, Simulation and Environmental Impact of Energy Systems*.
- Casado, J. (2019). Towards industrial implementation of Electro-Fenton and derived technologies for wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(1), 102823. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.102823>
- Casas Ledón, Y., Rivas, A., López, D., & Vidal, G. (2017). Life-cycle greenhouse gas emissions assessment and extended exergy accounting of a horizontal-flow constructed wetland for municipal wastewater treatment: A case study in Chile. *Ecological Indicators*, 74, 130–139. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.014>
- Castillo-Suárez, L. A., Lugo-Lugo, V., Linares-Hernández, I., Martínez-Miranda, V., Esparza-Soto, M., & Mier-Quiroga, M. de los Á. (2019). Biodegradability index enhancement of landfill leachates using a Solar Galvanic-Fenton and Galvanic-Fenton system coupled to an anaerobic-aerobic bioreactor. *Solar Energy*, 188, 989–1001. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2019.07.010>
- Cavalcanti, E. J. C. (2017). Exergoeconomic and exergoenvironmental analyses of an integrated solar combined cycle system. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 67, 507–519. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.017>
- ÇENGEL, Y. A., & BOLES, M. A. (2010). Chapter 6. Second law of thermodynamics. In *Thermodynamics: An Engineering Approach* (p. 52).
- Chafi, S., Azzouz, A., & Ballesteros, E. (2022). Occurrence and distribution of endocrine disrupting chemicals and pharmaceuticals in the river Bouregreg (Rabat, Morocco). *Chemosphere*, 287, 132202. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132202>

- Chávez, A. M., Gimeno, O., Rey, A., Pliego, G., Oropesa, A. L., Álvarez, P. M., & Beltrán, F. J. (2019). Treatment of highly polluted industrial wastewater by means of sequential aerobic biological oxidation-ozone based AOPs. *Chemical Engineering Journal*, 361, 89–98. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.064>
- Chemlal, R., Azzouz, L., Kernani, R., Abdi, N., Lounici, H., Grib, H., Mameri, N., & Drouiche, N. (2014). Combination of advanced oxidation and biological processes for the landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 73, 281–289. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.043>
- Chen, G., Sun, Y., Xu, Z., Shan, X., & Chen, Z. (2019). Assessment of Shallow Groundwater Contamination Resulting from a Municipal Solid Waste Landfill—A Case Study in Lianyungang, China. *Water*, 11(12), 2496. <https://doi.org/10.3390/w11122496>
- Chen, H., Xu, H., Zhong, C., Liu, M., Yang, L., He, J., Sun, Y., Zhao, C., & Wang, D. (2024). Treatment of landfill leachate by coagulation: A review. *Science of The Total Environment*, 912, 169294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169294>
- Chen, W., Gu, Z., Wen, P., & Li, Q. (2019). Degradation of refractory organic contaminants in membrane concentrates from landfill leachate by a combined coagulation-ozonation process. *Chemosphere*, 217, 411–422. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.002>
- Chou, Y.-C., Lo, S.-L., Kuo, J., & Yeh, C.-J. (2015). Microwave-enhanced persulfate oxidation to treat mature landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 284, 83–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.10.043>
- Chung, M. R. W. Y., Tan, I. S., Foo, H. C. Y., & Lam, M. K. (2022). Exergy analysis of a biorefinery process for co-production of third-generation L-lactic acid and electricity from Eucheuma denticulatum residues. *Energy*, 242, 122968. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.122968>
- CONESA FERNANDEZ-VITORIA. (2009). *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental*. https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=wa4SAQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP2&dq=conesa&ots=r-298Nue5o&sig=xvX0QSbOvwAdUh4hu5xIcnUL7z4&redir_esc=y#v=onepage&q=conesa&f=false
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J. S., Hospido, A., Larsen, H. F., Morera, S., & Shaw, A. (2013). Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*, 47(15), 5480–5492. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.049>
- Corsino, S. F., Capodici, M., Di Trapani, D., Torregrossa, M., & Viviani, G. (2020). Assessment of landfill leachate biodegradability and treatability by means of allochthonous and autochthonous biomasses. *New Biotechnology*, 55, 91–97. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2019.10.007>
- Cossu, R., Ehrig, H.-J., & Muntoni, A. (2018). Physical–Chemical Leachate Treatment. In *Solid Waste Landfilling* (pp. 575–632). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407721-8.00028-0>

- Cossu, R., Pivato, A., & Barausse, A. (2018). Environmental Impacts Assessment. In *Solid Waste Landfilling* (pp. 939–954). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407721-8.00045-0>
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. de S. M., & Campos, J. C. (2019). Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 232, pp. 110–116). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- Crutchik, D., Barboza, J., Vázquez-Padín, J. R., Pedrouso, A., Val del Río, Á., Mosquera-Corral, A., & Campos, J. L. (2023). Integrating food waste management into urban wastewater treatment: Economic and environmental impacts. *Journal of Environmental Management*, 345, 118517. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118517>
- da Costa, F. M., Daflon, S. D. A., Bila, D. M., da Fonseca, F. V., & Campos, J. C. (2018). Evaluation of the biodegradability and toxicity of landfill leachates after pretreatment using advanced oxidative processes. *Waste Management*, 76, 606–613. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.030>
- Dai, B., Cao, Y., Zhou, X., Liu, S., Fu, R., Li, C., & Wang, D. (2024). Exergy, carbon footprint and cost lifecycle evaluation of cascade mechanical subcooling CO2 commercial refrigeration system in China. *Journal of Cleaner Production*, 434, 140186. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.140186>
- de Albuquerque, E. M., Pozzi, E., Sakamoto, I. K., & Jurandyr, P. (2018). Treatability of landfill leachate combined with sanitary sewage in an activated sludge system. *Journal of Water Process Engineering*, 23, 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.03.011>
- de Matos Rodrigues, M. H., Rodrigues de Sousa, P. A., Borges, K. C. M., de Melo Coelho, L., de Fátima Gonçalves, R., Teodoro, M. D., Vilella da Motta, F., Maribondo do Nascimento, R., & Júnior, M. G. (2019). Enhanced degradation of the antibiotic sulfamethoxazole by heterogeneous photocatalysis using CeO₂/Gd₂O₃/TiO₂ particles. *Journal of Alloys and Compounds*, 808, 151711. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2019.151711>
- de Oliveira Junior, S. (2013). *Exergy Analysis and Environmental Impact* (pp. 281–303). https://doi.org/10.1007/978-1-4471-4165-5_9
- Demirel, Y., & Gerbaud, V. (2019). Using the Second Law. In *Nonequilibrium Thermodynamics* (pp. 187–265). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-64112-0.00004-6>
- Derco, J., Gotvajn, A., Zagorc-Končan, J., Almásiová, B., & Kassai, A. (2010). Pretreatment of landfill leachate by chemical oxidation processes. *Chemical Papers*, 64(2). <https://doi.org/10.2478/s11696-009-0116-5>
- Di Maria, F., & Sisani, F. (2017). A life cycle assessment of conventional technologies for landfill leachate treatment. *Environmental Technology & Innovation*, 8, 411–422. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.09.002>
- Díez, A. M., Sanromán, M. A., & Pazos, M. (2019). New approaches on the agrochemicals degradation by UV oxidation processes. *Chemical Engineering Journal*, 376, 120026. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.187>

- Dincer, I., Hussain, M. M., & Al-Zaharnah, I. (2004). Energy and exergy utilization in transportation sector of Saudi Arabia. *Applied Thermal Engineering*, 24(4), 525–538. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2003.10.011>
- Dincer, Ibrahim, & Rosen, M. A. (2013). Chemical Exergy. In *Exergy* (pp. 31–49). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-097089-9.00003-6>
- Dong, H., Gao, B., Yue, Q., Wang, Y., & Li, Q. (2015). Effect of pH on floc properties and membrane fouling in coagulation – Ultrafiltration process with ferric chloride and polyferric chloride. *Chemosphere*, 130, 90–97. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.049>
- Dozzi, M. V., Artiglia, L., Granozzi, G., Ohtani, B., & Selli, E. (2014). Photocatalytic Activity vs Structural Features of Titanium Dioxide Materials Singly Doped or Codoped with Fluorine and Boron. *The Journal of Physical Chemistry C*, 118(44), 25579–25589. <https://doi.org/10.1021/jp5084696>
- Dozzi, M. V., & Selli, E. (2016). Effects of the calcination temperature on the photoactivity of B- and F-doped or codoped TiO₂ in formic acid degradation. *Materials Science in Semiconductor Processing*, 42, 36–39. <https://doi.org/10.1016/j.mssp.2015.08.007>
- Dullius, T., Espinoza-Quñones, F. R., Obregón, P. L., Módenes, A. N., Ribeiro, I., & de Pauli, A. R. (2020). An assessment of landfill leachate influences on water quality in the Boi Piguá river basin (Paraná, Brazil) using the TXRF technique. *Environmental Earth Sciences*, 79(5), 95. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-8834-7>
- Ehyaei, M. A., Ahmadi, A., Assad, M. E. H., Hachicha, A. A., & Said, Z. (2019). Energy, exergy and economic analyses for the selection of working fluid and metal oxide nanofluids in a parabolic trough collector. *Solar Energy*, 187, 175–184. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2019.05.046>
- Elleuch, L., Messaoud, M., Djebali, K., Attafi, M., Cherni, Y., Kasmi, M., Elaoud, A., Trabelsi, I., & Chatti, A. (2020). A new insight into highly contaminated landfill leachate treatment using Kefir grains pre-treatment combined with Ag-doped TiO₂ photocatalytic process. *Journal of Hazardous Materials*, 382, 121119. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121119>
- Environment Programme, U. N. (2015). *Global Waste Management Outlook / UNEP - UN Environment Programme*. <https://doi.org/978-92-807-3479-9>
- Erguvan, M., MacPhee, D., & Amini, S. (2022). Modelling of a novel near zero energy for a wastewater treatment plant with OXY-Biogas power cycle. *Energy Conversion and Management*, 267, 115926. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115926>
- Fagan, R., McCormack, D. E., Dionysiou, D. D., & Pillai, S. C. (2016). A review of solar and visible light active TiO₂ photocatalysis for treating bacteria, cyanotoxins and contaminants of emerging concern. *Materials Science in Semiconductor Processing*, 42, 2–14. <https://doi.org/10.1016/j.mssp.2015.07.052>
- Feidt, M. (2017). From Thermostatistics to Non-equilibrium Thermodynamics. In *Finite Physical Dimensions Optimal Thermodynamics 1* (pp. 1–41). Elsevier.

- <https://doi.org/10.1016/B978-1-78548-232-8.50001-7>
- Ferdous, J., Bensebaa, F., Hewage, K., Bhowmik, P., & Pelletier, N. (2024). Use of process simulation to obtain life cycle inventory data for LCA: A systematic review. *Cleaner Environmental Systems*, 14, 100215. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2024.100215>
- Fitzsimons, L., Horrigan, M., McNamara, G., Doherty, E., Phelan, T., Corcoran, B., Delauré, Y., & Clifford, E. (2016). Assessing the thermodynamic performance of Irish municipal wastewater treatment plants using exergy analysis: a potential benchmarking approach. *Journal of Cleaner Production*, 131, 387–398. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.016>
- Fitzsimons, Lorna, Clifford, E., McNamara, G., Doherty, E., Phelan, T., Horrigan, M., Yann, D., & Corcoran, B. (2016). *Research Report 168: Increasing Resource Efficiency in Wastewater Treatment Plants* / Environmental Protection Agency. <https://www.epa.ie/publications/research/water/research-report-168-increasing-resource-efficiency-in-wastewater-treatment-plants.php>
- Fred-Ahmadu, O. H., Tenebe, I. T., Ayejuyo, O. O., & Benson, N. U. (2022). Microplastics and associated organic pollutants in beach sediments from the Gulf of Guinea (SE Atlantic) coastal ecosystems. *Chemosphere*, 298, 134193. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134193>
- Galeano-Cabral, J. R., Porto-Hernandez, L. A., Vargas, J. V. C., & Ordonez, J. C. (2022). EXERGETIC OPTIMIZATION OF AN INTEGRATED MUNICIPAL SOLID WASTE INCINERATOR AND WASTEWATER TREATMENT PLANT. *International Journal of Energy for a Clean Environment*, 23(4), 95–108. <https://doi.org/10.1615/InterJEnerCleanEnv.2022040681>
- Gallego-Schmid, A., & Tarpani, R. R. Z. (2019). Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: A review. *Water Research*, 153, 63–79. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.010>
- Gambardella, C., Miroglio, R., Costa, E., Cachot, J., Morin, B., Clérandeau, C., Rotander, A., Rocco, K., D'Errico, G., Almeda, R., Alonso, O., Grau, E., Piazza, V., Pittura, L., Benedetti, M., Regoli, F., Faimali, M., & Garaventa, F. (2024). New insights into the impact of leachates from in-field collected plastics on aquatic invertebrates and vertebrates. *Environmental Pollution*, 355, 124233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124233>
- Gani, K. M., Hlongwa, N., Abunama, T., Kumari, S., & Bux, F. (2021). Emerging contaminants in South African water environment- a critical review of their occurrence, sources and ecotoxicological risks. *Chemosphere*, 269, 128737. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128737>
- Gao, J., Oloibiri, V., Chys, M., Audenaert, W., Decostere, B., He, Y., Van Langenhove, H., Demeestere, K., & Van Hulle, S. W. H. (2015). The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(1), 93–122. <https://doi.org/10.1007/s11157-014-9349-z>
- Gautam, P., Kumar, S., & Lokhandwala, S. (2019). Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: A critical review. In *Journal*

- of *Cleaner Production* (Vol. 237, p. 117639). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117639>
- Ghahrchi, M., & Rezaee, A. (2020). Electro-catalytic ozonation for improving the biodegradability of mature landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 254, 109811. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109811>
- Giacalone, F., Catrini, P., Gurreri, L., Tamburini, A., Cipollina, A., Micale, G., & Piacentino, A. (2022). Exergy analysis of electrodialysis for water desalination: Influence of irreversibility sources. *Energy Conversion and Management*, 258, 115314. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115314>
- Göde, J. N., Hoefling Souza, D., Trevisan, V., & Skoronski, E. (2019). Application of the Fenton and Fenton-like processes in the landfill leachate tertiary treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103352. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103352>
- Gomes, A. I., Santos, S. G. S., Silva, T. F. C. V., Boaventura, R. A. R., & Vilar, V. J. P. (2019a). Treatment train for mature landfill leachates: Optimization studies. *Science of The Total Environment*, 673, 470–479. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.027>
- Gomes, A. I., Santos, S. G. S., Silva, T. F. C. V., Boaventura, R. A. R., & Vilar, V. J. P. (2019b). Treatment train for mature landfill leachates: Optimization studies. *Science of the Total Environment*, 673, 470–479. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.027>
- Gould, H., & Tobochnik, J. (2010). 2. Thermodynamic Concepts and Processes. In *Statistical and Thermal Physics* (pp. 32–110). Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9781400837038-003>
- Gowd, S. C., Ramakrishna, S., & Rajendran, K. (2022). Wastewater in India: An untapped and under-tapped resource for nutrient recovery towards attaining a sustainable circular economy. *Chemosphere*, 291, 132753. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132753>
- Grilla, E., Parthenidis, P., Filiou, A., Isari, E., Gkouvousis, P., Kokkinos, P., Papaioannou, D., Evgenidou, E., Lambropoulou, D. A., & Kalavrouziotis, I. K. (2024). Phytotoxicity and ecotoxicity assessment of landfill leachate treated by UV-Fenton: From lab to pilot scale. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 38, 101483. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2024.101483>
- Grönlund, S. E. (2019). Indicators and methods to assess sustainability of wastewater sludge management in the perspective of two systems ecology models. *Ecological Indicators*, 100, 45–54. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.013>
- Gupta, A., Zhao, R., Novak, J. T., & Douglas Goldsmith, C. (2014). Application of Fenton's reagent as a polishing step for removal of UV quenching organic constituents in biologically treated landfill leachates. *Chemosphere*, 105, 82–86. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.066>
- Hamilton, J. W. J., Byrne, J. A., Dunlop, P. S. M., Dionysiou, D. D., Pelaez, M., O'Shea, K., Synnott, D., & Pillai, S. C. (2014). Evaluating the Mechanism of Visible Light Activity for N,F-TiO₂ Using Photoelectrochemistry. *The Journal of*

- Physical Chemistry C*, **118**(23), 12206–12215.
<https://doi.org/10.1021/jp4120964>
- Han, M., Duan, X., Cao, G., Zhu, S., & Ho, S.-H. (2020). Graphitic nitride-catalyzed advanced oxidation processes (AOPs) for landfill leachate treatment: A mini review. *Process Safety and Environmental Protection*, **139**, 230–240.
<https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.04.046>
- Haseli, Y. (2020). Exergy. In *Entropy Analysis in Thermal Engineering Systems* (pp. 169–183). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819168-2.00011-8>
- Hassan, M., Wang, X., Wang, F., Wu, D., Hussain, A., & Xie, B. (2017). Coupling ARB-based biological and photochemical (UV/TiO₂ and UV/S₂O₈²⁻) techniques to deal with sanitary landfill leachate. *Waste Management*, **63**, 292–298. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.003>
- Hassan, M., Zhao, Y., & Xie, B. (2016). Employing TiO₂ photocatalysis to deal with landfill leachate: Current status and development. In *Chemical Engineering Journal* (Vol. 285, pp. 264–275). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.09.093>
- Hellström, D., & Kärrman, E. (1997). Exergy analysis and nutrient flows of various sewerage systems. *Water Science and Technology*, **35**(9). [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00191-1](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00191-1)
- Hong, A.-J., Lee, J., Cha, Y., & Zoh, K.-D. (2022). Propiconazole degradation and its toxicity removal during UV/H₂O₂ and UV photolysis processes. *Chemosphere*, **302**, 134876. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134876>
- Horrigan, M., & Eng, B. (2016). *The Use of Exergy Analysis to Benchmark the Resource Efficiency of Municipal Waste Water Treatment Plants in Ireland*.
- Hossain, S., Chowdhury, H., Chowdhury, T., Ahamed, J. U., Saidur, R., Sait, S. M., & Rosen, M. A. (2020). Energy, exergy and sustainability analyses of Bangladesh's power generation sector. *Energy Reports*, **6**, 868–878. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2020.04.010>
- Hu, L., Liu, Y., Zeng, G., Chen, G., Wan, J., Zeng, Y., Wang, L., Wu, H., Xu, P., Zhang, C., Cheng, M., & Hu, T. (2017). Organic matters removal from landfill leachate by immobilized Phanerochaete chrysosporium loaded with graphitic carbon nitride under visible light irradiation. *Chemosphere*, **184**, 1071–1079. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.065>
- Hu, X., Wang, X., Ban, Y., & Ren, B. (2011). A comparative study of UV–Fenton, UV–H₂O₂ and Fenton reaction treatment of landfill leachate. *Environmental Technology*, **32**(9), 945–951. <https://doi.org/10.1080/09593330.2010.521953>
- Ibagón-Gutiérrez, L. M. (2021). Exergy use review of wastewater study in Latin America. *DYNA*, **88**(216), 170–175. <https://doi.org/10.15446/DYNA.V88N216.89054>
- Inglezakis, V. J., Amzebek, A., Kuspangaliyeva, B., Sarbassov, Y., Balbayeva, G., Yerkinova, A., & Pouloupoulos, S. G. (2018). Treatment of municipal solid waste landfill leachate by use of combined biological, physical and photochemical processes. *Desalination and Water Treatment*, **112**, 218–231. <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.22252>

- Ishak, A. R., Hamid, F. S., Mohamad, S., & Tay, K. S. (2018). Stabilized landfill leachate treatment by coagulation-flocculation coupled with UV-based sulfate radical oxidation process. *Waste Management*, 76, 575–581. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.047>
- Jaafarzadeh, N., Takdastan, A., Jorfi, S., Ghanbari, F., Ahmadi, M., & Barzegar, G. (2018). The performance study on ultrasonic/ $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ for degradation of azo dye and real textile wastewater treatment. *Journal of Molecular Liquids*, 256, 462–470. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.02.047>
- Janitabar-Darzi, S. (2014). Structural and Photocatalytic Activity of Mesoporous N-Doped TiO_2 with Band-to-Band Visible Light Absorption Ability. *Particulate Science and Technology*, 32(5), 506–511. <https://doi.org/10.1080/02726351.2014.920443>
- Jiang, F., Qiu, B., & Sun, D. (2018). Advanced degradation of refractory pollutants in incineration leachate by UV/Peroxymonosulfate. *Chemical Engineering Journal*, 349, 338–346. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.05.062>
- Jiménez Cerón, Y. F., Delgado Calvache, L. I., Fernández Tulande, C., Pino Alegría, H. M., Casas Zapata, J. C., Madera Parra, C. A., Lara Borrero, J. A., Morató Farreras, J., & Rengifo Canizales, E. (2018). Tratamiento de lixiviados utilizando humedales construidos y determinación de conductividades hidráulicas en clima tropical. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 21(2), 543–552. <https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n2.2018.979>
- Jorfi, S., Barzegar, G., Ahmadi, M., Darvishi Cheshmeh Soltani, R., alah Jafarzadeh Haghighifard, N., Takdastan, A., Saeedi, R., & Abtahi, M. (2016). Enhanced coagulation-photocatalytic treatment of Acid red 73 dye and real textile wastewater using UVA/synthesized MgO nanoparticles. *Journal of Environmental Management*, 177, 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.005>
- Kamaruddin, M. A., Yusoff, M. S., Aziz, H. A., & Hung, Y.-T. (2015). Sustainable treatment of landfill leachate. *Applied Water Science*, 5(2), 113–126. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0177-7>
- Kanan, S., Moyet, M. A., Arthur, R. B., & Patterson, H. H. (2020). Recent advances on TiO_2 -based photocatalysts toward the degradation of pesticides and major organic pollutants from water bodies. *Catalysis Reviews*, 62(1), 1–65. <https://doi.org/10.1080/01614940.2019.1613323>
- Kanyatrakul, A., Prakhongsak, A., Honda, R., Phanwilai, S., Treesubsuntorn, C., & Boonnorat, J. (2020). Effect of leachate effluent from activated sludge and membrane bioreactor systems with acclimatized sludge on plant seed germination. *Science of The Total Environment*, 724, 138275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138275>
- Kattel, E., Kivi, A., Klein, K., Tenno, T., Dulova, N., & Trapido, M. (2016). Hazardous waste landfill leachate treatment by combined chemical and biological techniques. *Desalination and Water Treatment*, 57(28), 13236–13245. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1057539>
- Kawai, M., Purwanti, I. F., Nagao, N., Slamet, A., Hermana, J., & Toda, T. (2012).

