



MEDIO AMBIENTE
SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES



**COORDINACIÓN DE GOBERNANZA DEL
AGUA Y FORTALECIMIENTO DE
CAPACIDADES**

**SUBCOORDINACIÓN DE POSGRADO Y
EDUCACIÓN CONTINUA**

TESIS

**DETOXIFICACIÓN DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE UN RELLENO
SANITARIO MEDIANTE PROCESOS BIOLÓGICOS GRANULARES**

que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias y Tecnología del Agua

presenta

Ulises Duvan Rodríguez Díaz

Tutora: Dra. Liliana García Sánchez

Cotutor: Dr. Luis Gerardo Treviño Quintanilla

Jiutepec, Morelos

Año: 2023

Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Col. Progreso, C.P. 62550, Jiutepec, Morelos.
Tel.: (777) 329 36 00 www.gob.mx/imta



F.C4.03.44.1



Con fundamento en los artículos 21 y 27 de la Ley Federal del Derecho de Autor y como titular de los derechos moral y patrimoniales de la obra titulada “DETOXIFICACIÓN DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE UN RELLENO SANITARIO MEDIANTE PROCESOS BIOLÓGICOS GRANULARES”, otorgo de manera gratuita y permanente al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, autorización para que fijen la obra en cualquier medio, incluido el electrónico, y la divulguen entre su personal, estudiantes o terceras personas, sin que pueda percibir por tal divulgación una contraprestación.

Ulises Duvan Rodríguez Díaz

Jiutepec, Morelos, noviembre del 2023





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

Ante el comité tutorial integrado por:

Dr. Luis Gerardo Treviño Quintanilla

Dra. Sofía Esperanza Garrido Hoyos

Dra. Liliana García Sánchez

M. C. Axel Falcón Rojas

M. C. Yolanda Pica Granados

Directora de tesis

Dra. Liliana García Sánchez

Co-Director de tesis

Dr. Luis Gerardo Treviño Quintanilla

Jiutepec, Morelos, México, noviembre del 2023
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua





AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, deseo expresar mis agradecimientos Al Instituto Mexicano De Tecnología Del Agua, quienes me brindaron su conocimiento y experiencia, así como la oportunidad de ser uno de sus estudiantes del posgrado en Ciencias y Tecnología del agua.

De igual forma, agradezco al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías por el financiamiento para poder continuar con mis estudios de posgrado.

Un trabajo de investigación es siempre fruto de ideas, proyectos y esfuerzos previos que corresponden a otras personas. En este caso, mi más sincero agradecimiento a mi tutora la Dra. Liliana García Sánchez, por la dedicación y apoyo que me ha brindado en este trabajo, por el respeto a mis sugerencias e ideas y por la dirección que me ha facilitado a las mismas. Gracias por la confianza ofrecida desde el momento que nos conocimos.

Un agradecimiento, al Dr. Luis Gerardo Treviño Quintanilla, por la revisión cuidadosa que ha realizado de este texto y sus valiosas sugerencias en momentos de duda.

Le agradezco la revisión de este texto a mi comité tutorial, el M. C. Axel Falcón Rojas, la M. C. Yolanda Pica Granados y a la Dra. Sofía Esperanza Garrido Hoyos, gracias por el apoyo brindado en la revisión de este trabajo, así como las sugerencias brindadas.

Por último, al relleno sanitario “La perseverancia” , le agradezco el haberme facilitado las muestras de lixiviado, con las cuales se realizó esta investigación.



DEDICATORIAS

Este trabajo se lo dedico a mis padres, Claudia Díaz Izazaga y Alberto Rodríguez García, por apoyarme en todo momento, por ser mi fortaleza en momentos de debilidad, por haberme dado la oportunidad de tener una excelente formación académica, por brindarme una vida llena de aprendizajes, experiencias y sobre todo por ser un gran ejemplo a seguir.

A mis hermanos, Diana Evelyn y Argenis Jocsan, por ser parte importante de mi vida y brindarme su amor y cariño en todo momento.

A mis sobrinas Renata Jaqueline y Aitana Odalyn, por darme la oportunidad de crecer y aprender junto a ustedes.

A Karen Bahena, por haber sido una excelente compañera de tesis y amiga, por haberme tenido la paciencia necesaria y motivarme a seguir adelante en los momentos de desesperación.

Por último, gracias a mis amigos que siempre me han dado un gran apoyo moral y haber hecho de mi etapa en el posgrado un trayecto de vivencias que nunca olvidaré.



RESUMEN

La presente investigación, estuvo enfocada en el tratamiento de lixiviados provenientes del relleno sanitario “La Perseverancia”, utilizando un tratamiento biológico granular conformado por un Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA) acoplado a un Reactor Biológico Secuencial por lotes (RBS). La eficiencia del tratamiento fue evaluada a través de cuatro experimentos en los que se modificó la carga orgánica (1 y 2.5 kg DQO $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$) y el tiempo de residencia hidráulica (1 y 2 d). Se utilizó como parámetro de respuesta la remoción de materia orgánica (DQO) y la reducción de la toxicidad aguda utilizando como organismo de prueba *Danio rerio* en pruebas de exposición de 72 h.

De acuerdo a los resultados, se encontró que en el experimento 4, operado con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 2 d y una carga orgánica volumétrica de 2.5 kg DQO $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$, se obtuvieron las mayores remociones de DQO ($21.83 \pm 6.20\%$). Para el resto de los experimentos 1, 2 y 3, se obtuvieron remociones de 13.11 ± 5.74 , 15.44 ± 4.45 y $21.23 \pm 5.73 \%$, correspondientes a los experimentos mencionados. En el experimento 1, con un TRH de 1 día y carga orgánica de 1 kg DQO $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$, se destacan remociones más altas de DBO_5 ($53.99 \pm 4.74 \%$) y N-NH_3 ($77.32 \pm 7.24\%$). En comparación, los experimentos 2, 3 y 4 tienen remociones de DBO_5 del 37.64 ± 13.52 , 40.51 ± 8.30 y $48.72 \pm 5.92 \%$, respectivamente, para el N-NH_3 del 60.54 ± 21.30 , 73.71 ± 11.62 y $61.62 \pm 15.51 \%$, en el orden dado. Mientras que, el experimento 3, con el mismo TRH y carga orgánica volumétrica, destaca en la remoción de PO_4^{3-} ($78.26 \pm 20.62 \%$) frente a las remociones de 68.03 ± 16.26 , 34.78 ± 17.13 y $50.18 \pm 17.07 \%$, correspondientes a los experimentos 1, 2 y 4.

En cuanto a la toxicidad, al utilizar *Danio rerio* como organismo de prueba, se obtuvieron concentraciones letales medias ($\text{CL}_{50-72 \text{ h}}$) en el efluente del tratamiento de 4.77 y 21.9 [%] (v/v), respectivamente para el experimento 2 (TRH de 1 d y carga orgánica de 2.5 kg DQO $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$) y 4 (TRH de 2 d y carga orgánica de 2.5 kg DQO $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$), mientras que para el experimento 1 (TRH de 1 d y carga orgánica de 1 kg DQO $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$) y 3 (TRH de 2 d y carga orgánica de 1 kg DQO $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$), no se obtuvo un valor de $\text{CL}_{50-72 \text{ h}}$, indicando que no existe mortalidad para este organismo en el influente, sin embargo observaciones adicionales efectuadas sobre la condición de los juveniles para todos los experimentos, mostraron daños en tejido, e inmovilidad. En este aspecto, el experimento 2, presentó la menor reducción de toxicidad (29.56%), mientras que los experimentos 1, 3 y 4 presentaron reducciones de toxicidad superiores al 84.64 %.

Por otro lado, se analizó la influencia de la carga orgánica y el TRH en el sistema de tratamiento granular anaerobio/aerobio a través de un diseño experimental 2². Se concluyó que el TRH influye positivamente en la eliminación de DQO, aunque la carga orgánica no mostró un impacto significativo. Sugiriendo explorar diferentes niveles de carga orgánica en futuras investigaciones o considerar otras variables en el diseño.

La investigación demuestra que el tren de tratamiento propuesto, que involucra un reactor RAFA acoplado a un reactor aerobio RBS con biomasa granular, permite la remoción de diversos contaminantes tóxicos para el organismo *Danio rerio* mediante procesos biológicos anaerobios y aerobios



ABSTRACT

The present research focused on the treatment of leachate from the "La Perseverancia" landfill, using a granular biological treatment consisting of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (UASB) coupled with a Sequential Batch Reactor (SBR). The treatment efficiency was evaluated through four experiments in which the organic load (1 and 2.5 kg COD m⁻³ d⁻¹) and hydraulic retention time (1 and 2 d) were modified. The removal of organic matter (COD) and the reduction of acute toxicity using *Danio rerio* as a test organism in 72-hour exposure tests were used as response parameters.

According to the results, it was found that in experiment 4, operated with a hydraulic retention time (HRT) of 2 d and a volumetric organic load of 2.5 kg COD m⁻³ d⁻¹, the highest COD removals were obtained (21.83 ± 6.20%). For the other experiments 1, 2, and 3, COD removals of 13.11 ± 5.74, 15.44 ± 4.45, and 21.23 ± 5.73% were obtained, respectively. In experiment 1, with a 1-day HRT and organic load of 1 kg COD m⁻³ d⁻¹, higher removals of BOD₅ (53.99 ± 4.74%) and N-NH₃ (77.32 ± 7.24%) were observed. In comparison, experiments 2, 3, and 4 had BOD₅ removals of 37.64 ± 13.52, 40.51 ± 8.30, and 48.72 ± 5.92%, respectively, and N-NH₃ removals of 60.54 ± 21.30, 73.71 ± 11.62, and 61.62 ± 15.51%, in the given order. Experiment 3, with the same HRT and volumetric organic load, stood out in the removal of PO₄³⁻ (78.26 ± 20.62%) compared to removals of 68.03 ± 16.26, 34.78 ± 17.13, and 50.18 ± 17.07% for experiments 1, 2, and 4.

Regarding toxicity, using *Danio rerio* as a test organism, median lethal concentrations (LC_{50-72 h}) in the effluent of the treatment were obtained as 4.77 and 21.9 [%] (v/v) for experiments 2 (1-day HRT and 2.5 kg COD m⁻³ d⁻¹) and 4 (2-day HRT and 2.5 kg COD m⁻³ d⁻¹), while for experiments 1 (1-day HRT and 1 kg COD m⁻³ d⁻¹) and 3 (2-day HRT and 1 kg COD m⁻³ d⁻¹), no LC_{50-72 h} value was obtained, indicating no mortality for this organism in the influent. However, additional observations on the condition of juveniles for all experiments showed tissue damage and immobility. In this aspect, experiment 2 had the lowest toxicity reduction (29.56%), while experiments 1, 3, and 4 showed toxicity reductions exceeding 84.64%.

On the other hand, the influence of organic load and HRT in the anaerobic/aerobic granular treatment system was analyzed through a 2² experimental design. It was concluded that HRT positively influences COD removal, although the organic load did not show a significant impact. It is suggested to explore different levels of organic load in future research or consider other variables in the design.

The research demonstrates that the proposed treatment train, involving a UASB reactor coupled with an aerobic SBR with granular biomass, allows the removal of various toxic contaminants for the *Danio rerio* organism through anaerobic and aerobic biological processes.



TABLA DE CONTENIDO

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Planteamiento del problema	1
1.2 1.2 Justificación	1
1.3 1.3 Objetivos	3
1.3.1 Objetivo general	3
1.3.2 Objetivos específicos	3
1.4 Hipótesis	3
CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO	4
2.1 Relleno Sanitario	4
2.1.1 Rellenos sanitarios en México	4
2.1.2 Relleno sanitario “La Perseverancia”	5
2.2 Lixiviados	6
2.3 Composición de lixiviados	7
2.4 Regulación de los rellenos sanitarios y lixiviados	9
2.5 Lixiviados: Efectos en el ambiente y posibles riesgos a la salud humana	11
2.6 Tratamiento de lixiviados	11
2.6.1 Tratamientos fisicoquímicos	12
2.6.2 Tratamientos biológicos	14
2.7 Sistemas de tratamiento granulares	16
2.7.1 Reactor RAFA	17
2.7.2 Reactor RBS	19
2.8 Toxicidad de lixiviados	22
2.8.1 Toxicidad en sistemas de tratamiento de lixiviados	24



CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	27
3.1 Caracterización del lixiviado crudo	27
3.2 Montaje del tren de tratamiento biológico granular	28
3.2.1 Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)	29
3.2.2 Reactor biológico aerobio (RBS)	29
3.3 Operación del tren de tratamiento biológico granular anaerobio/aerobio	31
3.3.1 Determinación de la toxicidad	32
3.1.2 Análisis estadístico	34
CAPÍTULO 4. RESULTADOS	35
4.1 Caracterización del lixiviado crudo	35
4.1.1 Toxicidad aguda (mortalidad) del lixiviado crudo	37
4.2 Formación de gránulos aerobios	40
4.4.1 Remoción de DQO	41
4.4.2 Prueba de sedimentación	42
4.4.3 Índice volumétrico de lodos	46
4.5 Evaluación del tren de tratamiento granular anaerobio/aerobio.	48
4.5.1 Comportamiento del pH	49
4.5.2 Comportamiento del Potencial Óxido - Reducción	51
4.5.3 Comportamiento del color	52
4.5.4 Comportamiento de la conductividad	53
4.5.5 Comportamiento de la alcalinidad total	55



4.5.6 Comportamiento de la DQO	56
4.5.7 Comportamiento de la DBO ₅	58
4.5.8 Comportamiento del nitrógeno amoniacal y nitratos (N-NH ₃ y NO ₃ ⁻)	59
4.5.9 Comportamiento de los ortofosfatos (PO ₄ ³⁻)	62
4.5.10 Comportamiento de los sólidos	64
4.5.11 Toxicidad aguda en el tren de tratamiento de lixiviados.	66
4.5.12 Análisis estadístico para las remociones de contaminantes	69
4.5.12.1 Análisis estadístico DQO	69
4.5.12.2 Análisis estadístico DBO ₅	70
4.5.12.3 Análisis estadístico nitrógeno amoniacal y nitratos (NH ₃ - N y NO ₃ ⁻)	71
4.5.12.4 Análisis estadístico ortofosfatos (PO ₄ ³⁻)	73
4.5.12.4 Análisis estadístico SST y SSV	74
4.5.12.5 Diseño experimental	75
5. CONCLUSIONES	77
6. RECOMENDACIONES	79
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
ANEXOS	89



Índice de Tablas

Tabla 1. Caracterización de lixiviados (Jojoa, 2016; Gutiérrez, 2017; Florindo, 2017; Cruz, 2017; Gómez, 2018).	8
Tabla 2. Comparación de los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996 y los límites máximos normados para descargas de lixiviados en EUA, Alemania, China y Japón (NOM-001-SEMARNAT-2021, Youcai, 2018).	10
Tabla 3. Tratamientos fisicoquímicos de mayor aplicación para lixiviados de rellenos sanitarios.	13
Tabla 4. Tratamientos biológicos de mayor aplicación para lixiviados de rellenos sanitarios.	15
Tabla 5. Ventajas y desventajas de los reactores RAFA (Hamza et al. 2016; Daud et al. 2018).	18
Tabla 6. Tratamientos de lixiviados mediante reactores RAFA.	19
Tabla 7. Ventajas y desventajas de los reactores RBS (Flórez, 2019, Catucuago, 2020).	20
Tabla 8. Tratamientos de lixiviados mediante reactores RBS.	21
Tabla 9. Toxicidad en muestras lixiviados de rellenos sanitarios diluidas con agua residual [%] (v/v) y muestras de agua residual reportadas en Unidades de Toxicidad (UT), concentración de efecto (CE _x) y concentración letal (CL _x).	25
Tabla 10. Caracterización fisicoquímica y de toxicidad de lixiviados provenientes del relleno sanitario “La Perseverancia”.	28
Tabla 11. Etapas implementadas en la fase de aclimatación.	30
Tabla 12. Frecuencia y puntos de muestreo para los diferentes parámetros en el tren de tratamiento.	32
Tabla 13. Diseño experimental 2 ²	34
Tabla 14. Caracterización los lixiviados provenientes del relleno sanitario “La perseverancia”.	36
Tabla 15. Concentración letal media (CL _{50-72h}) y Unidades de Toxicidad para el tóxico de referencia (fenol) y del lixiviado crudo.	39



Tabla 16. Clasificación de la toxicidad basada en unidades de toxicidad UT (US EPA, 1985).	39
Tabla 17. Resultados del IVL y SST en ambos reactores aerobios.	46
Tabla 18. Características correspondientes a los experimentos realizados.	48
Tabla 19. Rangos de pH óptimos e inhibidores de actividad microbiana en los tratamientos biológicos granulares (Torrent, 2018; Flórez et al. 2020).	50
Tabla 20. Resultados en la remoción de la DQO.	57
Tabla 21. Resultados en la remoción de la DBO ₅ .	58
Tabla 22. Resultados en la remoción de la N-NH ₃ .	60
Tabla 23. Resultados en la remoción de la NO ₃ ⁻ .	61
Tabla 24. Resultados en la remoción de PO ₄ ³⁻ .	62
Tabla 25. Resultados en la remoción de SST.	64
Tabla 26. Resultados en la remoción de SSV.	65
Tabla 27. Resultados obtenidos para el parámetro de toxicidad aguda en el tren de tratamiento biológico granular de lixiviados .	67



Índice de Figuras

Figura 1. Sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial en México (INEGI, 2019; SEMARNAT, 2020).	4
Figura 2. Se observa el porcentaje de rellenos sanitarios en México que cuentan con un monitoreo ambiental de lixiviados (INEGI, 2019; SEMARNAT, 2020).	5
Figura 3. Ubicación del relleno sanitario “La Perseverancia”.	6
Figura 4. Planteamiento metodológico.	27
Figura 5. Reactor RAFA /Reactor RBS.	29
Figura 6. Esquema del tren de tratamiento biológico granular (1= Influyente; 2= Efluente del reactor RAFA; 2= Influyente del reactor aerobio; 4= Efluente; 5= Difusor de aire; 6= Compresor de aire; 7= Salida de biogás).	31
Figura 7. Lixiviados a diferentes concentraciones para la prueba de toxicidad.	33
Figura 8. Sitio de muestreo en el relleno sanitario “La Perseverancia”.	35
Figura 9. Curva de concentración efecto-respuesta del tóxico de referencia (fenol).	37
Figura 10. Curva de concentración efecto-respuesta del lixiviado.	38
Figura 11. Reactores biológicos secuenciales aerobios.	40
Figura 12. Comportamiento de DQO en los reactores aerobios durante la etapa de formación de gránulos.	41
Figura 13. Volumen de lodo sedimentado en el reactor aerobio 1	42
Figura 14. Volumen del lodo sedimentado en el reactor aerobio 2.	43
Figura 15. Formación de flóculos en el reactor aerobio 1.	43
Figura 16. Gránulos aerobios en el reactor 1 durante la semana 8.	44
Figura 17. Lodo activado en el reactor 2.	45
Figura 18. Gránulos aerobios en el reactor 2 durante la semana 7.	45
Figura 19. Comportamiento del IVL en los reactores aerobios.	47
Figura 20. Tren de tratamiento biológico granular (1= Influyente; 2= Efluente medio-salida del reactor RAFA; 3= Efluente final - salida del reactor aerobio RBS)	48



Figura 21. Comportamiento del pH en el tren de tratamiento de lixiviados.	49
Figura 22. Comportamiento del ORP en el tren de tratamiento de lixiviados	51
Figura 23. Comportamiento del color aparente en el tren de tratamiento de lixiviados.	52
Figura 24. Comportamiento de la conductividad en el tren de tratamiento de lixiviados.	53
Figura 25. Comportamiento de la alcalinidad en el tren de tratamiento de lixiviados.	55
Figura 26. Comportamiento de la DQO en el tren de tratamiento de lixiviados.	56
Figura 27. Comportamiento de la DBO ₅ en el tren de tratamiento de lixiviados.	58
Figura 28. Comportamiento del N-NH ₃ en el tren de tratamiento de lixiviados.	59
Figura 29. Comportamiento de NO ₃ ⁻ en el tren de tratamiento de lixiviados.	60
Figura 30. Comportamiento de los PO ₄ ³⁻ en el tren de tratamiento de lixiviados.	62
Figura 31. Comportamiento de los SST en el tren de tratamiento de lixiviados.	64
Figura 32. Comportamiento de los SSV en el tren de tratamiento de lixiviados.	65
Figura 33. A. <i>Danio rerio</i> a 72 horas de exposición en diferentes concentraciones de lixiviados. B. <i>Danio rerio</i> control negativo.	68
Figura 34. Análisis de varianza para la remoción de la DQO entre los diferentes experimentos.	69
Figura 35. Análisis de varianza para la remoción de la DBO ₅ entre los diferentes experimentos.	70
Figura 36. Análisis de varianza para la remoción de N-NH ₃ entre los diferentes experimentos.	71
Figura 37. Análisis de varianza para la remoción de NO ₃ ⁻ entre los diferentes experimentos.	72
Figura 38. Análisis de varianza para la remoción de la PO ₄ ³⁻ entre los diferentes experimentos.	73
Figura 39. Análisis de varianza para la remoción de SST entre los diferentes experimentos.	74



Figura 40. Análisis de varianza para la remoción de SSV entre los diferentes experimentos. 75



Contenido de abreviaturas

AGV	Ácidos Grasos Volátiles
AHF	Ácidos húmicos y fúlvicos
CE	Conductividad eléctrica
CO₂	Dióxido de carbono
COT	Carbón Orgánico Total
COV	Compuestos Orgánicos Volátiles
CL₅₀	Concentración letal que afecta al 50 % de la población de un organismo
DBO₅	Demanda Biológica de Oxígeno
DBGIR	Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPS	Sustancias Poliméricas Extracelulares
g	Gramos
h	Hora
kg	kilogramo
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
L	Litros
m²	Metro cuadrado
m³	Metro cúbico
meq	Mili equivalentes
min	minuto
mg	Miligramos
mm	Milímetros



mS/cm	Mili Siemens
NH₃ - N	Nitrógeno Amoniacal
NH₄⁺ - N	Amonio
NT	Nitrógeno Total
O₂	Oxígeno
OECD	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos
P	Fósforo
pH	Potencial de hidrógeno
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
RAFA	Reactor anaeróbico de flujo ascendente
ST	Sólidos Totales
SST	Sólidos Suspendidos Totales
RBS	Reactor biológico secuencial por lotes
TRH	Tiempo de retención hidráulico
UT	Unidad de Toxicidad
UV	Ultravioleta
s	Segundo
%	Porcentaje



1. INTRODUCCIÓN

1.1 Planteamiento del problema

El mundo enfrenta una crisis ambiental en términos de cantidad y calidad del agua, a causa de la generación y disposición de residuos, el incremento de la población, la industrialización, el estilo de vida, el calentamiento global, el desarrollo y comportamiento antrópico. En cuanto a los residuos sólidos, su disposición es uno de los problemas ambientales más importantes que afecta a las sociedades del mundo, ya que a menudo se presentan algunos problemas producto de la degradación de la materia orgánica y de la presencia de otros compuestos presentes en los residuos que son depositados en los rellenos sanitarios. Dichos problemas son originados por la generación de gases y líquidos, los primeros son formados a partir de la descomposición de los ácidos orgánicos (biogás) y los segundos, conocidos como lixiviados, presentan altas concentraciones de ácidos orgánicos y materia disuelta. Además, los lixiviados poseen elevadas concentraciones de sales inorgánicas (cloruro de sodio y carbonatos) dando lugar a una alta conductividad y un alto contenido de metales pesados como el Cd, Cr, Cu, Fe, Pb y Zn, entre otros, cuyas concentraciones pueden sobrepasar los límites de toxicidad (Lapeyre et al. 2020). Los lixiviados pueden infiltrarse en los suelos o formar escurrimientos fuera de los sitios de confinamiento, dando lugar a la contaminación del suelo y de los cuerpos de agua receptores, provocando su deterioro y representando un riesgo potencial a los organismos vivos y a la salud humana. Por ende, es de importancia el tratamiento de lixiviados, el cual implica investigar, mejorar y proponer tecnologías para tratar el líquido que se filtra a través de los residuos en los rellenos sanitarios. Algunas tecnologías comunes incluyen tratamiento físico, químico o biológico. La tecnología o combinación de tecnologías más efectiva depende de las características del lixiviado y de las regulaciones locales. En algunos casos, puede ser necesaria una combinación de tecnologías para tratar adecuadamente el lixiviado y lograr el nivel deseado de tratamiento.

1.2 Justificación

El crecimiento de la población ha provocado un aumento desmedido en la generación de desperdicios, basura o residuos, convirtiéndose en un fuerte problema a nivel regional y mundial. Estos desperdicios son trasladados y depositados en sitios de disposición final, en los cuales existe una combinación de residuos, lo que genera una mezcla entre componentes orgánicos e inorgánicos que por la reacción, arrastre o filtrado genera un líquido contaminante denominado lixiviado. En la actualidad se conoce que existen aproximadamente 2,203 sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial en México, de los cuales el 86 % no cuenta con un sistema o plan de tratamiento de los lixiviados generados (INEGI, 2019). Incluso los sitios de disposición final de residuos diseñados y construidos conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003 que establece las especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial no están exentos de presentar riesgo de infiltración de lixiviados al subsuelo. De esta forma, a través de los escurrimientos superficiales y



subterráneos, el lixiviado producto del sitio de disposición final podría llegar a aguas subterráneas o superficiales, dañando el ecosistema acuático y generando un desequilibrio ecológico.

Existen sistemas para el tratamiento de los lixiviados, tanto fisicoquímicos como biológicos, sin embargo, los parámetros no son suficientes ni adecuados para evaluar la eficiencia de remoción de la carga contaminante, la cual presenta riesgo al ambiente y a la salud. Los lixiviados son comúnmente evaluados determinando la concentración de materia orgánica y/o metales, sin embargo, el resto de los compuestos orgánicos recalcitrantes, incluso fármacos u otras sustancias químicas riesgosas no son analizados. Por esta razón, es de interés realizar pruebas de toxicidad a los lixiviados, las cuales, mediante los efectos observados en las especies de prueba, permiten evidenciar la presencia de sustancias de riesgo al ambiente y así mismo, su uso es de utilidad para dar seguimiento o evaluar la eficacia de los procesos de tratamiento y reducción de la contaminación de dichos lixiviados.

Para determinar la toxicidad se utilizan bioensayos con organismos vivos, entre estos organismos se encuentran las bacterias, algas, invertebrados, peces, plantas, e incluso mamíferos. La selección de los organismos de prueba es determinada por su relevancia, prevalencia, accesibilidad, simplicidad de mantenimiento y cultivo, bajo costo, efectos de cuantificaciones y observaciones fáciles (Cruz, 2017). Entre los organismos más utilizados para realizar los ensayos de toxicidad en lixiviados se encuentran *Vibrio fischeri* (bacteria), *Daphnia magna*, *Artemia salina* (invertebrados), *Pseudokirchneriella subcapitata* (microalgas) y *Danio rerio* (peces), estos organismos han sido seleccionados por varios investigadores para evaluar la toxicidad ambiental, e incluso de lixiviados (Ghosh et al. 2017).

Para el tratamiento de lixiviados a escala real generalmente se utilizan sistemas convencionales como la recirculación y tratamiento combinado de lixiviados con aguas residuales domésticas en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) las cuales cuentan con un proceso biológico compuesto principalmente por un sistema de lodos activados y en los cuales se han obtenido eficiencias de remoción de DQO mayores al 85 %, para el tratamiento de lixiviados en conjunto con aguas residuales (Bove et al. 2015). También se han utilizado procesos fisicoquímicos para el tratamiento de lixiviados, entre los cuales se encuentran los procesos de oxidación avanzada en los cuales se han obtenido eficiencias del 87 % de remoción de DQO. Las desventajas de estos dos sistemas, como lo son los tratamientos mediante lodos activados o los procesos de oxidación avanzada, es que tienden a ocupar más espacio debido a su tamaño y a que son operados con Tiempos de Residencia Hidráulica (TRH) altos, además sus costos de instalación, operación y mantenimiento son elevados (Reyes, 2015; Hernández-Flores et al. 2017; Sruthi et al. 2018).

Es por ello que para la presente investigación se optó por el uso de tratamientos biológicos granulares los cuales tienen como ventajas el bajo consumo de energía, bajos requerimientos nutricionales, baja producción de lodos, volumen de los reactores menores a los sistemas de lodos activados, además dichos sistemas soportan altas cargas orgánicas como las presentes en los lixiviados (González, 2017; Sengar et al. 2018; Sarma et al. 2018).



1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo General

Evaluar la eficiencia de un tratamiento biológico granular anaerobio/aerobio con un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) acoplado a un reactor biológico secuencial por lotes (RBS), mediante la disminución de la toxicidad de lixiviados provenientes de un relleno sanitario.

1.3.2 Objetivos específicos

- Determinar la eficiencia en la remoción de materia orgánica y nutrientes de un lixiviado proveniente de un relleno sanitario en un tren de tratamiento granular anaerobio/aerobio.
- Evaluar la influencia del contenido de la carga orgánica sobre la eficiencia de remoción de materia orgánica en el tren de tratamiento granular anaerobio/aerobio.
- Evaluar el efecto del tren de tratamiento granular anaerobio/aerobio sobre el comportamiento de la toxicidad de los lixiviados crudos y tratados, medida con el organismo de prueba el pez *Danio rerio*.

1.4 Hipótesis

El sistema de tratamiento biológico granular anaerobio/aerobio, operado bajo condiciones controladas de tiempo de residencia hidráulica (1 y 2 d), carga orgánica (1 y 2.5 kg DQO m⁻³ d⁻¹) y temperatura de 35 y 24°C para los reactores anaerobio y aerobio, respectivamente, será capaz de disminuir la toxicidad del lixiviado en más de un 50 %.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Relleno Sanitario

En México, los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial se clasifican en tres tipos: rellenos sanitarios, sitios controlados y sitios no controlados. Un relleno sanitario es un lugar técnicamente diseñado para la disposición final controlada de los residuos sólidos, sin causar peligro, daño o riesgo a la salud pública, controlando los impactos ambientales a través de la compactación y cobertura diaria de los residuos y de la infraestructura para el manejo del biogás y los lixiviados, utilizando principios de ingeniería. La diferencia de un relleno sanitario con los sitios controlados radica en que estos no cumplen estrictamente con los lineamientos ambientales que se establecen en la NOM-083-SEMARNAT-2003, sin embargo, cumplen con al menos una de las siguientes características: camino de acceso de uso permanente, cubierta diaria de residuos o algún sistema de control de lixiviados, biogás o aguas pluviales. Por otra parte, los sitios no controlados son sitios de disposición final o tiraderos a cielo abierto que no cumplen con ningún requisito establecido en dicha norma.

La forma de operar de un relleno sanitario consiste en esparcir pequeñas capas de residuos, compactándolas para reducir su volumen y al final cubrirlas con tierra. Los principales problemas que se presentan en un relleno sanitario son la producción de biogás y lixiviados. Estos últimos son producto de la estabilización y transformación que sufren los residuos sólidos dentro de un relleno sanitario debido a diferentes factores, entre los que se encuentran: infiltración, precipitación, evapotranspiración, temperatura, composición, densidad y contenido de humedad de los residuos sólidos (Jojoa, 2016; García, 2019).

2.1.1 Rellenos sanitarios en México

En el territorio mexicano existen aproximadamente 2,203 sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial, los cuales solo el 16 % son rellenos sanitarios (INEGI, 2019; SEMARNAT, 2020) (Figura 1).



Figura 1. Sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial en México (INEGI, 2019; SEMARNAT, 2020).

Estos rellenos sanitarios que están diseñados y construidos conforme la NOM-083-SEMARNAT-2003 no están exentos de presentar riesgos de infiltración de lixiviados, ya que, aunque cuentan con un sistema de extracción y captación de lixiviados, el 76 % de estos rellenos sanitarios no realizan el monitoreo de los mismos (Figura 2).



Figura 2. Se observa el porcentaje de rellenos sanitarios en México que cuentan con un monitoreo ambiental de lixiviados (INEGI, 2019; SEMARNAT, 2020).

Dicho monitoreo incluye la elaboración de un programa que tenga como objetivo conocer las características del lixiviado tales como Potencial de Hidrógeno (pH), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y metales pesados, así como un monitoreo de acuíferos que contenga un estudio geohidrológico.

2.1.2 Relleno sanitario “La perseverancia”

El sitio de disposición final “La Perseverancia” está ubicado en Cuautla, Morelos, en las coordenadas 18°47'11.8"N 98°54'53.2"W (Figura 3), es uno de los sitios de disposición final de residuos en el estado de Morelos que cuenta con una instalación acorde a las disposiciones de la NOM-083-SEMARNAT-2003, y por ello es clasificado como un relleno sanitario.

El relleno “La Perseverancia” está certificado por la PROFEPA en “Calidad Ambiental” por el cumplimiento legal de sus operaciones. Recibe del orden de 1,150 t d⁻¹ de desechos provenientes de 12 municipios del estado de Morelos y en promedio 250 t d⁻¹ de la Ciudad de México. La capacidad instalada es de 1,500 t d⁻¹. En 2015 se instaló en el relleno sanitario el equipamiento para aprovechamiento de biogás, logrando utilizar 700 m³/h⁻¹pozo⁻¹ en la producción de 1 MW de energía eléctrica, evitando la emisión de 182 millones de m³ de metano al año (SDS, 2017).

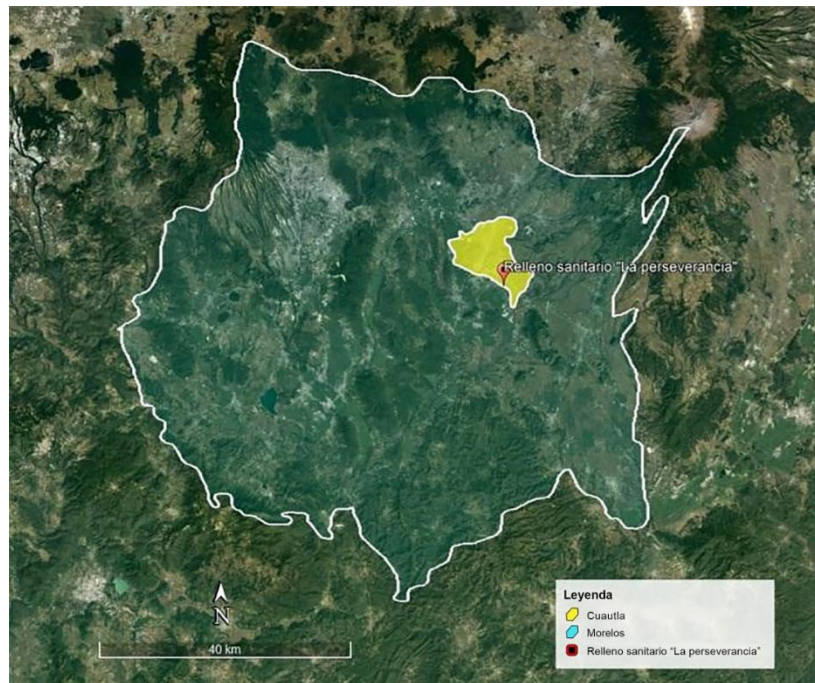


Figura 3. Ubicación del relleno sanitario “La Perseverancia”.

Por otra parte, el sitio cuenta con un sistema de captación y extracción de lixiviados, los cuales se tratan a través de la recirculación de los mismos en el relleno sanitario. Este mismo relleno sanitario cuenta con un monitoreo ambiental de lixiviados, siguiendo los lineamientos de la NOM-083-SEMARNAT-2003.

2.2 Lixiviados

Los lixiviados son líquidos que se generan por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contienen de forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o formar escurrimientos fuera del sitio de confinamiento y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, y representar un riesgo potencial a la salud humana y a los demás organismos vivos (NOM-083-SEMARNAT-2003).

El lixiviado de un relleno sanitario es un líquido complejo con considerables variaciones en la composición y el flujo volumétrico. La calidad de los lixiviados está determinada por los componentes de la basura depositada en el relleno que les da origen, por los procesos de reacción bioquímica que tienen lugar en el mismo y por las condiciones ambientales. De acuerdo con lo anterior, la concentración y composición de contaminantes en el lixiviado pueden ser muy diferentes con tendencia a cambiar aún más en función de la edad del relleno (Brutti et al. 2018).



2.3 Composición de lixiviados

La composición de los lixiviados depende de aspectos relacionados con los rellenos sanitarios como: el diseño y operación del mismo, edad de los residuos, características de los residuos dispuestos, condiciones ambientales de la zona del relleno donde se está generando el lixiviado (humedad, temperatura, pH), técnica de disposición (hileras, taludes, trincheras), método de muestreo y análisis de la muestra. Los contaminantes presentes en los lixiviados producidos a partir de residuos sólidos se definen de acuerdo a los siguientes parámetros: materia orgánica disuelta medida como Demanda Química de Oxígeno (DQO), Carbono Orgánico Total (COT), Ácidos Grasos Volátiles (AGV's), compuestos húmicos y fúlvicos, compuestos inorgánicos, metales pesados y compuestos orgánicos xenobióticos (Ej. Compuestos Orgánicos Volátiles (COV), pesticidas, organoclorados, entre otros) (Medina, 2015).

