



EXPERIENCIAS DE TRATAMIENTOS NO CONVENCIONALES PARA AGUAS RESIDUALES

Compilación
Gloria Yaneth Flórez Yepes
Alejandro Rincón Santamaría
Vladimir Henao Céspedes



Universidad[®]
Católica
de Manizales

VICERRECTORÍA DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO TECNOLÓGICO

ce centro
editorial

CATALOGACIÓN EN LA FUENTE

Flórez Yepes, Gloria Yaneth

Experiencias de tratamientos no convencionales para aguas residuales / compiladores
Gloria Yaneth Flórez Yepes, Alejandro Rincón Santamaría, Vladimir Henao Céspedes.

Manizales : Centro Editorial Universidad Católica de Manizales, 2020.

253 páginas : ilustrado

Incluye referencias bibliográficas

ISBN 978-958-53191-3-4

1. Aguas residuales 2. Humedales artificiales 3. Aguas residuales - Tratamiento

CDD 628.1682

BIBLIOTECA UCM



Copyright©
UNIVERSIDAD CATÓLICA DE MANIZALES

Compilación: Gloria Yaneth Flórez Yepes · Alejandro Rincón Santamaría · Vladimir Henao Céspedes

Editor: Carlos Manuel Varón Castañeda

Corrección de estilo: Centro Editorial UCM

Diseño: Unidad de Marca UCM

Todos los derechos reservados. Ninguna parte de esta publicación puede ser reproducida, almacenada en sistema recuperable o transmitida en ninguna forma por medios electrónico, mecánico, fotocopia, grabación u otros, sin la previa autorización por escrito del Centro Editorial Universidad Católica de Manizales y de los autores. Los conceptos expresados de este documento son responsabilidad exclusiva de los autores y no necesariamente corresponden con los de la Universidad Católica de Manizales y da cumplimiento al Depósito Legal según lo establecido en la Ley 44 de 1993, los Decretos 460 del 16 de marzo de 1995, el 2150 de 1995, el 358 de 2000 y la Ley 1379 de 2010.

©Centro Editorial Universidad Católica de Manizales

Carrera 23 n.º 60-63

<http://www.ucm.edu.co/centro-editorial/>

centroeditorialucm@ucm.edu.co

Manizales - Caldas

Hecho en Manizales, Caldas · Colombia

CONTENIDO

Introducción	19
Capítulo 1. Aproximaciones a la relación entre desempeño y carga orgánica en humedales de flujo subsuperficial para tratamiento de agua residual doméstica	26
Proceso metodológico para analizar la relación entre desempeño y carga orgánica en humedales de flujo subsuperficial para tratamiento de agua residual doméstica	30
Dimensionamiento de humedales artificiales de flujo subsuperficial	32
Humedales de flujo subsuperficial	34
Análisis de remoción en humedal horizontal	35
Análisis de remoción en humedal vertical	39
Conclusiones	45
Referencias	46
Capítulo 2. Efecto del pasto Vetiver y la <i>Typha latifolia</i> en el tratamiento de agua residual doméstica en humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical en condiciones tropicales	56
Caso de estudio para el diseño e implementación de un sistema de humedales verticales a escala piloto que toman agua residual doméstica proveniente del filtro anaerobio	59

<i>Descripción del lugar de estudio</i>	59
<i>Sistema experimental</i>	60
<i>Captación de agua residual, bombeo, alimentación a los humedales y drenaje</i>	61
<i>Parámetros operacionales</i>	63
<i>Programa de monitoreo</i>	64
<i>Características de caudal y concentración del flujo de entrada a los humedales</i>	65
<i>Crecimiento y evolución de las plantas</i>	68
<i>Desempeño general</i>	69
<i>Remoción de materia orgánica en forma de DBO</i>	71
<i>Remoción de sólidos suspendidos totales</i>	76
<i>Análisis de la remoción de sólidos disueltos</i>	80
<i>Análisis de la remoción de sólidos sedimentables</i>	81
<i>Análisis de la comparación de pH y SST con respecto a la normativa ambiental colombiana</i>	81
<i>Comparación entre humedales plantados y sin plantar</i>	82
Conclusiones	82
Referencias	83
Capítulo 3. Diseño de prototipos para humedales construidos de flujo subsuperficial	89
Generalidades de los humedales artificiales	89
Humedal construido de flujo subsuperficial vertical	92
Factores que afectan la eficiencia de remoción	93
Resumen de lineamientos para diseño de humedales de flujo subsuperficial vertical	97
Normativa para vertimientos de agua residual doméstica	101
Caso de estudio para la propuesta de un prototipo en la Fundación Niños de los Andes	105
Diseño de los prototipos	105
Discusión general sobre los prototipos	107

<i>Diseño para tanque de pulsos</i>	110
<i>Diseño para tanque de división</i>	110
<i>Diseño para los prototipos de FAFA</i>	113
<i>Profundidad de las capas</i>	114
<i>Diseño para los prototipos de humedal vertical</i>	116
<i>Recomendaciones para el tamaño del material filtrante</i>	118
<i>Diferenciación de los humedales</i>	119
<i>Definición de los pulsos</i>	121
<i>Detalles de las unidades</i>	122
<i>Detalles de la red de distribución</i>	122
<i>Detalles de la red de drenaje</i>	124
<i>Detalles de las plantas</i>	125
<i>Diseño del filtro percolador</i>	125
<i>Cálculo de caudales de aplicación para todo el sistema de prototipos</i>	125
<i>Definición de la DBO y DQO de entrada a los prototipos</i>	126
<i>Definición de la DBO de salida de los FAFA</i>	126
<i>Cálculo del caudal con base en los datos de los humedales</i>	126
<i>Cálculo del área mínima requerida para los FAFA</i>	127
<i>Resumen de datos de caudal y materia orgánica en los prototipos</i>	129
Conclusiones	130
Referencias	131

Capítulo 4. Tratamientos de lixiviados generados en rellenos sanitarios **140**

Composición y características de los lixiviados	143
Proceso metodológico para el caso de estudio del relleno sanitario La Esmeralda	145
<i>Fase 1: teórica-exploratoria</i>	145
<i>Fase 2: experimental</i>	147
<i>Proceso Fenton</i>	148
<i>pH inicial en la DQO después del tratamiento</i>	152
Resultados del proceso teórico exploratorio	153
<i>Tratamiento combinado con ARD</i>	153

<i>Recirculación</i>	155
<i>Lodos activados</i>	157
<i>Lagunas aireadas</i>	158
<i>Filtro percolador</i>	161
<i>Reactor discontinuo secuencial (SBR)</i>	162
<i>Humedales artificiales</i>	164
<i>Tratamientos biológicos anaerobios</i>	166
<i>Filtro anaerobio</i>	168
<i>Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB)</i>	169
<i>Anammox</i>	171
Tratamientos fisicoquímicos	172
<i>Evaporación</i>	173
<i>Coagulación- floculación</i>	175
<i>Precipitación química</i>	176
<i>Adsorción</i>	178
<i>Intercambio iónico</i>	180
<i>Oxidación química</i>	181
Tratamientos con membrana	184
<i>Microfiltración</i>	184
<i>Ultrafiltración</i>	186
<i>Nanofiltración</i>	187
<i>Ósmosis inversa</i>	189
Tratamiento combinado	191
Otros aspectos considerados en el análisis teórico-exploratorio	194
<i>Criterios para seleccionar el tratamiento</i>	194
<i>Otros criterios de selección</i>	194
<i>Cantidad y composición del lixiviado a tratar</i>	195
<i>Requerimientos para la descarga del lixiviado</i>	195
<i>Trenes de tratamiento basados en Fenton</i>	198
Resultados de la fase experimental en el relleno sanitario La Esmeralda	202
<i>Caracterización de lixiviado</i>	202
<i>Efecto del tiempo de reacción en la DQO después del tratamiento de la reacción de Fenton</i>	203

<i>Efecto de la relación H₂O₂: FeSO₄ en la DQO después del tratamiento de la reacción de Fenton</i>	205
<i>Efecto del pH inicial en la DQO después del tratamiento de la reacción de Fenton</i>	208
Conclusiones	211
Referencias	213

Capítulo 5. Sistema microalga-bacteria: efecto de la longitud de onda sobre la eficiencia de remoción de materia orgánica y nutrientes en agua residual doméstica sintética **230**

Agua residual municipal	234
Agua residual industrial	235
Aguas residuales agroindustriales	236
Proceso metodológico del sistema microalga-bacteria	238
<i>Aclimatación de inóculo microalga-bacteria</i>	238
<i>Características del agua residual</i>	238
Fase experimental	239
Métodos analíticos	240
Medición del desempeño del sistema microalga-bacteria	240
Dinámica de remoción de materia orgánica y nutrientes: sistema microalga-bacteria para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes	242
Sedimentabilidad del sistema microalga-bacteria	246
Conclusiones	247
Referencias	248

Lista de tablas

Tabla 1. Valores recomendados para el diseño de humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal.	33
Tabla 2. Parámetros para el diseño de humedal artificial de flujo subsuperficial vertical.	35
Tabla 3. Descripción de variables del estudio.	64
Tabla 4. Métodos utilizados para el análisis del agua residual.	65
Tabla 5. Características fisicoquímicas del agua residual a ser tratada por los humedales.	66
Tabla 6. Datos de carga orgánica superficial aplicada y carga hidráulica superficial aplicada para los humedales del presente estudio y humedales de estudios de otros autores.	67
Tabla 7. Crecimiento y adaptación de las plantas al medio.	68
Tabla 8. Composición promedio del afluente y efluente de las unidades de tratamiento.	69
Tabla 9. Prueba F con ANNOVA, para análisis de diferencia significativa, para porcentaje de remoción de oxígeno disuelto correspondientes a humedal control, humedal Vetiver y humedal con Enea.	70
Tabla 10. Comparación de remoción de materia orgánica, incluye datos del presente estudio y datos de estudios similares.	73
Tabla 11. Prueba F con ANNOVA, para análisis de diferencia significativa, para porcentaje de remoción de DBO5 correspondientes a humedal control, humedal Vetiver y humedal con Enea.	75
Tabla 12. Remoción de SST.	77
Tabla 13. Prueba F con ANNOVA, para análisis de diferencia significativa, para porcentaje de remoción de SST.	78
Tabla 14. Datos de remoción de SST para humedales verticales de distintos estudios.	79
Tabla 15. Resumen de lineamientos para diseño de humedales de flujo subsuperficial vertical	97

Tabla 16. Límites de parámetros para los vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas, soluciones individuales de saneamiento	101
Tabla 17. Datos considerados en efluente de tanque séptico	105
Tabla 18. Parámetros definidos para los prototipos de humedal vertical.	117
Tabla 19. Profundidad de las capas	118
Tabla 20. Orden de las capas	118
Tabla 21. Diferencia entre los cuatro tipos de humedal	119
Tabla 22. Resumen de datos de caudal y materia orgánica en los prototipos.	129
Tabla 23. Clasificación de los lixiviados conforme a la edad y la relación DBO5/DQO.	142
Tabla 24. Tratamientos revisados.	146
Tabla 25. Relación H ₂ O ₂ : FeSO ₄ y dosis de H ₂ O ₂ y FeSO ₄ .	151
Tabla 26. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes del tratamiento combinado con aguas residuales domésticas.	154
Tabla 27. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de la recirculación de lixiviados.	156
Tabla 28. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de lodos activados.	157
Tabla 29. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de lagunas aireadas.	159
Tabla 30. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes del filtro percolador.	161
Tabla 31. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes del SBR.	163
Tabla 32. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de los humedales artificiales.	164
Tabla 33. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de este tratamiento.	166
Tabla 34. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes del filtro anaerobio.	168
Tabla 35. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento.	170

Tabla 36. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento.	172
Tabla 37. Porcentajes de remoción de contaminantes de la evaporación.	174
Tabla 38. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento.	175
Tabla 39. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento.	176
Tabla 40. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento.	178
Tabla 41. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento.	180
Tabla 42. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento.	182
Tabla 43. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento.	184
Tabla 44. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento.	186
Tabla 45. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento.	188
Tabla 46. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento.	190
Tabla 47. Relación DBO/DQO y porcentajes de remoción de contaminantes de la combinación de tratamientos físicoquímicos.	191
Tabla 48. Relación DBO/DQO y porcentajes de remoción de contaminantes de la combinación de tratamientos biológicos.	192
Tabla 49. Relación DBO/DQO y porcentajes de remoción de contaminantes de la combinación de tratamientos físicoquímicos y biológicos.	193
Tabla 50. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes del proceso Fenton.	199
Tabla 51. Resultado de los análisis sobre el lixiviado estabilizado.	203
Tabla 52. Datos obtenidos de la DQO y el % de remoción de este contaminante en las muestras a diferentes tiempos de reacción.	204

Tabla 53. Datos obtenidos de la DQO y el % de remoción de este contaminante en las muestras a diferente dosis de H ₂ O ₂ y relación H ₂ O ₂ : FeSO ₄ .	206
Tabla 54. Datos obtenidos de la DQO y el % de remoción de este contaminante en las muestras a diferente pH de la reacción.	209
Tabla 55. Características fisicoquímicas del agua residual sintética empleada en aclimatación y pruebas experimentales.	239
Tabla 56. Parámetros fisicoquímicos de seguimiento al sistema microalga-bacteria	241
Tabla 57. Valores de velocidad de sedimentación del sistema microalga-bacteria bajo las condiciones planteadas en el experimento N/P(2 y 11), longitud de onda (azul, roja)	247

Lista de figuras

Figura 1. Desempeño en función de carga orgánica superficial aplicada, en humedales de flujo subsuperficial horizontal	37
Figura 2. Relación de DBO5 efluente como función de carga orgánica superficial aplicada, en humedales de flujo subsuperficial horizontal	38
Figura 3. DBO5 efluente como función de carga orgánica superficial aplicada, y remoción de carga como función de carga orgánica superficial aplicada, en humedales de flujo subsuperficial horizontal	39
Figura 4. Desempeño en función de carga orgánica superficial aplicada, en humedales de flujo subsuperficial vertical	41
Figura 5. Relación de remoción de DBO [%] como función de carga orgánica superficial aplicada, en humedales de flujo subsuperficial vertical	42
Figura 6. Parámetros de desempeño en función de la carga orgánica superficial aplicada, para un humedal de flujo subsuperficial vertical	43
Figura 7. Desempeño según carga hidráulica aplicada en humedales de flujo subsuperficial vertical	44
Figura 8. Composición lecho filtrante unidades experimentales	61
Figura 9. Diseño sistema piloto de humedales SSF-V	62
Figura 10. Vista lateral diseño sistema piloto de humedales SSF-V	63

Figura 11. Comportamiento de la concentración de DBO5 (mg/l) en el tiempo	71
Figura 12. Evolución de la remoción de materia orgánica en forma de DBO5 en el tiempo	72
Figura 13. Remoción promedio de DBO5	72
Figura 14. Comportamiento de la concentración de SST (mg/l) en el tiempo	76
Figura 15. Evolución de la remoción de SST en el tiempo	76
Figura 16. Remoción promedio de SST	77
Figura 17. Comportamiento de la concentración de SST (mg/l) en el tiempo	80
Figura 18. Sistema de tratamiento a escala piloto FAFA+ HFV, vista isométrica	106
Figura 19. Sistema de tratamiento a escala piloto FAFA+ HFV vista planta	106
Figura 20. Sistema de bombeo ubicado en el pozo séptico	108
Figura 21. Detalle del sistema de bombeo	109
Figura 22. Tanque de pulsos	110
Figura 23. Tanque de división caudal (vista planta)	111
Figura 24. Detalle del tanque de división caudal (vista frontal)	111
Figura 25. Detalle del tanque división caudal (vista lateral)	112
Figura 26. Detalle del tanque división caudal (vista isométrica)	112
Figura 27. FAFA (vista planta)	114
Figura 28. FAFA (vista isométrica)	115
Figura 29. Red hidráulica FAFA (vista planta)	115
Figura 30. Red hidráulica FAFA (corte transversal)	116
Figura 31. Configuración de humedales	119
Figura 32. Esquema de sistema de humedales artificiales	122
Figura 33. Configuración de la red hidráulica del sistema de humedales	123
Figura 34. Red hidráulica de distribución de humedales (vista en planta)	123
Figura 35. Red hidráulica de drenaje de humedales (vista en planta)	124
Figura 36. Red hidráulica de humedales	124
Figura 37. Diagrama de flujo de la metodología experimental	147
Figura 38. Diagrama de flujo de la caracterización del lixiviado	148
Figura 39. Diagrama de flujo del proceso Fenton	149
Figura 40. Trenes de tratamiento de lixiviados basados en el proceso Fenton	198
Figura 41. Muestras del lixiviado estabilizado recolectado	202
Figura 42. DQO vs. tiempo de reacción	204

Figura 43. DQO vs. relación H ₂ O ₂ : FeSO ₄ . pH inicial = 3	207
Figura 44. Porcentaje de remoción de DQO vs. relación H ₂ O ₂ :FeSO ₄ . pH inicial = 3	207
Figura 45. DQO vs. pH de reacción	209
Figura 46. Muestras a diferentes valores de pH iniciales en la etapa de oxidación	210
Figura 47. Muestras a diferentes valores de pH iniciales en la etapa de sedimentación	211
Figura 48. Esquema de las interacciones mutualistas entre microalga-bacteria para el tratamiento de aguas residuales	232
Figura 49. Dinámica de generación de SST en el sistema microalga-bacteria a diferentes condiciones de N/P y longitudes de onda correspondiente a luz roja y azul	242
Figura 50. Dinámica de remoción de DQO en el sistema microalga-bacteria a diferentes condiciones de N/P y longitudes de onda correspondiente a luz roja y azul	243
Figura 51. Dinámica de remoción de N-NH ₄ ⁺ en el sistema microalga-bacteria a diferentes condiciones de N/P y longitudes de onda correspondiente a luz roja y azul	244
Figura 52. Dinámica de producción de N-NO ₃ ⁻ en el sistema microalga- bacteria a diferentes condiciones de N/P y longitudes de onda correspondiente a luz roja y azul	245
Figura 53. Dinámica de remoción de P-PO ₄ ³⁻ en el sistema microalga- bacteria a diferentes condiciones de N/P y longitudes de onda correspondiente a luz roja y azul	246

Anexos

Anexo 1. Datos de los humedales de flujo subsuperficial horizontal	53
Anexo 2. Datos de humedales de flujo subsuperficial vertical	55
Anexo 3. Materiales del sistema piloto	138

Tabla de abreviaturas

Abreviatura	Significado
ABR	Reactor anaerobio de bafles
AGV	Ácidos grasos volátiles
Anammox	Anerobic Ammonium Oxidation
AOLR	Carga orgánica superficial aplicada (para el caso de humedales)
A _s	Área superficial del humedal, o superficie
ASBR	Reactor discontinuo secuencial anaerobio
A2/O	Anaeróbico-anóxico-aeróbico
AOX	Compuestos orgánicos halogenados
CHS	Carga hidráulica superficial aplicada
CO	Carga orgánica aplicada (para el caso de FAFA)
CO ₂	Dióxido de carbono
COT	Carbono orgánico total
cm ³	Centímetros cúbicos
C°	Grado Celsius
CW	Humedales construidos
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
DBO5	Demanda biológica de oxígeno después de cinco días
DNP	Departamento Nacional de Planeación
d	Día
EPS	Sustancias poliméricas extracelulares

EMAS	Empresa Metropolitana de Aseo S.A. E.S.P.
FAFA	Filtro anaerobio de flujo ascendente
g	Gramos
HRAP	High Rate Algal Ponds
HAP	Hidrocarburos aromáticos policíclicos
h	Hora
Hm ²	Hectómetro cuadrado
Kg	Kilogramos
L	Litro
MABA	Agregados microalga-bacteria
MOFBD	Materia orgánica fácilmente biodegradable
MF	Microfiltración
MAP	Fosfato de magnesio y amonio
m ²	Metros cuadrados
m ³	Metros cúbicos
mg	Miligramo
min	Minuto
NF	Nanofiltración
N	Nitrógeno
N/P	Nitrógeno y fósforo óptimo
N-NH ₄	Nitrógeno amoniacal
NO ₂ ⁻	Nitritos
NO ₃ ⁻	Nitratos

NTK	Nitrógeno total Kjeldahl
NTotal	Nitrógeno total
OI	Ósmosis inversa
O ²	Oxígeno
OD	Oxígeno disuelto
pH	Potencial de hidrogeniones
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
P	Fósforo
P-(PO ₄) ³	Fósforo como fosfatos
PTotal	Fósforo Total
%	Porcentaje
Q	Caudal
RSM	Residuos sólidos municipales
RSU	Residuos sólidos urbanos
rpm	Revoluciones por minuto
SS	Sólidos suspendidos
SSF	Sólidos suspendidos fijos
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SBR	Reactor discontinuo secuencial
SSF-H	Humedales de flujo subsuperficial, horizontal
SSF-V o HFV	Humedales de flujo subsuperficial vertical
SSFCW	Humedales de flujo subsuperficial

T	Tiempo de residencia hidráulico
TRH	Tiempo de retención hidráulica
UASB	Reactor anaerobio de flujo ascendente
UF	Ultrafiltración
W	Vatio

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales son efluentes líquidos altamente contaminantes producto de diferentes procesos y actividades domésticas e industriales que causan impactos ambientales al recurso hídrico y suelo, en caso de no ser dispuestos adecuadamente. Así mismo, representan una amenaza para los seres vivos debido a su alta toxicidad. Las propiedades físicas y químicas del agua del cuerpo receptor, el cual es aprovechado para consumo humano y diferentes sistemas productivos, dependen de la naturaleza de las aguas residuales y los tratamientos utilizados para su depuración.

Según la Organización Mundial de la Salud - OMS (2020),

La escasez cada vez mayor de las aguas dulces debido al crecimiento demográfico, a la urbanización y, probablemente, a los cambios climáticos, ha dado lugar al uso creciente de aguas residuales para la agricultura, la acuicultura, la recarga de aguas subterráneas y otras áreas. (párr. 1)

En este orden de ideas, se han desarrollado tecnologías y tratamientos convencionales

y no convencionales, los cuales poseen una efectividad particular, en función de su origen y del sector que va a dar uso a las aguas residuales.

Los tratamientos convencionales de aguas residuales como coagulación, floculación, desinfección, filtración y ozonización han sido empleados para evitar afectación a las comunidades y a los ecosistemas y en un caso específico, para que el agua pueda ser reutilizada en el riego agrícola (Veliz *et al.*, 2016). Para determinar la viabilidad de recirculación de aguas en los sectores industriales, se han tenido en cuenta criterios de abastecimiento de agua, parámetros mínimos de calidad para procesos productivos y secundarios, los tratamientos de aguas residuales empleados y la caracterización de los efluentes (Ríos *et al.*, 2011).

Según Sánchez y García (2018), en las zonas rurales de América Latina y el Caribe el tratamiento de las aguas residuales es del 34% (de acuerdo con la UNESCO en un informe del año 2017) utilizando las fosas sépticas o pozos sépticos como tratamiento

primario. Frente a dicho tratamiento, dichos autores indican que es necesario realizar un proceso previo, en este caso la oxidación avanzada, con el fin de aumentar el índice de biodegradabilidad de los efluentes que presentan una combinación entre aguas residuales domésticas y aguas residuales industriales sin un tratamiento anterior, toda vez que las fosas sépticas presentan inconvenientes al depurar altas cargas contaminantes. Por su parte, el Estudio Nacional del Agua del año 2018, tiene un reporte de 352 municipios en Colombia con plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) convencionales, 31 más que el año 2014, sin embargo, no reporta cuántos municipios cuentan con sistemas primarios, secundarios o terciarios específicamente. En estos sistemas se trata los vertimientos y descargas puntuales y difusas de acuerdo con los diferentes usos del agua en las cuencas hidrográficas (Ideam, 2019). Según el DNP (2020), en Colombia solo el 42% de las aguas residuales urbanas son tratadas. Por esto, y de acuerdo con la Agenda 2030 sobre los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), se espera el 68% de tratamiento bajo el enfoque de economía circular a través de una política pública.

Para que los tratamientos como la oxidación avanzada o la filtración por membranas sean más efectivos, Rubio *et al.* (2013) proponen que sean empleados en conjunto con tratamientos biológicos. Sin embargo, reconocen que son insuficientes para depurar contaminantes orgánicos emergentes (COE), tales como las sustancias bioacumulables, persistentes y tóxicas, debido a su complejidad y alto riesgo para los seres vivos. En Colombia se han llevado a cabo estudios alrededor de los COE o microcontaminantes que llegan a las fuentes hídricas por diversas razones. Jiménez-Bambague *et al.* (2020) realizaron una investigación denominada “Eliminación de compuestos farmacéuticos presentes en el agua residual doméstica mediante un tratamiento primario avanzado” en la PTAR que tiene como fuente receptora el Río Cauca en Cali (Colombia). En los resultados se evidenció una eficiencia de eliminación inferior a 30% en la mayoría de los compuestos analizados, dentro de los cuales los analgésicos y los antiinflamatorios ostentaron mejor eficiencia. Dos años antes también se realizó una investigación similar en la misma zona de estudio, en la cual se identificó que los compuestos “CBZ-Diol, ibuprofeno, gemfibrozilo, naproxeno, paracetamol, sulfametoxazol, las estronas, 4-INF y BPA, son prioritarios por su presencia y concentración” en el río Cauca (Madera-Parra *et al.*, 2018, p. 484).

Debido a las limitaciones para tratar contaminantes, se han propuesto tratamientos no convencionales para depurar las aguas residuales domésticas e industriales. Un ejemplo son los tratamientos biológicos, los cuales, en un inicio, eran empleados para eliminar la materia orgánica de las aguas residuales; sin embargo, migraron a la oxidación de nitrógeno amoniacal y a la eliminación de fósforo (Ferrer *et al.*, 2018).

Otro tratamiento es realizado con las macrófitas flotantes, las cuales han sido ampliamente utilizadas para la remoción de contaminantes provenientes de aguas residuales tanto domésticas como industriales, conociéndose este proceso como fitorremediación. Se ha facilitado su uso en zonas rurales debido al bajo costo de instalación y al bajo consumo energético, en comparación con otros sistemas de tratamiento (Martelo y Lara, 2012). Por otro lado, las microalgas son de gran interés biotecnológico y comercial toda vez que son un sistema que, por su capacidad de habitar diferentes ambientes acuáticos y latitudinales, se convierten en la solución en términos de alimento, producción de biocombustible y depuración de aguas residuales, entre otros (Colorado *et al.*, 2013).

Recientemente, las soluciones con base en la naturaleza (NBS por sus siglas en inglés) han tomado mucha fuerza para dar frente a problemáticas ecológicas, sociales y económicas. De acuerdo a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus iniciales en inglés) definen las NBS como “acciones para proteger, manejar sosteniblemente y restaurar ecosistemas naturales o modificados, que abordan retos sociales efectiva y adaptadamente, simultáneamente proporcionando beneficios para los seres humanos y la biodiversidad” (IUCN, s.f. p. 1).

De acuerdo con lo anterior, ciudades de Europa han abordado el manejo de las aguas residuales urbanas desde las NBS, a partir de tres enfoques: manejo de aguas lluvias, nexo agua-alimento-energía y el control de la contaminación hídrica. Teniendo como base la revisión de diferentes estudios y proyectos, se han construido humedales artificiales para manejo de aguas provenientes del sector residencial, energético, agrícola y forestal con el fin de remover nutrientes y contaminantes a través de las raíces de las plantas (Oral *et al.*, 2020).

El grupo de investigación de la Universidad Católica de Manizales encargado de liderar esta compilación ha contribuido a la discusión de los tratamientos de aguas residuales domésticas e industriales, tanto convencionales como no convencionales. En este caso, este libro tiene como finalidad compilar resultados de diferentes procesos investigativos de los docentes realizados a partir de tratamientos no convencionales.

En cada capítulo se presenta un método diferente de tratamiento: utilización de pasto Vetiver, humedales artificiales subsuperficiales, tratamientos de lixiviados y tratamientos con microalga-bacteria, en los que se hace una descripción general del método, así como una descripción del proceso metodológico, los resultados y las conclusiones.

En el primer capítulo se hace referencia al desempeño *versus* remoción de carga orgánica en humedales artificiales subsuperficiales horizontales y verticales para agua residual doméstica en el que se parte de un contexto teórico para profundizar en algunos casos de tratamientos en el departamento de Risaralda, en este se tienen en cuenta tratamientos con humedales de flujo subsuperficial tanto horizontal como vertical.

En el segundo capítulo se realiza una descripción del efecto del pasto Vetiver y la *Typha latifolia* para la depuración de aguas residuales domésticas en humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical en condiciones tropicales. Se hace un recorrido teórico de la utilización de diferentes macrófitas para el tratamiento del agua residual; así mismo, se plantea un caso de estudio realizado en la Fundación Niños de los Andes, ubicada en el municipio de Manizales, donde los investigadores realizaron un análisis de la respuesta de este tipo de humedales.

El tercer capítulo ilustra el diseño de prototipos para humedales construidos de flujo subsuperficial, igualmente se hace un recorrido teórico de los tipos de humedales y los diferentes prototipos para culminar en un diseño propio de los investigadores, basados en la toma de datos de una situación real.

El cuarto capítulo habla sobre tratamientos de lixiviados en rellenos sanitarios, en el que se hace inicialmente un recorrido teórico, para posteriormente entrar a un estudio de caso del relleno sanitario La Esmeralda, ubicado en el municipio de Chinchiná, Caldas. En este

capítulo se hizo una búsqueda minuciosa de las ventajas y desventajas de los diferentes tipos de tratamientos de lixiviados y posteriormente se describe el trabajo propio realizado por los investigadores.

El quinto capítulo está relacionado con el sistema microalga-bacteria, en el que a partir de un análisis teórico se plantea un estudio de caso experimental para el tratamiento de agua residual de la Universidad Católica de Manizales.

Dentro de las principales conclusiones se halló que los métodos avanzados para el tratamiento de agua residual han ido evolucionando. Las macrófitas han generado un gran aporte a dichos tratamientos, siendo el pasto Vetiver uno de los más estudiados en los últimos tiempos. La construcción de humedales artificiales genera remoción significativa de contaminantes y su eficiencia depende del tipo de humedal superficial vertical u horizontal, y también del área de construcción, generando una mayor eficiencia en aquellos cuya área es mayor. Frente a los lixiviados se concluye que, en general, los procesos biológicos tienen mejor respuesta para el tratamiento de DBO/DQO; los procesos fisicoquímicos tienen sobresaliente tendencia en la aplicación de lixiviados estandarizados, sin embargo, el método de microalga-bacteria se consideró muy eficiente logrando una remoción de más del 90%.

Referencias

- Rubio, A., Chica, E. y Peñuela, G. (2013). Procesos de tratamiento de aguas residuales para la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes. *Revista Ambiente & Agua*, 8(3), 93-103. <https://search.proquest.com/docview/1491064892?accountid=36216>
- Colorado, M., Moreno, D. y Pérez, J. (2013). Desarrollo, producción y beneficio ambiental de la producción de microalgas. La experiencia en la Guajira, Colombia. *Ambiente y Desarrollo*, 17(32), 113-126. <https://revistas.javeriana.edu.co/index.php/ambienteydesarrollo/article/view/6049>

- Departamento Nacional de Planeación - DNP (2020). Política "Economía Circular" en Agua Potable y Saneamiento. <https://www.coalicionaguacolombia.org/politica-economia-circular-en-agua-potable-y-saneamiento/>
- Ferrer, P. J., Seco, T. A. y Robles, M. Á. (2018). *Tratamientos biológicos de aguas residuales* (3.ª ed.). UPV.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - Ideam (2019). Estudio Nacional del Agua 2018. Bogotá: Ideam. Recuperado de <https://cta.org.co/descargables-biblionet/agua-y-medio-ambiente/Estudio-Nacional-del-Agua-2018.pdf?>
- Jiménez-Bambague, E. M., Madera-Parra, C. y Peña-Salamanca, E. (2020). Eliminación de compuestos farmacéuticos presentes en el agua residual doméstica mediante un tratamiento primario avanzado. *Ingeniería y Competitividad*, 22(1), 1-10. <https://doi.org/10.25100/iyc.v22i1.8794>
- Madera-Parra, C., Jiménez-Bambague, E., Toro-Vélez A., Lara-Borrero, J., Bedoya-Ríos D. y Duque-Pardo, V. (2018). Estudio exploratorio de la presencia de microcontaminantes en el ciclo urbano del agua en Colombia: caso de estudio Santiago de Cali. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(3), 475-487. doi: 10.20937/RICA.2018.34.03.10.
- Martelo, J. y Lara, J. (2012). Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales: Una revisión del estado del arte. *Ingeniería y Ciencia*, 8(15), 221-243. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4111241>
- Oral, H. V., Carvalho, P., Gajewska, M., Ursino, N., Masi, F., Hullebusch, E. D. van, ... Zimmermann, M. (2020). A review of nature-based solutions for urban water management in European circular cities: a critical assessment based on case studies and literature. *Blue-Green Systems*, 2(1), 112-136. <https://doi.org/10.2166/bgs.2020.932>
- Organización Mundial de la Salud - OMS (2020). Agua, saneamiento y salud. https://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/es/

- Ríos, J., Posada, J. y Uribe, J. (2011). Revisión e identificación de tratamientos para la determinación del potencial de recirculación de aguas residuales industriales. *Revista Investigaciones Aplicadas*, 5(2). 59-72. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5001681>
- Sánchez, R. y García, K. (2018). Tratamiento de aguas residuales con cargas industriales con oxidación avanzada en sistemas convencionales. *La Granja*, 27(1), 103-111. <http://scielo.senescyt.gob.ec/pdf/lgr/v27n1/1390-3799-lgr-27-01-000103.pdf>
- International Union for Conservation of Nature - IUCN (s. f.). Nature-based solutions. <https://www.iucn.org/commissions/commission-ecosystem-management/our-work/nature-based-solutions>
- Veliz, E., Llanes, J., Fernández, L. y Bataller, M. (2016). Coagulación-floculación, filtración y ozonización de agua residual para reutilización en riego agrícola. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 17-34. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v7n1/2007-2422-tca-7-01-00017.pdf>.

CAPÍTULO 1

APROXIMACIONES A LA RELACIÓN ENTRE DESEMPEÑO Y CARGA ORGÁNICA EN HUMEDALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL PARA TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA

Alejandro Rincón Santamaría
Gloria Yaneth Flórez Yepes
Ángela María Alzate Álvarez
Javier Mauricio Naranjo

En tratamiento de agua residual doméstica, los humedales construidos son adecuados como tratamiento terciario (Kadlec y Wallace, 2009) y se puede tener un menor requerimiento de área si se utiliza un eficiente tratamiento primario y secundario, previos al humedal (Hoffmann *et al.*, 2011; United States Environmental Protection Agency - Usepa, 2000). Una de las principales limitaciones para la utilización de humedales construidos es el requerimiento de grandes áreas de terreno (UN-Habitat, 2008). La remoción de contaminantes es llevada a cabo por procesos físicos, químicos y biológicos, que incluyen sedimentación, precipitación, adsorción sobre partículas sólidas, absorción por las plantas, y transformaciones microbiales (Brix, 1994). Para el tratamiento de agua residual doméstica se utilizan diferentes tipos de humedales y, por lo tanto, diferentes tipos de elementos para lograr una efectiva remoción. La clasificación de los humedales construidos incluye varias categorías (Alarcón *et al.*, 2019). Según el flujo, los humedales pueden ser de flujo

superficial o subsuperficial (Fadanelli *et al.*, 2019). En los humedales de flujo subsuperficial (SSFCW por sus siglas en inglés), conformados como se mencionó arriba por macrófitas emergentes, la dirección del flujo puede ser vertical u horizontal (Vymazal *et al.*, 1998; Langergraber *et al.*, 2009; Wu *et al.*, 2015; Fadanelli *et al.*, 2019), mientras que las plantas tienen los siguientes efectos:

- i) En la hidráulica, las plantas aumentan la evapotranspiración y disminuyen la dispersión del flujo.
- ii) En la eficiencia de remoción, las plantas aumentan la concentración de oxígeno disuelto y toman nutrientes, mientras las raíces proporcionan superficie para el desarrollo de los microorganismos (Langergraber *et al.*, 2009). En los SSFCW, los sólidos en suspensión son removidos mediante filtración debido al material filtrante (Lovera *et al.*, 2006).

Las plantas proporcionan superficie de adhesión y suministran oxígeno por medio de las raíces hacia el interior del humedal, favoreciendo al crecimiento de la biopelícula. Además, las raíces proporcionan carbono orgánico que contribuye a la desnitrificación (Saeed y Sun, 2017). Las diferentes partes de las plantas tienen un efecto o rol en los procesos de depuración de aguas contaminadas: la parte aérea de la planta, la parte sumergida de la planta, las raíces y los rizomas.

En este sentido, las raíces contribuyen en: i) la provisión de oxígeno, lo cual incrementa la degradación orgánica y la nitrificación; ii) la absorción de nutrientes. La parte sumergida de la planta contribuye en el efecto filtrante; provisión de área superficial para la adhesión de los microorganismos; provisión de oxígeno fotosintético; y absorción de nutrientes (Sundaravadivel y Vigneswaran, 2001; Brix, 1997).

Las macrófitas han sido conocidas por su habilidad en la asimilación de nutrientes y descomposición de materia orgánica, lo que las hace óptimas para el tratamiento de aguas residuales, inclusive, Existe evidencia de que las macrófitas pueden incluso, absorber sustancias radioactivas, como es el caso de la *Eleocharis dulcis*, en la cual se encontró que acumula grandes cantidades de uranio en sus raíces” (Martelo y Lara, 2012, p. 224). En el proceso de crecimiento de las macrófitas, estas absorben nutrientes, pero la principal función la cumplen las raíces, las cuales constituyen un excelente medio para la filtración

y adsorción de sólidos suspendidos; el desarrollo de las raíces depende tanto de la disponibilidad de nutrientes como de la demanda de nutrientes por parte de la planta. Otro aspecto importante, es que los tallos y las hojas cumplen la función de transferir el oxígeno desde la atmósfera, hasta el medio donde se encuentran las raíces, para facilitar el metabolismo y, por lo tanto, el tratamiento del agua residual (Delgadillo *et al.*, 2010).

Investigaciones como la de Reddy y DeBusk (1987) han demostrado, además, que la capacidad de depuración puede depender de la estacionalidad, por ejemplo, en época de verano la absorción de fósforo es más rápida que en época de invierno, estas variaciones pueden estar acompañadas de las variaciones fisiológicas de las plantas, ya que en verano aumenta la actividad de las plantas y por lo tanto su capacidad de tratamiento de diversos factores (Delgadillo *et al.*, 2010). Las plantas actúan como fitodepuradoras, esto es, las plantas hacen la fotosíntesis donde transforman la energía solar en un proceso metabólico para realizar funciones vitales, colaborando de esta manera con la depuración de contaminantes; algunas de las principales características que deben tener estas plantas son: capaces de crecer bajo diversas condiciones ambientales, fácil propagación, capaces de producir buena cantidad de biomasa, que crezcan bien en el agua, resistentes a la humedad, buen desarrollo radicular, que tengan rizomas, si estos atraviesan por el tallo verticalmente pueden transportar más oxígeno. Según Delgadillo *et al.* (2010), "en las plantas vasculares, los tejidos de conducción están asociados a células parenquimáticas y tejidos de sostén. Se agrupan en pequeños haces conductores, que son de dos clases" (p. 23), el xilema y el floema, el primero formado por vasos leñosos y el segundo por tubos cribosos que se encargan del transporte y transformación de los nutrientes.

En tratamiento de agua residual doméstica mediante humedales construidos, la remoción de contaminantes se debe principalmente a: i) la sedimentación, que se favorece con el tiempo de retención hidráulico; ii) la retención de sólidos suspendidos por acción filtrante del lecho; iii) la degradación por actividad biológica (Romero *et al.*, 2009; García y Corzo, 2008). En los humedales construidos (CW por sus siglas en inglés), la materia orgánica sedimentable es removida por filtración y sedimentación. La materia orgánica soluble es removida por degradación biológica, de manera aeróbica y anaeróbica, por microorganismos suspendidos y microorganismos adheridos. La adhesión de microorganismos ocurre sobre las raíces de las plantas y el material filtrante. La absorción de materia orgánica por las

macrófitas es despreciable en comparación con la degradación biológica (Vymazal *et al.*, 1998).

En particular, en humedales de flujo subsuperficial, los principales mecanismos de remoción de contaminantes son: sorción (adsorción), biodegradación, precipitación y absorción (absorción hacia el interior de la planta) (Gessner *et al.*, 2005).

En CW, teniendo en cuenta los mecanismos y procesos mencionados, la remoción de contaminantes depende de: concentración en el flujo de entrada, tiempo de retención hidráulico, dimensiones del humedal, porosidad y conductividad del medio, temperatura y pH, y especie de planta (Xuan *et al.*, 2010). En particular, el efecto de la carga orgánica es significativo, teniendo en cuenta que este involucra a su vez el caudal, la concentración en el flujo de entrada, y la superficie del humedal (Usepa, 2000).

En este capítulo se muestra un análisis de la relación entre desempeño y carga orgánica para humedales de flujo subsuperficial, horizontal (SSF-H) y vertical (SSF-V), para agua residual doméstica. Se consideran estudios experimentales realizados en Colombia, la mayoría de ellos en la ciudad de Pereira (Risaralda). Cuyo objetivo es inferir rangos de la carga orgánica superficial aplicada, que logren un adecuado nivel de remoción de DBO_5 , a nivel de Colombia. Se utilizan las expresiones de cálculo de carga orgánica superficial aplicada, remoción de carga y carga efluente. En los resultados para el caso de humedales SSF-H, se pudo observar la relación de DBO_5 efluente en función de carga orgánica superficial aplicada. Además, exceptuando un punto, se observó que se logran DBO_5 efluente menores a 30 mg/L para cargas menores a 40 $\text{gDBO}_5/(\text{m}^2\text{d})$ y DBO_5 afluente en el rango 14 a 650 mg/L. Para los humedales SSF-V, no se pudo encontrar una tendencia en la relación de DBO_5 efluente en función de carga orgánica; sin embargo, los datos muestran que se logran DBO_5 efluente menores a 30 mg/L para cargas menores a 35 $\text{gDBO}_5/(\text{m}^2\text{d})$ y DBO_5 afluente en el rango 67 a 247 mg/L. Se encontró que hay una relación entre la remoción de DBO_5 y la carga. La información obtenida permite definir datos de carga orgánica superficial para humedales de flujo subsuperficial en la región de cercanía de Pereira. Específicamente, se pudo observar que para humedales de flujo horizontal no se requieren cargas tan bajas como 6 a 8 $\text{gDBO}_5/(\text{m}^2\text{d})$, sino cargas más altas, por ejemplo, 14 a 15 $\text{gDBO}_5/(\text{m}^2\text{d})$ permiten obtener adecuados niveles de remoción. Cargas mayores podrían generar el riesgo de obstrucción.

El capítulo está distribuido, en una parte, relacionado con las generalidades y experiencias que se han realizado con flujos subsuperficiales y, seguido, se encuentra la metodología utilizada y los resultados y conclusiones.

Proceso metodológico para analizar la relación entre desempeño y carga orgánica en humedales de flujo subsuperficial para tratamiento de agua residual doméstica

En este estudio se consideraron humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal y humedales de flujo subsuperficial vertical, con el fin de realizar el tratamiento del agua residual doméstica; la gran mayoría de los humedales están localizados en Pereira, departamento de Risaralda (Colombia). Los datos base se encuentran especificados en los anexos 1 y 2.

Para el procedimiento, se utilizaron las expresiones de cálculo de carga orgánica superficial aplicada, remoción de carga y carga efluente, los cuales fueron graficados para representar el efecto de la carga orgánica superficial aplicada, sobre el nivel de remoción de DBO_5 . Estos se analizaron para establecer rangos de parámetros que generen adecuados niveles de remoción. Así mismo, se expresaron los lineamientos para definir características de estructura y operación de humedales de flujo subsuperficial.

Carga orgánica. La carga orgánica superficial aplicada se obtiene por la siguiente expresión (Usepa, 2000, pp. 86, 105, 115):

$$AOLR = \frac{Q \times C_o}{A_s}$$

Donde AOLR (siglas en inglés de carga orgánica superficial) es la carga orgánica superficial aplicada, Q es el caudal, A_s es el área superficial del humedal, o superficie y C_o es la concentración del contaminante en el flujo de entrada. Este término es conocido como carga másica específica de entrada (inlet mass loading, $g/(m^2 \cdot d)$) en la página 170 del libro de Kadlec y Wallace (2009):

$$m_i = \frac{Q_i \times C_i}{A} = q_i C_i$$

Donde m_i es la carga másica específica de entrada, para un contaminante dado, Q_i es el caudal del flujo de entrada, C_i es la concentración del contaminante en el flujo de entrada, q_i es la carga hidráulica aplicada, A es el área del humedal (dada por su ancho y largo).