- Seasonal variation in chemical properties and degradability by anaerobic digestion of landfill leachate at Benowo in Surabaya, Indonesia. *Journal of Environmental Management*, 110, 267–275. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.022>
- Khakrah, H., Shamloo, A., & Kazemzadeh Hannani, S. (2018). Exergy analysis of parabolic trough solar collectors using Al₂O₃/synthetic oil nanofluid. *Solar Energy*, 173, 1236–1247. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2018.08.064>
- Khattak, S. H., & Greenough, R. (2018). Resource accounting in factories and the energy-water nexus. *The International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, 95(1–4), 71–81. <https://doi.org/10.1007/s00170-017-1057-8>
- Khosravi, S., Panjeshahi, M. H., & Ataei, A. (2013). Application of exergy analysis for quantification and optimisation of the environmental performance in wastewater treatment plants. *International Journal of Exergy*, 12(1), 119. <https://doi.org/10.1504/IJEX.2013.052552>
- Kim, J., Park, K., Yang, D. R., & Hong, S. (2019). A comprehensive review of energy consumption of seawater reverse osmosis desalination plants. In *Applied Energy* (Vol. 254). <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113652>
- Kim, Y. D., & Lee, D.-G. (2009). Comparative study on leachate in closed landfill sites: focusing on seasonal variations. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 11(3), 174–182. <https://doi.org/10.1007/s10163-008-0246-9>
- Klauck, C. R., Giacobbo, A., Altenhofen, C. G., Silva, L. B., Meneguzzi, A., Bernardes, A. M., & Rodrigues, M. A. S. (2017). Toxicity elimination of landfill leachate by hybrid processing of advanced oxidation process and adsorption. *Environmental Technology & Innovation*, 8, 246–255. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.07.006>
- Kulandaivelu, J., Chen, Y., Choi, P. M., Li, X., Rebosura, M., Song, Y., Yuan, Z., Mueller, J. F., & Jiang, G. (2023). Fate of micropollutants in a lab-scale urban wastewater system: Impact of iron-rich drinking water treatment sludge. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 12, 100360. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100360>
- Kumar, A., Sharma, M., Thakur, P., Thakur, V. K., Rahatekar, S. S., & Kumar, R. (2020). A review on exergy analysis of solar parabolic collectors. *Solar Energy*, 197, 411–432. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2020.01.025>
- Kundu, A., Reddy, C. V., Singh, R. K., & Kalamdhad, A. S. (2023). Critical review with science mapping on the latest pre-treatment technologies of landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 336, 117727. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117727>
- Laner, D., Cencic, O., Svensson, N., & Krook, J. (2016). Quantitative Analysis of Critical Factors for the Climate Impact of Landfill Mining. *Environmental Science & Technology*, 50(13), 6882–6891. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01275>
- Lao, W., Han, Y., & You, J. (2024). Carbon footprint as an environmental indicator for wood flooring industry in China. *Case Studies in Construction Materials*, 21, e03594. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2024.e03594>
- Lebron, Y. A. R., Moreira, V. R., Brasil, Y. L., Silva, A. F. R., Santos, L. V. de S.,

- Lange, L. C., & Amaral, M. C. S. (2021). A survey on experiences in leachate treatment: Common practices, differences worldwide and future perspectives. *Journal of Environmental Management*, 288, 112475. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112475>
- Lee, S., Esfahani, I. J., Ifaei, P., Moya, W., & Yoo, C. (2017). Thermo-environmental modeling and optimization of an integrated wastewater treatment plant with a combined heat and power generation system. *Energy Conversion and Management*, 142, 385–401. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2017.03.060>
- Leigh, D. (2009). SWOT Analysis. In *Handbook of Improving Performance in the Workplace: Volumes 1-3* (pp. 115–140). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470592663.ch24>
- Li, Q., Cui, H., Li, Y., Song, X., Liu, W., Wang, Y., Hou, H., Zhang, H., Li, Y., Wang, F., Song, J., Ye, H., Song, S., Che, T., Shao, S., Kong, D., & Liang, B. (2023). Challenges and engineering application of landfill leachate concentrate treatment. *Environmental Research*, 231, 116028. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116028>
- Li, S., Yang, Y., Zheng, H., Zheng, Y., Jing, T., Ma, J., Nan, J., Leong, Y. K., & Chang, J.-S. (2022). Advanced oxidation process based on hydroxyl and sulfate radicals to degrade refractory organic pollutants in landfill leachate. *Chemosphere*, 297, 134214. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134214>
- Li, Yanan, Zhao, Q., Liu, T., Yin, K., Dai, Y., Zhu, Z., Cui, P., Wang, Y., & Zhong, L. (2022). Economic, environmental, and exergy analysis of an efficient separation process for recovering low-carbon alcohol from wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 365, 132733. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132733>
- Li, Yang, Yi, Q., Wang, D., Wu, Z., & Wang, Z. (2022). Efficient treatment of landfill leachate using an electrochemical ceramic membrane filtration system: Chlorine-mediated oxidation. *Chemical Engineering Journal*, 450, 138102. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.138102>
- Lima, J. de F., Santos, E. V. M. dos, Silva Filho, H. A., Sousa, J. T. de, & Van Haandel, A. C. (2014). AVALIAÇÃO DA SEDIMENTABILIDADE DE BIOMASSA GRANULAR E FLOCULENTA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO. *HOLOS*, 3, 319–331. <https://doi.org/10.15628/holos.2014.1916>
- Lin, H., Liu, J., Ifseisi, A. A., & Taghavi, M. (2023). A novel bio-waste-driven multigeneration cycle integrated with a solar thermal field and atmospheric water harvesting cycle: An effort to mitigate the environmental impacts of the wastewater treatment plants. *Process Safety and Environmental Protection*, 180, 386–403. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.09.066>
- Lin, Z., Dong, C., Mu, W., & Han, X. (2023). Degradation of Rhodamine B in the photocatalytic reactor containing TiO₂ nanotube arrays coupled with nanobubbles. *Advanced Sensor and Energy Materials*, 2(2), 100054. <https://doi.org/10.1016/j.asems.2023.100054>
- Liu, J., Wei, Z., Xu, S., & Tian, H. (2023). A novel enhanced bio-ecological combined reactor for rural wastewater treatment: Operational performance and microbial

- communities. *Biochemical Engineering Journal*, 198, 108991. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2023.108991>
- Liu, Y., Zhang, J., Yang, S., & Yang, H. (2023). Biodegradation and removal of heavy oil using *Pseudomonas* sp. and *Bacillus* spp. isolated from oily sludge and wastewater in Xinjiang Oilfield, China. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(3), 110123. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110123>
- Liu, Z., Liu, R., & Nie, F. (2017). MFPAC coagulation and aged refuse adsorption pretreatment of landfill leachate. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 11(1), 393–400. <https://doi.org/10.12030/j.cjee.201509024>
- Louvet, J.-N., Attik, G., Dumas, D., Potier, O., & Pons, M.-N. (2011). Simultaneous Gram and viability staining on activated sludge exposed to erythromycin: 3D CLSM time-lapse imaging of bacterial disintegration. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 214(6), 470–477. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.02.001>
- Lozano García, A. I., Uche, J., & Martínez, A. (2011). *Septiembre 2.011 Proyecto Final Master Energías Renovables y Eficiencia Energética*. Universidad de Zaragoza.
- 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. In *Science of the Total Environment* (Vol. 703, p. 135468). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>
- Ma, J., Wang, Z., Zou, X., Feng, J., & Wu, Z. (2013). Microbial communities in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for municipal wastewater treatment: Comparison of bulk sludge and cake layer. *Process Biochemistry*, 48(3), 510–516. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.02.003>
- Maiti, S. K., De, S., Hazra, T., Debsarkar, A., & Dutta, A. (2016). Characterization of Leachate and Its Impact on Surface and Groundwater Quality of a Closed Dumpsite – A Case Study at Dhapa, Kolkata, India. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 391–399. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.019>
- Malato, S., Fernández-Ibáñez, P., Maldonado, M. I., Blanco, J., & Gernjak, W. (2009). Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends. *Catalysis Today*, 147(1), 1–59. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2009.06.018>
- Malato, S., Blanco, J., Cáceres, J., Fernández-Alba, A. ., Agüera, A., & Rodríguez, A. (2002). Photocatalytic treatment of water-soluble pesticides by photo-Fenton and TiO₂ using solar energy. *Catalysis Today*, 76(2–4), 209–220. [https://doi.org/10.1016/S0920-5861\(02\)00220-1](https://doi.org/10.1016/S0920-5861(02)00220-1)
- Malato, Sixto, Maldonado, M. I., Fernández-Ibáñez, P., Oller, I., Polo, I., & Sánchez-Moreno, R. (2016). Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: The pilot plants of the Plataforma Solar de Almeria. *Materials Science in Semiconductor Processing*, 42, 15–23. <https://doi.org/10.1016/j.mssp.2015.07.017>
- Malboosi, S., Hashemian, S. M., & Chahartaghi, M. (2021). Exergy analysis in the processes of municipal wastewater treatment plants. *Energy Sources, Part A:*

- Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 1–23.
<https://doi.org/10.1080/15567036.2021.1956646>
- Marcelino, R. B. P., Queiroz, M. T. A., Amorim, C. C., Leão, M. M. D., & Brites-Nóbrega, F. F. (2015). Solar energy for wastewater treatment: review of international technologies and their applicability in Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(2), 762–773. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3033-2>
- Martínez, A., & Uche, J. (2010). Chemical exergy assessment of organic matter in a water flow. *Energy*, 35(1), 77–84.
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2009.08.032>
- Martínez, A., Uche, J., Rubio, C., & Carrasquer, B. (2010). Exergy cost of water supply and water treatment technologies. *Desalination and Water Treatment*, 24(1–3), 123–131. <https://doi.org/10.5004/dwt.2010.1368>
- Martínez Silva, P., & Nanny, M. A. (2020). Impact of Microplastic Fibers from the Degradation of Nonwoven Synthetic Textiles to the Magdalena River Water Column and River Sediments by the City of Neiva, Huila (Colombia). *Water*, 12(4), 1210. <https://doi.org/10.3390/w12041210>
- Mayer, F., Bhandari, R., Gäth, S. A., Himanshu, H., & Stobernack, N. (2020). Economic and environmental life cycle assessment of organic waste treatment by means of incineration and biogasification. Is source segregation of biowaste justified in Germany? *Science of The Total Environment*, 721, 137731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137731>
- Mendoza-Zapata, L., Maturana-Córdoba, A., Mejía-Marchena, R., Cala, A., Soto-Verjel, J., & Villamizar, S. (2023). Unlocking synergies between seawater desalination and saline gradient energy: Assessing the environmental and economic benefits for dual water and energy production. *Applied Energy*, 351, 121876. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2023.121876>
- Meza, R. A., Monroy, A. F., Mercado, M., Raúl, J., Poutou, A., Rodríguez, P., Aura, J., & Pedroza, M. (2004). STUDY OF THE STABILITY IN REAL TIME OF CRYOPRESERVED STRAIN BANKS. *Universitas Scientiarum*.
- Miao, L., Yang, G., Tao, T., & Peng, Y. (2019). Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments – A review. *Journal of Environmental Management*, 235, 178–185.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.057>
- Mishra, S., Tiwary, D., Ohri, A., & Agnihotri, A. K. (2019). Impact of Municipal Solid Waste Landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India. *Groundwater for Sustainable Development*, 9, 100230.
<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100230>
- Mohajeri, S., Hamidi, A. A., Isa, M. H., & Zahed, M. A. (2019). Landfill leachate treatment through electro-fenton oxidation. *Pollution*, 5(1), 199–209.
<https://doi.org/10.22059/poll.2018.249210.364>
- Mohan Reddy, K., & Devaraju, J. (2019). Kinetics of Photo Fenton Process and Ag-TiO₂ Photocatalyst under UV-light. *Materials Today: Proceedings*, 17, 235–238.
<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.06.424>

- Mohan, S., Mamane, H., Avisar, D., Gozlan, I., Kaplan, A., & Dayalan, G. (2019). Treatment of Diethyl Phthalate Leached from Plastic Products in Municipal Solid Waste Using an Ozone-Based Advanced Oxidation Process. *Materials*, 12(24), 4119. <https://doi.org/10.3390/ma12244119>
- Molleda, A., López, A., Cuartas, M., & Lobo, A. (2020). Release of pollutants in MBT landfills: Laboratory versus field. *Chemosphere*, 249, 126145. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126145>
- Mora, C. B. H., & De Oliveira Jr, S. (2006). ENVIRONMENTAL EXERGY ANALYSIS OF WASTEWATER TREATMENT PLANTS. *Revista de Engenharia Térmica*, 5(2), 24. <https://doi.org/10.5380/reterm.v5i2.61848>
- Moradian, F., Ramavandi, B., Jaafarzadeh, N., & Kouhgardi, E. (2020). Effective treatment of high-salinity landfill leachate using ultraviolet/ultrasonication/peroxymonosulfate system. *Waste Management*, 118, 591–599. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.018>
- Moran, M. J., Shapiro, H. N., Boettner, D. D., & Bailey, M. B. (2004). CHAPTER 7: EXERGY ANALYSIS. In *FUNDAMENTALS OF ENGINEERING THERMODYNAMICS* (2 Edition, pp. 309–360).
- Müller, G. T., Giacobbo, A., dos Santos Chiaramonte, E. A., Rodrigues, M. A. S., Meneguzzi, A., & Bernardes, A. M. (2015). The effect of sanitary landfill leachate aging on the biological treatment and assessment of photoelectrooxidation as a pre-treatment process. *Waste Management*, 36, 177–183. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.024>
- Najid, N., Fellaou, S., Kouzbou, S., Gourich, B., & Ruiz-García, A. (2021). Energy and environmental issues of seawater reverse osmosis desalination considering boron rejection: A comprehensive review and a case study of exergy analysis. *Process Safety and Environmental Protection*, 156, 373–390. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.10.014>
- Nguyen, M. T., Ziernski, M., & Vink, S. (2014). Application of an exergy approach to understand energy demand of mine water management options. *Journal of Cleaner Production*, 84, 639–648. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.004>
- Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L. P., & Hernández-Padilla, F. (2012). Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 40(9), 926–932. <https://doi.org/10.1002/clen.201100707>
- OCDE (Organización para la cooperación y el desarrollo económico). (1992). *Ensayo de Biodegradabilidad Inherente: OECD302 Zahn-Wellens / Método EMPA*.
- Ojeda, K. A., Sánchez-Tuirán, E., Gonzalez-Diaz, J., Gomez-Ochoa, M., & Kafarov, V. (2020). Exergy analysis applied to microalgae-based processes and products. In *Handbook of Microalgae-Based Processes and Products* (pp. 841–859). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818536-0.00031-2>
- Oller, I., Malato, S., & Sánchez-Pérez, J. A. (2011a). *Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination-A review*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.061>

- Oller, I., Malato, S., & Sánchez-Pérez, J. A. (2011b). Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination—A review. *Science of The Total Environment*, 409(20), 4141–4166. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.061>
- Oloibiri, V., Ufomba, I., Chys, M., Audenaert, W. T. M., Demeestere, K., & Van Hulle, S. W. H. (2015). A comparative study on the efficiency of ozonation and coagulation–flocculation as pretreatment to activated carbon adsorption of biologically stabilized landfill leachate. *Waste Management*, 43, 335–342. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.014>
- Oulego, P., Collado, S., Laca, A., & Díaz, M. (2016). Impact of leachate composition on the advanced oxidation treatment. *Water Research*, 88, 389–402. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.09.048>
- Ozcan, H. G., Hepbasli, A., Abusoglu, A., & Anvari-Moghaddam, A. (2023). Energy, exergy, economic, environmental and sustainability (4ES) analyses of a wastewater source heat pump system for district heating applications based on real operational data. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 56, 103077. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2023.103077>
- ÖZDEMİR, A., & GENÇ, G. (2022). A comprehensive comparative energy and exergy analysis in solar based hydrogen production systems. *International Journal of Hydrogen Energy*, 47(24), 12189–12203. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.07.055>
- Panjeshahi, M. H., Khosravi, S., Ataei, A., Khosravi, S., Panjeshahi, M. H., & Ataei, A. (2013). Application of Exergy Analysis for Quantification of the Environmental Performance in Wastewater Treatment Plant Hydrothermal conversion of different agricultural wastes View project Application of exergy analysis for quantification and optimisation of the environmental performance in wastewater treatment plants. In *Int. J. Exergy* (Vol. 12, Issue 1). <https://www.researchgate.net/publication/248394615>
- Panwar, N. L., Kaushik, S. C., & Kothari, S. (2012). A review on energy and exergy analysis of solar drying systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(5), 2812–2819. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.053>
- Parangi, T., & Mishra, M. K. (2019). Titania Nanoparticles as Modified Photocatalysts: A Review on Design and Development. *Comments on Inorganic Chemistry*, 39(2), 90–126. <https://doi.org/10.1080/02603594.2019.1592751>
- Park, Y.-K., Ha, H.-H., Yu, Y. H., Kim, B.-J., Bang, H.-J., Lee, H., & Jung, S.-C. (2020). The photocatalytic destruction of cimetidine using microwave-assisted TiO₂ photocatalysts hybrid system. *Journal of Hazardous Materials*, 391, 122568. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122568>
- Parvin, F., & Tareq, S. M. (2021). Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: a systematic review and possible public health risks assessment. *Applied Water Science*, 11(6), 100. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01431-3>
- Pastore, C., Barca, E., Del Moro, G., Di Iaconi, C., Loos, M., Singer, H. P., & Mascolo, G. (2018). Comparison of different types of landfill leachate treatments by