Los lixiviados en el relleno sanitario arrastran a su paso material disuelto, en suspensión, fijo o volátil, lo que provoca que tengan elevadas cargas orgánicas y un color que varía desde café-pardo-grisáceo, cuando están frescos, hasta un color negro viscoso cuando envejecen. De acuerdo con la información recabada por Lapeyre et al., 2020 se han reportado concentraciones de DQO de hasta 60,000 mg L⁻¹. Los lixiviados también poseen elevadas concentraciones de sales inorgánicas (cloruro de sodio y carbonatos dando lugar a una alta conductividad) y un alto contenido de metales pesados como el Cd, Cr, Cu, Fe, Pb y Zn cuyas concentraciones pueden sobrepasar los límites de seguridad. La composición de los lixiviados también se correlaciona con la edad de los residuos sólidos dispuestos en el relleno debido a que la degradación microbiana de los componentes orgánicos e inorgánicos de los residuos depende de la fase de degradación del relleno (Wu et al. 2015).

En general los lixiviados de rellenos sanitarios no son considerados tóxicos por su contenido de metales, sino por la gran cantidad de materia orgánica, tanto biodegradable como recalcitrante. De acuerdo con el grado de biodegradabilidad y tiempo de residencia del lixiviado, éstos se pueden clasificar en función de su edad como jóvenes, maduros o medios, y estabilizados o viejos. Se debe tener en cuenta que los términos "jóvenes" y "viejos" no están relacionados con la edad del relleno sanitario, pero sí con las características del lixiviado, las cuales se muestran en la Tabla 1 (Wu et al. 2015; Cruz, 2017).



Tabla 1. Caracterización de lixiviados (Jojoa, 2016; Gutiérrez, 2017; Florindo, 2017; Cruz, 2017; Gómez, 2018).

Características	Unidades	Lixiviado joven		Lixiviado intermedio		Lixiviado viejo	
		Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Fase	-	Acidogénica		-		Metanogénica	
Edad	años	<5		5	10	>10	
CE	ms cm ⁻¹	27	36	16	16	11	20
COT	mg COT L ⁻¹	3,531	7,840	1,240	3,025	415	999
AGV	meq L ⁻¹	70	295	50	100	45	62
DBO₅	mg L ⁻¹	2,000	30,000	4,000	40,000	20	550
DQO	mg L ⁻¹	>15,000		4,000	15,000	<3,000	
Nitrógeno Amoniacal	mg N-NH ₃ L ⁻¹	1,050	2,184	1,008	1,848	9	956
Alcalinidad	mg CaCO ₃ L ⁻¹	36,300	12,400	10,746	7,344	8,694	1,689
Nitrógeno Total	mg N- NTK L ⁻¹	2,184	2,492	204	2,072	9	1,095
Cloruros	mg Cl L ⁻¹	4,200	2,121	3,099	1,398	2,420	800
ST	mg L ⁻¹	17,673	33,796	10,596	17,950	5,472	9,345
pH	Unidades	<4.5		4.5	7.5	7.6	9
Relación DBO₅/DQO	-	> 0.5		0.2	0.5	<0.2	
Metales pesados	mg L ⁻¹	>2		<2		<2	

Los lixiviados de tipo joven contienen grandes cantidades de materia orgánica y concentraciones altas de ácidos grasos volátiles que son producto de la fermentación anaeróbica que ocurre en el relleno sanitario. La alta cantidad de humedad y agua de los residuos sólidos promueve la fermentación ácida. La fase de formación de este tipo de



lixiviados es la fase acidogénica en la cual se da la formación de ácidos grasos volátiles que pueden llegar a presentar hasta el 95 % del contenido orgánico (Jojoa, 2016; Quiroz, 2020).

Los lixiviados intermedios se caracterizan por la presencia de cargas sustanciales de DQO (4,000-15,000 mg L⁻¹), una biodegradabilidad media (DBO₅/DQO de 0.1 a 0.3), ácidos grasos volátiles y pH cercano a 7. Los lixiviados viejos son resultado de la fase metanogénica que se desarrolla en los desechos. Los lixiviados viejos o estabilizados poseen contaminantes recalcitrantes como lo son las sustancias húmicas, que no son fácilmente biodegradables, moderadas cantidades de DQO (<3,000 mg L⁻¹), una relación DBO₅/DQO menor a 0.2 y un pH mayor a 7.5 unidades (Jojoa, 2016; Cruz, 2017).

2.4 Regulación de los rellenos sanitarios y lixiviados

Actualmente no existe una normativa de regulación para el tratamiento de los lixiviados provenientes de rellenos sanitarios, no obstante, la NOM-052-SEMARNAT-2005 los considera como residuos peligrosos debido a las características tóxicas que presentan y a las afectaciones que pueden ocasionar al ambiente y a los seres humanos. Por otra parte, la NOM-083-SEMARNAT-2003 indica que los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial construidos bajo esta norma deben de garantizar la captación y extracción de los lixiviados, también hace mención en que los lixiviados pueden ser recirculados, confinados o pueden ser tratados, pero no se indican criterios para la supervisión en la eficiencia de tratamiento.

Sin embargo, el tratamiento que comúnmente se aplica a los lixiviados es parecido al de las aguas residuales domésticas. En algunos casos, los lixiviados son combinados con las aguas residuales, lo que permite reducir los costos y obtener un tratamiento efectivo en aspectos técnicos. El tratamiento en conjunto de los lixiviados y aguas residuales comprende la descarga de los lixiviados en la red de alcantarillado, sin embargo, la NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, en términos legales no permite la descarga de líquidos generados en industrias o ajeno a las actividades urbanas o municipales, como lo son los lixiviados.

El transporte de lixiviados en camiones para ser depositados en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), es otra de las formas para su tratamiento en conjunto con agua residual (Maria y Sisani, 2017; Flórez y Pérez, 2019). A pesar de ello, la NOM-001-SEMARNAT-2021 que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación, no menciona a los lixiviados como una descarga aplicable en dicha norma, sin embargo, en la práctica los lixiviados terminan mezclados con las aguas residuales en México, lo cual queda desapercibido por las autoridades, por lo que es necesario un control más exigente para las descargas de este tipo de líquidos.

A pesar de que no hay una normatividad específica que se aplique en México para la descarga de lixiviados en el medio ambiente, existe normatividad en países como Estados Unidos de América (EUA), Alemania, China o Japón. La legislación de los países mencionados es más exigente en la mayoría de los parámetros de descarga, la razón de esta exigencia es que estos



países dan el reconocimiento tóxico y altamente contaminante que poseen los lixiviados (Gutiérrez, 2017). En la Tabla 2 se muestra la comparativa de los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-2021 y las normativas de otros países con respecto a los lixiviados.

Tabla 2. Comparación de los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-2021 y los límites máximos normados para descargas de lixiviados en EUA, Alemania, China y Japón (NOM-001-SEMARNAT-2021, Youcai, 2018).

Parámetros (mg L ⁻¹)	Límite máximo para descarga de lixiviados				Límites máximos de contaminantes en descargas de aguas residuales.
	EUA	Alemania	China	Japón	México
DQO	-	200	100	90	210
DBO₅	-	20	30	60	-
Nitrógeno amoniacoal N-NH₃	-	-	25	-	-
Nitrógeno Total	-	70	40	120	35
Fósforo Total	-	-	3	16	21
Hg	0.002	0.05	0.001	0.005	0.02
Cd	-	0.1	0.01	0.1	0.4
Cr⁶⁺	0.05	0.5	0.05	0.5	1.5
As	0.05	0.1	0.1	0.1	0.4
Pb	0.05	0.5	0.1	0.1	0.4
Cu	1	0.5	-	3	6
Zn	-	2	-	5	20
Ag	0.05	-	-	-	-
Ni	0.013	1	-	-	4

Otro parámetro importante a tomar en cuenta es la toxicidad, debido a que, los métodos toxicológicos son esenciales para determinar efectos adversos de lixiviados en ecosistemas acuáticos, puesto que, los compuestos presentes en lixiviados podrían bioacumularse en



especies y bioconcentrarse en la cadena trófica, causando impactos en la flora y fauna. En México, para aguas residuales en general, se considera como límite máximo permisible una toxicidad aguda ≤ 2 UT (unidades de toxicidad), en donde $1 \text{ UT} = 100/\text{CE}_{50}$ (siendo ésta la concentración que inhibe un proceso vital en el 50 % de la población expuesta de organismos de prueba), utilizando como organismo de prueba a la bacteria *Vibrio fischeri* (NOM-001-SEMARNAT-2021).

2.5 Lixiviados: Efectos en el ambiente y posibles riesgos a la salud humana

La contaminación en el suelo, aguas subterráneas y superficiales, provocada por los lixiviados de rellenos sanitarios, ocasiona problemas serios al medio ambiente y representa un grave e irreversible peligro para la salud humana. En las aguas superficiales, los lixiviados generan compuestos que acidifican el agua y eliminan el oxígeno vital para la vida de las especies acuáticas. En las aguas subterráneas, los efectos ocurren debido a la infiltración de lixiviados a través del suelo. Como los lixiviados se filtran a través del suelo afectan la productividad de los mismos y acaban con la microfauna que habita en ellos, lo cual incrementa el proceso de desertificación del suelo (Gómez et al. 2015; Rojas, 2016; Barrera, 2017).

Los lixiviados contienen mezclas de sustancias que incorporan componentes inorgánicos, materia orgánica disuelta y una gran cantidad de compuestos orgánicos xenobióticos riesgosos. Estas sustancias presentes en los lixiviados pueden ser tóxicas y peligrosas para el ambiente y la salud de los seres vivos, incluidos el hombre (Budi et al. 2016).

Uno de los efectos ambientales más serios provocados por el inadecuado manejo de los lixiviados producidos por rellenos sanitarios, es la contaminación de las aguas superficiales, sobre todo de aquellos cuerpos de agua empelados como fuentes de abastecimiento público urbano. Por una parte, la materia orgánica disminuye el oxígeno disuelto y aumenta los nutrientes (N y P), conduciendo a los cuerpos de agua a procesos de eutrofización. Los lixiviados a menudo están mezclados con desechos peligrosos industriales generando contaminación química. Todos estos factores generan la pérdida o disminución del agua para consumo humano o para recreación, asimismo afecta negativamente a la fauna acuática (Pérez, 2015; Quiroz, 2020).

Los lixiviados también contienen carga microbiana capaz de provocar enfermedades graves. En ellos, se ha reportado la presencia de organismos patógenos tales como *Escherichia coli*, *Enterococci*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella* y *Staphylococcus aureus* (Mukherjee et al. 2015). Asimismo, se encuentran sustancias cancerígenas como el arsénico, además de la presencia de plomo, mercurio y cadmio, los cuales pueden provocar problemas cerebrales en niños e hipertensión arterial en adultos y lesiones neurológicas, renales y hepáticas (Quiroz, 2020).

2.6 Tratamiento de lixiviados

El objetivo del tratamiento de los lixiviados es reducir la concentración de contaminantes a niveles aceptables para ser aptos para su reúso en riego de jardinería o para su vertido en



cuerpos receptores. La tecnología utilizada para el tratamiento de lixiviados depende de la biodegradabilidad, el volumen de los lixiviados o de la concentración de materia orgánica que pueda degradarse fácilmente (Bautista, 2018). Los lixiviados tienen una gran variedad de grupos contaminantes, lo que implica en algunos casos la dificultad de la remoción de un grupo debido a la presencia de otro, por ejemplo, la remoción de los metales pesados con la materia orgánica (Quiroz, 2020).

Los tratamientos de lixiviados se pueden dividir en dos grupos: tratamientos fisicoquímicos y tratamientos biológicos (Gutiérrez, 2017; Quiroz, 2020). Generalmente se ha dado tratamiento a los lixiviados diluyéndose con agua residual doméstica, esto se realiza para reducir costos en el tratamiento de lixiviados y mantener altas eficiencias, permitiendo el tratamiento de ambos tipos de agua en plantas de tratamiento de agua residual convencional, evitando la inversión de diseño y construcción de plantas exclusivas de lixiviados. La relación de dilución no se puede exceder del 10 % porque las grandes concentraciones de amonio afectan considerablemente los procesos biológicos (Jojoa, 2016).

Los procesos de tratamientos biológicos y fisicoquímicos elegidos dependen en gran parte de los contaminantes que haya que remover. Los lixiviados de rellenos jóvenes poseen elevadas concentraciones de materia orgánica biodegradable, la relación (DBO_5/DQO) es superior a 0.5, esto indica que los lixiviados pueden ser tratados eficientemente por procesos biológicos a diferencia de los lixiviados viejos de rellenos sanitarios, los cuales poseen una baja biodegradabilidad inferior a 0.1 en relación (DBO_5/DQO), en este caso los tratamientos biológicos ya no son eficientes y se optará por un tratamiento fisicoquímico, los cuales son considerados una opción de tratamiento como primera etapa, o como una etapa de refinamiento para un lixiviado tratado biológicamente (Gutiérrez, 2017; Bautista, 2018; Quiroz, 2020).

Gutiérrez en 2017, propuso unos criterios para definir el tipo de tratamiento a utilizar:

- Para un lixiviado con alta DQO (10,000 a 30,000 mg L⁻¹), bajo contenido de N-NH₃, concentraciones de ácidos grasos volátiles de bajo peso molecular, el tratamiento debería ser mediante un proceso biológico (aerobio o anaerobio)
- Si el lixiviado presenta un alto contenido en N-NH₃ y la relación de DBO_5/DQO en intervalos de 0.1 a 0.4, el tratamiento aerobio es más apropiado.
- Si la relación DBO_5/DQO es menor a 0.1 entonces la fracción orgánica es menos susceptible a degradación biológica, por lo que es preferible usar métodos físicos y químicos como opción de tratamiento.

2.6.1 Tratamientos Fisicoquímicos

Los procesos fisicoquímicos incluyen la reducción de sólidos en suspensión, partículas coloidales, material flotante, color y compuestos tóxicos. Para el caso de su aplicación a lixiviados, los procesos fisicoquímicos han sido utilizados como etapa de pretratamiento o de purificación final, o para remover un contaminante específico, especialmente en lixiviados de



menor biodegradabilidad y con presencia de compuestos recalcitrantes y tóxicos (Hashemi et al. 2016; Brakaouy et al. 2017).

En cuanto a los sistemas fisicoquímicos de mayor aplicación en el tratamiento de lixiviados se encuentran: oxidación química, adsorción, coagulación-floculación y filtración por membranas. Como se observa en la Tabla 3, los tratamientos de oxidación avanzada mediante procesos tipo fenton tienen una eficiencia alta en la remoción de DQO, sin embargo, una característica común de estos tratamientos es la gran demanda de energía eléctrica para dispositivos tales como ozonizadores, lámparas UV, ultrasonido, y esto se traduce en costos elevados de tratamiento (Sruthi et al. 2018).

Tabla 3. Tratamientos fisicoquímicos de mayor aplicación para lixiviados de rellenos sanitarios.

Tratamiento	[%] de remoción		Referencia
	DQO	Otros contaminantes	
Coagulación-floculación	80	89 Fenol	Brakaouy et al. 2017.
	61.9	98 Color 99 SS	Aziz et al. 2018.
	53	89.7 Fe 94.6 Zn 94.1 Cu 89.9 Cr 17.2 Cd 93.7 Pb 86.4 As	Banch et al. 2019.
Oxidación química (Proceso Fenton)	87.5	-	Sruthi et al. 2018.
	97.8	-	Roudi et al. 2018.
Filtración por membrana	70	99 sólidos Suspendidos Totales	Hashemi et al. 2016.
	94	88 N-NH ₃	Košutic et al. 2015.
Adsorción	43	96 N-NH ₃	Lim et al. 2016.
	51	32.8 N-NH ₃ 66.0 Cl 81.0 Br 97.1 Cu 99 Pb	Chávez et al. 2016.

La Tabla 3 muestra que los tratamientos fisicoquímicos no alcanzan eficiencias altas en cuanto a la remoción de DQO, por ende, los tratamientos fisicoquímicos se pueden usar en conjunto con los tratamientos biológicos, ya que estos pueden no alcanzar las reducciones necesarias de DQO y otros parámetros. Principalmente, los tratamientos fisicoquímicos se



usan para mejorar la eficiencia del tratamiento o hacerlos posibles cuando el proceso de oxidación biológica se ve obstaculizado por la presencia de materiales bio-refractarios, estos tratamientos, en especial los tratamientos de adsorción y coagulación-floculación, se aplican para eliminar compuestos no biodegradables (ácido húmico, fúlvico), metales pesados, compuestos orgánicos halogenados (AOX) y bifenilos policlorados (PCB) del lixiviado (Cutiérrez, 2017; Bautista, 2018; Quiroz, 2020).

2.6.2 Tratamientos Biológicos

Independientemente del tipo de aguas o lixiviados a tratar, el proceso de tratamiento biológico consiste en controlar el entorno necesario para el crecimiento óptimo de los microorganismos implicados, los microorganismos convierten las partículas coloidales, materia orgánica carbonácea disuelta y elementos inorgánicos tales como nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg), los cuales pueden aprovechar para la formación de tejido celular y/u obtención de energía (Bautista, 2018).

Debido a su confiabilidad, simplicidad y alta rentabilidad, los tratamientos biológicos aerobios o anaerobios se usan comúnmente para eliminar la mayor parte de la fracción orgánica biodegradable presente en lixiviados jóvenes, (Miao et al. 2019). Se ha demostrado que los procesos biológicos son muy efectivos para eliminar la materia orgánica y nitrogenada de los lixiviados jóvenes cuando la relación DBO/DQO tiene un valor alto (> 0.5). Estos tratamientos son muy efectivos para este tipo de lixiviado, pero no en el tratamiento de lixiviados estabilizados (viejos) debido a la presencia de una alta fracción de compuestos orgánicos recalcitrantes, principalmente sustancias como los ácidos húmicos y fúlvicos, los cuales tienden a limitar la efectividad de los procesos (Silva et al. 2017; Peng, 2017).

Los métodos de tratamiento biológicos utilizados para el tratamiento de lixiviados se pueden observar en la Tabla 4, la cual incluye procesos anaerobios, anóxicos y aeróbicos como las lagunas aireadas, los procesos convencionales de lodos activados y los reactores biológicos secuenciales por lotes (RBS), biorreactores de membrana, lagunas anaerobias y reactores anaerobios de flujo ascendente con manto de lodos (RAFA).

Tabla 4. Tratamientos biológicos de mayor aplicación para lixiviados de rellenos sanitarios.

Tratamiento	[%] de remoción		Referencia
	DQO	Otros contaminantes	
Lagunas aireadas	95	55 N-NH ₃	Bove et al. 2015
Lodos activados	89	99 N-NH ₃	Bove et al. 2015
	99	79 Fe 73 Mn 76 Cd	Talalaj et al, 2019.
	73	95 Amonio	Ren et al. 2017
RBS	87-89	-	Uliana et al. 2019
	87-89	98 NT	Bueno et al. 2020
	67- 90	-	Wei et al. 2017
RAFA	74	50 NT 89 PT 81 SST	Ridzuan et al. 2018
Biorreactor de membrana	68	68 N-NH ₃	Brito et al. 2019
	63	52 P 35 COT	Zolfaghari et al. 2016

Como se muestra en la Tabla 4, los sistemas aerobios como las lagunas aireadas o los reactores RBS presentan mayores eficiencias en cuanto a remoción de DQO, también tienen ventajas en términos de impacto ambiental, ya que generan menores emisiones de gases de efecto invernadero, sin embargo, los suministros de oxígeno son una limitación típica debido a los instrumentos que se ocupan para tal aireación y a los costos que conlleva utilizarlos. Por el contrario, los procesos anaerobios como los reactores RAFA presentan una alternativa más atractiva, ya que pueden desarrollarse como recursos de energía limpia y renovable, puesto que no necesitan aireación y se obtienen remociones altas de DQO (Gómez, 2020). Por otra parte, un proceso biológico sólo puede tratar un tipo de contaminante, por lo tanto, la combinación de diferentes métodos biológicos es ideal (Yuan et al. 2019; Robinson, 2017).



2.7 Sistemas de tratamiento granulares

Entre los sistemas de tratamiento biológicos se tienen los sistemas granulares, en los cuales los microorganismos presentes en la biomasa granular se encargan de degradar los contaminantes a través de la digestión anaerobia o aerobia, dependiendo del sistema (Ureña, 2016). La biomasa granular ha ganado un creciente interés debido a su potencial en el tratamiento de las aguas residuales de una manera compacta y eficiente. Está bien establecido que los lodos activados pueden formar gránulos bajo ciertas condiciones ambientales, como una velocidad de aire alta o una agitación constante, la alimentación con diferentes tipos de sustratos, así como su desarrollo en sistemas anaerobios o aerobios, por ende, las comunidades microbianas desarrolladas difieren sustancialmente dependiendo de estas condiciones (Wilén et al. 2018; Flórez, 2019).

La biomasa granular resulta de interacciones entre microorganismos y partículas de lodos, dando como resultado el desarrollo de agregados de forma esférica muy compactos con un diámetro mayor a 1 mm, donde las células microbianas se auto inmovilizan en una matriz de sustancias poliméricas extracelulares (EPS, por sus siglas en inglés), estas sustancias son polímeros naturales de alto peso molecular secretados por los microorganismos a su entorno (Ta et al. 2006; Daud et al. 2018).

De acuerdo con la información recabada por Wilén et al. (2018) se ha descrito que la biomasa granular se produce por varios factores:

- Un contacto de célula a célula.
- Maduración de los agregados microbianos mediante la formación de una matriz de EPS en la que las células pueden unirse y multiplicarse.
- La formación de una estructura tridimensional formada por fuerzas hidrodinámicas y microorganismos involucrados, como los hongos filamentosos y los protozoos, los cuales aumentan la superficie donde se pueden unir las bacterias.

Las ventajas que tiene el uso de biomasa granular, radica en que tienen excelentes propiedades de sedimentación, lo cual permite altas concentraciones de sólidos suspendidos y una operación en tiempos de residencia hidráulica más cortos (TRH) (Tay et al. 2006; Ureña, 2016; Daud et al. 2018). Dentro de los sistemas de tratamiento con biomasa granular, se encuentran los reactores anaeróbicos de flujo ascendente (RAFA) y los reactores biológicos secuenciales (RBS, por sus siglas en inglés), los cuales han sido estudiados independientemente, y han demostrado ser eficientes en el tratamiento de aguas residuales, así como en lixiviados.



2.7.1 Reactor RAFA

Los reactores anaeróbicos de flujo ascendente (RAFA), se diseñaron con el fin de tratar aguas residuales de cargas contaminantes medias y altas mediante procesos de digestión anaerobia. Es el diseño de reactores anaerobios de alta tasa más difundido en Latinoamérica, debido a sus bajos costos de construcción y operación. Su éxito se debe a la alta retención de sólidos (biomasa) dentro del reactor y a una eficiente separación de las fases sólido, líquido y gas gracias al empleo de un separador interno gas-líquido-sólido. La retención de una elevada concentración de biomasa se fundamenta en la agregación de microorganismos anaerobios en densos y compactos gránulos, adoptando la estructura de lodo granular, la cual posee una elevada velocidad de sedimentación y una alta actividad metanogénica (Ureña, 2016).

La biomasa granular se genera sin ningún medio de fijación, la cual ofrece una estructura microbiana densa y fuerte, con una buena capacidad de sedimentación, alta retención de biomasa, tolerancia a la toxicidad y resistencia a choques de carga en comparación con los cultivos suspendidos (Hamza et al. 2016). La generación de un manto de lodos (lodos fluidizados de forma granular) por acción de la velocidad de flujo ascensional y las burbujas de biogás generadas en la digestión, permite tener partículas de biomasa de forma casi esférica de 1 a 3 mm que permiten una difusión del sustrato, asemejándose a las propiedades de las biopelículas (Nancharaiah et al. 2018).

De acuerdo con la información recolectada por Hamza et al. (2016) y Daud et al. (2018), se muestran en la Tabla 5 las ventajas y desventajas de los reactores RAFA.

Tabla 5. Ventajas y desventajas de los reactores RAFA (Hamza et al. 2016; Daud et al. 2018).

Ventajas	Construcción simple y bajo costo de operación y mantenimiento debido a la disponibilidad de los materiales de construcción.
	Se genera energía aprovechable como gas metano / hidrógeno. La energía generada se puede utilizar para calentar las calderas y reducir los costos de operación. Tiene una menor demanda de energía cuando no se requiere un control de temperatura externo.
	Emisiones bajas de CO ₂ debido a la menor necesidad de energía y la producción de energía adicional en forma de biogás que se puede utilizar para hacer funcionar el sistema.
	Baja producción de lodos en comparación con los procesos convencionales. El lodo producido se estabiliza y tiene buenas características de deshidratación se puede almacenar durante períodos de tiempo prolongados y se puede reutilizar como inóculo para sembrar reactores RAFA.
	Tiempo de inicio rápido (aproximadamente una semana) mediante lodo anaerobio granular como inóculo.
	Capacidad para tratar las aguas residuales y lixiviados, debido a la disponibilidad de macro y micronutrientes
Desventajas	Necesita postratamiento, si se quiere eliminar patógenos por completo, excepto los huevos de helmintos que quedan atrapados con éxito en el lodo.
	Se requiere un tiempo de arranque prolongado debido a la lenta tasa de crecimiento de los microorganismos en caso de que no haya sido inoculado con biomasa granular.
	Problema de olor y corrosión: el H ₂ S se genera en la digestión anaeróbica, particularmente cuando hay una alta concentración de sulfato en las aguas residuales. El biogás en forma de metano necesita una manipulación más adecuada para evitar malos olores.
	En regiones frías, la temperatura debe mantenerse dentro de (15-35 °C) para lograr un rendimiento de estado estable.

Respecto al uso de reactores RAFA, se puede observar en la Tabla 6 algunas investigaciones sobre la implementación de estos reactores en el tratamiento de lixiviados generados en un relleno sanitario o similar. Por ejemplo, Rodríguez et al. (2015) evaluaron el tratamiento de lixiviados de residuos sólidos generados en una universidad mezclados con agua municipal, concluyendo que la producción promedio de biogás en la última carga del reactor RAFA fue de 12 mg DQO L⁻¹ d⁻¹ con eficiencias de remoción de la DQO mayores al 90 %, y un rendimiento de metano de 0.38 L_{CH₄}. Por otro lado, Wei et al. (2017) utilizaron un reactor RAFA a escala real para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de Beijing, con una carga orgánica de 20,000 mg DQO L⁻¹ d⁻¹, reportaron una remoción del 50 % de DQO.

Tabla 6. Tratamientos de lixiviados mediante reactores RAFA.



[%] de remoción	Tipo de lixiviado	Observaciones	Referencia
90 DQO	Intermedio	Los lixiviados fueron diluidos con agua residual municipal con una carga orgánica de 20 g DQO L ⁻¹ d ⁻¹ . El reactor fue a escala piloto.	Rodriguez et al. 2015
50 DQO	Viejo	Carga orgánica de 20 g DQO L ⁻¹ d ⁻¹ y el tratamiento fue con un reactor a escala real.	Wei et al. 2017
79 DQO	Viejo	Lixiviados provenientes de un relleno sanitario, sin dilución, con una carga orgánica de 0.125 g DQO L ⁻¹ d ⁻¹ .	Sivathass et al. 2017
74 DQO 50 NT 89 PT 81 SST	Joven	Carga orgánica de 14.64 g DQO L ⁻¹ d ⁻¹ . El reactor fue a escala piloto, con duración de 30 días de tratamiento.	Ridzuan et al. 2018

Por otra parte, Sivathass et al. (2017) en su investigación utilizaron un reactor RAFA para el tratamiento de lixiviados provenientes de un estanque de tratamiento de lixiviados envejecido ubicado en Jinjang, Selayang, sus resultados mostraron que con un TRH de 4 d y una carga orgánica de 0.125 g DQO L⁻¹ d⁻¹, se obtuvo una eficiencia de remoción de DQO del 79 %. Sin embargo, al incrementar la carga orgánica gradualmente de 0.125 a 2.5 g DQO L⁻¹ d⁻¹ la eficiencia de remoción de DQO disminuyó a 9.5 %. Estos autores concluyeron que una alta carga orgánica pudo haber incrementado la concentración de metales pesados presentes en los lixiviados, dando lugar a una remoción más baja. Del mismo modo, Ridzuan et al. (2018) trabajaron con un reactor RAFA, utilizando muestras de lixiviados sin procesar del relleno sanitario Simpang Renggam, ubicado en Malasia, los experimentos se realizaron con una duración de 30 d y se tomaron análisis cada 3 d, este tratamiento tuvo una mayor capacidad de remoción de fósforo total y sólidos suspendidos totales con 89 % y 81 %, respectivamente. Para DQO, DBO y NT, las remociones promedio fueron de 74 %, 64 % y 50 %. Con base en estos resultados, concluyeron que el reactor RAFA es capaz de disminuir su grado de contaminación de los lixiviados jóvenes.

2.7.2 Reactor RBS

El Reactor Biológico Secuencial (RBS) es el nombre dado al sistema de tratamiento de aguas residuales operado sobre la base de la tecnología de lodos activados, en una secuencia de ciclos de llenado y vaciado. Este reactor incluye normalmente el proceso de eliminación biológica de nutrientes en fases que pueden incluir el tratamiento anaerobio, aerobio, anóxico, o la combinación de ellos y en las que, finalmente, se incluye la sedimentación, todas estas operaciones unitarias se desarrollan en un mismo reactor (Nancharaiah et al. 2018). En la Tabla 7 se muestran las ventajas y desventajas que conlleva el uso de reactores RBS.

Tabla 7. Ventajas y desventajas de los reactores RBS (Flórez, 2019, Catucuago, 2020).

Ventajas	El llenado, tratamiento biológico, sedimentación, clarificación, así como la sedimentación se pueden lograr en una sola unidad del reactor, ahorrando espacio, ya que no se utiliza un tanque de sedimentación.
	Es un proceso muy flexible que resulta muy eficaz para tratar líquidos con concentraciones, caudales y composición variante.
	Se considera de bajo costo, tanto en la inversión como en la operación, ya que no se requieren clarificadores o sedimentadores, así como otros equipos.
	Es posible una alta eficiencia de tratamiento para DBO, DQO, SST, N y P.
Desventajas	Al ser solamente un tanque, el proceso debe realizarse por cargas, por lo que el flujo de líquidos a tratar debe ser relativamente bajo o los tanques de volumen muy grande.
	Posible taponamiento de los dispositivos de aireación durante los ciclos operativos seleccionados, según el sistema de aireación utilizado.
	Mayor nivel de mantenimiento (en comparación con los sistemas convencionales) asociado con controles más sofisticados, interruptores automáticos y válvulas automatizadas.
	Se requiere un mayor nivel de sofisticación (en comparación con los sistemas convencionales), especialmente para sistemas más grandes, dependen de unidades de temporización y controles, así como una fuente de alimentación ininterrumpida.

La granulación aerobia se ha observado en reactores RBS y se ha usado en tratamientos de agua residuales con concentraciones altas de materia orgánica, nitrógeno y fósforo. El lodo aerobio granular se forma mediante la operación de los reactores discontinuos, una alimentación por pulsos es un requisito para la formación del gránulo. Generalmente, una velocidad de aire alta y una agitación constante se requieren para la formación del gránulo, sin embargo, la aplicación de ciclos de tratamiento biológico y una fuerza cortante alta no aseguran el desarrollo de un gránulo aerobio estable (Nancharaiah et al. 2018). El desarrollo de gránulos aerobios también depende del sustrato, entre ellos se encuentra la glucosa, fenol, acetato y aguas residuales. Cuando los gránulos se alimentan con glucosa han presentado una estructura donde destacan la formación de filamentos. La microestructura bacteriana y la diversidad de especies dependen del tipo de la fuente del carbono orgánico (Catucuago, 2020; Guerra., 2020).

Los gránulos aerobios formados son agregados esféricos de cultivo microbiano mixto, alrededor de 0.5 a 3 mm de diámetro, se han utilizado con éxito para la biodegradación de contaminantes orgánicos y la eliminación de metales pesados de las aguas residuales, estos gránulos se desarrollan durante el tratamiento de aguas residuales utilizando un reactor tipo RBS (Flórez, 2019). La tecnología aeróbica de tratamiento de aguas residuales basada en gránulos se ha utilizado con éxito a gran escala para el tratamiento real de aguas residuales



y se argumenta que puede reemplazar el proceso de lodos activados convencionales, ya que estos gránulos aerobios son más densos y pesados que los flóculos microbianos pequeños que se encuentran en el proceso de lodos activados (Sarma et al. 2018; Sengar et al. 2018).

En la Tabla 8 se presentan algunas investigaciones sobre la implementación de los reactores tipo RBS en el tratamiento de lixiviados generados en un relleno sanitario. Por ejemplo, Ren et al. (2017) investigaron el rendimiento del tratamiento del lixiviado de rellenos sanitarios viejos, sin diluciones, utilizando un reactor RBS. Los gránulos aerobios que utilizaron se desarrollaron con éxito utilizando lixiviados viejos con baja concentración de amonio (136 mg /L NH₄⁺-N). En dicha investigación se obtuvo un promedio máximo de remoción de amonio del 95 %, así como una remoción del 73 % de DQO.

Tabla 8. Tratamientos de lixiviados mediante reactores RBS.

[%] de remoción	Tipo de lixiviado	Observaciones	Referencia
73 DQO 95 Amonio	Viejo	Reactor RBS inoculado con los suspendidos de un tratamiento de lodos activados. Reactor a escala piloto.	Ren et al. 2017.
51 DQO 23 DBO ₅ 96 Amonio	Viejo	Tratamiento durante 90 días con ciclos de 12 h. Reactor a escala real.	Sivic et al. 2018.
87-89 DQO 91-95 DBO ₅	Medio	Lixiviados mezclados con aguas residuales sintéticas en proporciones de 5, 10 y 20 %. Reactor a escala piloto.	Uliana et al. 2019.
87-89 DQO 98 NT	Joven	Se formaron gránulos grandes (0.04- 0.15) a los 90 días, promoviendo así un proceso simultáneo de nitrificación y desnitrificación. Reactor a escala real.	Bueno et al. 2020.

Uliana et al. (2019) en su investigación, evaluaron el tratamiento del lixiviado de un relleno sanitario mediante el proceso aeróbico de lodos granulares en un reactor RBS a escala piloto. El lixiviado se introdujo gradualmente en el RBS, mezclándolo con aguas residuales sintéticas, demostrando una alta eficiencia en la eliminación de material orgánico, que oscilaba entre 87-89 % de DQO y 91-95 % de DBO. Por otra parte, Sivic et al. (2018) trataron lixiviados generados en un relleno sanitario ubicado en Kranj, Slovenia mediante un reactor RBS a escala real, el tratamiento tuvo una duración de 90 d con ciclos de 12 h en el reactor. Los resultados obtenidos fueron remociones de DQO y DBO₅ del 51 y 23 %, respectivamente, sin embargo, se obtuvieron remociones altas del 96 % de amonio (NH₄⁺-N). De igual forma, Bueno et al. (2020) tuvieron como objetivo en su investigación, el tratamiento de lixiviados



provenientes del relleno sanitario de San Paulo, Brasil mediante un reactor RBS a escala real, los lixiviados tenían concentraciones altas de materia orgánica (DQO $5,300 \pm 78 \text{ mg L}^{-1}$) y nitrógeno total ($2,630 \pm 355 \text{ mg L}^{-1}$). En su investigación reportaron remociones de DQO de 87-89 % y de nitrógeno total del 98 %.

2.8 Toxicidad de lixiviados

Una manera de evaluar el potencial tóxico de un contaminante es mediante la aplicación de ensayos biológicos o pruebas de toxicidad, utilizando organismos de prueba y protocolos estandarizados para tal fin. Los organismos más utilizados para estos ensayos son las bacterias, algas, invertebrados, organismos acuáticos, y plantas (Acata et al. 2016). Los ensayos biológicos son herramientas de diagnóstico adecuadas para determinar el efecto de agentes físicos y químicos sobre organismos de prueba bajo condiciones experimentales específicas y controladas. Estos efectos pueden ser tanto de inhibición como de aumento, evaluados por diversos efectos en los organismos, tales como mortalidad, crecimiento, proliferación, multiplicación, cambios morfológicos, fisiológicos o histológicos o daños reproductivos. Los efectos pueden manifestarse a diferentes niveles, desde estructuras subcelulares o sistemas de enzimas, hasta organismos completos, poblaciones o comunidades (Ghosh et al. 2017).

Los lixiviados contienen un amplio espectro de sustancias provenientes de los residuos sólidos confinados en el relleno sanitario, que son tóxicos para los seres vivos, o alteran la ecología de un cuerpo de agua superficial. Dada la alta variación y composición de los lixiviados, es necesario realizar estudios que permitan la caracterización adecuada de este tipo de sustratos complejos y así poder determinar las estrategias de tratamiento necesarias para contrarrestar en cierta medida los potenciales efectos tóxicos de las sustancias presentes en ellos (Luo et al. 2019).

Existen investigaciones que se basan en la aplicación de ensayos biológicos para determinar la toxicidad de los lixiviados, como es el caso de Rivera et al. (2013) quienes evaluaron la influencia de la edad de los lixiviados provenientes de un relleno sanitario sobre las características físico-químicas y sobre la ecotoxicidad causada en el organismo indicador *Daphnia pulex* concluyendo que la edad del lixiviado y la toxicidad, guardan una relación inversamente proporcional, con valores de concentración letal $50 - CL_{50}$ de 83.1, 47.7 y 27.7 UT (unidades de toxicidad) para el lixiviado joven, medio y viejo, respectivamente. Cho et al. (2009) evaluaron la toxicidad de lixiviados provenientes de un relleno sanitario, para evaluar la estabilización de los mismos llevada a cabo por métodos de oxidación química, utilizando como organismos de prueba *Vibrio fischeri* y *Daphnia Magna*, concluyeron que el uso de estos organismos fue de utilidad para monitorear las cualidades del lixiviado después de la aplicación de la oxidación química como método de estabilización.