Remoción de carga. La remoción de carga se calcula de la siguiente forma:

$$\text{Rem carga} = \frac{Q \times DBO_5|_{\text{afluente}} - Q \times DBO_5|_{\text{efluente}}}{A_s}$$

Donde

- Q es el caudal
- $DBO_5|_{\text{afluente}}$, $DBO_5|_{\text{efluente}}$ es la concentración de DBO_5 en el afluente y en el efluente, respectivamente.
- A_s es el área superficial del humedal, o superficie.

Carga efluente. La carga efluente se calcula de la siguiente forma:

$$\text{Carga efluente} = \frac{Q \times DBO_5|_{\text{efluente}}}{A_s}$$

Donde

- Q es el caudal,
- $DBO_5|_{\text{efluente}}$ es la concentración de DBO_5 en el efluente.
- A_s es el área superficial del humedal, o superficie.

Remoción de DBO_5 . La remoción de DBO_5 se calcula de la siguiente forma:

$$\text{Rem } DBO_5 [\text{mg/L}] = DBO_5|_{\text{afluente}} - DBO_5|_{\text{efluente}}$$

Remoción superficial de DBO_5 . La remoción superficial de DBO_5 se calcula de la siguiente forma:

$$\text{Rem Sup } DBO_5 [\text{mg}/(\text{Lm}^2)] = \frac{DBO_5|_{\text{afluente}} - DBO_5|_{\text{efluente}}}{A_s}$$

Dimensionamiento de humedales artificiales de flujo subsuperficial

En humedales de flujo subsuperficial horizontal, la DBO_5 es eliminada en su mayor parte en la entrada del humedal; y la carga orgánica superficial aplicada, en $(\text{kg } DBO_5)/(\text{ha} \times \text{día})$, que va en el flujo de entrada, es reducida en su mayor parte a la entrada del humedal (Lahora, 2003).

Los lineamientos basados en experiencias de Europa y Norteamérica, para humedales de flujo subsuperficial horizontal, proponen un límite de carga hidráulica de 2-30 mm/día, y un límite de carga orgánica aplicada de 6-10 $\text{g } DBO_5/(\text{m}^2 \times \text{día})$, como se puede ver de la tabla 1. Para países del trópico o de clima cálido en específico, es limitada la información de recomendaciones de carga orgánica aplicada. El límite de carga orgánica superficial, $OLR|_{\text{lim}}$, se define a partir de la tabla 1.

Tabla 1. Valores recomendados para el diseño de humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal

PARÁMETRO	VALOR	REFERENCIA
Límite en carga orgánica superficial aplicada [g/(m ² día)]	4-10 gDBO/(m ² d) (climas fríos, arena gruesa)	(Hoffmann et al., 2011, p. 23)
	8 gDBO/(m ² d) (estándar canadiense)	(Arroyave, 2010, p. 71)
	13,5 gDBO/(m ² d)	(Kivais, 2001, p. 554)
	6 gDBO/(m ² d) (para obtener efluente con 30 mg/L de DBO)	(Usepa, 2000, p. 108; García y Corso, 2008, p. 5, 61)
	15 gDBO/(m ² d)	(Vymazal et al., 1998, p. 34)
	16 gDQO/(m ² d) (climas fríos)	(Hoffmann et al., 2011, p. 23)
	6 -8 gDBO/(m ² d)	(Usepa, 1993)
Límite en sólidos suspendidos totales en el afluente del humedal	50 mg/L	(García y Corso, 2008, p. 12)
	100 mg/L	(Hoffmann et al., 2011, p. 19)
	20g SST /(m ² d) (para obtener efluente con SST≤30 mg/L)	(Usepa, 2000, p. 108)

Carga hidráulica superficial aplicada (CHS) [cm/d]	8-30 cm/d	(Arroyave, 2010, p. 93)
	0,2-3,0 cm/d	(Kivais, 2001, p. 554)
	6-8 cm/d (aguas grises)	(Hoffmann et al., 2011, p. 23)
	4 cm/d (agua residual doméstica)	(Hoffmann et al., 2011, p. 23)
	<5 cm/d (para humedal como tratamiento secundario)	(Vymazal et al., 1998, p. 34)
	<20 cm/d (para humedal como tratamiento terciario)	(Vymazal et al., 1998, p. 34)

Fuente: elaboración propia.

Humedales de flujo subsuperficial

En los humedales de flujo subsuperficial vertical, el flujo de agua se da por pulsos y en dirección vertical descendente. Esto implica que el lecho no está permanentemente saturado; por lo tanto, el oxígeno atmosférico llega hasta el sustrato, promoviendo la oxidación de materia orgánica y nitrificación (Bohórquez, 2015).

El humedal vertical, en comparación con el humedal horizontal, requiere menos área y por tanto menos tiempo de retención, o equivalentemente, el requerimiento de carga orgánica superficial aplicada es mayor. Incluso, el tiempo de retención del humedal vertical es aproximadamente la mitad del tiempo de retención del humedal horizontal.

Los pulsos de agua se generan de acuerdo a las siguientes opciones: i) bomba con gasto de energía eléctrica, ii) sifón autodescargante, sin gasto de energía eléctrica (Hoffmann et al., 2011; Morel y Diener, 2006).

Para diseño de humedales de flujo subsuperficial vertical, el límite de carga orgánica superficial aplicada, $OLR|_{lim}$, se puede definir a partir de la tabla 2.

Tabla 2. Parámetros para el diseño de humedal artificial de flujo subsuperficial vertical

PARÁMETRO	VALOR	REFERENCIA
Límite en carga orgánica superficial aplicada, en términos de DBO_5 [$\text{g}/(\text{m}^2\text{día})$]	30-35 $\text{gDBO}/(\text{m}^2\text{d})$ (climas cálidos)	(Hoffmann et al., 2011, p. 25)
	20-40 $\text{gDBO}/(\text{m}^2\text{d})$ (para obtener efluente con 30 mg/L de DBO)	(García y Corso, 2008, p. 77)
	18,75 $\text{gDBO}/(\text{m}^2\text{d})$ (para obtener 95% de remoción de DBO_5) (calculado con base en el lineamiento de 3,2 m^2/PE , usando $1\text{PE}=60\text{gDBO}/\text{día}$, de acuerdo con el trabajo de Brix y Arias, 2005a, p. 493)	(Brix y Arias, 2005a, p. 493)
	25-50 $\text{gDBO}/(\text{m}^2\text{d})$	(Bohórquez, 2015, p. 26)
Límite en carga orgánica superficial aplicada, en términos de DQO [$\text{g}/(\text{m}^2\text{día})$]	20 $\text{gDQO}/(\text{m}^2\text{d})$ (climas fríos)	(Hoffmann et al., 2011, p. 25)
	60-70 $\text{gDQO}/(\text{m}^2\text{d})$ (climas cálidos)	(Hoffmann et al., 2011, p. 25)
Límite en carga hidráulica superficial aplicada cm/d	20 cm/d	(Hoffmann et al., 2011)

Fuente: elaboración propia.

Análisis de remoción en humedal horizontal

La mayoría de recomendaciones dadas en la tabla 1 se han formulado para Estados Unidos y Europa, con base en experiencias realizadas y teniendo en cuenta que en dichas zonas

se presentan estaciones con épocas de baja temperatura y épocas de alta temperatura. Así, hacen falta recomendaciones para países tropicales como Colombia, que se basen en experiencias propias. Es importante mencionar que, para el caso de países tropicales, hay varios estudios de depuración de agua residual doméstica mediante humedales de flujo subsuperficial, con cuantificación de la remoción de DBO (ver García *et al.*, 2019; Bohórquez *et al.*, 2017; Bustillo-Lecompte *et al.*, 2016; Platzer *et al.*, 2016; Teixeira *et al.*, 2018; García *et al.*, 2013) o DQO (Caselles *et al.*, 2017, Casierra-Martínez *et al.*, 2017). Además, en Machado *et al.* (2017) hay una compilación de datos de eficiencia de remoción de varios humedales en Brasil. Específicamente, los estudios de Bohórquez *et al.* (2017), Bustillo-Lecompte *et al.* (2016), García *et al.* (2013), Caselles *et al.* (2017) y Casierra-Martínez *et al.* (2017) corresponden a Colombia. Sin embargo, hacen falta estudios que compilen y analicen los resultados de estas experiencias y, con base en ese análisis, den lugar a recomendaciones de este tipo.

Por tanto, en esta sección se grafican parámetros de remoción, como función de la carga orgánica superficial aplicada. El propósito es encontrar una tendencia que permita determinar la carga orgánica para cierto DBO_5 efluente requerida. Todos los trabajos analizados fueron realizados en Pereira, con el fin de generar una menor variabilidad de los datos y obtener otros que permitan el dimensionamiento de humedales para el Eje Cafetero. Se consideraron siete datos experimentales, que fueron obtenidos de los siguientes trabajos: Arroyave (2010) (fase 2, humedal 4 y fase 1, humedal 4); García (2010); Londoño y Marín (2009) (humedales 1, 2 y 3); Marín y Correa (2010).

Se tomaron datos de caudal, área, DBO_5 afluente, DBO_5 efluente, de estudios la mayoría de ellos realizados en Pereira. En el anexo 1 se muestran estos datos. Los parámetros remoción de DBO [mg/L], remoción de DBO [%], remoción superficial de DBO [mg/(Lm²)], remoción de carga [g DBO_5 /(m²d)], carga efluente [g DBO_5 /(m²d)] y carga superficial aplicada [g DBO_5 /(m²d)] fueron calculados de la siguiente manera: i) se tomaron los datos de DBO_5 en afluente, datos de DBO_5 en efluente, datos de caudal y área dados por los estudios mencionados; ii) se calcularon remoción de DBO [mg/L], remoción de DBO [%], remoción superficial de DBO [mg/(Lm²)], remoción de carga [g DBO_5 /(m²d)], carga efluente [g DBO_5 /(m²d)] y carga superficial aplicada [g DBO_5 /(m²d)], utilizando las fórmulas respectivas de estos parámetros y el software Matlab.

La figura 1 indica los valores de DBO_5 en el efluente, porcentaje de remoción de DBO_5 , y carga en efluente, para valores de carga orgánica superficial aplicada. Este tipo de figuras contribuye a la definición del límite de carga orgánica que se requiere para obtener cierto valor de DBO_5 efluente. Sin embargo, en la figura 1 no se encuentra una tendencia clara. Se puede ver que hay dos trabajos que presentan una carga superior a $0 \text{ gDBO}_5/(\text{m}^2\text{d})$, y uno de ellos presenta una carga mayor a $30 \text{ gDBO}_5/(\text{m}^2\text{d})$, de modo que están sobrecargados y con riesgo de obstrucción prematura del humedal.

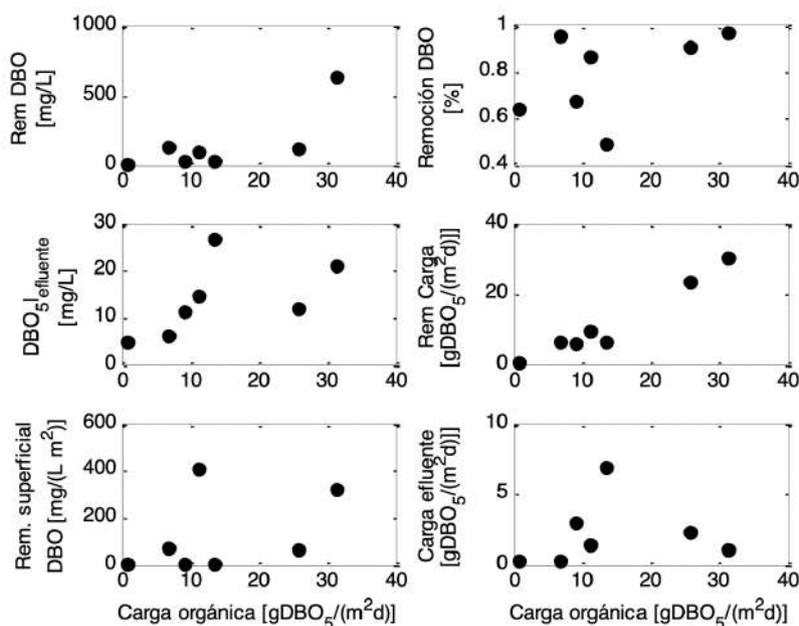


Figura 1. Desempeño en función de carga orgánica superficial aplicada, en humedales de flujo subsuperficial horizontal

Fuente: elaboración propia.

La figura 2 muestra la relación de DBO_5 efluente como función de carga orgánica, incluidos un ajuste lineal y una delimitación de regiones de DBO_5 efluente. Se puede ver que: i) para

cargas hasta $32 \text{ gDBO}_5/(\text{m}^2\text{d})$, se obtienen efluentes con DBO_5 inferiores a 30 mg/L , ii) para cargas hasta $20 \text{ gDBO}_5/(\text{m}^2\text{d})$, con excepción de un punto, se obtienen efluentes con DBO_5 inferiores a 20 mg/L . Estos valores de carga son mucho mayores que el valor de $6 \text{ gDBO}_5/(\text{m}^2\text{d})$ que se había identificado en el documento de la Usepa (2000). Por tanto, para lograr un efluente con 30 mg/L de DBO_5 , se puede utilizar una carga de $13\text{-}15 \text{ gDBO}_5/(\text{m}^2\text{d})$, y no se tendría que utilizar el valor de $6 \text{ gDBO}_5/(\text{m}^2\text{d})$ recomendado por Usepa (2000).

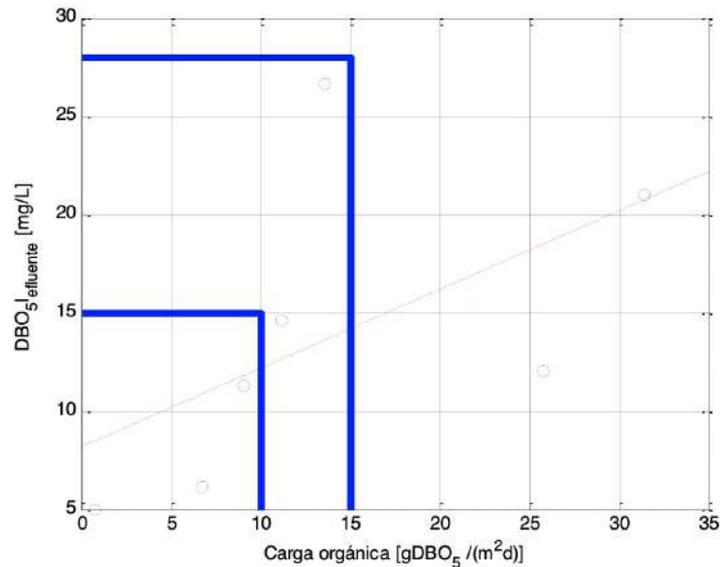


Figura 2. Relación de DBO_5 efluente como función de carga orgánica superficial aplicada, en humedales de flujo subsuperficial horizontal

Fuente: elaboración propia.

Teniendo en cuenta que la remoción como función de la carga orgánica presenta una alta variabilidad para distintos sitios, en la figura 3 se grafica la DBO_5 efluente como función de carga orgánica, para dos casos específicos: los trabajos de Arroyave (2010) y de Londoño y Marín (2009). Como se puede ver, se obtiene una relación monótonicamente ascendente en ambos casos.

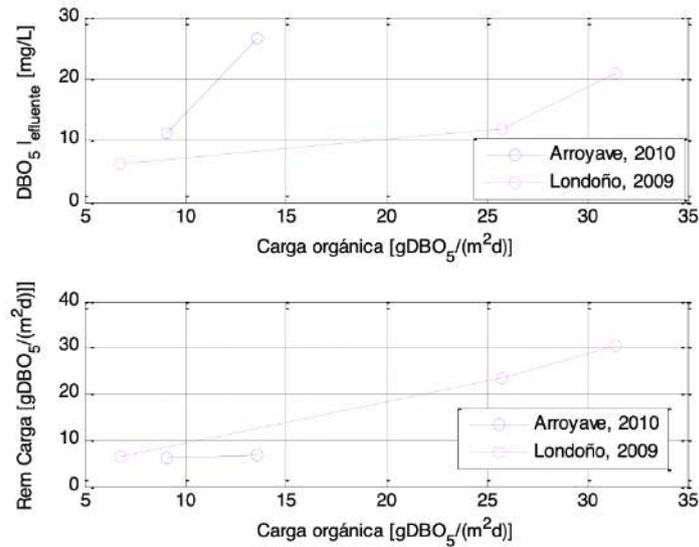


Figura 3. DBO₅ efluente como función de carga orgánica superficial aplicada, y remoción de carga como función de carga orgánica superficial aplicada, en humedales de flujo subsuperficial horizontal

Fuente: elaboración propia.

Análisis de remoción en humedal vertical

En su mayoría, los límites recomendados de carga orgánica superficial aplicada, que existen en la literatura para humedales de flujo subsuperficial vertical (ver tabla 2), igual que en la tabla 1, incluida la carga para obtener cierta DBO₅ en efluente, se han obtenido con base en experiencias en Estados Unidos y Europa. A este fin, en esta sección se grafican parámetros de remoción en función de la carga orgánica superficial aplicada, para algunas experiencias en Colombia. Se pretende encontrar una tendencia que permita determinar la carga orgánica para DBO₅ efluente requerida. La mayoría de los trabajos considerados fueron

realizados en Pereira (Risaralda), exceptuando salvo el de Platzer *et al.* (2007). Esto con el fin de generar datos que permitan el dimensionamiento de humedales para el Eje Cafetero, con una menor variabilidad de estos. Además, a excepción del trabajo de González (2014), solo se consideraron datos de humedales que tuvieran arena en la mayor parte del lecho filtrante; esto con el fin evitar el efecto del tamaño del medio filtrante sobre las tendencias.

Se tomaron datos de caudal, área, DBO₅ afluente, DBO₅ efluente, de estudios de humedales verticales, la mayoría de ellos realizados en Pereira. En el anexo 2 se muestran estos datos. Los parámetros remoción de DBO [mg/L], remoción de DBO [%], remoción superficial de DBO [mg/(Lm²)], carga efluente [gDBO₅/(m²d)] y carga superficial aplicada [gDBO₅/(m²d)] fueron calculados utilizando *software* Matlab, y de acuerdo con el procedimiento y las fórmulas explicadas en la metodología del presente trabajo.

La figura 4 muestra que: i) la remoción de DBO₅ está relacionada con la carga orgánica, y para mayores valores de carga se tienen mayores valores de remoción; ii) el porcentaje de remoción de DBO₅ está relacionado con la carga orgánica, para mayores valores de carga se tienen mayores porcentajes de remoción. La segunda relación tiene coherencia con la tendencia obtenida en el trabajo de Rodríguez-González *et al.* (2013), en donde hay una relación directa para el porcentaje de remoción de DQO total como función de carga orgánica superficial aplicada de DQO.

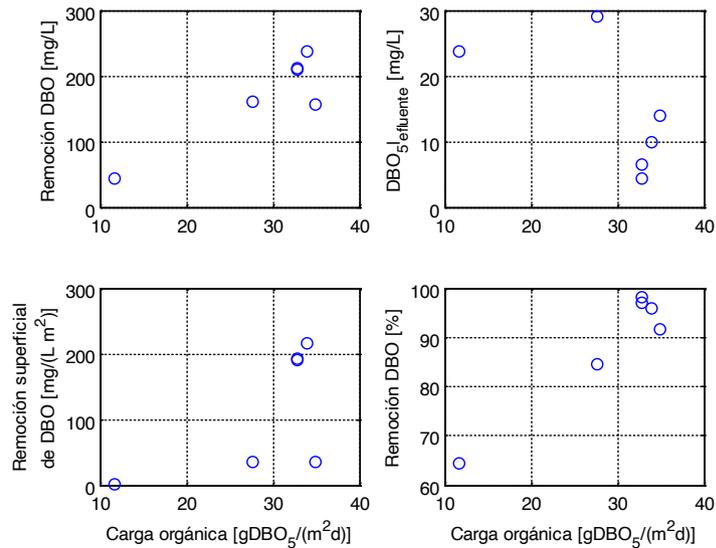


Figura 4. Desempeño en función de carga orgánica superficial aplicada, en humedales de flujo subsuperficial vertical

Fuente: elaboración propia.

Sin embargo, no se observa una tendencia clara para la relación de DBO₅ efluente en función de la carga; esto en contraste con el caso de los humedales horizontales, donde sí se observó una tendencia para esta relación.

Además, se puede ver que para las cargas hasta 35 gDBO₅/(m²d), se obtienen efluentes con DBO₅ inferiores a 30 mg/L. Esto es coherente con la recomendación dada en el trabajo de García y Corzo (2008) de utilizar cargas de 20–40 gDBO₅/(m²d) para obtener efluente con DBO₅ inferior o igual a 30 mg/L. Para carga entre 30 y 35 gDBO₅/(m²d) se obtiene DBO₅ efluente inferior a 20 mg/L.

Para cargas de 10 a 30 gDBO/(m²d) se obtienen porcentajes de remoción de DBO en el rango 60-90 %, y para cargas de 30 a 40 gDBO/(m²d) se obtienen porcentajes de remoción de DBO en el rango 90-100 %.

La figura 5 muestra la relación de remoción de DBO₅ [%] como función de carga orgánica, incluyendo un ajuste lineal y una delimitación de regiones de remoción de DBO. Se puede ver que para cargas entre 20 y 30 gDBO₅/(m²d), se obtienen porcentajes de remoción entre 75 y 90 %.

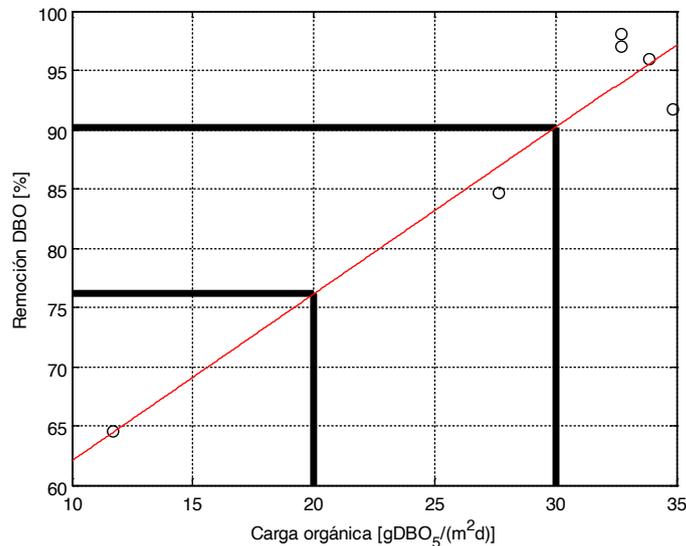


Figura 5. Relación de remoción de DBO [%] como función de carga orgánica superficial aplicada, en humedales de flujo subsuperficial vertical

Fuente: elaboración propia.

Teniendo en cuenta que la remoción como función de la carga orgánica presenta una alta variabilidad para distintos sitios, en la figura se grafica la remoción de DBO₅ [mg/L] y porcentaje de remoción de DBO₅ como función de carga orgánica, para un caso específico, el trabajo de González (2014), en el cual se utiliza grava media y gruesa y distintas alturas

laminares. Como se puede ver, se obtiene una relación monotónicamente ascendente para remoción de DBO_5 [mg/L], pero no para porcentaje de remoción de DBO_5 ni para DBO_5 efluente. Además, se puede ver que a menor carga hidráulica se obtiene mayor remoción de DBO [mg/L].

La comparación de la figura 5 y la figura 6, en lo correspondiente a carga hidráulica, muestra que para un mismo valor de carga hidráulica se obtiene una remoción de DBO mucho menor, en el caso del el trabajo de González (2014). Esto se debe a que la grava genera menos remoción.

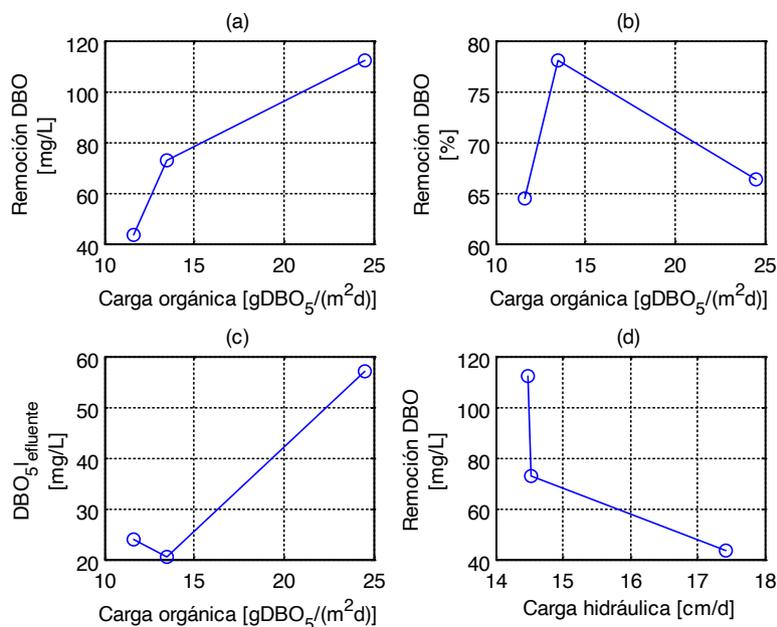


Figura 6. Parámetros de desempeño en función de la carga orgánica superficial aplicada, para un humedal de flujo subsuperficial vertical

Fuente: González (2014)

En la figura 6 se muestran los parámetros de desempeño en función de la carga orgánica superficial aplicada, en humedales de flujo subsuperficial vertical, usando los datos del trabajo de González (2014): la figura 6 (a) muestra la remoción de DBO como función de carga orgánica superficial aplicada; la figura 6 (b) muestra el porcentaje de remoción DBO como función de carga orgánica superficial aplicada; la figura 6 (c) muestra la DBO_5 efluente como función de carga orgánica superficial aplicada.

En la figura 7, se grafica la remoción de DBO_5 [mg/L] como función de carga hidráulica; se han excluido los datos del trabajo de González (2014), pues comprende grava en lugar de arena y genera una alta dispersión de los datos. Se puede ver que: i) la mayoría de datos tiene una carga hidráulica menor a 20 cm/d, de modo que cumplen con el lineamiento dado en el trabajo de Hoffmann *et al.* (2011); ii) hay una tendencia que muestra que a menor carga hidráulica se obtiene mayor remoción de DBO.

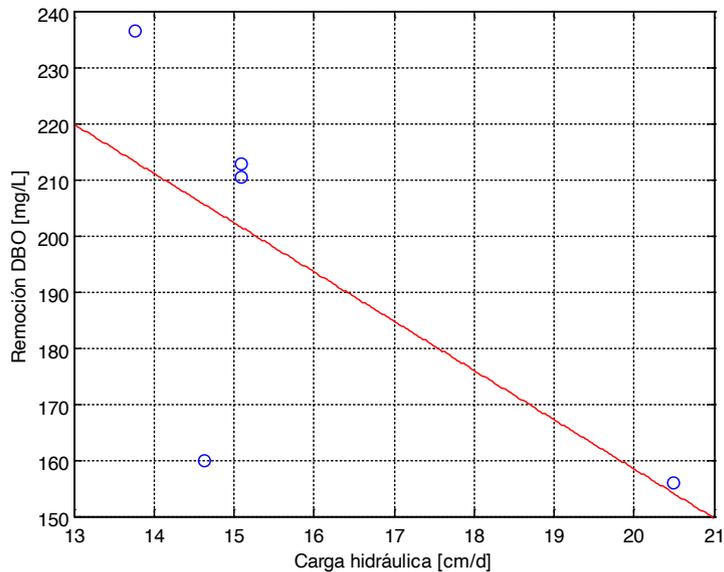


Figura 7. Desempeño según carga hidráulica aplicada en humedales de flujo subsuperficial vertical

Fuente: elaboración propia

Conclusiones

Para los humedales de flujo horizontal considerados, que están en su gran mayoría en el municipio de Pereira (Risaralda), se pudo observar una tendencia en la relación de DBO_5 efluente en función de carga orgánica superficial aplicada. Esto es coherente con el documento de Usepa (2000), en el que se puede notar que para estos parámetros hay cierta tendencia. Además, salvo un punto, se observó que para cargas inferiores a $40 \text{ gDBO}/(\text{m}^2\text{d})$ se logran DBO_5 efluente inferiores a 30 mg/L . Es importante mencionar que este tipo de gráficos se ha utilizado, como se menciona a continuación. En Carballeira et al. (2016) se grafica DBO_5 y otros parámetros en efluente en función de distintos períodos de muestreo, en donde cada uno tiene una carga orgánica superficial aplicada distinta. Se consideran humedales de flujo subsuperficial horizontal, localizados en España. En Stefanakis y Tsihrintzis (2012) se grafica DBO_5 y otros parámetros en efluente en función de carga aplicada de DBO_5 , DQO y nutrientes. Se consideran humedales de flujo subsuperficial vertical, localizados en Grecia.

Para los humedales verticales considerados, que también están localizados en Pereira, no se pudo encontrar una tendencia en la relación de DBO_5 efluente en función de carga orgánica. Sin embargo, los datos muestran que para cargas inferiores a $25 \text{ gDBO}/(\text{m}^2\text{d})$ se logran DBO_5 efluente inferiores a 30 mg/L . Además, se encontró que hay una relación entre la remoción de DBO_5 y la carga, pero en humedales horizontales esta relación no fue tan clara.

Para los humedales, el tamaño del medio filtrante tiene un efecto significativo sobre la eficiencia de remoción, por tanto, esto afecta la aparición de tendencias cuando se están comparando o analizando humedales de distintos tamaños de medio.

Los datos obtenidos permiten definir otros datos de carga orgánica superficial para humedales en la región de cercanía de Pereira, específicamente, se pudo observar que para humedales de flujo horizontal no se requieren cargas tan bajas como $6 \text{ gDBO}/(\text{m}^2\text{d})$, sino que se pueden utilizar cargas más altas, por ejemplo, $15 \text{ gDBO}/(\text{m}^2\text{d})$. Cargas mayores podrían generar el riesgo de obstrucción.

Es necesario avanzar en la realización de estudios en los que se recopile y compare datos de remoción de DBO y DQO como función de la carga orgánica aplicada, ya sea para un mismo humedal o para distintos humedales, de manera similar a como se hace para Estados Unidos en el documento de Usepa (2000). El análisis mostrado en el documento de la Usepa (2000) corresponde a experimentos realizados en Estados Unidos, se tienen varios puntos, abarcando carga orgánica desde 0,7 hasta 14 gDBO/(m²d) y se analiza su efecto sobre la remoción de DBO.

Para los humedales de flujo subsuperficial considerados, hay una relación ente la remoción de DBO₅ y la carga para humedales verticales, pero en humedales horizontales esta relación no fue tan clara.

Estos datos dan un indicio de que un valor de carga de 25 gDBO/(m²d) es adecuado para diseño. Sin embargo, se necesitan más datos, y datos de humedales de mayor tiempo de operación para confirmar esto. Es recomendable analizar más puntos experimentales para realizar un análisis más profundo.

Referencias

- Alianza por el Agua (2008). *Manual de depuración de aguas residuales urbanas*. Ideasmares. <http://idiaqua.eu/web/wp-content/uploads/2018/07/monografico3.pdf>
- Arroyave, A. (2010). *Efectos del tipo de vegetación y de las variaciones de profundidad en la eficiencia de remoción de patógenos en humedales construidos de flujo subsuperficial* [tesis de maestría, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/2115/333918A779.pdf>
- Bohórquez, E. (2015). *Efectos del medio filtrante y la frecuencia de alimentación en humedales construidos de flujo vertical para tratamiento de aguas residuales domésticas en condiciones tropicales* [tesis de maestría, no publicada, Universidad

Tecnológica de Pereira]. Repositorio UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/5281>

- Bohórquez, E., Paredes, D. y Arias, C. (2017). Vertical flow-constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical conditions: effect of different design and operational parameters. *Environmental Technology*, 38(2), 199-208.
- Brix, H. (1994). Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water Science and Technology*, 30(8), 209-223.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35(5), 11-17.
- Brix, H. y Arias, C. (2005a). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: new danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25(5), 491-500.
- Brix, H. y Arias, C. (2005b). Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage. *Water Science and Technology*, 51(9), 1-9.
- Brix, H., Schierup, H. y Arias, C. (2007). Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark –what did we learn? *Water Science and Technology*, 56(3), 63-68.
- Bustillo-Lecompte, C., Mehrvar, M., Quiñones-Bolaños, E. y Castro-Faccetti, C. (2016). Modeling organic matter and nitrogen removal from domestic wastewater in a pilot-scale vertical subsurface flow constructed wetland. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 51(5), 414-424.
- Carballeira, T., Ruiz, I. y Soto, M. (2016). Effect of plants and surface loading rate on the treatment efficiency of shallow subsurface constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 90, 203-214.

- Caselles-Osorio, A., Vega, H., Lancheros, J., Casierra-Martínez, H. y Mosquera, J. (2017). Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L. *Ecological Engineering*, 99, 479-485.
- Casierra-Martínez, H., Charris-Olmos, J., Caselles-Osorio, A. y Parody-Muñoz, A. (2017). Organic matter and nutrients removal in tropical constructed wetlands using *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) and *Echinocloa colona* (Poaceae). *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(338), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3531-1>
- Delgadillo, Ó., Camacho, A., Pérez, L. y Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA).
- Fadanelli, L., Andrade, F., Wiecheteck, G. y Döll, M. (2019). Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed wetlands. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 24(4), 809-819.
- García, J. A. (2010). *Efecto del uso de plantas y configuración de los sistemas en la remoción de organismos patógenos mediante el uso de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales domésticas en condiciones tropicales* (tesis de maestría, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/2118>
- García, J. y Corzo, A. (2008). *Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial* (manuscrito no publicado). Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona. https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/2474/JGarcia_and_ACorzo.pdf?sequence=1
- García, J., Paredes, D. y Cubillos, J. (2013). Effect of plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions. *Ecological Engineering*, 58, 57-62.

- Gessner, T., Kadlec, R. y Reaves, R. (2005). Wetland remediation of cyanide and hydrocarbons. *Ecological Engineering*, 25(4), 457-469.
- González, M. (2014). *Efecto en la variación de la altura laminar en la remoción de patógenos y nitrógeno en humedales construidos de flujo subsuperficial vertical tratando aguas residuales domésticas en condiciones tropicales* (tesis de maestría, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira). Repositorio UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/4314>
- Hoffmann, H., Platzer C., Winker, M. y von Muench, E. (2011). *Revisión técnica de humedales artificiales*. Agencia de Cooperación Internacional de Alemania (GIZ). <http://ecotec.unam.mx/Ecotec/wp-content/uploads/Revision-T--cnica-de-Humedales-Artificiales.pdf>
- Kadlec, R. y Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*. Taylor & Francis Group.
- Kivais, A. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, 16(4), 545-560.
- Lahora, A. (2003). Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: la EDAR de Los Gallardos (Almería). En M. Paracuellos (Ed.). *Ecología, manejo y conservación de los humedales* (pp. 99-112). Instituto de Estudios Almerienses.
- Langergraber, G., Giraldi, D., Mena, J., Meyer, D., Peña, M., Toscano, A., Brovelli, A. y Korkusuz, E. (2009). Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 407(13), 3931-3943. https://www.researchgate.net/publication/23244623_Recent_developments_in_numerical_modelling_of_subsurface_flow_constructed_wetlands
- Londoño, L. A. y Marín C. (2009). *Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética*. [tesis de pregrado, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/1817/628162L847.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Lovera, D., Quipuzco, L., Laureano, G., Becerra, C. y Valencia, N. (2006). Adaptación de un sistema de tratamiento de aguas residuales en la comunidad urbana de Lacabamba, región Ancash-Perú, usando tecnologías de humedales artificiales. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG*, 9(18), 32-43. <https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/iigeo/article/view/2768/2398>
- Machado, A., Beretta, M., Fragoso, R. y Duarte, E. (2017). Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 187, 560-570.
- Marín, J. P. y Correa, J. C. (2010). *Evaluación de la remoción de contaminantes en aguas residuales en humedales artificiales utilizando la guadua Angustifolia Kunth* (tesis de pregrado, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/1801>
- Martelo, J. y Lara, J. (2012). Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales: una revisión del estado del arte. *Ingeniería y Ciencia*, 8(15), 221-243.
- Morel, A. y Diener, S. (2006). *Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighbourhoods*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag).
- Paredes, L. (2014). *Remoción de contaminantes en la estabilización de humedales construidos de flujo vertical, sembrados con Heliconia (sp), para el tratamiento de aguas residuales domésticas* (tesis de pregrado, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/4813/333918P227.pdf?sequence=1>
- Platzer, C., Hoffmann, H. y Miglio, R. (2016). *Long term experiences with dimensioning and operation of vertical flow constructed wetlands in warm climate regions of South America*. IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 4-9 September 2016, ECS, Gdańsk, Poland.

- Platzer, C., Senf, C., Hoffmann, H., Cardia, W. y Ribeiro, R. (2007). *Dimensionamento de wetland de fluxo vertical com nitrificação – adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil*. Trabajo presentado en el 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Septiembre, Belo Horizonte, Brasil.
- Reddy, K. y DeBusk, T. (1987). State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Water Science and Technology*, 19(10), 61-79.
- Rodríguez-González, M., Molina-Burgos, J., Jácome-Burgos, A. y Suárez-López, J. (2013). Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente fisicoquímico de una estación depuradora de aguas residuales domésticas. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 14(2), 223-235.
- Romero, J. (1999). *Tratamiento de aguas residuales: teoría y principios de diseño*. Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Romero, M., Colín, A., Sánchez, E. y Ortiz, M. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3), 157-167.
- Saeed, T. y Sun, G. (2017). A comprehensive review on nutrients and organics removal from different wastewaters employing subsurface flow constructed wetlands. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(4), 203-288.
- Stefanakis, A. y Tsihrintzis, V. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181-182, 416-430.
- Sundaravadivel, M. y Vigneswaran, S. (2001). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(4):351-409.
- UN-Habitat. (2008). *Constructed wetlands manual*. United Nations.

United States Environmental Protection Agency - Usepa (1988). *Design manual: constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment (Documento EPA/625/1-88/022)*. Usepa.

United States Environmental Protection Agency - Usepa (1993). *Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment (Documento EPA/832-R-93-008)*. Usepa.

United States Environmental Protection Agency - Usepa (2000). *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters (Documento EPA/625/R-99/010)*. Usepa.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., Perfler, R. y Laber, J. (1998). Removal mechanisms and types of constructed wetlands. En J. Vymazal, H. Brix, P. Cooper, M. Green, R. Haberl (Eds.), *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe* (pp. 17-66). Backhuys Publishers.

Wu, H., Zhang, J., Ngo, H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Jinlin, F. y Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594-601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>

Xuan, Z., Chang, N., Daranpob, A. y Wanielista, M. (2010). Modeling subsurface upflow wetlands systems for wastewater effluent treatment. *Environmental Engineering Science*, 27(10), 879-888.

Anexo 1. Datos de los humedales de flujo subsuperficial horizontal

DATOS DE LOS HUMEDALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL							
Referencia	Especificación	DBO ₅ entrada [mg/L]	DBO ₅ salida [mg/L]	Profundidad capa de grava	Caudal promedio [L/h]	Área [m ²]	CORg [gDBO ₅ /(m ² d)] (calculada)
Arroyave (2010, pp. 56, 63, 71, 79, 86, 91, 93)	Monocultivo con profundidad de agua de 0,55 m, humedal 4, fase 2.	35	11,3 [10-14]	0,6 m (p.63)	972	90	9,07
García (2010, pp. 44, 51, 53); García et al. (2013, pp. 58, 59)	Son dos humedales horizontales en serie (H-H).	112	14,56	0,8 m	1	0,24	11,2
Londoño y Marín (2009); humedal 1, pp. 37, 38, 50, 51, 52, 63	Se usa agua residual sintética.	140	6,15	0,8 m	3,92	1,947	6,76
Marín y Correa (2010, pp. 37, 40, 52, 53, 85)	Medio grava.	14	5	1 m	10,76	4,75	0,76
Arroyave (2010)	Fase 1; humedal 4: profundidad 0,55 m, monocultivo.	52,43	26,69	0,6 m (p.63)	972	90	13,59
Arroyave (2010)	Fase 2; humedal 3: profundidad 0,55 m, policultivo.	35	11,74	0,6 m (p.63)	972	90	9,07

Arroyave (2010)	Fase 2; humedal 4: profundidad 0,55 m, monocultivo.	35	11,32	0,6 m (p.63)	972	90	9,07
Arroyave (2010)	Fase 2; humedal 5: profundidad 0,30 m, policultivo.	35	13,7	0,6 m (p.63)	972	90	9,07
Arroyave (2010)	Fase 2; humedal 6: profundidad 0,30 m, monocultivo.	35	14,38	0,6 m (p.63)	972	90	9,07
Londoño y Marín (2009, pp. 38, 50, 51, 52, 63)	Humedal 1: carga 2,6-23,2 g/d (p.38).	140	6,15	0,8 m	3,917	1,947	6,76
Londoño y Marín (2009, pp. 38, 50, 51, 52, 63)	Humedal 2: carga 19-94 g/d (p.38).	135	12	0,8 m	15,5	1,947	25,79
Londoño y Marín (2009, pp. 38, 50, 51, 52, 63)	Humedal 3: carga 24-111 g/d (p.38).	650	21	0,8 m	3,917	1,947	31,38

Fuente: elaboración propia.

Anexo 2. Datos de humedales de flujo subsuperficial vertical

REFERENCIA Y LUGAR	ESPECIFICACIÓN	DBO. ENTRADA [MG/L]	DBO. SALIDA [MG/L]	PULSOS DIARIOS	CAUDAL PROMEDIO [L/D]	ÁREA (M ²)	COE. CAPLUENTE [COE/D (M ³ /D)] (CALCULADA)
Paredes (2014); Pereira	20 pulsos diarios	217,2	4,3	20	166	1,1	32,78
Paredes (2014); Pereira	10 pulsos diarios	217,2	6,5	10	166	1,1	32,78
Platzer <i>et al.</i> (2007); Palhoca, Brasil	Caudal 650 L/d	189	29	4	650	4,44	27,67
Platzer <i>et al.</i> (2007); Palhoca, Brasil	Caudal 910 L/d	170	14	4	910	4,44	34,84
Bohórquez (2015); Pereira	Arena	246,4	9,9	10 o 20	150	1,09	33,91
González (2014); Pereira	Altura laminar 0	67	23,785	72	7536	43,25	11,67
González (2014); Pereira	Altura laminar 40	93	20,46	72	6288	43,25	13,52
González (2014); Pereira	Altura laminar 65	169	57	72	6264	43,25	24,48

Fuente: elaboración propia.

CAPÍTULO 2

EFFECTO DEL PASTO VETIVER Y LA *TYPHA LATIFOLIA* EN EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA EN HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL VERTICAL EN CONDICIONES TROPICALES

Alejandro Rincón Santamaría
Gloria Yaneth Flórez Yepes
Ángela María Alzate
Javier Mauricio Naranjo Vasco

La vegetación macrófita ha sido ampliamente utilizada en el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico o industrial. En los humedales de flujo subsuperficial se usa vegetación emergente (Vymazal *et al.*, 1998). Para tratamiento de efluentes sanitarios en países tropicales mediante humedales de flujo subsuperficial, se han utilizado varias especies, entre las que se encuentran *Phragmites australis*, *Cyperus papyrus*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Arundo donax* y otras especies de los géneros *Phragmites*, *Typha* y *Scirpus* (Zhang *et al.*, 2015). Para el caso de efluentes industriales, los contaminantes pueden ser tóxicos, de modo que las plantas deben tener capacidad para tolerarlos (Alarcón *et al.*, 2018). Para tratamiento de agua contaminada con metales, la *Typha latifolia*, la *Phragmites australis* y la *Typha dominguensis* han demostrado efectividad y tolerancia (ver los trabajos de Álvarez *et al.*, 2013; Galván *et al.*, 2014; Maine *et al.*, 2006).

En México se realizó un estudio con el fin de evaluar los humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial en la remoción de contaminantes en el agua a partir de *Typha domingensis* (espadaño), *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua), *Paspalum paniculatum* (Camalote) y *Cyperus articulatus* I (Chintul). Se identificó que cada especie tiene diferentes porcentajes de eficiencia y funcionan en la remoción de contaminantes específicos (Silván *et al.*, 2016).

El pasto Vetiver (*Crypsopogon zizanioides*) o Sistema Vetiver (SV) tiene la capacidad de desarrollarse en diferentes condiciones climáticas: tropicales, subtropicales y mediterráneas, en caso de ser sembrado de forma adecuada. Esta especie proviene del sur de la India y es utilizada para diferentes propósitos como lo son la protección de obras civiles, depuración de aguas residuales, protección de cuencas hidrográficas y cauces de los ríos en términos de gestión del riesgo y contaminación del agua y el suelo (Truong *et al.*, 2008). Esta especie se ha caracterizado por poseer gran tolerancia a altos niveles tóxicos de salinidad, acidez, alcalinidad, metales pesados, agroquímicos y nutrientes, pero también por ser efectivo, simple y de bajo costo (Truong y Thai, 2015). El sistema de raíces del pasto Vetiver durante el primer año alcanza entre tres y cuatro metros de profundidad (Hengchaovanich, 1998 en Truong y Thai, 2015), y después de 36 meses alcanza un largo total de siete metros (Lavania, 2003, en Truong y Thai, 2015).

El Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) declaró al pasto Vetiver como una especie vegetal no invasiva, de modo que su aplicación no representa amenaza para sistemas ecológicos (Panja *et al.*, 2019). Dado que es una planta estéril, solo se puede propagar y plantar por brotes. El material para plantación se obtiene subdividiendo la corona o copa de una planta madura (Maffei, 2002). Por tanto, es muy poco probable que se vuelva una planta invasiva (Dudai *et al.*, 2018). Sin embargo, como medida preventiva contra posible potencial invasor, se pueden usar variedades estériles de Vetiver (Small, 2010).

Las invasiones biológicas ocurren cuando las especies son transportadas a nuevas áreas donde se reproducen, se extienden y persisten. En un sentido estricto el movimiento de las especies no es algo novedoso ni un fenómeno realizado exclusivamente por los humanos. (Schüttler y Karez, 2008, p. 21)

El bienestar de los ecosistemas –principalmente de los humedales– depende de las especies invasoras que se encuentren en ellos, especialmente cuando se trata de plantas: algunas veces se utilizan plantas introducidas como depuradoras de contaminantes; sin embargo, terminan convirtiéndose en invasoras. En este sentido, ocurre una alteración de los espejos de agua reduciéndose de manera considerable. Otro riesgo que se corre es que estas especies pueden favorecer la presencia de algunas enfermedades lo cual afecta todo el ecosistema, y su característica es que tienen elevadas tasas de crecimiento y reproducción (Díaz-Espinosa *et al.*, 2012).

Este capítulo, cuenta con antecedentes del uso del pasto Vetiver en el trabajo de grado desarrollado por la estudiante Juliana Aldana Arcila, para optar por el título de Ingeniera Ambiental en el año 2014. Fueron utilizadas especies macrófitas como la Enea, el Junco y el pasto Vetiver para la remoción de aluminio presente en aguas residuales provenientes de la industria metalmecánica. Utilizando la concentración de aluminio al 70%, el pasto Vetiver presentó una remoción del 94%, evidenciando muy buenos resultados (Aldana, 2014).

Por otro lado, la *Typha latifolia* es una herbácea perenne de largas raíces que ha sido utilizada con fines de fitorremediación, toda vez que crece en diferentes lugares y posee propiedades de absorción de metales pesados como Zn, Ni, Pb, Cd, Se y Cu (Ye *et al.*, 1997a, 1997b; Fediuc y Erdei, 2002; Papadopoulos y Zalidis, 2019). La *Typha latifolia* fue empleada en un humedal construido para la remediación del herbicida Terbutylazine distribuida en dos niveles con una densidad de 10 rizomas/m² y 30 rizomas/m² respectivamente (Papadopoulos y Zalidis, 2019).

En el presente capítulo se evalúa un sistema piloto (en el anexo 1 se muestran los materiales para el sistema piloto) de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (SSF-V) para tratamiento de aguas residuales domésticas, actuando estos como tratamiento terciario. Una unidad fue plantada con pasto Vetiver, otra unidad fue plantada con *Typha latifolia*, y la unidad restante no fue plantada. Se utilizó una carga hidráulica (CH) de 17 cm/d y una carga orgánica superficial aplicada de 30 gDBO/m²día.

Los porcentajes de remoción de DBO₅ y SST presentaron pequeñas diferencias entre los humedales evaluados; la unidad con pasto Vetiver presentó la mayor eficiencia (84,15 %

de remoción promedio de DBO y 91% de remoción promedio de SST). El humedal sin plantas presentó la menor eficiencia (78,8% de remoción promedio de DBO), como también colmatación del lecho filtrante, ya que no pudo manejar la concentración de sólidos del afluente. Todas las unidades presentaron un satisfactorio nivel de remoción de contaminantes, y las unidades con plantas presentaron mayor remoción que la unidad no plantada.

Este estudio se centra en el diseño e implementación de un sistema de humedales verticales a escala piloto como alternativa para el tratamiento de agua residual doméstica, el cual presenta ventajas significativas para dicha función con respecto a otros sistemas de tratamiento dado los bajos costos de construcción y operación. Pero también teniendo en cuenta su principal desventaja, el gran requerimiento de área. Por tal motivo son adecuados para áreas rurales (Rodríguez-González *et al.*, 2013; González, 2014). De igual forma, son eficientes en la remoción de sólidos suspendidos (SS), demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno, patógenos, metales pesados, entre otros. Sin embargo, la remoción de fósforo es baja (Arias *et al.*, 2003; Brix y Arias, 2005; González, 2014).

Caso de estudio para el diseño e implementación de un sistema de humedales verticales a escala piloto que toman agua residual doméstica proveniente del filtro anaerobio

Descripción del lugar de estudio

El estudio fue realizado en la Fundación Niños de los Andes, localizada en el sector El Arenillo, en la ciudad de Manizales (Colombia). Esta ciudad tiene una altitud media de 2110 m. s. n.

m. y una temperatura promedio de 16,7 °C. La fundación genera agua residual doméstica (ARD), la cual pasa por un sistema de tratamiento que consta de trampa de grasas, pozo séptico y filtro anaerobio de flujo ascendente. El agua considerada para el estudio se toma del efluente del filtro anaerobio.

Sistema experimental

Para los prototipos de humedal se tomó una parte del agua que sale del filtro anaerobio de flujo ascendente, por tanto, estos actúan como tratamiento terciario. Se utilizaron tres prototipos escala piloto, de humedal construido de flujo subsuperficial vertical (SSF-V), funcionando en paralelo, a saber: humedal sin plantar, humedal plantado con pasto Vetiver, y humedal plantado con *Typha latifolia*. El humedal sin plantar se designa por UP, el humedal con pasto Vetiver se designa por PVet, y el humedal con *Typha latifolia* se designa por PTL.

Como soporte para cada uno de los humedales se emplean tanques de PVC de 250L con las siguientes dimensiones: profundidad 0,9 m; diámetro en la zona inferior 0,54 m; área superficial promedio 0,34 m². Adicionalmente, se utiliza un tubo de aireación de 1 pulgada en cada humedal, el cual tiene conexión con el tubo de recolección.

Para la zona de material filtrante, desde la parte inferior hasta su parte superior, sus componentes son: capa de 15 cm de grava gruesa de granulometría (20-40 mm); capa de 20 cm de grava fina de granulometría (5-10 mm); capa de 30 cm de arena fina de granulometría (0,25-0,75 mm); capa de 5 cm de grava gruesa de granulometría (5-10 mm). (figura. 8). Cada humedal cuenta con un borde libre en la superficie de 20 cm.

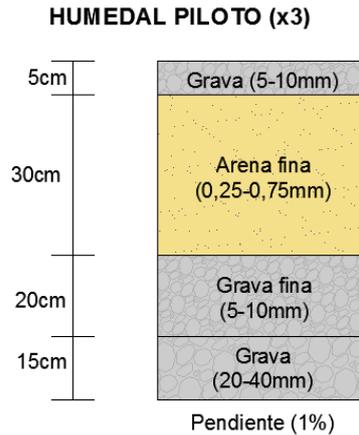


Figura 8. Composición lecho filtrante unidades experimentales

Fuente: elaboración propia.

Captación de agua residual, bombeo, alimentación a los humedales y drenaje

La red hidráulica de los humedales cuenta con tres componentes: i) Captación y bombeo de agua residual, ii) Sistema de tuberías de alimentación o distribución, iii) Sistema de drenaje o salida de vertimiento tratado.

El sistema de bombeo capta el agua residual de la cámara de inspección que recoge el efluente del filtro anaerobio; y genera un flujo intermitente para la entrada de agua residual a las unidades. El sistema de bombeo estuvo conformado por una bomba electrónica no sumergible de 0,5 hp y un temporizador digital, el cual se encarga de encender la bomba entre cinco y seis veces al día por períodos de un minuto, tiempo que tarda el sistema de

bombeo en captar 30 L de la recámara de distribución (el valor exacto del caudal diario para cada humedal se presenta en la tabla 5).

El agua residual captada es dirigida mediante un sistema de tuberías hasta una cámara de distribución, de donde es repartida por rebose a los tres humedales. De este modo, el volumen de agua suministrado a cada unidad experimental es de aproximadamente 10 L/pulso. Cada uno de los tres sistemas piloto es alimentado por una red de tuberías de PVC de 0,5 pulgadas de diámetro, las cuales cuentan con perforaciones laterales de 7 mm de diámetro ubicadas a cada 3 cm de tramo de tubería.

El agua tratada por los humedales es drenada del sistema mediante una red de tuberías de PVC de 1 pulgada de diámetro, que cuentan con perforaciones laterales de 10 mm de diámetro ubicadas a cada 3 cm de tramo de tubería. Este sistema de drenaje acopla una tubería de aireación vertical para aireación.

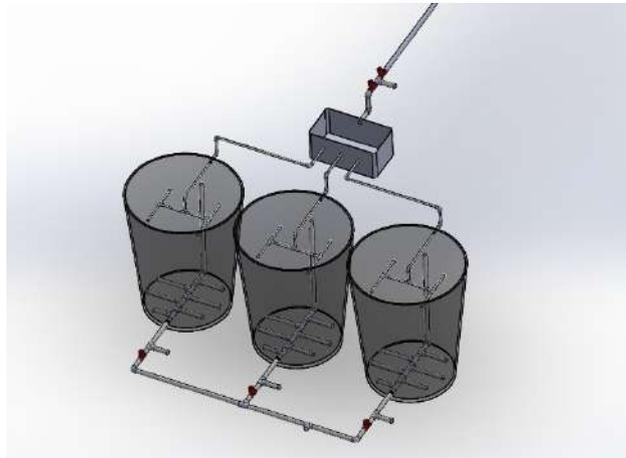


Figura 9. Diseño sistema piloto de humedalesSSF-V

Fuente: elaboración propia.

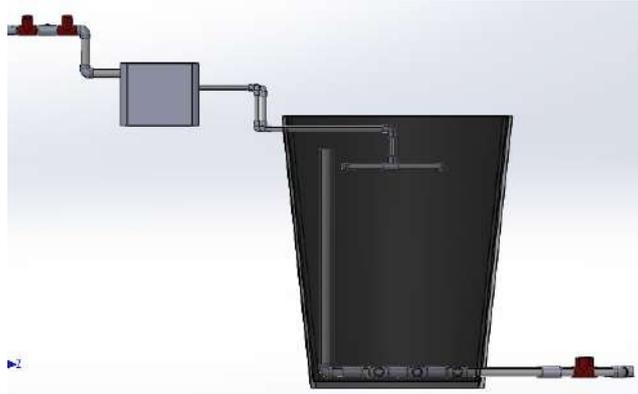


Figura 10. Vista lateral diseño sistema piloto de humedales SSF-V

Fuente: elaboración propia.

Parámetros operacionales

La carga orgánica superficial aplicada no debe sobrepasar el límite de 35 gDBO/(m²d) propuesto por Hoffmann *et al.* (2011) para climas cálidos, o 20-40 gDBO/(m²d) propuesto por García y Corzo (2008) para obtener efluente con 30 mg/L de DBO. La carga hidráulica superficial (q_s) no debe sobrepasar los 20 cm/d en climas cálidos, según Hoffmann *et al.* (2011).

El sistema se diseñó para tratar un caudal diario de 64 L/día correspondiente a una carga hidráulica superficial de 19 cm/día. Este valor de caudal se consideró inicialmente, pero el valor del caudal diario que finalmente se obtuvo para cada humedal se presenta en la tabla 5. Para el cálculo de la carga hidráulica se empleó la ecuación $q_s = Q/A$, donde q_s es carga hidráulica, Q es el caudal, y A es el área superficial. El área superficial de cada humedal es de 0,34 m².

Para el cálculo de la carga orgánica superficial aplicada de DBO_5 (C_{SA}) aplicada al humedal se emplea la ecuación $C_{SA} = QC_A F_c / A$; donde C_{SA} está en $g/(m^2d)$; C_A es la concentración de DBO_5 en el afluente, en mg/l ; Q es el caudal aplicado al humedal (caudal a tratar), en $l/día$; A es el área superficial del humedal, en m^2 ; y F_c es factor de conversión de unidades (Rodríguez-González et al., 2013).

Programa de monitoreo

El monitoreo se realizó durante cinco semanas, tomando muestras cada semana en el afluente y efluente de los tres humedales, para un total de cuatro puntos de muestreo.

En la tabla 3 se presentan las variables de entrada y de respuesta.

Tabla 3. Descripción de variables del estudio

VARIABLES DE ENTRADA	VARIABLES DE RESPUESTA
Presencia y especie de planta: <ul style="list-style-type: none"> - humedal sin plantar. - humedal plantado con <i>Typha latifolia</i> (PTL). - humedal plantado con pasto Vetiver (PVe). 	Remoción de DBO. Remoción de sólidos suspendidos totales.

Fuente: elaboración propia.

Las muestras de agua residual tomadas fueron llevadas a análisis al Laboratorio de Calidad de Aguas de la Universidad Católica de Manizales para su análisis; en la tabla 4 se muestran los métodos analíticos utilizados.

Tabla 4. Métodos utilizados para el análisis del agua residual

PARÁMETRO	MÉTODO DE ANÁLISIS UTILIZADO
Demanda biológica de oxígeno –DBO ₅	Respirométrico y titulométrico
Perfil de sólidos: sólidos suspendidos totales (SST), sólidos sedimentables (SSe), y sólidos disueltos (SD)	Gravimétrico
pH	Papel indicador
Oxígeno disuelto	Método Winkler (American Public Health Association - APHA, 1995).

Fuente: elaboración propia.

Características de caudal y concentración del flujo de entrada a los humedales

El agua residual a ser tratada en los humedales proviene de la cámara de inspección que recoge el efluente del filtro anaerobio. Esta agua residual es bombeada desde dicha cámara, y antes de entrar a los humedales pasa por otra de distribución. Las características fisicoquímicas del agua residual a ser tratada en los humedales se muestran en la tabla 5.

Tabla 5. Características fisicoquímicas del agua residual a ser tratada por los humedales

PARÁMETRO	VALOR PROMEDIO
DBO ₅ [mg/L]	183
SST [mg/L]	69,6
Sólidos disueltos [mg/L]	6,04
Sólidos sedimentables [mg/L]	4,76
Caudal [L/d]	54 (57 L/día para humedal con Vetiver; 54 L/día para humedal con Enea; 51 L/día para humedal sin plantar)
pH	6,6

Fuente: elaboración propia.

La bomba presentó un caudal promedio de 30 L/min, con un tiempo de encendido de aproximadamente un minuto, y una frecuencia de encendido de 5-6 pulsos/día. Este dato y la información de la tabla 5 revelan que la bomba permanece encendida aproximadamente 5,4 minutos al día. El volumen de agua suministrado a cada unidad experimental es de 7-13 L/pulso. El caudal aplicado fue de 54 L/d promedio para cada humedal. La carga hidráulica superficial aplicada tuvo un promedio de 15,9 cm/d, que cumple con el límite de 20 cm/d propuesto por Hoffmann *et al.* (2011).

La concentración afluyente promedio de DBO₅ de 183 mg/L indica que el agua residual doméstica es de tipo diluida. La carga orgánica superficial aplicada tuvo un promedio de 29,1 gDBO/(m²d) que cumple el límite de 30-35gDBO/(m²d) propuesto por Hoffmann *et al.* (2011) para climas cálidos, y el límite de 20-40 gDBO/(m²d) propuesto por García y Corzo (2008). Por tanto, los humedales plantados no tienen sobrecarga.

El humedal sin plantar presentaba inundación sobre el material filtrante cuando había pulso de descarga de agua residual, mientras en los humedales plantados esto no ocurría.

A lo largo de los dos meses de operación se puede apreciar que el caudal de salida del humedal plantado con *Typha latifolia* y el humedal sin vegetación ha disminuido

paulatinamente; esto se debe a la acumulación de sólidos en el sustrato, lo cual disminuye la porosidad del lecho filtrante.

En la tabla 6 se establece una comparación de carga orgánica y carga hidráulica superficial con respecto a otros autores.

Tabla 6. Datos de carga orgánica superficial aplicada y carga hidráulica superficial aplicada para los humedales del presente estudio y humedales de estudios de otros autores

REFERENCIA	CARGA ORGÁNICA [gDBO/ (m ² D)]	CARGA HIDRÁULICA [CM/D]
Presente proyecto humedal sin plantar	27,45	15
Presente proyecto Vetiver	30,6	16,8
Presente proyecto <i>Typha latifolia</i>	29,1	15,9
Paredes (2014); 20 pulsos diarios	32,7	15,1
Paredes (2014); 10 pulso diarios	32,7	15,1
Platzer et al. (2007); fase 1 caudal 650 L/d	27,6	14,6
Platzer et al. (2007); fase 2 caudal 910 L/d	34,8	20,5
Bohórquez (2015)	33,9	13,8

Fuente: elaboración propia.

La carga hidráulica para los humedales del presente estudio está en el rango 15-17 cm/d, que a su vez está dentro del rango de los estudios de otros autores de 13,8 a 20,5 cm/d. De esto modo, exceptuando el valor más alto, los otros autores cumplen el límite 20 cm/d propuesto por el documento de Hoffmann et al. (2011).

Por su parte, la carga orgánica superficial aplicada [gDBO/(m²día)] está en el rango 27-31 gDBO/(m²d), que a su vez está dentro del rango de los estudios de otros autores de 27,7 a 34,8 gDBO/(m²d), que a su vez está por debajo del límite superior de 35 gDBO/(m²d) dado

por el documento de Hoffmann et al. (2011) y por debajo del límite superior de 40 gDBO/(m²d) dado por el documento de García y Corzo (2008).

Crecimiento y evolución de las plantas

En el humedal PVet, se sembraron seis plantas de pasto Vetiver, que luego de dos meses de operación han mostrado satisfactoria adaptación al medio y crecimiento, alcanzando un crecimiento de alrededor de 7 cm por semana. Estas plantas presentan la formación de 18 tallos, que son nuevos con respecto al día de la plantación. Así mismo, no se evidencian signos de enfermedad o mortandad.

En el humedal piloto PTL se sembraron seis plantas de *Typha latifolia*, que luego de dos meses de operación han presentado un crecimiento de 13 cm, que es bajo, teniendo en cuenta la juventud de las plantas. Con respecto al día de la plantación, se han marchitado dos plantas, y otras han manifestado el crecimiento de nuevos tallos.

Tabla 7. Crecimiento y adaptación de las plantas al medio

SISTEMA	N.º DE PLANTAS INICIAL	N.º DE PLANTAS FINAL	CRECIMIENTO
Humedal (Vetiver)	6 plantas de 6 a 9 tallos cada una.	18 tallos nuevos, igual número de plantas.	1,1 m de crecimiento.
Humedal (<i>Typha latifolia</i>)	6 plantas de 5 a 8 tallos cada una.	6 tallos nuevos, muerte de 2 plantas.	13 cm de crecimiento.

Fuente: elaboración propia.

Por inspección visual se observó que el humedal Vetiver presentó un extenso crecimiento de sus raíces al interior del sustrato. En líneas generales, se logra apreciar que la *Typha latifolia* ha tenido problemas para adaptarse al medio, esto se debe, principalmente, a que esta planta se comporta mejor en terrenos permanentemente inundados, situación que no se presenta en los humedales de flujo vertical.

Las especies emergentes más comunes son: tule (*Typha sp*), juncos (*Scirup sp*) y carrizos (*Phragmites sp*), la capa permanente de agua debe estar aproximadamente en 45 cm o más de un medio permeable que soporte las raíces del sistema de las plantas emergentes; sin embargo, el requerimiento de la capa permanente depende de la especie que se seleccione, por tanto, es necesario brindarle a la planta todas las condiciones necesarias para su desarrollo y de esta manera garantizar la función depuradora de la misma (Pérez López, 2009).

Desempeño general

Se pudo observar que cuando había pulso de descarga de agua residual, el humedal sin plantar presentaba inundación de la capa de material filtrante, mientras en los humedales plantados esto no ocurría. En la tabla 8 se presenta la composición promedio del afluente y efluente para los tres humedales.

Tabla 8. Composición promedio del afluente y efluente de las unidades de tratamiento

PARÁMETRO	ENTRADA (MG/L)	VETIVER		TYPHA LATIFOLIA		CONTROL	
		SALIDA (MG/L)	REMOCIÓN (MG/L)	SALIDA (MG/L)	REMOCIÓN (MG/L)	SALIDA (MG/L)	REMOCIÓN (MG/L)
Oxígeno disuelto	---	4875 mg O ₂ /L	----	4825 mg O ₂ /L	---	4575 mg O ₂ /L	---
DBO ₅	183	29	84%	30,6	83%	38,8	79%
SST	69,6	6,12	91%	6,32	91%	7,44	89%
SD	5,5	3775	31%	3775	31%	4,55	17%
SSe	4,76	0,01	100%	0,01	100%	0,01	100%

Fuente: elaboración propia.

El promedio de oxígeno disuelto en el efluente de los humedales fue: 4875 mg O₂/L para humedal Vetiver, 4825 mg O₂/L para humedal Enea, 4575 mg O₂/L para humedal sin plantar.

Los datos de oxígeno disuelto correspondientes a humedal control, humedal Vetiver y humedal con Enea presentados en la tabla 8 no presentan una diferencia significativa de acuerdo al análisis estadístico. Se realizó una prueba F con ANNOVA, la cual arrojó un valor crítico superior al factor F, lo cual permite aceptar la hipótesis nula de que los datos no presentan diferencia significativa; es decir, no existe una diferencia significativa entre las muestras.

Tabla 9. Prueba F con ANNOVA, para análisis de diferencia significativa, para porcentaje de remoción de oxígeno disuelto correspondientes a humedal control, humedal Vetiver y humedal con Enea

ANÁLISIS DE VARIANZA							
ORIGEN DE LAS VARIACIONES	SUMA DE CUADRADOS	GRADOS DE LIBERTAD	PROMEDIO DE LOS CUADRADOS	F	PROBABILIDAD	VALOR CRÍTICO PARA F	
Entre grupos	0,20666667	2	0,10333333	0,78646934	0,48440719	4,25649473	Accepta
Dentro de los grupos	1,1825	9	0,13138889				
Total	1,38916667	11					

Fuente: elaboración propia.

Así, aunque el efluente de los humedales plantados presenta un mayor nivel de oxígeno disuelto, en comparación con el humedal sin plantar, la diferencia no es significativa de acuerdo con el análisis estadístico.

Aunque no se muestran datos, el pH efluente presentó una variación entre 6 y 7 a lo largo del tiempo; siendo el mismo valor para los tres humedales. Además, el pH afluente tuvo aproximadamente el mismo valor que el pH efluente.

Remoción de materia orgánica en forma de DBO

En la figura 11 se presenta la evolución de la DBO₅ del afluente y efluente para los tres humedales.

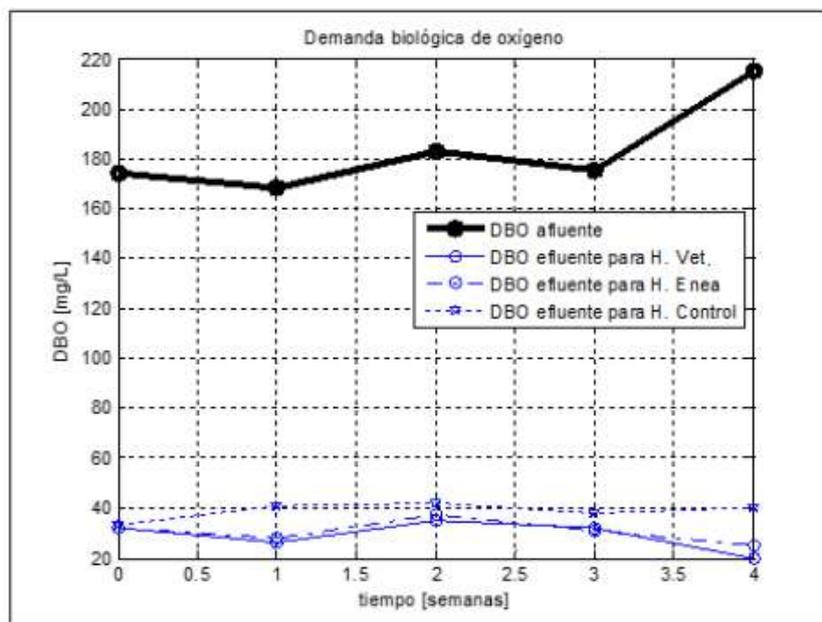


Figura 11. Comportamiento de la concentración de DBO₅ (mg/l) en el tiempo
Fuente: elaboración propia.

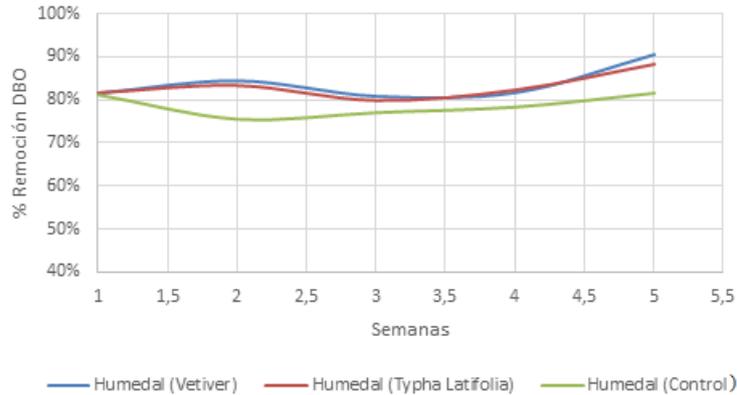


Figura 12. Evolución de la remoción de materia orgánica en forma de DBO₅ en el tiempo
Fuente: elaboración propia.

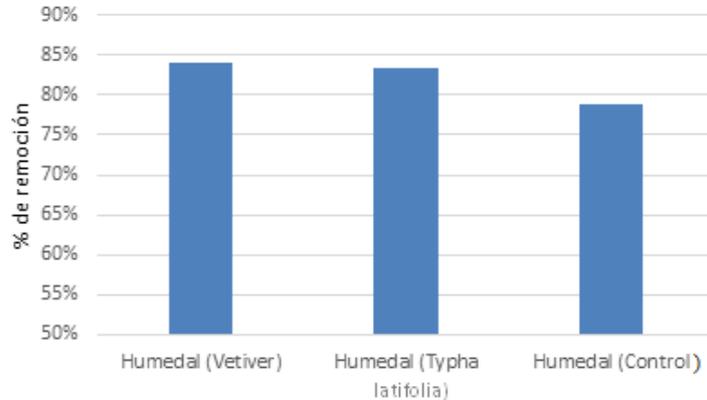


Figura 13. Remoción promedio de DBO₅
Fuente: elaboración propia.

Al comparar la remoción de DBO₅ en humedales plantados con respecto al humedal sin plantar, se observa que en los humedales plantados la DBO₅ de salida tuvo un valor 29-30,6

mg/L; mientras que, en el humedal sin plantar, la DBO₅ de salida tuvo un valor promedio de 38,8 mg/L, lo cual implica una menor eficiencia de remoción.

El porcentaje de remoción de DBO₅ es de 79-84% para los tres humedales. El humedal Vetiver presenta la más alta remoción de DBO₅, mientras que el humedal sin plantar presenta la más baja remoción de DBO₅. En los humedales plantados el porcentaje de remoción de DBO₅ es superior a la remoción en el humedal sin plantar, en cuatro puntos porcentuales, lo que representa una diferencia pequeña.

La evolución del porcentaje de remoción en el tiempo se presenta en la figura 14; se logra apreciar que la evolución es estable, aunque tiende a aumentar un poco a medida que se estabilizan los sistemas.

En la tabla 10 se presenta la concentración de DBO₅ en afluente y en efluente, y remoción de carga orgánica, en distintos estudios.

Tabla 10. Comparación de remoción de materia orgánica, incluye datos del presente estudio y datos de estudios similares

REFERENCIA	DBO ₅ AFLUENTE [MG/L]	DBO ₅ EFLUENTE [MG/L]	PORCENTAJE REMOCIÓN	CARGA ORGÁNICA SUPERFICIAL APLICADA [GDBO/ M ² D]	REMOCIÓN DE CARGA [GDBO/M ² D]
Presente proyecto, Humedal control	183	38,8	78,80	27,45	21,63
Presente proyecto, humedal Vetiver	183	29	84,15	30,68	25,82
Presente proyecto, humedal Enea	183	30,6	83,28	29,06	24,20
Paredes (2014); 20 pulsos diarios	217,2	4,3	98,02	32,78	32,13

Paredes (2014); 10 pulso diarios	217,2	6,5	97,01	32,78	31,80
Platzer et al. (2007); fase 1 caudal 650 L/d	189	29	84,66	27,67	23,42
Platzer et al. (2007); fase 2 caudal 910 L/d	170	14	91,76	34,84	31,97
Bohórquez (2015)	246,38	9,9	95,98	33,91	32,54

Fuente: elaboración propia.

El valor de DBO_5 de entrada para el presente estudio está en el rango de valores de la literatura.

Para los humedales plantados, el porcentaje de remoción de DBO_5 es de 83-84%, que es inferior al porcentaje de remoción logrado en el estudio de Bohórquez (2015) y Paredes (2014); y es ligeramente inferior al valor más bajo, que es el de Platzer et al. (2007) de 84,6%. Sin embargo, es similar al porcentaje logrado en el estudio de Platzer et al. (2007) en la fase primera. Se conjetura que el relativamente bajo porcentaje de remoción se debe a que el manto vegetal y los microorganismos de los humedales aún se encuentran en una etapa de adaptación o arranque.

El porcentaje de remoción de DBO_5 de los humedales plantados, de 83-84%, concuerda con el rango de eficiencia 75-95% mencionado en el trabajo de García y Corzo (2008). Sin embargo, la concentración efluente de DBO_5 , de 29-31 mg/L, no alcanza a ser menor al valor de 20 mg/L mencionado en el trabajo de García y Corzo (2008). A pesar del relativamente alto DBO de salida y el relativamente bajo porcentaje de remoción de DBO_5 , el DBO_5 de salida de 30 mg/L es satisfactorio, pues se puede considerar bajo para un vertimiento de agua residual doméstica tratada.

Los datos de porcentaje de remoción de DBO_5 correspondientes a humedal control, humedal Vetiver y humedal con Enea presentados en la tabla 11 no presentan una diferencia significativa de acuerdo al análisis estadístico. Se realizó una prueba F con ANNOVA, la cual

arrojó un valor crítico menor al factor F, lo cual permite aceptar la hipótesis nula de que los datos no presentan diferencia significativa.

Tabla 11. Prueba F con ANNOVA, para análisis de diferencia significativa, para porcentaje de remoción de DBO5 correspondientes a humedal control, humedal Vetiver y humedal con Enea

ANÁLISIS DE VARIANZA							
ORIGEN DE LAS VARIACIONES	SUMA DE CUADRADOS	GRADOS DE LIBERTAD	PROMEDIO DE LOS CUADRADOS	F	PROBABILIDAD	VALOR CRÍTICO PARA F	VALIDACIÓN DE LA HIPÓTESIS NULA
Entre grupos	0,00786899	2	0,0039345	3,55611365	0,06126602	3,885	ACEPTA
Dentro de los grupos	0,01327684	12	0,0011064				
Total	0,02114584	14					

Fuente: elaboración propia.

En el presente estudio, la remoción de carga fue similar para los humedales plantados, siendo mayor en aproximadamente 4 gDBO/m²d con respecto a la remoción del humedal sin plantar. El humedal con Vetiver presentó un mayor porcentaje de remoción de DBO₅ y una mayor remoción de carga orgánica superficial aplicada.

Para los humedales plantados, la remoción de carga de 24.2-25.6 gDBO₅/m²d es inferior a la remoción 31,9-32,5 gDBO/m²d lograda en el estudio de Bohórquez (2015) y Paredes (2014); pero es similar a la remoción de 23.4 gDBO/m²d lograda en la primera fase del estudio de Platzer *et al.* (2007).

Remoción de sólidos suspendidos totales

En la figura 14 se presenta la evolución de la concentración de sólidos suspendidos totales (SST), para los tres humedales.

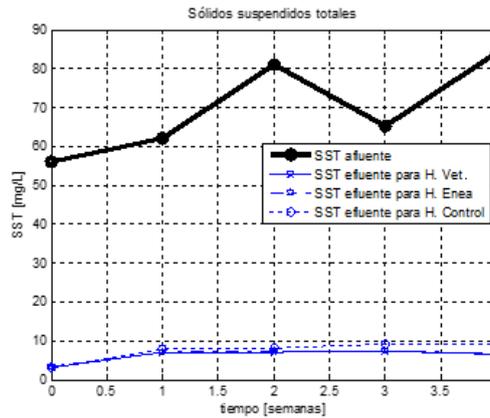


Figura 14. Comportamiento de la concentración de SST (mg/l) en el tiempo

Fuente: elaboración propia.



Figura 15. Evolución de la remoción de SST en el tiempo

Fuente: elaboración propia.

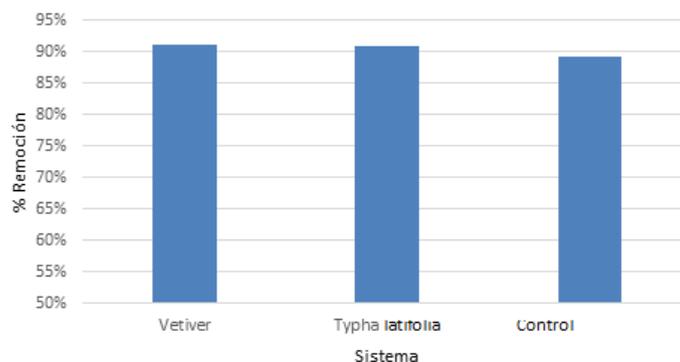


Figura 16. Remoción promedio de SST

Fuente: elaboración propia.

En el humedal sin plantar, la concentración de SST de salida tuvo un valor promedio de 7,44 mg/L; mientras que en los humedales plantados la concentración de SST de salida tuvo un valor 6,12-6,32 mg/L (ver tabla 12). En la tabla 12 se presentan las concentraciones de SST en afluente y efluente, y carga de SST removida [g/m²d], para los tres humedales.

Tabla 12. Remoción de SST

REFERENCIA	SST IN [MG/L]	SST OUT [MG/L]	PORCENTAJE REMOCIÓN [%]	CARGA APLICADA DE SST [GSST/M ² D]	REMOCIÓN CARGA DE SST [GSST/M ² D]
Humedal control	69,6	7,44	89,31	10,44	9,32
Humedal Vetiver	69,6	6,12	91,21	11,67	10,64
Humedal Enea	69,6	6,32	90,92	11,05	10,05

Fuente: elaboración propia.

Se obtuvo un rango de remoción de SST de 89-91% para los tres humedales. Los humedales plantados en conjunto presentan una remoción de 91%; el humedal Vetiver presenta la más alta remoción con 91%, y el humedal sin plantar presenta la más baja remoción de

con 89% (ver tabla 13); sin embargo, la diferencia no es significativa, de acuerdo con el análisis estadístico que se menciona a continuación. Tomando los datos de porcentaje de remoción de SST, se ha realizado una prueba F con ANNOVA, obteniendo que la hipótesis nula se valida, es decir, entre los valores de los porcentajes de remoción no existe diferencia significativa. En la siguiente tabla se observan los resultados obtenidos del análisis:

Tabla 13. Prueba F con ANNOVA, para análisis de diferencia significativa, para porcentaje de remoción de SST

ANÁLISIS DE VARIANZA							
ORIGEN DE LAS VARIACIONES	SUMA DE CUADRADOS	GRADOS DE LIBERTAD	PROMEDIO DE LOS CUADRADOS	F	PROBABILIDAD	VALOR CRÍTICO PARA F	
Entre grupos	0,00091796	2	0,00045898	0,5946364	0,5672	3,885	ACEPTA
Dentro de los grupos	0,00926238	12	0,00077187				
Total	0,01018034	14					

Fuente: elaboración propia.

La mayor remoción de carga de SST fue lograda por el humedal Vetiver, seguido por los humedales Enea y control. El mayor porcentaje de remoción de SST y la mayor remoción de carga de SST fueron logrados por el humedal plantado con Vetiver; mientras que el menor porcentaje de remoción de SST y la menor remoción de carga de SST correspondieron al humedal sin plantar. En la tabla 14 se presenta la concentración de SST en afluente y efluente y carga de SST removida [g/m²d] para humedales de distintos estudios.

Tabla 14. Datos de remoción de SST para humedales verticales de distintos estudios

REFERENCIA	SST AFLUENTE [MG/L]	SST EFLUENTE [MG/L]	% REMOCIÓN
Presente proyecto Vetiver	69,6	6,12	91,21
Presente proyecto <i>Typha latifolia</i>	69,6	6,32	90,92
Paredes (2014); 20 pulsos diarios	62,8	6,6	89,49
Paredes (2014); 10 pulso diarios	62,8	6,6	89,49
Bohórquez (2015)	72,94	8,83	87,90
Pérez <i>et al.</i> (2014)	20	0,4	98
Brix y Arias (2005)	85	8	90,59
Kantawanichkul, Kladprasert, Brix (2009)	42	<10	>76,19
García-Ávila (2020); Ecuador, muestreo 5	63	33-51	19,1-47,6
García-Ávila (2020); muestreo 6	149	4-8	94,6-97,3
García-Ávila (2020); muestreo 7	136	14-19	86-89,7
Rahi <i>et al.</i> (2020); Iraq	74,7	25,8 (con vegetación) 32,1 (sin vegetación)	65,5% (con vegetación) 56,4% (sin vegetación)

Fuente: elaboración propia.

Se observa que el valor de SST de entrada de los humedales plantados del presente estudio está en el rango de los valores de los demás estudios considerados; además, el porcentaje de remoción de SST es ligeramente superior a los otros estudios.

Análisis de la remoción de sólidos disueltos

En la figura 17 se presenta la evolución de la concentración de sólidos disueltos (SD) en afluente y efluente, para los tres humedales.

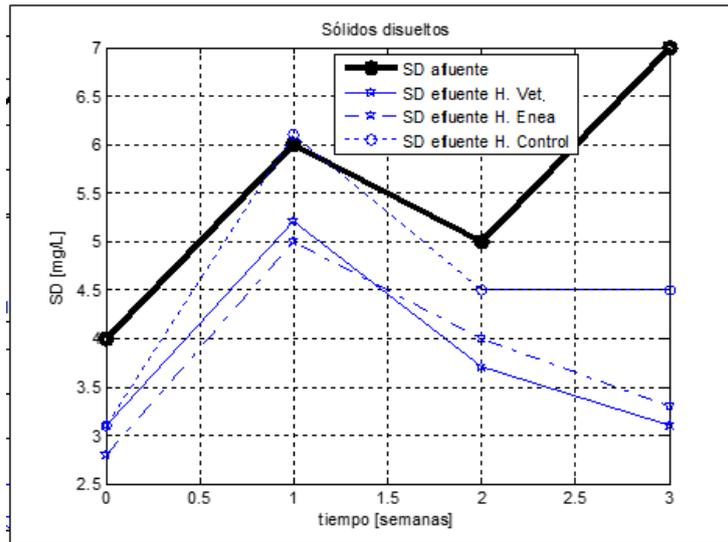


Figura 17. Comportamiento de la concentración de SST (mg/l) en el tiempo

Fuente: elaboración propia.

La remoción de sólidos disueltos fue de 17-31% para los tres humedales; siendo de 31% para los humedales plantados, y de 17% para los humedales sin plantar. Así, en los humedales plantados el porcentaje de remoción es superior al del humedal sin plantar en catorce puntos porcentuales.

Análisis de la remoción de sólidos sedimentables

Para concentración de sólidos sedimentables, se observan valores promedio a la salida de 0,01 mg/L para los tres humedales, y un promedio de remoción de 100% para los tres humedales. Esto implica que la diferencia de remoción de sólidos sedimentables en los tres humedales fue de cero, y que el tiempo de residencia es suficientemente alto para que ocurra una casi completa sedimentación de los sólidos sedimentables.

Los sólidos sedimentables son sólidos suspendidos que se sedimentan después de un período de tiempo, y pueden ser removidos por sedimentación convencional. Por tanto, su remoción se logra con un suficiente tiempo de retención hidráulico.

Análisis de la comparación de pH y SST con respecto a la normativa ambiental colombiana

La Resolución 0631 del 17 de marzo de 2015, del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia, incluye límites de parámetros para vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas, soluciones individuales de saneamiento; algunos de estos límites son: i) pH de 6 a 9; ii) sólidos suspendidos totales (SST), equivalente a 100 mg/L.

Al comparar los resultados obtenidos en el presente estudio en relación con dicha resolución, se observa lo siguiente: con respecto a pH, este es cercano a neutro, aunque tiende más a valores ácidos que a valores básicos; además, cumple con el rango 6-9 impuesto por la normativa, lo cual, en parte, se debe a que el pH de entrada está por dentro del rango 6-9. Con respecto a SST, los valores obtenidos están muy por debajo del límite (100 mg/L); esto se debe a que los SST de entrada están por debajo de dicho límite.

Comparación entre humedales plantados y sin plantar

Los humedales plantados presentan mayor eficiencia de remoción de DBO, SST y SD, esto es: i) la remoción de DBO es de cuatro puntos porcentuales superior en los sistemas plantados en comparación con el sistema no plantados; ii) la remoción de SST es de dos puntos porcentuales superior en los sistemas plantados en comparación con el sistema no plantados. Por tanto, la presencia de vegetación influye positivamente en la remoción de carga orgánica en los humedales de flujo vertical. Esta observación confirma que la presencia de vegetación contribuye a la remoción de contaminantes, lo cual ya ha sido mencionado en la literatura.

Sin embargo, la diferencia es relativamente baja, lo cual es coherente con estudios de otros autores, en los cuales también se había notado que el aumento de eficiencia debido a la presencia de plantas no es significativo. Por consiguiente, la remoción no se da principalmente no por la vegetación, sino por el medio filtrante, el cual remueve gran parte de los sólidos suspendidos, sedimentables y materia orgánica.

A pesar de que la presencia de plantas no tiene un efecto significativo sobre la remoción, los humedales plantados tienen la ventaja de que el riesgo de obstrucción es mucho menor.

Conclusiones

En general, con los tres humedales diseñados e instalados en la Fundación Niños de los Andes se lograron altos porcentajes de remoción de sólidos suspendidos totales y DBO, superiores al 90%. En los tres humedales, las remociones se mantienen relativamente estables pese a la constante variación de caudal, carga hidráulica, DBO, SST, y pH que presenta el afluente a tratar.

Los tres humedales presentaron similitud en los porcentajes de remoción, es decir, porcentaje de remoción de DBO₅, porcentaje de remoción de SST, remoción de carga de

DBO, remoción de carga de SST. En estos parámetros, el humedal Vetiver presenta mayor remociones, es seguido por el humedal plantado con *Typha latifolia*, y seguido por el humedal sin vegetación, siendo este el que presenta menores remociones.

El extenso crecimiento de las raíces en el caso del humedal plantado con Vetiver, es positivo para la remoción de contaminantes, teniendo en cuenta que las raíces favorecen la metabolización y filtración de los contaminantes, y la presencia de aire, que es transportado desde la parte aérea de la planta a la raíz.

Referencias

- Alarcón, M., Zurita, F., Lara-Borrero, J. y Vidal, G. (2018). *Humedales de tratamiento: alternativas de saneamiento de aguas residuales aplicable en América Latina*. Pontificia Universidad Javeriana.
- Aldana, J. (2014). *Remoción de aluminio en aguas residuales industriales usando especies macrófitas: una aplicación para el pasto Vetiver* [trabajo de grado, Universidad Católica de Manizales]. Repositorio Institucional UCM. <http://repositorio.ucm.edu.co:8080/jspui/bitstream/handle/10839/782/Erika%20Juliana%20Aldana%20Arcila.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Álvarez, R., Ordóñez, A., Loredó, J. y Younger, P. (2013). Wetland-based passive treatment systems for gold ore processing effluents containing residual cyanide, metals and nitrogen species. *Environmental Science Processes & Impacts*, 15, 2115-2124.
- American Public Health Association - APHA (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association.
- Arias, C., Brix, H. y Johansen, N. (2003). Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical constructed wetland system equipped with a calcite filter. *Water Science & Technology*, 48(5), 51-58.