- employment of nontarget screening to identify residual refractory organics and principal component analysis. *Science of the Total Environment*, 635, 984–994. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.135>
- Patel, D., Mudgal, A., Patel, V., Patel, J., Park, K., Davies, P., & Alegre, R. R. (2023). Energy, exergy, economic and environment analysis of standalone forward osmosis (FO) system for domestic wastewater treatment. *Desalination*, 567, 116995. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2023.116995>
- Paula Floriano Santos, A., Gozzi, F., Evaristo de Carvalho, A., Roberta Ferreira de Oliveira, K., Rodrigues Lima Caires, A., Pereira Cavalcante, R., Fabbro Cunha, R., Antônio da Silva, D., Roberto Vieira Guelfi, D., de Melo da Silva, L., Ferreira da Silva, T., Antonio Casagrande, G., César de Oliveira, S., & Machulek Junior, A. (2022). Leachate degradation using solar photo-fenton like process: Influence of coagulation-flocculation as a pre-treatment step. *Separation and Purification Technology*, 289, 120712. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.120712>
- Pawlowski, L. (1994). Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th edition. *Science of The Total Environment*, 142(3), 227–228. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90332-8](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90332-8)
- Paździor, K., Bilińska, L., & Ledakowicz, S. (2019). A review of the existing and emerging technologies in the combination of AOPs and biological processes in industrial textile wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 376, 120597. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.057>
- Pérez, J., de Andrés, J. M., Lumbreras, J., & Rodríguez, E. (2018). Evaluating carbon footprint of municipal solid waste treatment: Methodological proposal and application to a case study. *Journal of Cleaner Production*, 205, 419–431. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.103>
- Pinedo Canta, J. J., Rojas Alava, F., Guerrero Escobedo, A. E., Azabache Liza, Y. F., Rodriguez Espinoza, R. F., & Ramirez Chujutalli, M. (2023). Water retentivity and environmental impact assessment in the headwaters of the Chambira micro-watershed, San Martin region. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100375. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100375>
- Poblete, R., Prieto-Rodríguez, L., Oller, I., Maldonado, M. I., Malato, S., Otal, E., Vilches, L. F., & Fernández-Pereira, C. (2012). Solar photocatalytic treatment of landfill leachate using a solid mineral by-product as a catalyst. *Chemosphere*, 88(9), 1090–1096. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.04.044>
- Ponce-Robles, L., Oller, I., Polo-López, M. I., Rivas-Ibáñez, G., & Malato, S. (2019). Microbiological evaluation of combined advanced chemical-biological oxidation technologies for the treatment of cork boiling wastewater. *Science of The Total Environment*, 687, 567–576. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.335>
- Qi, X., Chen, Y., Zhao, J., Su, D., Liu, F., Lu, L., Jin, H., & Guo, L. (2023). Thermodynamic and environmental assessment of black liquor supercritical water gasification integrated online salt recovery polygeneration system. *Energy*, 278, 127835. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2023.127835>

- Quinchuela, L., Díaz-López, J. A., & Nieto-Márquez, A. (2024). Exergy analysis of process configurations for phenol recovery from wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(6), 114320. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.114320>
- Radhi, R. M., Mohammed, H. N., & Basem, A. (2024). Power plant systems performance assessment with applications of combined pinch and exergy analysis. *Journal of Engineering Research*. <https://doi.org/10.1016/j.jer.2024.05.006>
- Rai, S., Gurung, A., Bhakta Sharma, H., Prakash Ranjan, V., & Ravi Sankar Cheela, V. (2024). Sustainable solid waste management challenges in hill cities of developing Countries: Insights from eastern Himalayan smart cities of Sikkim, India. *Waste Management Bulletin*, 2(2), 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2024.02.009>
- Raji, W. O., & Adeoye, T. O. (2017). Geophysical mapping of contaminant leachate around a reclaimed open dumpsite. *Journal of King Saud University - Science*, 29(3), 348–359. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2016.09.005>
- Ramli, S. F., & Abdul Aziz, H. (2015). Use of Ferric Chloride and Chitosan as Coagulant to Remove Turbidity and Color from Landfill Leachate. *Applied Mechanics and Materials*, 773–774, 1163–1167. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.773-774.1163>
- Rawindran, H., Khoo, K. S., Ethiraj, B., Lim, J. W., Liew, C. S., Goh, P. S., Raksasat, R., Leong, W. H., Rajarathinam, R., Ng, H.-S., Tong, W.-Y., & Alam, M. M. (2024). Environmental impact assessment via life cycle analysis on ultrafiltration membrane fabricated from polyethylene terephthalate waste to treat microalgal cultivation wastewater for reusability. *Environmental Research*, 251, 118687. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118687>
- Rebolledo, L. P., Arana, V. A., Trilleras, J., Barros, G. E., González-Solano, A. J., & Maury-Ardila, H. (2019). Efficiency of Combined Processes Coagulation/Solar Photo Fenton in the Treatment of Landfill Leachate. *Water*, 11(7), 1351. <https://doi.org/10.3390/w11071351>
- Ren, X., Xu, X., Xiao, Y., Chen, W., & Song, K. (2019). Effective removal by coagulation of contaminants in concentrated leachate from municipal solid waste incineration power plants. *Science of The Total Environment*, 685, 392–400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.392>
- Rengifo-Herrera, J. A., & Pulgarin, C. (2023). Why five decades of massive research on heterogeneous photocatalysis, especially on TiO₂, has not yet driven to water disinfection and detoxification applications? Critical review of drawbacks and challenges. *Chemical Engineering Journal*, 477, 146875. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.146875>
- Rivero, M. J., Ribao, P., Gomez-Ruiz, B., Urtiaga, A., & Ortiz, I. (2020). Comparative performance of TiO₂-rGO photocatalyst in the degradation of dichloroacetic and perfluorooctanoic acids. *Separation and Purification Technology*, 240, 116637. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.116637>
- Rodrigues, C. S. D., Madeira, L. M., & Boaventura, R. A. R. (2014). Synthetic textile

- dyeing wastewater treatment by integration of advanced oxidation and biological processes – Performance analysis with costs reduction. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(2), 1027–1039. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.03.019>
- Rodríguez-Merchan, V., Ulloa-Tesser, C., Baeza, C., & Casas-Ledón, Y. (2021). Evaluation of the Water–Energy nexus in the treatment of urban drinking water in Chile through exergy and environmental indicators. *Journal of Cleaner Production*, 317, 128494. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128494>
- Rosen, M., & Darabi, M. (2012). *Environment, ecology, and exergy: enhanced approaches to environmental and ecological management* (Environmen). Nova Science Publishers, Inc. http://biblioteca.izt.uam.mx/vufind/Record/EBSCO_ocn852898455/Description?sid=30344066
- Różycki, S., & Banaś, M. (2018). Exergy analysis of cavitation pretreatment of sludge. *E3S Web of Conferences*, 49, 00089. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184900089>
- Ruggerio, C. A. (2021). Sustainability and sustainable development: A review of principles and definitions. *Science of The Total Environment*, 786, 147481. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147481>
- Ruíz-Delgado, A., Ponce-Robles, L., Salmerón, I., Oller, I., Polo-López, M. I., & Malato, S. (2022). Advanced microbiological tools for tracking complex wastewater treatment efficiency through the combination of physicochemical and biological technologies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108651. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108651>
- Sabet, H., Moghaddam, S. S., & Ehteshami, M. (2023). A comparative life cycle assessment (LCA) analysis of innovative methods employing cutting-edge technology to improve sludge reduction directly in wastewater handling units. *Journal of Water Process Engineering*, 51, 103354. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103354>
- Sackey, L. N. A., Kočí, V., & van Gestel, C. A. M. (2020). Ecotoxicological effects on Lemna minor and Daphnia magna of leachates from differently aged landfills of Ghana. *Science of The Total Environment*, 698, 134295. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134295>
- Sahoo, C., Gupta, A. K., & Pillai, I. M. S. (2012). Heterogeneous photocatalysis of real textile wastewater: Evaluation of reaction kinetics and characterization. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47(13), 2109–2119. <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.695996>
- Saidur, R., BoroumandJazi, G., Mekhlif, S., & Jameel, M. (2012). Exergy analysis of solar energy applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 350–356. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.162>
- Sala Lizarraga, J. M. P., & Picallo-Perez, A. (2020). Quality of energy and exergy. In *Exergy Analysis and Thermoeconomics of Buildings* (pp. 67–182). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817611-5.00002-3>
- Saleem, M., Spagni, A., Alibardi, L., Bertucco, A., & Lavagnolo, M. C. (2018).

- Assessment of dynamic membrane filtration for biological treatment of old landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 213, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.057>
- Samadi, S., Khalili, E., & Allahgholi Ghasri, M. R. (2019). Degradation of Methyl Red under Visible Light Using N,F-TiO₂/SiO₂/rGO Nanocomposite. *Journal of Electronic Materials*, 48(12), 7836–7845. <https://doi.org/10.1007/s11664-019-07585-w>
- Sansaniwal, S. K., Sharma, V., & Mathur, J. (2018). Energy and exergy analyses of various typical solar energy applications: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 1576–1601. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.07.003>
- Sasani Gargari, L., Joda, F., Ameri, M., & Nami, H. (2024). Optimization and exergoeconomic analyses of water-energy-carbon nexus in steel production: Integrating solar-biogas energy, wastewater treatment, and carbon capture. *International Journal of Hydrogen Energy*, 86, 275–292. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2024.08.290>
- Sato, N. (2004). *Chemical Energy and Exergy: An Introduction to Chemical Thermodynamics for Engineers*. Elsevier Science & Technology Books.
- Sauve, G., & Van Acker, K. (2020). The environmental impacts of municipal solid waste landfills in Europe: A life cycle assessment of proper reference cases to support decision making. *Journal of Environmental Management*, 261, 110216. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110216>
- Saxena, V., Kumar Padhi, S., Kumar Dikshit, P., & Pattanaik, L. (2022). Recent developments in landfill leachate treatment: Aerobic granular reactor and its future prospects. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 18, 100689. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100689>
- Seckin, C., & Bayulken, A. R. (2013). Extended Exergy Accounting (EEA) analysis of municipal wastewater treatment – Determination of environmental remediation cost for municipal wastewater. *Applied Energy*, 110, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.04.042>
- Seibert, D., Henrique Borba, F., Bueno, F., Inticher, J. J., Módenes, A. N., Espinoza-Quiñones, F. R., & Bergamasco, R. (2019). Two-stage integrated system photo-electro-Fenton and biological oxidation process assessment of sanitary landfill leachate treatment: An intermediate products study. *Chemical Engineering Journal*, 372, 471–482. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.04.162>
- Shafieian, A., Khiadani, M., & Azhar, M. R. (2020). A solar membrane-based wastewater treatment system for high-quality water production. *Energy*, 206, 118233. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.118233>
- Shao, L., & Chen, G. Q. (2015). Exergy based renewability assessment: Case study to ecological wastewater treatment. *Ecological Indicators*, 58, 392–401. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.010>
- Siddiqua, A., Hahladakis, J. N., & Al-Attiya, W. A. K. A. (2022). An overview of the environmental pollution and health effects associated with waste landfilling and open dumping. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(39), 58514–

58536. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21578-z>
- Silva, A. M. T., Nouli, E., Xekoukoulotakis, N. P., & Mantzavinos, D. (2007). Effect of key operating parameters on phenols degradation during H₂O₂-assisted TiO₂ photocatalytic treatment of simulated and actual olive mill wastewaters. *Applied Catalysis B: Environmental*, 73(1–2), 11–22. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2006.12.007>
- Silva, T. F. C. V., Soares, P. A., Manenti, D. R., Fonseca, A., Saraiva, I., Boaventura, R. A. R., & Vilar, V. J. P. (2017). An innovative multistage treatment system for sanitary landfill leachate depuration: Studies at pilot-scale. *Science of The Total Environment*, 576, 99–117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.058>
- Silva, V. M., Gomes Júnior, O., Silva, J. O., Nossol, A. B. S., Sousa, R. M. F., Machado, A. E. H., & Trovó, A. G. (2017). Strategy for Treating a Landfill Leachate by Integration of Physico-Chemical and Photo-Fenton Processes. *Journal of the Brazilian Chemical Society*. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20170002>
- Singa, P. K., Isa, M. H., Sivaprakash, B., Ho, Y.-C., Lim, J.-W., & Rajamohan, N. (2023). PAHs remediation from hazardous waste landfill leachate using fenton, photo – fenton and electro - fenton oxidation processes – performance evaluation under optimized conditions using RSM and ANN. *Environmental Research*, 231, 116191. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116191>
- Sinha, S., Roy, D., Neogi, S., & De, S. (2018). Application of advanced oxidation process for the treatment of hydrofracked water. *Environmental Division 2018 - Core Programming Area at the 2018 AIChE Annual Meeting*, 24–26.
- Siracusa, G., & La Rosa, A. D. (2006). Design of a constructed wetland for wastewater treatment in a Sicilian town and environmental evaluation using the emergy analysis. *Ecological Modelling*, 197(3–4), 490–497. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.03.019>
- Smith, A. C., & Hussey, M. A. (2005). Gram Stain Protocols. *American Society for Microbiology*. www.asmscience.org
- Snell, T., & Cowell, R. (2006). Scoping in environmental impact assessment: Balancing precaution and efficiency? *Environmental Impact Assessment Review*, 26(4), 359–376. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.06.003>
- Souza, R. P., Ambrosio, E., Souza, M. T. F., Freitas, T. K. F. S., Ferrari-Lima, A. M., & Garcia, J. C. (2017). Solar photocatalytic degradation of textile effluent with TiO₂, ZnO, and Nb₂O₅ catalysts: assessment of photocatalytic activity and mineralization. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(14), 12691–12699. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8408-8>
- Spasiano, D., Marotta, R., Malato, S., Fernandez-Ibañez, P., & Di Somma, I. (2015). Solar photocatalysis: Materials, reactors, some commercial, and pre-industrialized applications. A comprehensive approach. In *Applied Catalysis B: Environmental* (Vols. 170–171, pp. 90–123). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2014.12.050>
- Starling, M. C. V. M., Castro, L. A. S., Marcelino, R. B. P., Leão, M. M. D., & Amorim, C. C. (2017). Optimized treatment conditions for textile wastewater reuse using photocatalytic processes under UV and visible light sources. *Environmental*

- Science and Pollution Research*, 24(7), 6222–6232.
<https://doi.org/10.1007/s11356-016-6157-8>
- Sulistyowati, L., Nurhasanah, Riani, E., & Cordova, M. R. (2022). The occurrence and abundance of microplastics in surface water of the midstream and downstream of the Cisadane River, Indonesia. *Chemosphere*, 291, 133071. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133071>
- Swar, S. S., Boonnorat, J., & Ghimire, A. (2023). Algae-based treatment of a landfill leachate pretreated by coagulation-flocculation. *Journal of Environmental Management*, 342, 118223. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118223>
- Szargut, J. (1989). Chemical exergies of the elements. *Applied Energy*, 32(4), 269–286. [https://doi.org/10.1016/0306-2619\(89\)90016-0](https://doi.org/10.1016/0306-2619(89)90016-0)
- Taheri, K., Gadow, R., & Killinger, A. (2014). Exergy Analysis as a Developed Concept of Energy Efficiency Optimized Processes: The Case of Thermal Spray Processes. *Procedia CIRP*, 17, 511–516. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2014.01.060>
- Tai, S., Matsushige, K., & Goda, T. (1986). Chemical exergy of organic matter in wastewater. *International Journal of Environmental Studies*, 27(3–4), 301–315. <https://doi.org/10.1080/00207238608710299>
- Téllez-Pérez, S. K., Wyffels, S., KleinJan, H., Meunier, C., & Gerards, R. (2021). Advanced nitrogen removal from anaerobically pre-treated potato wastewater via partial nitrification-anammox in a continuous fed SBR. *Chemosphere*, 280, 130716. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130716>
- Terzi, R. (2018). Application of Exergy Analysis to Energy Systems. In *Application of Exergy*. InTech. <https://doi.org/10.5772/intechopen.74433>
- Thomas, B. D., Uludag-Demirer, S., Frost, H., Liu, Y., Dusenbury, J. S., & Liao, W. (2022). Decentralized high-strength wastewater treatment using a compact aerobic baffled bioreactor. *Journal of Environmental Management*, 305, 114281. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114281>
- Tobajas, M., Verdugo, V., Polo, A. M., Rodriguez, J. J., & Mohedano, A. F. (2016). Assessment of toxicity and biodegradability on activated sludge of priority and emerging pollutants. *Environmental Technology*, 37(6), 713–721. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1079264>
- Toro Calderón, J., & Martínez Prada, R. (2013). Métodos de Evaluación de Impacto Ambiental en Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 4(2), 43. <https://doi.org/10.22490/21456453.990>
- Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I., Tolkou, A., & Airoidi, M. (2016). Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review. *Sustainability*, 9(1), 9. <https://doi.org/10.3390/su9010009>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.01.036>
- Tsarpali, V., Kamilari, M., & Dailianis, S. (2012). Seasonal alterations of landfill leachate composition and toxic potency in semi-arid regions. *Journal of*

- Hazardous Materials*, 233–234, 163–171.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.007>
- Tsega, M., & Dejene, F. B. (2017). Influence of acidic pH on the formulation of TiO₂ nanocrystalline powders with enhanced photoluminescence property. *Heliyon*, 3(2), e00246. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2017.e00246>
- Tumen Ozdil, N. F., & Tantekekin, A. (2016). Exergy and exergoeconomic assessments of an electricity production system in a running wastewater treatment plant. *Renewable Energy*, 97, 390–398.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.05.039>
- Vahabian, M., Hassanzadeh, Y., & Marofi, S. (2019). Assessment of landfill leachate in semi-arid climate and its impact on the groundwater quality case study: Hamedan, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(2), 1–19.
<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7215-8>
- Vakalis, S., Moustakas, K., Malamis, D., Sotiropoulos, A., & Malamis, S. (2017). Assessing the removal of heavy metals in industrial wastewater by means of chemical exergy. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 91, 146–151.
<https://doi.org/10.5004/dwt.2017.20588>
- Valero, Alicia, Valero, A., & Stanek, W. (2018). Assessing the exergy degradation of the natural capital: From Szargut's updated reference environment to the new thermoecological-cost methodology. *Energy*, 163, 1140–1149.
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.08.091>
- Valero, Antonio, Uche, J., Valero, A., & Martínez, A. (2009). Physical Hydronomics: Application of the exergy analysis to the assessment of environmental costs of water bodies. The case of the inland basins of Catalonia. *Energy*, 34(12), 2101–2107. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.08.020>
- Valizadeh, M., Sarhaddi, F., & Mahdavi Adeli, M. (2019). Exergy performance assessment of a linear parabolic trough photovoltaic thermal collector. *Renewable Energy*, 138, 1028–1041.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.02.039>
- Van den Broeck, R. M. R., Van Impe, J. F. M., & Smets, I. Y. M. (2009). Assessment of activated sludge stability in lab-scale experiments. *Journal of Biotechnology*, 141(3–4), 147–154. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2009.02.019>
- Vassallo, P., Paoli, C., & Fabiano, M. (2009). Emergy required for the complete treatment of municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 35(5), 687–694.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.11.002>
- Venkatesh, S., Quaff, A. R., Pandey, N. D., & Venkatesh, K. (2015). Impact of Ozonation on Decolorization and Mineralization of Azo Dyes: Biodegradability Enhancement, By-Products Formation, Required Energy and Cost. *Ozone: Science & Engineering*, 37(5), 420–430.
<https://doi.org/10.1080/01919512.2015.1027810>
- Vilar, V. J. P., Silva, T. F. C. V., Santos, M. A. N., Fonseca, A., Saraiva, I., & Boaventura, R. A. R. (2012). Evaluation of solar photo-Fenton parameters on the pre-oxidation of leachates from a sanitary landfill. *Solar Energy*, 86(11), 3301–3315. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2012.08.014>

- Villacreses, G., Salinas, S. S., Ortiz, W. D., Villacís, S., Martínez-Gómez, J., & Narváez C., R. A. (2017). Environmental Impact Assessment of Internal Combustion and Electric Engines for Maritime Transport. *Environmental Processes*, 4(4), 907–922. <https://doi.org/10.1007/s40710-017-0270-7>
- Villamizar, S., Maturana Cordoba, A., Pacheco Bustos, C. A., & Soto-verjel, J. (2022). Scoping acoplado a la metodología de Conesa para la evaluación ambiental de un sistema avanzado de descontaminación de lixiviado de relleno sanitario. *INGENIERÍA Y COMPETITIVIDAD*, 24(02), 25. <https://doi.org/10.25100/iyv.v0i00.11359>
- Villamizar, W. (2016). *Plan de Desarrollo para Norte de "Un Norte Productivo Para Todos" Documento presentado para estudio y aprobación ante la Honorable Asamblea.*
- Wall, G., & Gong, M. (2001). On exergy and sustainable development—Part 1: Conditions and concepts. *Exergy, An International Journal*, 1(3), 128–145. [https://doi.org/10.1016/S1164-0235\(01\)00020-6](https://doi.org/10.1016/S1164-0235(01)00020-6)
- Wang, J., Chen, Y., Lior, N., & Li, W. (2019). Energy, exergy and environmental analysis of a hybrid combined cooling heating and power system integrated with compound parabolic concentrated-photovoltaic thermal solar collectors. *Energy*, 185, 463–476. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.07.027>
- Wang, L., Zhang, Y., & Qian, J. (2021). Graphene aerogel-based catalysts in Fenton-like reactions for water decontamination: a short review. *Chemical Engineering Journal Advances*, 8, 100171. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.100171>
- Wang, Y., Li, N., Fu, Q., Cheng, Z., Song, Y., Yan, B., Chen, G., Hou, L., & Wang, S. (2023). Conversion and impact of dissolved organic matters in a heterogeneous catalytic peroxymonosulfate system for pollutant degradation. *Water Research*, 241, 120166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120166>
- Wang, Z., Peng, Y., Miao, L., Cao, T., Zhang, F., Wang, S., & Han, J. (2016). Continuous-flow combined process of nitritation and ANAMMOX for treatment of landfill leachate. *Bioresource Technology*, 214, 514–519. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.118>
- Welter, J. B., Soares, E. V., Rotta, E. H., & Seibert, D. (2018). Bioassays and Zahn-Wellens test assessment on landfill leachate treated by photo-Fenton process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), 1390–1395. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.059>
- Wood, G., Glasson, J., & Becker, J. (2006). EIA scoping in England and Wales: Practitioner approaches, perspectives and constraints. *Environmental Impact Assessment Review*, 26(3), 221–241. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.02.001>
- Wu, C., Chen, W., Gu, Z., & Li, Q. (2021). A review of the characteristics of Fenton and ozonation systems in landfill leachate treatment. *Science of The Total Environment*, 762, 143131. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143131>
- Xiangwei, Y., Graells, M., Miralles-Cuevas, S., Cabrera-Reina, A., & Pérez-Moya, M. (2021). An improved hybrid strategy for online dosage of hydrogen peroxide in photo-Fenton processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(3),