Sin embargo, el uso de *V. fischeri* y *D. magna* como organismos de prueba son costosos, debido a la necesidad de implementar instrumentos para determinar los efectos provocados por la toxicidad de la muestra analizada, así como los equipos para el mantenimiento de los organismos (Ghosh et al. 2017). Por otra parte, existen organismos de prueba indicadores más económicos que han sido utilizados para evaluar la toxicidad de los lixiviados, entre estos se encuentran los organismos vegetales, por ejemplo, Bortolotto et al. (2009) evaluaron el potencial tóxico y genotóxico de los lixiviados de rellenos sanitarios del sur de Brasil utilizando *Allium cepa* como especie indicadora. La inhibición del crecimiento de las raíces



se utilizó para evaluar los potenciales de toxicidad. El lixiviado no tratado resultó en una inhibición significativa del crecimiento de las raíces y daño al ADN de las células meristemáticas de *A. cepa*, mientras que, en el caso del lixiviado tratado, ninguna de las concentraciones probadas condujo a una genotoxicidad significativa, esta prueba es buena para detectar contaminantes genotóxicos, pero no lo es para contaminantes con potencial solo tóxico o de otras formas de inhibición de procesos biológicos. así que cada prueba es para cosas distintas, hay pruebas más generalistas como la de *V. fisheri* y *D. magna*, incluso con peces. Concluyeron que una disminución en los niveles de DQO después del tratamiento de lixiviados se asoció con la reducción de la toxicidad observada en los ensayos de toxicidad. Por otro lado, Thomas et al. (2009) reportaron la toxicidad de lixiviados provenientes de un relleno sanitario ubicado en Alemania utilizando *Lemna minor* como organismo indicador, sus resultados mostraron que a una concentración de lixiviado del 11 %, se observó una disminución en el crecimiento de las raíces y con una concentración del 45 % de lixiviado que produjo una tasa de crecimiento de cero, concluyeron un porcentaje de CE₅₀ de 13.0 y 7.7 de UT (unidades de toxicidad).

Del mismo modo Franco et al. (2017) propusieron ensayos de toxicidad con *Lactuca sativa L.* expuestas a diferentes dosis de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios (3.12, 6.25, 12.5, 25, 50 y 100 %) en dos sustratos diferentes, papel de filtro y tierra. Concluyeron una concentración mínima de efecto observado (LOEC) del 3.125% con papel como sustrato. Para la prueba de suelo los resultados fueron más flexibles, con un valor de LOEC del 25 %. El comportamiento de la lechuga mostró evidencias diferentes al exponerse al lixiviado, pero principalmente en relación al sustrato utilizado para la germinación.

Por último, Luo et al. (2020) recabaron información sobre la utilización de organismos vegetales empleados para determinar la toxicidad de lixiviados generados en rellenos sanitarios, entre los cuales destacan estudios donde investigaron la genotoxicidad de los lixiviados con el bioensayo citogenético de la punta en la raíz de *Hordeum vulgare*. Se observó una disminución en el índice mitótico y la inducción de retraso mitótico en las puntas de las raíces con diferentes concentraciones de lixiviados, las frecuencias de micronúcleos y células picnóticas mostraron una relación positiva con la concentración de lixiviados y el tiempo de exposición. El mismo grupo de investigación evaluó además los efectos de los lixiviados de rellenos sanitarios sobre el ciclo celular, el intercambio de micronúcleos y crecimiento de *Triticum aestivum*, donde se confirmó la genotoxicidad de los lixiviados para las células vegetales.

Las ventajas de utilizar organismos vegetales para medir el efecto de la toxicidad es que se realizan desde las primeras etapas de crecimiento vegetal, sin un estudio a gran escala, además el uso de semillas para bioensayos de toxicidad ahorra costos en su manejo y almacenamiento, aparte de ser técnicas simples, sensibles y efectivas para la evaluación toxicológica de los lixiviados generados en rellenos sanitarios (Márquez et al. 2015). Las investigaciones realizadas han demostrado que los usos de organismos de prueba para ensayos de toxicidad pueden ser empleados en el análisis de lixiviados debido a que los ensayos se acoplan a la sensibilidad de los contaminantes, y son de fácil manejo (Ghosh et al. 2017).



2.8.1 Toxicidad en sistemas de tratamiento de lixiviados

Para examinar el impacto que tienen los lixiviados provenientes de rellenos sanitarios en el medio ambiente, se requiere de una evaluación de su toxicidad (da Costa et al. 2018). Existen diferentes bioensayos para realizar dicha evaluación entre los cuales destacan organismos de prueba en diferentes niveles tróficos como bacterias, microalgas, invertebrados y peces.

Como se muestra en la Tabla 9, Jemec et al. 2012 evaluaron mediante ensayos de toxicidad con organismos de diferentes niveles tróficos (*Vibrio fischeri*, *Daphnia magna*, *Danio rerio*) la eficiencia de un tratamiento biológico conformado por un reactor RBS a escala real para el tratamiento de lixiviados provenientes de un relleno sanitario en Eslovenia. El lixiviado utilizado fue una mezcla de lixiviado viejo (34 %) y joven (64 %). La CE_{50} en el influente, utilizando *V. fischeri* a los 30 min de exposición fue de 18.2 %, y en el influente de 50 %, para el caso de *D. magna*, la CE_{50} en el influente fue de 4.8 %, y en el efluente de 18.6 %, por último, con el organismo *D. rerio* la CL_{50} reportada para el influente y efluente fue de 6.2 y 24.7 %, respectivamente. Con estos datos se observó una reducción en la toxicidad del 63.6 % para *V. fischeri*, 74.2% para *D. magna* y 75% para *D. rerio*. Concluyeron que la toxicidad de los lixiviados del relleno sanitario disminuyó después del tratamiento biológico. Así mismo, demostraron que los organismos *D. magna* y *D. rerio* eran más sensibles a la exposición de lixiviados que *V. fischeri*, recomendando utilizar esta batería de pruebas de toxicidad para futuras investigaciones.

Igualmente, Kalka (2012) determinó la disminución de la toxicidad de un influente de agua residual doméstica mezclada con lixiviados al 10 %, mediante un sistema de tratamiento biológico conformado por dos reactores de lodos activados A²/O (anaerobio-anóxico-aerobio), el primer reactor trabajó con la mezcla de agua residual-lixiviados y el segundo sirvió como control utilizando agua residual doméstica. Para determinar la disminución de la toxicidad utilizó organismos subrogados como lo son *V. fischeri* y *D. magna*. Para el primer reactor, reportó una CE_{50} en el influente y efluente, utilizando *V. fischeri* del 15.3 % y 87.3 %, respectivamente, observando una reducción de la toxicidad del 82.48 %. La toxicidad con *D. magna* la CE_{50} reportada en el influente fue de 23.6 % y en el efluente no se reportó ningún efecto, obteniendo una reducción de la toxicidad del 100% para este organismo. Para el reactor control, reportó una CE_{50} en el influente con *V. fischeri* y *D. magna* del 30.3 % y 43.7 %, respectivamente, y en el efluente no se reportó ningún efecto para ninguno de los organismos, observando una reducción de la toxicidad del 100 %. Estos autores concluyeron que los lixiviados generados en los rellenos sanitarios aumentan la toxicidad inicial de las aguas residuales, así mismo, durante el tratamiento biológico, se observó una disminución significativa de la toxicidad (82- 100 %), pero la mezcla de lixiviados y aguas residuales resultó perjudicial para los organismos analizados. Después del tratamiento biológico, las aguas residuales enriquecidas con un 10 % de lixiviados no cumplían con los estándares de calidad del agua del país (Polonia), y aún seguían siendo dañinas para los organismos acuáticos.

Tabla 9. Toxicidad en muestras lixiviados de rellenos sanitarios diluidas con agua residual [%] (v/v) y muestras de agua residual reportadas en Unidades de Toxicidad (UT), concentración de efecto (CE_x) y concentración letal (CL_x).

<i>Vibrio fischeri</i>					
Influyente [%] (v/v)	Efluente [%] (v/v)	Tiempo de exposición	Tipo de muestra [%] (v/v)	Tratamiento	Referencia
18.2 CE ₅₀ 5.5 UT	50 CE ₅₀ 2 UT	30 min	Mezcla de Lixiviado viejo (36 %) y joven (64 %)	Reactor aerobio RBS	Jemec et al. 2012
15.3 CE ₅₀ 6.5 UT	87.3 CE ₅₀ 1.1 UT	30 min	Lixiviado joven (10 %)	Sistema de lodos activados por A2/O (anaerobio-anóxico-aerobio)	Kalka, 2012
33 CE ₅₀ 3 UT	90 CE ₅₀ 1.1 UT	15 min	Lixiviado joven (100 %)	Oxidación avanzada	da Costa et al. 2018
<i>Daphnia magna</i>					
Influyente [%] (v/v)	Efluente [%] (v/v)	Tiempo de exposición	Tipo de muestra [%] (v/v)	Tratamiento	Referencia
4.8 CE ₅₀ 20.8 UT	18.6 CE ₅₀ 5.4 UT	48 h	Mezcla de Lixiviado viejo (36 %) y joven (64 %)	Reactor aerobio RBS	Jemec et al. 2012
23.6 CE ₅₀ 4.2 UT	Sin efecto	48 h	Lixiviado joven (10 %)	Sistema de lodos activados por A2/O (anaerobio-anóxico-aerobio)	Kalka, 2012
<i>Danio rerio</i>					
Influyente [%] (v/v)	Efluente [%] (v/v)	Tiempo de exposición	Tipo de muestra [%] (v/v)	Tratamiento	Referencia
6.2 CL ₅₀ 16.1 UT	24.7 CL ₅₀ 4 UT	48 h	Mezcla de Lixiviado viejo (36 %) y joven (64 %)	Reactor aerobio RBS	Jemec et al. 2012
1.2 CL ₅₀ 83.33 UT	8.98 CL ₅₀ 11.2 UT	72 h	Lixiviado joven (100 %)	Tratamiento combinado (oxidación química-reactor anaerobio-reactor aerobio)	Qiu et al. 2016



Qui et al. (2016) utilizaron un sistema combinado de coagulación y sedimentación, un reactor anaerobio, electrólisis y un reactor aerobio para el tratamiento de lixiviados provenientes de un relleno sanitario. Evaluaron la reducción de la toxicidad mediante alevines de *D. rerio*, reportando una CL_{50} en el influente de 1.25 % y el efluente de 8.98 %. La eficiencia global de eliminación de la DQO, el nitrógeno amoniacal, nitrógeno total y toxicidad aguda fueron del 93.57, 97.46, 73.60 y 86.08 %, respectivamente. Concluyeron que el proceso de tratamiento combinado demostró ser un método de tratamiento eficaz para eliminar DQO y toxicidad aguda presente en los lixiviados.

Por último, da Costa et al. (2018) emplearon un proceso de oxidación avanzada que consistió en un sistema foto-Fenton solar para el tratamiento de lixiviados generados en un relleno sanitario. Realizaron ensayos de toxicidad con la bacteria *V. fischeri* para evaluar la eficiencia del sistema foto-Fenton. Reportaron una CE_{50} en el influente y efluente del 33 y 90 %, respectivamente, observando una disminución del 63.33 % en la toxicidad. Los autores concluyeron que el uso de un proceso de oxidación avanzada es eficiente para reducir la toxicidad de los lixiviados antes de aplicar un tratamiento biológico.

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL.

En la Figura 4, se muestra el planteamiento metodológico que se utilizó en el presente proyecto.

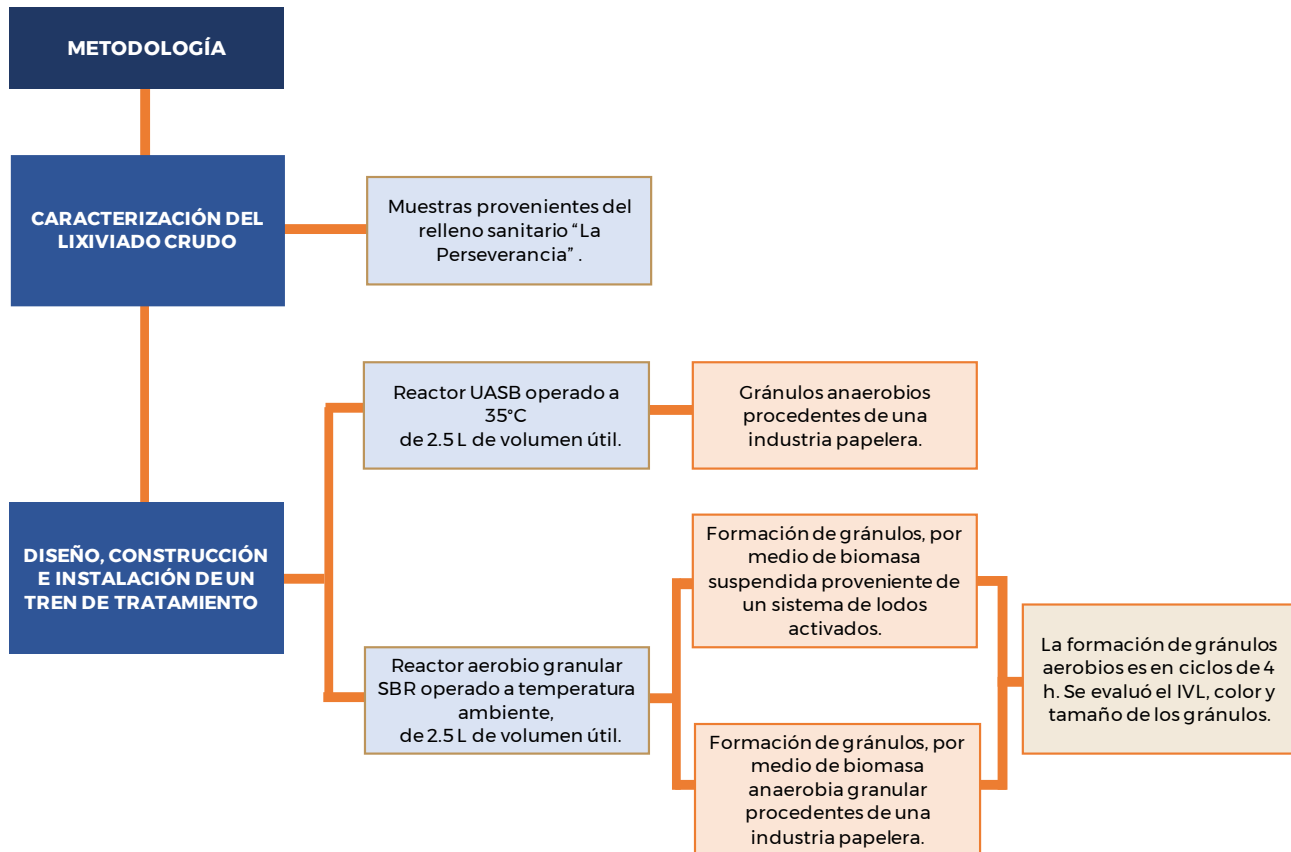


Figura 4. Planteamiento metodológico.

A continuación, se describe la metodología utilizada.

3.1 Caracterización del lixiviado crudo

Se realizó la caracterización fisicoquímica de un lixiviado crudo provenientes de las tinas de lixiviados jóvenes y estabilizados del relleno sanitario “La Perseverancia” ubicado en el municipio de Cuautla, estado de Morelos. La caracterización se llevó a cabo conforme a lo establecido en los Standard Methods For Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017), mismos que se muestran en Tabla 10.

Tabla 10. Caracterización fisicoquímica y de toxicidad de lixiviados provenientes del relleno sanitario “La Perseverancia”.

Parámetro	Técnica
DQO	SMEWW 5220D (2017)
DBO ₅	SMEWW 5210B (2017)
pH	Multiparamétrico Hach HQ30d
Conductividad	Multiparamétrico Hach HQ30d
N-NH ₃	Método Nessler 8038
NO ₃	SMEWW 4500C (2017)
PO ₄	SMEWW 4500-P (2017)
Color	SMEWW 2120 (2017)
SST	SMEWW 2540D (2017)
SSV	SMEWW 2540D (2017)
Alcalinidad	SMEWW 2320 (2017)
Toxicidad	OECD 212 (1998)

De igual forma, la toxicidad se determinó por ensayos de toxicidad con el organismo modelo *D. rerio*, mediante la técnica propuesta por el protocolo de la OECD 212 (1998) que se describe en apartado 3.1.1.

3.2 Montaje del tren de tratamiento biológico granular

Se instaló y operó un tren de tratamiento a escala laboratorio conformado por un reactor RAFA cilíndrico de acrílico de 9.5 cm de diámetro y 45 cm de altura, con un volumen total de 3.19 L, como se muestra en la Figura 5, el cual estará acoplado a un reactor aerobio granular tipo RBS con las mismas dimensiones.

El reactor RAFA será operado a 35°C y el reactor aerobio granular a temperatura ambiente.



Figura 5. Reactor RAFA /Reactor RBS.

3.2.1 Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)

El arranque del reactor RAFA estuvo basado en la metodología de Sivathass et al. (2017), Han et al. (2018) y Owusu- Agyeman et al. (2019). El reactor RAFA fue inoculado con una concentración de 13.53 g L⁻¹ de SST de biomasa granular anaerobia proveniente de una industria papelera. El reactor fue llenado hasta 2.52 L de volumen útil con agua residual con una carga orgánica de 1.5 kg DQO m⁻³ d⁻¹. Se dejó que el reactor se estabilizara a una temperatura de 35 °C durante 24 h. La puesta en marcha del reactor se realizó utilizando lixiviados jóvenes diluidos con agua del grifo (1 %). Una vez que el reactor alcanzó una condición de estado estable (> 70 - 80 % de eliminación de DQO), la concentración de alimentación (lixiviado) se incrementó gradualmente hasta alcanzar el 5 y 12.5 %, correspondientes a las cargas orgánicas volumétricas a utilizar en esta investigación. El reactor fue operado con un TRH de un 1 d y una velocidad ascensional de 1 m h⁻¹ mediante la recirculación del agua.

3.2.2 Reactor biológico aerobio(RBS)

Para el arranque del reactor aerobio granular, basado en un reactor biológico secuencial (RBS), se utilizaron dos estrategias para la formación del gránulo, en la primera se utilizó biomasa suspendida proveniente de un sistema de lodos activados como inóculo y en la segunda se utilizó lodo granular anaerobio. Ambas estrategias se realizaron de forma simultánea en reactores con las características mencionadas anteriormente, esto se realizó para determinar la mejor estrategia para la formación de gránulos aerobios y, por tanto, para



disminuir el tiempo de arranque de los sistemas, ya que en los antecedentes se menciona que el tiempo mínimo para el crecimiento de los gránulos aerobios es de 1 mes, sin embargo, este tiempo se ha excedido en otras investigaciones.

La metodología en la cual estuvo basada la primera estrategia son las propuestas por Jiang et al. (2016), Ren et al. (2017) y Wang et al. (2019) en sus investigaciones. En esta estrategia se utilizó un reactor aerobio alimentado con agua residual doméstica con una carga orgánica volumétrica de 1.5 kg DQO m⁻³d⁻¹. El sólido suspendido del lodo activado se concentró hasta obtener un valor cercano de 4.5 g L⁻¹ de SST. Posteriormente la biomasa concentrada se deshidrato durante 4 min utilizando un extractor de vacío. Esta biomasa se agregó al reactor RBS como inóculo, manteniendo un pH de 7.3 a 7.6. El reactor se llenó hasta el 80 % de su capacidad con agua residual.

La segunda estrategia estuvo basada en la investigación de Linlin et al. (2005) y Sun et al. (2017). En esta estrategia se utilizó un reactor aerobio alimentado con agua residual doméstica con una carga orgánica volumétrica de 1.5 kg DQO m⁻³d⁻¹. El inóculo a utilizar fue biomasa granular anaerobia proveniente de la industria papelera con una concentración de 13.53 g L⁻¹ de SST, se mantuvo en el influente un pH de 7.8. El reactor fue llenado hasta el 80 % de su capacidad con agua residual.

En ambos reactores se adicionaron 100 mg L⁻¹ de calcio divalente, equivalente a 466 mg L⁻¹ de Ca(OH)₂, ya que la acción de cationes ya sean divalentes o trivalentes, ayudan a unir a las células cargadas negativamente para formar núcleos microbianos, promoviendo una granulación adicional (Tay et al. 2006).

La operación de ambos reactores aerobios durante la etapa de formación de gránulos fue en batch cada ciclo consistió de cinco diferentes etapas, las cuales fueron alimentación, aireación, sedimentación, decantación y una de inactividad (Tabla 11). Un compresor de aire suministro una tasa de flujo de aire de 4 a 5 ml min⁻¹ que permitió la aireación y mezclado, el cual se distribuyó a través de un difusor de piedra porosa en el fondo del reactor hasta la formación de los gránulos. Se dejó que el reactor se estabilizara a temperatura ambiente.

Tabla 11. Etapas implementadas en la fase de aclimatación.

Ciclo (h)	Alimentación (min)	Aireación (min)	Sedimentación (min)	Decantación (min)	Inactividad (min)
24	5	1,406	20	4	5
12	5	686	20	4	5
6	5	336	10	4	5
4	5	216	10	4	5

En esta investigación se optó por comenzar con ciclos de 24 h y posteriormente disminuir el tiempo hasta llegar a 4 h, esto se realizó para tener una fase de adaptación para el inóculo utilizado en cada reactor aerobio. Durante esta fase experimental se evaluó el Índice Volumétrico de Lodos (IVL), DQO, color y tamaño de los gránulos aerobios.

3.3 Operación del tren de tratamiento biológico granular anaerobio/aerobio

Una vez obtenidos los gránulos anaerobios y aerobios, se evaluaron los sistemas interconectados, como se muestra en la Figura 6, con una dilución de 5 y 12.5 % de lixiviados, correspondientes a una carga orgánica volumétrica de 1 y 2.5 kg DQO m⁻³d⁻¹, respectivamente. Manteniendo una temperatura de 35°C para el reactor RAFA y el reactor RBS a temperatura ambiente.

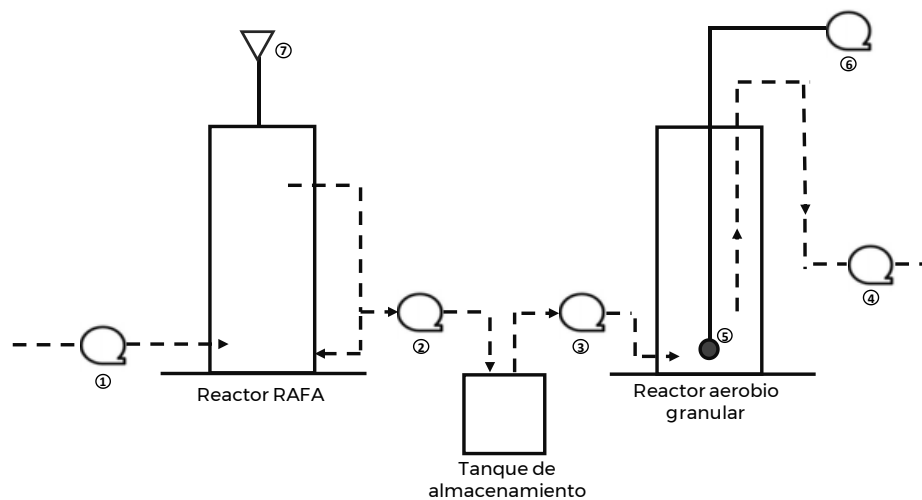


Figura 6. Esquema del tren de tratamiento biológico granular (1= Influyente; 2= Efluente del reactor RAFA; 2= Influyente del reactor aerobio RBS; 4= Efluente; 5= Difusor de aire; 6= Compresor de aire; 7= Salida de biogás).

Para evaluar la eficiencia del tren de tratamiento se tomaron muestras en el influente y efluente del tren de tratamiento, así como en el efluente del RAFA, que al mismo tiempo es el influente del reactor RBS, midiendo los parámetros mostrados Tabla 12, donde se observa la frecuencia y el punto de muestreo. Los métodos utilizados para la determinación de los parámetros fisicoquímicos son los recomendados por Standard Methods For Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017).

Tabla 12. Frecuencia y puntos de muestreo para los diferentes parámetros en el tren de tratamiento.

Parámetro	Frecuencia	Punto
DQO	Tres veces por semana	1,2 y 3
DBO ₅	Semanal	1,2 y 3
pH	Tres veces por semana	1,2 y 3
Conductividad	Tres veces por semana	1,2 y 3
N-NH ₃	Tres veces por semana	1,2 y 3
NO ₃	Tres veces por semana	1,2 y 3
PO ₄	Tres veces por semana	1,2 y 3
Color	Tres veces por semana	1,2 y 3
SST	Semanal	1,2 y 3
SSV	Semanal	1,2 y 3
Alcalinidad	Semanal	1,2 y 3
Toxicidad	Una vez al inicio y al final del sistema	1 y 3

* 1: Influyente del tren de tratamiento.

2: Efluente del reactor RAFA; Influyente del reactor aerobio RBS.

3: Efluente del tren de tratamiento.

De manera simultánea, la toxicidad se determinó por ensayos de toxicidad con el protocolo de la OECD 212 (1998), para el organismo *D. rerio*, al finalizar cada periodo de evaluación o cuando el sistema se estabilice, la cual esta descrita a continuación:

3.3.1 Determinación de la toxicidad

Para la determinación de la toxicidad se realizaron ensayos de toxicidad aguda con un organismo modelo. De acuerdo con la información recolectada en los antecedentes, el organismo *Danio rerio*, es una especie sensible a los contaminantes, en este caso lixiviados.

D. rerio, mejor conocido como pez cebra, se desarrolla en agua dulce y ha surgido como un modelo vertebrado para estudios en genética, desarrollo embrionario y recientemente como modelo de biomonitorio y toxicidad de sustancias químicas por su alta sensibilidad y capacidad de respuesta. Las pruebas de toxicidad aguda con peces desempeñan un papel importante en la evaluación de riesgos ambientales y clasificación de peligros de diversas

sustancias antropogénicas (García et al. 2018). Además de su aplicación para determinar la toxicidad aguda, los embriones de *D. rerio* también son excelentes modelos para estudios dirigidos a la comprensión de mecanismos tóxicos específicos y la indicación de posibles efectos adversos a largo plazo. De esta manera es posible evaluar la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos y ya que los peces responden de manera similar a los vertebrados superiores y los mamíferos, también son viables para obtener una evaluación de los efectos teratogénicos, mutagénicos y carcinogénicos potenciales en los seres humanos (Luo et al. 2019).

El análisis de toxicidad aguda con el pez *D. rerio* se llevó a cabo de acuerdo al protocolo de la OECD 212 (1998). Se usaron alevines de recién eclosión (<120 h edad) obtenidos a partir del apareamiento de peces del cultivo controlado. Estos cultivos se mantuvieron en acuarios de almacenamiento con una aireación individual a fin de mantener la cantidad de oxígeno constante en el agua.

El material biológico (alevines) para las pruebas de toxicidad aguda se obtuvo mediante el apareamiento de peces *D. rerio* adultos. Los huevos recién fecundados fueron recuperados y desinfectados con un medio E3, el cual fue preparado a partir de 4 sales (5 mL L⁻¹ de NaCl, 170 µL L⁻¹ de KCl, 330 µL L⁻¹ de MgSO₄ y 330 µL L⁻¹ de CaCl₂) y una solución adicional de azul de metileno al 5 %, posteriormente fueron revisados para descartar aquellos huevos que resultaron no viables y así verificar su estado de desarrollo embrionario. Los huevos viables fueron colocados en agua filtrada, desinfectada (UV) y aireada, en recipientes de vidrio bajo las mismas condiciones ambientales que el cultivo de peces adultos reproductores durante 96 h aproximadamente hasta su eclosión. Las condiciones de su mantenimiento fueron a temperatura controlada de 26 ± 2 °C y fotoperiodos de 18:6 h luz-oscuridad. Posteriormente, fueron colocados 10 alevines en cada vaso de precipitado de 300 mL que contenían distintas concentraciones de lixiviados (Figura 7). Se emplearon también soluciones de fenol (tóxico de referencia) como el control positivo, así como agua filtrada como el control negativo.



Figura 7. Lixiviados a diferentes concentraciones para la prueba de toxicidad.

El diseño experimental considera tres réplicas para cada una de las distintas concentraciones de lixiviados y controles. Los vasos se cubrieron con papel parafilm para su mantenimiento dentro de acuarios con termostatos que proporcionan la temperatura idónea (26 ± 2 °C) para el desarrollo de la prueba y con el mismo fotoperiodo de los lotes de mantenimiento. Una vez transcurridas las 72 h de la prueba se verificó el número de organismos muertos en cada vaso con ayuda de un microscopio estereoscópico marca Nikon SMZ1000 en cada réplica mediante la observación del corazón para detectar el latido cardiaco. Por último, para el cálculo de la concentración letal 50 (CL_{50-72h}) se utilizó el programa estadístico PROBIT, útil para la estimación de diversos efectos de toxicidad a partir de los porcentajes de mortalidad hallados.

3.3.2 Análisis estadístico

Los resultados obtenidos para la remoción de DQO, DBO, $N-NH_3$, NO_3 , PO_4 , SST, SSV, alcalinidad, conductividad, color y toxicidad, así como el comportamiento del pH y del ORP, se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, para la comparación general entre muestras, para cada uno de los parámetros, del mismo modo se empleó la prueba Tukey, para determinar la existencia de diferencias significativas entre los cuatro experimentos.

Para establecer las mejores condiciones experimentales, el tren de tratamiento biológico granular anaerobio/aerobio, se evaluó con un método experimental mediante un diseño factorial completo, mostrado en la Tabla 13.

Tabla 13. Diseño experimental 2^2

Factores de tratamiento	Niveles		Variable de respuesta (Y)
	Bajo	Alto	
A TRH (d)	1	2	DQO ($mg L^{-1}$) y Toxicidad (UT- CL_{50})
B Carga orgánica ($kg DQO m^{-3} d^{-1}$)	1	2.5	

El diseño experimental incluye dos parámetros (factores) A y B, los cuales son la carga orgánica y los TRH, respectivamente, con dos niveles cada uno, los cuales son 1 y 2.5 $kg DQO m^{-3} d^{-1}$ para el parámetro A y, 1 y 2 d para el parámetro B, y como variables de respuesta (Y) se evaluó la disminución de la DQO y de la toxicidad aguda, obteniendo un total de cuatro experimentos y dos diseños factoriales de 2^2 , uno para cada variable de respuesta, considerando con un intervalo de confianza del 95 % para ambos diseños. La exactitud del modelo desarrollado y la significancia estadística se analizaron utilizando los factores como la prueba F, valor P, R^2 y el estadístico t.

4. RESULTADOS

4.1 Caracterización del lixiviado crudo

Se realizó la visita al relleno sanitario la Perseverancia, ubicado en Cuautla, Morelos para la recolección de lixiviado. Se encontró que en el relleno sanitario los lixiviados se extraen de las tinas de almacenamiento por medio de pipas, las cuales recirculan el lixiviado a través del riego de las pilas de basura. Para el almacenamiento del lixiviado se utilizan 5 tinas, las cuales cuentan con una geomembrana con una densidad de 3 mm de espesor para evitar la infiltración a los mantos acuíferos. Mensualmente se obtiene un promedio mínimo de 5,000 L y máximo de 9,000 L de lixiviado.

El muestreo del lixiviado se realizó en la tina 3 que cuenta con una capacidad de 920 m³ como se muestra en la Figura 8. El lixiviado proveniente de esta tina de acuerdo a la caracterización fisicoquímica es considerado como lixiviado joven.



Figura 8. Sitio de muestreo en el relleno sanitario “La Perseverancia”.

En la Tabla 14 se muestran los resultados de la caracterización de los lixiviados, la cuantificación de materia orgánica en la muestra de lixiviado indica una concentración de DQO de 23,508 mg L⁻¹, rango de DQO que se presenta en lixiviados jóvenes (Gómez, 2018), con un pH de 8.48 (fase metanogénica). Con respecto a la toxicidad del lixiviado, se obtuvo una concentración letal media CL₅₀ 72h (V/V) de 0.420 % ± 0.013 equivalente a 238.10 UT.



Tabla 14. Caracterización los lixiviados provenientes del relleno sanitario “La Perseverancia”.

Parámetro	Unidades	Lixiviado crudo
DQO	mg O ₂ L ⁻¹	23,508
DBO₅	mg O ₂ L ⁻¹	686
pH		8.48
Conductividad	mS cm ⁻¹	34.6
Nitrógeno amoniacal	mg N-NH ₃ L ⁻¹	2,560
Nitrógeno total	mg L ⁻¹	3,671
Nitratos	mg L ⁻¹	40
Nitritos	mg L ⁻¹	1.47
Fosforo total	mg L ⁻¹	4.42
Sulfatos	mg L ⁻¹	266
Alcalinidad	mg CaCO ₃ L ⁻¹	9,540
ST	mg L ⁻¹	24,295
STV	mg L ⁻¹	10,270
STF	mg L ⁻¹	14,025
SST	mg L ⁻¹	280
SSV	mg L ⁻¹	205
SSF	mg L ⁻¹	75
Toxicidad	UT	238.10

4.1.1 Toxicidad aguda (mortalidad) del lixiviado crudo

Los resultados obtenidos para las pruebas de toxicidad aguda utilizando alevines de *Danio rerio*, expuestos a lixiviados por 72 h, así como al tóxico de referencia (fenol), indican que los lixiviados tienen un efecto de mortalidad sobre este organismo. La Figura 9 y 10 muestran la curva de concentración efecto-respuesta del lixiviado y del tóxico de referencia utilizado para las pruebas. En la curva se puede observar la CL_{50-72h} para ambas sustancias. La CL_{50-72h} es la concentración de una sustancia en la que se espera que se produzca la muerte, durante la exposición en un plazo de tiempo definido del 50 % de la población de un organismo, en este caso *D. rerio* (Castillo, 2004).

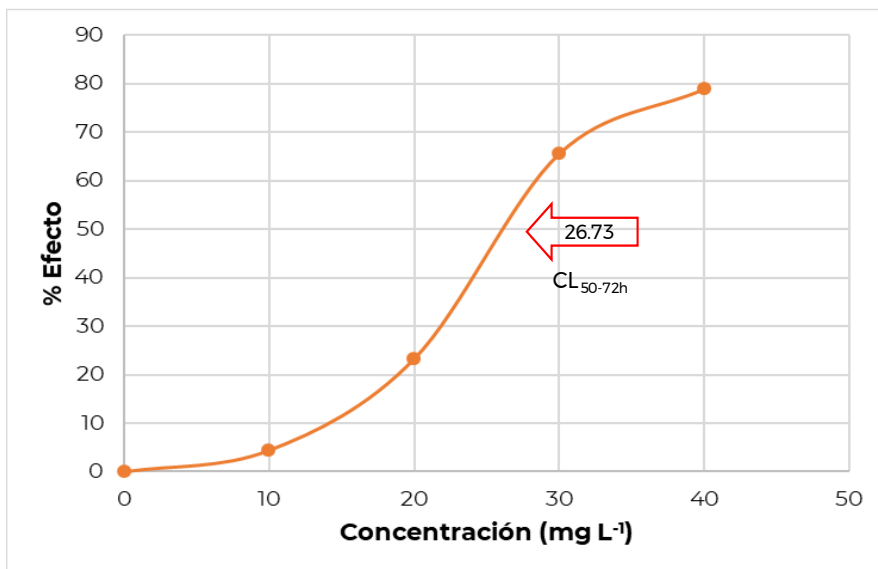


Figura 9. Curva de concentración efecto-respuesta del tóxico de referencia (fenol).

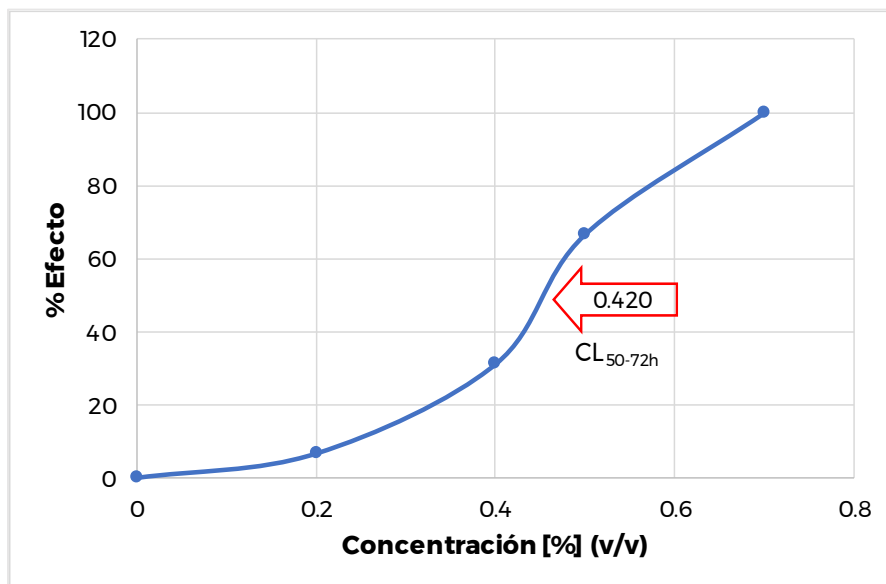


Figura 10. Curva de concentración efecto-respuesta del lixiviado.