- Arias, J. (2017). Contaminación de suelos y aguas por hidrocarburos en Colombia. Análisis de la fitorremediación como estrategia biotecnológica de recuperación. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 151-167. <https://search.proquest.com/docview/1955992586?accountid=36216>
- Bohórquez, E. (2015). *Efectos del medio filtrante y la frecuencia de alimentación en humedales construidos de flujo vertical para tratamiento de aguas residuales domésticas en condiciones tropicales* (tesis de maestría, Universidad Tecnológica de Pereira). Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/5281>
- Borkar, R. y Mahatme, P. (2011). Wastewater treatment with vertical flow constructed wetland. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(2), 590-603.
- Brix, H. y Arias, C. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: new danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25(5), 491-500.
- Díaz-Espinosa, A., Díaz-Triana, J. y Vargas, O. (eds.). (2012). *Catálogo de plantas invasoras de los humedales de Bogotá*. Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia; Secretaría Distrital de Ambiente.
- Dudai, N., Tsion, I., Shamir, S., Nitzan, N., Chaimovitsh, D., Shachter, A. y Haim, A. (2018). Agronomic and economic evaluation of Vetiver grass (*Vetiveria zizanioides* L.) as means for phytoremediation of diesel polluted soils in Israel. *Journal of Environmental Management*, 211, 247-255.
- Galván, J., Cubillos, J. y Paredes, D. (2014). Assessment of constructed wetland systems for the reduction of heavy metals from acid mine drainage. En A. Rivas (presidente), *Memorias de la Segunda conferencia panamericana de sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua* (pp. 1-15). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua - IMTA.

- García, J. y Corzo, A. (2008). Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial (manuscrito no publicado). Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona. https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/2474/JGarcia_and_ACorzo.pdf?sequence=1
- García-Ávila F. (2020). Treatment of municipal wastewater by vertical subsurface flow constructed wetland: Data collection on removal efficiency using Phragmites Australis and Cyperus Papyrus. *Data in Brief*, 30, 1-9.
- González, M. (2014). *Efecto en la variación de la altura laminar en la remoción de patógenos y nitrógeno en humedales construidos de flujo subsuperficial vertical tratando aguas residuales domésticas en condiciones tropicales* (tesis de maestría, Universidad Tecnológica de Pereira). Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/4314>
- Hoffmann, H., Platzer C., Winker, M. y von Muench, E. (2011). *Revisión técnica de humedales artificiales*. Agencia de Cooperación Internacional de Alemania (GIZ). <http://ecotec.unam.mx/Ecotec/wp-content/uploads/Revision-Tecnica-de-Humedales-Artificiales.pdf>
- Kantawanichkul, S., Kladprasert, S., Brix, H. (2009). Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with Typha angustifolia and Cyperus involucratus. *Ecological Engineering*, 35(2), 238-247.
- Maffei, M. (2002). *Vetiveria: The Genus Vetiveria*. Taylor & Francis Group.
- Maine, M., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G. y Bonetto, C. (2006). Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecological Engineering*, 26(4), 341-347.

- Panja, S., Sarkar, D., Li, K. y Datta, R. (2019). Uptake and transformation of ciprofloxacin by vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*). *International Biodeterioration & Biodegradation*, 142, 200–210.
- Papadopoulos, N. y Zalidis, G. (2019). The Use of Typha Latifolia L. in Constructed Wetland Microcosms for the Remediation of Herbicide Terbutylazine. *Environmental Processes*, 6(4). doi:10.1007/s40710-019-00398-3.
- Paredes, L. (2014). *Remoción de contaminantes en la estabilización de humedales contruidos de flujo vertical, sembrados con Heliconia (sp), para el tratamiento de aguas residuales domésticas* [tesis de pregrado, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/4813/333918P227.pdf?sequence=1>
- Pérez López, M. (2009). *Selección de plantas acuáticas para establecer humedales en el estado de Durango* [tesis de doctorado, Centro de Investigación de Materiales Avanzados, México]. Repositorio Nacional. <https://cimav.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1004/598/1/Tesis%20Ma.%20Elena%20P%C3%A9rez%20L%C3%B3pez.pdf>
- Pérez, M., Hernández, J., Bossens, J., Jiménez, T., Rosa, E. y Tack, F. (2014). Vertical flow constructed wetlands: kinetics of nutrient and organic matter removal. *Water Science & Technology*, 70(1), 76–81.
- Platzer, C., Senf, C., Hoffmann, H., Cardia, W. y Ribeiro, R. (2007). *Dimensionamento de wetland de fluxo vertical comnitrificação – adaptação de model o europeu para as condições climáticas do Brasil*. Trabajo presentado en el 24.º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, Brasil.
- Rahi, M., Faisal, A., Naji, L., Almuktar, S., Abed, S. y Scholz, M. (2020). Biochemical performance modelling of non-vegetated and vegetated vertical subsurface-flow constructed wetlands treating municipal wastewater in hot and dry climate. *Journal of Water Process Engineering*, 33, 1–11.

- Rodríguez-González, M., Molina-Burgos, J., Jácome-Burgos, A. y Suárez-López, J. (2013). Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales domésticas. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 14(2), 223-235.
- Schüttler, E. y Karez, C. (eds.). (2008). *Especies exóticas invasoras en las reservas de biósfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las reservas de biósfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas*. Unesco.
- Silván, R., Ocaña, G., Margulis, R., Barajas, J. y Cerino, M. (2016). Evaluación de humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial en la remoción de contaminantes de aguas residuales utilizando diferentes especies de vegetación macrófita. *Interciencia*, 41(1), 40-47. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5307282>
- Small, E. (2010). Blossoming treasures of biodiversity. *Biodiversity*, 11(1-2), 99-106.
- Truong P. y Thai L. (2015). *El sistema vetiver para mejorar la calidad de vida: prevención y tratamiento de aguas y suelos contaminados* (2.ª ed.). (Trad. P. Ruiz. e I, Toussieh). Vetiver Network International. <https://www.vetiver.org/Water%20quality%20Spanish%20web%202.pdf>
- Truong P., Tan T. y Pinnars E. (2008). *Aplicaciones del sistema vetiver. Manual técnico de referencia*. Vetiver Network International. https://www.vetiver.org/TVN_manual_spanish%20o.pdf
- Vymazal, J. y Kröpfelová, L. (2011). A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. *Ecological Engineering*, 37(1), 90-98.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., Perfler, R. y Laber, J. (1998). Removal mechanisms and types of constructed wetlands. En J. Vymazal, H. Brix, P. Cooper, M. Green, R. Haberl (Eds.), *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe* (pp. 17-66). Backhuys Publishers.

Zhang, D., Jinadasa, K., Gersberg, R., Liu, Y., Tan, S. y Ng, W. (2015). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000-2013). *Journal of Environmental Sciences*, 30, 30-46.

CAPÍTULO 3

DISEÑO DE PROTOTIPOS PARA HUMEDALES CONSTRUIDOS DE FLUJO SUBSUPERFICIAL

Alejandro Rincón Santamaría
Gloria Yaneth Florez Yepes
Alejandro Franco
Vladimir Henao Céspedes
Ángela María Alzate
Javier Mauricio Naranjo Vasco

En este capítulo se realiza una descripción de diseños de humedales, se hace una discusión de diferentes prototipos y se presenta un diseño para humedales construidos de flujo subsuperficial planteado por los investigadores, tomando como referencia unos datos de un efluente real, el cual se toma como punto de referencia para la propuesta del diseño.

Generalidades de los humedales artificiales

Los humedales construidos son tecnologías naturales de tratamiento de agua residual que simulan a los humedales naturales (Rozkošný *et al.*, 2014; Bernal *et al.*, 2003; Alianza por el Agua, 2008; Kivais, 2001). Los sistemas naturales de tratamiento de agua residual (NWT por sus siglas en inglés) son sistemas de tratamiento biológico que usan la capacidad de depuración del medio natural, y cuyo proceso de depuración no requiere energía eléctrica. Son económicos y amigables con el ambiente (Mara, 2006; Tunçsiper, 2019; Ho *et al.*,

2018). Esto los diferencia de sistemas biológicos convencionales en los cuales el proceso de depuración requiere energía eléctrica para equipos electromecánicos o para aireación artificial, por ejemplo, la tecnología de lodos activados (Mara, 2006; Ho *et al.*, 2018; Alianza por el Agua, 2008).

En los sistemas naturales de tratamiento de agua residual (NWT), la depuración se basa en procesos naturales, principalmente procesos bioquímicos. De hecho, usan la interrelación de suelo, agua, microorganismos, plantas y atmósfera. Además, posibilitan volver a usar el agua residual generada. En las NWT los procesos de remoción ocurren a una menor velocidad, de modo que requieren un mayor volumen o área para lograr el nivel de depuración requerido (Bernal *et al.*, 2003; Mara, 2006; Alianza por el Agua, 2008). Los NWT evitan o reducen el gasto de recursos fósiles no renovables, como también la degradación ambiental asociada a la extracción de recursos no renovables y a sus subproductos (Sundaravadivel y Vigneswaran, 2001).

Las principales características de los NWT son: i) el gasto de energía eléctrica es mínimo; ii) la operación y mantenimiento son simples, lo que implica bajos costos; iii) mantienen la eficiencia de remoción y la estabilidad, a pesar de las oscilaciones o variaciones de carga y caudal en el flujo de agua residual a tratar (Mara, 2006; Rozkošný *et al.*, 2014; Alianza por el Agua, 2008). Algunos ejemplos representativos de NWT son: humedales construidos; lagunas de oxidación y lagunas de maduración; tecnologías que usan el suelo como medio de depuración; y filtros turba (Rozkošný *et al.*, 2014; Bernal *et al.*, 2003; Alianza por el Agua, 2008).

Los humedales construidos comprenden procesos naturales, de tipo microbiológico, biológico, físico y químico (Alarcón *et al.*, 2018). En ellos las especies vegetales y las características del medio tienen una influencia significativa en el nivel de remoción (Wu *et al.*, 2015).

De acuerdo con Rinaudo (2019), las soluciones con base en la naturaleza son estrategias que buscan la seguridad hídrica, alimentaria y energética. Este tipo de soluciones están directamente relacionadas con la metodología biomimética, la cual busca emular a la

naturaleza para potenciar alternativas de diseño a partir de los sistemas vivos e impulsar los principios de vida enmarcados dentro de dicha metodología.

Los humedales construidos presentan las siguientes ventajas: i) el gasto energético es mínimo; ii) su construcción es simple; iii) la operación y mantenimiento requeridos son muy simples e implican bajos costos, y el mantenimiento puede ser realizado por personal no especializado; iv) la producción de exceso de lodos es despreciable; v) mantienen la eficacia de remoción y la estabilidad, a pesar de las significativas oscilaciones de carga y caudal en el flujo de entrada de agua residual; vi) el impacto ambiental es bajo (Alianza por el Agua, 2008).

Los humedales de flujo subsuperficial presentan una buena capacidad para remover materia orgánica, nitrato y patógenos en agua residual doméstica. En países en vía de desarrollo con clima tropical es ventajoso, por tanto, a mayor temperatura, más se favorece la degradación de materia orgánica. Además, ocupan menos espacio que los humedales basados en flujo libre (Chek *et al.*, 2011).

Los humedales construidos (CW) utilizan procesos naturales, pero son diseñados y elaborados utilizando métodos y conocimientos de la ingeniería. De hecho, imitan a los humedales naturales, utilizando plantas, suelo, y los microorganismos asociados a estos, para reducir la presencia de contaminantes del agua residual (Kivais, 2001).

Las remociones de los contaminantes en los humedales construidos se generan principalmente por:

- Sedimentación, que es favorecida a medida que aumenta el tiempo de retención hidráulico.
- Retención de sólidos suspendidos por la acción filtrante del lecho.
- Degradación, debido a la actividad biológica (Romero *et al.*, 2009; García y Corzo, 2008)

Humedal construido de flujo subsuperficial vertical

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (SSF-V) fueron desarrollados en Europa, como alternativa a los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (SSF-H), para obtener un mayor nivel de nitrificación (García y Corzo, 2008; González, 2014).

Los humedales SSF-V han sido utilizados para remoción de materia orgánica, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal y fósforo. De hecho, muestran un alto nivel de eficiencia en remoción de sólidos suspendidos, DBO, y nitrógeno amoniacal (Brix y Arias, 2005a; González, 2014; Tilley *et al.*, 2014).

Su ventaja, en comparación con los humedales SSF-H, es su condiciones aerobias en el lecho filtrante, generando una mayor nitrificación y oxidación de materia orgánica. Además, operan con una mayor carga orgánica superficial aplicada, lo cual implica que para tratar una carga orgánica dada requieren de menos área superficial. Las desventajas de los humedales SSF-V son: i) su operación es más compleja, ya que requiere flujo por pulsos, para lo cual requiere bombeo o sifón autodescargante, ii) su costo de operación es más alto si se utiliza bombeo, debido a costos de electricidad; iii) han sido menos estudiados que los humedales horizontales; iv) presentan mayor riesgo de obstrucción que los humedales SSF-H debido a que operan con mayor carga orgánica (García y Corzo, 2008; Hoffmann *et al.*, 2011; González, 2014).

Los humedales SSF-V se caracterizan por un caudal de entrada intermitente, de modo que hay períodos de carga y períodos de receso. Esto implica una mayor entrada de oxígeno, que se da por convección, con transferencia hacia la capa de sustrato. En el período de carga el aire es expulsado, mientras que en el período seco el aire es introducido en el lecho. Un tubo de ventilación conectado al sistema de drenaje puede contribuir en la aireación del material filtrante. La mayor presencia de oxígeno permite un mayor nivel de oxidación del nitrógeno amoniacal y oxidación de materia orgánica, en comparación con los humedales SSF-H; pero limita la desnitrificación, de modo que reduce la eliminación de nitratos. Además, son menos efectivos para remoción de sólidos suspendidos (Borkar y Mahatme, 2011; González, 2014, Tilley *et al.*, 2014; Bohórquez, 2015)

En humedales SSF-V se pueden lograr remociones superiores a 90 % de sólidos suspendidos, y superiores a 90 % de DQO, superiores a 95 % de DBO₅, y superiores a 90 % de nitrógeno amoniacal (Brix y Arias, 2005a, 2005b; González, 2014). Sin embargo, en el trabajo de González (2014) y en el trabajo de García y Corzo (2008) se afirma que los humedales SSF-V logran eficiencias de remoción de DQO y DBO₅ entre 75 % y 95 %, concentración efluente de DQO menor de 60 mg/L y concentración efluente de DBO menor de 20 mg/L.

Factores que afectan la eficiencia de remoción

En los humedales de flujo subsuperficial, tanto vertical como horizontal, la remoción de materia en suspensión puede ser muy elevado si se utilizan área suficiente, con porcentajes de remoción mayores a 90 %, generando efluentes con concentración de materia suspendida menor a 20 mg/L. Además, puede lograr remoción de DBO₅ en el rango 80-90 % (García y Corzo, 2008; Torres, 2012).

En humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, si se tiene suficiente área, se puede obtener DBO₅ y SST menor a 10 mg/L (Usepa, 2000). Sin embargo, en varias ocasiones la DBO₅ final da mayor a 25 mg O₂/L, y es muy difícil obtener una DBO₅ por debajo de 7 mg/L. Por tanto, se recomienda no pretender obtener DBO₅ por debajo de 25 mg/L (Londoño y Marín, 2009; Lahora, 2003; Usepa, 2000).

El desempeño de humedales SSF-V depende de carga hidráulica, especie de planta, material del lecho, tamaño del material de lecho, profundidad del lecho, calidad del agua residual y el clima (González, 2014).

En el trabajo de Brix *et al.* (2007) se estudia el desempeño de humedales de flujo subsuperficial horizontal basados en suelo, observándose que el nivel de remoción de contaminantes aumenta a medida que aumenta la edad del sistema, durante los primeros años de operación, hasta lograr valores relativamente estables. Hay estabilidad después de cinco años, y al cabo de este tiempo la concentración de DBO₅ en el flujo de salida se reduce desde 27 mg/L hasta 8 mg/L, de modo que la eficiencia de remoción aumenta; esto se debe al desarrollo de la densidad de vegetación a lo largo del tiempo.

Se debe tener en cuenta que el desempeño de los humedales en países donde se presentan estaciones climáticas es diferente que al de países en los que no hay. Por lo tanto, lo ideal es averiguar datos de humedales que tengan varios años de edad, y que estén localizados cerca del lugar donde se proyecta la construcción del nuevo humedal. A este respecto, se debe tener en cuenta que la latitud del lugar de operación del humedal afecta el desempeño del humedal, pues a mayor latitud se presentan estaciones, que a su vez afectan el clima, la temperatura y la precipitación (Usepa, 2000; Hoffmann *et al.*, 2011).

La obstrucción del humedal implica una remoción insuficiente. Para Hoffmann *et al.* (2011), la posibilidad de obstrucción del humedal es influenciada por la carga orgánica superficial aplicada, el diámetro del material filtrante, el sistema de distribución y recolección de agua residual en zona de entrada y salida.

La definición de la carga orgánica superficial aplicada es importante para evitar obstrucción prematura del humedal, y para obtener adecuados niveles de remoción de contaminantes. Una de las principales causas para la obstrucción de los humedales es la aplicación de una carga orgánica superficial mayor a la de diseño (Hoffmann *et al.*, 2011).

Frente al proceso para el diseño de humedales artificiales de flujo subsuperficial, en la literatura se encuentran varios documentos que proporcionan lineamientos de diseño: Usepa (2000); Hoffmann *et al.* (2011); Vymazal *et al.*, 1998; Brix y Arias (2005a), Brix y Arias (2005b), y UN-Habitat (2008) son algunos de ellos.

En el dimensionamiento de humedales artificiales de flujo subsuperficial, y específicamente en cuanto a la definición del área para obtener niveles deseados de remoción de DBO y sólidos suspendidos, el principal criterio es la carga orgánica superficial aplicada (AOLR por sus siglas en inglés). Esta se obtiene multiplicando el caudal por la DBO_5 afluente, dividido entre el área o superficie del humedal, y se puede organizar en dimensiones $g/(m^2día)$. Se recomienda usar el criterio de AOLR en conjunto con un análisis de datos de operación y diseño de humedales existentes en una zona cercana (Usepa, 2000).

Para el caso de humedales artificiales de flujo subsuperficial no se recomienda utilizar otras opciones para el dimensionamiento, específicamente ecuación de ajuste de datos,

carga hidráulica, o tiempo de retención hidráulico. La ecuación de ajuste no encaja mayoritariamente para los distintos datos que se tienen, pues presenta varios datos con alta dispersión; esta se debe a la diferencia entre un sitio y otro. Los posibles factores que inciden en esta diferencia son geometría, especie de planta, distribución de las plantas en el humedal, nivel de arraigamiento de las plantas en el humedal, edad del humedal y tamaño de la grava, entre otros (Usepa, 2000; Hoffmann *et al.*, 2011).

Además de la carga orgánica superficial aplicada, hay otros aspectos que pueden afectar el nivel de remoción, a saber: i) nivel del agua en el material filtrante (Usepa, 1988, p. 25; Arroyave, 2010); ii) diámetro y tipo de material filtrante, ya sea grava o arena (Usepa, 1988, p. 05; Usepa, 2000, p. 103); iii) edad del humedal (Brix *et al.*, 2007, p. 65); iv) presencia y característica de las plantas (Usepa, 1988, p. 25; Arroyave, 2010); v) temperatura (Usepa, 1988, pp. 25, 38). Además, el nivel de obstrucción genera menores niveles de remoción. La variedad y complejidad en estos factores hace difícil que el nivel de remoción sea ajustado por alguna ecuación.

El criterio de carga hidráulica se puede aplicar, después de haber aplicado el criterio de carga orgánica superficial, pero a manera de corroboración, de tal forma que no se incumplan los límites recomendados de carga hidráulica. La razón longitud/ancho y el tiempo de retención hidráulico no tienen relevancia en la definición del área ni en ningún otro cálculo del dimensionamiento. De hecho, al utilizarse humedales con relaciones de 2:1 hasta 17:1, estos presentaron el mismo rendimiento en % de remoción de DBO_5 (Usepa, 2000, pp. 104, 105, 114, 115; Hoffmann *et al.*, 2011, pp. 16, 23; Lahora, 2003, p. 104).

En el documento de la Usepa (2000, pp. 107, 111) se analizó de manera gráfica el efecto de carga orgánica superficial aplicada (AOLR) de DBO_5 y de SST sobre la DBO_5 y la SST en el efluente, para humedales de flujo subsuperficial horizontal. En dicho documento se muestra que, en general, en experimentos reales, a menor AOLR, menor es la DBO_5 en efluente. Incluso, se puede notar que para obtener DBO_5 menor a 30 mg/L, se debe utilizar una carga menor a 6 g DBO_5 /(m²d) (Usepa, 2000, p. 107). Sin embargo, la tendencia se nota mejor para cada lugar de experimentación por aparte, y hay una dispersión significativa de los datos, incluso cuando se analiza para un solo lugar de experimentación.

En el documento de Rodríguez-González *et al.* (2013) se analizó mediante gráfica: i) el efecto de carga hidráulica sobre porcentaje de remoción de DQO total, y sobre concentración de SST en efluente, para humedales de flujo subsuperficial vertical; ii) el efecto de carga superficial aplicada de DQO sobre porcentaje de remoción de DQO total. Las figuras muestran: i) a mayor carga hidráulica se logra mayor porcentaje de remoción de DQO total, ii) a mayor carga hidráulica se logra menor concentración de SST en efluente, iii) a mayor carga superficial aplicada de DQO se logra mayor porcentaje de remoción de DQO total.

El área mínima del humedal se obtiene utilizando la definición de carga orgánica superficial y el límite superior (Usepa, 2000, p. 115):

$$\frac{Q \times DBO}{A_s} \leq OLR|_{lim}$$

$$A_s \geq \frac{Q \times DBO}{OLR|_{lim}}$$

Donde $OLR|_{lim}$ es límite de carga orgánica superficial, definido a partir de datos empíricos, y A_s es el área superficial o superficie.

Sin embargo, el nivel de remoción en función de parámetros como carga orgánica superficial aplicada y carga hidráulica, han sido establecidos para lugares de climas frío o lugares que presentan estaciones como Europa y Estados Unidos; pero poco se ha estudiado para países de clima tropical como Colombia, donde la temperatura y la precipitación generan condiciones distintas. Por tanto, es necesario recopilar y analizar la información para estos países (Chek Rani *et al.*, 2011). Como se mencionó en el primer capítulo, para los países tropicales se destacan los estudios de García *et al.* (2019), Bohórquez *et al.* (2017), Bustillo *et al.* (2016), Platzer *et al.* (2016), Teixeira *et al.* (2018), García *et al.* (2013) o DQO (Caselles *et al.*, 2017, Casierra-Martínez *et al.*, 2017). Machado *et al.* (2017), Bohórquez *et al.* (2017), Bustillo *et al.* (2016), García *et al.* (2013), Caselles *et al.* (2017) y Casierra-Martínez *et al.* (2017) permiten considerar que hacen falta estudios en los que se recopile y compare datos de remoción de DBO y DQO como función de la carga orgánica aplicada, ya sea para un

mismo humedal o para distintos humedales, de manera similar a como se hace para Estados Unidos en el documento de Usepa (2000).

Resumen de lineamientos para diseño de humedales de flujo subsuperficial vertical

Tabla 15. Resumen de lineamientos para diseño de humedales de flujo subsuperficial vertical

PARÁMETRO	VALOR	REFERENCIA
Límite en carga orgánica superficial aplicada [g/(m ² día)]	30-35 gDBO/(m ² d) (climas cálidos)	Hoffmann et al. (2011, p. 25)
	20 gDQO/(m ² d) (climas fríos)	Hoffmann et al. (2011, p. 25)
	60-70 gDQO/(m ² d) (climas cálidos)	Hoffmann et al. (2011, p. 25)
	20- 40 gDBO/(m ² d) (para obtener efluente con 30 mg/L de DBO)	García y Corzo (2008, p. 77)
	25-50 gDBO/(m ² d)	Bohórquez (2015, p. 26)
Límite en carga hidráulica superficial aplicada cm/d	20 cm/d	Hoffmann et al. (2011)
	8,49 cm/d (2,083 galón/(día·pie); 1 cm ² por cada 8,49 cm ³ de agua residual tratada diariamente).	García et al. (2013, p.1)
	<5 cm/d	Arias y Brix (2003, p. 22)

Área m ² /persona	Clima cálido 1-2m ² clima frío 3-4	Hoffmann <i>et al.</i> (2011)
	Clima cálido -1,5 m ² clima frío 1-2	UN-HABITAT (2008)
	Clima cálido 1,2	Platzer <i>et al.</i> (2007)
	2,5	García y Corzo (2008)
Composición del sustrato	20 cm grava en el fondo, al menos 50 cm de arena, 15 cm de grava en la parte superior y 15 cm de borde libre	Hoffmann <i>et al.</i> (2011)
	Para primera etapa: 10-20 cm grava (20-40 mm) en el fondo, seguido por 10-20 cm grava (5-20 mm), y al menos 30 cm de grava fina (2-8 mm) en la parte superior	García y Corzo (2008, p. 81)
	Para segunda etapa: 10-20 cm grava (20-40 mm) en el fondo, seguido por 10-20 cm grava (3-10 mm), y al menos 30 cm de arena en la parte superior	García y Corzo (2008, p. 81)
	15 cm grava (20-40 mm) en el fondo, seguido por 5cm grava (5-10 mm), 45 cm de arena, y 5 cm de grava (5-10 mm) en la parte superior	UN-Habitat (2008)
	15 cm grava (30-60 mm) en el fondo, seguido por 10 cm grava (12 mm), 15 cm de grava (6 mm), y 8 cm de arena en la parte superior	Vymazal <i>et al.</i> (1998)
	20 cm grava (8-16 mm) en el fondo, seguidos por 100 cm de arena, y 20 cm de grava (8-16 mm) en la parte superior	Brix y Arias (2005)

	20 cm de grava en la parte inferior, seguido por capas de arena y grava	Tillet <i>et al.</i> (2014, p. 118)
Profundidad del sustrato	1,0 m de profundidad efectiva (profundidad de la zona de material filtrante)	Brix y Arias (2005, p. 04).
	>0,80 m	UN-Habitat (2008, p. 22)
	0,95 m	UN-Habitat (2008, p. 22)
	≥1 m	UN-Habitat (2008, p. 22)
Pendiente	0,5-1%	Hoffmann <i>et al.</i> (2011)
	0,5-1%	UN-Habitat (2008)
	1%	Vymazal <i>et al.</i> (1998)
Sistema de tubería	Distancia entre tubería no mayor a 5 m	Brix y Arias (2005)
	Diámetro de tubería 32 45 mm	
	Agujeros de 5-7 mm a cada 40-70 cm	
	Diámetro tubería de recolección 90-120 mm	
	Tubería de aireación por cada 4m ²	García y Corzo (2008)

Pulsos o descargas diarias	4-12	Hoffmann <i>et al.</i> (2011, p. 25)
	4-6	García y Corzo (2008, p. 79)
	4 a 10	Tilley <i>et al.</i> (2014, p. 118)
	8-12, cuando no se usa hay recirculación	Brix y Arias (2005, p. 495)
	16-24, cuando la mitad del caudal efluente es recirculado al sistema	Brix y Arias (2005, p. 05).
Eficiencia	90-99 % remoción de DBO ₅ y SST	Hoffmann <i>et al.</i> (2011)
Vida útil	20-30 años	Hoffmann <i>et al.</i> (2011)

Fuente: elaboración propia.

En la tabla 15 se observa que las recomendaciones de límites para carga orgánica superficial aplicada comprenden un rango muy amplio, desde 20 a 50 gDBO₅/(m²d) y 20 a 70 gDQO/(m²d). En parte, depende del clima (ya sea cálido o frío) y de la concentración esperada del efluente. Las recomendaciones de límites para carga hidráulica son amplias: de 5 a 20 cm/d. Las recomendaciones de composición del sustrato comprenden rangos amplios para las profundidades de las capas de arena. Sin embargo, los documentos de Hoffmann *et al.* (2011) y UN-Habitat (2008) recomiendan 20 cm de grava en el fondo, seguidos por 45-50 cm de capa de arena y 15 cm de grava en la parte superior. Estos dos documentos presentan una buena relación con la aplicación práctica a condiciones reales. Las recomendaciones de pulsos o descargas diarias comprenden un rango amplio, de 4 a 12 pulsos/día.

Normativa para vertimientos de agua residual doméstica

En la Resolución 0631 del 17 marzo de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia (hojas 10 y 11) se encuentran los límites de parámetros para los vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas; algunos se muestran en la tabla 16.

Tabla 16. Límites de parámetros para los vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas, soluciones individuales de saneamiento

PARÁMETRO	VALOR LÍMITE
Parámetros generales	
Ph	6 a 9
Demanda química de oxígeno (DQO)	200 mg/L
Demanda biológica de oxígeno (DBO)	--
Sólidos suspendidos totales (SST)	100 mg/L
Sólidos sedimentables	5 mL/L
Grasas y aceites	20 mg/L

Fuente: Resolución 0631 del 17 marzo de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (hoja 6).

En la tabla 16 se puede ver que: i) hay un valor límite para la DQO, y no un porcentaje de remoción; ii) no hay valor límite para la DBO; iii) hay valores límite para sólidos suspendidos totales (SST), sólidos sedimentables, y grasas y aceites, y no porcentajes de remoción. Es importante tener en cuenta estos aspectos en el diseño de sistemas de tratamiento de agua residual.

Algunas experiencias de utilización de humedales artificiales En el trabajo de Arroyave (2010) se analiza el efecto del tipo de cultivo (monocultivo, policultivo) y del nivel del agua sobre

la eficiencia de remoción de patógenos en humedales de flujo subsuperficial horizontal. Los humedales realizan tratamiento terciario de aguas residuales domésticas provenientes de la vereda La Bananera del municipio de Pereira (Risaralda). Se utilizan especies vegetales nativas de la zona, en condiciones de cultivo tipo monocultivo y policultivo, con profundidades de la capa de agua dentro del humedal de 0,30 m y 0,55 m. Se midieron coliformes fecales, coliformes totales, demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno (DBO5). En una primera fase –de siete meses– todos los humedales tienen un nivel de agua de 0,55 m. Para la segunda fase, en dos de los humedales se tomó un nivel de agua de 0,30 m. Se observó que el nivel del agua y la condición de cultivo no implicaron diferencias significativas en la eficiencia de remoción. No obstante, se observó que humedales con policultivos, y niveles de 0.55 m, dieron mejores remociones.

En el trabajo de García (2010) se estudia el efecto de la presencia de plantas y la combinación de humedal horizontal-horizontal, vertical-vertical o vertical-horizontal; sobre la remoción de organismos patógenos, en humedales construidos de flujo subsuperficial. Los humedales realizan tratamiento secundario de agua residual doméstica proveniente de la Universidad Tecnológica de Pereira (UTP). Se utilizaron tres combinaciones de humedal de flujo subsuperficial: i) humedal horizontal seguido por humedal horizontal (H-H); ii) humedal vertical seguido por vertical (V-V); iii) humedal vertical seguido por horizontal (V-H). Además, en cada una de estas combinaciones se utilizó el caso con plantas y caso sin plantas. Se utilizó la especie vegetal papiro. Se midió coliformes totales, *E. coli*, huevos de helmintos, DBO5, DQO, SST y nitrógeno. Se observó que la combinación humedal vertical-horizontal generó mayor remoción de coliformes totales (tres unidades logarítmicas), *E. coli* y huevos de helmintos. Con respecto a remoción de DBO5 y DQO, todas las combinaciones lograron remoción mayor a 85%, sin diferencias significativas entre las combinaciones. Con respecto a remoción de nitrógeno, la combinación V-H generó mayor rendimiento, con remoción mayor al 90%; el caso con plantas genera una remoción significativamente mayor que el caso sin plantar. Se concluye que la mayor eficiencia de la combinación V-H se debe a que en este se favorece la remoción de nitrógeno mediante la nitrificación en el humedal vertical, y la desnitrificación en el humedal horizontal.

En el trabajo de Marín y Correa (2010) se evaluó la eficiencia de descontaminación de agua residual en humedales artificiales utilizando la guadua *Angustifolia Kunth*. Se estudió

el efecto del material filtrante, grava o arena, sobre el desempeño de humedales. Los humedales realizan tratamiento terciario de agua residual doméstica proveniente de la UTP. Se tienen dos humedales de flujo subsuperficial horizontal: en uno el medio es grava, y en el otro el medio es arena. Cada humedal tiene 4,48 m de largo, 1,06 m de ancho, y 1 m de profundidad. Se utiliza la guadua *Angustifolia Kunth*. Se midieron DQO, DBO₅, nitrógeno (NO₂, NO₃ y NH₃), coliformes totales y *E. coli*, potencial redox y oxígeno disuelto. El humedal de arena presenta mayor remoción de DBO₅, DQO y nitrógeno. El humedal de arena logra 92 % de remoción de DBO₅, mientras que el de grava logra 72 % de remoción. Con respecto a la remoción de nitrógeno total, el humedal de arena genera mayor remoción de nitrógeno en sus tres formas, amoniacal nitratos y nitritos, en comparación con el humedal de grava; y logrando remoción de N amoniacal de aproximadamente 75 %. Sin embargo, el humedal de arena presenta alto riesgo de obstrucción.

En el trabajo de Bohórquez (2015) se estudia el efecto del medio filtrante y la frecuencia del flujo de alimentación, en humedales de flujo subsuperficial vertical. Los humedales realizan tratamiento secundario del agua residual doméstica proveniente de la UTP. Se utilizaron ocho humedales. Como variables a estudiar se tiene: i) medio filtrante, ya sea arena fina o grava media; ii) frecuencia de alimentación, ya sea 10 pulsos/día o 20 pulsos/día; iii) presencia de plantas, caso con plantas y caso sin plantas. Se utilizó la especie *Heliconia psittacorum*. Se midieron DQO, DBO₅, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, sólidos suspendidos totales (SST), coliformes totales y *E. coli*. Se observó:

- Las unidades en arena lograron mayor remoción de materia orgánica, nitrógeno amoniacal y sólidos suspendidos totales, en comparación con las unidades en grava que lograron remoción de DBO₅ mayor a 96 %.
- La presencia de plantas generó un aumento significativo de remoción de nitrógeno total, en comparación con el caso sin plantas.
- La variación en la frecuencia de alimentación no generó variación significativa en remoción de N amoniacal, DQO, DBO₅, SST.

En el trabajo de Paredes (2014) se estudia el efecto de presencia de plantas y la frecuencia de los pulsos de alimentación, en la eficiencia de descontaminación, por humedales construidos de flujo subsuperficial vertical. Los humedales realizan tratamiento secundario

del agua residual doméstica proveniente de la UTP. Los humedales se estudiaron en su fase de aclimatación que toma cinco meses. Se utiliza especie vegetal *Heliconia*; y como medio filtrante, la arena. Se midieron nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, DBO_5 y DQO, SST. Se observó:

- La configuración más eficiente para remoción de nitrógeno es el sistema plantado con 20 pulsos/día, y la principal forma de nitrógeno removida fue el nitrógeno amoniacal.
- La configuración más eficiente para remoción de DBO_5 fue el sistema plantado con 20 pulsos/día, que obtuvo 98 % de remoción de DBO_5 .
- La presencia de plantas no tuvo un efecto significativo en la remoción de materia orgánica.
- La variación en la presencia de plantas y la frecuencia de pulsos no tuvo un efecto significativo sobre sólidos suspendidos totales (SST).

Caso de estudio para la propuesta de un prototipo en la Fundación Niños de los Andes

Para los prototipos propuestos, el agua residual a ser tratada sería tomada de la salida del pozo séptico. Algunos parámetros importantes de esta agua residual se muestran en la tabla 17.

Tabla 17. Datos considerados en efluente de tanque séptico

PARÁMETRO	AM	PM	GENERAL
DBO	323 mg/l	378 mg/L	348,4 ≈350 mg/L (calculado a partir de la carga de DBO y el caudal)
DQO	706 mg/l	812 mg/l	754,7 mg/L ≈759 mg/L (calculado a partir de la carga de DQO y el caudal)
Caudal	--	--	0,049 L/seg
Carga de DBO	--	--	1475 Kg/día
Carga de DQO	--	--	3195 Kg/día

Fuente: elaboración propia

Diseño de los prototipos

Características generales de los prototipos Se utilizan prototipos a escala piloto, para tratamiento de agua residual doméstica, que comprenden: humedal de flujo subsuperficial vertical (HFV) y filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA). Los FAFA realizan un tratamiento secundario, mientras que los humedales realizan un tratamiento terciario. A continuación, se muestran los prototipos (figura 18).

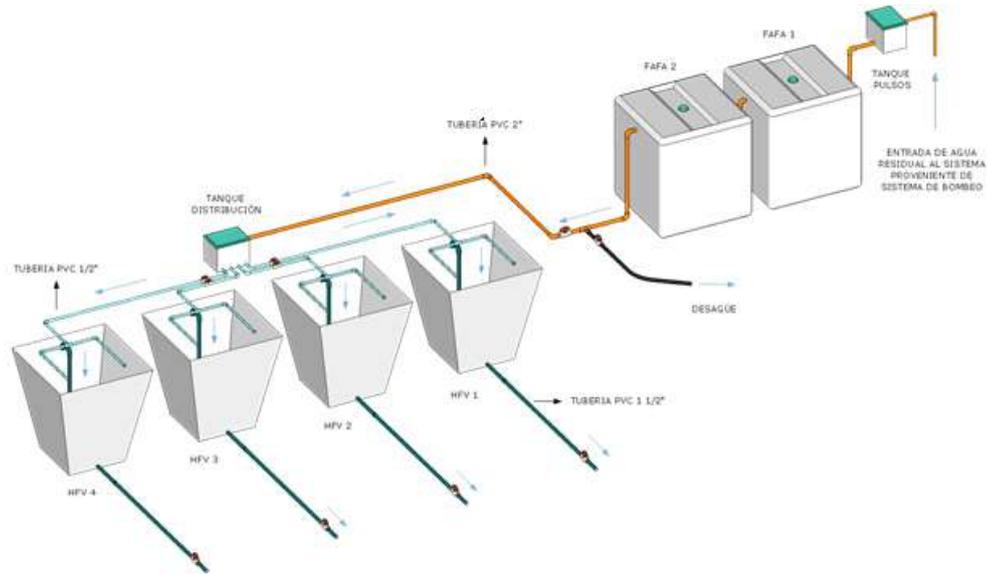


Figura 18. Sistema de tratamiento a escala piloto Fafa+ HFV, vista isométrica
Fuente: elaboración propia.

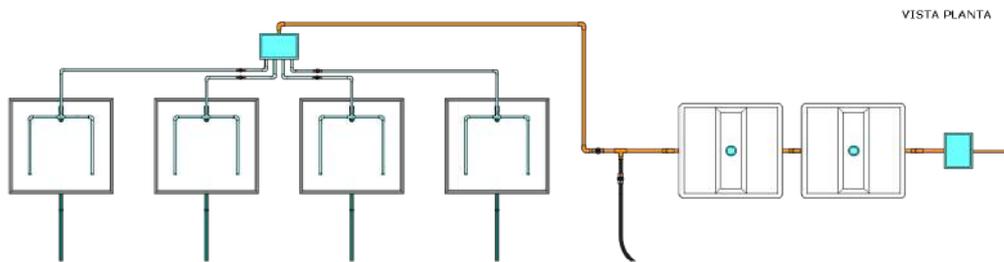


Figura 19. Sistema de tratamiento a escala piloto Fafa+ HFV vista planta
Fuente: elaboración propia.

Discusión general sobre los prototipos

Sobre los prototipos. Se ha identificado que el mejor punto de ubicación de los prototipos es posterior al existente filtro percolador. Es importante mencionar que el actual filtro percolador funciona deficientemente, y que no hace parte del proceso de depuración que realizarían los prototipos de humedales que están siendo diseñados, pero parte del espacio que ocupa podría ser utilizado para estos prototipos. Se tienen las siguientes razones:

- Si los prototipos se construyen en el interior del actual filtro percolador, esto requeriría extraer gran parte del material filtrante, el cual es piedra. Además, se requeriría bombeo con el fin de impulsar el agua desde la salida de los FAFA hacia los humedales.
- Si los prototipos se construyen posterior al actual filtro percolador, no se requeriría extraer material, aunque sí se requeriría construir los muros. Además, se podrían ubicar en lugar de nivel inferior, de modo que el agua pueda ir por gravedad desde la salida de los FAFA hasta los humedales.

Sobre los filtros percoladores. A nivel real, tener un filtro percolador —bien construido— implica unas características estructurales complejas, principalmente el sistema de aireación que requiere una recámara inferior a través de la cual se descarga el flujo de salida y también entra el aire. En el actual seudofiltro percolador, dicha recámara no existe, y funciona más como un filtro anaerobio de flujo ascendente. La construcción de dicha recámara es compleja. Por tanto, sería más práctico y fácil convertir el pseudo filtro percolador a filtro anaerobio de flujo ascendente. Por esta razón, en el presente estudio no se va a profundizar en el diseño de prototipos de filtro percolador.

Sobre utilización de los FAFA en serie. Actualmente, en Colombia la normativa para vertimientos es significativamente más estricta, requiriendo bajos valores de las concentraciones de DQO. Así, es recomendable utilizar dos FAFA en serie, en lugar de uno solo, lo cual implica un mayor nivel de depuración, que a su vez implica las siguientes ventajas: i) mayor posibilidad de cumplimiento de la nueva normativa; ii) menor área requerida de humedal, por tanto, es menor el área total requerida; iii) menos riesgo de obstrucción de los humedales.

Sobre el área de los prototipos. Se recomendó que los prototipos tuvieran un área de mínimo 1 m^2 , con el fin de tener datos más cercanos a la realidad. Por esta razón, para cada prototipo se toma un área de 1 m^2 ; como base en el diseño, principalmente para los prototipos de humedales verticales.

Diseño para sistema de bombeo. Se requiere el uso de una bomba de presión, que será la encargada de distribuir el flujo por pulsos desde el sistema séptico hacia el sistema de tratamiento piloto. Esto requiere de la adecuación de un espacio seco para proteger el sistema, con conexión eléctrica de 110 v.

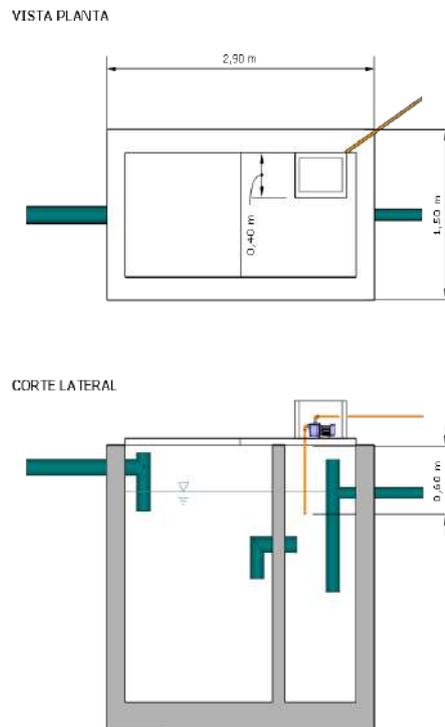


Figura 20. Sistema de bombeo ubicado en el pozo séptico

Fuente: elaboración propia.

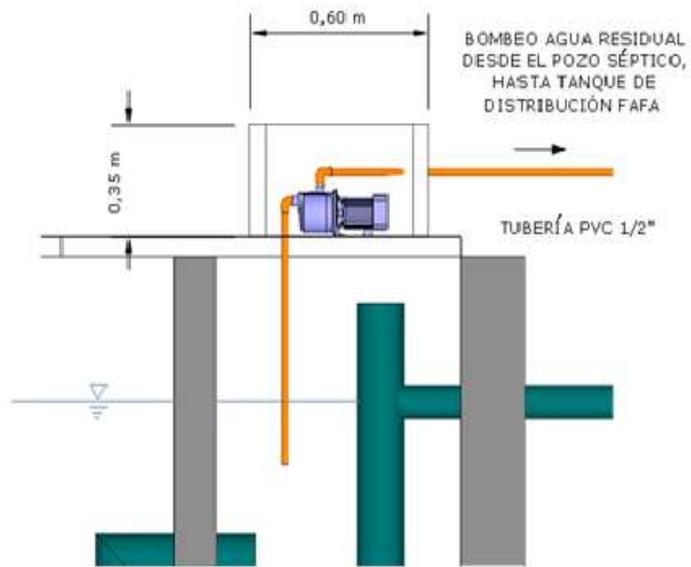


Figura 21. Detalle del sistema de bombeo
Fuente: elaboración propia.

Diseño para tanque de pulsos

Se puede utilizar un tanque plástico (de 250 L, dimensiones 0,25 m x 0,25 m x 0,35 m). Este tanque tiene la función de distribuir el flujo hacia el FAFA, luego de recibir el agua proveniente de sistema de bombeo.