105235. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105235>
- Xu, Jianwei, Liang, Y., Luo, X., Chen, J., Yang, Z., & Chen, Y. (2024). Energy and exergy analysis of a novel solar-powered passive multi-stage osmosis desalination system for sustainable water production. *Energy Conversion and Management*, 321, 119099. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2024.119099>
- Xu, Jing, Long, Y., Shen, D., Feng, H., & Chen, T. (2017). Optimization of Fenton treatment process for degradation of refractory organics in pre-coagulated leachate membrane concentrates. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 674–680. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.10.031>
- Yaghmaien, K., Hadei, M., Hopke, P., Gharibzadeh, S., Kermani, M., Yarahmadi, M., Emam, B., & Shahsavani, A. (2019). Comparative health risk assessment of BTEX exposures from landfills, composting units, and leachate treatment plants. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 12(4), 443–451. <https://doi.org/10.1007/s11869-019-00669-w>
- Yang, J., Zhang, X., Tang, J., Li, J., & Zhang, A. (2022). Removal efficiency and mechanism of refractory organic matter from landfill leachate MBR effluent by the MoS₂-enhanced Fe₀/H₂O₂ system. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108391. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108391>
- Yasmin, C., Lobna, E., Mouna, M., Kais, D., Mariam, K., Rached, S., Abdelwaheb, C., & Ismail, T. (2020). New trend of Jebel Chakir landfill leachate pre-treatment by photocatalytic TiO₂/Ag nanocomposite prior to fermentation using *Candida tropicalis* strain. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 146, 104829. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104829>
- Youcai, Z. (2018). Leachate Generation and Characteristics. In *Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste* (pp. 1–30). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-815813-5.00001-2>
- Zadeh, L. A. (1975). The concept of a linguistic variable and its application to approximate reasoning—I. *Information Sciences*, 8(3), 199–249. [https://doi.org/10.1016/0020-0255\(75\)90036-5](https://doi.org/10.1016/0020-0255(75)90036-5)
- Zhang, C., Jin, M., Tang, J., & Gao, X. (2018). Removal of cyclic volatile methylsiloxanes in effluents from treated landfill leachate by electrochemical oxidation. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20(1), 690–694. <https://doi.org/10.1007/s10163-016-0554-4>
- Zhang, L., Zhou, J., Li, J., Liu, G., Lin, X., Mao, B., Liu, R., Zhang, S., & Wang, J.-Q. (2014). Surface Structural Reconstruction for Optical Response in Iodine-Modified TiO₂ Photocatalyst System. *The Journal of Physical Chemistry C*, 118(25), 13726–13732. <https://doi.org/10.1021/jp503966r>
- Zhang, Q.-Q., Tian, B.-H., Zhang, X., Ghulam, A., Fang, C.-R., & He, R. (2013). Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. *Waste Management*, 33(11), 2277–2286. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.021>
- Zhang, Yanli, Hou, Z., Yao, D., Qiu, X., Zhang, H., Cui, P., Wang, Y., Gao, J., Zhu, Z., & Zhong, L. (2023). Energy, exergy, economic and environmental comprehensive analysis and multi-objective optimization of a sustainable zero

- liquid discharge integrated process for fixed-bed coal gasification wastewater. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 58, 341–354. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2022.10.012>
- Zhang, Yuanyuan, Liu, J., Li, R., Zeng, X., Xue, Y., Liu, J., & Nie, Y. (2012). Determining the Biodegradability of Leachate Through XAD-8 Adsorption. *Procedia Environmental Sciences*, 16, 3–8. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.10.002>
- Zhao, Jianshu, Ouyang, F., Yang, Y., & Tang, W. (2020). Degradation of recalcitrant organics in nanofiltration concentrate from biologically pretreated landfill leachate by ultraviolet-Fenton method. *Separation and Purification Technology*, 235, 116076. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116076>
- Zhao, Jun, Lu, X.-Q., Luo, J.-H., Liu, J.-Y., Xu, Y.-F., Zhao, A.-H., Liu, F., Tai, J., Qian, G.-R., & Peng, B. (2013). Characterization of fresh leachate from a refuse transfer station under different seasons. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 85, 631–637. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.05.012>
- Zhao, Y., Li, X., Mo, H., Zhan, L., Yao, Y., Li, Y., & Li, H. (2023). How does the environmental impact assessment (EIA) process affect environmental performance? Unveiling EIA effectiveness in China: A practical application within the thermal power industry. *Environmental Impact Assessment Review*, 101, 107120. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107120>
- Ziegler-Rodriguez, K., Margallo, M., Aldaco, R., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R. (2019). Transitioning from open dumpsters to landfilling in Peru: Environmental benefits and challenges from a life-cycle perspective. *Journal of Cleaner Production*, 229, 989–1003. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.015>
- Zolfaghari, M., Jardak, K., Drogui, P., Brar, S. K., Buelna, G., & Dubé, R. (2016). Landfill leachate treatment by sequential membrane bioreactor and electro-oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 184, 318–326. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.010>
- Zuluaga, M., Robledo, S., Arbelaez-Echeverri, O., Osorio-Zuluaga, G. A., & Duque-Méndez, N. (2022). Tree of Science - ToS: A Web-Based Tool for Scientific Literature Recommendation. Search Less, Research More! *Issues in Science and Technology Librarianship*, 100. <https://doi.org/10.29173/istl2696>

8. Anexos

Anexo 1. Calibración Equipos y Técnicas de medición

- **A - Curva calibración medición DQO**

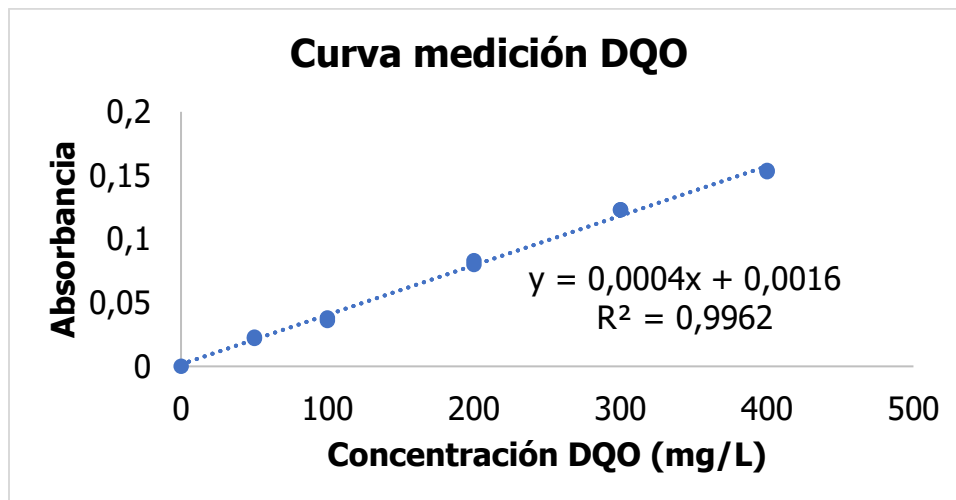


Figura A1. Curva calibración medición DQO

- **B - Curva calibración medición H₂O₂**

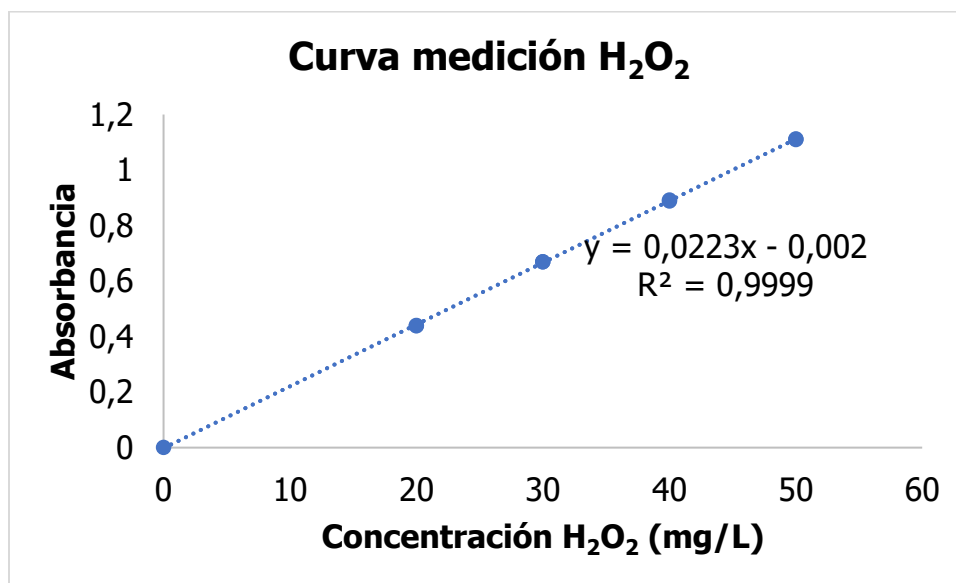


Figura A2. Curva calibración medición H₂O₂

Anexo 2. Resultados experimentales tratamiento de lixiviado.

2A. Resultados estadísticos Coagulación – Floculación lixiviado temporada de lluvia

Tabla A1. Resultados coagulación-floculación FeCl₃ lixiviado de temporada lluviosa

Matriz de agua						Lixiviado crudo			
Temporada climática						Lluviosa			
# Exp	pH	FeCl ₃ (g/L)	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)	Color (UPC)	Fe residual (mg/L)	% Remoción turbidez	% Remoción DQO	%Remoción Color
1	5	5	77,5	3116	17812	210	69	50	-349
2	8	1	182	4826	2538,9	15	35	20	36
3	5	1	13,9	2280	760	61	96	60	82
4	8	7	44,5	2187	545	6	88	60	87
5	5	3	24,4	2508	7266	99	93	56	-72
6	8	5	55,6	4100	1006,2	10	85	25	76
7	8	3	78,4	4645	1467,8	14	72	23	63
8	5	7	90	3739	20152	301	64	40	-408
9	5	5	34,9	2736	10308	195	90	52	-144
10	8	5	42	4283	1150,4	8	85	29	71
11	8	7	30,8	2533	595,1	5	89	58	85
12	8	3	114,9	4210	1844,6	13	69	23	56
13	5	1	30	2680	674	70	88	57	83
14	5	7	48,86	3249	21292	350	86	43	-404
15	8	1	270,7	4319	2934,6	13	27	21	30
16	5	3	70	3054	6823	110	72	51	-72

▪ ANOVA – Color

Tabla A2. Resultado ANOVA-Color Coagulación - Floculación lixiviado temp. lluvia

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: pH	199809	1	199809	105,29	0,0000
B: FeCl ₃	107604	1	107604	56,7	0,0000
AB	164348	1	164348	86,61	0,0000
BB	90,25	1	90,25	0,05	0,8318
bloques	2256,25	1	2256,25	1,19	0,3011
Error roral	18976,6	10	1897,66		
Total (corr.)	493085	15			

R-cuadrada = 96,1515 porciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 94,2272 porciento

Error estándar del est. = 43,5621
 Error absoluto medio = 22,6562
 Estadístico Durbin-Watson = 1,44168 (P=0,0830)

▪ ANOVA – DQO

Tabla A3. Resultado ANOVA-DQO Coagulación - Floculación lixiviado temp. lluvia

Fuente	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:pH	1406,25	1	1406,25	34,96	0,0001
B:FeCl3	217,8	1	217,8	5,41	0,0423
AB	1496,45	1	1496,45	37,2	0,0001
BB	156,25	1	156,25	3,88	0,0770
bloques	0	1	0	0	1,0000
Error total	402,25	10	40,225		
Total (corr.)	3679	15			

R-cuadrada = 89,0663 porciento
 R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 83,5995 porciento
 Error estándar del est. = 6,34232
 Error absoluto medio = 4,25
 Estadístico Durbin-Watson = 2,58362 (P=0,8484)

▪ ANOVA – Turbidez

Tabla A4. Resultado ANOVA-Turbidez Coagulación - Floculación lixiviado temp. lluvia

Fuente	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:pH	742,563	1	742,563	6,35	0,0304
B:FeCl3	891,113	1	891,113	7,62	0,0201
AB	2892,01	1	2892,01	24,73	0,0006
BB	248,063	1	248,063	2,12	0,1760
bloques	0,5625	1	0,5625	0	0,9461
Error	total	1169,63	10	116,963	
Total	(corr.)	5943,94	15		

R-cuadrada = 80,3224 porciento
 R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 70,4836 porciento
 Error estándar del est. = 10,8149
 Error absoluto medio = 7,1375
 Estadístico Durbin-Watson = 1,7335 (P=0,2240)

▪ Optimización

Tabla A5. Optimización multivariable Coagulación - Floculación lixiviado temp. lluvia

Factor	Bajo	Alto	Óptimo
pH	5	8	5
FeCl ₃ (g/L)	1	7	1
Respuesta			Óptimo
%Remoción Turbidez			86,4625
%Remoción DQO			62,275
%Remoción Color			83,125

2B. Resultados estadísticos Coagulación – Floculación lixiviado temporada seca

Tabla A6. Resultados coagulación-floculación FeCl₃ lixiviado de temporada seca

Matriz de agua						Lixiviado crudo			
Temporada climática						Seca			
# Exp	pH	FeCl ₃ (g/L)	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)	Color (UPC)	Fe (mg/L)	% Remoción turbidez	% Remoción DQO	%Remoción Color
1	8	3	96	5439	4027	13	2	26	11
2	8	7	92	4116	3077	11	6	44	32
3	5	3	22	2511	2464	180	75	63	46
4	5	5	24	2511	4517	900	72	63	1
5	8	1	97	6321	4073	13	1	14	10
6	8	5	95	4998	3801	12	3	32	16
7	5	1	152	3869	2464	68	-75	43	46
8	5	7	75	2511	8305	>1000	14	63	-82
9	5	7	76	2851	7218	>1000	1	60	-80
10	8	1	80	6239	4330	12	-5	11	24
11	8	7	150	4416	3475	9	-98	37	39
12	5	1	133	3777	2326	77	-73	47	42
13	8	3	93	5187	4216	12	-22	26	26
14	5	5	22	2209	4050	883	71	69	-1
15	5	3	20	2280	2206	350	74	68	45
16	8	5	101	4907	3988	10	-33	30	30

▪ ANOVA – Color

Tabla A7. Resultado ANOVA-Color Coagulación - Floculación lixiviado temp. seca

Fuente	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: pH	1827,56	1	1827,56	7,55	0,0206
B: FeCl ₃	6498,01	1	6498,01	26,85	0,0004

AB	11544	1	11544	47,7	0,0000
BB	1278,06	1	1278,06	5,28	0,0444
bloques	126,563	1	126,563	0,52	0,4862
Error	total	2420,23	10	242,023	
Total	(corr.)	23694,4	15		

R-cuadrada = 89,7857 porciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 84,6785 porciento

Error estándar del est. = 15,5571

Error absoluto medio = 11,6875

Estadístico Durbin-Watson = 1,57165 (P=0,1164)

▪ ANOVA – DQO

Tabla A8. Resultado ANOVA-DQO Coagulación - Floculación lixiviado temp. seca

Fuente	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:pH	4455,56	1	4455,56	209,26	0,0000
B:FeCl3	1209,01	1	1209,01	56,78	0,0000
AB	25,3125	1	25,3125	1,19	0,3011
BB	138,063	1	138,063	6,48	0,0290
bloques	7,5625	1	7,5625	0,36	0,5644
Error	total	212,925	10	21,2925	
Total	(corr.)	6048,44	15		

R-cuadrada = 96,4797 porciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 94,7195 porciento

Error estándar del est. = 4,61438

Error absoluto medio = 3,06875

Estadístico Durbin-Watson = 1,98993 (P=0,3713)

▪ ANOVA – Turbidez

Tabla A9. Resultado ANOVA-Turbidez Coagulación - Floculación lixiviado temp. seca

Fuente	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: pH	5814,06	1	5814,06	4,08	0,0709
B: FeCl3	546,012	1	546,012	0,38	0,5496
AB	7163,11	1	7163,11	5,03	0,0488
BB	13865,1	1	13865,1	9,74	0,0109
bloques	2093,06	1	2093,06	1,47	0,2532
Error	total	14237,1	10	1423,71	

Total	(corr.)	43718,4	15
-------	---------	---------	----

R-cuadrada = 67,4345 porciento
R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 51,1518 porciento
Error estándar del est. = 37,7321
Error absoluto medio = 26,0812
Estadístico Durbin-Watson = 1,85318 (P=0,2716)

▪ Optimización

Tabla A10. Optimización multivariable Coagulación - Floculación lixiviado temp. seca

Factor	Bajo	Alto	Óptimo
pH	5	8	5
FeCl3	1	7	3,64344
Respuesta			Óptimo
%Remoción DQO			63,2679
%Remoción Turbidez			51,4307
%Remoción Color			20,5095

2B. Resultados estadísticos prueba Fenton

▪ ANOVA

Tabla A11. Resultado ANOVA Fenton lixiviado coagulado temp. lluvia

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:Fe	0,0504167	1	0,0504167	39,36	0,0033
B:H2O2	0,0204167	1	0,0204167	15,94	0,0162
AA	0,0286012	1	0,0286012	22,33	0,0091
AB	0,0036	1	0,0036	2,81	0,1690
BB	1,1905E-06	1	1,1905E-06	0	0,9771
Error	total	0,00512381	4	0,00128095	
Total	(corr.)	0,10904	9		

R-cuadrada = 95,301 porciento
R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 89,4272 porciento
Error estándar del est. = 0,0357904
Error absoluto medio = 0,0180952
Estadístico Durbin-Watson = 1,72508 (P=0,5824)

▪ Optimización

Tabla A12. Optimización Fenton

Factor	Bajo	Alto	Óptimo
Fe	40	400	318,871
H2O2	2000	6000	6000

2C. Resultados estadísticos prueba foto-Fenton añadiendo Hierro y manteniendo dosis de Peróxido

▪ ANOVA

Tabla A13. Resultado ANOVA foto-Fenton añadiendo Hierro y manteniendo Peróxido con lixiviado coagulado

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:Fe	0,00166667	1	0,00166667	5,81	0,0525
B:H2O2	0,0609341	1	0,0609341	212,53	0,0000
AA	0,0138236	1	0,0138236	48,21	0,0004
AB	0,000225	1	0,000225	0,78	0,4098
BB	0,00057209	1	0,00057209	2	0,2075
Error	total	0,00172024	6	0,00028671	
Total	(corr.)	0,0876197	11		

R-cuadrada = 98,0367 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 96,4006 por ciento

Error estándar del est. = 0,0169324

Error absoluto medio = 0,00981589

Estadístico Durbin-Watson = 2,16032 (P=0,6010)

▪ Optimización

Tabla A14. Optimización foto-Fenton añadiendo Hierro y manteniendo Peróxido

Factor	Bajo	Alto	Óptimo
H2O2	750	2250	2250
Fe	20	60	43,4854

Anexo 3. Análisis de costos por tratamiento

3A. Coagulación – Floculación lixiviado temporada de lluvia

Tabla A15. Análisis de costos directos operativos Coagulación – Floculación (FeCl₃) Lixiviado temp. Lluvia – Escala lab.