Las concentraciones letales medias (CL_{50-72h}) obtenidas para el fenol y el lixiviado utilizado en esta investigación fueron 26.73 mg L^{-1} y 0.420 [%] (v/v) , respectivamente (Tabla 15). Para el caso del fenol, la CL_{50-72h} obtenida es similar a la concentración de la carta control (26.72 mg L^{-1}) utilizada en el laboratorio del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, lugar donde se realizaron los ensayos.

En lo que respecta al lixiviado, existen estudios previos que evalúan los efectos que los lixiviados generan al organismo *Danio rerio*, como es el caso de Jemec et al. (2012), quienes reportaron una CL_{50} a las 48 h de exposición de 6.2 [%] (v/v) para una mezcla conformada por lixiviados estabilizados (34 %) y jóvenes (64 %). Contrastando la CL_{50-72h} obtenida en el presente estudio, se puede concluir que el lixiviado crudo evaluado en esta investigación es 15 veces más tóxico que la mezcla de lixiviados utilizada en la investigación de Jemec et al., sin embargo, en la presente investigación el tiempo de exposición fue de 72 h, lo que pudo haber incrementado el resultado de la CL_{50} .

De la misma manera Qui et al. (2016), reportaron una CL_{50-72h} de 1.25 [%] (v/v) para una muestra de lixiviados jóvenes, el cual al ser comparada con la CL_{50-72h} de esta investigación, resulta ser 3 veces menos tóxica que la obtenida en este estudio (0.420 [%] (v/v)). Una diferencia entre las muestras de lixiviado analizadas por Jemec et al. y Qui et al. comparadas con las de la presente investigación es que la concentración de DQO de las primeras fue de $2,455 \text{ mg L}^{-1}$ y $1,400 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, mientras que la DQO obtenida en la muestra proveniente del relleno sanitario “La Perseverancia” fue de $23,508 \text{ mg L}^{-1}$, lo cual probablemente podría ser uno de los factores importante en el valor de la toxicidad obtenido.



Tabla 15. Concentración letal media (CL_{50-72h}) y Unidades de Toxicidad para el tóxico de referencia (fenol) y del lixiviado crudo.

	CL _{50-72 h}	UT
Fenol	26.73 mg L ⁻¹	3.74
Lixiviado	0.420 [%] (v/v)	238.10

En la Tabla 16, se muestra la clasificación de la toxicidad basada en unidades de toxicidad (UT). De acuerdo al valor obtenido para el lixiviado proveniente del relleno sanitario “La Perseverancia” (238.10 UT) se puede decir que dicho lixiviado se clasifica como “muy tóxico”.

Tabla 16. Clasificación de la toxicidad basada en unidades de toxicidad UT (US EPA, 1985).

Clasificación	Unidades de Toxicidad
Muy tóxico	> 4
Tóxico	2 - 4
Moderadamente tóxico	1.33 - 1.99
Ligeramente tóxico	< 1.33

4.2 Formación de gránulos aerobios

Para llevar a cabo la formación de los gránulos de acuerdo a las estrategias descritas en el apartado 3.2.2 se implementó la instalación y arranque de los reactores RBS. El reactor inoculado con gránulos anaerobios se identificó como reactor aerobio 1, mientras que el reactor inoculado con lodos activados fue nombrado como reactor aerobio 2 (Figura 11).



Figura 11. Reactores biológicos secuenciales aerobios.

La fase experimental de formación de gránulos aerobios inició con un periodo de aclimatación en ambos reactores aerobios al agua residual municipal. Se inició con ciclos de 24 h, para tener una fase de adaptación, hasta llegar a ciclos de 4 h. El pH de los reactores aerobios se mantuvo entre 7 a 7.8, y la temperatura dentro del rango de 20 a 26 °C. Para el reactor aerobio 1 los gránulos comenzaron su formación a los 56 d, presentando gránulos con un tamaño de 5 mm, una remoción de DQO del 84 % y un IVL de 9 mL g⁻¹, mientras que para el reactor aerobio 2, la formación de gránulos aerobios se dio en 49 d, con gránulos de 4 mm, remoción de DQO del 80 % y un IVL de 20 mL g⁻¹.

A continuación, se describen los resultados obtenidos a lo largo de esta fase experimental.

4.4.1 Remoción de DQO

El contenido de materia orgánica en los reactores fue determinado por medio de la DQO, la remoción de dicho parámetro, en este caso, es un indicativo de la presencia y proliferación de los microorganismos presentes en los lodos de los reactores. Como se puede apreciar en la Figura 12, la remoción en la DQO con un valor de 1.5 g L^{-1} , valor correspondiente al agua residual municipal usada como alimentación, fueron del 13 al 37 % los primeros días de formación de los gránulos aerobios para el reactor aerobio 1, durante los ciclos de 24 h mientras que para el reactor aerobio 2 las remociones fueron del 20 al 66 %. En ambos casos se observa que la remoción de DQO fue incrementándose conforme pasaba el tiempo de estabilización de los reactores. La remoción en el reactor aerobio 1 fue menor probablemente debido a que el inóculo estaba constituido de gránulos anaerobios, los cuales se estaban adaptando a las condiciones aerobias, lo cual inhibe sus procesos metabólicos e impide que se alimenten de forma correcta (Tay et al. 2006; Metcalf et al. 2014).

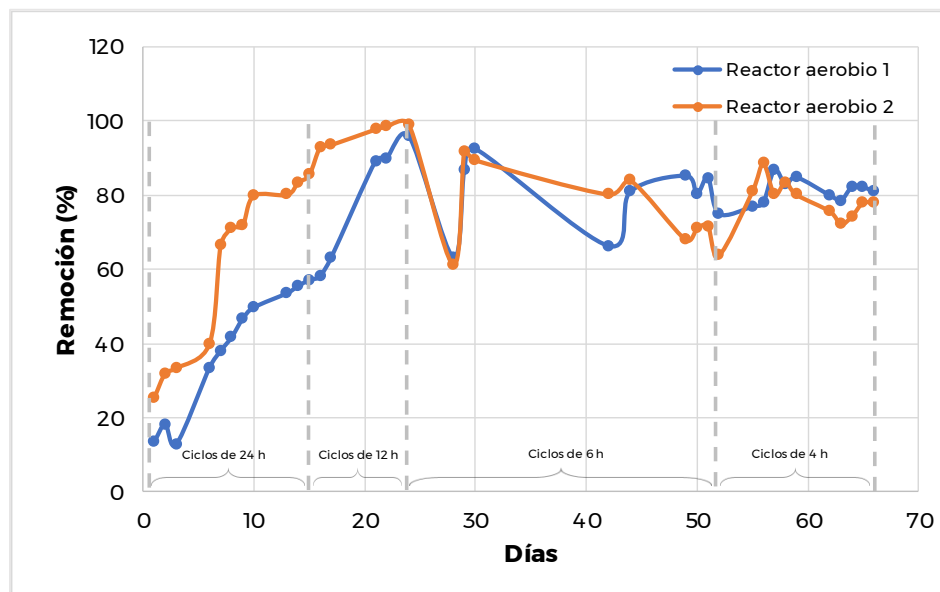


Figura 12. Comportamiento de DQO en los reactores aerobios durante la etapa de formación de gránulos.

Durante el día 7 la remoción de DQO en el reactor 2 se empezó a incrementar llegando a sobrepasar el 60 %, mientras que para el reactor 1 esto se llegó a observar en el día 13, puesto a que si se seguía manteniendo en ciclos de 24 h se está sujeto a la condición de carencia de sustrato, lo que podría provocar un decaimiento microbiano (Metcalf et al. 2014).

A partir del día 21 se disminuyeron los ciclos de operación a 12 h en ambos reactores. Se puede observar en la gráfica que la remoción se incrementa hasta alcanzar remociones cercanas al 95 % en ambos reactores. Por lo anterior, se modificaron los ciclos a 6 h, durante este periodo se presentó un decaimiento en la remoción de la DQO hasta valores de 60 % de remoción de DQO aproximadamente en ambos reactores, esto probablemente ocurrió debido a que los periodos de alimentación eran más rápidos y los microorganismos debieron adaptarse

nuevamente a las nuevas condiciones de operación. Durante esta etapa se presentaron variaciones en la remoción de DQO con valores del 92 % para el reactor 1 durante el día 30 y 91 % para el reactor 2 durante el día 29.

Después de un periodo de 23 d en el que se mantuvo a los reactores con ciclos de 6 h, se disminuyó a ciclos de operación de 4 h los cuales están recomendados para la formación de gránulos aerobios (Tay et al. 2006; Metcalf et al. 2014; Wang et al., 2019). Durante los ciclos de 4 h (a partir del día 56 de operación), se comenzaron a formar los gránulos aerobios en el reactor aerobio 1 con remociones de DQO superiores al 80 %, mientras que para el reactor aerobio 2, los gránulos se comenzaron a formar a partir del día 49, obteniendo remociones de DQO superiores al 70 %.

4.4.2 Prueba de sedimentación

Durante la fase experimental de formación de gránulos aerobios se realizaron pruebas de sedimentabilidad al lodo de ambos reactores. En la Figura 13 y 14 se observa el comportamiento del volumen del lodo sedimentado (mL L^{-1}), después de 30 min, para el reactor aerobio 1 y 2, respectivamente.

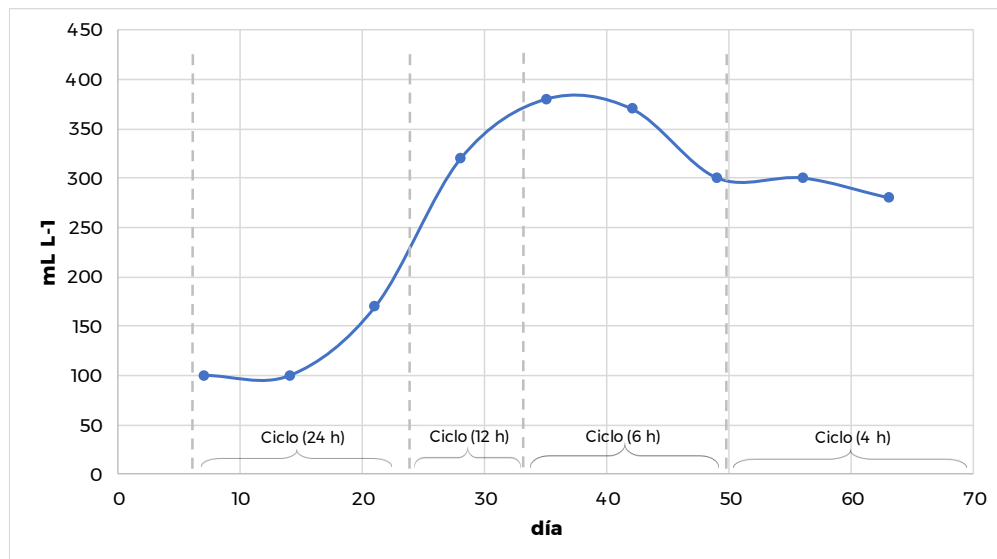


Figura 13. Volumen de lodo sedimentado en el reactor aerobio 1.

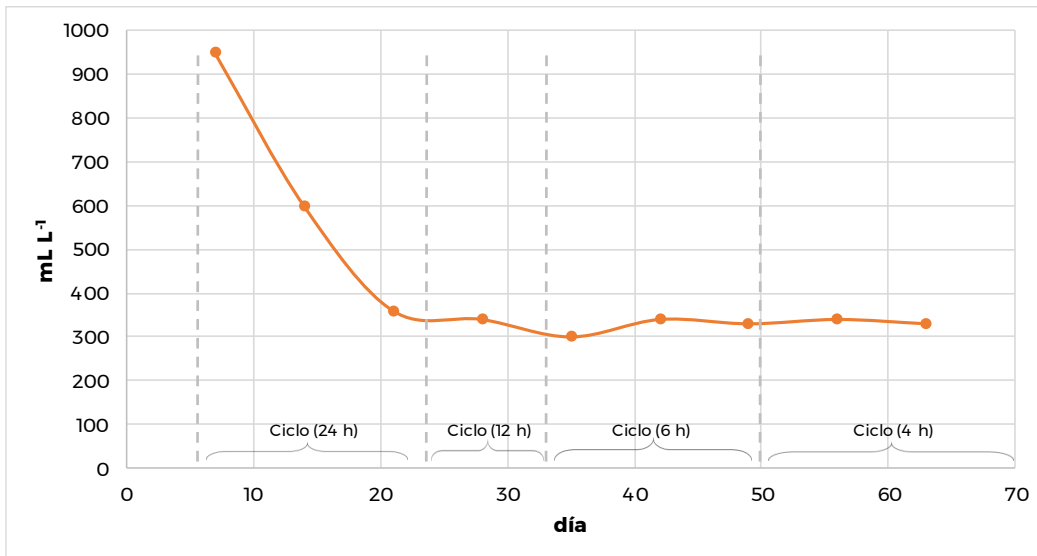


Figura 14. Volumen del lodo sedimentado en el reactor aerobio 2.

Durante los ciclos de 24 h (día de operación 1-17) la sedimentación en el reactor aerobio 1 era rápida y compacta ya que, a los 30 min, el lodo se había desplazado más del 90 % (altura del manto de lodo 100 mL) esto debido a que este reactor estaba inoculado con lodo granular anaerobio, el cual es conocido por tener tiempos de sedimentación más corto que el lodo activado (Ureña, 2016; Daud et al. 2018). A lo largo de los días 18-24, al cambiar a ciclos de 12 h, el lodo granular anaerobio fue desintegrándose, formando pequeños flóculos de lodo aerobio (Figura 15A), estos flóculos tardaban más tiempo en sedimentar debido a que son más pequeños que el lodo granular, y por ende su peso es menor. La sedimentación a lo largo del tiempo de la prueba fue más lenta, desplazando solo un 68 % (320 mL, altura del manto de lodo) a los 30 min.

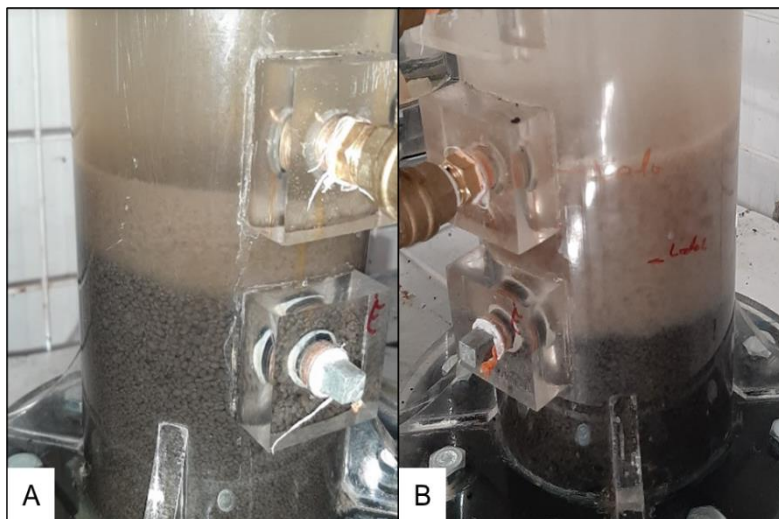


Figura 15. Formación de flóculos en el reactor aerobio 1.

En el transcurso de los días 35 al 42, correspondientes a los ciclos de 6 h, se pudo observar que los flóculos aumentaron su volumen (Figura 15B), sin embargo, la sedimentación permanecía en 380 mL de altura del manto de lodo.

Durante los ciclos de 4 h (días de operación del 52-66), los gránulos aerobios en el reactor aerobio 1 comenzaron a formarse, obteniendo gránulos con un tamaño de 5 mm aproximadamente (Figura 16). Al finalizar la fase experimental de formación de los gránulos aerobios se observó que la sedimentación se encontraba en un 72 % (290 mL, altura del manto de lodo).

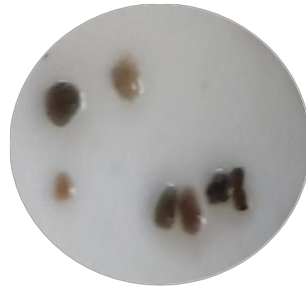


Figura 16. Gránulos aerobios en el reactor 1 durante la semana 8.

Para el caso del reactor aerobio 2, la sedimentación durante los ciclos de 24 h era lenta, puesto que, a los 30 min el lodo se había desplazado solo el 5 % (altura del manto de lodo 950 mL) debido a que este reactor estaba inoculado con lodo activado aerobio, los cuales son conocidos por tener tiempos de sedimentación más largos que el lodo granular (Ureña, 2016; Daud et al. 2018). A lo largo de los días 8 - 14, al cambiar a ciclos de 12 h, el lodo activado presentó una mejor sedimentación con flóculos más grandes color café, como se observa en la Figura 17, con una altura del manto de lodo de 430 mL.



Figura 17. Lodo activado en el reactor aerobio 2.

Al pasar los días de operación del 35 al 42, con ciclos de 6 h, se puede observar en la Figura 17 que la sedimentación mejora puesto que se están formando flóculos más densos que los de las primeras semanas de experimentación (Tay et al. 2006; Wang et al., 2019), obteniendo un manto de lodos de 340 mL.

Durante los días de operación del 42 al 49, con ciclos de 4 h, los gránulos aerobios en el reactor 2 empezaron su formación, obteniendo gránulos de un tamaño de 4 mm aproximadamente (Figura 18).



Figura 18. Gránulos aerobios en el reactor 2 durante la semana 7.

En los días del 56 al 63, los mL desplazados a los 30 minutos fueron de más del 67 %, lo que representa un manto de lodos de 330 mL, lo que representa una mayor sedimentación, ya que los flóculos se habían aglomerado formando gránulos con un mayor peso.



4.4.3 Índice volumétrico de lodos

El Índice Volumétrico de Lodos (IVL) es un indicador de las características de sedimentación del lodo producido en los reactores.

El índice se expresa en mL g⁻¹, y la calidad del lodo se evalúa de acuerdo a la siguiente escala:

IVL <90 mL g⁻¹ – excelente sedimentación

90 < **IVL** <150 mL g⁻¹ – buena sedimentación

IVL >150 mL g⁻¹ – malas condiciones de sedimentación

En la Tabla 17, se observa un aumento de los sólidos suspendidos totales (SST), lo cual puede deberse a varias razones. Los SST son partículas sólidas en suspensión en el agua, que incluyen materia orgánica, microorganismos, sedimentos y otros materiales. Si las condiciones en el reactor son favorables para un crecimiento de microorganismos, podría haber un aumento en la concentración de sólidos biológicos suspendidos. Esto puede deberse a una alta carga de nutrientes, como nitrógeno y fósforo, que estimula el crecimiento microbiano (Metcalf et al., 2014).

Tabla 17. Resultados del IVL y SST en ambos reactores aerobios.

Día	Ciclo (h)	Reactor 1		Reactor 2	
		SST (g L-1)	IVL (mL g-1)	SST (g L-1)	IVL (mL g-1)
21	24	13.56	7.38	4.49	211.58
28	12	1.40	228.57	9.96	34.14
35	6	2.50	152.00	10.15	29.56
42	6	46.06	8.03	13.45	25.28
49	6	33.60	8.93	16.53	19.96
56	4	33.26	9.02	18.20	18.68
63	4	37.88	7.39	19.68	16.77

Se puede observar en la Figura 19, que durante el día 21, con ciclos de 24 h, el IVL para el reactor aerobio 1 fue de 7.4 mL g^{-1} , lo que significa, de acuerdo al índice anterior, que se tiene una excelente sedimentabilidad, esto porque este reactor fue inoculado con lodos granulares, los cuales presentan una buena sedimentación. Sin embargo, en los días 28 (ciclo de 12 h) y 35 (ciclo de 6 h), el valor del IVL incremento a 228.57 y 152 mL g^{-1} , respectivamente, lo cual indica que se tienen malas condiciones de sedimentación, puesto que como se explicó en el apartado 4.4.2, los lodos granulares fueron desintegrándose hasta formar flóculos con una baja sedimentación. Esto cambio el día 49 con ciclos de 6 h, ya que el IVL disminuyo a 8 mL g^{-1} , presentando nuevamente una excelente sedimentación, ya que los flóculos de lodos aerobios formados en este reactor comenzaban a estabilizarse después del cambio de condiciones anaerobias a condiciones aerobias.

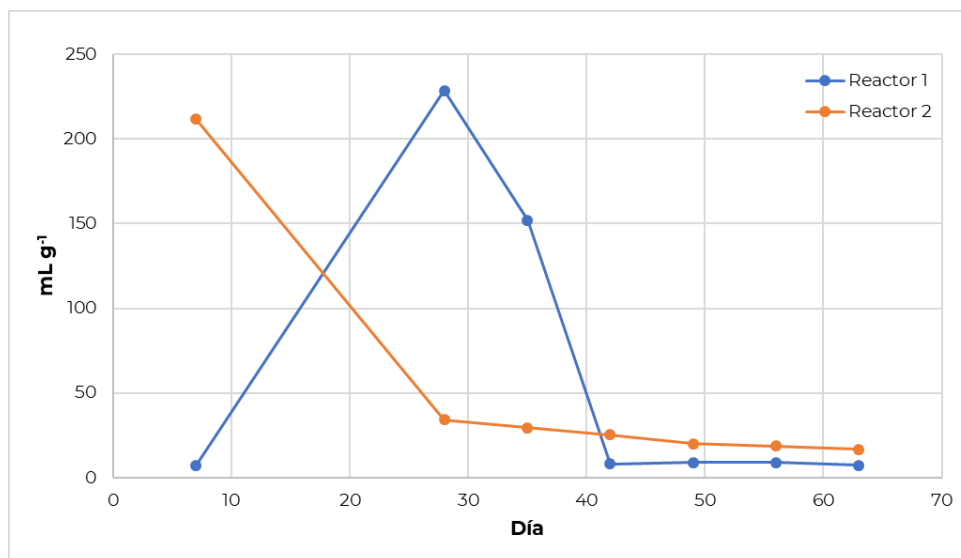


Figura 19. Comportamiento del IVL en los reactores aerobios.

El IVL para el reactor aerobio 2, en el día 21, fue de 211.58 mL g^{-1} , lo que indica que se tienen malas condiciones de sedimentación, debido a que el inóculo utilizado es biomasa suspendida de una muestra de lodos activados que está en una fase de adaptación en un medio al cual no están acondicionados, así como al tamaño de sus floculos, los cuales aún no están definidos, de igual forma en lodos activados se asocia al crecimiento de bacterias filamentosas, lo cual reduce la capacidad de sedimentación de los lodos (Metcalf et al., 2014). No obstante, durante el día 28 (ciclo de 12 h), 35 (ciclo de 6 h) y 42 (ciclo de 7 h), los valores de IVL disminuyeron a 34.1 , 29.56 y 25.28 mL g^{-1} , respectivamente, lo que indica una excelente sedimentación.

Durante los ciclos de operación de 4 h, el IVL en ambos reactores presentó excelente sedimentación debido a que los gránulos aerobios ya se encontraban bien formados. Sin embargo, el reactor aerobio 1 tenía un menor IVL con un valor 7.39 mL g^{-1} en contraste con el reactor aerobio 2 que tenía un IVL de 16.77 mL g^{-1} , lo que significa que el primero presentaba una mejor sedimentación, así como una mayor concentración de agregados microbianos.

4.5 Evaluación del tren de tratamiento granular anaerobio/aerobio.

Después de obtener los gránulos aerobios, y considerando los resultados en su formación, se optó por usar los gránulos formados en el reactor aerobio 1 en la etapa de evaluación del tren de tratamiento granular anaerobio/aerobio, ya que presentaban un mayor tamaño (5 mm), una mejor sedimentación, un IVL menor (7.39 mL g⁻¹), así como una remoción de DQO superior al 80 %.

El tren de tratamiento granular anaerobio/aerobio consistió en la alimentación de lixiviado con una dilución de 5 y 12.5 % mediante agua de grifo, a un Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA), cuyo efluente a su vez fue alimentado al reactor aerobio granular tipo RBS (Figura 20).



Figura 20. Tren de tratamiento biológico granular anaerobio/aerobio (1= Influyente; 2= Efluente medio-salida del reactor RAFA; 3= Efluente final - salida del reactor aerobio RBS).

A continuación, se describen los resultados obtenidos en la evaluación del tren de tratamiento granular anaerobio/aerobio. Los resultados corresponden a los cuatro experimentos realizados, los cuales, como se muestran en la Tabla 18 y de acuerdo al diseño experimental propuesto, incluyen dos parámetros (factores) A y B, los cuales son la carga orgánica y los TRH, respectivamente, con dos niveles cada uno, los cuales son 1 y 2.5 kg DQO m⁻³ d⁻¹ para el parámetro A y, 1 y 2 días para el parámetro B.

Tabla 18. Características correspondientes a los experimentos realizados.

Experimento	Carga orgánica volumétrica (kg DQO m ⁻³ d ⁻¹)	TRH (d)	Dilución lixiviado (%)
1	1	1	5
2	2.5	1	12.5
3	1	2	5
4	2.5	2	12.5

4.5.1 Comportamiento del pH

En la Figura 21, se presenta el comportamiento del pH en el tren de tratamiento biológico granular. Se puede observar que el pH fue variable durante los cuatro experimentos, pero se mantuvo en un rango de valores entre 6.8 como mínimo y 8.9 máximo para el influente, efluente medio y efluente final, siendo ligeramente menor los valores en el efluente final con respecto al influente.

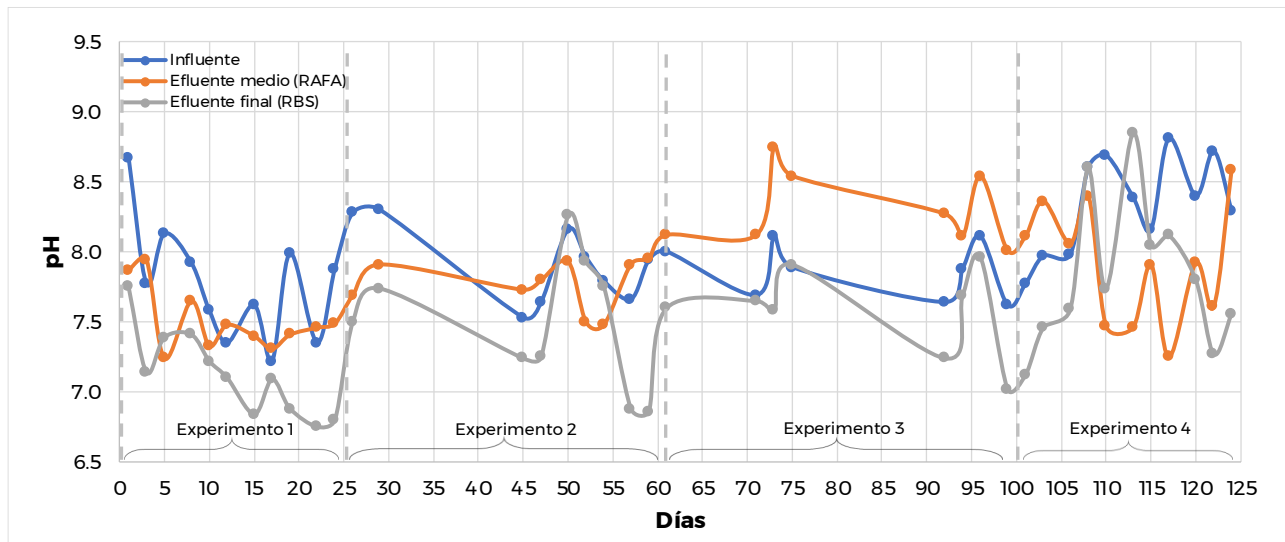


Figura 21. Comportamiento del pH en el tren de tratamiento de lixiviados.

Los experimentos del 1 al 4, el promedio del pH en el influente fue de 7.8, 7.9, 7.9 y 8.4, para el experimento 1, 2, 3 y 4, respectivamente. Con respecto al efluente medio, correspondiente a la salida del reactor RAFA, se obtuvo un promedio en el pH del efluente medio para los experimentos del 1 al 4 de 7.5, 7.8, 8.3 y 7.9 en el orden dado, indicando un aumento del 5.06 % en el pH para el experimento 3 y una disminución del 3.84, 1.26 y 5.95 % para el experimento 1, 2 y 4. En cuanto al efluente final, salida del reactor aerobio RBS, el pH promedio fue de 7.2, 7.5, 7.5 y 8, para el experimento 1, 2, 3 y 4, respectivamente, indicando una disminución del pH del 5.06, 7.59, 5.06 y 4.76 %, respectivamente, para los experimentos del 1 al 4.

El pH es crucial en la digestión anaerobia, la cual se da en el reactor RAFA, ya que influye en la actividad de los microorganismos involucrados en la descomposición de la materia orgánica. En este proceso biológico sin oxígeno, el pH varía en diferentes fases, por ejemplo, en la fase acidogénica, los microorganismos descomponen sustratos orgánicos de mayor peso molecular en compuestos más simples, como lo son los ácidos grasos volátiles (AGV), alcoholes y otros compuestos orgánicos, que reducen el pH (aprox. 5.0 a 6.5). Mientras que en la fase acetogénica, los microorganismos acetogénicos convierten los productos de la fase acidogénica en compuestos como acetato, hidrógeno y dióxido de carbono. Aunque no hay un cambio drástico en el pH en esta etapa, generalmente el pH sigue siendo ácido, manteniéndose en el rango de 5.5 a 6.8 (Metcalf et al., 2014; Flórez et al., 2020).



La digestión aerobia, que proporciona el reactor RBS, el pH es importante en el proceso de descomposición biológica de la materia orgánica, pero las tendencias y los valores de pH difieren en comparación con la digestión anaerobia. En las primeras etapas de la digestión aerobia, los microorganismos utilizan oxígeno para degradar los materiales orgánicos. Durante esta fase, el pH tiende a aumentar debido a la producción de productos de descomposición que son alcalinos. A medida que los microorganismos continúan descomponiendo los materiales orgánicos, el pH puede mantenerse relativamente neutro o incluso aumentar ligeramente debido a la producción continua de CO₂. El proceso de oxidación biológica produce ácidos débiles, lo que puede amortiguar cualquier aumento significativo en el pH (Metcalf et al., 2014; Torrent, 2018).

El pH afecta al tratamiento biológico, ya que gran parte de la actividad microbiana es sensible al pH, que suele transcurrir entre 4 y 9.5 unidades de pH (Torrent, 2018). Con los resultados obtenidos en esta investigación se muestra en la Tabla 18 que, en los 4 experimentos realizados, ya sea en el influente o en ambos efluentes, el pH se encuentra dentro de los valores de pH adecuados para la actividad microbiana en los diferentes procesos de nitrificación, desnitrificación, amonificación, así como en la degradación de materia orgánica y nutrientes (Flórez et al. 2020).

Tabla 19. Rangos de pH óptimos e inhibidores de actividad microbiana en los tratamientos biológicos granulares (Torrent, 2018; Flórez et al. 2020).

Tratamiento	Potencial	pH
Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)	Óptimo	6.5 - 8.0
	Inhibidor	< 4.5
Reactor biológico secuencial (RBS)	Óptimo	6.5 - 8.5
	Inhibidor	< 5.0

4.5.2 Comportamiento del Potencial Óxido - Reducción

En la Figura 22, se presenta el comportamiento del potencial óxido - reducción (ORP, por sus siglas en inglés) en el tren de tratamiento biológico granular anaerobio/aerobio.

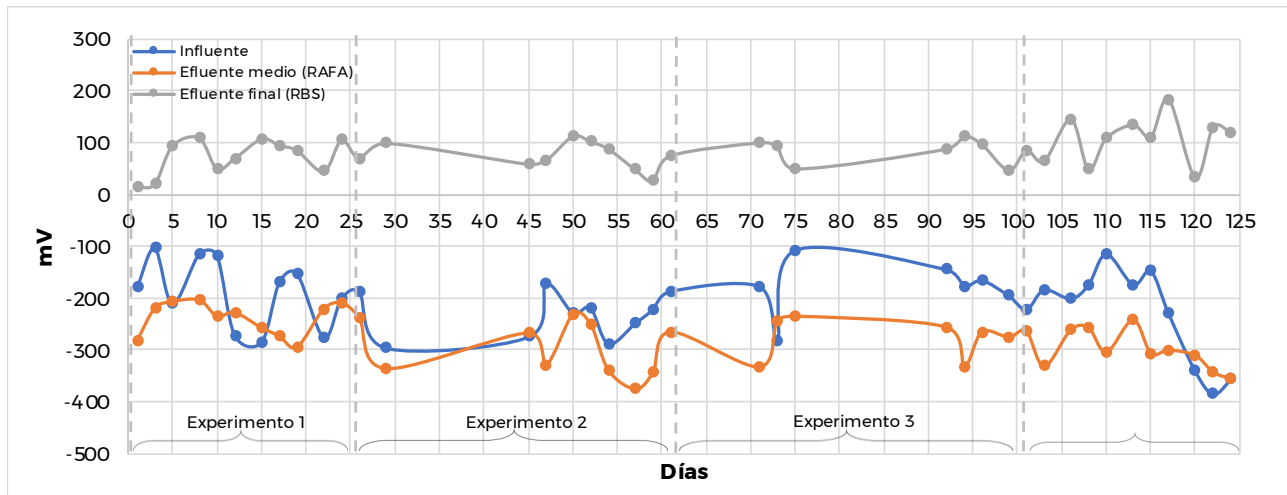


Figura 22. Comportamiento del ORP en el tren de tratamiento de lixiviados.

Mediante los resultados que se obtuvieron, se observa que en los experimentos 1 al 4 el promedio del ORP en el influente fue de -189.50, -237.44, -184.22 y -236.11 mV, para cada uno de los experimentos. Respecto al efluente medio, correspondiente a la salida del reactor RAFA el promedio del ORP fue de -240.17, -304.56, -282.44 y -298.44 mV, para cada uno de los experimentos del 1 al 4, en el orden dado, indicando una disminución del 26.73, 28.26, 53.31 y 26.40 % en el ORP, respectivamente para cada experimento.

Con respecto al efluente final, salida del reactor RBS, el ORP promedio fue de 72.25, 75.22, 82 y 112.67 mV, correspondientes a los experimentos 1 al 4, indicando un aumento del ORP del 138.13, 131.68, 144.51 y 147.72 %, respectivamente, esto en relación a los valores negativos obtenidos del ORP en el influente de cada experimento, en los cuales se reportaron valores negativos, que de acuerdo a la bibliografía son valores que se presentan en sistemas anaerobios, ya que en estos sistemas se dan reacciones químicas de reducción, por lo que, en el efluente final, correspondiente al reactor aerobio, se da el cambio a valores positivos, referente a la medición del ORP, los cuales se dan en sistemas aerobios, donde existen reacciones químicas de oxidación (Abbas et al. 2017).

El ORP es un parámetro útil para monitorear los sistemas de tratamiento biológicos, ya que mide la capacidad de las moléculas presentes en el agua residual o en este caso lixiviados, de ganar o liberar electrones (oxidación o reducción), por ejemplo, en valores -200 a -300 mV, se dan condiciones anaerobias, formando ácidos mixtos, alcoholes y la producción de metano, mediante la digestión anaerobia, por otra parte, valores > 50 mV, se reportan condiciones aerobias, en las cuales se da la oxidación de los compuestos químicos como lo son los nutrientes mediante los procesos metabólicos de los microorganismos (Cano, 2020). Sin embargo, en valores mayores a 600 o menores a -300 mV, existe un decaimiento o disminución de microorganismos, que fomentan la formación de metano en sistemas

anaerobios o la degradación de nutrientes en sistemas aerobios (Abbas et al. 2017; Bacab, 2020; Cano, 2020).

En consecuencia, con el parámetro ORP, se puede saber si el sistema de tratamiento está bajo condiciones anaerobias o aeróbicas, para una correcta degradación biológica, respectivamente, o si está en valores de ORP que puedan causar mortalidad en los microorganismos degradadores. Por ello, en esta investigación, los resultados mostraron un comportamiento del ORP óptimo para ambos reactores, lo que nos indica que el sistema de tratamiento trabaja en valores de ORP necesarios para los procesos anaerobios o aerobios.

4.5.3 Comportamiento del color

En la Figura 23 se observa el comportamiento del color aparente en el tren de tratamiento biológico granular.