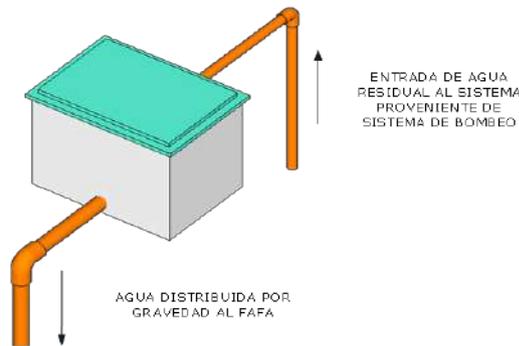


Figura 22. Tanque de pulsos

Fuente: elaboración propia.

Diseño para tanque de división

El tanque se encargará de dividir el caudal de agua tratada por el FAFA en cuatro, para su posterior distribución en el sistema de humedales, permitiendo que todos los humedales reciban la misma cantidad de agua.

Para esto se hará uso de un tanque plástico que contará con una adecuación de acrílico que a su vez formará cuatro vertederos en forma de V. La configuración del tanque de división se puede ver en detalle en la figura 23; y la adecuación de acrílico, con el ángulo y la longitud de cada vertedero, se muestran en la n.º 24.

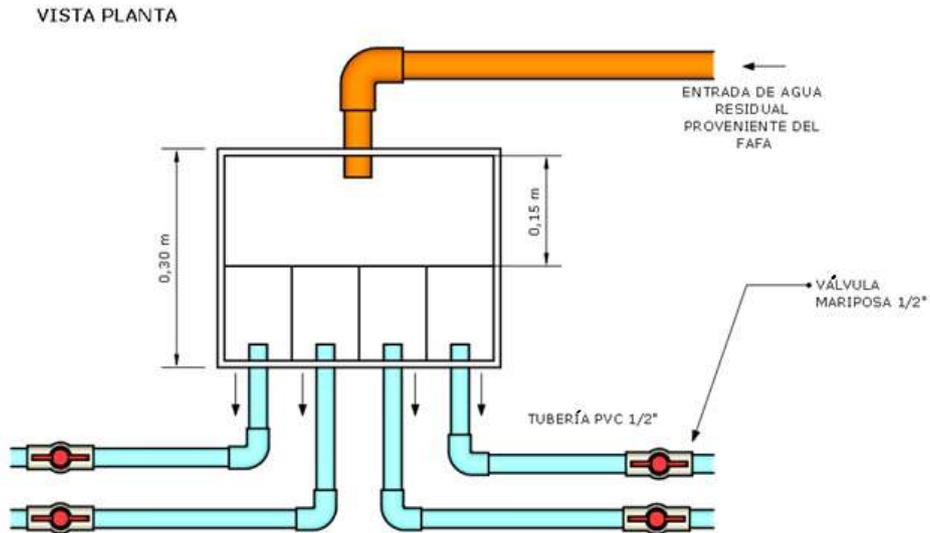


Figura 23. Tanque de división caudal (vista planta)

Fuente: elaboración propia.

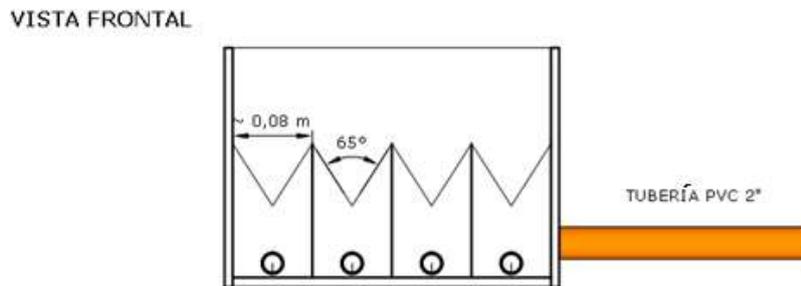


Figura 24. Detalle del tanque de división caudal (vista frontal)

Fuente: elaboración propia.

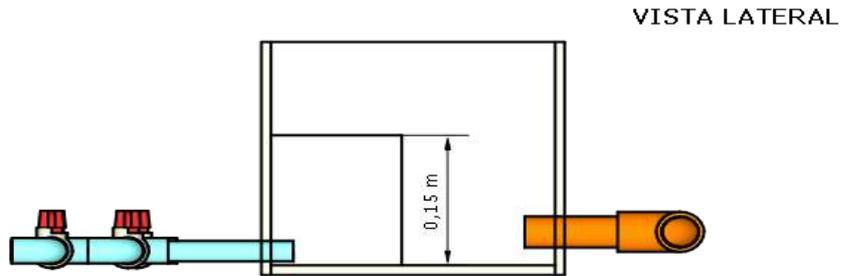


Figura 25. Detalle del tanque división caudal (vista lateral)
Fuente: elaboración propia.

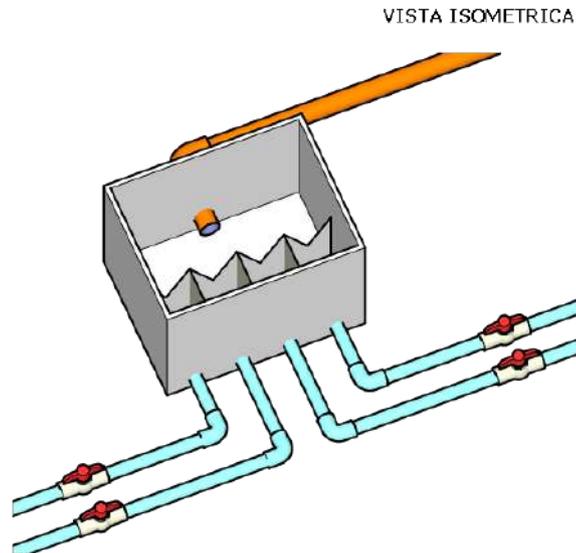


Figura 26. Detalle del tanque división caudal (vista isométrica)
Fuente: elaboración propia.

Diseño para los prototipos de FAFA

Se tienen las siguientes características generales y principales:

- Se propone usar dos FAFA en serie. Esto reduce la concentración efluente, por tanto a nivel real reduce el espacio necesario para humedal.
- Material de construcción: isotanque.
- Área: 1 m² aprox.
- Profundidad de la capa de material filtrante: mínimo 0,8 m, preferiblemente 1 m.
- Material de relleno: trozo de tubo de PVC, de 1 cm de diámetro.
- Dirección de flujo: ascendente.

En cuanto a los prototipos, se recomienda lo siguiente:

- Utilizar carga orgánica aplicada $CO < 0,75 \text{ kgDBO}/(\text{m}^3\text{día})$, y tiempo de residencia hidráulico $TRH > 5$ horas, pero teniendo en cuenta que en los casos con $TRH > 10$ horas generalmente se logra un mayor nivel de reducción de DBO_5 , como se puede ver del estudio de Batero y Cruz (2007). Esto se concluye a partir de datos de operación de diversos prototipos. Otros autores recomiendan $CO < 5 \text{ kgDQO}/(\text{m}^3\text{día})$.
- Para el tiempo de residencia hidráulico, se recomienda $TRH > 10$ horas, según diversas recomendaciones. Otros autores recomiendan $TRH > 12$ horas.
- Para la carga hidráulica, se recomienda utilizar $CH < 15 \text{ m}/\text{día}$, preferiblemente $CH < 10 \text{ m}/\text{día}$.
- Para la altura de material filtrante se recomienda usar 1 m.
- Para el lado (o largo), se recomienda que sea menor que la profundidad del agua (altura útil del agua).
- Profundidad de la capa de agua dentro del material filtrante: mínimo 30 cm.
- En la construcción, se recomienda usar rosetones en lugar de piedra, pues estos tienen mayor superficie de adherencia para la biomasa.
- Para reducir el tiempo de arranque, se puede inocular con lodo de pozo séptico, por 'spraying' sobre el material filtrante; el caudal debe incrementarse progresivamente con el tiempo.

Profundidad de las capas

El isotanque tiene 1 m de profundidad; por tanto, tenemos una altura útil de de 90 cm, con 45 cm de medio filtrante. El medio filtrante por lo general es la mitad del volumen útil del tanque.

Profundidad de las zonas:

- Zona de material filtrante: 45 cm.
- Borde libre: 10 cm aprox.
- Lámina libre: 0 cm.
- Altura total: 1 m.

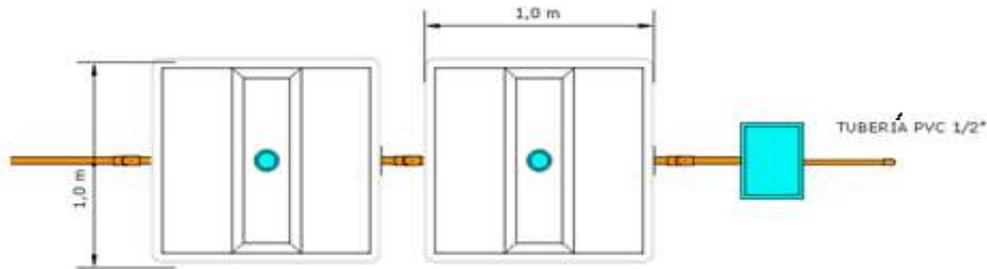


Figura 27. FFAFA (vista planta)

Fuente: elaboración propia.

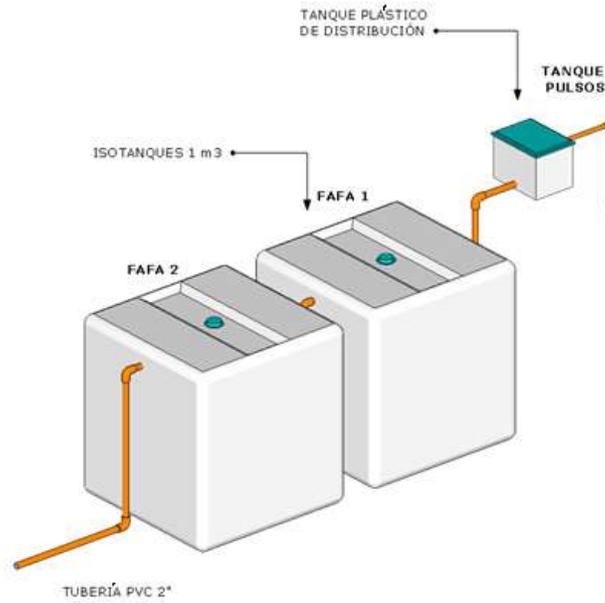


Figura 28. FFAF (vista isométrica)

Fuente: elaboración propia.

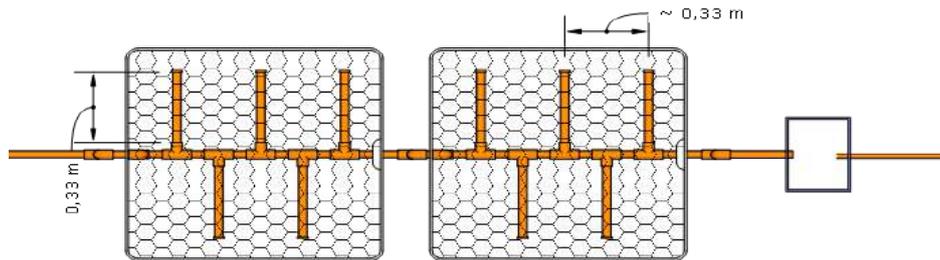


Figura 29. Red hidráulica FFAF (vista planta)

Fuente: elaboración propia.

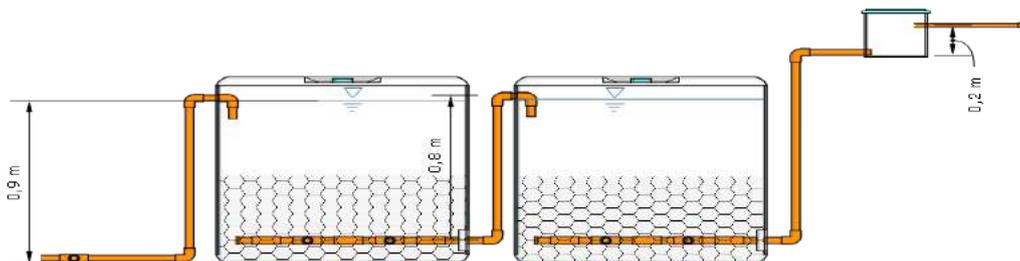


Figura 30. Red hidráulica Fafa (corte transversal)

Fuente: elaboración propia.

Nota: la lámina libre es el espacio entre la superficie de la zona de material filtrante y el tubo de recolección. Aunque sería ideal tener 30 cm de lámina libre, no se va a utilizar debido a la falta de espacio disponible. El borde libre es el espacio entre el tubo de recolección y el borde superior del tanque.

Diseño para los prototipos de humedal vertical

- Características generales y principales:
- Tecnología a ser utilizada: humedal construido de flujo subsuperficial vertical.
- Dirección de flujo: descendente.
- Construcción en mampostería.
- Área de cada unidad: 1 m².
- Profundidad de la capa de material filtrante: mínimo 0,9 m, preferiblemente 1 m.
- Aireación: ubicar tubos de aireación en el tubo de drenaje.
- Utilizar grava gruesa en el extremo superior y el extremo inferior.
- Utilizar 1% de inclinación en el fondo, inclinado hacia la salida (0,5-1%, según UN, 2008, p. 25).
- Se recomienda usar impermeabilización en el fondo: PVC Liner, HDPE 1,5 mm.
- En humedales de flujo subsuperficial vertical es recomendable utilizar tubería de aireación, conectada al tubo de drenaje.

Tabla 18. Parámetros definidos para los prototipos de humedal vertical

PARÁMETRO	VALOR O RANGO SEGÚN LA LITERATURA	VALOR ESCOGIDO
Carga superficial aplicada	Límite: máximo 30-35 gDBO/(m ² d).	30 gDBO/(m ² d).
Carga hidráulica	Límite: máximo 20 cm/d.	Máximo 20 cm/d.
Frecuencia de pulsos	En el rango 4-10 pulsos/día.	Rango 4-10 pulsos/día.
Composición del sustrato	<p>Profundidad de las capas:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1020 cm de grava en el fondo (840 mm; preferiblemente 2040 mm) • 0 a 20 cm de transición (310 mm; preferiblemente 510 mm) • Mínimo 50 cm de arena • 520 cm de grava en la parte superior (516 mm) • Profundidad total del lecho filtrante: 1 m, como mínimo. • La tubería de drenaje debe estar cubierta por una capa de grava gruesa. 	<p>Profundidad de las capas:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 20 cm de grava en el fondo (2040 mm) • Mínimo 50 cm de arena. • 1520 cm de grava en la parte superior (516 mm)
Borde libre	15 cm.	15 cm.
Pendiente	<p>Pendiente en el fondo: en el rango 0,5-1%.</p> <p>Pendiente en la superficie del humedal: superficie totalmente nivelada.</p>	Pendiente en el fondo: en el rango 0,5-1%.

Fuente: elaboración propia.

Tabla 19. Profundidad de las capas

REGIÓN O ZONA DEL LECHO FILTRANTE	EN GENERAL PARA LOS PROTOTIPOS	PRIMER PROTOTIPO DE HUMEDAL VERTICAL	SEGUNDO PROTOTIPO DE HUMEDAL VERTICAL
Fondo	20 cm (grava gruesa)	20 cm de grava	20 cm de grava
Parte media	50-65 cm (arena)	50 cm de arena	70 cm de arena
Parte superior	20 cm (grava)	20 cm de grava	20 cm de grava
Borde libre	10 cm		
Total	100 cm -115 cm		

Fuente: elaboración propia.

Recomendaciones para el tamaño del material filtrante

El orden de las capas, desde la del fondo hasta la superior, es el siguiente: fondo, fondo medio, medio y superior.

Tabla 20. Orden de las capas

ZONA	RECOMENDACIÓN PARA PROFUNDIDAD DE LA CAPA DE MATERIAL FILTRANTE Y TAMAÑO DEL MATERIAL
Fondo	Utilizar 15-20 cm para el fondo, y 5 cm para el fondo medio. UN-Habitat (2008) recomienda 15 cm (2-4 cm) para el fondo; y 5 cm (0,5 a 1 cm) para fondo medio. Brix y Arias (2005) recomienda utilizar 20 cm (0,8 a 1,6 cm).
Medio	Profundidad de mínimo 50 cm; utilizar arena de río lavada.
Superior	15 a 20 cm (0.8 a 1.6 cm)

Fuente: elaboración propia.

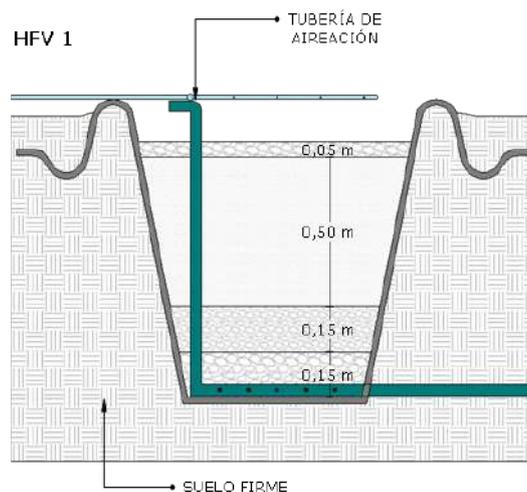
Diferenciación de los humedales

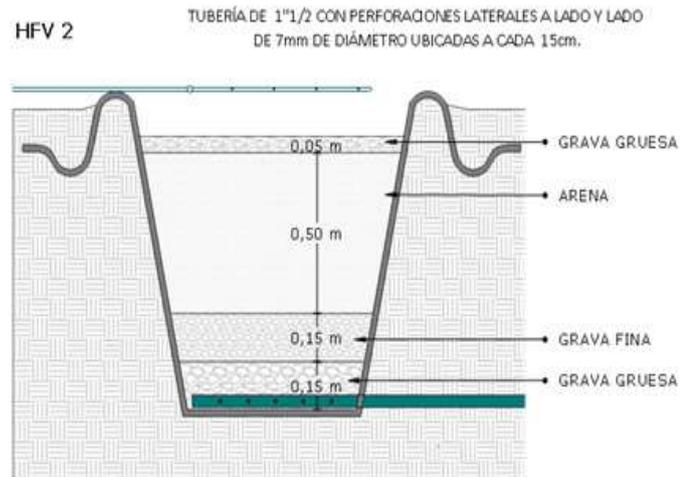
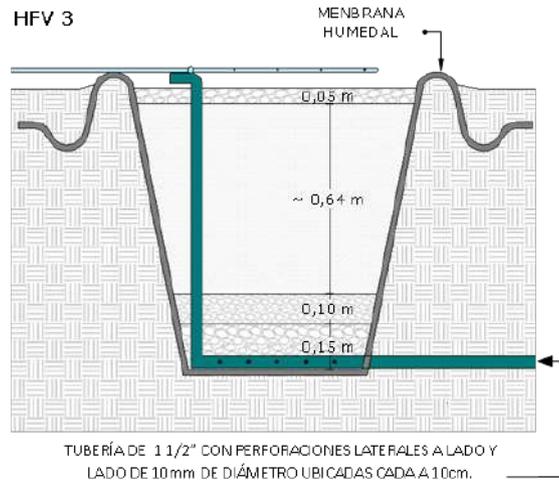
Se consideraron cuatro prototipos de humedales: en paralelo; con diferentes profundidades de la capa de arena; y con presencia o ausencia de tubería de aireación (tabla 21), con el fin de evaluar el efecto de estas dos variables sobre los niveles de aireación.

Tabla 21. Diferencias entre los cuatro tipos de humedal

NÚMERO DE HUMEDAL	PROFUNDIDAD CAPA DE ARENA	PRESENCIA DE TUBERÍA DE AIREACIÓN
H1	50 cm	Sí
H3	65 cm	Sí
H2	50 cm	No
H4	65 cm	No

Fuente: elaboración propia.





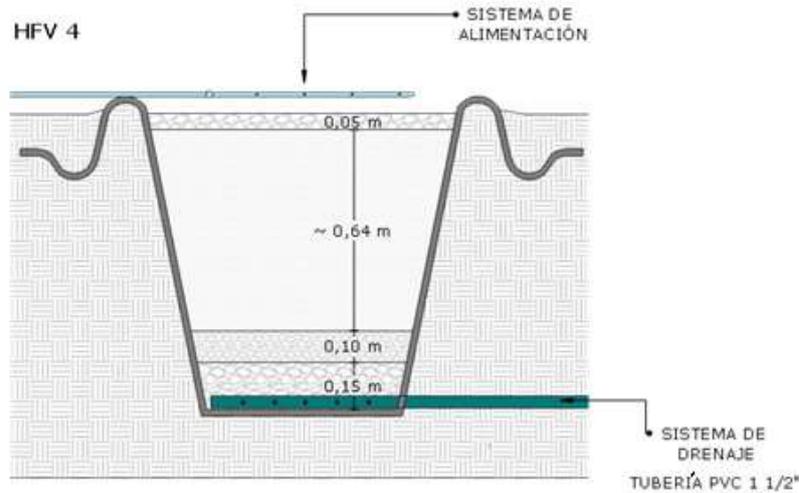


Figura 31. Configuración de humedales

Fuente: elaboración propia.

Definición de los pulsos

El humedal vertical tiene un caudal de alimentación por pulsos, con el fin de generar condiciones más aireadas en el lecho filtrante. En el presente proyecto, estos pulsos son generados mediante un sistema mecánico de balancín, que no requiere energía eléctrica.

Tilley *et al.* (2014) recomiendan de 4 a 10 pulsos, mientras Brix y Arias (2005) recomiendan entre 8 y 12 pulsos; y Hoffmann *et al.* (2011) recomiendan de 4 a 12 pulsos. Por tanto, se pueden utilizar entre 8 y 10; se propone utilizar 10 pulsos.

El volumen de agua por pulso está dado por: $\text{volumen de agua por pulso} = \text{caudal} / (\text{N pulsos día})$.

Detalles de las unidades

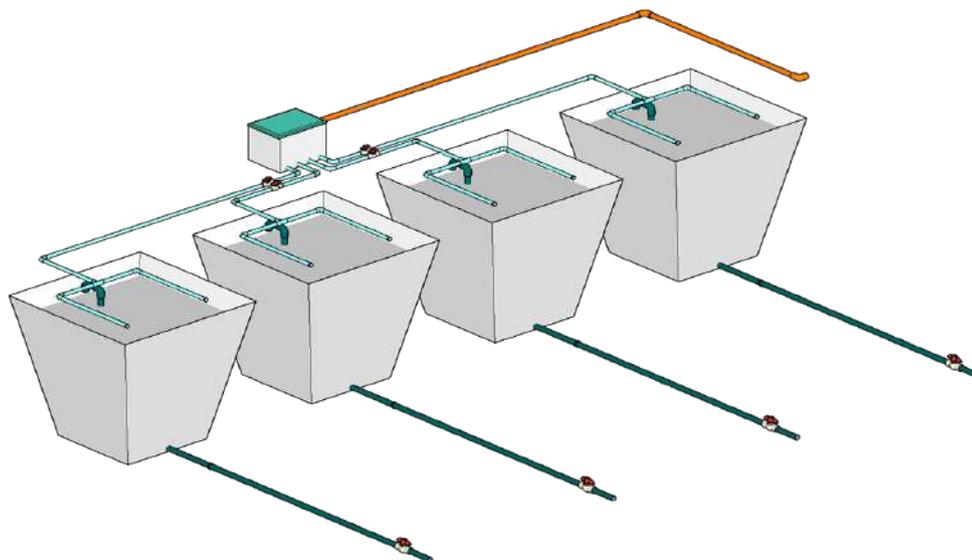


Figura 32. Esquema de sistema de humedales artificiales

Fuente: elaboración propia.

Detalles de la red de distribución

Tubería de distribución: tubería de PVC de $\frac{1}{2}$ pulgada de diámetro, que cuenta con perforaciones laterales de 7 mm de diámetro ubicadas lateralmente a cada 15 cm de tramo.

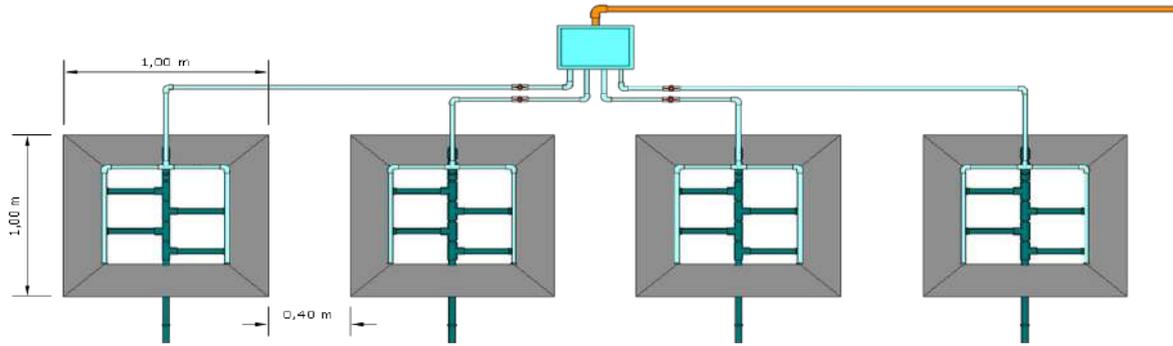


Figura 33. Configuración de la red hidráulica del sistema de humedales
Fuente: elaboración propia.

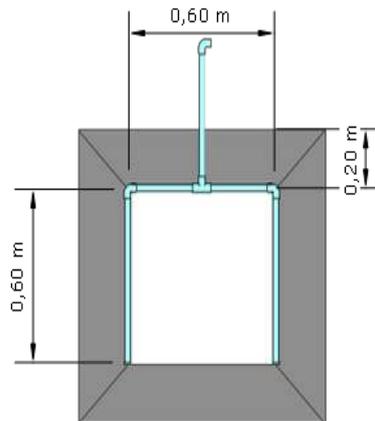


Figura 34. Red hidráulica de distribución de humedales (vista en planta)
Fuente: elaboración propia.

Detalles de la red de drenaje

Tubería de drenaje: tubería de PVC de 1 pulgada de diámetro, con perforaciones laterales de 10 mm de diámetro ubicadas cada 3 cm de tramo. Tubería de aireación: vertical, acoplada al sistema de drenaje.

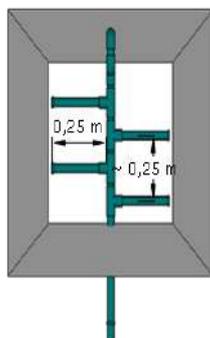


Figura 35. Red hidráulica de drenaje de humedales (vista en planta)

Fuente: elaboración propia.

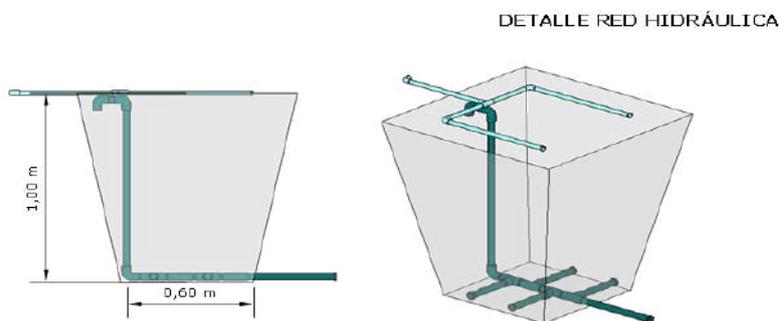


Figura 36. Red hidráulica de humedales

Fuente: elaboración propia.

Detalles de las plantas

Se consideran plantas que han demostrado alto nivel de crecimiento y alta eficiencia de remoción de materia orgánica de agua residual doméstica, por ejemplo, pasto Vetiver, *Heliconia*, *Typha latifolia* o *Typha angustifolia*. El lecho es de grava y arena.

Diseño del filtro percolador

A nivel real, tener un filtro percolador —bien construido— implica unas características estructurales complejas, principalmente el sistema de aireación que requiere una recámara inferior a través de la cual se descarga el flujo de salida y a través de la cual entra el aire. En el actual seudofiltro percolador, dicha recámara no existe, y funciona más como un filtro anaerobio de flujo ascendente. La construcción de dicha recámara es compleja. Por tanto, sería más práctico y fácil convertir el seudofiltro percolador a filtro anaerobio de flujo ascendente. Por esta razón no se va a profundizar en el diseño de prototipo de filtro percolador (en el anexo 3 aparecen los materiales para el sistema piloto).

Cálculo de caudales de aplicación para todo el sistema de prototipos

En general, los pasos para ejecutar la acción que da título a esta sección son:

- 1) Definición de DBO de entrada a los prototipos, específicamente a los FAFA
- 2) Definición de la DBO de salida de los FAFA
- 3) Cálculo del caudal, con base en los datos de los humedales
- 4) Cálculo del área mínima requerida para los FAFA

Definición de la DBO y DQO de entrada a los prototipos

Para la materia orgánica a la entrada se toma el valor obtenido con la caracterización del 2017, correspondiente al efluente del tanque séptico: $DBO_5 = 350$ mg/L; $DQO = 759$ mg/L. Esta es la concentración de materia orgánica del flujo de entrada a los prototipos, y particularmente a los prototipos de los FAFA.

Definición de la DBO de salida de los FAFA

Se tiene $DBO_1 = 350$ mg/L, que es la DBO de salida del tanque séptico.

Para suponer los porcentajes de remoción que logran los FAFA, se tiene en cuenta que se ha presentado más de 50% de remoción de DBO_5 en varios estudios de FAFA, entre ellos, el de Batero y Cruz (2007) y el de Osorio y Vásquez (2007). Asumimos que el primer FAFA logra 56,1% de remoción de DBO; esto implica que la DBO de salida del primer FAFA es 153,7 mg/L. Y asumimos que el segundo FAFA logra 50% de remoción de DBO; ello implica que la DBO de salida del segundo FAFA es 77 mg /L aproximadamente, pero se toma 80 mg/L.

Cálculo del caudal con base en los datos de los humedales

Se calcula el caudal con base en los datos de los humedales verticales, teniendo en cuenta la restricción de que el área es de 1 m^2 para cada prototipo de humedal.

$$CO_2 = \frac{QDBO_2}{A_2}; \quad Q = \frac{CO_2 A_2}{DBO_2}$$

Donde el subíndice 2 corresponde a los datos del flujo de entrada a los prototipos de humedales. Se tiene:

- Carga de diseño: $CO_2=25\text{gDBO}/(\text{m}^2\text{día})$, que es el límite de carga recomendada para humedales verticales, para evitar obstrucción.
- $DBO_1 = 80$, que es la DBO de salida del segundo FAFA.
- $A_2=4\text{m}^2$, es el total de área para los cuatro prototipos de humedal, teniendo en cuenta que el área de cada uno es 1 m^2 .

Reemplazando en la ecuación se obtiene el caudal a ser aplicado al total de los cuatro prototipos de humedales:

$$Q=1250\text{ L/día.}$$

El caudal para cada humedal es este caudal dividido entre el número de humedales, que es 4. Para verificar la carga hidráulica, se utiliza la siguiente ecuación:

$$CH = \frac{Q}{A}$$

Se obtiene $CH=31,25\text{ cm/d}$.

Cálculo del área mínima requerida para los FAFA

Se despeja el área a partir de la ecuación de carga orgánica aplicada:

$$CO_1 = \frac{QDBO_1}{H_1A_1}; \quad A_1 = \frac{QDBO_1}{CO_1H_1}$$

Se tienen los datos:

- Caudal $Q=1250$ L/día.
- Carga orgánica aplicada: $CO_1=0,75$ kgDBO/(m³día).
- DBO de entrada al primer FAFA: $DBO_1=350$ mg/L.
- Altura de la capa de material filtrante: $H_1=0,9$ m aprox.

Reemplazando en la ecuación, se obtiene:

$$A_1=0,65 \text{ m}^2$$

Ahora, se utiliza el criterio de carga en términos de DQO:

$$CO_1 = \frac{QDQO_1}{H_1A_1}; \quad A_1 = \frac{QDQO_1}{CO_1H_1}$$

Se tienen los datos:

- Caudal $Q=1250$ L/día.
- Carga orgánica aplicada: $CO_1=5$ kgDBO/(m³día).
- DBO de entrada: $DQO_1=759$ mg/L.
- Altura de la capa de material filtrante: $H_1=0,9$ m aprox.

Reemplazando en la ecuación, se obtiene:

$$A_1=0,21 \text{ m}^2$$

En conclusión, se requiere de al menos $0,65 \text{ m}^2$. Realmente se va a utilizar área de 1 m^2 , por tanto, se cumple con el requerimiento de carga orgánica aplicada. Se verifica la carga hidráulica aplicada, para lo cual se utiliza la ecuación:

$$CH = \frac{Q}{A}$$

Se utiliza $A=1 \text{ m}^2$. Se obtiene $CH=125 \text{ cm/d}=1,25 \text{ m/día}$. Este valor es menor al límite superior recomendado de 10 m/día .

Verificamos el tiempo de residencia hidráulico, para lo cual se utiliza la ecuación:

$$T = \frac{V}{Q} = \frac{AH}{Q}$$

Se utiliza $Q = 1250 \text{ L/día}$; $A=1 \text{ m}^2$; $H=1 \text{ m}$. Se obtiene:

$T= 0,8 \text{ días}=19,2 \text{ horas}$.

Este valor es superior al límite inferior recomendado de 10 horas .

Resumen de datos de caudal y materia orgánica en los prototipos

Caudal de trabajo de los prototipos (caudal de entrada al primer FAFA): 1250 L/día .

Tabla 22. Resumen de datos de caudal y materia orgánica en los prototipos

PUNTO	PARÁMETRO	FORMA DE OBTENCIÓN
Entrada al primer FAFA (salida del tanque séptico)	DBO=350 mg/L; DQO=759 mg/L.	Son los valores de salida del tanque séptico, obtenidos en la caracterización del 2017.
Salida del primer FAFA (entrada al segundo FAFA)	DBO=153,7 mg/L	Se obtuvo asumiendo un 56,1% de remoción en el primer FAFA.
Salida del segundo FAFA (entrada a los humedales)	DBO=80 mg/L	Se obtuvo asumiendo un 50% aprox. de remoción en el segundo FAFA.

Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

En este capítulo se ha ilustrado el diseño de prototipos de humedales de flujo subsuperficial vertical, el cual es útil para su posterior construcción, y por tanto para futuros estudios de depuración de agua residual doméstica. El fin es mostrar el procedimiento de diseño, incluyendo la aplicación de criterios de diseño.

Los humedales artificiales son sistemas naturales que ayudan a la remoción de contaminantes en el agua, siendo uno de los métodos más utilizados para tal fin, los cuales requieren de procesos simples de operación y mantenimiento; sin embargo, los humedales de flujo subsuperficial son los que mejor funcionan para la remoción de materia orgánica, nitrógeno y patógenos en aguas domésticas.

En Colombia los humedales de flujo subsuperficial horizontal han sido más estudiados que los humedales de flujo subsuperficial vertical, estos últimos generando respuestas de remoción de más de 90%; sin embargo, la eficiencia de remoción tanto en uno como en el otro depende del área, la edad de la construcción del humedal, las características del lecho y la calidad del agua. Particularmente, en zonas tropicales los humedales tienen un mejor desempeño, ya que, a mayor latitud, se presentan variaciones estacionales marcadas que pueden afectar el sistema.

De acuerdo con la literatura de las diferentes experiencias en utilización de humedales artificiales, se tuvo un mejor comportamiento de remoción de contaminantes en aquellos que tienen policultivos, debido a que la diversidad de especies aumenta la actividad microbiana a partir de los diferentes sistemas radiculares. Dicha remoción puede ser afectada en caso de obstrucción en los humedales por inadecuado dimensionamiento frente a la carga superficial empleada.

En cuanto al caso particular de la Fundación Niños de los Andes, se plantearon dos escenarios para la ubicación del prototipo de acuerdo a la extracción del material filtrante: la construcción de una infraestructura y la necesidad de bombeo del agua. En este orden de ideas, se propone que el prototipo se ubique posterior al filtro percolador, ya que no es

necesario extraer material filtrante y el agua realizaría el recorrido por gravedad, aunque se deban construir muros.

A partir de la experiencia que ha tenido el Grupo de Investigación en Desarrollos Tecnológicos y Ambientales (GIDTA) de la Universidad Católica de Manizales frente al uso de diferentes plantas en humedales artificiales subsuperficiales, se tomó la decisión de emplear en el prototipo especies como pasto Vetiver y *Typha latifolia*, debido a su alto nivel de crecimiento y a su alta eficiencia en la remoción de materia orgánica.

Referencias

- Alarcón, M., Zurita, F., Lara-Borrero, J. y Vidal, G. (2018). *Humedales de tratamiento: alternativas de saneamiento de aguas residuales aplicable en América Latina*. Pontificia Universidad Javeriana.
- Alianza por el Agua. (2008). *Manual de depuración de aguas residuales urbanas*. Ideasmares. <http://idiaqua.eu/web/wp-content/uploads/2018/07/monografico3.pdf>
- Arias, C., Brix, H. y Johansen, N. (2003). Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical constructed wetland system equipped with a calcite filter. *Water Science & Technology*, 48(5), 51-58.
- Arroyave, A. (2010). *Efectos del tipo de vegetación y de las variaciones de profundidad en la eficiencia de remoción de patógenos en humedales construidos de flujo subsuperficial* [tesis de maestría, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/2115/333918A779.pdf>
- Batero, Y. y Cruz, E. (2007). *Evaluación de filtros anaerobios de flujo ascendente (FAFAS) con medio de soporte en guadua para la remoción de materia orgánica de un agua*

residual sintética [tesis de pregrado, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/821>

Bernal, D., Cardona, D., Galvis, A. y Peña, M. (2003). Guía de selección de tecnología para el tratamiento de aguas residuales domésticas por métodos naturales. En Instituto Cinara (Coord.), *Memorias del Seminario Internacional sobre Métodos para el Tratamiento de Aguas Residuales*. (pp. 19-27). Universidad del Valle; Instituto Cinara.

Bohórquez, E. (2015). *Efectos del medio filtrante y la frecuencia de alimentación en humedales contruidos de flujo vertical para tratamiento de aguas residuales domésticas en condiciones tropicales* [tesis de maestría, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/5281>

Bohórquez, E., Paredes, D. y Arias, C. (2017). Vertical flow-constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical conditions: effect of different design and operational parameters. *Environmental Technology*, 38(2), 199-208.

Borkar, R. y Mahatme, P. (2011). Wastewater treatment with vertical flow constructed wetland. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(2), 590-603.

Brix, H. y Arias, C. (2005a). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: new danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25(5), 491-500.

Brix, H. y Arias, C. (2005b). Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage. *Water Science and Technology*, 51(9), 1-9.

Brix, H., Schierup, H. y Arias, C. (2007). Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark -what did we learn? *Water Science and Technology*, 56(3), 63-68.

- Bustillo-Lecompte, C., Mehrvar, M., Quiñones-Bolaños, E. y Castro-Faccetti, C. (2016). Modeling organic matter and nitrogen removal from domestic wastewater in a pilot-scale vertical subsurface flow constructed wetland. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 51(5), 414-424.
- Caselles-Osorio, A., Vega, H., Lancheros, J., Casierra-Martínez, H. y Mosquera, J. (2017). Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L. *Ecological Engineering*, 99, 479-485.
- Casierra-Martínez, H., Charris-Olmos, J., Caselles-Osorio, A. y Parody-Muñoz, A. (2017). Organic matter and nutrients removal in tropical constructed wetlands using *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) and *Echinochloa colona* (Poaceae). *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(338), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3531-1>
- Chek, S., Md. Din, M., Yusof, B. y Chelliapan, S. (2011). Overview of subsurface constructed wetlands application in tropical climates. *Universal Journal of Environmental Research and Technology*, 1(2), 103-114.
- García, J. A. (2010). *Efecto del uso de plantas y configuración de los sistemas en la remoción de organismos patógenos mediante el uso de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales domésticas en condiciones tropicales* [tesis de maestría, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/2118>
- García, J. y Corzo, A. (2008). Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial (manuscrito no publicado). Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona. https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/2474/JGarcia_and_ACorzo.pdf?sequence=1
- García, J., Paredes, D. y Cubillos, J. (2013). Effect of plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions. *Ecological Engineering*, 58, 57-62.

González, M. (2014). *Efecto en la variación de la altura laminar en la remoción de patógenos y nitrógeno en humedales construidos de flujo subsuperficial vertical tratando aguas residuales domésticas en condiciones tropicales* (tesis de maestría, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/4314>

Ho, L., Van Echelpoel, W., Charalambous, P., Gordillo, A., Thas, O. y Goethals, P. (2018). Statistically-based comparison of the removal efficiencies and resilience capacities between conventional and natural wastewater treatment systems: a peak load scenario. *Water*, 10(3), 1-15.

Hoffmann, H., Platzer C., Winker, M. y von Muench, E. (2011). Revisión técnica de humedales artificiales. Agencia de Cooperación Internacional de Alemania (GIZ). <http://ecotec.unam.mx/Ecotec/wp-content/uploads/Revision-T--cnica-de-Humedales-Artificiales.pdf>

Kivais, A. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, 16(4), 545-560.

Lahora, A. (2003). Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: la EDAR de Los Gallardos (Almería). En M. Paracuellos (Ed.). *Ecología, manejo y conservación de los humedales* (pp. 99-112). Instituto de Estudios Almerienses.

Londoño, L. A. y Marín C. (2009). *Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética* [tesis de pregrado, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/1817/628162L847.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Lovera, D., Quipuzco, L., Laureano, G., Becerra, C. y Valencia, N. (2006). Adaptación de un sistema de tratamiento de aguas residuales en la comunidad urbana de Lacabamba, región Ancash-Perú, usando tecnologías de humedales artificiales. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG*, 9(18), 32-43. <https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/iigeo/article/view/2768/2398>

- Machado, A., Beretta, M., Fragoso, R. y Duarte, E. (2017). Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 187, 560-570.
- Mara, D. (2006). *Natural Wastewater Treatment*. The Chartered Institution of Water and Environmental Management - CIWEM.
- Marín, J. P. y Correa, J. C. (2010). *Evaluación de la remoción de contaminantes en aguas residuales en humedales artificiales utilizando la guadua Angustifolia Kunth* [tesis de pregrado, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/1801>
- Osorio, A. y Vásquez, J. (2007). *Evaluación de la remoción de la materia orgánica en filtros anaerobios de flujo ascendente utilizando aguas residuales sintéticas* [trabajo de pregrado, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/827/6283083er.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Paredes, L. (2014). *Remoción de contaminantes en la estabilización de humedales construidos de flujo vertical, sembrados con Heliconia (sp), para el tratamiento de aguas residuales domésticas* [tesis de pregrado, no publicada, Universidad Tecnológica de Pereira]. Repositorio Institucional UTP. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/4813/333918P227.pdf?sequence=1>
- Platzer, C., Hoffmann, H. y Miglio, R. (2016). *Long term experiences with dimensioning and operation of vertical flow constructed wetlands in warm climate regions of South America*. IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 4-9 September 2016, ECS, Gdańsk, Poland.
- Platzer, C., Senf, C., Hoffmann, H., Cardia, W. y Ribeiro, R. (2007). *Dimensionamento de wetland de fluxo vertical comnitrificação - adaptação de model o europeu para as condições climáticas do Brasil*. Trabajo presentado en el 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Septiembre, Belo Horizonte, Brasil.

- Rinaudo, M. (2019). *Diseño de un portafolio de soluciones basadas en la naturaleza y gestión del cambio climático en un contexto de transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad en Colombia* [tesis de maestría, Universidad Externado de Colombia]. Repositorio Institucional. <https://bdigital.uexternado.edu.co/handle/001/2249>
- Rodríguez-González, M., Molina-Burgos, J., Jácome-Burgos, A. y Suárez-López, J. (2013). Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales domésticas. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 14(2), 223-235.
- Romero, M., Colín, A., Sánchez, E. y Ortiz, M. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3), 157-167.
- Rozkošný, M., Kriška, M., Šálek, J., Bodík, I. y Istenič, D. (2014). *Natural technologies of wastewater treatment*. Global Water Partnership Central and Eastern Europe. https://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-cee_files/regional/natural-treatment.pdf
- Sundaravadivel, M., Vigneswaran, S. (2001). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(4):351-409.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P. y Zurbrugg, C. (2014). *Compendium of sanitation systems and technologies*. (2.^a ed.). Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. <https://iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/06/Compendium-Sanitation-Systems-and-Technologies.pdf>
- Torres, P. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. *Revista EIA*, 9(18), 115-129. <https://revistas.eia.edu.co/index.php/reveia/article/view/264>
- Tunçsiper, B. (2019). Combined natural wastewater treatment systems for removal of organic matter and phosphorus from polluted streams. *Journal of Cleaner Production*, 228, 1368-1376.

UN-Habitat. (2008). *Constructed Wetlands Manual*. United Nations.

United States Environmental Protection Agency - Usepa (1988). *Design manual: constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment (Documento EPA/625/1-88/022)*. Usepa.

United States Environmental Protection Agency - Usepa (2000). *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters (Documento EPA/625/R-99/010)*. Usepa.