# Exp	FeCl ₃ (g)	Valor unitario (\$)	H ₂ SO ₄ (L)	Valor unitario (\$)	Consumo energético Jarras (kWh)	Valor unitario (\$)	Volumen tratado (L)	Valor total (\$/L)
1	3	\$ 744	0,00375	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 22.590
2	0,6	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 479
3	0,6	\$ 744	0,00375	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 20.804
4	4,2	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 3.158
5	1,8	\$ 744	0,00375	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 21.697
6	3	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 2.265
7	1,8	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 1.372
8	4,2	\$ 744	0,00375	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 23.483
9	3	\$ 744	0,00375	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 22.590
10	3	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 2.265
11	4,2	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 3.158
12	1,8	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 1.372
13	0,6	\$ 744	0,00375	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 20.804
14	4,2	\$ 744	0,00375	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 23.483
15	0,6	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 479
16	1,8	\$ 744	0,00375	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 21.697

Tabla A16. Análisis de costos totales operativos Coagulación – Floculación (FeCl₃) Lixiviado temp. Lluvia – Escala real

OPEX Coagulación - Floculación FeCl3																		
Matriz de agua			Lixiviado crudo															
Temporada climática			Lluvia															
# Ex p	Productos químicos							Energía eléctrica			Personal		Seguimiento y control	Mantenimiento	Volúmen tratado x día (L)	Valor total (\$/m³)		
	FeCl3 (g/L)	FeCl3 (g) x 1000 L	Valor unitario (\$)	H2SO4 (L) x 0,6L	H2SO4 (L) x 100 OL	Valor unitario (\$)	Subtotal (\$)	Consumo energético Jarras (kWh)	Valor unitario (\$)	Subtotal (\$)	Elementos protección individual (\$)	Sueldo y prestaciones de ley (\$)					Subtotal (\$)	Laboratorios (\$)
1	3	3000	\$ 744	0,00375	6,25	\$ 5.420.000	\$ 36.107.068	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 36.910.811	
2	0,6	600	\$ 744	0	0,00	\$ 5.420.000	\$ 446.400	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 1.250.143	
3	0,6	600	\$ 744	0,00375	6,25	\$ 5.420.000	\$ 34.321.468	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 35.125.211	
4	4,2	4200	\$ 744	0	0,00	\$ 5.420.000	\$ 3.124.800	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 3.928.543	
5	1,8	1800	\$ 744	0,00375	6,25	\$ 5.420.000	\$ 35.214.268	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 36.018.011	
6	3	3000	\$ 744	0	0,00	\$ 5.420.000	\$ 2.232.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 3.035.743	
7	1,8	1800	\$ 744	0	0,00	\$ 5.420.000	\$ 1.339.200	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 2.142.943	
8	4,2	4200	\$ 744	0,00375	6,25	\$ 5.420.000	\$ 36.999.868	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 37.803.611	
9	3	3000	\$ 744	0,00375	6,25	\$ 5.420.000	\$ 36.107.068	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 36.910.811	

10	3	3000	\$ 744	0	0,00	\$ 5.420.000	\$ 2.232.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 3.035.743
11	4,2	4200	\$ 744	0	0,00	\$ 5.420.000	\$ 3.124.800	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 3.928.543
12	1,8	1800	\$ 744	0	0,00	\$ 5.420.000	\$ 1.339.200	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 2.142.943
13	0,6	600	\$ 744	0,00375	6,25	\$ 5.420.000	\$ 34.321.468	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 35.125.211
14	4,2	4200	\$ 744	0,00375	6,25	\$ 5.420.000	\$ 36.999.868	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 37.803.611
15	0,6	600	\$ 744	0	0,00	\$ 5.420.000	\$ 446.400	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 1.250.143
16	1,8	1800	\$ 744	0,00375	6,25	\$ 5.420.000	\$ 35.214.268	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 36.018.011

Tabla A17. Análisis de costos directos operativos Coagulación – Floculación (PACS-ETA 2316) Lixiviado temp Lluvia escala real.

# Exp	PACS-ETA 2316 (L)	Valor unitario (\$)	H ₂ SO ₄ (L)	Valor unitario (\$)	Consumo energético Jarras (kWh)	Valor unitario (\$)	Volumen tratado (L)	Valor total (\$/L)
1	0,0027	\$ 800.000	0,00375	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 22.518
2	0,008	\$ 800.000	0,00375	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 26.758
3	0,0131	\$ 800.000	0,00375	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 30.838
4	0,0027	\$ 800.000	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 2.193
5	0,008	\$ 800.000	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 6.433
6	0,0131	\$ 800.000	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 10.513

Tabla A18. Análisis de costos totales operativos Coagulación – Floculación (PACS-ETA 2316) Lixiviado temp. Lluvia escala real.

OPEX Coagulación - Flocculación FeCl ₃																
Matriz de agua		Lixiviado crudo														
Temporada climática		Lluvia														
Productos químicos							Energía eléctrica				Personal		Seguimiento y control		Mantenimiento	
# Ex p	PACS -ETA 2316	Valor unitario	H ₂ SO ₄ (L) x 0,6L	H ₂ SO ₄ X100 0L	Valor unitario	Subtotal	Consumo energético Jarras (kWh)	Valor unitario	Subtotal	Elementos protección individual	Sueldo y prestaciones de ley	Subtotal	Laboratorios	Mantenimiento	Volúmen tratado x día (L)	Valor total (\$/m ³)
1	4,3478	\$ 800.00	0,003 75	6,25	\$ 5.420.00	\$ 37.353.329	0,0198	\$ 1.000	\$ 20	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 38.155.364
2	13,0435	\$ 800.00	0,003 75	6,25	\$ 5.420.00	\$ 10.455.108	0,0198	\$ 1.000	\$ 20	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 11.257.143
3	21,7391	\$ 800.00	0,003 75	6,25	\$ 5.420.00	\$ 17.411.629	0,0198	\$ 1.000	\$ 20	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 18.213.664
4	4,348	\$ 800.00	0	0,00	\$ 5.420.00	\$ 3.478.261	0,0198	\$ 1.000	\$ 20	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 4.280.296
5	13,043	\$ 800.00	0	0,00	\$ 5.420.00	\$ 10.434.783	0,0198	\$ 1.000	\$ 20	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 11.236.818
6	21,739	\$ 800.00	0	0,00	\$ 5.420.00	\$ 17.391.304	0,0198	\$ 1.000	\$ 20	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 18.193.339

3B. Coagulación – Flocculación lixiviado temporada seca

Tabla A19. Análisis de costos directos operativos Coagulación – Flocculación (FeCl₃) Lixiviado temp. Seca – Escala Lab.

# Exp	FeCl ₃ (g)	Valor unitario (\$)	H ₂ SO ₄ (L)	Valor unitario (\$)	Consumo energético Jarras (kWh)	Valor unitario (\$)	Volumen tratado (L)	Valor total (\$/L)
1	1,8	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 1.372
2	4,2	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 3.158
3	1,8	\$ 744	0,004	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 23.052
4	3	\$ 744	0,004	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 23.945
5	0,6	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 479
6	3	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 2.265
7	0,6	\$ 744	0,004	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 22.159
8	4,2	\$ 744	0,004	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 24.838
9	4,2	\$ 744	0,004	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 24.838
10	0,6	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 479
11	4,2	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 3.158
12	0,6	\$ 744	0,004	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 22.159
13	1,8	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 1.372
14	3	\$ 744	0,004	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 23.945
15	1,8	\$ 744	0,004	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 23.052
16	3	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 2.265
17	6	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 4.497
18	7,8	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 5.836
19	7,8	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 5.836
20	6	\$ 744	0	\$ 5.420.000	0,0198	\$ 1.000	0,6	\$ 4.497

Tabla A20. Análisis de costos totales operativos Coagulación – Floculación (FeCl₃) Lixiviado temp. Seca Escala real.

OPEX Coagulación - Floculación FeCl ₃	
Matriz de agua	Lixiviado crudo

Temporad a climática		Seca																
Productos químicos								Energía eléctrica				Personal		Seguimien to y control		Mantenimie nto	Volúm en tratad o x día (L)	Valor total (\$/m³)
# Ex p	FeC l ₃ (g/ L)	FeCl ₃ (g)	Valor unitar io (\$)	H ₂ S O ₄ (L) x 0,6L	H ₂ SO ₄ (L) x 1000 L	Valor unitari o	Subtotal (\$)	Consum o energét ico Jarras (kWh)	Valor unitari o	Subto tal (\$)	Elemen tos protecci ón individu al (\$)	Sueldo y prestacio nes de ley (\$)	Subtotal (\$)	Laboratori os (\$)	Mantenimie nto (\$)			
1	3	3000	\$ 744	0	0	\$ 5.420.0 00	\$ 2.232.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 3.035.7 43	
2	7	7000	\$ 744	0	0	\$ 5.420.0 00	\$ 5.208.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 6.011.7 43	
3	3	3000	\$ 744	0,00 4	6,666 68	\$ 5.420.0 00	\$ 38.365.40 6	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 39.169. 149	
4	5	5000	\$ 744	0,00 4	6,666 68	\$ 5.420.0 00	\$ 39.853.40 6	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 40.657. 149	
5	1	1000	\$ 744	0	0	\$ 5.420.0 00	\$ 744.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 1.547.7 43	
6	5	5000	\$ 744	0	0	\$ 5.420.0 00	\$ 3.720.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 4.523.7 43	
7	1	1000	\$ 744	0,00 4	6,666 68	\$ 5.420.0 00	\$ 36.877.40 6	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 37.681. 149	
8	7	7000	\$ 744	0,00 4	6,666 68	\$ 5.420.0 00	\$ 41.341.40 6	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 42.145. 149	
9	7	7000	\$ 744	0,00 4	6,666 68	\$ 5.420.0 00	\$ 41.341.40 6	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 42.145. 149	
10	1	1000	\$ 744	0	0	\$ 5.420.0 00	\$ 744.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 1.547.7 43	

11	7	7000	\$ 744	0	0	\$ 5.420.00	\$ 5.208.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 6.011.743
12	1	1000	\$ 744	0,00 4	6,666 68	\$ 5.420.00	\$ 36.877.406	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 37.681.149
13	3	3000	\$ 744	0	0	\$ 5.420.00	\$ 2.232.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 3.035.743
14	5	5000	\$ 744	0,00 4	6,666 68	\$ 5.420.00	\$ 39.853.406	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 40.657.149
15	3	3000	\$ 744	0,00 4	6,666 68	\$ 5.420.00	\$ 38.365.406	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 39.169.149
16	5	5000	\$ 744	0	0	\$ 5.420.00	\$ 3.720.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 4.523.743
17	10	1000 0	\$ 744	0	0	\$ 5.420.00	\$ 7.440.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 8.243.743
18	13	1300 0	\$ 744	0	0	\$ 5.420.00	\$ 9.672.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 10.475.743
19	13	1300 0	\$ 744	0	0	\$ 5.420.00	\$ 9.672.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 10.475.743
20	10	1000 0	\$ 744	0	0	\$ 5.420.00	\$ 7.440.000	1,728	\$ 1.000	\$ 1.728	\$ 29.650	\$ 197.467	\$ 227.117	\$ 571.200	\$ 3.699	1000	\$ 8.243.743

3C. Foto-Fenton añadiendo dosis de Hierro y manteniendo dosis de Peróxido

Tabla A21. Análisis de costos directos operativos foto-Fenton añadiendo dosis de Hierro y manteniendo dosis de Peróxido en Lixiviado coagulado Escala lab.

# Exp	FeSO ₄ (g)	Valor unitario (\$)	H ₂ O ₂ (L)	Valor unitario (\$)	H ₂ SO ₄ (L)	Valor unitario (\$)	NaOH 1N (L)	Valor unitario (\$)	Consumo energético lampara (kWh)	Consumo energético bomba (kWh)	Valor unitario (\$)	Volumen tratado (L)	Valor total (\$/L)
1	0,12	\$ 822	0,0015	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,004	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 16.955
2	0,06	\$ 822	0,0045	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,002	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 22.093
3	0,12	\$ 822	0,003	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,003	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 19.549
4	0,18	\$ 822	0,003	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,003	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 19.598
5	0,12	\$ 822	0,003	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,003	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 19.549
6	0,12	\$ 822	0,0045	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,002	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 22.142
7	0,18	\$ 822	0,0015	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,004	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 17.004
8	0,18	\$ 822	0,0045	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,002	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 22.191
9	0,06	\$ 822	0,0015	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,004	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 16.906
10	0,06	\$ 822	0,003	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,003	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 19.499
11	0,12	\$ 822	0,003	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,003	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 19.549
12	0,12	\$ 822	0,0045	\$ 1.839.000	0,0024	\$ 5.420.000	0,002	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 22.142

Tabla A22. Análisis de costos totales operativos foto-Fenton añadiendo dosis de Hierro y manteniendo dosis de Peróxido en Lixiviado coagulado Escala real.

OPEX foto-Fenton añadiendo Fe y manteniendo H ₂ O ₂							
Matriz de agua	Lixiviado de temporada de lluvia coagulado en condiciones de pH neutro y con 7 g/L de FeCl ₃						
	PRODUCTOS QUÍMICOS	Energía eléctrica	Personal	Seguimiento y	Mantenimiento	Caudal	Volúmen
							Valor total

																					contr ol		(L/ d)	trat ado x día (L)	(\$/m³)
# Exp	Fe SO ₄ (g/L)	Fe SO ₄ (g)	Val or uni tari o	H ₂ O ₂ (mg/L)	H O ₂ (L)	Valo r uni tari o	H ² SO ₄ (L) x 0,6L	H ₂ SO ₄ (L) x 10 00 L	Valo r uni tari o	Na O H 1N (L) x 0,6 L	Na OH 1N (L) x 10 00 L	Valor uni tari o (\$)	Subtot al (\$)	Cons umo ener gétic o lamp ara (kW h)	Cons umo ener gétic o bom ba (kW h)	Val or uni tari o (\$)	Sub tota l (\$)	Elem ento s prot ecció n indiv idual (\$)	Sueld o y prest aciones de ley (\$)	Subto tal (\$)	Labor atorio s (\$)	Mante nimien to (\$)			
1	0,2	200	\$ 497	300	2,5	\$ 1.839,000	0,024	4	\$ 5.420,000	0,004	6,7	\$ 165.000	\$ 27.476.946	0,048	0,21	\$ 1.000	\$ 258	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 1.037.680	\$ 7.808	1000	1000	\$ 28.790.208
2	0,1	100	\$ 497	900	7,5	\$ 1.839,000	0,024	4	\$ 5.420,000	0,002	3,3	\$ 165.000	\$ 36.072.244	0,048	0,21	\$ 1.000	\$ 258	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 1.037.680	\$ 7.808	1000	1000	\$ 37.385.507
3	0,2	200	\$ 497	600	5	\$ 1.839,000	0,024	4	\$ 5.420,000	0,003	5,0	\$ 165.000	\$ 31.799.445	0,048	0,21	\$ 1.000	\$ 258	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 1.037.680	\$ 7.808	1000	1000	\$ 33.112.708
4	0,3	300	\$ 497	600	5	\$ 1.839,000	0,024	4	\$ 5.420,000	0,003	5,0	\$ 165.000	\$ 31.849.145	0,048	0,21	\$ 1.000	\$ 258	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 1.037.680	\$ 7.808	1000	1000	\$ 33.162.408
5	0,2	200	\$ 497	600	5	\$ 1.839,000	0,024	4	\$ 5.420,000	0,003	5,0	\$ 165.000	\$ 31.799.445	0,048	0,21	\$ 1.000	\$ 258	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 1.037.680	\$ 7.808	1000	1000	\$ 33.112.708
6	0,2	200	\$ 497	900	7,5	\$ 1.839,000	0,024	4	\$ 5.420,000	0,002	3,3	\$ 165.000	\$ 36.121.944	0,048	0,21	\$ 1.000	\$ 258	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 1.037.680	\$ 7.808	1000	1000	\$ 37.435.207
7	0,3	300	\$ 497	300	2,5	\$ 1.839,000	0,024	4	\$ 5.420,000	0,004	6,7	\$ 165.000	\$ 27.526.646	0,048	0,21	\$ 1.000	\$ 258	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 1.037.680	\$ 7.808	1000	1000	\$ 28.839.908
8	0,3	300	\$ 497	900	7,5	\$ 1.839,000	0,024	4	\$ 5.420,000	0,002	3,3	\$ 165.000	\$ 36.171.644	0,048	0,21	\$ 1.000	\$ 258	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 1.037.680	\$ 7.808	1000	1000	\$ 37.484.907

9	0,1	10 0	\$ 497	300	2, 5	\$ 1.83 9.00 0	0,0 02 4	4	\$ 5.42 0.00 0	0,0 04	6,7	\$ 165.0 00	\$ 27.427. 246	0,048	0,21	\$ 1.00 0	\$ 258	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 28.740. 508
10	0,1	10 0	\$ 497	600	5	\$ 1.83 9.00 0	0,0 02 4	4	\$ 5.42 0.00 0	0,0 03	5,0	\$ 165.0 00	\$ 31.749. 745	0,048	0,21	\$ 1.00 0	\$ 258	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 33.063. 008
11	0,2	20 0	\$ 497	600	5	\$ 1.83 9.00 0	0,0 02 4	4	\$ 5.42 0.00 0	0,0 03	5,0	\$ 165.0 00	\$ 31.799. 445	0,048	0,21	\$ 1.00 0	\$ 258	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 33.112. 708
12	0,2	20 0	\$ 497	900	7, 5	\$ 1.83 9.00 0	0,0 02 4	4	\$ 5.42 0.00 0	0,0 02	3,3	\$ 165.0 00	\$ 36.121. 944	0,048	0,21	\$ 1.00 0	\$ 258	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 37.435. 207

3D. Foto-Fenton añadiendo con dosis de Hierro residual y manteniendo dosis de Peróxido

Tabla A23. Análisis de costos directos operativos foto-Fenton con dosis de Hierro residual y manteniendo dosis de Peróxido en Lixiviado coagulado Escala lab.

# Exp	FeSO ₄ (g)	Valor unitario (\$)	H ₂ O ₂ (L)	Valor unitario (\$)	H ₂ SO ₄ (L)	Valor unitario (\$)	NaOH 1N (L)	Valor unitario (\$)	Consumo energético lampara (kWh)	Consumo energético bomba (kWh)	Valor unitario (\$)	Volumen tratado (L)	Valor total (\$/L)
1	0	\$ 36	0,0095	\$ 1.839.000	0,0008	\$ 5.420.000	0,005	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 23.062
2	0	\$ 36	0,0083	\$ 1.839.000	0,00075	\$ 5.420.000	0,005	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 20.584
3	0	\$ 36	0,00475	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,008	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 14.279
4	0	\$ 36	0,0053	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,008	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 15.291
5	0	\$ 36	0,0018	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,01	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 9.184
6	0	\$ 36	0,00325	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,01	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 11.851
7	0	\$ 36	0,0089	\$ 1.839.000	0,00075	\$ 5.420.000	0,005	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 21.687

8	0	\$ 36	0,002	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,01	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 9.552
9	0	\$ 36	0,00325	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,01	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 11.851
10	0	\$ 36	0,01	\$ 1.839.000	0,0008	\$ 5.420.000	0,005	\$ 165.000	0,048	0,21	\$ 1.000	0,6	\$ 23.981

Tabla A24. Análisis de costos totales operativos foto-Fenton con dosis de Hierro residual y manteniendo dosis de Peróxido en Lixiviado coagulado Escala real.