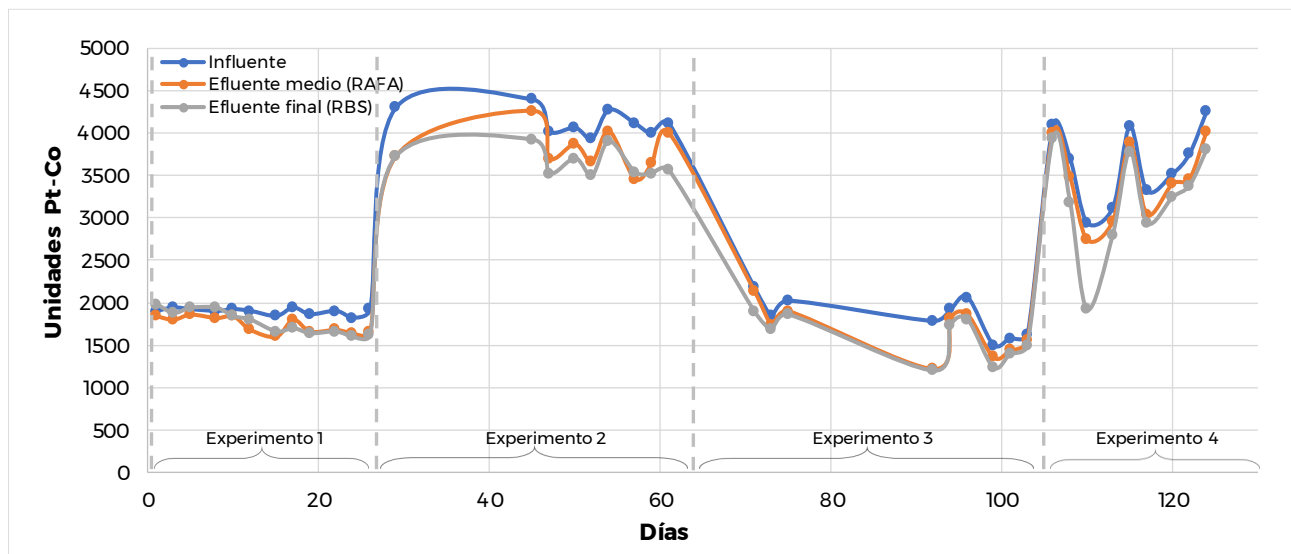


Figura 23. Comportamiento del color aparente en el tren de tratamiento de lixiviados.

Durante los resultados que se obtuvieron, se muestra, que en los experimentos 1 al 4 el promedio del color en el influente fue de 1,896.67, 4,138.52, 1,833.33 y 3,644.44 unidades de Pt - Co, para cada uno de los experimentos. En relación al comportamiento del color aparente con respecto al efluente medio, correspondiente a la salida del reactor RAFA, se obtuvo un promedio del color en el efluente medio de 1,740, 3,814.07, 1,671.11 y 3,442.22 unidades de Pt - Co, en el orden dado a los experimentos 1 al 4, indicando una disminución del 8.26, 7.83, 8.85 y 5.54 % en el color, respectivamente para cada experimento.

Con respecto al efluente final, referente a la salida del reactor RBS, el promedio de color fue de 1,771.51, 3,653.33, 1,591.11 y 3,220 unidades de Pt- Co, correspondientes a los experimentos 1 al 4, indicando una disminución del color aparente del 6.6, 11.72, 13.21 y 11.64 %, respectivamente.

Estos datos demuestran que existe una disminución de color en los diferentes experimentos,

señalando indirectamente una remoción por el tren de tratamiento biológico granular de materia orgánica, como lo son los ácidos fúlvicos y húmicos, metales y sales, los cuales dan color a las muestras de lixiviados (Ibrahim et al. 2019). Sin embargo, comparando estos resultados con la investigación de Islam et al. 2020, en la cual evaluaron el tratamiento de una muestra de lixiviados viejos con una carga orgánica medida como DQO de $1,458 \text{ mg L}^{-1}$ mediante un reactor biológico secuencial aerobio cilíndrico de 5 L, obteniendo remociones máximas de 52, 58 y 75 % de DQO, COT y color, respectivamente, con un TRH de 5 d en el sistema. La investigación de Islam et al. 2020 proporciona una mayor eficiencia en la disminución del color en el tratamiento de lixiviados, al contrastarla con la investigación presentada. Sin embargo, aunque la concentración de DQO mostrada en el trabajo de Islam et al. 2020, está dentro del rango utilizado en los experimentos de nuestra investigación ($1,000 - 2,500 \text{ mg L}^{-1}$), los valores de TRH son mayores a las que utilizamos en este trabajo, las cuales, dependiendo de cada experimento realizado, van de TRH van de 1 - 2 d.

Una baja reducción de color, puede deberse a las altas concentraciones de DQO que tienen presentes los lixiviados utilizados en esta investigación, 1000 y 2500 mg L^{-1} para los experimentos 1 y 3, y para los experimentos 2 y 4, respectivamente, los cuales contienen diferentes compuestos tóxicos, que deterioran la estructura de los gránulos microbianos, ya sean anaerobios o aerobios, dejando un arrastre de biomasa en los efluentes.

4.5.4 Comportamiento de la conductividad

La Figura 24 muestra el comportamiento de la conductividad en el tren de tratamiento biológico granular.

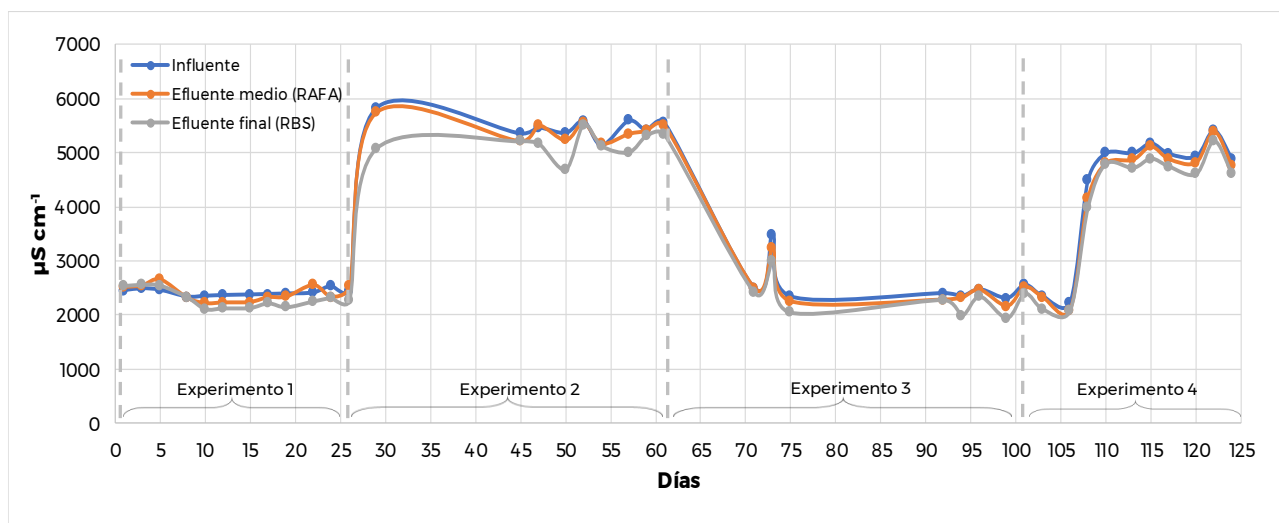


Figura 24. Comportamiento de la conductividad en el tren de tratamiento de lixiviados.

Con los resultados obtenidos de los experimentos 1 al 4, se reporta un promedio de la conductividad en el influente de $2,417.58$, $5,485.11$, $2,525.89$ y $4,680.67 \mu\text{S cm}^{-1}$, para cada uno de los experimentos. Referente al comportamiento de la conductividad en el efluente medio, correspondiente a la salida del reactor RAFA, para los experimentos 1 al 4 se obtuvieron promedios de la conductividad en el efluente medio de $2,401.19$, $5,412$, $2,451.33$ y $4,547.11 \mu\text{S}$



cm^{-1} , en el orden dado a los experimentos, indicando una disminución del 0.67, 1.33, 2.95 y 3.06 % en la conductividad, respectivamente para cada experimento.

Con respecto al efluente final, referente a la salida del reactor RBS, el promedio de la conductividad fue de 2,297.99, 5,164.56, 2,281.89 y 4,409.44 $\mu\text{S cm}^{-1}$, correspondientes a los experimentos 1 al 4, indicando una disminución de la conductividad del 4.94, 5.84, 9.66 y 5.79 %, para cada una de los experimentos, respectivamente.

Los lixiviados con una alta conductividad, como los presentes en esta investigación, indican una alta concentración de sólidos disueltos, relacionados a la presencia de sales inorgánicas, como lo son los cloruros, carbonatos, sulfatos, etc., (Jagaba et al. 2021). Los datos obtenidos en esta investigación demuestran que no existe una disminución significativa en el tratamiento, sin embargo, puede deberse a las altas concentraciones de contaminantes que están presentes en los lixiviados utilizados, como lo es la carga orgánica, así como los TRH que se utilizaron, ya que en la investigación presentada por Anna Tałałaj et al. 2021, en la cual utilizaron como pretratamiento un reactor RBS con un volumen de 25 L, ciclos de 20 h y una muestra de lixiviados jóvenes recolectados de un relleno sanitario municipal del norte de Polonia, con contracciones de DQO y conductividad de 720 mg L^{-1} y 1,800 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente, obteniendo remociones máximas de 20 y 27 %, para cada parámetro.

El trabajo de Anna Tałałaj et al. 2021 proporciona una mayor eficiencia en la disminución de la conductividad en el tratamiento de lixiviados, al contrastarla con los resultados obtenidos en la presente investigación, sin embargo, la concentración de DQO y conductividad del trabajo de Anna Tałałaj et al., está por debajo del rango utilizado en los experimentos de esta investigación, los cuales van de 1,000 - 2,500 mg L^{-1} de DQO y 2,243.70 - 5,626.43 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para la conductividad, dependiendo de cada experimento realizado, por lo que la presencia de sustancias contaminantes o tóxicas se ve reflejada en la eficiencia para la disminución de la conductividad.

4.5.5 Comportamiento de la alcalinidad total

Se observa en la Figura 25, el comportamiento de la alcalinidad en el tren de tratamiento biológico granular.

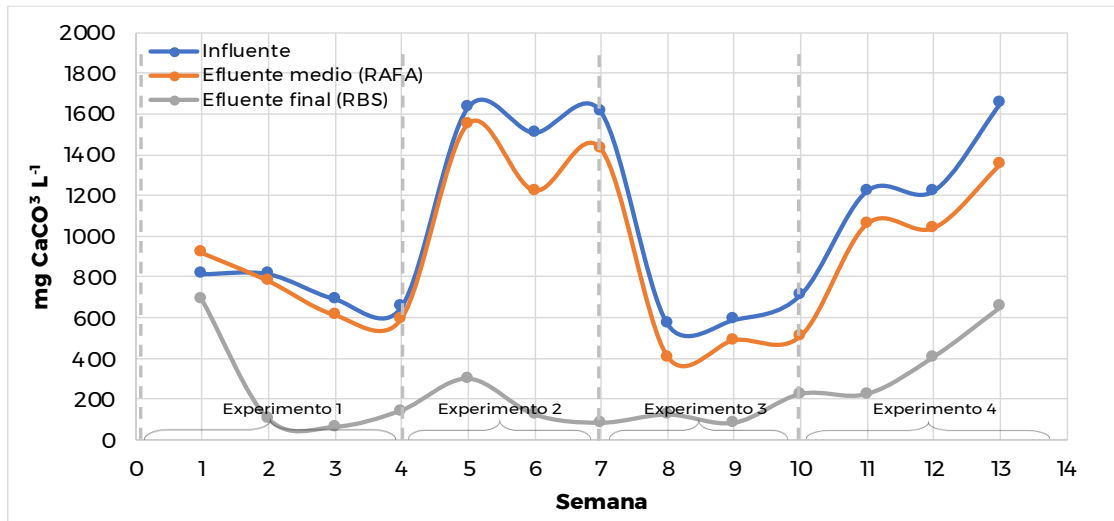


Figura 25. Comportamiento de la alcalinidad en el tren de tratamiento de lixiviados.

Los resultados generados en los experimentos 1 al 4, reportan un promedio de la alcalinidad en el influente de 721.09, 1,585.03, 625.85 y 1,367.35 mg L⁻¹, para cada uno de los experimentos, mientras que, para el efluente medio, correspondiente a la salida del reactor RAFA, para los experimentos 1 al 4, con promedios de alcalinidad en el efluente medio de 662.45, 1401.36, 469.39 y 1151.70 mg L⁻¹, respectivamente para cada experimento.

Con respecto al efluente final, referente a la salida del reactor RBS, el promedio de la alcalinidad fue de 102.04, 168.03, 142.86 y 428.57 mg L⁻¹, correspondientes a los experimentos 1 al 4, indicando una disminución de la alcalinidad del 85.55, 89.40, 77.17 y 68.66 %, respectivamente, para cada uno de los experimentos. Estos porcentajes evidencian una disminución en la concentración de alcalinidad, lo que demuestra la capacidad del sistema para ajustar el pH y garantizar una adecuada neutralización del efluente final.

Los resultados del comportamiento de la alcalinidad en el tren de tratamiento biológico granular demuestran una disminución en su concentración. En los procesos anaerobios, los dos principales factores que afectan el pH son el ácido carbónico y los ácidos volátiles, por ende, la capacidad buffer depende de la alcalinidad, en la cual, en equilibrio con la disociación del ácido carbónico presente en la alcalinidad, se regula la concentración del ion hidrógeno, manteniendo así un equilibrio (Pinargote et al. 2020). En el momento en el que los ácidos volátiles aumentan, son neutralizados por la alcalinidad al bicarbonato, formando la alcalinidad debida a los ácidos volátiles. En este caso, la alcalinidad total es debida a la alcalinidad al bicarbonato y a los ácidos volátiles. Cuando la alcalinidad debida a los ácidos volátiles supera la alcalinidad debida al bicarbonato, el sistema tiende a entrar en una fase

de inestabilidad, sufriendo sensibles caídas del pH con cualquier aumento en los ácidos volátiles (Lorente et al. 2019).

Aunque el proceso anaerobio está conformado por cuatro etapas, una de las más sensible es la metanogénica, en la cual, las bacterias consumen los ácidos de cadena corta, como es el caso del acetato. Si la tasa de producción de AGV es mayor que la tasa de consumo por las bacterias metanogénicas ocurre una acumulación de AGV en el reactor que provocaría su acidificación si no hay capacidad buffer (alcalinidad bicarbonática) suficiente para neutralizarlos, y solo volverá a funcionar adecuadamente con adición externa de alcalinidad (Vintimilla et al. 2021), sin embargo en esta investigación la presencia de una concentración alta de alcalinidad, impidió que el sistema sufriera cambios drásticos de pH, tal como se muestra en el apartado 4.5.1.

4.5.6 Comportamiento de la DQO

Se observa en la Figura 26 el comportamiento de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en el tren de tratamiento biológico granular.

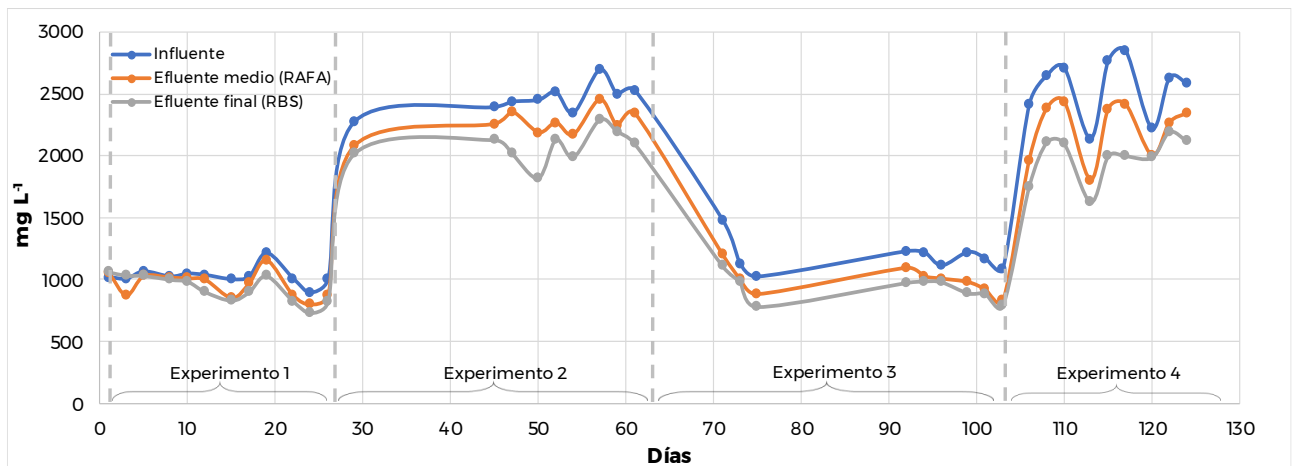


Figura 26. Comportamiento de la DQO en el tren de tratamiento de lixiviados.

Los resultados obtenidos en los experimentos 1 al 4 (Tabla 20), reportan un promedio de la DQO en el influente de 1,027.30, 2,458.63, 1,185.64, 2,550.13 mg L⁻¹, para cada uno de los experimentos. Con respecto al efluente medio, correspondiente a la salida del reactor RAFA, se obtuvo un promedio de DQO de 960.69, 2,259.32, 996.15, 2,219.97 mg L⁻¹, para los experimentos 1 al 4, indicando una disminución observada en la Figura 26 del 7.45, 8.08, 15.88 y 12.97 % en la DQO, respectivamente para cada experimento.

Tabla 20. Resultados en la remoción de la DQO.

Experimento	Concentración DQO (mg L ⁻¹)			Remoción (%)	
	Influyente	Efluente medio	Efluente final	Efluente medio	Efluente final
1	1027.30	960.69	930.32	7.45	13.11
2	2458.63	2259.32	2077.99	8.08	15.44
3	1185.64	996.15	932.42	15.88	21.23
4	2550.13	2219.97	1987.57	12.97	21.83

Con respecto al efluente final, referente a la salida del reactor RBS, el promedio de la DQO fue de 930.31, 2,077.99, 932.42, 1,987.57 mg L⁻¹, correspondiente a los experimentos 1 al 4, indicando una reducción (Figura 26) de la DQO del 13.11, 15.44, 21.23 y 21.83 %, para el orden de los experimentos.

Comparando los resultados obtenidos en esta investigación con los presentados por el trabajo de Wimalawera et al. 2018, en el cual utilizaron un tren de tratamiento similar al de esta investigación, el cual consiste en una secuencia de tratamiento anaerobio/aerobio, conformado por un reactor RAFA acoplado a un reactor aerobio, a escala laboratorio con volúmenes de 8.2 y 10 L, cada uno, alimentados con una muestra de lixiviados jóvenes, TRH de 20 h, concentraciones de DQO y DBO de 4,000 y 2,000 mg L⁻¹, en el orden dado. Obtuvieron eficiencias de remoción de DQO y DBO de 72 y 59 %, respectivamente.

La investigación de Wimalawera et al. 2018, presento una eficiencia de remoción de DQO más alta que la presentada en esta investigación, tomando en cuenta el experimento 4, el cual mostro una remoción de DQO de 21.83 %, así como diferencias significativas entre los experimentos realizados, con TRH de 48 h y una DQO de 2,550.13 mg L⁻¹. Destacando que la muestra utilizada fue de lixiviados viejos, los cuales están conformados mayormente por compuestos recalcitrantes que los lixiviados jóvenes, los cuales son más difíciles de degradar por los microorganismos expuestos a ellos (Jagaba et al. 2021).

Por otra parte, la duración del experimento de Wimalawera et al. 2018 fue de 120 días, en cambio, en esta investigación, los tiempos no sobrepasaban los 10 días para cada experimentado realizado. Logrando así, una mayor recolección de datos y un monitoreo más amplio para el comportamiento del sistema que el que se tuvo en esta investigación.

4.5.7 Comportamiento de la DBO₅

La Figura 27 muestra el comportamiento de la DBO₅ en el tren de tratamiento biológico granular.

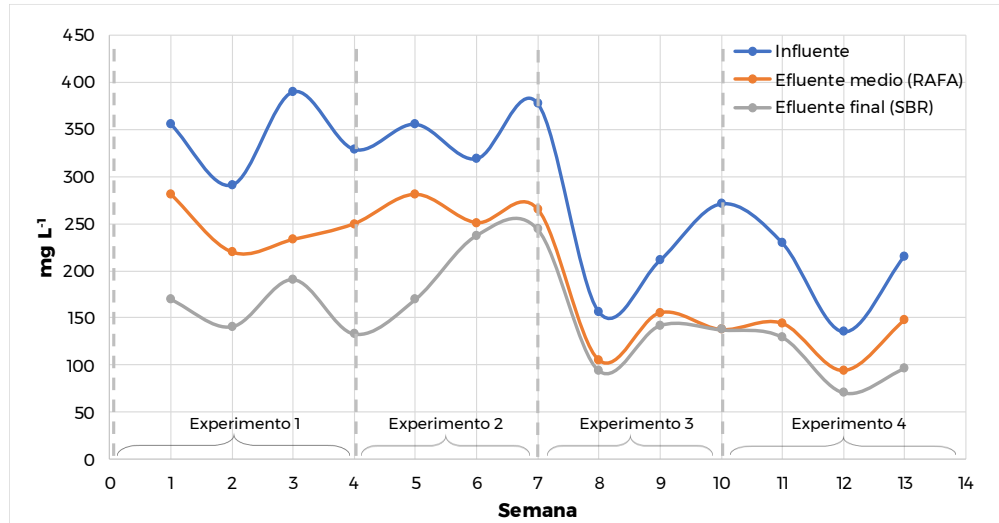


Figura 27. Comportamiento de la DBO₅ en el tren de tratamiento de lixiviados.

Los experimentos 1 al 4, reportaron mediante los resultados obtenidos, un promedio de la DBO₅ en el influente de 336.67, 350.74, 212.96 y 193.70 mg L⁻¹ para cada uno de los experimentos (Tabla 21), con respecto al efluente medio, correspondiente a la salida del reactor RAFA, para estos experimentos se obtuvo un promedio de DBO₅ en el efluente medio de 234.44, 265.93 132.96 y 128.89 mg L⁻¹, respectivamente, indicando una reducción como se observa en la Figura 27 del 29.53, 23.97, 36.04 y 32.99 % en la DBO₅, para cada experimento.

Tabla 21. Resultados en la remoción de la DBO₅.

Experimento	Concentración DBO ₅ (mg L ⁻¹)			Remoción (%)	
	Influyente	Efluente medio	Efluente final	Efluente medio	Efluente final
1	336.67	234.44	155.19	29.53	53.99
2	350.74	265.93	217.41	23.97	37.64
3	212.96	132.96	124.81	36.04	40.51
4	193.70	128.89	99.26	32.99	48.72

Con respecto al efluente final, referente a la salida del reactor RBS, el promedio de DBO₅ fue de 155.19, 217.41, 124.81 y 99.26 mg L⁻¹, correspondientes a los experimentos 1 al 4, indicando una disminución (Figura 27) de la DBO₅ del 53.99, 37.64, 40.51 y 48.72 %, respectivamente.

Los resultados de DBO_5 demuestran que existe una remoción de la carga orgánica en la muestra de lixiviados utilizada mediante el tren de tratamiento biológico granular, durante los experimentos realizados. Sin embargo, aunque durante los experimentos se obtuvieron remociones promedio entre el rango de 30 - 50 %, no lograron ser más altas que las reportadas por Bueno et al. (2020) en su investigación, en la cual reporta remociones de DBO_5 de 90 % utilizando una muestra de lixiviados jóvenes diluida al 20 %, teniendo concentraciones de DQO y DBO_5 de 863 y 615 $mg L^{-1}$, respectivamente, mediante un tratamiento biológico conformado por un reactor RBS aerobio de 45 L, inoculado con biomasa granular similar a la utilizada en esta investigación.

Derivado de la investigación de Bueno et al. (2020), que plasma en su trabajo que la eficiencia en la remoción de DBO_5 , se ve afectada considerablemente por las altas concentraciones de contaminantes que forman parte de los lixiviados de rellenos sanitarios, por ejemplo, productos farmacéuticos, pesticidas o metales pesados. Por otra parte, también recomienda un promedio de 60 días de operación, para garantizar una formación de gránulos aerobios más estables al momento de trabajar con muestras de lixiviados, obteniendo así una remoción de DBO_5 mayor a la de esta investigación, en la cual para cada experimento realizado se tuvieron 21 días de operación.

4.5.8 Comportamiento del nitrógeno amoniacal y nitratos ($N-NH_3$ y NO_3^-)

La Figura 28 muestra el comportamiento del nitrógeno amoniacal ($N-NH_3$) en el tren de tratamiento biológico granular.

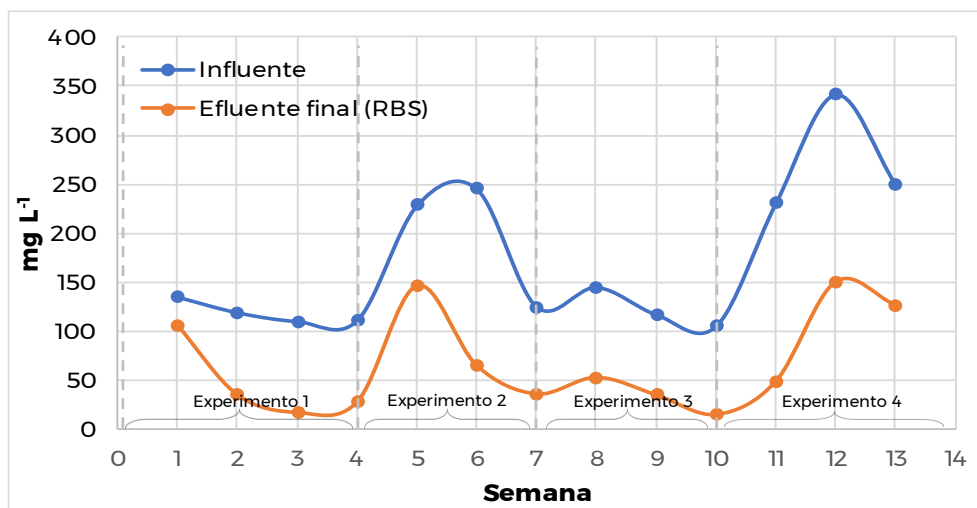


Figura 28. Comportamiento del $N-NH_3$ en el tren de tratamiento de lixiviados.

Los resultados obtenidos durante los experimentos 1 al 4 (Tabla 22), reportan un promedio del $N-NH_3$ en el influente fue de 112.33, 199, 121.33 y 274 $mg L^{-1}$, respecto al efluente final, correspondiente a la salida del reactor RBS, se obtuvo un promedio de $N-NH_3$ de $mg L^{-1}$ de 25.67, 81.66, 33.33 y 108 $mg L^{-1}$, para los experimentos del 1 al 4, en el efluente final, indicando

una reducción como se observa en la Figura 28 del 77.32, 60.54, 73.70 y 61.62 %, respectivamente.

Tabla 22. Resultados en la remoción de la N-NH₃.

Experimento	Concentración N-NH ₃ (mg L ⁻¹)		Remoción (%)
	Influente	Efluente final	Efluente final
1	112.33	25.67	77.32
2	199.0	81.67	60.54
3	121.33	33.33	73.71
4	274	108	61.62

En referencia al comportamiento de los nitratos (NO₃⁻), se puede observar en la Figura 29 cómo se comportan en el tren de tratamiento biológico granular.

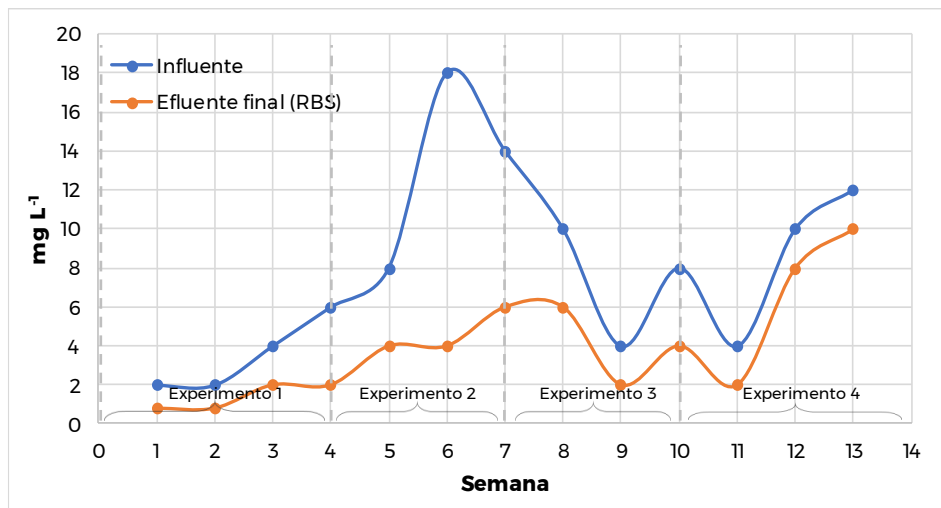


Figura 29. Comportamiento de NO₃⁻ en el tren de tratamiento de lixiviados.

Los resultados de los experimentos 1 al 4 (Tabla 23), reportan un promedio de NO₃⁻ en el influente de 4, 13.33, 7.33 y 8.67 mg L⁻¹ para cada uno de los experimentos, respecto al efluente final, correspondiente a la salida del reactor RBS, se obtuvo un promedio de NO₃⁻ en el efluente final de 2.31, 4.67, 4 y 6.67 mg L⁻¹ para los experimentos del 1 al 4, indicando una reducción en la concentración, que se observa en la Figura 29 del 58.89, 61.64, 46.67 y 28.89 %, respectivamente, para cada experimento.

Tabla 23. Resultados en la remoción de la NO_3^- .

Experimento	Concentración NO_3^- (mg L^{-1})		Remoción (%)
	Influente	Efluente final	Efluente final
1	4	3.33	58.89
2	13.33	4.67	61.64
3	7.33	4	46.67
4	8.67	6.67	28.89

Comparando los resultados obtenidos en esta investigación con los presentados por el ya mencionado trabajo de Wimalawera et al. 2018, quienes utilizaron un tren de tratamiento anaerobio/aerobio compuesto por un reactor RAFA acoplado a un reactor aerobio a escala de laboratorio con volúmenes de 8.2 y 10 L, respectivamente. En su estudio, alimentaron los reactores con muestras de lixiviados jóvenes, TRH de 20 h, y concentraciones iniciales de N-NH_3 y NO_3^- de 1,770 y 36 mg L^{-1} , respectivamente. Los resultados mostraron una eficiencia de remoción de 55 % para N-NH_3 y 12 % para NO_3^- .

Contrastando estos datos con los obtenidos en nuestra investigación, observamos una mayor eficiencia en nuestro sistema. Por ejemplo, en el experimento 1, se alcanzó una eficiencia del 77.32 % para la remoción de N-NH_3 con una concentración inicial de 112.33 mg L^{-1} . En el experimento 2, se logró una eficiencia del 61.64 % para la remoción de NO_3^- con una concentración inicial de 13.33 mg L^{-1} . Es importante destacar que, a pesar de que las concentraciones iniciales en nuestros experimentos fueron menores que las presentadas por Wimalawera et al. en 2018, nuestros resultados indican que el tren de tratamiento biológico implementado en nuestra investigación puede llegar a remover estos compuestos incluso en concentraciones más altas.

Estos compuestos son eliminados por microorganismos que utilizan el carbono orgánico presente en el lixiviado crudo como donante de electrones para llevar a cabo los procesos de nitrificación y desnitrificación. El reactor RBS, mediante sus dos fases, primero una fase aeróbica y luego una fase anóxica, facilitó el proceso de desnitrificación y redujo los niveles de NO_3^- . Para que las bacterias desnitrificantes heterótrofas puedan llevar a cabo la respiración y el crecimiento, necesitan una fuente de carbono orgánico. En el reactor RAFA, el N-NH_3 fue eliminado a través de procesos de metanogénesis y desnitrificación en condiciones anaerobias, mientras que el reactor RBS disminuyó su concentración mediante procesos de nitrificación aeróbica (Miao et al., 2019). Es importante destacar que una alta concentración de nitrógeno no solo provoca problemas ambientales y de salud, sino que también afecta negativamente la eficiencia del tratamiento de lixiviados. Por tanto, el tratamiento adecuado de los lixiviados resulta esencial para prevenir la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales.

4.5.9 Comportamiento de los ortofosfatos (PO_4^{3-})

El comportamiento de los fosfatos (PO_4^{3-}) en el tren de tratamiento biológico granular se muestra en la Figura 30.

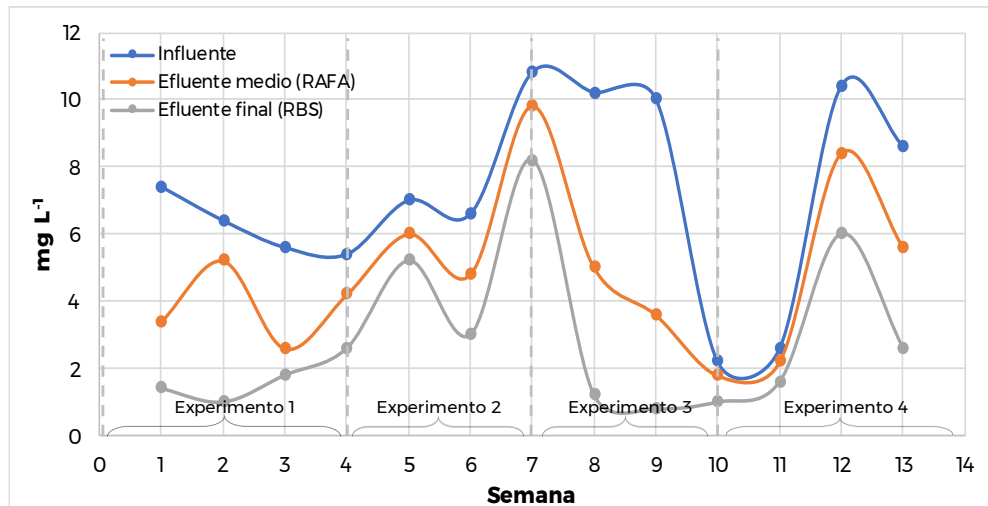


Figura 30. Comportamiento de los PO_4^{3-} en el tren de tratamiento de lixiviados.

Mediante los resultados obtenidos durante los experimentos 1 al 4 (Tabla 24), se reportan promedios de PO_4^{3-} en el influente de 5.80, 8.13, 7.47 y 7.20 mg L^{-1} , para cada uno de los experimentos, en el orden dado, respecto al efluente medio, correspondiente a la salida del reactor RAFA, se obtuvo un promedio de los PO_4^{3-} en el efluente medio de 4, 6.87, 3.47 y 5.40 mg L^{-1} , respectivamente, para los experimentos 1 al 4, demostrando una reducción, que se observa en la Figura 30 del 31.51, 19.94, 44.39 y 23.17 %, para cada experimento.

Tabla 24. Resultados en la remoción de PO_4^{3-} .

Experimento	Concentración PO_4^{3-} (mg L^{-1})			Remoción (%)	
	Influente	Efluente medio	Efluente final	Efluente medio	Efluente final
1	5.80	4	1.80	31.51	68.03
2	8.13	6.87	5.47	16.94	34.78
3	7.47	3.47	1	44.39	78.26
4	7.20	5.40	3.40	23.17	50.18



Con respecto al efluente final, referente a la salida del reactor RBS, el promedio de PO_4^{3-} fue de 1.80, 5.47, 1 y 3.40 mg L^{-1} , correspondientes a los experimentos 1 al 4, indicando una reducción (Figura 30) del 68.03, 34.78, 78.26 y 50.18 %, respectivamente.

Comparando los resultados de esta investigación con los presentados por Baker et al. en 2020, notamos que ambos estudios abordaron el tratamiento de lixiviados utilizando diferentes condiciones y parámetros. En su estudio se empleó un reactor RBS con ciclos de 24 h y un volumen de 10 L. La biomasa suspendida se inoculó a una concentración de SSV de 1,500 mg L^{-1} , mientras que la temperatura y el pH se mantuvieron constantes en 25°C y 7, respectivamente. Los lixiviados jóvenes recolectados de un relleno sanitario en Malasia fueron utilizados como muestra de alimentación, con concentraciones iniciales de DQO, $\text{NH}_3\text{-N}$ y PO_4^{3-} de 1,968, 1,904 y 48 mg L^{-1} , respectivamente.

Los resultados obtenidos por Baker et al. mostraron eficiencias para la remoción de DQO, $\text{NH}_3\text{-N}$ y PO_4^{3-} del 49.9, 93 y 47 %, en el orden dado. Sin embargo, al comparar específicamente la remoción de PO_4^{3-} con los resultados del experimento 3 de esta investigación, que exhibió la mayor eficiencia de remoción (78.26 %) entre los 4 experimentos realizados, observamos que superó la eficiencia reportada por Baker et al. en 2020. Es relevante destacar que, en este estudio, las concentraciones promedio utilizadas de DQO (1,185.64 mg L^{-1}) y PO_4^{3-} (7.47 mg L^{-1}) fueron inferiores a las empleadas por Baker et al. en su investigación anterior. A pesar de esto, el experimento 3 logró resultados más favorables en la remoción de PO_4^{3-} , lo que sugiere que las condiciones específicas utilizadas en este estudio podrían haber sido más efectivas para el tratamiento de lixiviados en términos de este parámetro.

Aunque ambos estudios abordaron el tratamiento de lixiviados y obtuvieron resultados positivos, esta investigación logró una mayor eficiencia en la remoción de fosfatos a pesar de trabajar con concentraciones menores de DQO y PO_4^{3-} . Estos hallazgos sugieren que las condiciones y el enfoque utilizado en esta investigación podrían ser prometedores para futuros estudios y aplicaciones en el tratamiento de lixiviados.

4.5.10 Comportamiento de los sólidos

En la Figura 31 se observa el comportamiento de los sólidos suspendidos totales (SST) en el tren de tratamiento biológico granular.