Vymazal, J. y Kröpfelová, L. (2011). A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. *Ecological Engineering*, 37(1), 90-98.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., Perfler, R. y Laber, J. (1998). Removal mechanisms and types of constructed wetlands. En J. Vymazal, H. Brix, P. Cooper, M. Green, R. Haberl (Eds.). *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe* (pp. 17-66). BackhuysPublishers.

Wu, H., Zhang J., Ngo, H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S, ... Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, (175), 594-601.

Anexo 3. Materiales del sistema piloto

JUSTIFICACIÓN	EQUIPO	CANTIDAD
Red de tuberías que conforman la hidráulica del sistema de tratamiento piloto	Tubería PVC 1/2" (m)	25
	Tubería PVC 1 1/2" (3 m)	8
	Tubería PVC 2" (3 m)	4
Accesorios que conforman la hidráulica del sistema de tratamiento piloto	Codos 1/2"	21
	Codos 1 1/2"	12
	Codos 2"	11
	T 1/2 "	5
	T 1 1/2"	12
	T 2"	11
	Tapón 1/2"	9
	Tapón 1 1/2"	12
	Tapón 2"	10
	Válvula 1/2"	4
	Válvula 1 1/2"	4
	Válvula 2"	2
	Reductor de tubería (buje) 2"-1"	1
	Reductor de tubería (buje) 1/2"-1"	1
	Manguera de riego de 1" (m)	50
	Adaptador manguera - PVC 1"	5
	Unión PVC 1/2"	6
	Unión PVC 1 1/2"	8
	Abrazadera 1"	5
	Unión PVC 2"	3

Cajas adaptadas para que funcionen como cámara de dispersión	Cajas plásticas de distribución	2
	Lámina de acrílico de 7 mm (m)	1
Elementos del sistema de bombeo	Bomba de agua de 1/2 Hp	1
	Timer digital	1
	Válvula de pie 1"	1
Recubrimiento fosa humedal	Geomembrana 0,5 mm (m ²)	24
	Geotextil (m ²)	24
Tanques que conforman el sistema FAFA	Isotanques	2

CAPÍTULO 4

TRATAMIENTOS DE LIXIVIADOS GENERADOS EN RELLENOS SANITARIOS

Juan Felipe Ceballos
Javier Mauricio Naranjo Vasco

El relleno sanitario es uno de los caminos más comunes para la gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) en todo el mundo. Para países de gran tamaño, como China, Estados Unidos y Australia, el relleno sanitario representa alrededor del 50% de estos residuos; para los pequeños países, debido a la escasez de tierras, la disposición en rellenos sanitarios contribuye con solo 2-5% de eliminación de residuos sólidos urbanos (Huang *et al.*, 2016). En países en vías de desarrollo como Colombia, la mayoría de los RSU se disponen en rellenos sanitarios. Según el Informe de Disposición Final de Residuos Sólidos – 2017, durante ese año en el país se dispusieron alrededor de 30,081 toneladas por día de residuos sólidos en 216 sitios de disposición final desagregados en seis tipos de sistemas (tres autorizados y tres no autorizados). En los sistemas de disposición final autorizados que son relleno sanitario, planta de tratamiento y celda de contingencia, fueron dispuestos alrededor del 97% de los residuos provenientes del servicio público domiciliario de aseo (Superservicios y DNP, 2018).

El riesgo de contaminación de las aguas subterráneas es probablemente el impacto medioambiental más severo de los rellenos sanitarios (Salem *et al.*, 2008). Históricamente la mayoría de los rellenos sanitarios fueron construidos sin parámetros ingenieriles y sin sistemas de recolección de lixiviados. Más recientemente, las regulaciones en muchos países han requerido la instalación de contenedores y sistemas de recolección de lixiviados, así como el diseño de un plan para el tratamiento de los mismos.

Los lixiviados producidos en un relleno sanitario son líquidos generados a partir de la descomposición microbiana de los residuos sólidos y de la filtración de aguas lluvias en los estratos de residuos sólidos que se encuentran en etapa de degradación. Al percolarse el agua a través de los RSU que se encuentran en estado de descomposición, se lixivian en solución materiales biológicos y constituyentes químicos (Vera, 2013). En un relleno sanitario municipal en muchas ocasiones son dispuestos residuos industriales haciendo aún más complicado el tratamiento de los lixiviados generados. Aún después de haber cumplido su período de funcionamiento, los rellenos sanitarios seguirán generando lixiviados por un largo tiempo, por lo cual se hace necesario una adecuada estabilización de los mismos (Kjeldsen *et al.*, 2002).

Varias estrategias tanto biológicas como fisicoquímicas han sido propuestas para el adecuado manejo y estabilización de los lixiviados generados en los rellenos sanitarios. En países desarrollados en la mayoría de las veces el tratamiento se realiza *in situ*, acelerando el proceso de degradación anaerobia, recirculando el lixiviado y/o adicionando agua residual. Otros procesos que implican un tratamiento *ex situ* de las tecnologías más utilizadas son los procesos biológicos tanto aerobios (lodos activados, SBR, lagunas aireadas y humedales artificiales) como anaerobios (UASB, filtro anaerobio, reactor de lecho fluidizado), o la combinación de ambos. También, se emplean la combinación de procesos fisicoquímicos como un proceso de oxidación para incrementar la biodegradabilidad de los lixiviados, seguido de un proceso biológico (Peng, 2013; Salem *et al.*, 2008; Mahmud *et al.*, 2012).

Tipos de lixiviados. De acuerdo con la literatura científica, las características de los lixiviados se van modificando a medida que estos se van haciendo más viejos. Conforme aumenta la edad del relleno, se evidencia el cambio de un período aerobio corto a un período más largo de descomposición anaerobia.

La materia orgánica biodegradable encontrada en un relleno sanitario se degrada en diferentes etapas, en las cuales los constituyentes de los lixiviados sufren cambios físicos, químicos y biológicos de manera constante. La estabilización de los residuos sólidos y lixiviados ocurre en forma paralela en las siguientes tres etapas:

La primera etapa que es de tipo aerobio y de corta duración, debido a las limitaciones de oxígeno y alta demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5). A largo de esta etapa se producen aumentos en la temperatura de los RSU y los lixiviados que se producen y disuelven altas concentraciones de sales, como NaCl, entre otras (Kjeldsen *et al.*, 2002).

En la segunda etapa los RSU pasan por una transición, debido a que el oxígeno se está agotando en estos. En esta etapa de transición se comienzan a desarrollar condiciones anaerobias, en donde los microorganismos anaerobios facultativos producen cantidades importantes de ácidos grasos volátiles (AGV). Además, el pH de los lixiviados disminuye favoreciendo la solubilización de materiales inorgánicos que aumentan la conductividad eléctrica en un lixiviado. Las altas concentraciones de DQO que se detectan en los lixiviados son una contribución de los AGV presentes en el lixiviado (Kjeldsen *et al.*, 2002).

Finalmente, en la última etapa, estos residuos entran en una segunda fase de degradación anaerobia. Las bacterias estrictamente anaerobias que trabajan a pH neutros transforman los AGV y la materia orgánica a CH_4 y CO_2 . A diferencia de la etapa anterior, la presencia de AGV en el lixiviado disminuye y el pH empieza a aumentar contribuyendo a la producción de CH_4 . (Kjeldsen *et al.*, 2002).

La tabla 23 muestra los grupos principales en los que se clasifican los lixiviados en relación con su edad y grado de estabilización.

Tabla 23. Clasificación de los lixiviados conforme a la edad y la relación DBO_5/DQO

TIPO DE LIXIVIADO	EDAD (AÑOS)	DBO_5/DQO
Lixiviados jóvenes o biodegradables	< 5	> 0,3
Lixiviados intermedio	5 – 10	0,1 – 0,3
Lixiviados maduros o estabilizados	> 10	< 0,1

Fuente: adaptado de Renou *et al.* (2008).

Según Domènech y Peral (2006), la relación DBO_5/DQO es un indicador que se utiliza para evaluar la biodegradabilidad del agua residual. Para relaciones DBO_5/DQO superiores a 0,3,

el agua puede considerarse biodegradable, mientras que las aguas con relaciones DBO_5/DQO inferiores a 0,1 son básicamente no biodegradables, ya que contienen materia orgánica que es de tipo refractaria, la cual es menos susceptible a una degradación microbiana. Calcular esta relación es fundamental para seleccionar el tipo de proceso que se va a utilizar para tratar el lixiviado.

Composición y características de los lixiviados

Los lixiviados generados en los rellenos sanitarios tienen un alto poder contaminante, ya que contienen altas cantidades de materia orgánica biodegradable y refractaria, nitrógeno, sales orgánicas e inorgánicas, metales pesados y otras sustancias. Sus componentes pueden ser clasificados en cuatro grandes categorías (Christensen *et al.*, 2001; Kjeldsen *et al.*, 2002):

- Materia orgánica disuelta, que se expresa en forma de DBO, DQO y carbono orgánico total (COT).
- Componentes inorgánicos (Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-}).
- Los principales metales pesados (Fe, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn).
- Compuestos xenobióticos, como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP o PAH, por sus siglas en inglés), fenoles y compuestos orgánicos halogenados (AOX, por sus siglas en inglés).

La DQO en los lixiviados alcanza su mayor concentración en los primeros años de operación y disminuye gradualmente con la edad de los mismos. En contraste, la concentración en amoníaco aumenta con la edad, en la que se obtiene una relación DQO/NH_4^+ baja. Además de lo anterior, la materia orgánica se vuelve poco biodegradable.

La edad del lixiviado permite determinar los niveles de contaminación, siendo en los lixiviados jóvenes en donde mayor producción de metales se presenta, ya que a bajos valores de pH se incrementa la liberación de metales. Conforme la edad del lixiviado aumenta, el pH de lixiviado incrementa causando una cierta disminución de la solubilidad del metal. El

contenido de metales pesados en los lixiviados maduros es generalmente bajo (Kulikowska y Klimiuk, 2008; Xie *et al.*, 2015).

Según Rosales (2014), los principales parámetros fisicoquímicos para caracterizar un lixiviado son los siguientes: DQO, DBO₅, relación DBO₅/DQO, pH, sólidos suspendidos (SS), nitrógeno amoniacal (NH₃-N), nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y metales pesados. La composición de estos líquidos estará determinada por la composición de los RSU dispuestos en el relleno, por las condiciones de manejo del lixiviado, por los procesos de reacción bioquímica que tienen lugar en el mismo y por las condiciones ambientales.

De igual manera, la generación de lixiviados es variable y depende de factores ambientales, de las características de los RSU, del diseño y operación del relleno sanitario. Se estima que por una tonelada de RSU, se producen 0,2 m³ de lixiviados durante la vida del relleno sanitario (Kurniawan *et al.*, 2006).

De acuerdo con Vera (2013), los principales factores que influyen en las características particulares de cada lixiviado de RSU son las siguientes:

- **Características de los RSU:** composición, granulometría, edad del residuo, humedad, pre tratamiento.
- **Condiciones ambientales y características del relleno sanitario:** comportamientos de las lluvias a lo largo del año, temperatura, clima, características geológicas del terreno, aspectos constructivos de las celdas, grado de compactación, balance hídrico, disposición de residuos líquidos, propiedades del terreno, recirculación, irrigación.

Dentro del tratamiento de lixiviados también se presentan procesos como biodegradación, hidrólisis, adsorción, especiación, disolución, reducción, tiempo de contacto, fuerza iónica, generación y transporte de gases.

En este capítulo se encontrará el estado del arte de las principales tecnologías utilizadas para el tratamiento de lixiviados y se realizan pruebas de tratamiento del lixiviado estabilizado del relleno sanitario La Esmeralda de la ciudad de Manizales mediante el proceso de Fenton, para evaluar su eficiencia en la remoción de la demanda química de oxígeno (DQO).

Proceso metodológico para el caso de estudio del relleno sanitario La Esmeralda

El estudio se desarrolló en dos fases: la primera de tipo teórica-exploratoria, y la segunda de carácter experimental.

Fase 1: teórica-exploratoria

En esta fase se recopiló y analizó la información referente a lixiviados, composición, características y tipos de lixiviados, tratamientos de lixiviados y proceso de Fenton. Toda la información fue recolectada a partir de 100 artículos científicos sobre el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios escritos en su gran mayoría entre los años 2000 y 2019, con algunas excepciones de artículos que son de la década de los noventa. Estos fueron buscados en bases de datos bibliográficas como ProQuest, Elsevier, ScienceDirect, Redaly, SciELO, ResearchGate, entre otras. Los artículos, en su gran mayoría, están escritos en inglés.

Tabla 24. Tratamientos revisados

		TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS (AEROBIO Y ANAEROBIO)	TRATAMIENTOS FÍSICOQUÍMICOS	TRATAMIENTO COMBINADO
Tratamiento conjunto con las aguas residuales domésticas	Recirculación de lixiviados	<ul style="list-style-type: none"> • Lodos activados • Lagunas aireadas • Filtro percolador • Reactor discontinuo secuencial • Humedales artificiales • Reactor de lecho fluidizado • Reactor de flujo anaerobio ascendente (UASB) • <i>Anammox</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • Coagulación-floculación • Precipitación química • Evaporación • Adsorción • Intercambio iónico • Oxidación química • Microfiltración • Ultrafiltración • Nanofiltración • Ósmosis inversa 	<ul style="list-style-type: none"> • Combinación de procesos físicoquímicos • Combinación de procesos biológicos • Combinación de procesos físicoquímicos + procesos biológicos

Fuente: elaboración propia.

Para los tratamientos mencionados se realizó un cuadro que permitiera identificar los parámetros de operación y las eficiencias de remoción de contaminantes.

Además, se efectuó una recopilación de información del proceso Fenton como tratamiento de los lixiviados de relleno sanitario, teniendo en cuenta factores como parámetros que influyen en el proceso, rendimientos de eliminación de contaminantes, trenes de tratamiento basados en este proceso y aplicación a escala real o piloto.

Fase 2: experimental

La segunda fase consistió en realizar pruebas de tratabilidad del lixiviado estabilizado del relleno sanitario La Esmeralda a través del proceso Fenton a diferentes condiciones de pH, relación $H_2O_2:FeSO_4$ y tiempo de reacción, con el objetivo de evidenciar en cuál de estas se logra el mejor porcentaje de eliminación de DQO.

Se evaluaron los siguientes parámetros fisicoquímicos en las muestras de lixiviado:

- Conductividad
- pH
- sólidos totales (ST)
- sólidos totales volátiles (STV)
- sólidos totales fijos (STF)
- DQO

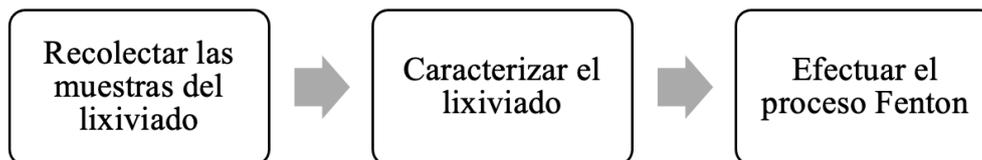


Figura 37. Diagrama de flujo de la metodología experimental

Fuente: elaboración propia.

1. Lixiviado de relleno sanitario

Las muestras del lixiviado estabilizado fueron obtenidas del relleno sanitario La Esmeralda (Manizales, Caldas, Colombia). Posteriormente, se almacenaron en dos tanques de 20 L en el Laboratorio de Calidad del Agua de la Universidad Católica de Manizales.

2. Caracterización del lixiviado estabilizado

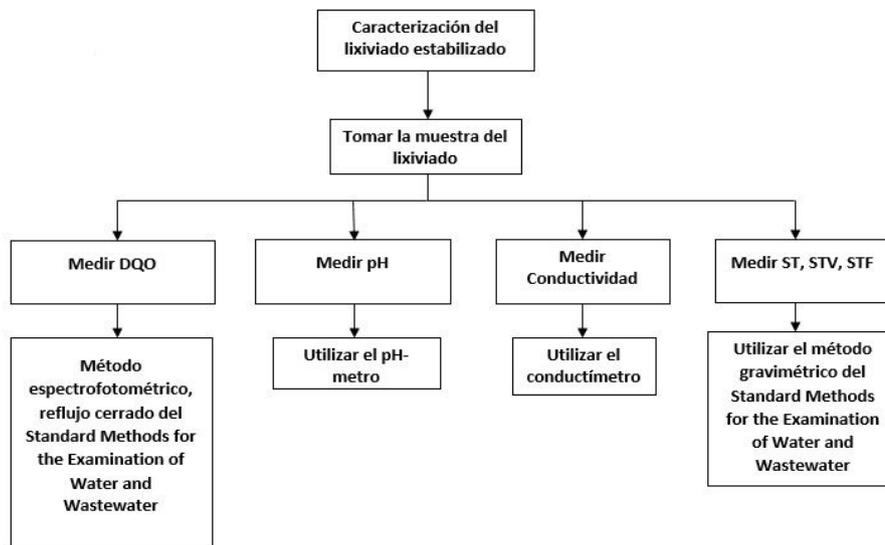


Figura 38. Diagrama de flujo de la caracterización del lixiviado

Fuente: American Public Health Association – APHA (2005 [adaptación]).

Para calcular la DQO, se promediaron los resultados de las lecturas de cada una de las cubetas para espectrómetro. En el caso del pH y la conductividad, se repitió el uso de los dispositivos para confirmar que las lecturas estuvieran correctas.

Proceso Fenton

Los experimentos de la reacción de Fenton fueron llevados a cabo a temperatura ambiente y a presión atmosférica, siguiendo los pasos que se encuentran en el diagrama de flujo de la figura 39.

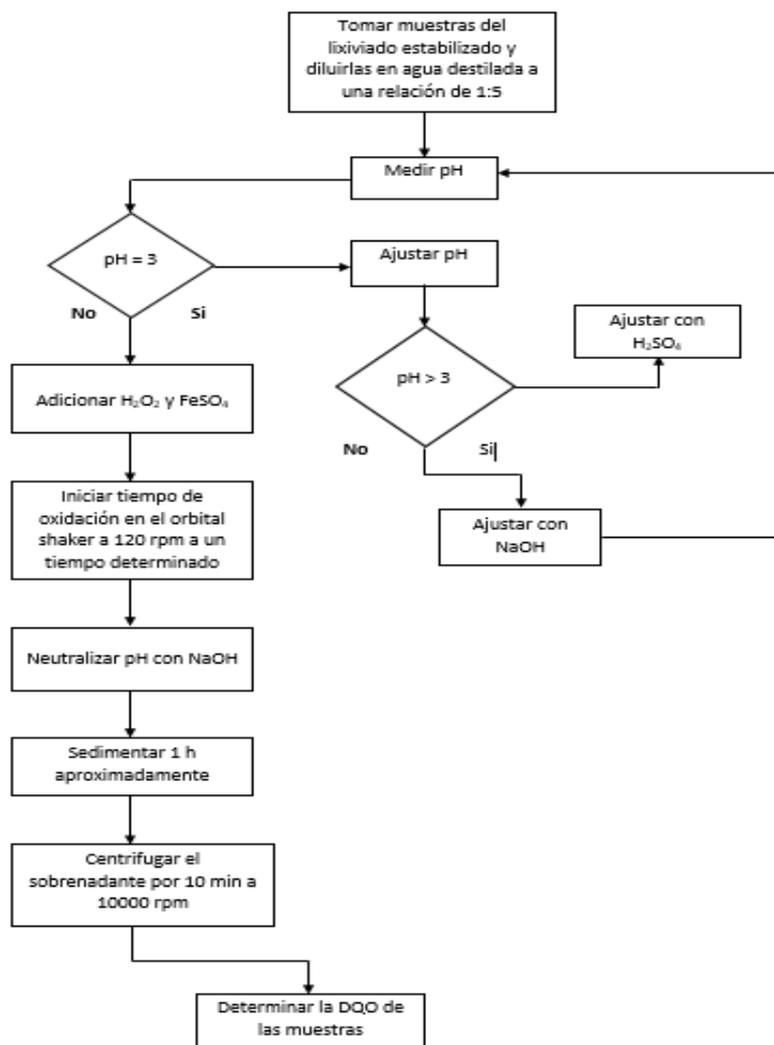


Figura 39. Diagrama de flujo del proceso Fenton

Fuente: elaboración propia.

El tiempo de reacción en la DQO después del tratamiento. Para encontrar el tiempo de reacción en el proceso Fenton que alcanzara el mayor porcentaje de remoción de DQO del lixiviado, se siguió la siguiente metodología:

- 1) Tomar 200 mL de lixiviado estabilizado y diluirlos en 1000 mL de agua destilada en un balón volumétrico de 2000 mL. Repetir este paso para alcanzar a preparar todas las muestras.
- 2) Preparar en *beakers* 9 muestras que serán sometidas al tratamiento y 1 de lixiviado diluido, cada una de 150 mL.
- 3) Ajustar el pH con H_2SO_4 al 97% (w/w).
- 4) Adicionar concentraciones fijas de H_2O_2 y $FeSO_4$ de 0,138 mL/L y 0,091 mL/L, respectivamente, y relación 3:1.
- 5) Agitar en el Orbital Shaker 3 muestras por cada tiempo de reacción, para 0,5 h, 1 h y 2 h, respectivamente.
- 6) Continuar con la etapa de neutralización adicionando a las muestras NaOH 1 N hasta que estas alcancen un pH equivalente a 7.
- 7) Dejar sedimentar por 1 hora las muestras.
- 8) Centrifugar las muestras por 10 minutos en la centrífuga.
- 9) Medir la DQO de las muestras y del lixiviado diluido.
- 10) Promediar la DQO para cada uno de los tiempos de retención.
- 11) Hallar el porcentaje de remoción de la DQO de cada una de las muestras mediante la siguiente ecuación:

$$E = \frac{(S_0 - S)}{S_0} \times 100 \%$$

Donde:

E: Eficiencia de remoción del sistema [%]

S: Carga contaminante de salida [mg DQO, DBO_5 o SST/L]

S_0 : Carga contaminante de entrada [mg DQO, DBO_5 o SST/L]

$$\% \text{ remoción} = \frac{(\text{DQO}_{\text{inicial}} - \text{DQO}_{\text{final}})}{\text{DQO}_{\text{inicial}}} \times 100$$

H₂O₂: FeSO₄ en la DQO después del tratamiento Para encontrar la relación H₂O₂: FeSO₄ en el proceso Fenton que alcanzara el mayor porcentaje de remoción de DQO del lixiviado, se siguió la misma metodología que se ejecutó para encontrar el mejor tiempo de reacción:

- 1) Tomar 200 mL de lixiviado estabilizado y diluirlos en 1000 mL de agua destilada en un balón volumétrico de 2000 mL. Repetir este paso, para alcanzar a preparar todas las muestras.
- 2) Preparar 12 muestras que serán sometidas al tratamiento y 1 de lixiviado diluido, cada una de 150 mL.
- 3) Ajustar el pH con H₂SO₄ al 98 % (w/w).
- 4) Adicionar diferentes concentraciones de H₂O₂ y FeSO₄ y su relación de acuerdo con la tabla 25.

Tabla 25. Relación H₂O₂: FeSO₄ y dosis de H₂O₂ y FeSO₄

# DE MUESTRA	RELACIÓN H ₂ O ₂ : FESO ₄	H ₂ O ₂ (ML/L)	FESO ₄ (ML/L)
1	2,1	0,1	3,6
	2,1	0,1	3,6
2	3,1	0,15	3,6
	3,1	0,15	3,6
3	5,1	0,23	3,6
	5,1	0,23	3,6
4	6,1	0,276	3,6
	6,1	0,276	3,6

5	7,1	0,327	3,6
	7,1	0,327	3,6
6	9,1	0,427	3,6
	9,1	0,427	3,6

Fuente: elaboración propia.

- 5) Agitar las muestras en el Orbital Shaker por 2 h.
- 6) Llevar a cabo los pasos restantes.

Nota: promediar la DQO para cada una de las relaciones $\text{H}_2\text{O}_2:\text{FeSO}_4$.

pH inicial en la DQO después del tratamiento

Para evaluar el pH inicial en el proceso Fenton que alcanzara el mayor porcentaje de remoción de DQO del lixiviado, se siguió la misma metodología que se ejecutó para encontrar el mejor tiempo de reacción:

- 1) Tomar 200 mL de lixiviado estabilizado y diluirlos en 1000 mL de agua destilada en un balón volumétrico de 2000 mL.
- 2) Preparar en *beakers* 6 muestras que serán sometidas al tratamiento y 1 de lixiviado diluido, cada una de 150 mL.
- 3) Ajustar 2 muestras por cada pH, para 3, 5 y 7, respectivamente, con H_2SO_4 al 98 % (w/w).
- 4) Adicionar 0,276 mL/L de H_2O_2 y 3,6 mL/L de FeSO_4 y relación 6:1.
- 5) Agitar las muestras en el Orbital Shaker por 2 h.
- 6) Llevar a cabo los pasos restantes.

Nota: promediar la DQO para cada uno de los pH.

Resultados del proceso teórico exploratorio

A continuación, se hará una relación de los diferentes tratamientos de lixiviados.

Tratamiento combinado con ARD

En el trabajo realizado por Torres *et al.* (2009), las muestras del lixiviado y de las aguas residuales crudas domésticas fueron obtenidas, respectivamente, de un relleno sanitario y del afluente de una planta de tratamiento de aguas residuales, ambos ubicados en la ciudad de Cali, Colombia. La fase de experimentación se desarrolló en la Universidad del Valle, donde se obtuvo un porcentaje de eliminación de DQO entre el 60 y 90 %.

En el caso de Yu *et al.* (2010), diseñaron un conjunto de sistemas de biorreactores anaeróbico-anóxico-aeróbicos (A(2)/O), que se utilizaron para tratar aguas residuales domésticas mezcladas con lixiviados de vertederos en la planta de tratamiento de aguas residuales de Datansha, en Guangzhou, sur de China. Los porcentajes de eliminación para DQO y SST en este estudio fueron, respectivamente, 70 y 90 %.

Finalmente, en Turquía, Çeçen y Aktaş (2004) investigaron el tratamiento del lixiviado de vertederos junto con las aguas residuales domésticas tanto en lodos activados de lotes alimentados de forma semicontinua (SCFB) como en flujo continuo (CF) con reciclaje. La muestra de lixiviados se tomó del vertedero de Kemberburgaz en Estambul, Turquía. Estos obtuvieron los siguientes porcentajes de remoción de contaminantes: 95,6 % $\text{NH}_4\text{-N}$, 61 % N_{Total} y 81,7 % DQO.

Tabla 26. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes del tratamiento combinado con aguas residuales domésticas.

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Çeçen y Aktaş (2004)	Tipo de reactor = lodos activados DQO = 10750 mg/L pH = 8,2 Vol. Reactor = 2 L TRH = 1,3 d Relación vol. = 6,7-13,3	60 - 90 DQO El lodo residual puede contener altas concentraciones de metales pesados y componentes orgánicos traza potencialmente tóxicos (Aralp et al., 2001).
Torres et al. (2009)	Tipo de reactor = UASB DQO = 982 mg/L pH = 7 - 7.3 T = 27 °C Vol. Reactor = 6 L TRH = 8 h	70 DQO 90 SST
Yu et al. (2010)	Tipo de reactor = anaeróbico-anóxico-aeróbico (A ² /O) DQO = 8000 - 20000 mg/L Vol. Reactor = 3,8 m ³ TRH = 11 h	95,6 NH ₄ -N 61 N _{Total} 81,7 DQO

Fuente: elaboración propia.

• Ventajas

- Bajos costos de operación y fácil mantenimiento de las instalaciones (Ahn et al., 2002).
- El nitrógeno (traído por el lixiviado) y el fósforo (traído por las aguas residuales) no necesitan ser agregados a la planta (Renou et al., 2008).
- Tratar el lixiviado sin necesidad de construir una planta de tratamiento propia para lixiviados (Gálvez, 2008).

- Al aumentar la carga orgánica por la adición del lixiviado a las aguas residuales domésticas, se genera una mayor producción de metano en el tratamiento anaerobio, lo que representa un importante potencial para la explotación energética (Torres *et al.*, 2009)
- **Desventajas**
 - Presencia en el lixiviado de compuestos inhibidores orgánicos con baja biodegradabilidad y metales pesados que pueden reducir la eficacia del tratamiento y aumentar las concentraciones de efluentes (Çeçen y Aktaş, 2004).
 - La presencia de metales pesados y otros compuestos tóxicos pueden dificultar la reutilización del agua residual tratada. En algunos casos puede ser necesario otro postratamiento como la adición de carbón activo en polvo (PAC) para eliminar compuestos orgánicos refractarios (Çeçen *et al.*, 2003).
 - Necesidad de realizar altas diluciones del lixiviado para poder tratarse junto con el agua residual (Chian, 1977).
 - El lodo residual puede contener altas concentraciones de metales pesados y componentes orgánicos traza potencialmente tóxicos (Aralp *et al.*, 2001).

Recirculación

En un estudio llevado a cabo por Rodríguez *et al.* (2000) se hizo un proceso de recirculación de los lixiviados provenientes del vertedero regional de Asturias, España, en el que se logró una eficiencia de remoción de la DQO del 98%. Rodríguez *et al.* (2004), a su turno, reportaron una reducción de 63 a 70% de DQO en una planta piloto anaeróbica con los lixiviados generados en el vertedero La Zoreda, en Asturias (España).

Tabla 27. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de la recirculación de lixiviados

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Rodríguez et al. (2000)	DQO = 80000 mg/L pH = 5,5 - 6,5 T = 36 °C Vol. Reactor = 707 L	98 DQO
Rodríguez et al. (2004)	DQO variable = 716 - 1765 mg/L pH = 7,58 - 7,60 Tasa de recirculación = 40 L/d	63 - 70 DQO

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Al implementar este tratamiento, se incrementa la producción de biogás en el relleno sanitario.
- Aceleración de la estabilización del lixiviado, lo cual reduce los costos del tratamiento del mismo (Gálvez, 2008).
- El volumen de los residuos disminuye y aumenta la eficiencia de la compactación.
- Al implementar este tratamiento, se disminuye el volumen del lixiviado por evaporación (Gálvez, 2008).

- **Desventajas**

- Este tratamiento inhibe los procesos de degradación de los residuos (Gálvez, 2008).
- El costo del mantenimiento de los sistemas de recirculación es alto, debido a que estos pueden sufrir problemas de atascamiento, congelación, sedimentación, entre otros (Gálvez, 2008).

- Este tipo de sistemas puede contaminar las aguas subterráneas.
- La estabilidad de los taludes puede verse afectada por los aumentos significativos de las presiones internas de los fluidos, gases y líquidos que se pueden generar en este tratamiento (Giraldo, 2001).

Lodos activados

Droppelmann y Oettinger (2009) estudiaron el comportamiento de un lodo activado en relación con su capacidad para remover DBO y $\text{NH}_4\text{-N}$ de un lixiviado previamente tratado en una laguna anaeróbica. La investigación se llevó a cabo en un reactor piloto de 30 L, operando a tres factores de carga. Al mayor factor de carga aplicado (0,073 kg DBO_5 /kg SSV día, 0,07 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ /SSV), operando con un tiempo de residencia hidráulico de 10 días, se logran remociones del 98% de DBO_5 y 99% de N-NH_4 . El rendimiento de eliminación de DQO se encuentra entre el 46 y 65%. En otro estudio, Rivera y Valencia (2003) realizaron un análisis del proceso de lodos activados aplicado al tratamiento de los lixiviados generados en el relleno sanitario La Esmeralda de Manizales. Los mejores resultados se obtuvieron cuando el reactor de lodos activados trabajó con una carga orgánica de 0,48 kg DBO_5 /kg SST día; observándose porcentajes de remoción de DBO_5 del 52,57%, DQO del 65,07%, de ST de 46,51%, de color del 51,40% y de turbiedad del 42,35%.

Tabla 28. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de lodos activados

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Hoilijoki et al. (2000)	DQO = 270 – 1000 mg/L T = 5 – 10 °C Vol. Reactor = 3,35 L TRH = 10 d	50 DQO
Rivera y Valencia (2003)	DBO_5 = 4000 mg/L DQO = 9375 mg/L Color = 2140 NUC Turbidez = 1700 NTU pH = 7,5 – 8,7 T = 18 – 25 °C Vol. Reactor = 200 L	52,57 DBO_5 65,07 DQO 51,40 color 42,35 turbiedad

Droppelmann y Oettinger (2009)	DBO_5 variable = 1150 - 3017 mg/L $\text{N-NH}_4 = 1350 - 1750$ mg/L $T =$ ambiente Vol. Reactor = 30 L TRH = 10 d	98 DBO_5 $99 \text{ NH}_4\text{-N}$
-----------------------------------	--	--

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Fácil de implementar la desfosfatación simultánea (Metcalf y Eddy, 1995; Loukidou y Zouboulis, 2001).
- Sirve para tratar lixiviados jóvenes que contienen altas cargas de materia orgánica de naturaleza biodegradable.
- Es muy utilizado en el tratamiento de lixiviados (Gálvez, 2008).
- Lodos parcialmente estabilizados (Metcalf y Eddy, 1995; Loukidou y Zouboulis, 2001).
- Adaptado a cualquier tamaño de comunidad (excepto una muy pequeña) (Metcalf y Eddy, 1995; Loukidou y Zouboulis, 2001).

- **Desventajas**

- Alta demanda de energía y exceso de producción de lodos (Renou *et al.*, 2008).
- Este tratamiento no logra buenos porcentajes de remoción de DQO en lixiviados maduros, debido a que la materia orgánica presente en este tipo de efluentes es de naturaleza recalcitrante (Reyes, 2015).
- Necesidad de mayores tiempos de aireación (Renou *et al.*, 2008).
- Las altas concentraciones de amoníaco y la presencia de metales pesados en el lixiviado inhiben la actividad biológica (Li y Zhao, 2001).

Lagunas aireadas

Se han revisado amplias variaciones en el rendimiento estándar de los sistemas de lagunas en la literatura (tabla 26). Maehlum (1995) utilizó un sistema de tratamiento biológico

compuesto por las siguientes etapas: un estanque anaerobio, una laguna aireada, dos humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial configurados en paralelo y una superficie de agua libre plantada con *Scirpus* y *Typha*. En general, los rendimientos de eliminación de materia orgánica (DQO, DBO, COT), N, P, Fe y patógenos obtenidos en este sistema fueron superiores al 70 % para el lixiviado diluido. Orupöld *et al.* (2000) estudiaron la viabilidad de la laguna aerobia para tratar compuestos fenólicos, así como la materia orgánica. Se logró una reducción del 55-64 % de DQO y del 80-88 % de fenol. La eficiencia del tratamiento del lixiviado en cuatro lagunas aireadas fue estudiada por Mehmood *et al.* (2009). Ellos identificaron que el vertedero se encontraba en un estado metanogénico de envejecimiento, produciendo lixiviado con DQO relativamente baja (valor medio de 1740 mg/L) y concentraciones de amonio relativamente altas (valor medio de 1241 mg/L). Los rendimientos de eliminación de la DQO y N que obtuvieron promedian 75 % y 80 %, respectivamente.

Tabla 29. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de lagunas aireadas

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Maehlum (1995)	Tratamiento biológico de 4 etapas 400 m ³ 4000 m ³ 400 m ² 2000 m ² TRH = 40 d	70 - 95 Materia orgánica, N, P, Fe y patógenos
Orupöld <i>et al.</i> (2000)	Tratamiento de 2 etapas: DQO = 765 - 3090 DBO/DQO = 0,43 - 0,53 pH = 8,7 - 12,5 Vol. = (1) 17 y (2) 9,7 L T = 19 °C TRH = (1) 16 - 22 d y (2) 9,1-12,6	55 - 64 DQO 80 - 88 Fenol

Mehmood <i>et al.</i> (2009)	Tratamiento biológico de 4 lagunas aireadas DQO = valor medio de 1740 mg/L NH ₄ -N = valor medio de 1241 mg/L TRH = 11 a 254 d	75 DQO 80 NH ₄ -N
------------------------------	--	---------------------------------

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Este tratamiento logra buenos porcentajes de remoción de compuestos orgánicos, N, P, SS y microorganismos patógenos (Frascari *et al.*, 2004).
- Puede tratar altas cargas y posee resistencia a sobrecargas orgánicas e hidráulicas (Jácome *et al.*, 2015).
- Requiere menos suelo que el lagunaje convencional natural (Jácome *et al.*, 2015).
- Es un tratamiento con bajos costos de operación y mantenimiento.

- **Desventajas**

- Se debe adicionar agente antiespumante para reducir los problemas de espumas (Boyle y Ham, 1974).
- Requiere una superficie extensa del suelo (Qasim y Chiang, 1994).
- La velocidad de degradación de la laguna depende de la temperatura. En climas fríos esta disminuye, por ende, se reduce la eliminación de contaminantes (Gálvez, 2008).
- El incremento del consumo de energía eléctrica por el uso de aireadores aumenta los costos del tratamiento (Boyle y Ham, 1974).

Filtro percolador

Jokela *et al.* (2002) desarrollaron un proceso de nitrificación y desnitrificación para reducir la carga de nitrógeno en lixiviados provenientes de vertederos pequeños. La nitrificación se estudió en biofiltros con ladrillo triturado como material filtrante en el laboratorio y a escala piloto *in situ*. Como resultado obtuvieron una nitrificación del lixiviado superior al 90 % con tasas de carga entre 100 y 130 mg de $\text{NH}_4\text{-N/Ld}$ a 25 °C y 50 mg $\text{NH}_4\text{-N/Ld}$, incluso a temperaturas tan bajas como 5 – 10 °C, respectivamente. En otro estudio más reciente, mediante la implementación de un filtro percolador como sistema de tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario en Nigeria, se pudo obtener rendimientos de eliminación del 49 % de DQO, 56 % de PO_4^{3-} , 59,50 % de NH_3 , 73 % de SS, 72 % de turbidez y 77 % de DBO⁵. Sin embargo, la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ aumento debido al proceso de nitrificación (Aluko y Sridhar, 2013).

Tabla 30. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes del filtro percolador

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Gourdon <i>et al.</i> (1989)	DQO = 850 – 1350 mg/L DBO/DQO = 0,1 – 0,2 pH = 8,0 – 8,5 Vol. Reactor = 16500 L T = 1,7 – 19,7 °C TRH = 0,6 – 4,5 d	87 DBO
Jokela <i>et al.</i> (2002)	DQO = 230 – 510 mg/L DBO/DQO = 0,04 – 0,08 pH = 6,5 – 7 Vol. Reactor = 9,4 L T = 5 – 25 °C TRH = 2,1 – 9,6 d	90 NH_4^+

Aluko y Sridhar (2013)	DQO = 3365 ± 31,11 mg/L DBO/DQO = 0,2 pH = 8,35 ± 0,07 T = 21,42 ± 1,78 °C	49 DQO 73 SS 72 Turbidez 77 DBO ₅ 59,50 NH ₃ 56 PO ₄ ³⁻
------------------------	---	--

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Presenta buenos porcentajes de eliminación del nitrógeno en lixiviados procedentes de rellenos sanitarios.
- Es tratamiento biológico es sencillo y confiable (CAR, 2011).
- Medios filtrantes de bajo costo (Renou *et al.*, 2008).
- Bajos requerimientos de energía.

- **Desventajas**

- Solo puede ser usado para el tratamiento biológico del lixiviado maduro (Torretta *et al.*, 2016).
- Necesita personal calificado para su operación y mantenimiento (Tilley *et al.*, 2014.)
- No es apropiado para el tratamiento de lixiviados muy concentrados, ya que el filtro podría llegar a atorarse por deposiciones inorgánicas en el medio (Cossu *et al.*, 1995).

Reactor discontinuo secuencial (SBR)

Los rendimientos reportados de eliminación de DQO están entre el 76 y el 91% y de NH₄-N entre el 55 y 65% (Zaloum y Abbott, 1997; Neczaj *et al.*, 2005; Aluko y Sridhar, 2013).

Según Aluko y Sridhar (2013), el tratamiento con lixiviados mediante SBR permite alcanzar tasas de eliminación tales como: DQO 76%, PO₄³⁻ 23%, amoníaco 65%, SS 62%, DBO₅ 84%, cloruro 26%, junto con la eliminación de metales tales como cadmio, hierro y zinc (>60%). En la tabla 31 se muestran las condiciones operativas de los estudios realizados con este tratamiento.

Tabla 31. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes del SBR

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Zaloum y Abbott (1997)	DQO = 2110 mg/L DBO/DQO = 0,4 - 0,5 pH = 6,9 Vol. Reactor = 32L T = 20 °C TRH = 3,2 d	91 DQO
Aluko y Sridhar (2013)	DQO = 3365 ± 31,11 mg/L DBO/DQO = 0,2 pH = 8,35 ± 0,07 T = 21,42 ± 1,78 °C Vol. Reactor = 7L	76 DQO 84 DBO ₅ 65 NH ₄ -N 62 SS ⁴⁻ 23 PO ₄ ³⁻ 26 Cl ⁴⁻ >60 metales pesados
Neczaj <i>et al.</i> (2005)	DQO = 3500 mg/L DBO/DQO = 0,2 pH = 8,3 Vol. Reactor = 5 L	85 DQO 55 NH ₄ -N

Fuente: elaboración propia.

• Ventajas

- Uno de los principales problemas de este sistema es el *bulking* (abultamiento) del lodo (Gálvez, 2008).
- Gran dificultad de ajustar los ciclos o etapas de tratamiento, en plantas pequeñas de tratamiento (Bretti, 2002).
- Los lodos deben ser eliminados frecuentemente.

• Desventajas

- Bajos costos en la inversión y operación.
- Remueve materia orgánica y nutrientes en una sola unidad (Muñoz y Ramos, 2014).
- Requiere menores volúmenes de reactor (Zaloum y Abbott, 1997).
- Habilidad de incorporar fases aerobias y anóxicas en un único reactor (Gálvez, 2018).
- Minimiza la producción de lodos (Zaloum y Abbott, 1997).

Humedales artificiales

De acuerdo con los estudios revisados, los rendimientos de eliminación de DQO varían desde el 40 al 50 %, los de DBO entre 59 y 98 % y los de $\text{NH}_4\text{-N}$ entre el 41,9 y 51 % (Justin y Zupancic, 2009, Aluko y Sridhar, 2005; Chiemchaisri *et al.*, 2009; Bulc, 2006).

Bulc (2006) construyó un humedal artificial a escala piloto para un antiguo relleno sanitario. Las eficiencias de eliminación del tratamiento fueron: DQO 50 %, DBO_5 59 %, nitrógeno amoníaco 51 %, fósforo total 53 %, sulfuros 49 %, cloruros 35 % y Fe 84 %, con efectos negativos para nitratos y sulfatos. En otra investigación realizada por Justin y Zupancic (2009) las eficiencias de eliminación fueron de DQO 40,9 %, DBO 65,5 %, SST 83,7 %, nitrógeno total 41,9 %, fósforo total 38,4 %, Fe 17,6 % Fe, cloruros 17,3 %.

Tabla 32. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de los humedales artificiales

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Justin y Zupancic (2009)	DQO = 1508 mg/L DBO/DQO = 0,13 pH = 7,2 - 9,73 Tamaño = 1000 m ² T = 12,3 - 25 °C	65,5 DBO 40,9 DQO 83,7 SST 41,9 $\text{NH}_4\text{-N}$ 38,4 Ptotal 17,6 Fe 17,3 cloruros
Aluko y Sridhar (2005)	DQO = 3365 ± 31,11 mg/L DBO/DQO = 0,21 pH = 8,35 ± 0,07 Tamaño = 0,6 m ² T = 25,15 ± 0,25 °C	86 DBO 81 SS 97,77 NH_3

Chiemchaisri <i>et al.</i> (2009)	4 estanques de concreto de 3 m ² Lixiviado joven DQO = 5850 – 12820 mg/L DBO/DQO = 0,53 – 0,57 pH = 4,3 – 6,5 Lixiviado estabilizado DQO = 1613 – 4506 mg/L DBO/DQO = 0,06 – 0,13 pH = 8,2 – 8,5 HTR = 28 d	71 y 98 DBO 43 – 46 N _{total}
Bulc (2006)	DQO = 239 mg/L DBO/DQO = 0,37 pH = 7,7 Tamaño = 311 m ² T = 5,4 – 22,5 °C TRH = 7 d y 8 h	59 DBO 50 DQO 51 NH ₄ -N 53 PO ₄ ³⁻ 35 Cl ⁻ 84 Fe 49 SO ₄ ²⁻

Fuente: elaboración propia.

• **Ventajas**

- Bajos costos de construcción, operación y mantenimiento.
- Es un tratamiento que requiere bajos consumos de energía y de reactivos químicos (García y Corzo, 2008).
- Baja generación de gases.
- Es un tratamiento que es capaz de amortiguar las variaciones del lixiviado que se va a tratar, ya sean de cantidad o de calidad, por los amplios tiempos de retención contemplados en su operación (Mosquera-Beltrán y Lara-Borrero, 2012).

• **Desventajas**

- Para su implementación se requiere una cantidad considerable de terreno.
- Este sistema no es apropiado para el tratamiento de lixiviados muy concentrados, ya que estos presentan altas concentraciones de materia orgánica, NH₃-N y a otras sustancias que producen toxicidad (Maehlum, 1995; Duggan, 2005).
- Durante los períodos fríos este sistema presenta limitaciones, por lo cual el lixiviado se debe almacenar o tratar por medio de otro sistema (Jones *et al.*, 2006).