OPEX foto-Fenton con Hierro residual y manteniendo H ₂ O ₂																								
Matriz de agua		Lixiviado de temporada de lluvia coagulado en condiciones de pH ácido (3) y con 1 g/L de FeCl ₃																						
		PRODUCTOS QUÍMICOS											Energía eléctrica				Personal			Seguimient o y contr ol	Manten imient o	Caud al (L/d)	Vol ume n trat ado x día (L)	Valor total (\$/m ³)
# Exp	Fe SO ₄ (g/L)	Fe SO ₄ (g)	Val or unitari o	H ₂ O ₂ (mg/L)	H ₂ O ₂ (L)	Valo r unitario	H ₂ SO ₄ (L) x 0,06L	Valo r unitario	Na O H 1N (L) x 0,06 L	Na OH 1N (L) x 10 00 L	Valor unita rio (\$)	Subtot al (\$)	Cons umo ener gétic o lamp ara (kW h)	Cons umo ener gétic o bomba (kW h)	Val or unitari o (\$)	Sub tota l (\$)	Elem entos prot ecció n indiv idual (\$)	Sueld o y presta cione s de ley (\$)	Subto tal (\$)	Labor atorio s (\$)	Manten imient o (\$)			
1	0	0	\$ 497	4471	14,90	\$ 1.839.000	0,0023	\$ 5.420.000	0,005	8,3	\$ 165.000	\$ 49.107.273	0,048	0,21	\$ 1.000	\$ 258	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 1.037.680	\$ 7.808	1000	1000	\$ 50.420.536
2	0	0	\$ 497	3520	11,73	\$ 1.839.000	0,0022	\$ 5.420.000	0,005	8,3	\$ 165.000	\$ 42.374.308	0,048	0,21	\$ 1.000	\$ 258	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 1.037.680	\$ 7.808	1000	1000	\$ 43.687.571
3	0	0	\$ 497	2202	7,34	\$ 1.839.000	0,0020	\$ 5.420.000	0,008	13,3	\$ 165.000	\$ 33.764.967	0,048	0,21	\$ 1.000	\$ 258	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 1.037.680	\$ 7.808	1000	1000	\$ 35.078.230

4	0	0	\$ 497	259 4	8, 65	\$ 1.83 9,00 0	0,0 02 0	3	\$ 5.42 0,00 0	0,0 08	13, 3	\$ 165.0 00	\$ 36.167. 927	0,048	0,21	\$ 1.00 0	\$ 258	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.51 7	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 37.481 .190
5	0	0	\$ 497	875	2, 92	\$ 1.83 9,00 0	0,0 02 0	3	\$ 5.42 0,00 0	0,0 1	16, 7	\$ 165.0 00	\$ 26.180. 458	0,048	0,21	\$ 1.00 0	\$ 258	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.51 7	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 27.493 .721
6	0	0	\$ 497	161 0	5, 37	\$ 1.83 9,00 0	0,0 02 0	3	\$ 5.42 0,00 0	0,0 1	16, 7	\$ 165.0 00	\$ 30.686. 008	0,048	0,21	\$ 1.00 0	\$ 258	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.51 7	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 31.999 .271
7	0	0	\$ 497	375 7	12, 5 2	\$ 1.83 9,00 0	0,0 02 2	4	\$ 5.42 0,00 0	0,0 05	8,3	\$ 165.0 00	\$ 43.827. 118	0,048	0,21	\$ 1.00 0	\$ 258	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.51 7	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 45.140 .381
8	0	0	\$ 497	100 0	3, 33	\$ 1.83 9,00 0	0,0 02 0	3	\$ 5.42 0,00 0	0,0 1	16, 7	\$ 165.0 00	\$ 26.946. 708	0,048	0,21	\$ 1.00 0	\$ 258	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.51 7	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 28.259 .971
9	0	0	\$ 497	161 5	5, 38	\$ 1.83 9,00 0	0,0 02 0	3	\$ 5.42 0,00 0	0,0 1	16, 7	\$ 165.0 00	\$ 30.716. 658	0,048	0,21	\$ 1.00 0	\$ 258	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.51 7	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 32.029 .921
10	0	0	\$ 497	480 5	16, 0 2	\$ 1.83 9,00 0	0,0 02 3	4	\$ 5.42 0,00 0	0,0 05	8,3	\$ 165.0 00	\$ 51.154. 693	0,048	0,21	\$ 1.00 0	\$ 258	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.51 7	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 52.467 .956

3E. Foto-Fenton añadiendo con dosis de Hierro residual y dosis única de Peróxido

Tabla A25. Análisis de costos directos operativos foto-Fenton con dosis de Hierro residual y dosis única de Peróxido en Lixiviado coagulado Escala lab.

# Exp	FeSO ₄ (g)	Valor unitario (\$)	H ₂ O ₂ (L)	Valor unitario (\$)	H ₂ SO ₄ (L)	Valor unitario (\$)	NaOH 1N (L)	Valor unitario (\$)	Consumo energético lampara (kWh)	Consumo energético bomba (kWh)	Valor unitario (\$)	Volumen tratado (L)	Valor total (\$/L)
1	0	\$ 36	0,003	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,008	\$ 165.000	0,027	0,117	\$ 1.000	0,6	\$ 10.870

2	0	\$ 36	0,001	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,0095	\$ 165.000	0,016	0,070	\$ 1.000	0,6	\$ 7.344
3	0	\$ 36	0,002	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,008	\$ 165.000	0,021	0,093	\$ 1.000	0,6	\$ 8.983
4	0	\$ 36	0,005	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,006	\$ 165.000	0,032	0,140	\$ 1.000	0,6	\$ 14.266
5	0	\$ 36	0,009	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,004	\$ 165.000	0,040	0,175	\$ 1.000	0,6	\$ 21.363
6	0	\$ 36	0,002	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,008	\$ 165.000	0,021	0,093	\$ 1.000	0,6	\$ 8.983
7	0	\$ 36	0,001	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,0095	\$ 165.000	0,016	0,070	\$ 1.000	0,6	\$ 7.344
8	0	\$ 36	0,005	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,006	\$ 165.000	0,032	0,140	\$ 1.000	0,6	\$ 14.266
9	0	\$ 36	0,009	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,004	\$ 165.000	0,040	0,175	\$ 1.000	0,6	\$ 21.363
10	0	\$ 36	0,003	\$ 1.839.000	0,0007	\$ 5.420.000	0,008	\$ 165.000	0,027	0,117	\$ 1.000	0,6	\$ 10.870

Tabla A26. Análisis de costos totales operativos foto-Fenton con dosis de Hierro residual y dosis única de Peróxido en Lixiviado coagulado Escala real.

OPEX foto-Fenton con Hierro residual y única dosis de H ₂ O ₂																								
Matriz de agua		Lixiviado de temporada de lluvia coagulado en condiciones de pH ácido (3) y con 1 g/L de FeCl ₃																						
		PRODUCTOS QUÍMICOS										Energía eléctrica				Personal			Seguimiento y control		Mantenimiento		Caudal (L/d)	Volumen tratado (L)
# Exp	Fe SO ₄ (g/L)	Fe SO ₄ (g)	Valor unitario	H ₂ O ₂ (mg/L)	H ₂ O ₂ (L)	Valor unitario	H ₂ SO ₄ (L) x 0,6L	H ₂ SO ₄ (L) x 10,00L	Valor unitario	NaOH 1N (L) x 0,6 L	NaOH 1N (L) x 10,00L	Valor unitario (\$)	Subtotal (\$)	Consumo energético lampara (kW h)	Consumo energético bomba (kW h)	Valor unitario (\$)	Subtotal (\$)	Elementos protección individual (\$)	Sueldo y prestaciones de ley (\$)	Subtotal (\$)	Laboratorios (\$)	Mantenimiento (\$)		

1	0	0	\$ 497	150 0	5, 00	\$ 1.83 9.00	0,0 02	3,7 5	\$ 5.42 0.00	0,0 08	8,3 3	\$ 165.0 00	\$ 30.895. 043	0,027	0,117	\$ 1.00 0	\$ 143	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 32.208. 192
2	0	0	\$ 497	500	1, 67	\$ 1.83 9.00	0,0 02	3,5 8	\$ 5.42 0.00	0,0 09	8,3 3	\$ 165.0 00	\$ 23.861. 708	0,016	0,070	\$ 1.00 0	\$ 86	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 25.174. 799
3	0	0	\$ 497	100 0	3, 33	\$ 1.83 9.00	0,0 02	3,3 3	\$ 5.42 0.00	0,0 08	13, 33	\$ 165.0 00	\$ 26.396. 707	0,021	0,093	\$ 1.00 0	\$ 115	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 27.709. 827
4	0	0	\$ 497	250 0	8, 33	\$ 1.83 9.00	0,0 02	3,3 3	\$ 5.42 0.00	0,0 06	13, 33	\$ 165.0 00	\$ 35.591. 707	0,032	0,140	\$ 1.00 0	\$ 172	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 36.904. 884
5	0	0	\$ 497	450 0	15, 00	\$ 1.83 9.00	0,0 02	3,3 3	\$ 5.42 0.00	0,0 04	16, 67	\$ 165.0 00	\$ 48.401. 708	0,040	0,175	\$ 1.00 0	\$ 215	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 49.714. 928
6	0	0	\$ 497	100 0	3, 33	\$ 1.83 9.00	0,0 02	3,3 3	\$ 5.42 0.00	0,0 08	16, 67	\$ 165.0 00	\$ 26.946. 708	0,021	0,093	\$ 1.00 0	\$ 115	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 28.259. 828
7	0	0	\$ 497	500	1, 67	\$ 1.83 9.00	0,0 02	3,5 8	\$ 5.42 0.00	0,0 09	8,3 3	\$ 165.0 00	\$ 23.861. 708	0,016	0,070	\$ 1.00 0	\$ 86	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 25.174. 799
8	0	0	\$ 497	250 0	8, 33	\$ 1.83 9.00	0,0 02	3,3 3	\$ 5.42 0.00	0,0 06	16, 67	\$ 165.0 00	\$ 36.141. 708	0,032	0,140	\$ 1.00 0	\$ 172	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 37.454. 885
9	0	0	\$ 497	450 0	15, 00	\$ 1.83 9.00	0,0 02	3,3 3	\$ 5.42 0.00	0,0 04	16, 67	\$ 165.0 00	\$ 48.401. 708	0,040	0,175	\$ 1.00 0	\$ 215	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 49.714. 928
10	0	0	\$ 497	150 0	5, 00	\$ 1.83 9.00	0,0 02	3,7 5	\$ 5.42 0.00	0,0 08	8,3 3	\$ 165.0 00	\$ 30.895. 043	0,027	0,117	\$ 1.00 0	\$ 143	\$ 21.31 7	\$ 246.20 0	\$ 267.5 17	\$ 1.037. 680	\$ 7.808	100 0	1000	\$ 32.208. 192

3F. Acople proceso biológico con lixiviado fototratado cuando se añadió única dosis H₂O₂

Tabla A27. Análisis de costos directos operativos de acople con proceso biológico de lixiviado fototratado Escala lab.

# Exp	Consumo energético Bomba aire (kWh)	Consumo energético agitador (kWh)	Valor Unitario (\$/kWh)	Volumen tratado (L)	Valor total (\$/L)
1	0,36	0,48	\$ 1.000	0,20	\$ 4.200
2	0,36	0,48	\$ 1.000	0,20	\$ 4.200
3	0,36	0,48	\$ 1.000	0,20	\$ 4.200
4	0,36	0,48	\$ 1.000	0,20	\$ 4.200
5	0,36	0,48	\$ 1.000	0,20	\$ 4.200

Tabla A28. Análisis de costos totales operativos de acople con proceso biológico de lixiviado fototratado Escala real.

Acople biológico con foto-Fenton con única dosis de H2O2												
Matriz de agua				Lixiviado fototratado								
Energía eléctrica						Personal		Seguimiento y control	Mantenimiento	Caudal (L/d)	Valor total (\$/L)	
# Exp	Consumo energético Bomba aire (kWh)	Consumo energetico agitador (kWh)	Valor Unitario (\$)	Subtotal (\$)	Elementos protección individual (\$)	Sueldo y prestaciones de ley (\$)	Subtotal (\$)	Laboratorios (\$)	Mantenimiento (\$)			
1	14,4	5400	\$ 1.000	\$ 5.414.400	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 499.800	\$ 7.808	1000	\$ 6.189.525	
2	14,4	5400	\$ 1.000	\$ 5.414.400	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 499.800	\$ 7.808	1000	\$ 6.189.525	
3	14,4	5400	\$ 1.000	\$ 5.414.400	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 499.800	\$ 7.808	1000	\$ 6.189.525	
4	14,4	5400	\$ 1.000	\$ 5.414.400	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 499.800	\$ 7.808	1000	\$ 6.189.525	
5	14,4	5400	\$ 1.000	\$ 5.414.400	\$ 21.317	\$ 246.200	\$ 267.517	\$ 499.800	\$ 7.808	1000	\$ 6.189.525	

3F. Capex planta de tratamiento instalada en sitio de generación de lixiviado

Tabla A29. Análisis de gastos de capital para inversión.

Rubro	Tratamiento	Elemento	Cantidad	Valor Unitario	Valor total
EQUIPOS	Coagulación - Floculación	Agitador con motor	1	\$ 5.000.000	\$ 5.000.000

		Valvulas, tuberia y accesorios hidraulicos	1	\$	1.000.000	\$	1.000.000
		Tanque fibra de vidrio 1m ³	1	\$	3.000.000	\$	3.000.000
		Subtotal				\$	9.000.000
		Reactor UV	2	\$	6.000.000	\$	12.000.000
		Bomba alimentación y descarga	2	\$	2.500.000	\$	5.000.000
	Foto-Fenton	Tanque mezcla fibra de vidrio 1 m ³	1	\$	4.000.000	\$	4.000.000
		Valvulas, tuberia y accesorios hidraulicos	1	\$	1.000.000	\$	1.000.000
		Bomba dosificadora	4	\$	1.000.000	\$	4.000.000
		Subtotal				\$	26.000.000
		Soplador	1	\$	5.000.000	\$	5.000.000
		Difusor membrana fina	4	\$	200.000	\$	800.000
		Bomba alimentación y descarga	2	\$	2.500.000	\$	5.000.000
	Proceso biológico	Tanque fibra de vidrio 1m ³	1	\$	4.000.000	\$	4.000.000
		Válvulas, tuberia y accesorios hidraulicos	1	\$	1.000.000	\$	1.000.000
		Subtotal				\$	26.000.000
	Almacenamiento de lixiviado entrada-salida	Tanque fibra de vidrio 1m ³	2	\$	4.000.000	\$	8.000.000
		Subtotal				\$	8.000.000
SERVICIOS TÉCNICOS	Planta completa	Montaje, puesta en marcha y operación inicial	1	\$	15.000.000	\$	15.000.000
		Subtotal				\$	15.000.000
		TOTAL COSTO DIRECTO				\$	84.000.000
		Administración			24%	\$	20.160.000
		Imprevistos			1%	\$	840.000
		TOTAL COSTO INDIRECTO				\$	24.000.000
		COSTO TOTAL				\$	108.000.000

Anexo 4. ANOVA indicadores exergéticos por tratamiento

4A. Coagulación – Floculación FeCl₃ con lixiviado de temporada de lluvia

Tabla A30. ANOVA indicadores exergéticos en Coagulación - Floculación con lixiviado de temp. lluvia

ANOVA REMOCIÓN DQO						ANOVA INDICADOR CUMPLIMIENTO NORMATIVO					
Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P	Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P
A:pH	0,140625	1	0,140625	34,96	0,0001	A:pH	0,0841	1	0,0841	10,05	0,01
B:FeCl ₃	0,02178	1	0,02178	5,41	0,0423	B:FeCl ₃	0,013005	1	0,013005	1,55	0,241
AB	0,149645	1	0,149645	37,2	0,0001	AB	0,206045	1	0,206045	24,62	0,0006
BB	0,015625	1	0,015625	3,88	0,077	BB	0,027225	1	0,027225	3,25	0,1015
bloques	0	1	0	0	1	bloques	0,001225	1	0,001225	0,15	0,71
Error total	0,040225	10	0,0040225			Error total	0,0837	10	0,00837		
Total (corr.)	0,3679	15				Total (corr.)	0,4153	15			
R-cuadrada = 89,0663 por ciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 83,5995 por ciento Error estándar del est. = 0,0634232 Error absoluto medio = 0,0425 Estadístico Durbin-Watson = 2,58362 (P=0,8484)						R-cuadrada = 79,8459 por ciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 69,7688 por ciento Error estándar del est. = 0,0914877 Error absoluto medio = 0,0585625 Estadístico Durbin-Watson = 2,49975 (P=0,8012)					
ANOVA INDICADOR COSTO EXERGOAMBIENTAL						ANOVA INDICADOR ELIMINACIÓN DE RESIDUOS					
Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P	Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P
A:pH	0,0196	1	0,0196	14,25	0,0036	A:pH	0,0150063	1	0,0150063	8,94	0,0136
B:FeCl ₃	0,008	1	0,008	5,82	0,0366	B:FeCl ₃	0,0103512	1	0,0103512	6,16	0,0324
AB	0,008	1	0,008	5,82	0,0366	AB	0,0632812	1	0,0632812	37,68	0,0001
BB	0,013225	1	0,013225	9,62	0,0112	BB	0,0076563	1	0,00765625	4,56	0,0585
bloques	0,000025	1	0,000025	0,02	0,8954	bloques	5,625E-05	1	0,00005625	0,03	0,8584
Error total	0,01375	10	0,001375			Error total	0,0167925	10	0,00167925		
Total (corr.)	0,0626	15				Total (corr.)	0,113144	15			
R-cuadrada = 78,0351 por ciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 67,0527 por ciento Error estándar del est. = 0,037081 Error absoluto medio = 0,02625 Estadístico Durbin-Watson = 2,32864 (P=0,6845)						R-cuadrada = 85,1583 por ciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 77,7374 por ciento Error estándar del est. = 0,0409787 Error absoluto medio = 0,0282187 Estadístico Durbin-Watson = 2,55903 (P=0,8353)					
ANOVA INDICADOR EFICIENCIA EXERGOAMBIENTAL						ANOVA INDICADOR EXERGEOECONÓMICO					
Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P	Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P
A:pH	0,0196	1	0,0196	14,25	0,0036	A:pH	7,07E+10	1	7,07E+10	1025,72	0

B:FeCl3	0,008	1	0,008	5,82	0,036 6	B:FeCl3	1,06E+10	1	1,06E+10	154,03	0
AB	0,008	1	0,008	5,82	0,036 6	AB	7,47E+09	1	7,47E+09	108,25	0
BB	0,013225	1	0,013225	9,62	0,011 2	BB	2,04E+08	1	2,04E+08	2,95	0,116 6
bloques	0,000025	1	0,000025	0,02	0,895 4	bloques	1,47E+06	1	1,47E+06	0,02	0,886 9
Error total	0,01375	1 0	0,001375			Error total	6,90E+08	1 0	6,90E+07		
Total (corr.)	0,0626	1 5				Total (corr.)	8,97E+10	1 5			

R-cuadrada = 78,0351 porciento	R-cuadrada = 99,2313 porciento
R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 67,0527 porciento	R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 98,847 porciento
Error estándar del est. = 0,037081	Error estándar del est. = 8304,38
Error absoluto medio = 0,02625	Error absoluto medio = 5604,86
Estadístico Durbin-Watson = 2,32864 (P=0,6845)	Estadístico Durbin-Watson = 1,99353 (P=0,4138)

4B. Optimización multivariable en coagulación FeCl₃ con lixiviado de temporada de lluvia

Tabla A31. Optimización multivariable con Indicadores exergéticos en Coagulación - Floculación y lixiviado temp. lluvia

Factor	Bajo	Alto	Óptimo
pH	5	8	5,72366
FeCl3	1	7	1
Respuesta			Óptimo
Remoción DQO			0,514925
Ind. Eficiencia exergoambiental			0,271162
Ind. Costo exergoambiental			3,61242
Ind. Cumplimiento normativo			0,746822
Ind. Eliminación de residuos			0,320394
Ind. Costo exergoeconómico			63592,5

4C. ANOVA indicadores exergéticos en coagulación FeCl₃ con lixiviado de temporada seca

Tabla A32. ANOVA indicadores exergéticos en Coagulación - Floculación con lixiviado de temp. seca