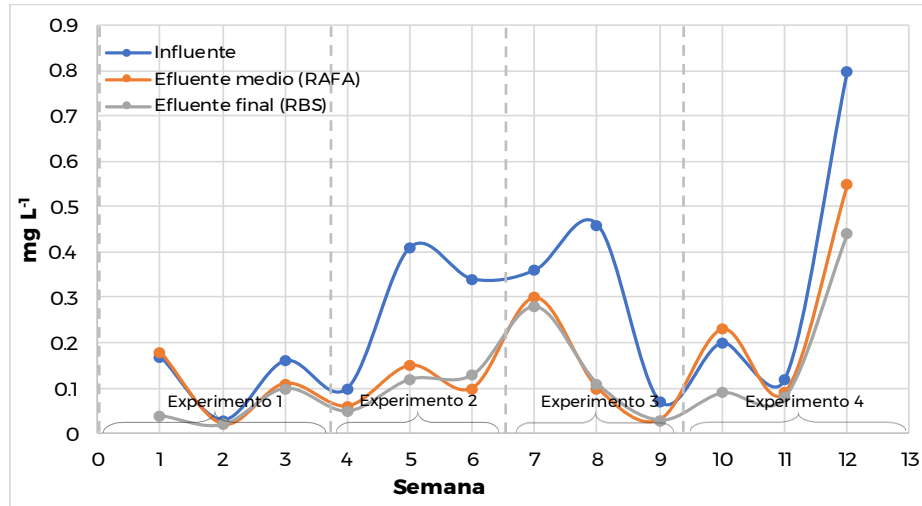


Figura 31. Comportamiento de los SST en el tren de tratamiento de lixiviados.

Los resultados obtenidos para los experimentos 1 al 4 (Tabla 25), reportan el promedio de los SST en el influente de 0.12, 0.28, 0.30 y 0.37 mg L⁻¹, para cada uno de los experimentos, respecto al efluente medio, correspondiente a la salida del reactor RAFA, el promedio de los SST fue de 0.10, 0.10, 0.14 y 0.29 mg L⁻¹, respectivamente, para los experimentos 1 al 4, indicando una reducción del de 19.57, 58, 50.69, 13.75 %, para cada uno de estos experimentos, tal como se muestra en la Figura 31.

Tabla 25. Resultados en la remoción de SST.

Experimento	Concentración SST (mg L ⁻¹)			Remoción (%)	
	Influente	Efluente medio	Efluente final	Efluente medio	Efluente final
1	0.12	0.10	0.05	19.57	49.10
2	0.28	0.10	0.10	58.00	60.83
3	0.30	0.14	0.14	50.69	51.82
4	0.37	0.29	0.20	13.75	44.44

Con respecto al efluente final, referente a la salida del reactor RBS, el promedio de SST fue de 0.05, 0.10, 0.14 y 0.20 mg L⁻¹, correspondientes a los experimentos 1 al 4, mostrando una reducción (Figura 31) de 49.10, 60.83, 51.82 y 44.44 %, respectivamente.

En referencia al comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles (SSV), se puede observar en la Figura 32 cómo se comportan en el tren de tratamiento biológico granular.

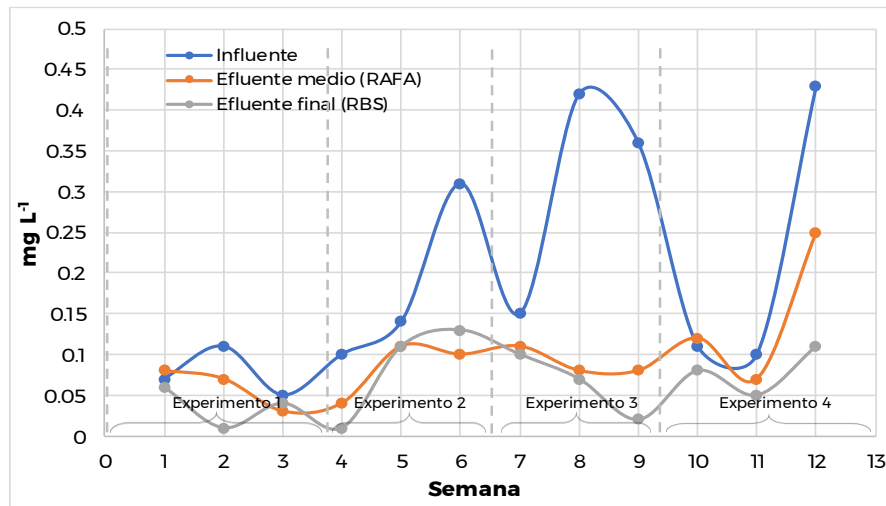


Figura 32. Comportamiento de los SSV en el tren de tratamiento de lixiviados.

Mediante los resultados obtenidos, se reporta un promedio de los SSV en el influente de 0.08, 0.18, 0.31 y 0.21 mg L⁻¹, para cada uno de los experimentos del 1 al 4 (Tabla 26), respecto al efluente medio, correspondiente a la salida del reactor RAFA, se obtuvo un promedio de SSV de 0.06, 0.08, 0.09 y 0.15 mg L⁻¹, para los experimentos 1 al 4, indicando una reducción como se muestra en la Figura 32 del 20.69, 49.72, 61.80 y 20.92 %, para cada uno de los experimentos, en el orden dado.

Tabla 26. Resultados en la remoción de SSV.

Experimento	Concentración SSV (mg L ⁻¹)			Remoción (%)	
	Influente	Efluente medio	Efluente final	Efluente medio	Efluente final
1	0.08	0.06	0.04	20.69	41.73
2	0.18	0.08	0.08	49.72	56.50
3	0.31	0.09	0.06	61.80	70.37
4	0.21	0.15	0.08	20.92	50.56

Con respecto al efluente final, referente a la salida del reactor SBR, el promedio de SSV fue de 0.04, 0.08, 0.06 y 0.08 mg L⁻¹, correspondientes a los experimentos 1 al 4, mostrando una



reducción (Figura 32) del 41.73, 56.50, 70.37 y 50.56 %, en el orden dado, para cada uno de los experimentos.

Los resultados obtenidos en el comportamiento de los SST y SSV durante la investigación indican una notable disminución en su concentración inicial en todos los experimentos llevados a cabo. Esto demuestra la efectividad del sistema de tratamiento en lograr una sedimentación adecuada dentro de los reactores. En la mayoría de los casos, los experimentos resultaron en remociones superiores al 50 % tanto para SST como para SSV, lo que sugiere que no se observa desprendimiento ni arrastre significativo de biomasa. Además, se observa una relación indirecta entre estos resultados y la viabilidad de la biomasa al enfrentar los lixiviados.

Al contrastar estos resultados con la investigación previamente mencionada por Baker et al. en 2020, se observa un aumento en la eficiencia para la remoción de SST y SSV del -10.9 % y -8.9 %, respectivamente. Esto implica que el sistema biológico utilizado en su estudio, basado en un reactor RBS y biomasa suspendida, resulta menos eficiente en comparación con el sistema empleado en la presente investigación. En este estudio, se emplearon un reactor RAFA y un reactor RBS, junto con biomasa granular, lo que contribuye a una sedimentación más efectiva y una remoción más eficiente de los SST y SSV.

4.5.11 Toxicidad aguda en el tren de tratamiento de lixiviados.

La evaluación integral de las propiedades de los lixiviados tratados antes de su descarga al agua o al suelo es esencial para asegurar su seguridad ambiental. A pesar de los análisis fisicoquímicos utilizados para detectar contaminantes, se reconoce que algunas sustancias pueden pasar desapercibidas, por lo que se complementan con pruebas de toxicidad. Estas pruebas involucran organismos indicadores, como *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* y *Danio rerio*, representantes de diferentes niveles tróficos (Luo et al, 2020).

En este contexto, se llevaron a cabo diferentes experimentos para evaluar la reducción de la toxicidad utilizando alevines de *Danio rerio* expuestos a lixiviados durante 72 horas. Los resultados obtenidos para las pruebas de toxicidad aguda se muestran en la Tabla 27, indicando que los lixiviados tienen un efecto de mortalidad sobre este organismo, al inicio del tratamiento, así como la notoria reducción de la toxicidad al final de este. Se observa que los experimentos 1 y 3, con una dilución del lixiviado del 5 % y una carga orgánica volumétrica de 1 kg DQO m⁻³ d⁻¹, no muestran efectos de mortalidad del organismo en el efluente. Esto sugiere que el tratamiento biológico granular propuesto es una alternativa efectiva para eliminar los contaminantes que causan toxicidad en estos organismos.

Tabla 27. Resultados obtenidos para el parámetro de toxicidad aguda en el tren de tratamiento biológico granular de lixiviados.

Muestra	Carga orgánica volumétrica (kg DQO m ⁻³ d ⁻¹)	TRH (d)	Dilución lixiviado (%)	Influyente		Efluente		Reducción en la toxicidad (%)
				CL _{50-72 h} [%] (v/v)	UT	CL _{50-72 h} [%] (v/v)	UT	
Exp. 1	1	1	5	8.5	11.76	Sin mortalidad		100
Exp. 2	2.5	1	12.5	3.36	29.76	4.77	20.96	29.56
Exp. 3	1	2	5	8.5	11.76	Sin mortalidad		100
Exp. 4	2.5	2	12.5	3.36	29.76	21.9	4.57	84.64

Sin embargo, es importante señalar que los experimentos difieren en cuanto a la dilución del lixiviado y la carga orgánica volumétrica. Los experimentos 2 y 4, con una dilución del lixiviado del 12.5 % y una carga orgánica volumétrica de 2.5 kg DQO m⁻³ d⁻¹, muestran una reducción de toxicidad menor en comparación con los experimentos 1 y 3. Además, el tiempo de residencia hidráulica (TRH) también influye en la toxicidad, ya que el experimento 2 y 4, con un TRH de 1 d, presentan una reducción del 29.56 y 84.64 %, respectivamente, en comparación con los experimentos 1 y 3, que tienen un TRH de 2 d, mostrando que no hay una mortalidad reflejada en el efluente de estos experimentos. A pesar de estas diferencias, queda claro que las características particulares de los experimentos no son los únicos factores que determinan la reducción de la toxicidad.

Estos valores observados en la reducción de la toxicidad son congruentes con la formación de moléculas más simples por efecto de la degradación realizada en esta investigación, los cuales, para los experimentos 2 y 4 son valores tóxicos, no obstante, de esta forma resultan dañinas debido que al verificar la NOM-001-SEMARNAT-2021, la cual no es una norma referente a descargas de lixiviados, sin embargo, en la práctica los lixiviados terminan mezclados con las aguas residuales en México, el límite permisible de la toxicidad aguda es de UT ≤ 2 empleando *Vibrio fischeri*, por lo que para disminuir los valores de UT de 20.96 y 4.57 registrados en este estudio, para los experimentos 2 y 4, respectivamente, se sugiere utilizar un pretratamiento para concentraciones mayores del 12.5 % para los lixiviados utilizados, antes de ingresar al tratamiento propuesto, hasta obtener el límite permisible de UT ≤ 2 indicado en la normatividad.

Los resultados observados para los experimentos 1 y 3 muestran que al término del tratamiento del lixiviado la toxicidad aguda, medida en alevines del pez *Danio rerio*, es eliminada, dado que todos los organismos expuestos permanecieron con vida, sin embargo observaciones adicionales efectuadas sobre la condición de los juveniles para todos los experimentos, mostraron daños en tejido, e inmovilidad (Figura 33) lo cual sugiere efectos de orden crónico que deben ser considerados para su evaluación en estudios posteriores. Y se debe considerar que, si bien el tratamiento del lixiviado sugiere ser eficiente para remover

gran parte de la carga contaminante, aún persisten sustancias residuales de riesgo potencial, lo cual se advierte también mediante el comportamiento de la DQO cuya remoción fue incompleta, del orden 13.11 y 21.23 % para ambos experimentos respectivamente no garantiza que no haya contaminantes presentes que puedan tener un efecto a largo plazo a este organismo o afectar al medio ambiente. Si bien la ausencia de mortalidad en las pruebas es una indicación positiva, es importante considerar una variedad de factores, por ejemplo, la sensibilidad de la especie, la duración a la exposición que se tiene a los contaminantes, así como las condiciones del entorno. Por lo que, en este contexto, es importante realizar investigaciones más exhaustivas para comprender completamente los posibles riesgos para la salud de los organismos acuáticos y el ecosistema en su conjunto que los lixiviados puedan generar si no se tiene un debido tratamiento (Da costa et al. 2018; Luo et al. 2020).

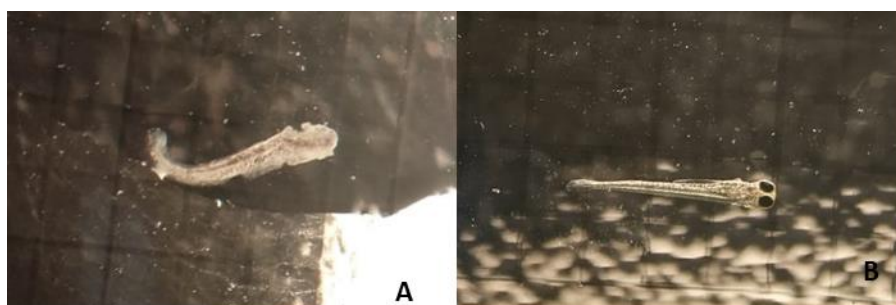


Figura 33. A. *Danio rerio* a 72 horas de exposición en diferentes concentraciones de lixiviados. B. *Danio rerio* control negativo.

Al comparar los resultados obtenidos en esta investigación con los presentados por Qui et al. (2016) utilizaron un sistema combinado de coagulación y sedimentación, un reactor anaerobio, electrólisis y un reactor aerobio para el tratamiento de lixiviados jóvenes provenientes de un relleno sanitario, con un TRH de 32 h en el sistema y concentraciones de DQO y N-NH₃ de 1,400 y 394 mg L⁻¹, respectivamente. Evaluaron la reducción de la toxicidad mediante alevines de *Danio rerio*, reportando una CL_{50-72h} en el influente de 1.25 % y el efluente de 8.98 %. La eficiencia global de eliminación de la DQO, N-NH₃ y toxicidad aguda fueron del 93.57, 97.46, y 86.08 %, respectivamente. En contraste, en su estudio, se adoptó un enfoque que combina tratamientos de oxidación avanzada con un proceso biológico para abordar contaminantes recalcitrantes, así como TRH más extensos (32 h), que, al compararlo con la investigación presentada, donde se utilizó solamente un tratamiento biológico, la reducción de la toxicidad es comparable al obtener remociones del 84.64% en el experimento 4, hasta no detectar efectos en la mortalidad de los organismos, durante los experimentos 1 y 3.

Por otra parte, Jemec et al. 2012, utilizaron un tratamiento biológico conformado por un reactor RBS a escala real para el tratamiento de lixiviados provenientes de un relleno sanitario en Eslovenia. El lixiviado utilizado fue una mezcla de lixiviado viejo (34 %) y joven (64 %), con una concentración de DQO, N-NH₃, NO₃⁻ de 2,455, 598 y 172 mg L⁻¹, respectivamente. Al utilizar el organismo *Danio rerio*, reporta una CL_{50-48h} para el influente y efluente de 6.2 y 24.7 %, respectivamente. Con estos datos se observó una reducción en la toxicidad del 75 %. Su investigación, al igual que la presente en este trabajo, demuestran la capacidad de los tratamientos biológicos de disminuir la toxicidad de los lixiviados generados en rellenos sanitarios, para el organismo *Danio rerio*.

Particularmente, con los datos obtenidos en esta investigación la disminución de la toxicidad tiene relación con la reducción de la DQO, PO_4^{3-} , NO_3^- y N-NH_3 , ya que sus concentraciones disminuyen el oxígeno presente en el medio de desarrollo de los organismos acuáticos, así como la capacidad de asimilarlo. Esto puede afectar la calidad del hábitat y, en última instancia, la salud de los peces y otros organismos acuáticos (Luo et al. 2020). La remoción de estos compuestos se debe a los procesos biológicos que ocurren en condiciones anaerobias, donde los microorganismos convierten los contaminantes orgánicos en biogás, incluyendo metano y dióxido de carbono, así como en condiciones aeróbicas, que permiten la nitrificación del nitrógeno amoniacal y la eliminación de contaminantes orgánicos biodegradables (Da costa et al. 2018).

La investigación demuestra que el tren de tratamiento propuesto, que involucra un reactor RAFA acoplado a un reactor aerobio RBS con biomasa granular, permite la remoción de diversos contaminantes tóxicos para el organismo *Danio rerio* mediante procesos biológicos anaerobios y aerobios.

4.5.12 Análisis estadístico para las remociones de contaminantes

4.5.12.1 Análisis estadístico DQO

Se realizó un análisis estadístico ANOVA entre los 4 experimentos y sus remociones (Anexo 2). El análisis estadístico se muestra en la Figura 34, en el cual se mostró una remoción promedio de la DQO en el efluente medio para los experimentos 1 al 4 de 7.45, 8.08, 15.88 y 12.97 %, respectivamente, en los cuales se observa una mayor remoción en el experimento 3, por lo que, con el análisis de varianza ($p < 0.05$) demostró diferencias significativas entre los experimentos, al contrastarlos con los demás experimentos, teniendo remociones a considerar.

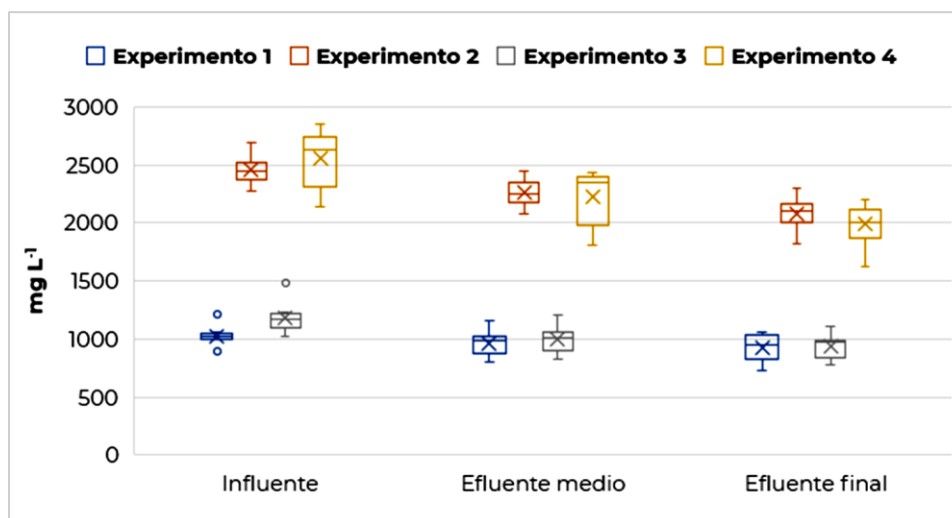


Figura 34. Análisis de varianza para la remoción de la DQO entre los diferentes experimentos.

En cuanto al efluente final, el promedio de remoción para los experimentos 1 al 4 es de 13.11, 15.44, 21.23 y 21.83 %, para cada uno de estos experimentos. Obteniendo una mayor remoción de la DQO durante el experimento 4, sin embargo, el análisis estadístico mostro diferencias significativas ($p < 0.05$) solamente para los experimentos 3 y 4.

Estos datos demuestran que existe una remoción de materia orgánica, así como inorgánica, medida como DQO, en los diferentes experimentos, los componentes orgánicos del lixiviado fueron removidos mediante metanogénesis y desnitrificación en el reactor RAFA y biodegradación aeróbica en el reactor aerobio RBS, el cual completa el tren de tratamiento biológico granular presentado.

4.5.12.2 Análisis estadístico DBO₅

En relación al análisis estadístico entre los 4 experimentos y sus remociones (Anexo 3), la Figura 35 muestra una remoción promedio de la DBO₅ en el efluente medio para los experimentos 1 al 4 de 29.53, 23.97, 36.04 y 32.99 %, respectivamente, en los cuales se observa una mayor remoción en el experimento 3, sin embargo, con el análisis de varianza no se demostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los experimentos.

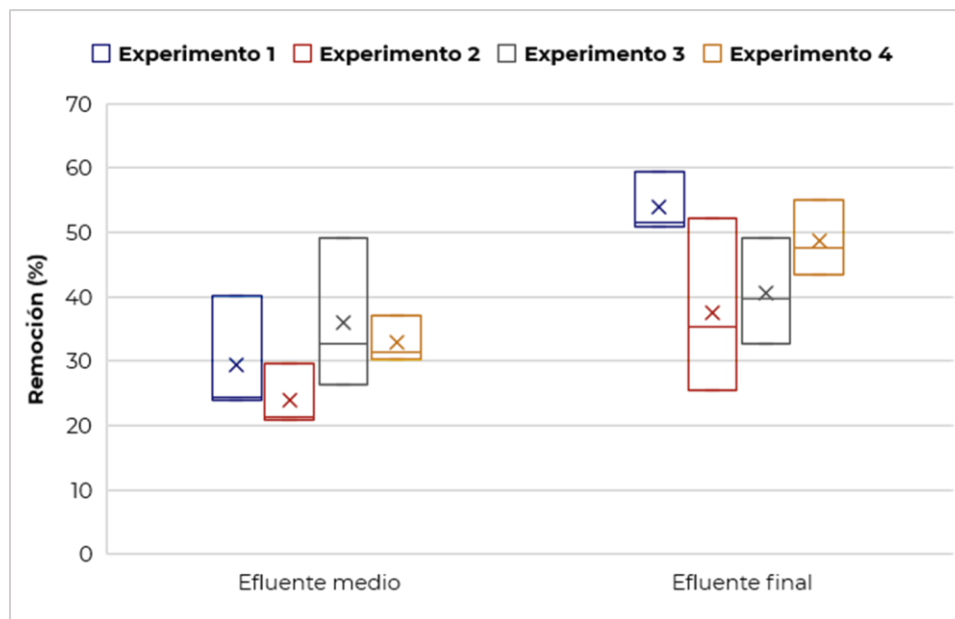


Figura 35. Análisis de varianza para la remoción de la DBO₅ entre los diferentes experimentos.

En cuanto al efluente final, el promedio de remoción para los experimentos 1 al 4 es de 53.99, 37.64, 40.51 y 48.72 %, para cada uno de estos experimentos. Obteniendo una mayor disminución de la DBO₅ durante el experimento 1, a pesar de ello, el análisis estadístico ($p < 0.05$) no mostró diferencias significativas entre los experimentos.

Los resultados de DBO₅ demuestran que existe una remoción de la carga orgánica en la muestra de lixiviados utilizada mediante el tren de tratamiento biológico granular, durante los experimentos realizados. En los sistemas anaerobios, como lo es el reactor RAFA, las

bacterias anaerobias convierten la materia orgánica en compuestos estables, por ejemplo, el CH_4 o CO_2 . Por otra parte, el reactor RBS, e cual es un sistema aerobio, las bacterias aerobias utilizan el oxígeno para descomponer la materia orgánica en compuestos más simples, como CO_2 y H_2O . En ambos casos, el resultado es una reducción en la carga orgánica y, por lo tanto, en la DBO_5 del agua residual tratada (Bueno et al. 2020).

4.5.12.3 Análisis estadístico Nitrógeno amoniacal y nitratos (N-NH_3 y NO_3^-)

En relación al análisis ANOVA entre los 4 experimentos y sus remociones (Anexo 5), la Figura 36 muestra una remoción promedio del N-NH_3 en el efluente final para los experimentos 1 al 4 de 77.32, 60.54, 73.70 y 61.62 %, respectivamente.

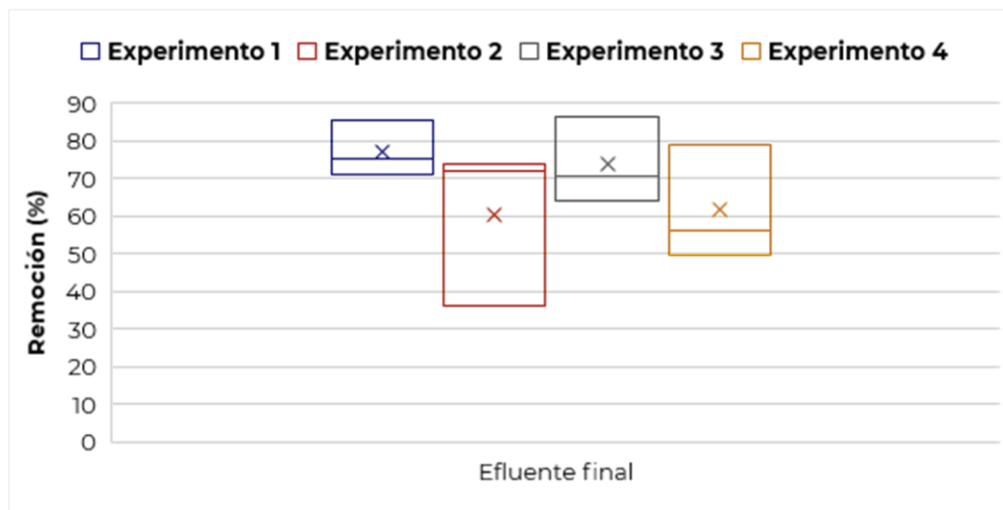


Figura 36. Análisis de varianza para la remoción de N-NH_3 entre los diferentes experimentos.

El experimento 1, destaca con la mayor remoción de N-NH_3 en este caso particular. Sin embargo, el análisis estadístico no mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los experimentos, sugiriendo que, a pesar de las variaciones en las remociones de N-NH_3 , el sistema de tratamiento mantuvo una capacidad globalmente similar en todos los experimentos.

En cuanto al análisis estadístico entre los 4 experimentos y sus remociones (Anexo 7), la Figura 37 muestra una remoción promedio del NO_3^- en el efluente final para los experimentos 1 al 4 de 58.89, 61.64, 46.67 y 28.89 %, respectivamente.

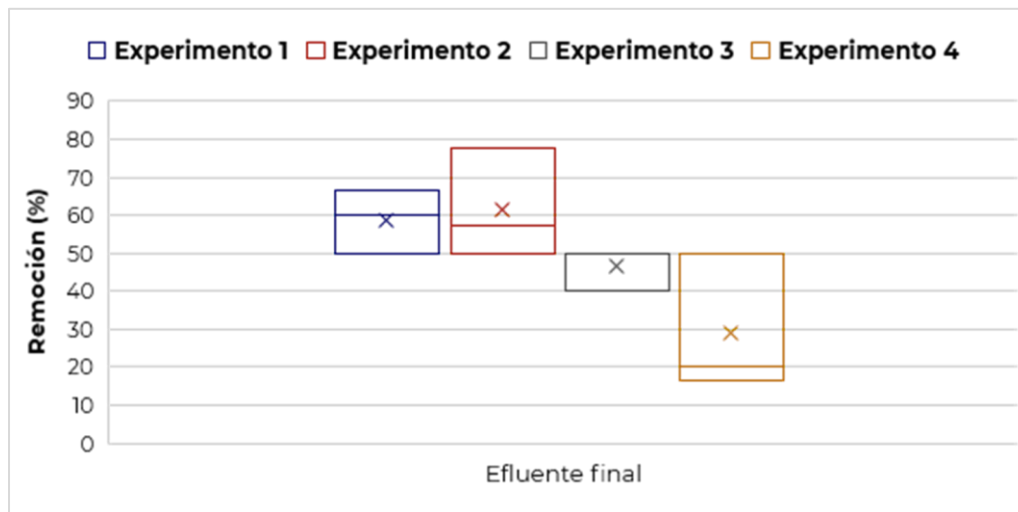


Figura 37. Análisis de varianza para la remoción de NO_3^- entre los diferentes experimentos.

El experimento 2, destaca con la mayor remoción de NO_3^- en este caso particular. Sin embargo, el análisis estadístico no muestra diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los experimentos, sugiriendo que, a pesar de las variaciones en las remociones de NO_3^- , el sistema de tratamiento mantuvo una capacidad de remoción similar en todos los experimentos.

Los resultados obtenidos en la remoción del N-NH_3 y NO_3^- durante la investigación indican una disminución en su concentración inicial en todos los experimentos realizados. Esta disminución es especialmente relevante considerando que los lixiviados generados en los rellenos sanitarios contienen una alta concentración de contaminantes, incluyendo N-NH_3 y NO_3^- , lo que suscita preocupación por la condición tóxica de los lixiviados. Los nitratos, por su parte, presentan una alta solubilidad en agua, lo que les permite moverse fácilmente a través del suelo hacia el suministro de agua potable. Además, su exceso contribuye a la eutrofización. Para proteger a los consumidores de los efectos adversos asociados con la alta concentración de nitratos en el agua potable, es esencial limitar su consumo y establecer estándares adecuados (Wu et al. 2022).

Esta alta concentración de NO_3^- y N-NH_3 dificulta el proceso de nitrificación de los microorganismos y el tratamiento biológico, resultando en una baja eliminación de amoníaco. Con el tiempo, el lixiviado en el relleno sanitario envejece, lo que provoca un aumento en la concentración de amoníaco y una disminución en la fracción biodegradable debido al proceso de estabilización (Miao et al. 2019).

4.5.12.4 Análisis estadístico ortofosfatos (PO_4^{3-})

En relación al análisis estadístico entre los 4 experimentos y sus remociones (Anexo 9), la Figura 38 muestra una remoción promedio de los PO_4^{3-} en el efluente medio para los experimentos 1 al 4 de 31.51, 19.94, 44.39 y 23.17 %, respectivamente, en los cuales se observa una mayor remoción en el experimento 3, sin embargo, con el análisis de varianza no se demostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los experimentos.

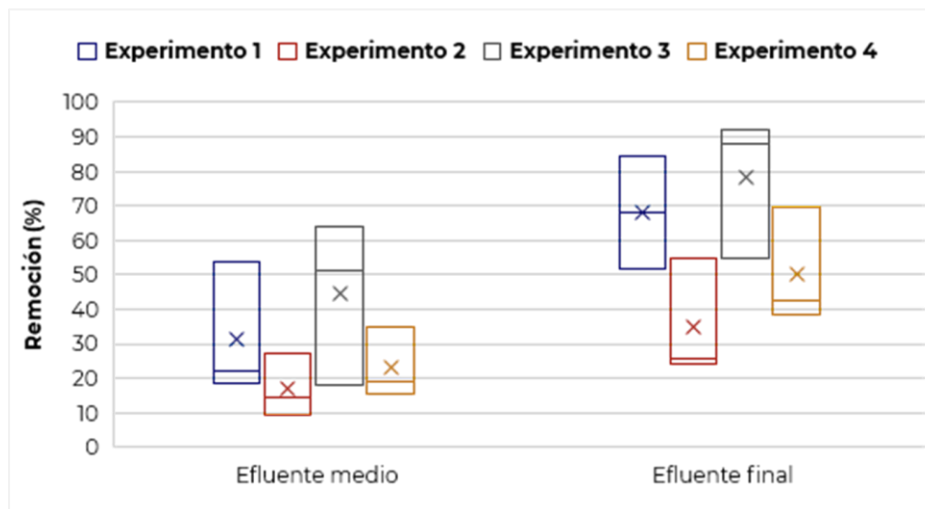


Figura 38. Análisis de varianza para la remoción de la PO_4^{3-} entre los diferentes experimentos.

En cuanto al efluente final, el promedio de remoción para los experimentos 1 al 4 es de 68.03, 34.78, 78.26 y 50.18 %, para cada uno de estos experimentos. Obteniendo una mayor disminución de la PO_4^{3-} durante el experimento 3, a pesar de ello, el análisis estadístico no mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los experimentos, manteniendo una capacidad global de remoción similar en todos los experimentos.

Los resultados obtenidos en la remoción de los PO_4^{3-} durante la investigación indican una disminución en su concentración inicial en todos los experimentos realizados. Sin embargo, este descenso en la concentración de PO_4^{3-} en los lixiviados podría atribuirse a la actividad de microorganismos que descomponen la materia orgánica presente. La descomposición de la materia orgánica por parte de estos microorganismos influye en varios procesos del ciclo del nitrógeno, lo que resulta en un aumento de la concentración de fosfato de amonio en los lixiviados. Este aumento de fosfato de amonio contribuye a un incremento en los niveles de PO_4^{3-} presentes en los lixiviados, ya sea en el tratamiento biológico de estos, así como en su generación en los rellenos sanitarios (Miao et al., 2019).

En un sistema de tratamiento biológico, se encuentran microorganismos especiales conocidos como organismos acumuladores de fósforo (PAO), que juegan un papel esencial en la eliminación de fósforo. Estos PAO tienen la capacidad de absorber y almacenar compuestos orgánicos en sus células, incluido el fósforo. En condiciones anaeróbicas, los PAO toman fuentes de carbono y las convierten en polihidroxialcanoatos (PHA) o glucógeno,

aprovechando la energía obtenida del hidrólisis de glucógeno y polifosfatos. Posteriormente, en condiciones aeróbicas, los PHA se oxidan para generar energía que se utiliza para la reposición de glucógeno y la absorción de fósforo. Como resultado, el fósforo es eliminado del sistema a través de la descarga y disposición de lodos (Baker et al. 2020).

4.5.12.4 Análisis estadístico SST y SSV

En relación al análisis estadístico entre los 4 experimentos y sus remociones (Anexo 11), la Figura 39 muestra una remoción promedio de los SST en el efluente medio para los experimentos 1 al 4 de 19.57, 58, 50.69, 13.75 %, respectivamente, en los cuales se observa una mayor remoción en el experimento 2, sin embargo, con el análisis de varianza no se demostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los experimentos.

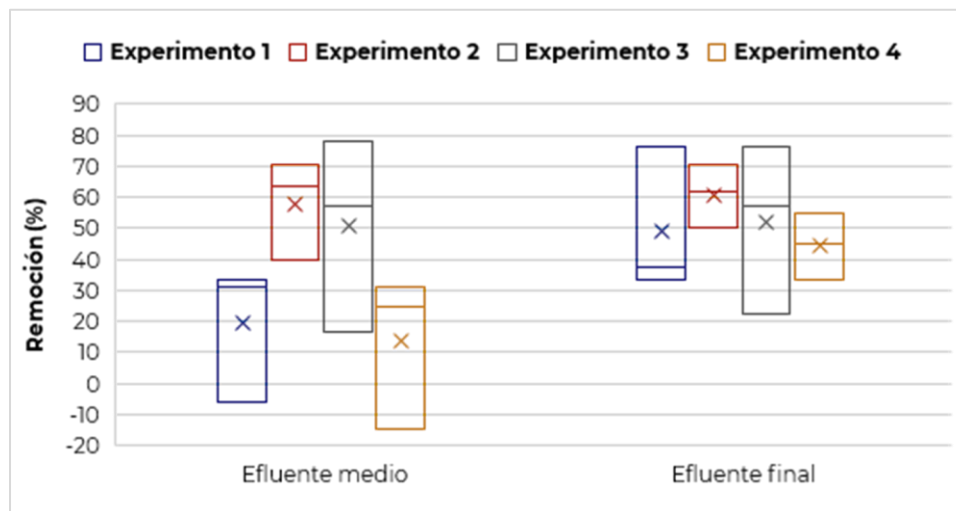


Figura 39. Análisis de varianza para la remoción de SST entre los diferentes experimentos.

En cuanto al efluente final, el promedio de remoción para los experimentos 1 al 4 es de 49.10, 60.83, 51.82 y 44.44 %, para cada uno de estos experimentos. Obteniendo una mayor disminución de SST durante el experimento 2, a pesar de ello, el análisis estadístico no mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los experimentos, manteniendo una capacidad de remoción similar en todos los experimentos.

En relación al análisis estadístico entre los 4 experimentos y sus remociones (Anexo 13), la Figura 40 muestra una remoción promedio de los SSV en el efluente medio para los experimentos 1 - 4 de 20.69, 49.72, 61.80 y 20.92 %, respectivamente, en los cuales se observa una mayor remoción en el experimento 3, sin embargo, con el análisis de varianza no se demostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los experimentos.

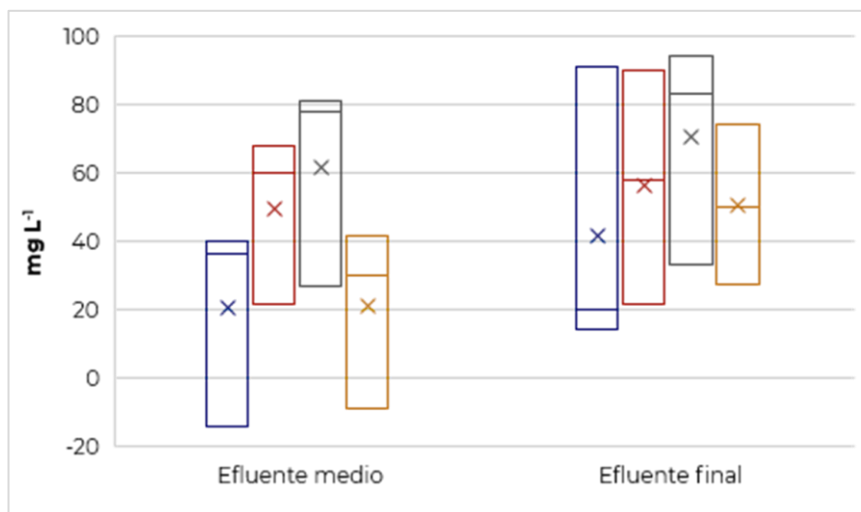


Figura 40. Análisis de varianza para la remoción de SSV entre los diferentes experimentos.

En cuanto al efluente final, el promedio de remoción para los experimentos 1 al 4 es de 41.73, 56.50, 70.37 y 50.56 %, para cada uno de estos experimentos. Obteniendo una mayor disminución de SSV durante el experimento 3, a pesar de ello, el análisis estadístico no mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los experimentos, manteniendo una capacidad de remoción similar en todos los experimentos.