Tratamientos biológicos anaerobios

Welander *et al.* (1997) utilizaron un lecho de fluidización aerobio, aunque la eliminación de DQO fue bastante baja (20-30%) al tratarse de un lixiviado muy estabilizado de baja biodegradabilidad.

Mediante la aplicación de un reactor de lecho fluidizado aerobio con carbón activado, Imai *et al.* (1995) consiguieron una eliminación de DQO del lixiviado entre 42 y 57% a un tiempo de retención hidráulica de 24 h. Por su parte, Imai *et al.* (1993) obtuvieron una remoción del 60% de los orgánicos refractarios y un 70% del nitrógeno de un lixiviado de alta concentración de nitrógeno amoniacal y baja biodegradabilidad (relación DBO₅/DQO < 0,1), mediante la aplicación de un sistema en serie anaerobio-aerobio de lecho fluidizado de carbón activo granular. En otro estudio, Horan *et al.* (1997) emplearon este mismo sistema y obtuvieron una remoción del 70% del amonio, del 60% de la DQO, 26% de cloruros y una completa eliminación de la DBO₅.

Tabla 33. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Imai <i>et al.</i> (1995)	DQO = 108 mg/L DBO/DQO = 0,06 pH = 8 Vol. Reactor _o = 4,5L T = 25 °C TRH = 24 h	42 - 57 DQO
Imai <i>et al.</i> (1993)	2 reactores en serie: anaerobio-aerobio DBO/DQO = 0,1 pH = 8,1 Vol. Reactor _o = 2 L T = 20 °C TRH = 48 h	60 orgánicos refractarios 70 NH ₃ -N

Welander et al. (1997)	Reactor 1 pH = 7,5 Vol. Reactor = 600 mL T = 5 - 20 °C TRH = 2 - 5 d Reactor 2 pH = 7,5 Vol. Reactor = 600 mL T = 5 - 20 °C TRH = 2 - 5 d Reactor 3 = pH = 9 Vol. Reactor = 220 mL T = 20 - 22 °C TRH = 14 - 22 h	20 - 30 DQO
Horan et al. (1997)	2 Reactores en serie DQO = 800 - 2700 mg/L pH = 6,5 - 7 Vol. Reactor = 1,5 L T = 20 °C TRH (1) = 36 h TRH (2) = 24 h	60 DQO 100 DBO ₅ 70 NH ₃ 26 Cl ⁻

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Es un tratamiento simple de operar.
- Acumula gran cantidad de biomasa (Gálvez, 2008).
- Es un tratamiento que trabaja con bajos TRH.
- Buena estabilidad de funcionamiento.
- Menor sensibilidad a efectos tóxicos (Gálvez, 2008).

- **Desventajas (señaladas por Gálvez, 2008)**

- El material de soporte tiene un costo considerable.
- Bajos porcentajes de remoción de contaminantes en lixiviados maduros.
- Es un sistema en el cual se debe adicionar P para mantener el equilibrio de los nutrientes necesarios para el tratamiento biológico.
- Alta demanda de energía para mantener el material soporte en suspensión.

Filtro anaerobio

Según los artículos científicos y tesis de grado revisados, los rendimientos de eliminación de DQO varían entre el 75 y el 96 % (Wang y Banks, 2007; Mendoza y López, 2004; Chavarro *et al.*, 2006).

Wang y Banks. (2007) analizaron la posibilidad de tratar un lixiviado rico en sulfato alcalino derivado de la eliminación conjunta de residuos sólidos municipales con polvo de horno de cemento por medio de un filtro anaeróbico. Este opero durante un período experimental de 152 días durante los cuales la carga de DQO incrementó de 0,76 a 7,63 kg de DQO/m³d. En las primeras etapas de la operación a baja carga, se acumularon sulfuros solubles que inhibieron la actividad metanogénica. Esto se restauró mediante la dosificación de FeCl₃ en el reactor. La dosificación continuada permitió una remoción de la DQO del 75 % y el 90 %. Además, hubo eliminación de hasta un 88 % de sulfato de los lixiviados.

Tabla 34. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes del filtro anaerobio

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Wang y Banks (2007)	DQO = 10000 mg/L Vol. Reactor = 4 L T = 35 °C TRH = 3 d	75 - 90 DQO 88 Sulfato
Mendoza y López (2004)	TRH = 36 - 42 h Vol. Reactor = 208 L	90 DQO 98 DBO
Chavarro <i>et al.</i> (2006)	pH = 6,5 - 7 Vol. Reactor = 19,15L TRH = 6,5 - 7 d	60 - 96 DQO

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Es un tratamiento que no requiere de suministro de energía. Además, tiene bajos costos de construcción, operación y mantenimiento (Tilley *et al.*, 2014).
- Se obtiene y se almacena biogás como fuente de energía (Tilley *et al.*, 2014).
- Es un sistema que tolera altas sobrecargas hidráulicas y orgánicas y opera a TRH más bajos, por lo que requiere volúmenes más pequeños (Torretta *et al.*, 2016).
- Presenta rendimientos adecuados a temperatura ambiente, y es menos sensible a cambios moderados en factores como pH o temperatura (Torretta *et al.*, 2016).

- **Desventajas**

- Los medios de soporte representan costos considerables a tener en cuenta.
- El efluente y el lodo generado en el tratamiento requieren un tratamiento adicional para ser descargados a cuerpos hídricos (Tilley *et al.*, 2014).
- Limpiar el material del filtro obstruido es una tarea complicada (Tilley *et al.*, 2014).

Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB)

Kettunen y Rintala (1998) en su estudio lograron porcentajes de remoción de DQO en un rango entre 65 y 75 %. Lin *et al.* (2000) realizaron un estudio de la tratabilidad de lixiviados de relleno sanitario por medio del reactor UASB. Las condiciones de operación del reactor fueron las siguientes: TRH de 1,5 d, tasa de carga orgánica de 6,73 kg de DQO/m³d y temperatura de operación de 35 °C. A partir de estas condiciones se obtuvieron eficiencias de eliminación de DQO total, DQO soluble, ST, SV, fósforo total, nitrógeno amoniacal de 42,2%, 58,1%, 45,3%, 68,2%, 44,3%, 47,8%, respectivamente.

Tabla 35. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Kettunen y Rintala (1998)	DQO = 1500 - 3200 mg/L DBO/DQO = 0,61 - 0,71 pH = 6,5 - 7 Vol. Reactor = 40 L T = 13 - 23 °C TRH = 0,96 - 1,30 d	65 - 75 DQO
Timur y Ozturk (1999)	DQO = 3800 - 15900 mg/L DBO/DQO = 0,54 - 0,67 pH = 7,3 - 7,8 Vol. Reactor = 0,38L T = 11 - 24 °C TRH = 1 - 1,5 d	83 DQO
Lin et al. (2000)	DQO = 12050 ± 2044 mg/L pH = 7,2 ± 0,2 Vol. Reactor = 13,5 L TRH = 1,5 d T = 35 ± 1 °C	42,2 DQO 45,3 ST 68,2 SV 44,3 P _{total} 47,8 NH ₄ -N

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Bajos requerimientos de nutrientes e insumos químicos. Sumado a lo anterior, este sistema requiere un bajo consumo para su funcionamiento (Seghezzo et al, 1998).
- El área necesaria para poner en marcha el reactor es pequeña (Gálvez, 2008).
- El biogás que se genera durante la operación del sistema puede ser usado como fuente de energía.
- La cantidad de lodo generado en el tratamiento es baja.

- **Desventajas**

- Es un tratamiento muy sensible a las sustancias tóxicas y presenta eliminación limitada de NH₄-N (Sun et al., 2010).

- Para que el efluente alcance los valores límites máximos permisibles de materia orgánica, nutrientes y microorganismos patógenos, se requiere de un pos-tratamiento (Torretta *et al.*, 2016).
- Obstrucciones ocasionadas en este sistema, se deben a la acumulación de sólidos en el fondo del reactor (Borzacconi *et al.*, 1996).
- Es un sistema que no elimina los compuestos refractarios presentes en el lixiviado (Borzacconi *et al.*, 1996; Ozturk *et al.*, 2003).

Anammox

Wang *et al.* (2016) aplicaron un proceso combinado de flujo continuo de nitrito y *anammox* (Anerobic Ammonium Oxidation) para tratar lixiviados maduros. El tren de tratamiento utilizado constaba de un reactor anóxico/aeróbico y un reactor UASB. El tratamiento anóxico/aeróbico redujo la DQO y el $\text{NH}_4\text{-N}$, mientras que la eliminación de nitrógeno se logró posteriormente en el reactor UASB mediante *anammox*. Las concentraciones de amoníaco y DQO en el afluente fueron de 1330 mg/L y 2250 mg/L respectivamente, y las eficiencias de eliminación de TN y DQO alcanzaron el 94% y 62%. En otro estudio Nhat *et al.* (2014) realizaron un experimento a escala de laboratorio para mostrar la alta eficiencia de remoción de nitrógeno que se obtuvo a partir de la combinación de procesos nitrificación parcial/*anammox* para el tratamiento de lixiviados de vertederos antiguos. La secuencia empleada para el tratamiento consistió en una nitrificación parcial usando un reactor discontinuo secuencial (PN-SBR) seguido de un reactor híbrido *anammox* (HAR). Las concentraciones de amoníaco total en el afluente fueron de (TAN) de 500 mg N/L y 1000 mg N/L. Las eficiencias de eliminación obtenidas de NT fueron del $93 \pm 1\%$ y $81 \pm 1,2\%$ a tasas de carga de nitrógeno de 4,3 kg TN/m³d y 8,3 kg TN/m³d, respectivamente, mientras que la eliminación de DQO varió de 14% a 46%.

Tabla 36. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Wang <i>et al.</i> (2016)	DQO = 1330 - 2250 mg/L DBO/DQO = 0,65 - 0,67 pH = 6,8 - 7,4 Vol. Reactor = 2 L T = 35 °C TRH = 1 - 1,5 d	62 DQO 94 N _{Total}
Nhat <i>et al.</i> (2014)	DQO = 3800 - 15900 mg/L DBO/DQO = 0,54 - 0,67 pH = 7,3 - 7,8 Vol. Reactor = 0,38L T = 11 - 24 °C TRH = 0,4 - 1,4 d	14 - 16 DQO 80 - 94 N _{Total}
Anfruns <i>et al.</i> (2013)	DQO = 6200 ± 566 mg/L DBO/DQO = 0,13 pH = 7,4 Vol. Reactor = 400L T = 30 ± 1 °C TRH = 8 y 2 d	91 DQO 87 - 89 N _{Total}

Fuente: elaboración propia.

• **Ventajas**

- Es un tratamiento con baja producción de lodo, por tal motivo se reducen los gastos de su disposición final (Vilar, 2015).
- Para la reducción del nitrato a N₂ gas, este tratamiento no requiere de una fuente externa de C (Vilar, 2015).
- Requiere un bajo consumo para su funcionamiento.
- Este tratamiento es recomendado para tratar lixiviados viejos y con altas concentraciones de nitrógeno (Torretta *et al.*, 2016).

• **Desventajas**

- En este proceso, el enriquecimiento del lodo con bacterias *anammox* supone una larga puesta en marcha, ya que estas son de lento crecimiento (Vilar, 2015).

- La recuperación de este sistema tras un *shock* por una sobrecarga o los efectos de un inhibidor puede resultar difícil, ya que la producción de lodo en este tratamiento es baja (Vilar, 2015).
- Las bacterias *anammox* son sensibles a factores como la concentración de sustrato, temperatura, entre otras (Huang *et al.*, 2014).

Tratamientos fisicoquímicos

Evaporación

En la siguiente tabla se muestran los resultados de la bi-destilación con ajuste de pH de diferentes lixiviados de un estudio realizado por Leonhard *et al.* (1994). Los lixiviados 1 y 2 provenían de vertederos de residuos domésticos, mientras que los lixiviados 3 y 4 procedían de vertederos de residuos peligrosos. Se obtuvo una mejor calidad en los destilados de los lixiviados provenientes de vertederos de residuos domésticos, con menores valores de DQO y de carbono orgánico disuelto.

En otro estudio Birchler *et al.* (2004) realizaron experimentos de destilación a escala de laboratorio con tres muestras de lixiviados de vertederos más antiguos. Los resultados mostraron que la destilación ácida en una etapa de las muestras más fuertes de lixiviado eliminó más del 95% de las impurezas iónicas y el 85% de ácidos orgánicos volátiles (VOA, siglas en inglés para volatile organic acids). Estas pruebas demostraron que una destilación ácida de una sola etapa produciría un evaporado de alta calidad para muestras con niveles relativamente bajos de VOA. La evaporación de la base ácida en dos etapas, o la eliminación del amoníaco junto con la evaporación, pueden eliminar de manera efectiva el amoníaco y los ácidos orgánicos volátiles si se presentan juntos en concentraciones relativamente altas.

Tabla 37. Porcentajes de remoción de contaminantes de la evaporación

REFERENCIAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Leonhard <i>et al.</i> (1994)	Lixiviado 1 = 99 DQO, 100 COD, Lixiviado 2 = 97 DQO, 98 COD, 99 NH ₄ ⁺ Lixiviado 3 = 87 DQO, 91 COD, 96 NH ₄ ⁺ Lixiviado 4 = 78 DQO, 73 COD, 100 NH ₄ ⁺
Birchler <i>et al.</i> (1994)	95 % de las impurezas iónicas 85 % de ácidos orgánicos volátiles (VOA)

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Este proceso presenta bajos costos con respecto a otras tecnologías similares.
- En este sistema el tratamiento de los lixiviados y de las emisiones de gases se realiza de manera simultánea (Reyes, 2015).
- El postratamiento es más sencillo, ya que este sistema genera poca cantidad de residuo concentrado (Birchler *et al.*, 1994).
- Es un tratamiento que se adapta a variaciones de carga pH, hidráulica, DBO, DQO y sólidos (Gálvez, 2008).

- **Desventajas**

- La turbulencia que se genera en el proceso ocasiona la formación de espumas (Reyes, 2015).
- Arrastre de compuestos orgánicos volátiles (COV) e incrustaciones de precipitados en el sistema (Reyes, 2015).
- Este proceso requiere altos consumos de energía, debido a los grandes volúmenes de lixiviado que se deben calentar (Gálvez, 2008).

Coagulación- floculación

En un estudio elaborado por Tatsi *et al.* (2003) se obtuvieron altas capacidades de DQO (aproximadamente 75%) durante la adición de cloruro férrico a los lixiviados parcialmente estabilizados. Gomes *et al.* (2018) aplicaron un tratamiento de múltiples etapas a un lixiviado urbano maduro, a gran escala. El sistema de tratamiento consistió en un SBR, para procesos de nitrificación/desnitrificación, seguido de una etapa de coagulación/sedimentación, un proceso de oxidación avanzada, en este caso la reacción de foto-Fenton y un SBR final. En la etapa de coagulación/sedimentación se logró una remoción de DQO del 67%.

Tabla 38. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Tatsi <i>et al.</i> (2003)	DQO = 5350 mg/L DBO/DQO = 0,2 pH = 7,9 Coagulante = $\text{FeCl}_3 + \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ Rango de concentración = 1 - 5 g/L	75 DQO
Gomes <i>et al.</i> (2018)	DBO/DQO = 0,3 Coagulante = FeCl_3	67 DQO
Assou <i>et al.</i> (2014)	DQO = 2153 - 2707 mg/L DBO/DQO = 0,2 - 0,135 pH = 7,7 - 8,92	79 DQO 80 SS 94 turbiedad

Fuente: elaboración propia.

• Ventajas

- La operación del tratamiento es simple.
- Buenos porcentajes de remoción de contaminantes en el tratamiento de lixiviados maduros (Amokrane *et al.*, 1997; Ntampou *et al.*, 2006).
- Es un tratamiento fácil de implementar.

- **Desventajas**

- Este tratamiento es sensible a las variaciones de pH (Kurniawan *et al.*, 2006).
- Los costos de operación pueden aumentar dependiendo del tipo de reactivo y las dosis que se emplean en el tratamiento (Kurniawan *et al.*, 2006).
- Al utilizar coagulantes tradicionales pueden aumentar las concentraciones de Fe o Al en efluente (Trebouet *et al.*, 2001; Ntampou *et al.*, 2006).
- El lodo producido debe recibir un tratamiento adecuado para poder ser dispuesto en los cuerpos hídricos.

Precipitación química

Li *et al.* (1999) utilizaron como precipitante MAP junto con la combinación $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ y $Na_2HPO_4 \cdot 12H_2O$ a una relación estequiométrica (mg: NH_4 : PO_4 = 1: 1: 1) y a un pH de 8,5 - 9. La concentración de amonio se redujo de 5600 a 110 mg/L en 15 minutos con este método. En otro estudio realizado por Ozturk *et al.* (2003), se aplicó precipitación de MAP en la relación estequiométrica (mg: NH_4 : PO_4 = 1: 1: 1) a los efluentes pretratados anaeróbicamente para remover el amoníaco. Las eliminaciones de nitrógeno amoniacal obtenidas fueron del 85, 72 y 20% a pH de 9,2, 12, 10 y 11, respectivamente.

Tabla 39. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Li <i>et al.</i> (1999)	DQO = 7511 mg/L DBO/DQO = 0,19 pH = 8,22 Precipitante = $MgCl_2 \cdot 6(H_2O)$ + $Na_2HPO_4 \cdot 12(H_2O)$ (Mg: NH_4 : PO_4 = 1:1:1)	40 DQO 98 N- NH_4 +

Çeçen y Gürsoy (2000)	DQO = 37.026 DBO/DQO = 0,42 pH = 11 Precipitante = Ca(OH) ₂ Cu (II) = 0,11 mg/L Pb (II) = 1,20 mg/L Fe (II) = 6,60 mg/L Mn (II) = 0,36 mg/L Ni (II) = 2 mg/L	72 Cu (II) 46 Pb (II) 78 Fe (II) 97 Mn (II) 51 Ni (II)
Ozturk et al. (2003)	DQO = 35.000 – 50.000 DBO/DQO = 0,5 - 0,6 pH = 5,6 - 7 Precipitante = MAP (Mg:NH ₄ :PO ₄ = 1:1:1)	50 DQO 85 N-NH ₄ ⁺
Calli et al. (2005)	DQO = 47.800 DBO/DQO = 0,6 pH = 7,5 Precipitante = MAP	20 DQO 90 N-NH ₃

Fuente: elaboración propia.

• **Ventajas**

- Buenos porcentajes de remoción de metales pesados de efluentes orgánicos.
- Si el lixiviado no contiene metales pesados u otros tóxicos, el lodo producido tras el tratamiento con estruvita puede ser utilizado como fertilizante para uso agrícola (Li et al., 1999; Ozturk et al., 2003).
- En el proceso con estruvita no se requiere añadir reactivos para ajustar el pH, ya que este opera dentro de un rango de pH en torno al neutro (Kabdasli et al., 2000).
- Este sistema es usado como pretratamiento para remover la alta concentración de NH₄-N (Renou et al., 2008).

• **Desventajas**

- Requiere altas dosis de precipitante.
- Este proceso produce gran cantidad de lodo que puede ser difícil de tratar, debido a que puede contener compuestos tóxicos.

- Necesidad de disposición del lodo, en el caso de que este no sea recuperable (Kurniawan *et al.*, 2006).
- Los costos de los reactivos que se utilizan en este tratamiento aumentan los costos de operación del mismo (Ozturk *et al.*, 2003).

Adsorción

Según los estudios realizados por Morawe *et al.* (1995) y Rodríguez *et al.* (2004), el tratamiento de lixiviados mediante el proceso de adsorción con carbón activo (GAC o PAC) es efectivo para la eliminación de DQO (porcentajes de eliminación del 91 y 93 %). Sin embargo, los porcentajes de remoción de NH₄-N y NH₃-N son bajos (40 %) (Kurniawan *et al.*, 2006; Aziz *et al.*, 2004).

En otras investigaciones realizadas para observar la efectividad de eliminación de otros contaminantes por medio de la adsorción, Liyan *et al.* (2009) lograron la remoción del 89,2% de compuestos orgánicos hidrofóbicos (HOC) con una dosis de carbón activado en polvo (PAC) de 1 g/L.

Tabla 40. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Morawe <i>et al.</i> (1995)	DQO = 879 - 940 mg/L DBO/DQO = 0,03 pH = 8,2 Adsorbente = GAC (columnas)	91 DQO
Rodríguez <i>et al.</i> (2004)	DQO = 5180 mg/L DBO/DQO = - pH = 7 Adsorbente = PAC	93 DQO

Kurniawan et al. (2006)	DQO = - DBO/DQO = 0,6 pH = 7,5 Adsorbente = -	90 DQO 40 NH ₄ -N 80 - 96 Metales pesados
Liyan et al. (2009)	Adsorbente = PAC (3 g/L)	89,2 HOC
Aziz et al. (2004)	DQO = 3450 mg/L Adsorbente = 42 g/L	40 NH ₃ -N

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Mediante este tratamiento, los metales pesado como Ni, Cr, Cd, Cu y Zn pueden ser removidos de un efluente inorgánico (Kurniawan et al., 2006; Fu y Wang, 2011).
- Este tratamiento elimina compuestos orgánicos recalcitrantes del lixiviado y es muy utilizado para tratar lixiviados maduros.
- La adsorción se usa junto con los procesos biológicos para el tratamiento eficaz de los lixiviados (Renou et al., 2008).

- **Desventajas**

- Necesidad de regenerar o reponer el adsorbente utilizado (Kurniawan et al., 2006).
- El costo del carbón activo es alto.
- Este proceso requiere normalmente un pre o postratamiento del lixiviado para eliminar todos los contaminantes que se encuentran presentes en este (Diamadopoulos, 1994; Cossu et al., 1995).
- Es un proceso costoso y la capacidad de adsorción está en función de la DQO en el efluente (Reyes, 2015).

Intercambio iónico

Los resultados óptimos alcanzados por Bashir *et al.* (2010) indican que se requirieron 6 minutos de contacto para lograr el 94,2% de la eliminación de NH₃-N cuando la dosis de resina catiónica y la velocidad de agitación fueron de 24,6 cm³ y 147 rpm, respectivamente. De acuerdo con este estudio, las resinas de intercambio iónico se pueden usar para la eliminación eficiente de nitrógeno amoniacal de los lixiviados de vertederos estabilizados semiaeróbicos. En otro estudio se obtuvieron porcentajes de remoción con la resina de intercambio aniónico sintético (INDION FFIP MB) del 91,5%, 70,3%, 93,1% y 92,4% para color, DQO, SS y turbidez, respectivamente. Para lograr estos rendimientos, las condiciones operativas del proceso fueron las siguientes: dosis de resina aniónica de 30,9 cm³, tiempo de contacto de 90 minutos, velocidad de agitación de 150 rpm y pH 3,1 (Mohajeri *et al.*, 2010).

Tabla 41. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Bashir <i>et al.</i> (2010)	Dosis de resina = 24,6 cm ³ Tiempo de contacto = 6 min Velocidad de agitación = 147 rpm	94,2 NH ₃ -N
Fu y Wang (2011)	Especie = Pb ²⁺ Concentración inicial de metal (mg/L) = 1036 pH óptimo = 4 Clinoptilolita (g/L) = 20 Especie = Ni ²⁺ Concentración inicial de metal (mg/L) = 25 pH óptimo = 7 Clinoptilolita (g/L) = 15 Especie = Zn ²⁺ Concentración inicial de metal (mg/L) = 65,4 - 654 pH óptimo = 5 Clinoptilolita (g/L) = 25	55 Pb ²⁺ 93,6 Ni ²⁺ 100 Zn ²⁺

Mohajeri et al. (2010)	Dosis de resina = 30,9 cm ³ Tiempo de contacto = 90 min Velocidad de agitación = 150 rpm pH = 3,1	70,3 DQO 91,5 color 93,1 SS 92,4 turbidez
------------------------	---	--

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Elimina compuestos poco biodegradables que contienen sustancias húmicas (Kurniawan et al., 2006).
- Este proceso es adecuado para la eliminación de metales y NH₃.
- Puede disminuir la concentración de nitrato y de iones NH₄⁺ (Lin y Wu, 1996).

- **Desventajas**

- Los costos de operación de este tratamiento son altos.
- Durante la regeneración de las resinas se genera un flujo al que es necesario darle un postratamiento para su recuperación o su adecuada disposición final (Qasim y Chiang, 1994).

Oxidación química

Los investigadores que utilizaron la ozonización como tratamiento para los lixiviados de rellenos sanitarios, obtuvieron porcentajes de remoción de DQO entre el 50 y 56% (Qureshi et al., 2002; Haapea et al., 2002).

Tizaoui et al. (2007) trataron un lixiviado que se caracterizó por una alta concentración de DQO, una baja biodegradabilidad y un color oscuro intenso, por medio de la combinación de ozono con peróxido de hidrógeno (O₃/H₂O₂). El sistema logró una mejora en la biodegradabilidad de los lixiviados de 0,1 a 0,7 aproximadamente, y removió el 48% de DQO y 94% de color.

El proceso foto-Fenton logra una eficiencia de remoción de la DQO que está entre 70 y 72% del lixiviado (Gomes *et al.*, 2018). Lopes de Morais y Peralta (2005) demostraron que el tratamiento con UV/H₂O₂ y foto-Fenton permite que el contenido total de carbono orgánico se elimine de manera eficiente en menos de 60 minutos de reacción con una eliminación de 97% y 89% de COT y un 56% y un 58% de la DQO, respectivamente. Este hecho confirma la gran capacidad de degradación de ambos procesos fotoquímicos.

Tabla 42. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Qureshi <i>et al.</i> (2002)	<p>Ozonación DQO = 14600 mg/L DBO = 2920 mg/L pH = 7,8 DBO/DQO después del tratamiento = 0,32 O₃/DQO = 3,1 g/g</p>	56 DQO
Haapea <i>et al.</i> (2002)	<p>DQO = 480 mg/L DBO = 25 mg/L pH = 7,7 DBO/DQO después del tratamiento = 0,25 O₃/DQO = 0,5 (g/g)</p>	> 50 DQO
Tizaoui <i>et al.</i> (2007)	<p>O₃/H₂O₂ DQO = 5230 mg/L DBO = 500 mg/L DBO/DQO = 0,1 pH = 8,7 DBO/DQO después del tratamiento = 0,7</p>	48 DQO 94 color
Gomes <i>et al.</i> (2018)	<p>H₂O₂/Fe²⁺/UV DQO = 388 mg/L pH = 2,8 UV = 1000 W Fe²⁺ = 60 mg/L</p>	72 DQO

Lopes de Morais y Peralta (2005)	DQO= 5200 mg/L DBO = 720 mg/L pH = 8	56 DQO 97 COT
-------------------------------------	--	------------------

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Procesos ideales para tratar lixiviados viejos o bien estabilizados.
- Es un tratamiento efectivo en la descomposición de compuestos recalcitrantes.
- Estos procesos buscan llevar las sustancias orgánicas a sus estados de oxidación más altos estables siendo el CO_2 y el agua (Renou *et al.*, 2008).
- Se aplican para degradar sustancias húmicas.
- Este tipo de tratamientos son usados comúnmente para aumentar la biodegradabilidad en los lixiviados con presencia de materia orgánica de naturaleza recalcitrante, para un posterior tratamiento biológico (Renou *et al.*, 2008).

- **Desventajas**

- Alta demanda energética, con excepción del proceso Fenton (López *et al.*, 2004).
- Se debe combinar con otro pre o postratamiento para que el efluente cumpla con la normativa en materia de vertimientos.
- Interferencias en el proceso de ciertos compuestos químicos en el lixiviado, como carbonatos, fosfatos y aniones; el cloruro puede interrumpir las reacciones que generan radicales hidroxilo $\cdot\text{OH}$ (Steensen, 1997; Wenzel *et al.*, 1999).
- Se requiere de la adición de antiespumantes cuando se forma espuma en el lixiviado, tras la aplicación del peróxido de hidrógeno y del ozono, (Wenzel *et al.*, 1999).
- Para lograr degradación completa de los contaminantes, se requiere de altas dosis de oxidante, lo que hace que el proceso sea costoso (Renou *et al.*, 2008).

Tratamientos con membrana

Microfiltración

En un trabajo realizado Piatkiewicz *et al.* (2001) informaron el uso de MF como etapa de prefiltración, sin embargo, no se logró una tasa de retención significativa (reducción de la DQO entre 25 y 35%). Ameen *et al.* (2011) sugirieron pasar una muestra de lixiviado a través de un proceso de coagulación convencional antes de filtrarse a través de una membrana de MF de fibra hueca. Como resultado, la membrana de MF disminuyó la turbidez, el color, los sólidos suspendidos totales (SST), los sólidos disueltos totales (SDT) y los sólidos suspendidos volátiles (SSV) en el lixiviado en un 98,30 %, 90,30 %, 99,63 %, 14,71 % y 20 %, respectivamente. Por lo tanto, este estudio demostró que la MF es capaz de eliminar un alto porcentaje de sólidos de los lixiviados y podría considerarse una etapa de pulido después del tratamiento biológico. En otro estudio más reciente, realizado por Pertile *et al.* (2018), evaluaron el proceso de MF en un sistema de tratamiento terciario para lixiviados del relleno sanitario del Rincão das Flores, Caxias do Sul / RS / Brasil. Los resultados mostraron que el proceso MF permitió la eliminación de hasta el 43 % de la DQO y el 63 % de la DBO₅.

Tabla 43. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Piatkiewicz <i>et al.</i> (2001)	Material/geometría = polipropileno/tubular (membrana GmbH/Accurel). Superficie = 0,11 m ² Velocidad = 4,1 - 4,3 m/s DQO = 2300 mg/L pH = 7,5 T = 20 °C	25 - 35 DQO

Ameen <i>et al.</i> (2011)	Geometría = hueca (membrana Toyota Tsusho Corporation). Superficie = 0,211718 m ² T = 26 ± 1 °C	98,30 turbidez 90,30 color, 99,63 SST 14,71 SDT 20 SSV
Pertile <i>et al.</i> (2018)	Material/geometría = poli (eterimida)/ hueca (membrana PAM membranas selectivas (Brasil) Superficie = 0,064 m ² Velocidad = 8,9 m/s DQO = 1182 mg/L DBO ₅ = 651 mg/L T = 25 ± 3 °C	43 DQO 63 DBO ₅

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Se requiere poco espacio para su implementación.
- La aplicación de este proceso puede reducir la cantidad de productos químicos del tratamiento y necesidades de mano de obra (Metcalf y Eddy, 2003).
- Es usado para eliminar coloides y materia suspendida (Renou *et al.*, 2008).

- **Desventajas (como las plantean Metcalf y Eddy, 2003)**

- Altos consumos de energía.
- Se debe reemplazar la membrana entre 3 y 5 años.
- Puede necesitar pretratamiento, lo cual incrementaría costos y necesidades de espacio.
- El concentrado obtenido debe ser tratado para su posterior recirculación o recibir la adecuada disposición final (Vilar, 2015).

Ultrafiltración

Por medio de la aplicación de UF se han obtenido eficiencias de eliminación de DQO del 52% (Bohdziewicz *et al.*, 2001). En otro estudio realizado por Pirbazari *et al.* (1996) se lograron eficiencias de eliminación de DQO entre 95 y 98% de dos lixiviados tratados por la combinación de carbón activado y UF.

Tabla 44. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Piatkiewicz <i>et al.</i> (2001)	Material/geometría = polisulfona / tubular (membrana GmbH / UltraPES) Superficie = 0,15 m ² Velocidad = 4,1 - 4,3 m/s DQO = 1700 mg/L T° = 20 °C	5 - 10 DQO
Pirbazari <i>et al.</i> (1996)	Material/geometría = celulósico / tubular (Memtek Corp.) Superficie = 0,0065 m ² DQO = 8300 - 9500 mg/L pH = 7 T° = 20 - 45 °C	95 - 98 DQO
Bohdziewicz <i>et al.</i> (2001)	Material/geometría = PVC/ tubular Superficie = 0,0155 m ² Velocidad = 2,5 m/s DQO = 1660 mg/L pH = 8,6 T° = 25 °C	52 DQO

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas (como las plantean Metcalf y Eddy, 2003)**
 - Menor espacio requerido.
 - La aplicación de este proceso puede reducir la cantidad de productos químicos del tratamiento.
 - Reducción de los requerimientos de mano de obra.
 - Tratamiento efectivo para la remoción de macromoléculas.
- **Desventajas (como las plantean Metcalf y Eddy, 2003)**
 - Mayor consumo de energía.
 - Se debe cambiar la membrana entre 3 y 5 años.
 - Puede necesitar pretratamiento, lo cual incrementaría costos y necesidades de espacio.
 - Es un tratamiento costoso.
 - El concentrado obtenido debe ser tratado para su posterior recirculación o recibir la adecuada disposición final (Vilar, 2015).

Nanofiltración

Las eficiencias de remoción de DQO mediante NF en las investigaciones realizadas variaron entre el 52 y el 96 %, en cambio para la DBO_5 , $\text{NH}_4\text{-N}$, SO_4^{2-} se reportaron remociones del 42 %, 57 % y 92 %, respectivamente (Marttinen *et al.*, 2002; Trebouet *et al.*, 2001; Peters, 1998). Linde y Jönsson (1995) utilizaron la NF para tratamiento del lixiviado de un relleno sanitario con un contenido extremadamente alto de sal de una celda de desechos que contenía principalmente ceniza, debido a la buena separación de los cationes. La mayoría de los metales pesados –que son cationes multivalentes– se rechazaron, mientras que los cationes monovalentes –que son sustancias bastante inofensivas– pasan a través de la membrana. La retención de metales pesados como cadmio, zinc, plomo y cromo fue superior al 70 %, mientras que la retención de potasio y sodio fue inferior al 10 %.

Tabla 45. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Linde y Jönsson (1995)	Geometría = tubular Superficie = 0,04 m ² Velocidad = 2,8 m/s DQO = 500 mg/L pH = 6,5 T = 25 °C	70 metales pesados
Marttinen <i>et al.</i> (2002)	Material/geometría = polímero / lámina plana Superficie = 0,0045 m ² Velocidad = 3 m/s DQO = 200 - 600 mg/L pH = 7,3 - 7,9 T = 25 °C	52 - 66 DQO
Trebouet <i>et al.</i> (2001)	Material/geometría = poliacrilonitrilo / tubular Superficie = 0,049 m ² Velocidad = 3 m/s DQO = 500 mg/L pH = 7,5 T = 25 °C	74 DQO
	Material/geometría = polisulfona / tubular Superficie = 0,049 m ² Velocidad = 3 m/s DQO = 500 mg/L pH = 7,5 T = 25 °C	80 DQO

Fuente: elaboración propia.

- **Ventajas**

- Las presiones de operación que requiere este tratamiento están en un rango entre 350 y 1000 kPa (Reyes, 2015).
- Es adecuado como postratamiento para un proceso biológico aerobio para disminuir DQO y retener metales pesados (Espinosa *et al.*, 2007).
- Es flexible para tratar lixiviados nuevos, medios y maduros (Insel *et al.*, 2013).
- Tratamiento efectivo para la remoción de metales pesados.
- Este tratamiento tiene mejor retención de contaminantes que una membrana de UF (Li *et al.*, 2010).

- **Desventajas**

- La membrana puede ensuciarse con algunos constituyentes como sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas, partículas coloidales y sólidos (Trebouet *et al.*, 2001).
- No es un proceso adecuado para tratar lixiviado crudo, porque materiales de bajo peso molecular, biológicamente degradables, necesitarían aún ser eliminados del permeado (Espinosa *et al.*, 2007).
- Altos costos de inversión, operación y mantenimiento.

Ósmosis inversa

La ósmosis inversa (OI) es un instrumento muy efectivo para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios, si se han tenido en cuenta todos los criterios de diseño y los requisitos específicos para este tipo de lixiviados. De acuerdo con los estudios revisados, los rendimientos de eliminación de DQO varían desde el 98 al 100% (Linde *et al.*, 1995; Ushikoshi *et al.*, 2002; Peters, 1998). Chianese *et al.* (1995) y Peters (1998) observaron en sus investigaciones que la OI fue capaz de remover el 97% y 98%, respectivamente, de la concentración de metales pesados presentes en el lixiviado tratado.

Tabla 46. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes de este tratamiento

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
Chianese <i>et al.</i> (1995)	Geometría = tubular Superficie = 0,04 m ² Velocidad = 2,8 m/s DQO = 500 mg/L pH = 6,5 T = 25 °C	97 metales pesados
Peters (1998)	DQO = 1797 mg/L pH = 7,7	99 DQO 99,9 NH ₄ -N 98 metales pesados
Linde <i>et al.</i> (1995)	Material/geometría = composita / tubular (PCI Membrane Systems) Superficie = 0,013 m ² DQO = 300 - 925 mg/L Flujo = 3 - 48 L/hm ² T = 20 °C	>98 DQO
Ushikoshi <i>et al.</i> (2002)	Membrana poliamida DQO = 7,9 - 97,4 mg/L DBO = < 5 - 155 mg/L pH = 7,1 - 10,5 T = 15,3 - 31,8 °C	100 DQO 99 DBO ₅ 98 NH ₃ -N

Fuente: elaboración propia.

• Ventajas

- Buenos porcentajes de remoción de DBO en lixiviados maduros y estabilizados.
- Alta tasa de recuperación (Meier *et al.*, 2002).
- Es un proceso con alto rechazo para casi todos los contaminantes (Meier *et al.*, 2002).
- Es un tratamiento con potencial para retener sales, bacterias, proteínas, azúcares, tinturas, partículas, entre otros constituyentes.
- Es flexible para tratar lixiviados nuevos, medios y maduros (Insel *et al.*, 2013).
- Este tratamiento requiere bajos consumos de energía con respecto a otras tecnologías ya mencionadas.

- **Desventajas**

- Se debe realizar una limpieza química regular para evitar el ensuciamiento de la membrana (*fouling*), que provoca una disminución del flujo (Trebouet *et al.*, 2001; Meier *et al.*, 2002).
- Los continuos lavados, limpiezas y cambios de membranas que se deben realizar en este sistema aumentan los costos de operación y mantenimiento.
- Generación de gran volumen de concentrado, el cual tiene que ser tratado o eliminado (Reyes, 2015).
- En este proceso, la retención de algunas moléculas de pequeño tamaño presentes en lixiviados es baja y estas atraviesan la membrana (Cossu *et al.*, 1995).
- Necesidad de pretratamiento para proteger a la membrana.

Tratamiento combinado

En la tabla 47 se relacionan varios artículos que se enfocaron en la combinación de tratamientos físicoquímicos. Además, se muestra la relación DBO/DQO y el porcentaje de eliminación de algunos contaminantes que obtuvieron los autores.

Tabla 47. Relación DBO/DQO y porcentajes de remoción de contaminantes de la combinación de tratamientos físicoquímicos

TECNOLOGÍA	REFERENCIA	DBO/DQO	TASAS DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES (%)		
			DQO	NH ₄ -N	METALES PESADOS
Coagulación, Fenton	Rivas <i>et al.</i> (2004)	0,06	90		
Coagulación-floculación, adsorción	Li <i>et al.</i> (2010)	0,05	86		97,6 Pb 99,7 Fe

Ozonación, adsorción	Kurniawan <i>et al.</i> (2006)	0,09	86	92
Ósmosis inversa, evaporación	Di Palma <i>et al.</i> (2002)	0,20	88	97

Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, en la tabla 48 ven varios artículos que se enfocaron en la combinación de tratamientos biológicos. También se muestra la relación DBO/DQO y el porcentaje de eliminación de algunos contaminantes que obtuvieron los autores en estos estudios.

Tabla 48. Relación DBO/DQO y porcentajes de remoción de contaminantes de la combinación de tratamientos biológicos

TECNOLOGÍA	REFERENCIA	DBO/DQO	TASAS DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES (%)		
			DQO	NH ₄ -N	N _{TOTAL}
ASBR, SBR	Wang <i>et al.</i> (2013)	0,34	90		95
UASB, laguna aireada	Govahi <i>et al.</i> (2012)	0,6 - 0,9	84	54	
UASB, SBR	Sun <i>et al.</i> (2010)	0,44 - 0,48	96,7	99,1	98,3

Nomenclatura: reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB), reactor discontinuo secuencial (SBR), reactor discontinuo secuencial anaerobio (ASBR).

Fuente: elaboración propia.

Para la combinación de tratamientos físicoquímicos y biológicos, también se buscaron estudios en los cuales se implementará esta. En la tabla 49 se puede evidenciar el porcentaje de remoción de contaminantes como DQO, $\text{NH}_4\text{-N}$, N_{total} y SS.

Tabla 49. Relación DBO/DQO y porcentajes de remoción de contaminantes de la combinación de tratamientos físicoquímicos y biológicos

TECNOLOGÍA	REFERENCIA	TRATAMIENTO COMBINADO	DBO/DQO	TASAS DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES (%)			
				DQO	$\text{NH}_4\text{-N}$	N_{TOTAL}	SS
Lodos activados, coagulación, foto-fenton	Silva et al. (2017)	A,F/Q,F/Q	0,07 - 0,13	58	62 - 99		88
Lodos activados, ultrafiltración, ósmosis inversa	Bohdziewicz et al. (2001)	A,F/Q,F/Q	0,18	96,8			
Coagulación, floculación, ozonización, lodos activados	Bila et al. (2005)	F/Q, F/Q,F/Q, A	0,03 - 0,05	62 - 84			
SBR, coagulación/sedimentación, foto-Fenton, SBR	Gomes et al. (2018)	A_n ,FQ,FQ, A_n	0,2 - 0,3	98	99	85	

Nomenclatura: anaerobio (A_n), aerobio (A), físicoquímico (F/Q), reactor discontinuo Secuencial (SBR).

Fuente: elaboración propia.

Otros aspectos considerados en el análisis teórico-exploratorio

Crterios para seleccionar el tratamiento

No es posible disponer los lixiviados de rellenos sanitarios directamente a los cuerpos de agua, al suelo, a una PTAR (planta de tratamiento de agua residual) o al sistema de alcantarillado, por lo que es necesario utilizar un tratamiento adecuado de los mismos. De acuerdo con Rosales (2014), algunos criterios para la selección del tipo de tratamiento son:

- Para un lixiviado con alta DQO (10.000 a 30.000 mg/L), bajo contenido de $\text{NH}_3\text{-N}$, una relación DBO_5/DQO en el intervalo de 0,4 a 0,8 y concentraciones significativas de ácidos grasos volátiles de bajo peso molecular (típico de lixiviados jóvenes), se recomienda tratarlo mediante un proceso biológico (anaerobio o aerobio).
- Si el lixiviado presenta un alto contenido en $\text{NH}_4\text{-N}$ y una relación DBO_5/DQO en el intervalo de 0,1 a 0,4, el tratamiento aerobio es el más apropiado (remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$ por el proceso de nitrificación).
- Si la relación DBO_5/DQO es menor a 0,1, la fracción orgánica remanente es menos susceptible a degradación biológica, por lo que es preferible utilizar los métodos físicos y químicos como una opción de tratamiento.

Otros criterios de selección

Las variaciones de las características del lixiviado determinan el diseño y la dificultad del sistema de tratamiento. La selección del sistema de tratamiento depende de la composición química del lixiviado, de la calidad y la disposición final del efluente tratado (Rosales, 2014).

Los lixiviados no pueden ser tratados adecuadamente por un solo método, por lo cual se necesita aplicar una combinación de procesos, ya que ningún proceso biológico o fisicoquímico actuando en forma independiente garantiza su eficiencia en el tratamiento.

Esto se debe a lo siguiente:

- Existe una amplia variedad de contaminantes que requieren ser removidos de los lixiviados, para asegurar la eliminación eficiente de los constituyentes importantes con un margen de seguridad adecuado.
- Las características de los lixiviados cambian con el tiempo y los procesos implementados necesitan adaptarse y modificarse de acuerdo a la edad para hacer frente a las nuevas necesidades (Rosales, 2014).

Cantidad y composición del lixiviado a tratar

Además del factor de carga de diseño y cantidad de diseño, también se debe tener en cuenta la flexibilidad de la planta de tratamiento de lixiviados con respecto a cambios en la hidráulica y en el material en la acumulación de lixiviados. Los cambios en las cantidades de residuos dispuestos y en la operación del relleno pueden tener una influencia considerable en el desarrollo a lo largo del tiempo de la cantidad y composición del lixiviado (Espinosa et al., 2007).

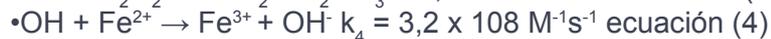
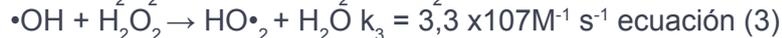
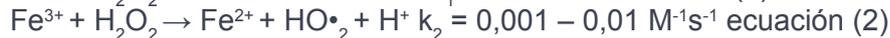
Requerimientos para la descarga del lixiviado

Al inicio de la etapa de diseño debe preestablecerse si el efluente de la planta de tratamiento de lixiviados va a ser descargado en un cuerpo de agua o al alcantarillado. De acuerdo al lugar donde se vierta, el efluente de esta planta deberá cumplir con las normativas ambientales vigentes establecidas en cada país.