ANOVA REMOCIÓN DQO						ANOVA INDICADOR CUMPLIMIENTO NORMATIVO					
Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P	Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P
A:pH	0,4096	1	0,4096	183,14	0	A:pH	0,486506	1	0,486506	76,25	0
B:FeCl3	0,096605	1	0,096605	43,19	0,000 1	B:FeCl3	0,0678612	1	0,0678612	10,64	0,008 6
AB	0,007605	1	0,007605	3,4	0,095	AB	0,0023113	1	0,0023112 5	0,36	0,560 7
BB	0,021025	1	0,021025	9,4	0,011 9	BB	0,0430563	1	0,0430563	6,75	0,026 6

bloques	0	1	0	0	1	bloques	0,0005063	1	0,0005062 5	0,08	0,783 9
Error total	0,022365	1 0	0,002236 5			Error total	0,0638025	1 0	0,0063802 5		
Total (corr.)	0,5572	1 5				Total (corr.)	0,664044	1 5			
R-cuadrada = 95,9862 porciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 93,9793 porciento Error estándar del est. = 0,0472916 Error absoluto medio = 0,0298125 Estadístico Durbin-Watson = 1,97293 (P=0,3583)						R-cuadrada = 90,3918 porciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 85,5877 porciento Error estándar del est. = 0,0798765 Error absoluto medio = 0,0574688 Estadístico Durbin-Watson = 2,15283 (P=0,5017)					
ANOVA INDICADOR COSTO EXERGOAMBIENTAL						ANOVA INDICADOR ELIMINACIÓN DE RESIDUOS					
Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P	Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P
A:pH	0,6241	1	0,6241	2,21	0,168 2	A:pH	0,0841	1	0,0841	118,28	0
B:FeCl3	0,271445	1	0,271445	0,96	0,350 3	B:FeCl3	0,029645	1	0,029645	41,69	0,000 1
AB	0,4205	1	0,4205	1,49	0,250 6	AB	0,00392	1	0,00392	5,51	0,040 8
BB	1,9321	1	1,9321	6,83	0,025 9	BB	0,0064	1	0,0064	9	0,013 3
bloques	0,09	1	0,09	0,32	0,585	bloques	0	1	0	0	1
Error total	2,82723	1 0	0,282723			Error total	0,00711	1 0	0,000711		
Total (corr.)	6,16537	1 5				Total (corr.)	0,131175	1 5			
R-cuadrada = 54,1434 porciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 31,2151 porciento Error estándar del est. = 0,531717 Error absoluto medio = 0,361063 Estadístico Durbin-Watson = 1,8569 (P=0,2741)						R-cuadrada = 94,5798 porciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 91,8696 porciento Error estándar del est. = 0,0266646 Error absoluto medio = 0,0166875 Estadístico Durbin-Watson = 1,85939 (P=0,2758)					
ANOVA INDICADOR EFICIENCIA EXERGOAMBIENTAL						ANOVA INDICADOR EXERGOECONÓMICO					
Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P	Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P
A:pH	0,0049	1	0,0049	5,41	0,042 3	A:pH	4,21E+10	1	4,21E+10	572,77	0
B:FeCl3	0	1	0	0	1	B:FeCl3	1,06E+09	1	1,06E+09	14,46	0,003 5
AB	0,001125	1	0,001125	1,24	0,291	AB	2,23E+08	1	2,23E+08	3,04	0,111 9
BB	0,0049	1	0,0049	5,41	0,042 3	BB	5,14E+08	1	5,14E+08	7	0,024 5
bloques	0,0004	1	0,0004	0,44	0,521 2	bloques	8,09E+07	1	8,09E+07	1,1	0,318 8
Error total	0,00905	1 0	0,000905			Error	7,35E+08	1 0	7,35E+07		
Total (corr.)	0,020375	1 5				Total	4,47E+10	1 5			
R-cuadrada = 55,5828 porciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 33,3742 porciento Error estándar del est. = 0,0300832 Error absoluto medio = 0,0209375 Estadístico Durbin-Watson = 1,68715 (P=0,1709)						R-cuadrada = 98,3562 porciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 97,5344 porciento Error estándar del est. = 8570,83 Error absoluto medio = 5842,65 Estadístico Durbin-Watson = 2,00981 (P=0,3867)					

4D. Optimización multivariable en coagulación FeCl₃ con lixiviado de temporada seca

Tabla A33. Optimización multivariable con Indicadores exergeticos en Coagulación - Floculación y lixiviado temp. seca

Factor	Bajo	Alto	Óptimo
pH	5	8	7,34257
FeCl3	1	7	4,23101
Respuesta			Óptimo
Remoción DQO			0,399248
Ind. Eficiencia exergoambiental			0,278208
Ind. Costo exergoambiental			3,94962
Ind. Cumplimiento normativo			0,540359
Ind. Eliminación de residuos			0,240614
Ind. Costo exergoeconómico			23804,6

4E. ANOVA indicadores exergéticos en tratamiento fotoquímico

Tabla A34. ANOVA indicadores exergéticos en foto-Fenton añadiendo Hierro y manteniendo Peróxido

ANOVA REMOCIÓN DQO						ANOVA INDICADOR CUMPLIMIENTO NORMATIVO					
Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P	Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P
A:FeSO4	0,00166667	1	0,00166667	5,85	0,0519	A:FeSO4	0,0140167	1	0,0140167	8,71	0,0256
B:H2O2	0,0608745	1	0,0608745	213,8	0	B:H2O2	0,0936783	1	0,0936783	58,23	0,0003
AA	0,0140467	1	0,0140467	49,33	0,0004	AA	0,0989769	1	0,0989769	61,52	0,0002
AB	0,000225	1	0,000225	0,79	0,4082	AB	0,0169	1	0,0169	10,5	0,0177
BB	0,00062927	1	0,00062927	2,21	0,1877	BB	0,00144527	1	0,00144527	0,9	0,3798
Error total	0,00170833	6	0,00028472			Error total	0,0096531	6	0,00160885		
Total (corr.)	0,0878917	1				Total (corr.)	0,261625	1			
R-cuadrada = 98,0563 porciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 96,4366 porciento Error estándar del est. = 0,0168737 Error absoluto medio = 0,00958333 Estadístico Durbin-Watson = 2,17236 (P=0,6086)						R-cuadrada = 96,3103 porciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 93,2356 porciento Error estándar del est. = 0,0401105 Error absoluto medio = 0,0214922 Estadístico Durbin-Watson = 1,98087 (P=0,4854)					
ANOVA INDICADOR COSTO EXERGOAMBIENTAL						ANOVA INDICADOR ELIMINACIÓN DE RESIDUOS					
Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P	Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P
A:FeSO4	471,352	1	471,352	1,71	0,2385	A:FeSO4	3,75E-07	1	3,75E-07	345,54	0
B:H2O2	27372	1	27372	99,48	0,0001	B:H2O2	3,29E-09	1	3,29E-09	3,03	0,1322
AA	3790,05	1	3790,05	13,77	0,01	AA	6,55E-10	1	6,55E-10	0,6	0,4667
AB	240,25	1	240,25	0,87	0,3861	AB	0	1	0	0	1
BB	1742,7	1	1742,7	6,33	0,0455	BB	2,76E-09	1	2,76E-09	2,54	0,1621
Error total	1650,84	6	275,14			Error total	6,51E-09	6	1,09E-09		
Total (corr.)	38113,2	1				Total (corr.)	3,89E-07	1			

R-cuadrada = 95,6686 por ciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 92,0591 por ciento Error estándar del est. = 16,5873 Error absoluto medio = 10,6897 Estadístico Durbin-Watson = 2,36125 (P=0,7216)					
ANOVA INDICADOR EFICIENCIA EXERGOAMBIENTAL					
Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P
A:FeSO4	0	1	0	0	1
B:H2O2	1,0835E-05	1	1,0835E-05	38,83	0,0008
AA	1,7923E-06	1	1,7923E-06	6,42	0,0444
AB	0	1	0	0	1
BB	3,78E-10	1	3,78E-10	0	0,9718
Error total	1,6744E-06	6	2,79E-07		
Total (corr.)	1,5667E-05	1			
R-cuadrada = 89,3122 por ciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 80,4057 por ciento Error estándar del est. = 0,000528271 Error absoluto medio = 0,000302326 Estadístico Durbin-Watson = 2,50549 (P=0,7971)					
ANOVA INDICADOR EXERGOECONÓMICO					
Fuente	Suma de Cuadrados	G l	Cuadrado Medio	Razón -F	Valor -P
A:FeSO4	1,33E+11	1	1,33E+11	1,71	0,2384
B:H2O2	7,71E+12	1	7,71E+12	99,47	0,0001
AA	1,07E+12	1	1,07E+12	13,78	0,01
AB	6,77E+10	1	6,77E+10	0,87	0,3862
BB	4,91E+11	1	4,91E+11	6,33	0,0455
Error total	4,65E+11	6	7,75E+10		
Total (corr.)	1,07E+13	1			
R-cuadrada = 95,6682 por ciento R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 92,0584 por ciento Error estándar del est. = 278407, Error absoluto medio = 179420, Estadístico Durbin-Watson = 2,36132 (P=0,7216)					

4F. Optimización multivariable con indicadores exerгéticos en foto-Fenton hecho añadiendo Hierro y manteniendo Peróxido

Tabla A35. Optimización multivariable con Indicadores exerгéticos en foto-Fenton añadiendo Hierro y manteniendo Peróxido

Factor	Bajo	Alto	Óptimo
FeSO4 (mg/L)	100	300	172,908
H2O2 (mg/L)	750	2250	2250
Respuesta	Óptimo		
Remoción DQO	0,548315		
Ind. Eficiencia exergoambiental	0,00633731		
Ind. Costo exergoambiental	135,637		
Ind. Cumplimiento normativo	1,62856		
Ind. Eliminación de residuos	0,000363719		
Ind. Costo exergoeconómico	2276390		

Anexo 5. Código Python para resolver modelo exergético

```
import pandas as pd
from tabulate import tabulate
from IPython.display import display
df = pd.read_csv('tabla.csv', index_col="Substance")
oxidacion=pd.read_csv('oxidacion-avanzada.csv', index_col=["Recurso","Cc"])
print(df.to_string())

def calc_ExQ(compuesto):
    return compuesto*13.6
def calc_ExQ_f(concentracion,mol,ExQ):

    return (concentracion/mol)*ExQ

""" """
#input
#### preguntar la cantidad de compuestos en la entrada  generar n inputs

n_compuestos=int(input("Ingrese la cantidad de compuestos a la entrada: "))
Recurso_Compuesto=[]
Concentracion_input=[]
for n in range(n_compuestos):
    Recurso_Compuesto.append(input("Ingrese el Recurso -"+str(n)+"- en base a la
tabla: "))
    Concentracion_input.append(float(input("Ingrese la concentracion compuesto
(g/L): ")))

print(Recurso_Compuesto)
print(Concentracion_input)

#Recurso_Compuesto=input("Ingrese el Recurso en base a la tabla: ")
#Concentracion_input=float(input("Ingrese la concentracion compuesto (g/L): "))

DOO1=float(input("concentracion DQO influente (g/L): "))
DOO4=float(input("concentracion DQO efluente (g/L): "))

H2O_Comp1="PO4"
H2O_V_comp1=float(input("Ingrese la concentracion PO4 del influente (g/L): "))
H2O_V_comp1_sal=float(input("Ingrese la concentracion PO4 del efluente (g/L): "))

H2O_Comp2="SO4"
H2O_V_comp2=float(input("Ingrese la concentracion SO4 del influente (g/L): "))
H2O_V_comp2_sal=float(input("Ingrese la concentracion SO4 del efluente (g/L):
"))
```

```

H2O_Comp3="NH4"
H2O_V_comp3=float(input("Ingrese la concentracion NH4 del influente (g/L): "))
H2O_V_comp3_sal=float(input("Ingrese la concentracion NH4 del efluente (g/L): "))

Electricidad=float(input("Ingrese el consumo energetico de equipos y dispositivos
(KJ/L): "))

#Mol_input=float(df.loc[Recurso_Compuesto]['MolecularMass'])
Mol_input=[]
for recurso in Recurso_Compuesto:
    Mol_input.append(float(df.loc[recurso]['MolecularMass']))

Mol_Comp1=float(oxidacion.Masamolar[H2O_Comp1][1.0])
Mol_Comp2=float(oxidacion.Masamolar[H2O_Comp2][1.0])
Mol_Comp3=float(oxidacion.Masamolar[H2O_Comp3][1.0])

#ExQC_input=float(df.loc[Recurso_Compuesto]['Sce'])

ExQC_input=[]
for recurso in Recurso_Compuesto:
    ExQC_input.append(float(df.loc[recurso]['Sce']))

ExQ_Comp1=float(oxidacion.ExQestandar[H2O_Comp1][1.0])
ExQ_Comp2=oxidacion.ExQestandar[H2O_Comp2][1.0]
ExQ_Comp3=oxidacion.ExQestandar[H2O_Comp3][1.0]

#ExQ2=calc_ExQ_f(Concentracion_input,Mol_input,ExQC_input)
ExQ2=[]
for ExQ2_n in range(len(Concentracion_input)):

    ExQ2.append(calc_ExQ_f(Concentracion_input[ExQ2_n],Mol_input[ExQ2_n],ExQC_
input[ExQ2_n]))
    print("ExQ2",ExQ2)
    ExQ1a=calc_ExQ(DOO1)
    ExQ1b=calc_ExQ_f(H2O_V_comp1,Mol_Comp1,ExQ_Comp1)
    ExQ1c=calc_ExQ_f(H2O_V_comp2,Mol_Comp2,ExQ_Comp2)
    ExQ1d=calc_ExQ_f(H2O_V_comp3,Mol_Comp3,ExQ_Comp3)

    ExQ1=ExQ1a+ExQ1b+ExQ1c+ExQ1d
    print("ExQ1",ExQ1)
    ExQ15=Electricidad
    print("ExQ15",ExQ15)

```

```

ExQ4a=calc_ExQ(DOO4)
ExQ4b=calc_ExQ_f(H2O_V_comp1_sal,Mol_Comp1,ExQ_Comp1)
ExQ4c=calc_ExQ_f(H2O_V_comp2_sal,Mol_Comp2,ExQ_Comp2)
ExQ4d=calc_ExQ_f(H2O_V_comp3_sal,Mol_Comp3,ExQ_Comp3)

ExQ4=ExQ4a+ExQ4b+ExQ4c+ExQ4d
print(ExQ4a,ExQ4b,ExQ4c,ExQ4d)

n_compuestos_sal=int(input("Ingrese la cantidad de compuestos a la salida: "))
Recurso_Compuesto_sal=[]
Concentracion_out=[]
for n in range(n_compuestos_sal):
    Recurso_Compuesto_sal.append(input("Ingrese el Recurso -"+str(n)+"- en base
a la tabla: "))
    Concentracion_out.append(float(input("Ingrese la concentracion compuesto
(g/L): ")))

Mol_out=[]
for recurso in Recurso_Compuesto_sal:
    Mol_out.append(float(df.loc[recurso]['MolecularMass']))

ExQC_out=[]
for recurso in Recurso_Compuesto:
    ExQC_out.append(float(df.loc[recurso]['Sce']))

ExQ3_pq=[]
for ExQ3_n in range(len(Concentracion_out)):

ExQ3_pq.append(calc_ExQ_f(Concentracion_out[ExQ3_n],Mol_out[ExQ3_n],ExQC_
out[ExQ3_n]))
print("ExQ3_pq",ExQ3_pq)

DOO4_residuos=float(input("concentracion DQO residuo (g/L): "))
H2O_Comp1_residuos="PO4"
H2O_V_comp1_residuos=float(input("Ingrese la concentracion PO4 del residuo
(g/L): "))
H2O_Comp2_residuos="SO4"
H2O_V_comp2_residuos=float(input("Ingrese la concentracion SO4 del residuo
(g/L): "))
H2O_Comp3_residuos="NH4"
H2O_V_comp3_residuos=float(input("Ingrese la concentracion NH4 del residuo
(g/L): "))

ExQ3a_mo=calc_ExQ(DOO4_residuos)

```

```

ExQ3b_mo=calc_ExQ_f(H2O_V_comp1_residuos,Mol_Comp1,ExQ_Comp1)
ExQ3c_mo=calc_ExQ_f(H2O_V_comp2_residuos,Mol_Comp2,ExQ_Comp2)
ExQ3d_mo=calc_ExQ_f(H2O_V_comp3_residuos,Mol_Comp3,ExQ_Comp3)

ExQ3=sum(ExQ3_pq)+ExQ3a_mo+ExQ3b_mo+ExQ3c_mo+ExQ3d_mo
print(Recurso_Compuesto)
print(Concentracion_input)

print("ExQ2: ",ExQ2)
Carga_organica=(DOO1-DOO4)
remocion=abs((DOO1-DOO4)/DOO1)*100

print("Carga_organica",Carga_organica)
print("remocion",remocion)
Ex_in=ExQ1+sum(ExQ2)+ ExQ15 # sumatoria  añadir exqn
Ex_out=(ExQ3)+ExQ4

Ex_dest=Ex_in-Ex_out
# 3 decimales
Ef_E=(abs((ExQ4)/Ex_in)*100)

c_ud=Ex_in/ExQ4
C_e_ud=Ex_in/Ex_out
I_del_res=((ExQ3)/(Ex_in-ExQ15))*100
EEA_r=Carga_organica/Ex_dest
ICEA=((sum(ExQ2))+ExQ15)/Carga_organica
tuples = [('Entrada', "ExQ1"), ('Entrada', "ExQ2"), ('Entrada', "ExQ15"), ('Entrada',
"Ex_in"),
          ('salida', 'ExQ3'), ('salida', 'ExQ4'),('salida', 'Ex_out'),('salida',
'remocion'),('salida', 'E_destruida'),
          ('indicadores','eficiencia Exergo ambiental de remoción'),
          ('indicadores','Indicador costo exergético ambiental'),('indicadores','Eficiencia
Exergetica'),
          ('indicadores', 'Indice eliminación de residuos')]]

index = pd.MultiIndex.from_tuples(tuples, names=['Exergia', 'EQ'])

data = [ExQ1,sum(ExQ2), ExQ15,Ex_in,
        ExQ3, ExQ4,Ex_out, remocion,Ex_dest,
        EEA_r,ICEA,Ef_E, c_ud, C_e_ud, I_del_res
        ]
unidades=['g/L','g/L','g/L','g/L',
          'g/L','g/L','g/L',None,'g/L',
          '%', None, None,None,None]

```

```

data = [[ExQ1,'kJ/L'],[sum(ExQ2),'kJ/L'], [ExQ15,'kJ/L'],[Ex_in,'kJ/L'],
        [ExQ3,'kJ/L'], [ExQ4,'kJ/L'],[Ex_out,'kJ/L'], [remocion,'%'],[Ex_dest,'kJ/L'],
        [EEA_r,"gdqo/kJ"],[ICEA,"kJ/gdqo"],[Ef_E,'%'], [I_del_res,'%']
        ]
# Creating dataframe using 'data' and 'index'
df = pd.DataFrame(data =data, index = index, columns = ['value',"unidad"])
print(df)
display(df)

df.style.highlight_max()
"""
exergia de entrada
Ex1 ex2 ex15
sum ()

exergia de salida
ex3 ex4
sum ()
"""

```

Anexo 6. Resultados análisis de ciclo de vida tratamiento de lixiviado

Figura A3. Resultados normalizados ACV tren de tratamiento de lixiviado en línea.

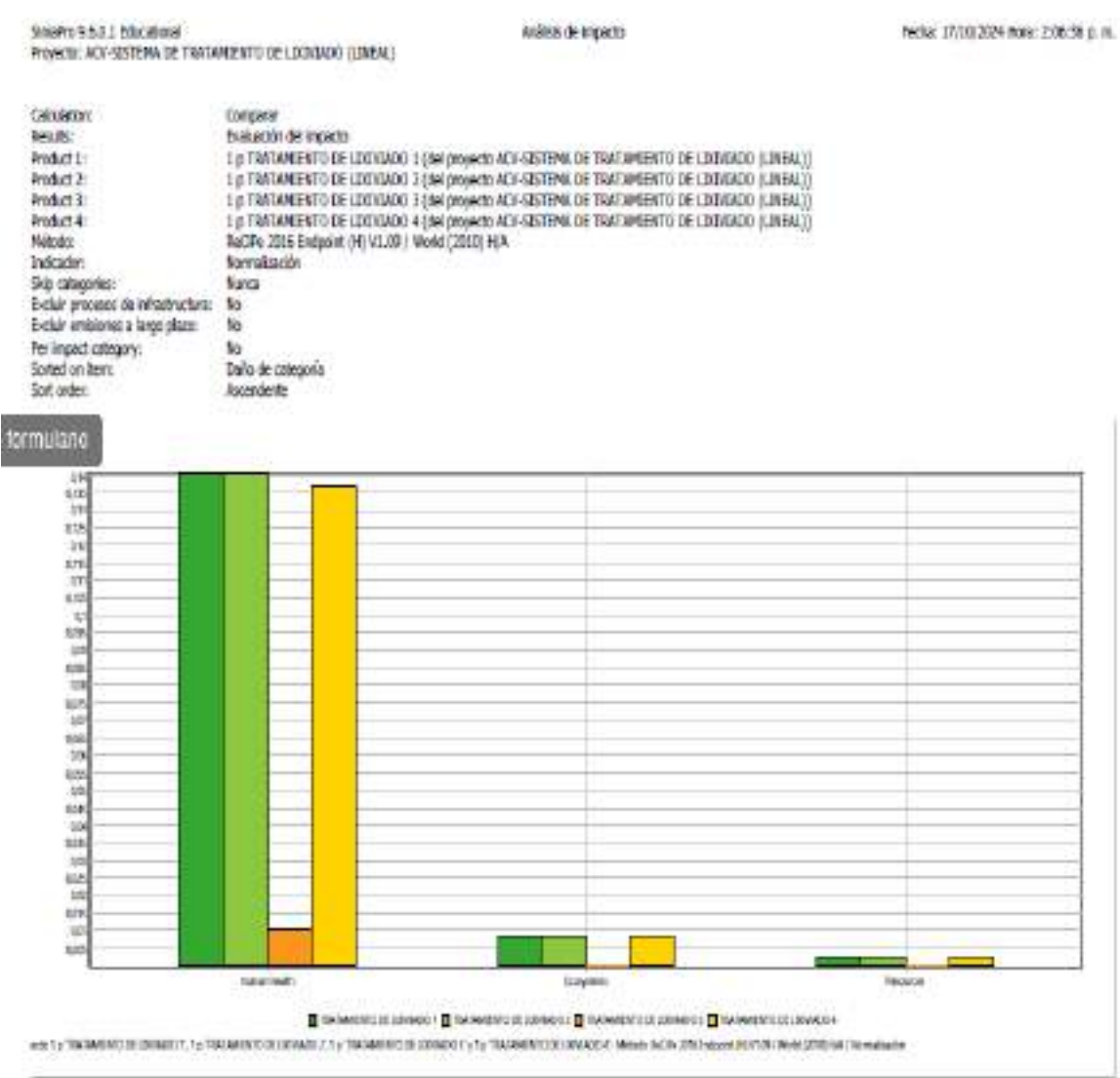


Figura A4. Resultados evaluación del daño tren de tratamiento de lixiviado en línea.