Los resultados obtenidos de los experimentos indican una efectiva disminución de las concentraciones iniciales tanto de SST como de SSV. Los porcentajes de remoción superiores al 50 % en la mayoría de los casos sugieren una sedimentación adecuada en los reactores y señalan una relación favorable entre los resultados y la viabilidad de la biomasa frente a los lixiviados. Aunque se observan diferencias aparentes en las tasas de remoción entre los experimentos, las pruebas estadísticas no respaldan estas diferencias como significativas, resaltando la coherencia en la capacidad de remoción del sistema de tratamiento en todos los experimentos llevados a cabo.

4.5.12.5 Diseño experimental

El análisis del diseño experimental se realizó a través del análisis ANOVA de tal forma que se pudiera determinar la interacción simultánea entre los parámetros de entrada con la variable de respuesta (% remoción de DQO y % de reducción de la toxicidad aguda), los resultados de este análisis de varianza se muestran en apartado ANEXOS.

Al analizar el primer diseño factorial 2^2 , correspondiente a la correlación entre los parámetros experimentales (TRH y carga orgánica) y la eficiencia de remoción de DQO del lixiviado se obtuvo la siguiente ecuación:

$$\% \text{ remoción DQO} = 5.32 + 7.253X + 0.976X^2$$

Donde:

X=Tiempo de residencia hidráulica (TRH)

X²= Carga Orgánica



Para este primer diseño experimental, el valor de P ($0.11 < 0.05$) para la remoción de DQO mostró que, no existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con una confianza del 95 %. Los valores de F de fórmula (26.45) son menores a los de tablas (46.50), indicando que, el modelo no es significativo (Anexo 1). En cuanto a los valores del estadístico t, uno de valores obtenidos a través de análisis es mayor al valor de t obtenidos a partir de tablas, por lo que se puede concluir que, el H_0 es rechazada por lo tanto la H_a es aceptada ($H_a; b_j \neq 0$), la cual menciona que al menos una variable independiente explica el comportamiento de Y, la variable que explica el comportamiento de Y (% remoción de la DQO, es el TRH (estadístico t $8.37 > 6.31$) con una p de 0.003. El diseño, de igual forma mostro una R^2 0.98 y una R^2 ajustada de 0.95, como son cercanas a 1, las variables se ajustan al modelo explicando el comportamiento de Y (que es la remoción de la DQO).

Este diseño predice una remoción máxima de DQO de 21.83 %, en una condición experimental donde el TRH tienen un efecto positivo con respecto a la remoción de la DQO, sin embargo los rangos seleccionados para la carga orgánica no mostraron algún efecto significativo con respecto a la remoción de la DQO, por lo que se recomienda que, el rango de los niveles seleccionados para la carga orgánica se amplíe para conocer si causa algún efecto a Y (%DQO), o proponer otro diseño con una variable distinta a las utilizadas en esta investigación (Anexo 14).

De igual forma se realizó un segundo diseño factorial 2^2 , correspondiente a la correlación entre los parámetros experimentales (TRH y carga orgánica) y la eficiencia en la reducción del lixiviado, sin embargo, para este diseño experimental los valores analizados utilizando los factores como la prueba F ($1.71 > 49.5$), valor P ($0.47 < 0.05$), R^2 (0.77) y el estadístico t para ambos parámetros experimentales TRH y carga orgánica ($1 > 6.31$; $1.56 > 6.31$) (Anexo 15), mostraron que este diseño no tiene un efecto significativo para explicar la reducción de la toxicidad, los resultados del análisis de varianza se muestran en el Anexo 15 . Por lo complejo que es una reducción eficaz de la toxicidad, adecuar e identificar parámetros experimentales que puedan explicar la reducción de la toxicidad deben de ser consideradas para futuras investigaciones.



5. CONCLUSIONES

Los resultados de la caracterización fisicoquímica del lixiviado crudo utilizado en esta investigación muestran concentraciones de 23,508, 686 y 2,560 mg L⁻¹ para DQO, DBO y N-NH₃, respectivamente. Estos valores son notablemente más elevados en comparación con investigaciones realizadas en otros países. Esta diferencia se debe a una gestión deficiente en la separación de residuos en México. No obstante, también podría atribuirse, en parte, a la persistente presencia de la comercialización de sustancias prohibidas en nuestro país, una práctica que no se observa en naciones más desarrolladas. Estas sustancias se utilizan como materias primas en numerosos productos y servicios comercializados en México, que eventualmente se convierten en residuos que generan lixiviados con altas concentraciones de sustancias contaminantes que deben de tener un tratamiento eficiente.

Por ende, el tratamiento de lixiviados a través de un sistema de tratamiento biológico granular, compuesto por un reactor RAFA y un reactor aerobio RBS, ha demostrado consistentemente la eliminación y reducción de varios parámetros relacionados con contaminantes presentes en los lixiviados, incluyendo materia orgánica y sustancias tóxicas que impactan en el medio ambiente.

Al evaluar la eficacia en la eliminación de la materia orgánica medida como DQO, se observó que el experimento 4, con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 2 d y una carga orgánica volumétrica de 2.5 kg DQO m⁻³ d⁻¹, alcanzó una remoción del 21.83 %. Este resultado sobresalió estadísticamente ($p < 0.05$) en comparación con los demás experimentos realizados, cuyos rangos oscilaron entre el 13.11 y el 21.23 %. Sin embargo, en parámetros como lo son la DBO₅ y el N-NH₃, el experimento 1, con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 1 d y una carga orgánica volumétrica de 1 kg DQO m⁻³ d⁻¹, destaca en tener remociones mayores de 53.99 y 77.32 %, respectivamente, en comparación con los otros experimentos realizados, cuyas remociones de DBO₅ y N-NH₃ están en el rango de 37.64 al 48.72 % y 60.54 al 73.71 %, en el orden dado para cada parámetro. Mientras que, el experimento 3, con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 1 d y una carga orgánica volumétrica de 1 kg DQO m⁻³ d⁻¹, el cual se distingue en tener una mayor remoción de PO₄³⁻ del 78.26 %, en comparación con los demás experimentos que se realizaron, reportando remociones del rango del 34.78 al 68.03 %. A pesar de ello, el análisis estadístico para estos parámetros, como lo son la DBO₅, N-NH₃ y los PO₄³⁻, no mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los experimentos, manteniendo una capacidad global de remoción similar en todos los experimentos.

En este contexto, se examinó la influencia de la carga orgánica y el TRH en la eliminación de materia orgánica dentro del sistema de tratamiento granular anaerobio/aerobio a través de un diseño experimental 2². Se concluyó que el TRH ejerce un efecto positivo en la eliminación de la DQO, aunque los valores seleccionados para la carga orgánica no mostraron un impacto significativo en dicha eliminación. Por lo tanto, se sugiere ampliar los niveles de carga orgánica en futuras investigaciones para determinar su efecto en la remoción de DQO o considerar la exploración de otras variables en el diseño experimental.

Con relación al comportamiento de la toxicidad, el experimento 2, con un TRH de 1 d y una carga orgánica volumétrica de 2.5 kg DQO m⁻³ d⁻¹, se alcanzó una reducción de toxicidad del 29.56 %. Aunque este valor difiere del 50 % propuesto en la hipótesis, los experimentos 1 (TRH



de 1 día; carga orgánica de 1 kg DQO m⁻³ d⁻¹), 3 (TRH de 1 día; carga orgánica de 2 kg DQO m⁻³ d⁻¹) y 4 (TRH de 2 días; carga orgánica de 2.5 kg DQO m⁻³ d⁻¹) respaldaron la hipótesis al registrar reducciones en la toxicidad superiores al 84.64 %, utilizando como organismo de prueba el *Danio rerio* durante 72 horas de exposición.

La ausencia de mortalidad en las pruebas de toxicidad aguda con *Danio rerio* es un buen indicador de la eficiencia del tratamiento aplicado a los lixiviados, sin embargo, el deterioro de la condición general y de la movilidad de los alevines sugiere que dicho tratamiento no garantiza necesariamente la ausencia de otros contaminantes cuyos efectos de naturaleza crónica puedan manifestarse en el largo plazo. Es importante considerar una variedad de factores y realizar investigaciones más exhaustivas para comprender completamente los posibles riesgos para la salud de los organismos acuáticos y el ecosistema en su conjunto.



6.RECOMENDACIONES

Aunque en los últimos años ha habido un aumento en el uso de organismos de prueba para evaluar la toxicidad de los lixiviados, resulta crucial llevar a cabo un análisis exhaustivo de su composición fisicoquímica. Además, es esencial emplear una variedad de organismos que abarquen distintos niveles tróficos. Esta estrategia permitirá evaluar con precisión la eficacia de los tratamientos de lixiviados, con el propósito de identificar las técnicas de remediación más adecuadas para las diversas muestras generadas en distintos rellenos sanitarios. Esto, a su vez, contribuirá a mitigar el impacto ambiental asociado.

Pese a que los resultados obtenidos en esta investigación demostraron una reducción favorable en la toxicidad bajo las condiciones experimentales utilizadas, es recomendable continuar explorando alternativas de tratamiento que se adapten a la compleja composición química de los lixiviados, como lo es la combinación de tratamientos fisicoquímicos y biológicos para reducir los contaminantes recalcitrantes que no pueden ser removidos por tratamientos biológicos. Dado que estos líquidos contienen concentraciones de contaminantes recalcitrantes que impactan negativamente en el entorno, es imperativo perseguir la mejora constante y la adaptación de estas tecnologías, con el objetivo de lograr una gestión ambiental más efectiva y sostenible.

Asimismo, es de suma importancia resaltar la necesidad de buscar soluciones innovadoras para el tratamiento de los lixiviados, así como documentar su capacidad para reducir diferentes contaminantes, y por ende el parámetro de toxicidad. La información presentada desempeña un papel fundamental en la formulación de regulaciones y normativas que rijan el tratamiento de los lixiviados provenientes de rellenos sanitarios. Es relevante destacar que, en la actualidad, no existe en México un marco normativo específico para esta cuestión.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbas, M., Jardani, A., Soueid Ahmed, A., Revil, A., Brigaud, L., Bégassat, P., & Dupont, J. P. (2017). Redox potential distribution of an organic-rich contaminated site obtained by the inversion of self-potential data. *Journal of Hydrology*, 554, 111-127.
- APHA (2017). American Public Health Association, & American Water Works Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. In *Standard methods for the examination of water and wastewater*.
- Acata, D. A., Aldana, L. G. A., Martínez, J. S., Morillas, A. V., Villavicencio, M. B., Pérez, M. V., & Blanco, M. C. (2016). Análisis de lixiviados generados en reactores simulando un relleno sanitario. *Los Residuos Sólidos*.
- Anna Tałałaj, I., Bartkowska, I., & Biedka, P. (2021). Treatment of young and stabilized landfill leachate by integrated sequencing batch reactor (RBS) and reverse osmosis (RO) process. *Environmental Nanotechnology Monitoring & Management*, 16(100502), 100502. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100502>.
- Aziz, H. A., Rahim, N. A., Ramli, S. F., Alazaiza, M. Y. D., Omar, F. M. & Hung, Y. T. (2018). Potential use of dimocarpus longan seeds as a flocculant in landfill leachate treatment. *Water* 10, 1672.
- Bacab, F. C. (2020). *Análisis del efecto de la microaireación en un reactor acidogénico de un proceso de digestión anaerobia con carbón granular en dos fases y balance de masas en la distribución de carbono, nitrógeno y fósforo*. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C
- Baker, B. R., Mohamed, R. M. S. R., Al-Gheethi, A., & Abdul Aziz, H. (2020). Modification of sequencing batch reactor (RBS) using novel acryl-fibre (AFBC) for sanitary landfill leachate safe disposal. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 195, 57-63. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25873>.
- Bakraouy, H., Souabi, S., Digua, K., Dkhissi, O., Sabar, M., & Fadil, M. (2017). Optimization of the treatment of an anaerobic pretreated landfill leachate by a coagulation-flocculation process using experimental design methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, 109, 621-630.
- Banch, T. J. H., Hanafiah, M. M., Alkarkhi, A. F. M. & Amr, S. S. A. (2019). Factorial design and optimization of landfill leachate treatment using tannin-based natural coagulant. *Polymers* 11, 1349.
- Barrera Ramírez, P. A., Barrantes Zapata, Y. V., & Durango Aguirre, J. R. (2017). Estudio de Factibilidad de la Incineración como Alternativa para el Tratamiento de Residuos (Doctoral dissertation, Posgrado).
- Bautista J. (2018) Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios usando un sistema de biorreactores en serie empacados con materiales estabilizados. Tesis de maestría. Universidad de ciencias y artes de Chiapas. Chiapas, México. 76 pp.



- Bortolotto, T., Bertoldo, J. B., da Silveira, F. Z., Defaveri, T. M., Silvano, J., & Pich, C. T. (2009). Evaluation of the toxic and genotoxic potential of landfill leachates using bioassays. *Environmental toxicology and pharmacology*, 28(2), 288-293.
- Bove, D., Merello, S., Frumento, D., Arni, S. A., Aliakbarian, B., & Converti, A. (2015). A critical review of biological processes and technologies for landfill leachate treatment. *Chemical Engineering & Technology*, 38(12), 2115-2126.
- Brito, G. C., Lange, L. C., Santos, V. L., Amaral, M. C., & Moravia, W. G. (2019). Long-term evaluation of membrane bioreactor inoculated with commercial baker's yeast treating landfill leachate: pollutant removal, microorganism dynamic and membrane fouling. *Water Science and Technology*, 79(2), 398-410.
- Brutti, L. N., Beltran, M. J., & García de Salamone, I. (2018). *Biorremediación de los recursos naturales*. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Bu, L., Wang, K., Zhao, Q.L., Wei, L.L., Zhang, J. and Yang, J.C. (2010) 'Characterization of dissolved organic matter during landfill leachate treatment by sequencing batch reactor, aeration corrosive cell-Fenton, and granular activated carbon inseries', *Journal of Hazardous Material*, Vol. 179, Nos. 1-3, 96-1105.
- Budi, S., Suliasih, B. A., Othman, M. S., Heng, L. Y., & Surif, S. (2016). Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 55, 231-237.
- Bueno, R. D. F., Faria, J. K., Uliana, D. P., & Liduino, V. S. (2020). Simultaneous removal of organic matter and nitrogen compounds from landfill leachate by aerobic granular sludge. *Environmental technology*, 1-15.
- Cano, M. E. M. (2020). Calidad bacteriológica del agua y su relación con el potencial de óxido reducción (ORP). *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 37-43.
- Castillo Morales, G. (2004). *Ensayos Toxicologicos Y Metodos De Evaluacion De Calidad De Aguas: Estandarizacion, Intercalibracion, Resultados Y Aplicaciones (1a ed.)*. International Development Research Centre.
- Castillo Morales, G. (2004). *Ensayos Toxicologicos Y Metodos De Evaluacion De Calidad De Aguas: Estandarizacion, Intercalibracion, Resultados Y Aplicaciones (1a ed.)*. International Development Research Centre.
- Catuguago E. M. (2020). Evaluación del funcionamiento de un reactor biológico secuencial (RBS) construido para la remoción de materia orgánica en las aguas residuales domésticas. Título de Maestría. Universidad Técnica del Norte. Ibarra, Ecuador. 72 pp.
- Chávez, R. P., Pizarro, E. C. C. & Galiano, Y. L. (2019). Landfill leachate treatment using activated carbon obtained from coffee waste. *Eng. Sanit. Ambient.* 24, 8330842.
- Cho, E. A., Tameda, K., Hanashima, M., Yamada, T., & Higuchi, S. (2009). Toxicological evaluation of the chemical oxidation methods for landfill stabilization. *Waste Management*, 29(3), 1006-1011.



- Contrera, R. C., Culi, M. J. L., Morita, D. M., Rodrigues, J. A. D., Zaiat, M. & Schalch, V. (2018). Biomass growth and its mobility in an AnSBBR treating landfill leachate. *Waste Manage.* 82, 37-50.
- Cruz, P. (2017). Determinación de la concentración letal media (CL₅₀) del lixiviado del relleno sanitario de Bacalar, Quintana Roo utilizando *laeonereis culveri* como bioindicador.
- Daud, M. K., Rizvi, H., Akram, M. F., Ali, S., Rizwan, M., Nafees, M., & Jin, Z. S. (2018). Review of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Technology: Effect of Different Parameters and Developments for Domestic Wastewater Treatment. *Journal of Chemistry*, 1-13 pp.
- Fabela, P.S., Alcocer-Yamanaka, V.H., Brito, A.L., Balandra, M.A., & Ambientales, F.M. (2002). Calidad del agua en colectores de la ciudad de Puebla y la aplicación de análisis de toxicidad.
- Flórez Silva, P. A. (2019). Manejo y tratamiento de lixiviados provenientes de residuos sólidos urbanos (Doctoral dissertation, Universidad Santiago de Cali).
- Flórez Yepes, G. Y., Rincón Santamaría, A., & Henao Céspedes, V. (2020). *Experiencias de tratamientos no convencionales para aguas residuales*. Centro Editorial Universidad Católica de Manizales.
- Florindo Moncada, V. (2017). Diseño de un sistema de tratamiento de lixiviados de residuos sólidos mediante oxidación fotocatalítica (Bachelor 's thesis).
- Franco, H. A., MARQUES, M. D. C., Braga, C. F., IZIDORIO, A. D. S., & THODE-FILHO, S. (2017). Effect of landfill leachate on germination of lettuce seeds (*Lactuca sativa* L.). *Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology-REGET*.
- García Chiquito, P. F. (2019). Manejo y Tratamiento de Lixiviados en Rellenos Sanitarios: Revisión bibliográfica y Experiencia en Planta de Tratamiento de Lixiviados de Navarro (Doctoral dissertation, Universidad Santiago de Cali).
- García, K., Salazar, M., & García, J. (2018). Efecto del neonicotinoide - tiametoxam en el desarrollo embrionario del pez cebrá (*Danio rerio*). *Revista de Toxicología*, 35.
- Ghosh, P., Thakur, I. S., & Kaushik, A. (2017). Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: A review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 141, 259-270.
- Gómez Amezcuita, J. R. (2020). Tecnologías de tratamiento aplicadas al manejo de lixiviados. Una revisión (Doctoral dissertation, Universidad Santiago de Cali).
- Gómez Vásquez, E. (2018). Afectaciones Ambientales De Los Lixiviados Generados En Los Rellenos Sanitarios Sobre El Recurso Agua (Doctoral dissertation, Universidad Industrial de Santander, Escuela De Química).
- Gómez, H. D., Cruz-Vega, C. R., Dávila-Pórcel, R. A., Velasco-Tapia, F., & Chapa-Guerrero, J. R. (2015). Impacto del lixiviado generado en el relleno sanitario municipal de Linares (Nuevo León) sobre la calidad del agua superficial y subterránea. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 32(3), 514-526.



- González Hoyos, N. D. J. (2017). Arranque de un reactor anaerobio de flujo ascendente para el tratamiento de una corriente de lixiviados proveniente de un reactor RAFA. Departamento de Ingeniería Química. Tesis de Maestría. Caldas, Colombia, 218 pp.
- Guerra D. A. (2020). Incidencia de la granulación aerobica en la velocidad de decantación para el tratamiento de aguas residuales domésticas en un reactor secuencial. Título de Maestría. Universidad Técnica del Norte. Ibarra, Ecuador. 66 pp.
- Gutiérrez López, M. A. (2017). Tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de Bacalar, Quintana Roo, mediante coagulación-floculación y foto-fenton.
- Hamza, R. A., Iorhemen, O. T., & Tay, J. H. (2016). Advances in biological systems for the treatment of high-strength wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 10, 128-142.
- Hashemi, H., Hajizadeh, Y., Amin, M. M., Bina, B., Ebrahimi, A., Khodabakhshi, A., ... & Pourzamani, H. R. (2016). Macropollutants removal from compost leachate using membrane separation process. *Desalination and Water Treatment*, 57(16), 7149-7154.
- Hernández-Flores, G., Solorza-Feria, O., y Poggi-Varaldo, H. M. (2017). Bioelectricity generation from wastewater and actual landfill leachates: A multivariate analysis using principal component analysis. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(32), 20772-20782.
- Ibrahim, A., & Yaser, A. Z. (2019). Colour removal from biologically treated landfill leachate with tannin-based coagulant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(6), 103483. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103483>.
- INEGI (2019). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México: Resultados generales. [en línea]. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2019/> 09/09/2020.
- Islam, M., Xu, Q., & Yuan, Q. (2020). Advanced biological sequential treatment of mature landfill leachate using aerobic activated sludge RBS and fungal bioreactor. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 18(1), 285-295. .
- Jagaba, A. H., Kutty, S. R. M., Lawal, I. M., Abubakar, S., Hassan, I., Zubairu, I., Umaru, I., Abdurrasheed, A. S., Adam, A. A., Ghaleb, A. A. S., Almahbashi, N. M. Y., Al-Dhawi, B. N. S., & Noor, A. (2021). Sequencing batch reactor technology for landfill leachate treatment: A state-of-the-art review. *Journal of Environmental Management*, 282(111946), 111946. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111946>.
- Jemec, A., Tišler, T., & Zgajnar-Gotvaj, A. (2012). Assessment of landfill leachate toxicity reduction after biological treatment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 62(2), 210-221.
- Jiang, Y., Shang, Y., Wang, H., & Yang, K. (2016). Rapid formation and pollutant removal ability of aerobic granules in a sequencing batch airlift reactor at low temperature. *Environmental Technology*, 37(23), 3078-3085.



- Jiang, Y., Shang, Y., Wang, H., & Yang, K. (2016). Rapid formation and pollutant removal ability of aerobic granules in a sequencing batch airlift reactor at low temperature. *Environmental Technology*, 37(23), 3078-3085.
- Jojoa G.D. (2016) Tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario utilizando un filtro biológico aireado (BAF). Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México, 104 pp.
- Kalka, J. (2012). Landfill leachate toxicity removal in combined treatment with municipal wastewater. *The Scientific World Journal*, 2012.
- Košutić, K., Dolar, D. & Strmecky, T. (2015). Treatment of landfill leachate by membrane processes of nanofiltration and reverse osmosis. *Desalin. Water Treat.* 55, 2680-2689.
- Lapeyre Cerna, M. E., & Pequeño Otoyá, J. P. (2019). Efecto de la oxidación fenton sobre la materia orgánica de los lixiviados de la infraestructura y disposición final de residuos sólidos de Cajamarca, 2019.
- Lim, C. K., Seow, T. W., Neoh, C. H., Nor, M. H. M., Ibrahim, Z., Ware, I., & Sarip, S. H. M. (2016). Treatment of landfill leachate using ARBS combined with zeolite adsorption technology. *3 Biotech*, 6(2), 1-6.
- Linlin, H., Jianlong, W., Xianghua, W., & Yi, Q. (2005). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (RBS) by seeding anaerobic granules. *Process Biochemistry (Barking, London, England)*, 40(1), 5-11.
- Lorente, M., Ariadna, P., & Soler Herrero, J. (2019). Digestión anaerobia de azúcares reductores para obtención de biocombustibles: revisión bibliográfica - Repositorio Institucional de Documentos. *Universidad de Zaragoza, CIEN, 2019*.
- 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. *The Science of the Total Environment*, 703(135468), 135468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>.
- Maria, F. Di, & Sisani, F. (2017). A life cycle assessment of conventional technologies for landfill leachate treatment. *Environmental Technology & Innovation*.
- Márquez-Benavides, L., & Sánchez-Yáñez, J. M. (2014). Evaluación del Índice de Contaminación de Lixiviados de Relleno Sanitario y Efecto fitotóxico en la Germinación y Plántula de *Phaseolus vulgaris* L. *Journal of the Selva Andina Research Society*, 5(1), 13-23.
- Medina M. (2015) Lixiviados en plantas de residuos. Una contribución para la selección del proceso de tratamiento. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España, 296 pp.
- Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Tsuchihashi, R., & Stensel, H. D. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery (5a ed.)*. McGraw-Hill Education.



- 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>.
- Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M. A., & Sen Gupta, B. (2015). Contemporary environmental issues of landfill leachate: assessment and remedies. *Critical reviews in environmental science and technology*, 45(5), 472-590.
- Nancharaiah, Y. V., & Reddy, G. K. K. (2018). Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource technology*, 247, 1128-1143.
- OECD. (1998). Test no. 212: Fish, short-term toxicity test on embryo and sac-fry stages. OECD Publishing.
- Peng, Y. (2017). Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S2567-S2574.
- Pérez S. (2015) Evaluación de la remoción de contaminantes en lixiviado empleando tres especies de microalgas oleaginosas amazónicas. Tesis de licenciatura. Universidad Científica Del Perú. Iquitos, Perú, 67 pp.
- Pinargote Chavarria, S. R., & Vergara Villacis, G. A. (2020). *Diseño de un biodigestor anaeróbico para generación de biogás utilizando aguas residuales de la producción de café*. ESPOL.FCNM.
- Qiu, A., Cai, Q., Zhao, Y., Guo, Y., & Zhao, L. (2016). Evaluation of the treatment process of landfill leachate using the toxicity assessment method. *International journal of environmental research and public health*, 13(12), 1262.
- Quiroz Jiménez Leonardo (2020). Tratamiento físico-químico para la remediación de lixiviados del relleno sanitario naranjal mediante la aplicación de cal, zeolita y cloro. Tesis Doctoral. Universidad Agraria Del Ecuador.
- Ren, Y., Ferraz, F., Kang, A. J., & Yuan, Q. (2017). Treatment of old landfill leachate with high ammonium content using aerobic granular sludge. *Journal of biological engineering*, 11(1), 1-8.
- Reyes Medina, M. (2015). Lixiviados en plantas de residuos. Una contribución para la selección del proceso de tratamiento (Doctoral dissertation, Universitat Politècnica de València).
- Ribao Martínez, P. (2013). Mejoras en la biodegradabilidad de disoluciones sintéticas de bisfenol A mediante procesos de oxidación avanzada. Tesis de licenciatura. Universidad de Cantabria. Santander, España. 149 pp.
- Ridzuan, M. B., Daud, Z., Ahmad, Z., & Awang, H. (2018). Leachate treatment using up-flow anaerobic sludge blanket system. *International Journal of Integrated Engineering*, 10(1).



- Rivera-Laguna, E., Barba-Ho, L., & Torres-Lozada, P. (2013). Determinación de la toxicidad de lixiviados provenientes de residuos sólidos urbanos mediante indicadores biológicos. *Afinidad*, 70(563).
- Robinson, T. (2017). Removal of toxic metals during biological treatment of landfill leachates. *Waste Management*, 63, 299-309.
- Rodríguez-Pimentel, R. I., Rodríguez-Pérez, S., Monroy-Hermosillo, O., & Ramírez-Vives, F. (2015). Producción de metano a partir de la mezcla del lixiviado de residuos sólidos urbanos y el agua residual municipal. *Revista Cubana de Química*, 27(3), 243-251.
- Rojas Barreto, M. (2016). Evaluación de la calidad físico química de las fuentes de agua vertidos con lixiviados del botadero de residuos sólidos y sus efectos en la salud pública de la población de la zona periférica del botadero de Cancharani-Puno.
- Roudi, A. M., Chelliapan, S., Mohtar, W. H. M. W. & Kamyab, H. (2018). Prediction and optimization of the Fenton process for the treatment of landfill leachate using an artificial neural network. *Water* 10, 595.
- Sarma, S. J., & Tay, J. H. (2018). Aerobic granulation for future wastewater treatment technology: challenges ahead. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(1), 9-15.
- SDS (2017). Secretaria de Desarrollo Sustentable. Estrategia para la gestión integral de los residuos del estado de Morelos. *Diario Oficial de la Federación*, 02 de febrero de 2017.
- SEMARNAT (2021). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. *Diario Oficial de la Federación*, 11 de marzo de 2021.
- SEMARNAT (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. *Diario Oficial de la Federación*, 20 de octubre de 2004.
- SEMARNAT (2005). Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005. Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos". *Diario Oficial de la Federación*, 23 de junio de 2006.
- SEMARNAT (2020). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diagnóstico. Ciudad de México, México. 274 pp.
- Sengar, A., Basheer, F., Aziz, A., & Farooqi, I. H. (2018). Aerobic granulation technology: Laboratory studies to full scale practices. *Journal of Cleaner Production*, 197, 616-632.
-
- Singh, M., Ali, M., Zargar, N., Tyagi, V. K., Kazmi, A. A., & Ojha, C. S. P. (2023). Landfill leachate management. *LANDFILL LEACHATE MANAGEMENT*, 429.



- 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.
- Sivathass Bannir, S., Chelliapan, S., Md. Din, M. F., Nasri, N. S., Abdullah, N., & Yuzir, A. (2017). Performance of an up-flow anaerobic sludge bed (RAFA) reactor for treating landfill leachate containing heavy metals and formaldehyde. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 86, 51-58.
- Sivic, A., Atanasova, N., Puig, S., & Griessler Bulc, T. (2018). Ammonium removal in landfill leachate using RBS technology: dispersed versus attached biomass. *Water Science and Technology*, 77(1), 27-38.
- Sruthi, T., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., & Nidheesh, P. V. (2018). Stabilized landfill leachate treatment using heterogeneous Fenton and electro-Fenton processes. *Chemosphere*, 210, 38-43.
- Sun, H., Yu, P., Li, Q., Ren, H., Liu, B., Ye, L., & Zhang, X.-X. (2017). Transformation of anaerobic granules into aerobic granules and the succession of bacterial community. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101(20), 7703-7713.
- Sun, H., Yu, P., Li, Q., Ren, H., Liu, B., Ye, L., & Zhang, X.-X. (2017). Transformation of anaerobic granules into aerobic granules and the succession of bacterial community. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101(20), 7703-7713.
- Tałałaż, I. A., Beidka, P. & Bartkowska, I. (2019). Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis. *Environ. Chem. Lett.* 17, 1177-1193.
- Tay, J.-H., Tay, S. T.-L., Liu, Y., Yeow, K., & Ivanov, V. (2006). *Biogranulation Technologies for Wastewater Treatment*. Pergamon.
- Thomas, D. J. L., Tyrrel, S. F., Smith, R., & Farrow, S. (2009). Bioassays for the Evaluation of Landfill Leachate Toxicity. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 12(1), 83-105.
- Torrent, S. Y. (2018). Influencia del pH en la eficiencia del tratamiento de aguas residuales en humedales construidos de flujo vertical. Universidad de Coruña. Facultad de Ciencias.
- Uliana, D. E. P., Montier, M., Faria, J. K., & de Freitas Bueno, R. II-482. Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por meio do processo de lodo granular aeróbio.
- Ureña, N. G. M. D. (2016). Tratamiento biológico de aguas residuales industriales mediante reactores anaerobios de alta eficacia. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, España. 320 pp.
- US EPA, Washington. Technical support document for water quality based toxics control. Washington, D. C., EPA, 1985. 74 p.



- Vintimilla, F., & Joseph, I. (2021). *Evaluación del sistema de tratamiento anaeróbico de aguas residuales domésticas de la ciudad de Cuenca empleando el reactor RAFA construido a escala de laboratorio*. Universidad Católica de Cuenca.
- Wang, L., Zhan, H., Wang, Q., Wu, G., & Cui, D. (2019). Enhanced aerobic granulation by inoculating dewatered activated sludge under short settling time in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 286(121386), 121386.
- Wang, X., Chen, S., Gu, X. and Wang, K. (2009). Pilot study on the advanced treatment of landfill leachate using a combined coagulation, Fenton oxidation and biological aerated filter process', *Waste Management*, Vol. 29, No. 4, 1354-1358.
- Wei, D., Xufei, L., Qingxi, Z., Jiagen, Z., Jin'an, W., Weijun, Z., & Chengjun, W. (2017). Application of RAFA Reactor in Leachate Treatment of Beijing Asuwei Waste Sanitary Landfill Site. *Meteorological & Environmental Research*, 8(1).
- Wilén, B. M., Liébana, R., Persson, F., Modin, O., & Hermansson, M. (2018). The mechanisms of granulation of activated sludge in wastewater treatment, its optimization, and impact on effluent quality. *Applied microbiology and biotechnology*, 102(12), 5005-5020.
- Wimalawera, T. I. P., Prematathne, H. M. W. A. P., Kalpage, C. S., & Jinadasa, K. S. B. N. (2018). *Landfill Leachate Treatment Using Anaerobic/ Aerobic System* (University of Peradeniya, Ed.). Kandy, Sri Lanka.
- Wu, L., Jia, C., Huang, S., Yu, K., Luo, A., & Peng, Y. (2022). Nitrite oxidation in oxygen-deficient conditions during landfill leachate treatment. *Environmental Research*, 214(Pt 3), 114090. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114090>.
- Youcai, Z. (2018). *Pollution Control. Technology for leachate from municipal solid waste: landfills, Incineration plants, and transfer stations*. Butterworth-Heinemann.
- Yuan, C., Lu, C., Ma, Y., Wang, Y., Xie, Y., Zhang, K., ... Zhu, T. (2019). A novel method to treat old landfill leachate combining multi-stage biological contact oxidation (MBCO) and single-stage autotrophic nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP). *Chemical Engineering Journal*, 359, 1635-1643.
- 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. *J. Environ. Manage.* 184, 318-326.



ANEXOS

Anexo 1. Análisis ANOVA, comportamiento de la DQO en el tren de tratamiento de lixiviados.

ANOVA: Experimento 1

Alpha

0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	12	12327.63	1027.30	5196.79	57164.68	27.77	970.80	1083.81
Efluente medio	12	11528.23	960.69	10792	118712.19	27.77	904.18	1017.19
Efluente final	12	11163.87	930.32	11780.4	129584.78	27.77	873.82	986.83

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	59059.77	2	29530	3.19	0.05	0.16	0.52	0.11
Within Groups	305461.65	33	9256.4					
Total	364521.41	35	10415					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha

0.05

group	mean	n	ss
Influente	1027.30	12	57164.68
Efluente medio	960.69	12	118712.19
Efluente final	930.32	12	129584.78

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	66.62	27.77	2.40	-29.76	162.99	0.22	96.37	0.69	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	96.98	27.77	3.49	0.61	193.35	0.05	96.37	1.01	SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	30.36	27.77	1.09	-66.01	126.74	0.72	96.37	0.32	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 2

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	9	22127.67	2458.63	14659.3	117274.7	40.96	2374	2543.16
Efluente medio	9	20333.88	2259.32	12285	98279.6	40.96	2175	2343.85
Efluente final	9	18701.92	2077.99	18343.8	146750.5	40.96	1993	2162.52

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	652472	2	326236	21.61	4.29E-06	0.64	1.55	0.60
Within Groups	362305	24	15096					
Total	1014777	26	39030					

TUKEY HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	2458.63	9	117275
Efluente medio	2259.32	9	98279.6
Efluente final	2077.99	9	146751

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	199	40.9553	4.87	54.66	344	0.006	144.654	1.6222	SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	381	40.9553	9.29	236	525.3	2E-06	144.654	3.098	SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	181	40.9553	4.43	36.67	326	0.012	144.654	1.4758	SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 3

Alpha

0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	9	10670.72	1185.64	17133.6	137068.9	38.91	1105	1265.94
Efluente medio	9	8965.33	996.15	12562.9	100503.5	38.91	915.8	1076.45
Efluente final	9	8391.76	932.42	11175.9	89407.28	38.91	852.1	1012.72

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	312261	2	156130	11.46	0.000321	0.49	1.13	0.44
Within Groups	326980	24	13624					
Total	639240	26	24586					

TUKEY HSD/KRAMER alpha 0.05

group	mean	n	ss
Influente	1185.64	9	137069
Efluente medio	996.15	9	100503
Efluente final	932.42	9	89407.3

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	189	38.9075	4.87	52.07	326.9	0.006	137.421	1.6234	SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	253	38.9075	6.51	115.8	390.6	3E-04	137.421	2.1694	SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	63.7	38.9075	1.64	-73.7	201.2	0.489	137.421	0.546	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 4

Alpha

0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	9	22951.14	2550.13	59362.3	474898	73.9	2398	2702.64
Efluente medio	9	19979.74	2219.97	54192.6	433540.9	73.9	2067	2372.49
Efluente final	9	17888.15	1987.57	33881.4	271051.1	73.9	1835	2140.09

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	1438435	2	719217	14.63	7E-05	0.55	1.28	0.50
Within Groups	1179490	24	49145					
Total	2617925	26	100689					

TUKEY HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	2550.13	9	474898
Efluente medio	2219.97	9	433541
Efluente final	1987.57	9	271051

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	330	73.90	4.47	69.15	591.2	0.011	261	1.489	SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	563	73.90	7.61	301.6	823.6	5E-05	261	2.538	SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	232	73.90	3.14	-28.6	493.4	0.087	261	1.048	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 2. Análisis ANOVA, remoción de la DQO entre los diferentes experimentos.