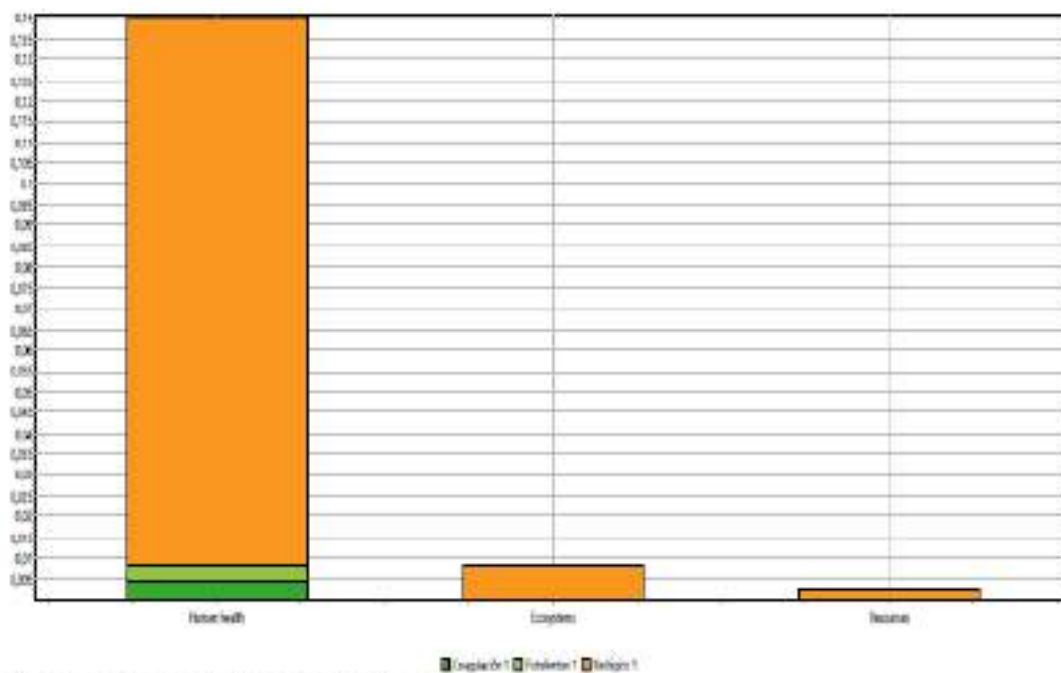
Figura A5. Resultados normalizados ACV por proceso unitario de tratamiento de lixiviado escenario 1.

Simapro 9.6.0.1 Educational
Proyecto: ACA-SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADO

Análisis de impacto

Fecha: 17/10/2024 Hora: 1:40:50 p. m.

Calcular: Analizar
Resultado: Evaluación del Impacto
Producto: 1 p TRATAMIENTO DE LIXIVIADO 1 (del proceso ACA-SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADO)
Método: ReCiPe 2016 Endpoint (H) V1.09 / World (2010) H/A
Indicador: Normalización
Skip categories: Nunca
Excluir procesos de infraestructura: No
Excluir emisiones a largo plazo: No
Per impact category: No
Sort on item: Dato de categoría
Sort order: Ascendente



ACA-SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADO 1: Método ReCiPe 2016 Endpoint (H) V1.09 / World (2010) H/A / Normalización

Figura A6. Resultados normalizados ACV por proceso unitario de tratamiento de
lixiviado escenario 2.

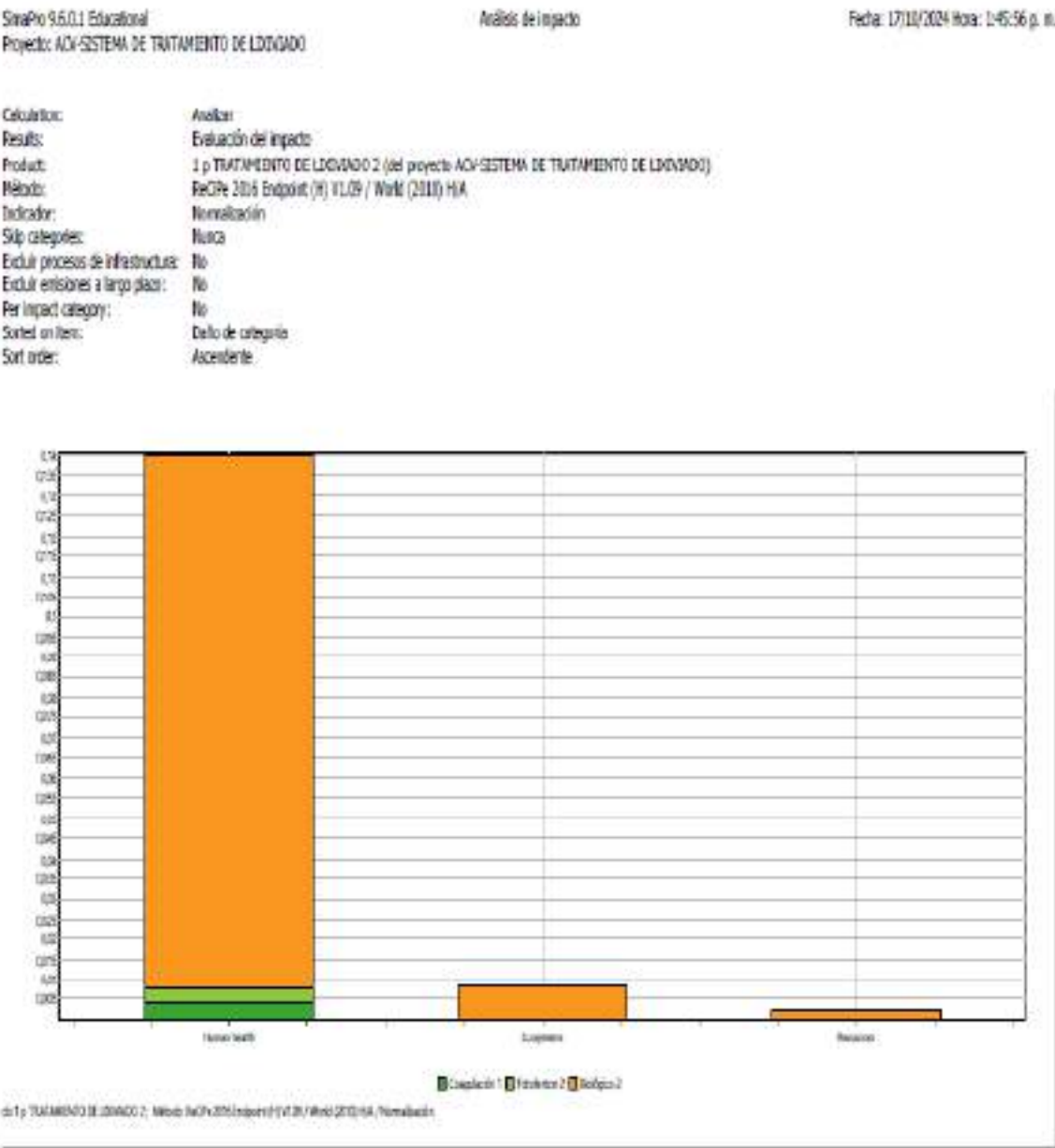


Figura A7. Resultados normalizados ACV por proceso unitario de tratamiento de lixiviado escenario 3.

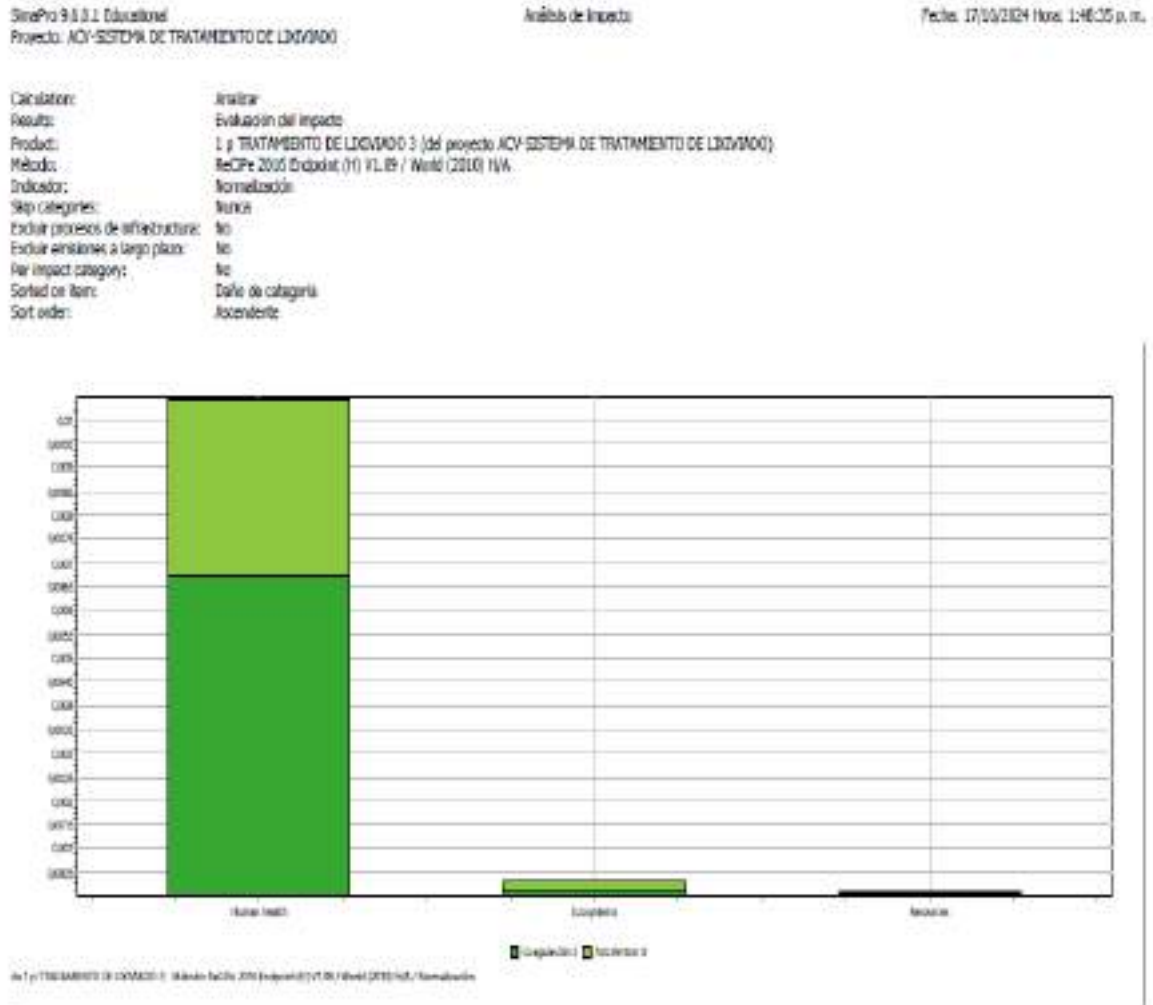
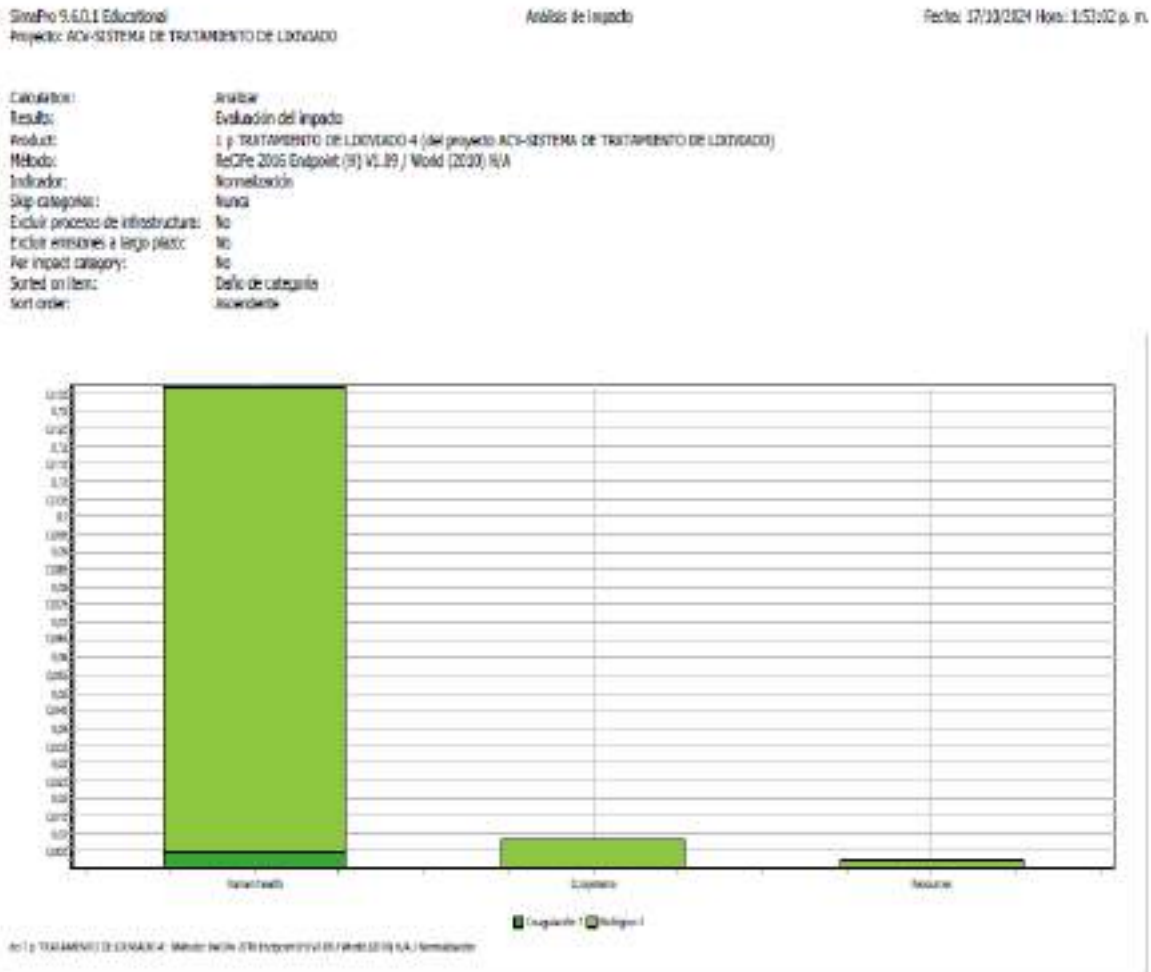


Figura A8. Resultados normalizados ACV por proceso unitario de tratamiento de lixiviado escenario 4.



Página: 1

Anexo 7. Evidencia participación en eventos científicos





El comité organizador
hace constar que:

Salvador Villamizar, Aymer Maturana
participaron como
ponentes en modalidad
póster del trabajo
titulado:

**DESARROLLO DE UN MÉTODO DE ANÁLISIS
EXERGÉTICO PARA LA EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO
DEL TRATAMIENTO DE LIXIVIADO MEDIANTE UN
PROCESO FOTOQUÍMICO-BIOLÓGICO.**

en el
**V congreso de procesos avanzados de
oxidación**
II Simposio de Química básica y aplicada
Realizado entre noviembre 1 y 3 del 2023, Santiago de Cali, Colombia


Luis Norberto Benítez Vásquez
Jefe Departamento de Química


Fiderman Machuca Martínez
Decano Facultad de Ingeniería



Universidad Francisco de Paula Santander Ocaña

Certifican que:

Salvador Enrique Villamizar Mosquera

CC. 1.090.492.291 de Cúcuta, Norte de Santander

Participó como ponente oral el día 13 de octubre de 2023 en el



Título de la presentación: "Validación avanzada y procesos biológicos como tecnología emergente para el tratamiento de agua contaminada por agroquímicos."

E. S. Sain-10

Mgtr. Edgar Antonio Sánchez Ortiz
Director UFPB Ocaña

Sanchez

PhD. Nelson Alexander García
Decano Facultad de Ingeniería
Coordinador General S. EIT



Universidad Francisco de Paula Santander Ocaña

Certifican que:

Salvador Enrique Villamizar Mosquera

CC. 1.090.492.291 de Cúcuta, Norte de Santander

Participó como ponente oral el día 13 de octubre de 2023 en el



Título de la presentación: "Análisis emergético o balanceos de agua residual compleja, caso de estudio: lavado."

E. S. Sain-10

Mgtr. Edgar Antonio Sánchez Ortiz
Director UFPB Ocaña

Sanchez

PhD. Nelson Alexander García
Decano Facultad de Ingeniería
Coordinador General S. EIT

El Instituto Global para el Crecimiento Verde - GGGI hace constar que:

Salvador Villamizar

Participó como ponente en el evento virtual titulado:
"Primer seminario sobre la biotecnología aplicada al área ambiental y agrario"
de cuatro (4) horas de duración, dirigido a personas aprendices e
instructores SENA, empresarios, universidades y demás
participantes con interés en la biotecnología.

Julio 30 de 2021



LA UNIVERSIDAD ANTONIO NARIÑO

HACE CONSTAR QUE:

**Dorance Becerra-Moreno, A. Maturana, S.
Villamizar-Mosquera, J. Soto-Verjel, Á.
Soto-Vergel, F. Machuca-Martínez.**

Presentaron la ponencia oral corta titulada:

Tratamiento de Lixiviados mediante Fotocatálisis Heterogénea TiO_2/UV : Un Modelo de Regresión Polinomial Múltiple

**EN EL 4to CONGRESO COLOMBIANO DE PROCESOS
AVANZADOS DE OXIDACIÓN**

Realizado en modalidad virtual, del 14 al 16 de abril del 2021

Alejandro Moncayo Lasso
Presidente Comité Organizador

Alicia Romero Frias
Decana Facultad de Ciencias



UNIVERSIDAD ANTONIO NARIÑO



Hace constar que:
Salvador Enrique Villamizar Masquera
Documento de Identidad: **1.090.492.291**

Participó como conferencista en el *"I Seminario Internacional en Gestión del agua"*
Con la ponencia titulada: *Tratamiento de lodos de rellenos sanitarios mediante el acople de un proceso
avanzado de oxidación (Fotocatálisis heterogénea) y un proceso biológico aerobio (Lodos activados)*

realizado el 01 de octubre de 2021 con una duración de 8 horas.

SANDRA SANTACOLOMA LONDOÑO
Comité Organizador UCEVA



Unidades Tecnológicas de Santander Certifican que:

SALVADOR ENRIQUE VILLAMIZAR MOSQUERA
Documento de Identidad: 1090492291

Participó como ponente en el V CONGRESO UNIVERSITARIO INTERNACIONAL DE INGENIERIAS

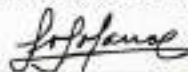
*Con la ponencia: **Aplicación del análisis exergético para la evaluación del desempeño ambiental en un proceso foto catalítico acoplado a un reactor biológico aerobio, como alternativa para el tratamiento de lixiviado de rellenos sanitarios.***

Realizado durante los días 9, 10 y 11 de noviembre de 2022

Bucaramanga, el día 15 de Noviembre de 2022



Javier Mauricio Mendoza Paredes
Director de Investigaciones y Extensión



Favio Eduardo Solano Castellanos
Decano Facultad de Ciencias Naturales e Ingenierías