ANOVA: Efluente medio Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Experimento 1	9	67.05	7.45	26.51	212.05	1.39	4.62	10.28
Experimento 2	9	72.72	8.08	5.48	43.83	1.39	5.25	10.91
Experimento 3	9	142.92	15.88	26.97	215.73	1.39	13.05	18.71
Experimento 4	9	116.77	12.97	10.54	84.34	1.39	10.14	15.80

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	439.2	3	146	8.43	0.0003	0.44	0.97	0.38
Within Groups	556	32	17.37					
Total	995.2	35	28.43					

TUKEY HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Experimento 1	7.45	9	212.05
Experimento 2	8.08	9	43.83
Experimento 3	15.88	9	215.73
Experimento 4	12.97	9	84.34

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	0.63	1.39	0.45	-4.7	5.95	0.99	5.32	0.15	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	8.43	1.39	6.07	3.11	13.75	0.00	5.32	2.02	SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	5.52	1.39	3.98	0.2	10.85	0.04	5.32	1.33	SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	7.8	1.39	5.61	2.48	13.12	0.00	5.32	1.87	SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	4.89	1.39	3.52	-0.4	10.22	0.08	5.32	1.17	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	2.91	1.39	2.09	-2.4	8.23	0.46	5.32	0.70	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Efluente final

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Experimento 1	9	118.034	13.115	32.9662	263.7	1.857	9.333	16.8968
Experimento 2	9	139.002	15.445	19.8422	158.7	1.857	11.66	19.2266
Experimento 3	9	191.102	21.234	32.8773	263	1.857	17.45	25.0155
Experimento 4	9	196.482	21.831	38.4141	307.3	1.857	18.05	25.6133

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	499.4	3	166.48	5.37	0.0042	0.33	0.77	0.27
Within Groups	992.8	32	31.02					
Total	1492	35	42.64					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Experimento 1	13.11	9	264
Experimento 2	15.44	9	159
Experimento 3	21.23	9	263
Experimento 4	21.83	9	307

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	2.33	1.86	1.25	-4.78	9.44	0.81	7.11	0.42	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	8.12	1.86	4.37	1.00	15.23	0.02	7.11	1.46	SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	8.72	1.86	4.69	1.60	15.83	0.01	7.11	1.56	SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	5.79	1.86	3.12	-1.33	12.90	0.14	7.11	1.04	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	6.39	1.86	3.44	-0.73	13.50	0.09	7.11	1.15	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	0.6	1.86	0.32	-6.52	7.71	1.00	7.11	0.11	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 3. Análisis ANOVA, comportamiento de la DBO₅ en el tren de tratamiento de lixiviados.

ANOVA: Experimento 1				Alpha	0.05			
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	1010.00	336.67	2490.1	4980.25	20.27	287.06	386.27
Efluente medio	3	703.33	234.44	225.93	451.852	20.27	184.84	284.05
Efluente final	3	465.56	155.19	983.13	1966.26	20.27	105.58	204.79

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	49667	2	24833	20.14	0.002	0.87	2.59	0.81
Within Groups	7398.4	6	1233.1					
Total	57065	8	7133.2					

TUKEY HSD/KRAMER				alpha	0.05
group	mean	n	ss		
Influente	336.67	3	4980.2		
Efluente medio	234.44	3	451.85		
Efluente final	155.19	3	1966.3		

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	102.22	20.27	5.04	14.25	190.19	0.03	87.97	2.91	SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	181.48	20.27	8.95	93.51	269.45	0.002	87.97	5.17	SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	79.26	20.27	3.91	-8.71	167.23	0.07	87.97	2.26	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 2

Alpha

0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	1052.22	350.74	884.36	1768.72	17.66	307.53	393.95
Efluente medio	3	797.78	265.93	225.10	450.21	17.66	222.72	309.13
Efluente final	3	652.22	217.41	1696.7	3393.42	17.66	174.20	260.61

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	27325	2	13663	14.61	0.005	0.83	2.21	0.75
Within Groups	5612.3	6	935.39					
Total	32938	8	4117.2					

TUKEY
HSD/KRAMER alpha 0.05

group	mean	n	ss
Influente	350.74	3	1768.7
Efluente medio	265.93	3	450.21
Efluente final	217.41	3	3393.4

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	84.81	17.66	4.80	8.20	161.43	0.03	76.62	2.77	SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	133.33	17.66	7.55	56.72	209.95	0.004	76.62	4.36	SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	48.52	17.66	2.75	-28.10	125.14	0.21	76.62	1.59	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 3

Alpha

0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	638.89	212.96	3277	6553.91	22.65	157.55	268.38
Efluente medio	3	398.89	132.96	642.39	1284.77	22.65	77.55	188.38
Efluente final	3	374.44	124.81	696.71	1393.42	22.65	69.40	180.23

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	14236	2	7118.2	4.63	0.06	0.61	1.24	0.45
Within Groups	9232.1	6	1538.7					
Total	23469	8	2933.6					

TUKEY
HSD/KRAMER alpha 0.05

group	mean	n	ss
Influente	212.96	3	6553.9
Efluente medio	132.96	3	1284.8
Efluente final	124.81	3	1393.4

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	80	22.65	3.53	-18.27	178.27	0.10	98.27	2.04	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	88.15	22.65	3.89	-10.12	186.41	0.07	98.27	2.25	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	8.148	22.65	0.36	-90.12	106.41	0.97	98.27	0.21	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 4

Alpha

0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	581.11	193.70	2588.07	5176.13	21.99	139.89	247.52
Efluente medio	3	386.67	128.89	892.59	1785.19	21.99	75.08	182.70
Efluente final	3	297.78	99.26	872.02	1744.03	21.99	45.45	153.07

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	13999	2	6999.3	4.82	0.06	0.62	1.27	0.46
Within Groups	8705.3	6	1450.9					
Total	22704	8	2838					

TUKEY

HSD/KRAMER

alpha

0.05

group	mean	n	ss
Influente	193.70	3	5176.1
Efluente medio	128.89	3	1785.2
Efluente final	99.26	3	1744

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	64.81	21.99	2.95	-30.61	160.24	0.17	95.42	1.70	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	94.44	21.99	4.29	-0.98	189.87	0.05	95.42	2.48	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	29.63	21.99	1.35	-65.79	125.05	0.63	95.42	0.78	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 4. Análisis ANOVA, remoción de la DBO₅ entre los diferentes experimentos.

ANOVA: Efluente medio					Alpha	0.05			
Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper	
Experimento 1	3	88.58	29.53	85.00	170.00	4.68	18.74	40.32	
Experimento 2	3	71.90	23.97	24.74	49.47	4.68	13.17	34.76	
Experimento 3	3	108.12	36.04	139.45	278.90	4.68	25.25	46.83	
Experimento 4	3	98.97	32.99	13.59	27.19	4.68	22.20	43.78	

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	241.38	3	80.46	1.22	0.36	0.31	0.64	0.05
Within Groups	525.55	8	65.69					
Total	766.93	11	69.72					

TUKEY HSD/KRAMER				alpha	0.05
group	mean	n	ss		
Experimento 1	29.53	3	170.00		
Experimento 2	23.97	3	49.47		
Experimento 3	36.04	3	278.90		
Experimento 4	32.99	3	27.19		

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	5.56	4.68	1.19	-15.63	26.76	0.83	21.19	0.69	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	6.51	4.68	1.39	-14.68	27.71	0.76	21.19	0.80	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	3.46	4.68	0.74	-17.73	24.66	0.95	21.19	0.43	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	12.07	4.68	2.58	-9.12	33.27	0.33	21.19	1.49	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	9.02	4.68	1.93	-12.17	30.22	0.55	21.19	1.11	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	3.05	4.68	0.65	-18.14	24.24	0.97	21.19	0.38	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Efluente final

Alpha 0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Experimento 1	3	161.98	53.99	22.47	44.94	5.08	42.28	65.71
Experimento 2	3	112.92	37.64	183.04	366.08	5.08	25.93	49.35
Experimento 3	3	121.53	40.51	68.94	137.87	5.08	28.80	52.22
Experimento 4	3	146.17	48.72	35.14	70.27	5.08	37.01	60.44

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	506.8	3	168.93	2.18	0.17	0.45	0.85	0.23
Within Groups	619.17	8	77.40					
Total	1126	11	102.36					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha 0.05

group	mean	n	ss
Experimento 1	53.99	3	44.94
Experimento 2	37.64	3	366.1
Experimento 3	40.51	3	137.9
Experimento 4	48.72	3	70.27

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	16.4	5.08	3.22	-6.65	39.36	0.18	23	1.86	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	13.5	5.08	2.65	-9.52	36.49	0.31	23	1.53	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	5.27	5.08	1.04	-17.7	28.27	0.88	23	0.60	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	2.87	5.08	0.57	-20.1	25.87	0.98	23	0.33	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	11.1	5.08	2.18	-11.9	34.09	0.46	23	1.26	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	8.22	5.08	1.62	-14.8	31.22	0.68	23	0.93	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 14. Análisis ANOVA, comportamiento del N-NH₃ en el tren de tratamiento de lixiviados.

ANOVA: Experimento 1

Alpha

0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	337	112	24.33	48.67	4.22	100.63	124.04
Efluente final	3	77	26	82.33	164.67	4.22	13.96	37.37

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	11266.67	1	11266.67	211.25	1.30E-04	0.98	8.39	0.97
Within Groups	213.33	4	53.33					
Total	11480	5	2296.00					

TUKEY

HSD/KRAMER

alpha

0.05

group	mean	n	ss
Influente	112	3	48.67
Efluente final	26	3	164.67

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d
Influente	Efluente final	86.67	4.22	20.55	70.11	103.22	1.32E-04	16.55	11.87

SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 2

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influyente	3	597	199	4291	8582	35.60	100.15	297.85
Efluente final	3	245	81.67	3314	6628.7	35.60	-17.18	180.52

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	20650.67	1	20651	5.43	0.08	0.58	1.35	0.42
Within Groups	15210.67	4	3802.7					
Total	35861.33	5	7172.3					

TUKEY
HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influyente	199.00	3	8582
Efluente final	81.67	3	6629
		6	15211

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influyente	Efluente final	117.33	35.60	3.30	22.44	257.11	0.08	139.78	1.90	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 3

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	364	121.33	421.33	842.67	11.42	89.62	153.04
Efluente final	3	100	33.33	361.33	722.67	11.42	1.62	65.04

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	11616	1	11616	29.68	0.01	0.88	3.15	0.83
Within Groups	1565.33	4	391.33					
Total	13181.33	5	2636.27					

TUKEY
HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	121.33	3	843
Efluente final	33.33	3	723

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente final	88	11.42	7.70	43.16	132.84	0.01	44.84	4.45	SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 4

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	822	274	3568	7136	32.69	183.24	364.76
Efluente final	3	324	108	2844	5688	32.69	17.24	198.76

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	41334	1	41334	12.89	0.02	0.76	2.07	0.66
Within Groups	12824	4	3206					
Total	54158	5	10832					

TUKEY

HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	274.00	3	7136
Efluente final	108.00	3	5688

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente final	166	32.69	5.08	37.66	294.34	0.02	128.34	2.93	SIGNIFICATIVA



Anexo 5. Análisis ANOVA, remoción de N-NH₃ entre los diferentes experimentos.

ANOVA: Efluente final

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Experimento 1	3	231.96	77.32	52.56	105.12	8.57	57.55	97.09
Experimento 2	3	181.62	60.54	454.02	908.03	8.57	40.77	80.31
Experimento 3	3	221.12	73.71	135.07	270.15	8.57	53.93	93.48
Experimento 4	3	184.87	61.62	240.56	481.12	8.57	41.85	81.40

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	646	3	215.4	0.98	0.45	0.27	0.57	-0.01
Within Groups	1764	8	220.6					
Total	2411	11	219.1					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Experimento 1	77.321	3	105
Experimento 2	60.539	3	908
Experimento 3	73.706	3	270
Experimento 4	61.624	3	481

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	16.8	8.57	1.96	-22.05	55.61	0.54	38.83	1.13	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	3.62	8.57	0.42	-35.22	42.45	0.99	38.83	0.24	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	15.7	8.57	1.83	-23.14	54.53	0.59	38.83	1.06	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	13.2	8.57	1.54	-25.67	52.00	0.71	38.83	0.89	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	1.08	8.57	0.13	-37.75	39.92	1	38.83	0.07	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	12.1	8.57	1.41	-26.75	50.91	0.76	38.83	0.81	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 6. Análisis ANOVA, comportamiento de NO₃⁻ en el tren de tratamiento de lixiviados.

ANOVA: Experimento 1

Alpha 0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	12	4	4	8	1.25	0.54	7.46
Efluente final	3	10	3	5.33	10.67	1.25	-0.13	6.80

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	0.67	1	0.67	0.14	0.72	0.03	0.22	-0.17
Within Groups	18.67	4	4.67					
Total	19.33	5	3.87					

TUKEY HSD/KRAMER alpha 0.05

group	mean	n	ss
Influente	4	3	8
Efluente final	3	3	10.67

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente final	0.67	1.25	0.53	-4.23	5.56	0.72	4.90	0.31	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 2

Alpha 0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	40	13	25.33	50.67	2.11	7.48	19.19
Efluente final	3	14	5	1.33	2.67	2.11	-1.19	10.52

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	112.67	1	112.67	8.45	0.04	0.68	1.68	0.55
Within Groups	53.33	4	13.33					
Total	166	5	33.20					

TUKEY HSD/KRAMER alpha 0.05

group	mean	n	ss
Influente	13	3	50.67
Efluente final	5	3	2.67

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente final	8.67	2.11	4.11	0.39	16.94	0.04	8.28	2.37	SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 3

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	22	7	9.33	18.67	1.49	3.19	11.47
Efluente final	3	12	4	4	8	1.49	-0.14	8.14

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	16.67	1	16.67	2.5	0.19	0.38	0.91	0.20
Within Groups	26.67	4	6.67					
Total	43.33	5	8.67					

TUKEY HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	7	3	18.67
Efluente final	4	3	8

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente final	3.33	1.49	2.24	-2.52	9.19	0.19	5.85	1.29	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 4

Alpha 0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influyente	3	26	9	17.33	34.67	2.40	1.99	15.34
Efluente final	3	20	7	17.33	34.67	2.40	-0.01	13.34

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	6	1	6	0.35	0.59	0.08	0.34	-0.12
Within Groups	69.33	4	17.33					
Total	75.33	5	15.07					

TUKEY
HSD/KRAMER alpha 0.05

group	mean	n	ss
Influyente	9	3	34.67
Efluente final	7	3	34.67

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influyente	Efluente final	2	2.40	0.83	-7.44	11.44	0.59	9.44	0.48	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 7. Análisis ANOVA, remoción de NO₃⁻ entre los diferentes experimentos.

ANOVA: Efluente final

Alpha

0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Experimento 1	3	177	59	70.37	140.74	7.35	41.93	75.85
Experimento 2	3	185	62	208.07	416.14	7.35	44.68	78.60
Experimento 3	3	140	47	33.33	66.67	7.35	29.71	63.62
Experimento 4	3	87	29	337.04	674.07	7.35	11.93	45.85

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	2002	3	667.46	4.11	0.05	0.61	1.17	0.44
Within Groups	1298	8	162.2					
Total	3300	11	300					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha

0.05

group	mean	n	ss
Experimento 1	59	3	140.7
Experimento 2	62	3	416.1
Experimento 3	47	3	66.67
Experimento 4	29	3	674.1

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	2.75	7.35	0.37	-30.55	36.05	0.99	33.30	0.22	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	12.22	7.35	1.66	-21.08	45.52	0.66	33.30	0.96	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	30.00	7.35	4.08	-3.30	63.30	0.08	33.30	2.36	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	14.97	7.35	2.04	-18.33	48.28	0.51	33.30	1.18	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	32.75	7.35	4.45	-0.55	66.05	0.05	33.30	2.57	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	17.78	7.35	2.42	-15.52	51.08	0.38	33.30	1.40	NO SIGNIFICATIVA





Anexo 8. Análisis ANOVA, comportamiento de los PO₄³⁻ en el tren de tratamiento de lixiviados.

ANOVA: Experimento 1

Alpha 0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	17.40	5.80	0.28	0.56	0.54	4.47	7.13
Efluente medio	3	12.00	4.00	1.72	3.44	0.54	2.67	5.33
Efluente final	3	5.40	1.80	0.64	1.28	0.54	0.47	3.13

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	24.08	2	12.04	13.68	0.01	0.82	2.14	0.74
Within Groups	5.28	6	0.88					
Total	29.36	8	3.67					

TUKEY

HSD/KRAMER

alpha 0.05

group	mean	n	ss
Influente	5.80	3	0.56
Efluente medio	4.00	3	3.44
Efluente final	1.80	3	1.28

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	1.8	0.54	3.32	-0.55	4.15	0.12	2.35	1.92	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	4	0.54	7.39	1.65	6.35	0.00	2.35	4.26	SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	2.2	0.54	4.06	-0.15	4.55	0.06	2.35	2.35	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 2

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	24.40	8.13	5.37	10.75	1.45	4.58	11.69
Efluente medio	3	20.60	6.87	6.81	13.63	1.45	3.31	10.42
Efluente final	3	16.40	5.47	6.81	13.63	1.45	1.91	9.02

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	10.68	2	5.34	0.84	0.48	0.22	0.53	-0.04
Within Groups	38.00	6	6.33					
Total	48.68	8	6.08					

TUKEY
HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	8.13	3	10.75
Efluente medio	6.87	3	13.63
Efluente final	5.47	3	13.63

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	1.27	1.45	0.87	-5.04	7.57	0.82	6.30	0.50	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	2.67	1.45	1.84	-3.64	8.97	0.45	6.30	1.06	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	1.40	1.45	0.96	-4.90	7.70	0.78	6.30	0.56	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 3

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	22.40	7.47	20.81	41.63	1.61	3.52	11.41
Efluente medio	3	10.40	3.47	2.57	5.15	1.61	-0.48	7.41
Efluente final	3	3.00	1.00	0.04	0.08	1.61	-2.95	4.95

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	63.90	2	31.95	4.09	0.08	0.58	1.17	0.41
Within Groups	46.85	6	7.81					
Total	110.76	8	13.84					

TUKEY
HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	7.47	3	41.63
Efluente medio	3.47	3	5.15
Efluente final	1.00	3	0.08

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	4.00	1.61	2.48	-3.00	11.00	0.26	7.00	1.43	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	6.47	1.61	4.01	-0.53	13.47	0.07	7.00	2.31	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	2.47	1.61	1.53	-4.53	9.47	0.56	7.00	0.88	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 4

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	21.60	7.20	16.68	33.36	1.87	2.61	11.79
Efluente medio	3	16.20	5.40	9.64	19.28	1.87	0.81	9.99
Efluente final	3	10.20	3.40	5.32	10.64	1.87	-1.19	7.99

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	21.68	2	10.84	1.03	0.41	0.26	0.59	0.01
Within Groups	63.28	6	10.55					
Total	84.96	8	10.62					

TUKEY
HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	7.20	3	33.36
Efluente medio	5.40	3	19.28
Efluente final	3.40	3	10.64

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	1.8	1.87	0.96	-6.34	9.94	0.78	8.14	0.55	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	3.8	1.87	2.03	-4.34	11.94	0.38	8.14	1.17	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	2	1.87	1.07	-6.14	10.14	0.74	8.14	0.62	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 9. Análisis ANOVA, remoción de la PO₄³⁻ entre los diferentes experimentos

ANOVA: Efluente medio

Alpha 0.05

Group	Coun t	Sum	Mean	Varianc e	SS	Std Err	Lower	Upper
Experimento 1	3	94.54	31.51	367.89	735.79	9.65	9.25	53.78
Experimento 2	3	50.82	16.94	86.40	172.80	9.65	-5.32	39.20
Experimento 3	3	133.16	44.39	557.43	1114.85	9.65	22.13	66.65
Experimento 4	3	69.50	23.17	106.67	213.34	9.65	0.90	45.43

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	1268	3	422.59	1.51	0.28	0.36	0.71	0.11
Within Groups	2237	8	279.60					
Total	3505	11	318.60					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha 0.05

group	mean	n	ss
Experimento 1	31.51	3	735.79
Experimento 2	16.94	3	172.80
Experimento 3	44.39	3	1114.85
Experimento 4	23.17	3	213.34

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q- stat	lower	upper	p-value	mean- crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	14.58	9.65	1.51	-29.15	58.30	0.72	43.72	0.87	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	12.87	9.65	1.33	30.85	56.60	0.78	43.72	0.77	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	8.35	9.65	0.86	35.37	52.07	0.93	43.72	0.50	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	27.45	9.65	2.84	-16.27	71.17	0.26	43.72	1.64	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	6.23	9.65	0.65	37.50	49.95	0.97	43.72	0.37	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	21.22	9.65	2.20	22.50	64.94	0.45	43.72	1.27	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Efluente final

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Experimento 1	3	204.08	68.03	264.46	528.92	10.31	44.26	91.80
Experimento 2	3	104.33	34.78	293.74	587.48	10.31	11.01	58.55
Experimento 3	3	234.78	78.26	425.34	850.67	10.31	54.49	102.03
Experimento 4	3	150.54	50.18	291.48	582.96	10.31	26.41	73.95

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	3334	3	1111.33	3.49	0.07	0.57	1.08	0.38
Within Groups	2550	8	318.75					
Total	5884	11	534.91					

TUKEY HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Experimento 1	68.03	3	528.9
Experimento 2	34.78	3	587.5
Experimento 3	78.26	3	850.7
Experimento 4	50.18	3	583

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	33.25	10.31	3.23	-13.43	79.93	0.18	46.68	1.86	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	10.23	10.31	0.99	-36.45	56.92	0.89	46.68	0.57	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	17.85	10.31	1.73	-28.84	64.53	0.63	46.68	1.00	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	43.48	10.31	4.22	-3.20	90.17	0.07	46.68	2.44	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	15.40	10.31	1.49	-31.28	62.09	0.72	46.68	0.86	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	28.08	10.31	2.72	-18.60	74.77	0.29	46.68	1.57	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 10. Análisis ANOVA, comportamiento de los SST en el tren de tratamiento de lixiviados.

ANOVA: Experimento 1

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	0.36	0.12	0.01	0.01	0.04	0.02	0.22
Efluente medio	3	0.31	0.10	0.01	0.01	0.04	0.01	0.20
Efluente final	3	0.16	0.05	0.00	0.00	0.04	-0.04	0.15

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	0.01	2	3.61E-03	0.76	0.51	0.20	0.50	-0.06
Within Groups	0.03	6	4.76E-03					
Total	0.04	8	4.47E-03					

TUKEY
HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	0.12	3	0.012
Efluente medio	0.10	3	0.013
Efluente final	0.05	3	0.003

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	0.02	0.04	0.42	-0.156	0.189	0.95	0.1728	0.242	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	0.07	0.04	1.67	-0.106	0.239	0.5	0.1728	0.967	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	0.05	0.04	1.26	-0.123	0.223	0.67	0.1728	0.725	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 2

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	0.85	0.28	0.03	0.05	0.06	0.14	0.43
Efluente medio	3	0.31	0.10	2.03E-03	0.00	0.06	-0.04	0.25
Efluente final	3	0.30	0.10	1.90E-03	0.00	0.06	-0.04	0.24

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	0.07	2	0.03	3.26	0.11	0.52	1.04	0.33
Within Groups	0.06	6	0.01					
Total	0.13	8	0.02					

TUKEY HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	0.28	3	0.053
Efluente medio	0.10	3	0.004
Efluente final	0.10	3	0.004

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	0.2	0.1	3.1	-0.1	0.4	0.2	0.3	1.8	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	0.2	0.1	3.2	-0.1	0.4	0.1	0.3	1.8	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	0.0	0.1	0.1	-0.2	0.3	1.0	0.3	0.0	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 3

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	0.89	0.30	0.04	0.08	0.09	0.07	0.52
Efluente medio	3	0.43	0.14	0.02	0.04	0.09	-0.08	0.37
Efluente final	3	0.42	0.14	0.02	0.03	0.09	-0.09	0.37

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	0.05	2	0.02	0.94	0.44	0.24	0.56	-0.01
Within Groups	0.15	6	0.03					
Total	0.20	8	0.03					

TUKEY HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	0.30	3	0.08
Efluente medio	0.14	3	0.04
Efluente final	0.14	3	0.03

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	0.15	0.09	1.66	-0.25	0.55	0.51	0.40	0.96	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	0.16	0.09	1.69	-0.24	0.56	0.50	0.40	0.98	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	0.00	0.09	0.04	-0.40	0.40	1.00	0.40	0.02	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 4

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	1.12	0.37	0.14	0.28	0.16	-0.02	0.77
Efluente medio	3	0.87	0.29	0.06	0.11	0.16	-0.11	0.69
Efluente final	3	0.61	0.20	0.04	0.08	0.16	-0.19	0.60

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	0.04	2	0.02	0.28	0.77	0.08	0.30	-0.19
Within Groups	0.47	6	0.08					
Total	0.51	8	0.06					

TUKEY
HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	0.37	3	0.276
Efluente medio	0.29	3	0.111
Efluente final	0.20	3	0.084

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	0.08	0.16	0.51	-0.62	0.79	0.93	0.70	0.30	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	0.17	0.16	1.05	-0.53	0.87	0.75	0.70	0.61	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	0.09	0.16	0.54	-0.62	0.79	0.92	0.70	0.31	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 11. Análisis ANOVA, remoción de SST entre los diferentes experimentos.

ANOVA: Efluente medio

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Experimento 1	3	58.70	19.57	486.84	973.67	14.00	-12.72	51.85
Experimento 2	3	174.00	58.00	255.89	511.78	14.00	25.72	90.29
Experimento 3	3	152.07	50.69	979.69	1959.38	14.00	18.41	82.97
Experimento 4	3	41.25	13.75	629.69	1259.38	14.00	-18.53	46.03

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	4392	3	1463.96	2.49	0.13	0.48	0.91	0.27
Within Groups	4704	8	588.03					
Total	9096	11	826.92					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Experimento 1	19.57	3	973.7
Experimento 2	58.00	3	511.8
Experimento 3	50.69	3	1959
Experimento 4	13.75	3	1259

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	38.434	14	2.75	-24.97	101.84	0.28	63.41	1.58	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	31.123	14	2.22	-32.28	94.53	0.44	63.41	1.28	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	5.817	14	0.42	-57.59	69.22	0.99	63.41	0.24	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	7.3108	14	0.52	-56.10	70.72	0.98	63.41	0.30	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	44.251	14	3.16	-19.16	107.66	0.19	63.41	1.82	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	36.94	14	2.64	-26.47	100.35	0.31	63.41	1.52	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Efluente final

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Experimento 1	3	147.30	49.10	566.15	1132.30	11.32	22.99	75.21
Experimento 2	3	182.50	60.83	108.10	216.21	11.32	34.72	86.94
Experimento 3	3	155.45	51.82	746.62	1493.25	11.32	25.71	77.93
Experimento 4	3	133.33	44.44	117.59	235.19	11.32	18.33	70.55

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	428.1	3	142.71	0.37	0.78	0.12	0.35	-0.19
Within Groups	3077	8	384.62					
Total	3505	11	318.64					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Experimento 1	49.10	3	1132
Experimento 2	60.83	3	216.2
Experimento 3	51.82	3	1493
Experimento 4	44.44	3	235.2

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	11.731	11.32	1.04	-39.55	63.01	0.88	51.28	0.60	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	2.716	11.32	0.24	-48.56	54.00	1.00	51.28	0.14	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	4.6569	11.32	0.41	-46.62	55.94	0.99	51.28	0.24	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	9.0148	11.32	0.80	-42.27	60.30	0.94	51.28	0.46	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	16.388	11.32	1.45	-34.89	67.67	0.74	51.28	0.84	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	7.3729	11.32	0.65	-43.91	58.65	0.97	51.28	0.38	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 12. Análisis ANOVA, comportamiento de los SSV en el tren de tratamiento de lixiviados.

ANOVA: Experimento 1

Alpha

0.05

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	0.23	0.08	9.33E-04	1.87E-03	0.02	0.04	0.12
Efluente medio	3	0.18	0.06	7.00E-04	1.40E-03	0.02	0.02	0.10
Efluente final	3	0.11	0.04	6.33E-04	1.27E-03	0.02	-2.17E-03	0.08

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	0	2	1.21E-03	1.60	0.28	0.35	0.73	0.12
Within Groups	0	6	7.56E-04					
Total	0.01	8	8.69E-04					

TUKEY

HSD/KRAMER

alpha

0.05

group	mean	n	ss
Influente	0.08	3	0.002
Efluente medio	0.06	3	0.001
Efluente final	0.04	3	0.001

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	0.02	0.016	1.05	-0.052	0.09	0.75	0.069	0.61	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	0.04	0.016	2.521	-0.029	0.11	0.25	0.069	1.46	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	0.02	0.016	1.47	-0.046	0.09	0.58	0.069	0.85	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 2

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	0.55	0.18	1.24E-02	0.02	0.04	0.07	0.29
Efluente medio	3	0.25	0.08	1.43E-03	2.87E-03	0.04	-0.03	0.19
Efluente final	3	0.25	0.08	4.13E-03	0.01	0.04	-0.03	0.19

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	0.02	2	0.01	1.67	0.27	0.36	0.75	0.13
Within Groups	0.04	6	6E-03					
Total	0.06	8	7E-03					

TUKEY
HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	0.18	3	2.49E-02
Efluente medio	0.08	3	2.87E-03
Efluente final	0.08	3	8.27E-03

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	0.1	0.04	2.24	-0.09	0.29	0.32	0.19	1.29	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	0.1	0.04	2.24	-0.09	0.29	0.32	0.19	1.29	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	0	0.04	7E-13	-0.194	0.19	1	0.19	0	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 3

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	0.93	0.31	0.02	0.04	0.05	0.19	0.43
Efluente medio	3	0.27	0.09	3E-04	6E-04	0.05	-0.03	0.21
Efluente final	3	0.19	0.06	1.63E-03	3.27E-03	0.05	-0.06	0.18

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	0.11	2	0.05	7.49	0.02	0.71	1.58	0.59
Within Groups	0.04	6	0.01					
Total	0.15	8	0.02					

TUKEY HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	0.31	3	0.0402
Efluente medio	0.09	3	0.0006
Efluente final	0.06	3	0.00327

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	0.22	0.05	4.45	0.01	0.43	0.05	0.21	2.57	SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	0.25	0.05	4.99	0.03	0.46	0.03	0.21	2.88	SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	0.03	0.05	0.54	-0.19	0.24	0.92	0.21	0.31	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Experimento 4

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Influente	3	0.64	0.21	0.04	0.07	0.07	0.04	0.39
Efluente medio	3	0.44	0.15	0.01	0.02	0.07	-0.03	0.32
Efluente final	3	0.24	0.08	9.0E-04	1.8E-03	0.07	-0.09	0.25

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	0.03	2	0.01	0.89	0.46	0.23	0.55	-0.02
Within Groups	0.09	6	0.01					
Total	0.12	8	0.01					

TUKEY HSD/KRAMER alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Influente	0.21	3	0.07
Efluente medio	0.15	3	0.02
Efluente final	0.08	3	1.80E-03

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Influente	Efluente medio	0.07	0.07	0.95	-0.24	0.37	0.79	0.31	0.55	NO SIGNIFICATIVA
Influente	Efluente final	0.13	0.07	1.89	-0.17	0.44	0.43	0.31	1.09	NO SIGNIFICATIVA
Efluente medio	Efluente final	0.07	0.07	0.95	-0.24	0.37	0.79	0.31	0.55	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 13. Análisis ANOVA, remoción de SSV entre los diferentes experimentos.

ANOVA: Efluente medio

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Experimento 1	3	62.08	20.69	920.92	1841.84	16.27	-16.82	58.20
Experimento 2	3	149.17	49.72	615.44	1230.87	16.27	12.21	87.24
Experimento 3	3	185.40	61.80	928.23	1856.45	16.27	24.29	99.31
Experimento 4	3	62.77	20.92	710.80	1421.60	16.27	-16.59	58.43

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	3884	3	1294.67	1.63	0.26	0.38	0.74	0.14
Within Groups	6351	8	793.85					
Total	10235	11	930.43					

TUKEY

HSD/KRAMER alpha

0.05

group	mean	n	ss
Experimento 1	20.69	3	1842
Experimento 2	49.72	3	1231
Experimento 3	61.80	3	1856
Experimento 4	20.92	3	1422

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	29.03	16.3	1.78	-44.64	102.70	0.61	73.67	1.03	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	41.11	16.3	2.53	-32.57	114.78	0.35	73.67	1.46	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	0.231	16.3	0.01	-73.44	73.90	1.00	73.67	0.01	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	12.08	16.3	0.74	-61.60	85.75	0.95	73.67	0.43	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	28.8	16.3	1.77	-44.87	102.47	0.61	73.67	1.02	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	40.88	16.3	2.51	-32.80	114.55	0.35	73.67	1.45	NO SIGNIFICATIVA



ANOVA: Efluente final

Alpha **0.05**

Group	Count	Sum	Mean	Variance	SS	Std Err	Lower	Upper
Experimento 1	3	125.19	41.73	1821.98	3643.96	19.61	-3.49	86.95
Experimento 2	3	169.49	56.50	1177.35	2354.70	19.61	11.28	101.72
Experimento 3	3	211.11	70.37	1059.67	2119.34	19.61	25.15	115.59
Experimento 4	3	151.69	50.56	555.92	1111.84	19.61	5.34	95.79

Sources	SS	df	MS	F	P value	Eta-sq	RMSSE	Omega Sq
Between Groups	1302	3	434.05	0.38	0.77	0.12	0.35	-0.1848
Within Groups	9230	8	1153.73					
Total	10532	11	957.45					

TUKEY HSD/KRAMER

alpha **0.05**

group	mean	n	ss
Experimento 1	41.73	3	3644
Experimento 2	56.50	3	2355
Experimento 3	70.37	3	2119
Experimento 4	50.56	3	1112

Q TEST

group 1	group 2	mean	std err	q-stat	lower	upper	p-value	mean-crit	Cohen d	
Experimento 1	Experimento 2	14.77	19.6	0.75	-74.05	103.58	0.95	88.82	0.43	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 3	28.64	19.6	1.46	-60.18	117.46	0.74	88.82	0.84	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 1	Experimento 4	8.832	19.6	0.45	-79.98	97.65	0.99	88.82	0.26	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 3	13.87	19.6	0.71	-74.94	102.69	0.96	88.82	0.41	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 2	Experimento 4	5.934	19.6	0.30	-82.88	94.75	1.00	88.82	0.17	NO SIGNIFICATIVA
Experimento 3	Experimento 4	19.81	19.6	1.01	-69.01	108.62	0.89	88.82	0.58	NO SIGNIFICATIVA



Anexo 14. Análisis estadístico para el diseño experimental 1

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R^2	R^2 (ajustada)	F=CM/CME	F (0.05,g F,g E)	Error absoluto medio	
Modelo	54.74	2	k-1	27.37					
Residual	0.75	1	n-k	0.75					
Total de la correlación	55.49	3	n-1	18.00	0.99	0.96	36.45	49.50	0.43

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	5.32	3.12	
TRH (d)	7.25	8.37	6.31
Carga Orgánica (kg DQO m ⁻³ d ⁻¹)	0.98	1.69	



Anexo 15. Análisis estadístico para el diseño experimental 2

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	R^2	R^2 (ajustada)	F=CM/CME	F (0.05,glF,glE)	Error absoluto medio	
Modelo	2598.86	2	k-1	1299.43					
Residual	758.45	1	n-k	758.45					
Total de la correlación	3357.31	3	n-1	1119.00	0.77	0.32	1.71	49.50	13.77

Parámetros	b	Estadístico t	t de tablas
0	87.29	1.61	
TRH (d)	27.54	1.00	
Carga Orgánica (kg DQO m ⁻³ d ⁻¹)	-28.60	1.56	6.31



Anexo 16. Resultados obtenidos para las pruebas de toxicidad aguda utilizando alevines de *Danio rerio*, expuestos a lixiviados y cálculo de la CL_{50-72h} .

LIXIVIADO CRUDO		Número de organismos muertos por evento		
Concentraciones de prueba		Eventos de análisis		
		1	2	3
Control		0	0	0
[%] (v/v)	0.2	2	3	1
	0.4	7	12	9
	0.5	19	18	23
	0.7	30	30	30
CL₅₀		0.435	0.408	0.418
x		0.420		
D.S.		0.0137		
Cv		3.2475		

FENOL		Número de organismos muertos por evento		
Concentraciones de prueba		Eventos de análisis		
		1	2	3
Control		0	0	0
Concentración (mg L ⁻¹)	10	4	0	0
	20	9	4	8
	30	17	19	23
	40	21	25	25
CL₅₀		27.021	28.065	25.107
x		26.73		
D.S.		1.5002		
Cv		5.6121		



LIXIVIADO EXP. 1		Número de organismos muertos por evento		
Concentraciones de prueba		Eventos de análisis		
		1	2	3
Control		0	0	0
[%] (v/v)	30	0	0	0
	45	0	0	0
	60	0	0	0
	100	0	0	0
CL₅₀		0	0	0
x			0	
D.S.			0	
Cv			0	

LIXIVIADO EXP. 2		Número de organismos muertos por evento		
Concentraciones de prueba		Eventos de análisis		
		1	2	3
Control		0	0	0
[%] (v/v)	3	4	2	2
	5	7	8	10
	5.5	14	24	30
	6	30	30	30
CL₅₀		5.023	4.775	4.534
x			4.777	
D.S.			0.245	
Cv			5.118	



LIXIVIADO EXP. 3		Número de organismos muertos por evento		
Concentraciones de prueba		Eventos de análisis		
		1	2	3
Control		0	0	0
[%] (v/v)	30	0	0	0
	45	0	0	0
	60	0	0	0
	100	0	0	0
CL₅₀		0	0	0
x		0		
D.S.		0		
Cv		0		

LIXIVIADO EXP. 4		Número de organismos muertos por evento		
Concentraciones de prueba		Eventos de análisis		
		1	2	3
Control		0	0	1
[%] (v/v)	10	5	4	4
	25	19	11	12
	30	26	17	16
	45	30	30	30
CL₅₀		17.784	23.953	23.94
x		21.892		
D.S.		3.558		
Cv		16.252		