La selección del tratamiento adecuado no solo debe asegurar que los parámetros fisicoquímicos en el efluente cumplan, sino que también se debe tener en cuenta los costos de operación y mantenimiento y la producción de lodos, ya que estos últimos deben ser dispuestos de manera adecuada, pues algunos de ellos son considerados residuos peligrosos (Zhang et al., 2013).

Proceso de Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) El reactivo de Fenton se define como un proceso de oxidación avanzado (POA), es decir, un proceso que involucra la generación de especies reactivas de oxígeno, ROS por sus siglas en inglés (Reactive Oxygen Species), en el cual los radicales hidroxilos ($\text{HO}\cdot$) son los principales oxidantes implicados, que descomponen o mineralizan compuestos orgánicos. Este método consiste en una mezcla de dos soluciones, una de H_2O_2 y la otra del metal de transición Fe^{2+} , donde el ion ferroso inicia y cataliza la descomposición del H_2O_2 , produciendo ROS. Generalmente, son empleadas por su costo, disponibilidad y mayor eficiencia las sales de Fe (II), en particular el sulfato ferroso (Rosales, 2014). Las ROS generadas a través del reactivo de Fenton son las siguientes: el radical hidroxilo ($\cdot\text{HO}$), el radical perhidroxilo ($\text{HO}_2\cdot$), el radical superóxido ($\text{O}_2\cdot^-$) y el radical peroxilo ($\text{R-OO}\cdot$).

Química de la reacción de Fenton El proceso Fenton consiste en la adición de las sales de hierro (comúnmente ion ferroso Fe^{2+}), en un medio ácido para promover la descomposición catalítica del peróxido de hidrógeno (H_2O_2) en radicales $\cdot\text{OH}$, el cual se forma de acuerdo con el siguiente sistema de reacciones complejas en soluciones acuosas (Rosales, 2014).



Los radicales hidroxilos son generados rápidamente por la ecuación (1). En las reacciones antes mencionadas, el hierro realiza ciclos entre Fe^{2+} y Fe^{3+} , y desempeña el papel de catalizador. La reacción neta de las ecuaciones (2) - (7) es la descomposición del peróxido en presencia de hierro (Deng y Englehardt, 2006; Umar *et al.*, 2010).



La ecuación 8 muestra que la reacción se efectúa bajo condiciones ácidas, ya que la presencia de iones H^+ es necesaria para la descomposición del peróxido de hidrógeno.

Aunque el Fe^{3+} puede ser reducido a Fe^{2+} a través de la ecuación (2), la tasa de conversión es de varios órdenes de magnitud más baja que la conversión de Fe^{2+} a Fe^{3+} mostrada en la ecuación (1), y el Fe^{3+} formado puede precipitar como oxihidróxido de hierro, particularmente cuando el pH se incrementa. En consecuencia, se generan lodos que contienen hierro durante el proceso de neutralización, los cuales requieren un tratamiento adecuado para su estabilización y posterior disposición.

Los radicales $\cdot\text{OH}$ producidos inician una oxidación de compuestos orgánicos (RH) y producen radicales orgánicos altamente reactivos ($\text{R}\cdot$), los cuales pueden seguir oxidándose adicionalmente (Neyens y Baeyens, 2003).

$\text{RH} + \text{HO}\cdot + \text{H}_2\text{O} + \text{R}\cdot \rightarrow$ Oxidación adicional ecuación (9)

Los radicales libres orgánicos son formados como intermediarios transitorios, los cuales se pueden oxidar adicionalmente a productos más estables por el hierro, oxígeno, peróxido de hidrógeno, radicales hidroxilos (Hermosilla *et al.*, 2009).

$\text{R}\cdot + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{ROH} + \text{HO}\cdot$ ecuación (10)

$\text{R}\cdot + \text{O}_2 \rightarrow \text{ROO}\cdot$ ecuación (11)

$\text{R}\cdot + \text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{R}^+ + \text{Fe}^{2+}$ ecuación (12)

$\text{R}\cdot + \text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{R}^- + \text{Fe}^{3+}$ ecuación (13)

Los intermediarios orgánicos producidos pueden continuar reaccionando hasta la descomposición o a la mineralización, obteniendo CO_2 y agua.

Los parámetros que influyen en el proceso son: pH, temperatura, concentración del ion ferroso, concentración de H_2O_2 .

Trenes de tratamiento basados en Fenton

Según Deng y Englehardt (2006), los trenes de tratamientos de lixiviado basados en Fenton se pueden dividir en cuatro categorías: proceso Fenton solo (1), proceso de Fenton como pretratamiento al proceso biológico (2), proceso Fenton como postratamiento al proceso fisicoquímico, seguido ocasionalmente por un proceso biológico (3) y proceso Fenton como postratamiento al proceso biológico, seguido ocasionalmente por un proceso fisicoquímico (4). Las categorías mencionadas anteriormente se muestran en la figura 40.

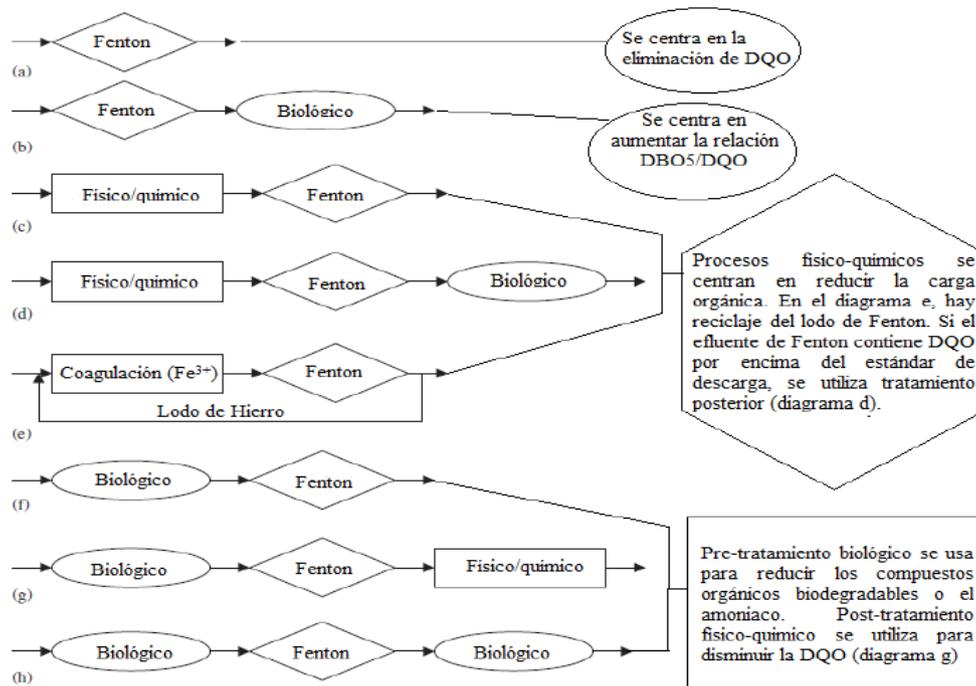


Figura 40. Trenes de tratamiento de lixiviados basados en el proceso Fenton

Fuente: Deng y Englehardt (2006).

A continuación, en la tabla 50, se pueden ver algunos estudios en los cuales se aplica el proceso de Fenton para el tratamiento de lixiviados con sus respectivas condiciones operativas y porcentajes de eliminación de contaminantes.

Tabla 50. Condiciones operativas y porcentajes de remoción de contaminantes del proceso Fenton

REFERENCIAS	CONDICIONES OPERATIVAS	TASAS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES (%)
López et al. (2004)	DQO (mg/L) = 10.540 DBO (mg/L) = 2300 DBO/DQO = 0,2 pH _{inicial} = 8,2 $H_2O_2/Fe^{2+} = 12$ pH _{óptimo} = 3 H_2O_2 (g/L) = 1 Fe^{2+} (mg/L) = 830 Tiempo de reacción (min) = 120	>60 DQO
Cortez et al. (2010)	DQO _{lixiviado no diluido} (mg/L) = 743 DQO _{lixiviado diluido} (mg/L) = 93 DBO (mg/L) = 10 DBO/DQO = 0,013 pH _{inicial} = 3,5 $H_2O_2/Fe^{2+} = 3$ pH _{óptimo} = 3 Fe^{2+} (mg/L) = 4 mmol/L Tiempo de reacción (min) = 40	64,6 cuando la DQO = 93 mg/L 31,1 cuando la DQO = 743 mg/L

Moravia et al. (2013)	DQO (mg/L) = 2354 pH _{inicial} = 8,26 $H_2O_2/Fe^{2+} = 5,3$ pH _{óptimo} = 3,8 Tiempo de reacción (min) = 28	63 DQO 76 color verdadero 50 SH
Liu et al. (2015)	DQO (mg/L) = 3250 DBO (mg/L) = 867 pH _{inicial} = 11 DBO/DQO después del tratamiento = 0,56 $H_2O_2/Fe^{2+} = 1,1$ pH _{óptimo} = 4 Fe^{2+} (mg/L) = 0,08 mol/L	59,38 DQO 13,96 DBO ₅ 18,41 NH ₃ -N
Ismail y Tawfik (2016)	DQO (mg/L) = 3909 ± 985 DBO ₅ (mg/L) = 487 ± 79 DBO/DQO = 0,22 ± 0,04 pH _{inicial} = 8,5 ± 0,4 $H_2O_2/Fe^{2+} = 5$ pH _{óptimo} = 3,5 H_2O_2 (g/L) = 25 mL/L	60 ± 4 DQO 21 ± 16 SST 39 ± 14 SSV

Fuente: elaboración propia.

• Ventajas

- Simples condiciones de operación y equipamiento (Esplugas et al., 2002).
- Los reactivos utilizados en la reacción son fáciles de conseguir, económicos y de fácil manejo (Levchuk et al., 2014; Dopar et al., 2011).
- Es un tratamiento adecuado para tratar lixiviados estabilizados o maduros.
- Sirve de pretratamiento para un método biológico.
- El peróxido de hidrógeno es fácil de manejar y ambientalmente benigno (Doménech et al., 2004).

- No precisa de fuente de energía para producir radicales $\cdot\text{OH}$, y las reacciones de oxidación pueden llevarse a cabo en condiciones de presión y temperatura ambiente (Levchuk *et al.*, 2014; Bautista *et al.*, 2007).
- **Desventajas**
 - Se debe realizar el tratamiento del hierro residual en el efluente mediante una etapa de neutralización y el lodo resultante de este debe ser dispuesto adecuadamente.
 - Se requiere un estricto control del pH, ajustando este antes y después del tratamiento (Levchuk *et al.*, 2014; Bautista *et al.*, 2007).
 - Formación de complejos de hierro estables (Dopar *et al.*, 2011).
 - Este tratamiento no es capaz de lograr una completa mineralización de todos los contaminantes orgánicos, sin embargo, sí hay un incremento de la biodegradabilidad del lixiviado.

Resultados de la fase experimental en el relleno sanitario La Esmeralda

Caracterización de lixiviado



Figura 41. Muestras del lixiviado estabilizado recolectado

Fuente: elaboración propia.

Tabla 51. Resultado de los análisis sobre el lixiviado estabilizado

PARÁMETRO	VALOR
DQO (mg/L)	4225 ±
Ph	7,2
ST (mg/L)	890 ± 66
STV (mg/L)	200 ± 40
STF (g/L)	690 ± 27
Conductividad (mS/cm)	15,24

Fuente: elaboración propia.

En la tabla 52 se muestra el resultado de los análisis sobre la muestra del lixiviado. Este presenta todavía valores muy altos de la DQO y los ST en comparación con los valores límites máximos permisibles para estos parámetros, que se encuentran en el artículo 14 de la Resolución 631 de 2015. Lo anterior se debe a que este lixiviado es estabilizado, debido a que las muestras fueron obtenidas en la parte intermedia del sistema de tratamiento. De acuerdo con la última caracterización que EMAS tuvo que entregarle a Corpocaldas, en la parte intermedia del sistema la DQO y los ST fueron iguales a 4404 mg/L y 1200 mg/L, respectivamente.

Efecto del tiempo de reacción en la DQO después del tratamiento de la reacción de Fenton

Luego de llevar a cabo la reacción de Fenton en las muestras a diferentes tiempos de reacción, se recopilaron los datos que aparecen en la tabla 52 y se procedió a graficar la DQO vs. tiempo de reacción, para obtener el tiempo donde la DQO sufrió la mayor disminución y, por ende, alcanzó el máximo % de remoción.

Tabla 52. Datos obtenidos de la DQO y porcentaje de remoción de este contaminante en las muestras a diferentes tiempos de reacción

N.º DE MUESTRA	TIEMPO DE REACCIÓN	DQO (MG/L)	PORCENTAJE DE REMOCIÓN
M ₁	0,5	487,11	60,60
M ₂			
M ₃			
M ₁	1	480,89	61,10
M ₂			
M ₃			
M ₁	2	257,56	79,17
M ₂			
M ₃			

Fuente: elaboración propia.

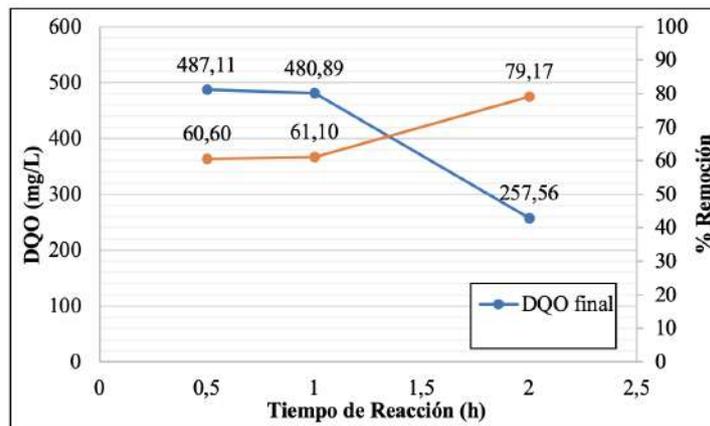


Figura 42. DQO vs. tiempo de reacción

Fuente: elaboración propia.

En la figura 42 se muestra que el tiempo de reacción del proceso Fenton en el cual se logró el mayor porcentaje de remoción de DQO del lixiviado fue de 2 h, puesto que en este tiempo se alcanzó un porcentaje del 79,17%; en cambio, a 0,5 h y a 1 h, el proceso obtuvo porcentajes de remoción entre el 60 y 65%. Los resultados demostraron que la DQO disminuyó en un tiempo de reacción de 0,5 h y siguió disminuyendo levemente a 1 h. Sin embargo, a las 2 h la DQO presentó un fuerte descenso. Esto puede significar que la reacción entre el H_2O_2 y el $FeSO_4$ con la producción de radicales hidroxilo fue casi completada en 2 h.

Según Solís (2009), los tiempos de reacción típicos del proceso Fenton están en un rango entre 30 y 60 minutos. Para los residuos más complejos o más concentrados, la reacción puede durar varias horas. El tiempo de reacción es un factor importante en el proceso de Fenton, que dependerá de variables como la dosis de Fe^{2+} , la dosis de H_2O_2 , las características del agua residual, entre otros. Diferentes tiempos de reacción han sido reportados en varios estudios, los cuales han fluctuado entre 28 minutos y 2 horas (Cortez et al., 2010; López et al., 2004; Moravia et al., 2013).

Efecto de la relación $H_2O_2:FeSO_4$ en la DQO después del tratamiento de la reacción de Fenton

La reacción de Fenton se aplicó en las muestras de acuerdo a la metodología que se explica en la sección "Relación $H_2O_2:FeSO_4$ en la DQO después del tratamiento", en la que se obtuvieron los datos de la DQO y % de remoción de las muestras. A continuación, se graficaron la DQO vs. la relación $H_2O_2:FeSO_4$ y % de remoción vs. la relación $H_2O_2:FeSO_4$, para establecer la relación $H_2O_2:FeSO_4$ en la que se visualiza un mayor descenso de la DQO y un mayor porcentaje de remoción.

Tabla 53. Datos obtenidos de la DQO y el % de remoción de este contaminante en las muestras a diferente dosis de H_2O_2 y relación H_2O_2 : $FeSO_4$

N.º DE MUESTRA	RELACIÓN H_2O_2 : $FeSO_4$	H_2O_2 (ML)	$FeSO_4$ (ML)	DQO (MG/L)	PORCENTAJE DE REMOCIÓN
M ₁	2,1	0,1	3,6	1033	41,74
M ₂		0,1	3,6		
M ₁	5,1	0,23	3,6	1068	39,76
M ₂		0,23	3,6		
M ₁	6,1	0,276	3,6	984,67	44,46
M ₂		0,276	3,6		
M ₁	7,1	0,327	3,6	1004,67	43,34
M ₂		0,327	3,6		
M ₁	9,1	0,427	3,6	1459,67	17,67
M ₂		0,427	3,6		
Lixiviado				1236,33	

Fuente: elaboración propia.

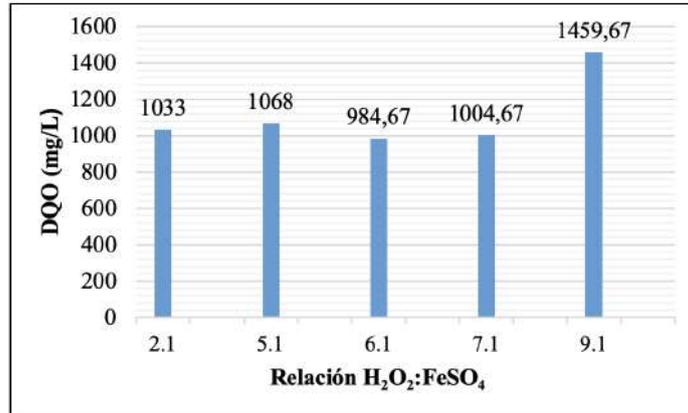


Figura 43. DQO vs. relación $H_2O_2:FeSO_4$. pH inicial = 3
Fuente: elaboración propia.

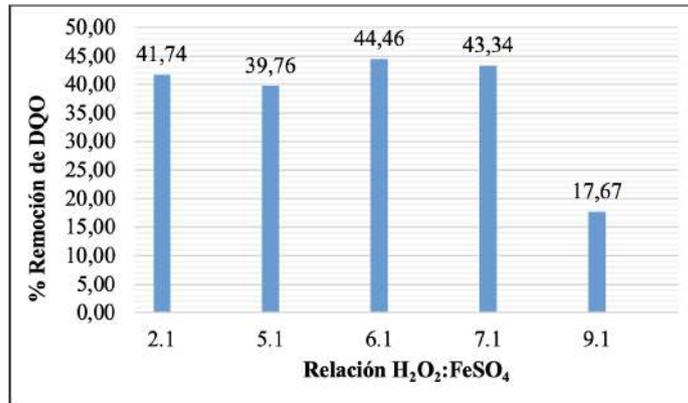


Figura 44. Porcentaje de remoción de DQO vs. relación $H_2O_2:FeSO_4$. pH inicial = 3
Fuente: elaboración propia.

De acuerdo con las figuras 43 y 44, la relación $\text{H}_2\text{O}_2:\text{FeSO}_4$ en la que el tratamiento alcanzó el mayor porcentaje de eliminación de DQO, fue la de 6,1, debido a que en esta el lixiviado tratado obtuvo la DQO más baja, en la que se alcanzó una remoción del 44,46%. Por el contrario, en la relación 9,1 el lixiviado tratado reportó la DQO más alta, por ende, el porcentaje de remoción fue el más bajo con un valor de 17,67%. En las relaciones restantes las remociones logradas estuvieron en un rango entre el 39 y el 43%.

En el proceso Fenton, la proporción de masa de H_2O_2 y Fe^{2+} es muy importante en términos del costo general y la eficiencia de eliminación del proceso. El exceso o la escasez de cualquiera de estos dos reactivos dan como resultado la aparición de reacciones de eliminación a través de las ecuaciones (3) y (4) (López *et al.*, 2004). Tang y Huang (1996) han demostrado que la mejor eficiencia de oxidación se logra mediante la reacción (9) cuando ni H_2O_2 ni Fe^{2+} tienen una sobredosis para hacer que los radicales hidroxilo estén disponibles para la oxidación de los compuestos orgánicos. Diferentes relaciones de $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ han sido reportados en varios trabajos, como 3, 5, 5,3, 10,1, 12, y 19,1 (Cortez *et al.*, 2010; Ismail y Tawfik, 2016; Moravia *et al.*, 2013; López *et al.*, 2004). En la bibliografía no se especifica un rango de valores que debe tener la relación $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$, ya que solo informa que debe haber un equilibrio entre la dosis de H_2O_2 y Fe^{2+} , lo que permite inferir que esta se determina por medio de la experimentación.

Efecto del pH_{inicial} en la DQO después del tratamiento de la reacción de Fenton

La reacción de Fenton se aplicó en las muestras de acuerdo a la metodología que se explica en la sección “pH inicial en la DQO después del tratamiento”, en donde se alcanzaron los datos de la DQO y % de remoción de las muestras. A continuación, se graficaron la DQO vs. pH de reacción, para determinar el pH de reacción en el cual se observe el mayor descenso de la DQO y un mayor porcentaje de remoción.

Tabla 54. Datos obtenidos de la DQO y el % de remoción de este contaminante en las muestras a diferente pH de la reacción

# DE MUESTRA	PH DE LA REACCIÓN	DQO (MG/L)	% DE REMOCIÓN DE DQO
M ₁	3	373,75	55,77
M ₂			
M ₁	5	596,25	29,44
M ₂			
M ₁	7	707,5	16,27
M ₂			
4	Lixiviado diluido	845	

Fuente: elaboración propia.

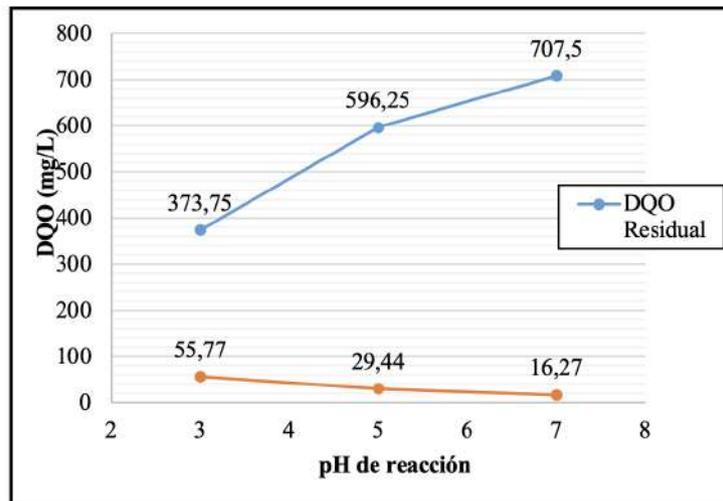


Figura 45. DQO vs. pH de reacción

Fuente: elaboración propia.

En la figura 45 se puede observar que, según los experimentos realizados en el laboratorio, el pH del proceso Fenton en el cual se obtuvo el mayor porcentaje de eliminación de DQO del lixiviado que fue igual a 55,77% fue 3. La remoción de la DQO disminuye a medida que va aumentando el pH, ya que a un pH = 5, el proceso alcanzó una remoción de DQO del 29,44 %, mientras que en un pH = 7 solo se eliminó el 16,27% de la DQO del lixiviado.

Los resultados de los experimentos del pH de reacción del proceso Fenton son congruentes con la bibliografía. Según Deng y Englehardt (2006) y Umar *et al.* (2010), los valores óptimos de pH del proceso Fenton para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios varían entre 2 y 4,5. Por otro lado, un pH por encima del óptimo, que se encuentre por el rango entre neutro y alcalino, también dificulta la oxidación de Fenton. Se han sugerido cinco mecanismos para esta inhibición. Primero, la falta de H⁺ puede inhibir en la descomposición del H₂O₂ para reducir la producción de radicales hidroxilos (Walling, 1975). En segundo lugar, el H₂O₂ se descompone rápidamente en agua y oxígeno al aumentar el pH por encima de 5 (Meeker, 1965). En tercer lugar, el catalizador ferroso se desactiva con la formación de oxihidróxido férrico a un pH superior a 5 (Bigda, 1996). Cuarto, en condiciones neutras y alcalinas, las formas primarias del sistema de carbonato acuoso son CO₃²⁻ y HCO₃⁻, ambos conocidos secuestradores de radicales hidroxilos.



Figura 46. Muestras a diferentes valores de pH iniciales en la etapa de oxidación

Fuente: elaboración propia.



Figura 47. Muestras a diferentes valores de pH iniciales en la etapa de sedimentación
Fuente: elaboración propia.

En las figuras 46 y 47 se pueden visualizar las etapas de oxidación y sedimentación del proceso Fenton que fueron llevadas a cabo en el laboratorio.

Conclusiones

- Por lo general, los procesos biológicos tienen mayor efectividad para el tratamiento de lixiviados con alta relación DBO/DQO y un alto contenido en sustancias biodegradables. Los sistemas de tratamiento biológicos aerobios más usados son los lodos activados y el reactor SBR, y entre los anaerobios se encuentra el filtro anaerobio, el reactor UASB y *anammox*.
- Los procesos físicoquímicos son más aplicables para el tratamiento de lixiviados maduros y estabilizados, debido a que presentan materia orgánica recalcitrante que no es posible degradar por medio de procesos biológicos. Entre los más utilizados se encuentran la adsorción, la coagulación-floculación, los POA, la nanofiltración y la ósmosis inversa.

- A pesar de que dentro de los procesos revisados hay unos que alcanzan buenos porcentajes de remoción de algunos contaminantes criterio, por sí solos no son suficientes para tratar un lixiviado de manera integral, por lo cual es necesario implementar un tratamiento combinado para dar cumplimiento a la normativa en materia de vertimientos.
- La selección de una tecnología para el tratamiento de lixiviados generados en un relleno sanitario depende de factores de decisión, como el económico (costos de inversión, de operación y mantenimiento), la cantidad y composición del lixiviado a tratar y los requerimientos para la descarga del lixiviado.
- El proceso Fenton utilizado solo se centra en la eliminación de la DQO, mientras que su uso como pretratamiento de un proceso biológico se centra en aumentar la relación DBO_5/DBO .
- Como resultado de los experimentos realizados en el lixiviado con el proceso Fenton, es posible concluir que el mejor tiempo de reacción del proceso fue dos horas, ya que en este tiempo se logró una remoción del 79,17% de la DQO.
- Finalmente, el mejor $pH_{inicial}$ de la reacción fue 3, puesto que el mayor porcentaje de remoción de DQO se alcanzó a este pH.
- De acuerdo con la bibliografía revisada sobre el proceso Fenton, los autores no especifican un rango exacto de valores de tiempo de reacción y relación $H_2O_2: Fe^{2+}$ al utilizar el proceso Fenton para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios, lo que permite inferir que estos se deben determinar por medio de la experimentación, puesto que son dos parámetros que dependen de las características del lixiviado.

Referencias

- Ahn, W., Kang, M., Yim, S. y Choi, K. (2002). Advanced landfill leachate treatment using integrated membrane process. *Desalination*, 149(1-3), 109-114. doi: 10.1016/S0011-9164 (02) 00740-3
- Aluko, O. y Sridhar, M. (2005). Application of constructed wetlands to the treatment of leachates from a municipal solid waste landfill in Ibadan, Nigeria. *Journal of Environmental Health*, 67(10), 58-62.
- Aluko, O. y Sridhar, M. (2013). Evaluation of leachate treatment by trickling filter and sequencing batch reactor processes in Ibadan, Nigeria. *Waste Management & Research*, 31(7), 700-705.
- Ameen, E., Muyibi, S. y Abdulkarim, M. (2011). Microfiltration of pretreated sanitary landfill leachate. *Environmentalist*, 31(3), 208-215.
- Amokrane, A., Comel, C. y Veron, J. (1997). Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Research*, 31(11), 2775-2782.
- Anfruns, A., Gabarró, J., González-Olmos, R., Puig, S., Balaguer, M. y Colprim, J. (2013). Coupling anammox and advanced oxidation-based technologies for mature landfill leachate treatment. *Journals of Hazardous Materials*, 258-259, 27-34.
- Aralp, L., Erdinçler, A. y Onay, T. (2001). Heavy metal removal from wastewater and leachate co-treatment sludge by sulfur oxidizing bacteria. *Water Science and Technology*, 44(10), 53-58.
- Assou, M., Madinzi, A., Anouzla, A., Aboulhassan, M., Souabi, S. y Hafidi, M. (2014). Reducing pollution of stabilized landfill leachate by mixing of coagulants and flocculants: A comparative study. *International Journal of Engineering and Innovative Technology*, 4(1), 20-25.

- Aziz, H., Yussff, M., Adlan, M., Adlan, M., Adlan, N. y Alias, S. (2004). Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic leachate by limestone filter. *Waste Management*, 24(4), 353-358. doi: 10.1016/j.wasman.2003.10.006.
- Bashir, M., Aziz, H., Suffian, Y. y Adlan, M. (2010). Application of response surface methodology (RSM) for optimization of ammoniacal nitrogen removal from semi-aerobic landfill leachate using ion exchange resin. *Desalination*, 254(1-3), 154-161. doi: 10.1016/j.desal.2009.12.002.
- Bautista, P., Mohedano, A., Gilarranz, M., Casas, J. y Rodríguez, J. (2007). Application of Fenton oxidation to cosmetic wastewaters treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 143(1-2), 128-134. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.09.004>
- Bigda, R. J. (1996). Fenton's chemistry: an effective advanced oxidation process. *Environmental Technology*, 6(3), 34-39.
- Bila, D., Montalvao, A., Silva, A. y Dezotti, M. (2005). Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement. *Journal of Hazardous Materials*, 117(2-3), 235-242. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.09.022>
- Birchler, D., Milke, M., Marks, A. y Luth, R. (1994). Landfill leachate treatment by evaporation. *Journal of Environmental Engineering*, 20(5), 1109-1131.
- Bohdziewicz, J., Bodzek, M. y Górska, J. (2001). Application of pressure driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate. *Process Biochemistry*, 36(7), 641-646. doi: 10.1016/S0032-9592(00)00259-4.
- Borzacconi, L., López, I., Ohanian, M. y Viñas, M. (1996). *Degradación anaerobia de lixiviado de relleno sanitario y post-tratamiento aerobio* [ponencia]. IV Taller y Seminario Latinoamericano de Digestión Anaerobia, Bucaramanga, Colombia.
- Boyle, W. y Ham, R. (1974). Biological treatability of landfill leachate. *Journal Water Pollution Control Federation*, 46(5), 860-872.

- Bretti, J. F. (2002). *Sistema de tratamiento SBR* [tesis de pregrado, Pontificia Universidad Católica Argentina]. https://www.puntoambiental.com/informes/sistema_de_tratamiento_SBR.pdf.
- Bulc, T. (2006). Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 26(4), 365-374.
- Calli, B., Mertoglu, B. y Inanc, B. (2005). Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. *Chemosphere*, 59(6), 819-829. doi: 10.1016/j.chemosphere.2004.10.064.
- Çeçen, F. y Aktaş, Ö. (2004). Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic wastewater. *Environmental Engineering Science*, 21(3), 303-312.
- Çeçen, F. y Gürsoy, G. (2000). Characterization of landfill leachates and studies on heavy metal removal. *Journal of Environmental Monitoring*, 2(5), 436-442.
- Çeçen, F., Erdinçler, A. y Kiliç, E. (2003). Effect of powdered activated carbon addition on sludge dewaterability and substrate removal in landfill leachate treatment. *Advances in Environmental Research*, 7(3), 707-713.
- Chavarro, M., Garcés, J., Guerrero, J. y Salas, D. (2006). Evaluación de la tratabilidad de los lixiviados en el relleno sanitario de Pereira mediante filtros anaerobios de flujo ascendente a escala piloto. *Scientia et Technica*, 1(30), 399-404.
- Chian, E. (1977). Stability of organic matter in landfill leachates. *Water Research*, 11(2), 225-232.
- Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Junsod, S., Threedeach, S. y Wicranarachchi, P. (2009). Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland. *Bioresource technology*, 100(16), 3808-3814.

- Christensen, T., Kjeldsen, P., Bjerg, P., Jensen, D., Christensen, J., Baun, A. y Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachates plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7-8), 659-718.
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca - CAR. (2011). Información compilada de los sistemas de tratamiento de aguas residuales disponibles y aplicables al proyecto. <https://www.car.gov.co/uploads/files/5aec916f61396.pdf>
- Cortez, S., Teixeira, P., Oliveria, R. y Mota, M., (2010). Fenton's oxidation as post-treatment of a mature landfill leachate. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 2(1), 40-43.
- Cossu, R., Stegmann, R., Andreottola, G., y Cannas, P. (1995). *Sanitary landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. Academic Press.
- Deng, Y. y Englehardt, J. (2006). Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water research*, 40(20), 3683-3694.
- Di Palma, L., Ferrantelli, P., Merli, C. y Petrucci, E. (2002). Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis. *Waste Management*, 22(8), 951-955.
- Diamadopoulos, E. (1994). Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. *Water Research*, 28(12), 2439-2445. doi: 10.1016/0043-1354(94)90062-0.
- Domènech, X. y Peral, J. (2006). *Química ambiental de sistemas terrestres*. Editorial Reverté.
- Doménech, X., Wilson, F., Jardim, W. y Litter, M. (2004). Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. En M. A. Blesa y B. Sánchez (Eds.), *Eliminación de contaminantes por fotocatalisis heterogénea*. Colección Documentos Ciemat.
- Dopar, M., Kusic, H. y Koprivanac, N. (2011). Treatment of simulated industrial wastewater by photo-Fenton process. Part I: The optimization of process parameters using design

- of experiments (DOE). *Chemical Engineering Journal*, 173(2), 267-279. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.09.070>
- Droppelmann, C. V. y Oettinger, M. (2009). Tratamiento en lodo activado del lixiviado de un relleno sanitario. *Información Tecnológica*, 20(1), 11-19.
- Duggan, J. (2005). The potential for landfill leachate treatment using willows in the UK. A critical review. *Resources, Conservation and Recycling*, 45(2), 97-113. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.02.004>
- Espinosa, M., López, M., Pellón, A., Fernández, L. y Bataller, M. (2007). *Perspectives on ozone application as treatment alternative for leachates of municipal solid waste* (ponencia). 5th International Symposium on Ozone Applications. La Habana, Cuba.
- Esplugas, S., Giménez, J., Contreras, S., Pascual, E. y Rodríguez, M. (2002). Comparison of different advanced oxidation processes for phenol degradation. *Water Research*, 36(4), 1034-1042. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(01\)00301-3](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00301-3)
- Frasconi, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G. y Nocentini, M. (2004). Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active italian landfill. *Chemosphere*, 54(3), 335-343. doi: 10.1016/j.chemosphere.2003.08.013.
- Fu, F. y Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 407-418. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.11.011.
- Gálvez, A. (2008). *Aplicabilidad de procesos de coagulación-floculación y de sistema de biopelícula en el tratamiento de lixiviados de vertederos de residuos urbanos* [tesis doctoral, Universidad de Granada, España]. <https://digibug.ugr.es/handle/10481/1886>
- García, J. y Corzo, A. (2008). Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial (manuscrito no publicado). Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona.

https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/2474/JGarcia_and_ACorzo.pdf?sequence=1

- Giraldo, E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. *Revista de Ingeniería*, 14, 44-55. doi:10.16924/riua.v0i14.538.
- Gomes, A., Foco, M., Vieira, E., Cassidy, J., Silva, T, Fonseca, A. y Vilar, V. (2018). Multistage treatment technology for leachate from mature urban landfill: Full scale operation performance and challenges. *Chemical Engineering Journal*, 376, 1-15. doi: 10.1016/j.cej.2018.12.033.
- Gourdon, R., Comel, C., Vermande, P. y Verón, J. (1989). Fractionation of the organic matter of a landfill leachate before and after aerobic or anaerobic biological treatment. *Water Research*, 23(2), 167-173.
- Govahi, S., Karimi-Jashni, A. y Derakhshan, M. (2012). Treatability of landfill leachate by combined upflow anaerobic sludge blanket reactor and aerated lagoon. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 9(1), 145-151. <https://doi.org/10.1007/s13762-011-0021-7>
- Haapea, P., Korhonen, S., y Tuhkanen, T. (2002). Treatment of industrial landfill leachates by chemical and biological methods: ozonation, ozonation + hydrogen peroxide, hydrogen peroxyde and biological post-treatment for ozonated water. *Ozone: Science y Engineering*, 24(5), 369-378.
- Hermosilla, D., Cortijo, M. y Huang, C. (2009). Optimizing the treatment of landfill leachate by conventional Fenton and photo-Fenton processes. *Science of Total Environment*, 407(11), 3473-3481. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.009>
- Hoilijoki, T., Kettunen, R. y Rintala, J. (2000). Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. *Water Resource*, 34(5), 1435-1446.

- Horan, N., Gohar, H. y Hill, B. (1997). Aplicación de un lecho de carbón activado granular-biológico para el tratamiento de lixiviados de vertederos que contienen altas concentraciones de amoníaco. *Water Science and Technology*, 36(2-3), 369-375.
- Huang, W., Wang, Z., Guo, Q., Wang, H., Zhou, Y. y Ng, W. (2016). Pilot-scale landfill with leachate recirculation for enhanced stabilization. *Biochemical Engineering Journal*, 105(Part. B), 437-445. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.10.013>
- Huang, X., Gao, D., Peng, S. y Tao, Y. (2014). Efectos de iones ferrosos y manganeso en un proceso de nitrificación en reactores de biofilm en secuencia. *Journal of Environmental Sciences*, 26(5), 1034-1039.
- Imai, A., Iwami, N., Matsushige, K., Inamori, Y., y Sudo, R. (1993). Eliminación de orgánicos refractarios y nitrógeno de lixiviados de vertederos mediante un proceso de lecho de carbón activado biológico. *Water Research*, 27(1), 143-145.
- Imai, A., Onuma, K., Inamori, Y. y Sudo, R. (1995). Biodegradación y adsorción en el tratamiento de lixiviados refractarios mediante un proceso de lecho de carbón activado biológico. *Water Research*, 29(2), 687-694.
- Insel, G., Dagdar, M., Dogruel, S., Dizge, N., Cokgor, E. y Keskinler, B. (2013). Características de biodegradación y fracciónamiento de tamaño de lixiviados de vertederos para el tratamiento integrado de membranas. *Journal of Hazardous Materials*, 260, 825-832.
- Ismail, S. y Tawfik, A. (2016). Rendimiento de un reactor de biomasa inmovilizada aerada pasiva acoplado con el proceso de Fenton para el tratamiento de lixiviados de vertederos. *International Biodegradation and Bioremediation*, 111, 22-30. doi: 10.1016/j.ibiod.2016.04.010.
- Jácome, A., Suárez, J. y Ures, P. (2015). Lagunas aireadas. Fichas técnicas de etapas de proceso de plantas de tratamiento de aguas residuales de la industria textil. <https://www.wateractionplan.com/documents/177327/558161/Lagunas+aireadas.pdf/9c714483-d624-b290-42f7-901dc59939b2>

- Jokela, J., Kettunen, R., Sormunen, K. y Rintala, J. (2002). Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. *Water Research*, 36(16), 4079-4087
- Jones, D., Williamson, K. y Owen, A. (2006). Phytoremediation of landfill leachate. *Waste Management*, 26(8), 825-837. doi: 10.1016/j.wasman.2005.06.014.
- Justin, M. Z. y Zupancic, M. (2009). Combined purification and reuse of landfill leachate by constructed wetland and irrigation of grass and willows. *Desalination*, 246(1-3), 157-168. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.049>
- Kabdasli, I., Tünay, O., Öztürk, I., Yilmaz, S. y Arıkan, O. (2000). Ammonia removal from young landfill leachate by magnesium ammonium phosphate precipitation and air stripping. *Water Science and Technology*, 41(1), 237-240. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0034>
- Kettunen, R. y Rintala, J. (1998). Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature. *Water Research*, 32(3), 537-546.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M., Rooker, A., Baun, A., Ledin, A. y Christensen, T. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.
- Kulikowska, D. y Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99(13), 5981-5985.
- Kurniawan, T., Lo, W. y Chan, G. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1-3), 80-100.
- Leonhard, K., Eisner, P., Haase, W. y Wilderer, P. (1994). Distillative treatment of liquid industrial wastes. *Water Science and Technology*, 30(3), 139-147.

- Levchuk, I., Bhatnagar, A. y Sillanpää, M. (2014). Overview of technologies for removal of methyl tert-butyl ether (MTBE) from water. *Science of The Total Environment*, 476-477, 415-433. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.037>
- Li, K., Liu, Q., Fang, F., Luo, R., Lu, Q., Zhou, W., Huo, S., Cheng, P., Liu, J., Addy, M., Chen, P., Chen, D. y Ruan, R. (2019). Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery: A review. *Bioresource Technology*, 291, 121934. doi: 10.1016/j.biortech.2019.121934.
- Li, W., Hua, T., Zhou, Q., Zhang, S., y Li, F. (2010). Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. *Desalination*, 264(1-2), 56-62.
- Li, X. y Zhao, X. (2001). Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in landfill leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pre-treatment. *Chemosphere*, 44(1), 37-43. doi: 10.1016/S0045-6535(00)00382-9.
- Li, X. Z., Zhao, Q. L. y Hao, X. D. (1999). Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Waste Management*, 19(6), 409-415.
- Lin, C., Chang, F. y Chang, C. (2000). Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. *Bioresource Technology*, 73, 175-178.
- Lin, S. y Wu, C. (1996). Removal of nitrogenous compounds from aqueous solution by ozonation and ion exchange. *Water Research*, 30(8), 1851-1857.
- Linde, K., Jonsson, A. y Wimmerstedt, R. (1995). Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis. *Desalination*, 101(1), 21-30. [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(95\)00004-L](https://doi.org/10.1016/0011-9164(95)00004-L)
- Liu, Z., Wu, W., Shi, P., Guo, J. y Cheng, J. (2015). Characterization of dissolved organic matter in landfill leachate during the combined treatment process of air stripping, Fenton, SBR and coagulation. *Waste Management*, 41, 111-118.

- Liyan, S., Youcai, Z., Weimin, S. y Ziyang, L. (2009). Hydrophobic organic chemicals (HOCs) removal from biologically treated landfill leachate by powder-activated carbon (PAC), granular-activated carbon (GAC) and biomimetic fat cell (BFC). *Journal of Hazardous Material*, 163(2-3), 1084-1089. doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.07.075.
- Lopes de Morais, J. y Peralta, P. (2005). Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, B123, 181-186. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.03.041>
- López, A., Pagano, M., Volpe, A. y Di Pinto, A. (2004). Fenton's pretreatment of mature landfill leachate. *Chemosphere*, 54(7), 1005-1010. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.09.015>
- Loukidou, M. y Zouboulis, A. (2001). Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environmental Pollution*, 111(2), 273-281. doi: 10.1016/s0269-7491(00)00069-5.
- Maehlum, T. (1995). Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. *Water Science and Technoly*, 32(3), 129-135.
- Mahmud, K., Hossain, M. y Shams, S. (2012). Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries. *Waste Management*, 32(11), 2096-2105.
- Marttinen, S., Kettunen, R., Sormunen, K., Soimasuo, R. y Rintala, J. (2002). Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, 46(6), 851-858.
- Meeker, R. E. (1965). Stabilization of Hydrogen Peroxide, US Patent 3,208,606. Recuperado de: <https://patentimages.storage.googleapis.com/32/ba/27/f82e64d779bc90/US3208825.pdf>

- Mehmood, M., Adetutu, E., Nedwell, D. y Ball, A. (2009). *In situ* microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons. *Bioresource Technology*, 100(10), 274-2744.
- Meier, J., Melin, T. y Eilers, L. (2002). Nanofiltration and adsorption on powdered adsorbents as process combination for the treatment of severely contaminated wastewater. *Desalination*, 146(1-3), 361-366.
- Mendoza, P. y López, V. (2004). *Estudio de la calidad del lixiviado del relleno sanitario La Esmeralda y su respuesta bajo tratamiento en filtro anaerobio de flujo ascendente piloto* [tesis de pregrado, Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales]. Repositorio Institucional UN. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/2691>
- Metcalf y Eddy (1995). *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento vertido y reutilización*. McGraw-Hill.
- Metcalf y Eddy. (2003). *Wastewater engineering treatment and reuse*. (4th ed.). McGraw-Hill.
- Mohajeri, S., Bashir, M., Aziz, H., Suffian, Y. y Aziz, S. (2010). Stabilized sanitary landfill leachate treatment using anionic resin: Treatment optimization by response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1-3), 115-122.
- Moravia, W., Amaral, M. y Lange, L. (2013). Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system. *Waste Management*, 33(1), 89-101.
- Morawe, B., Ramteke, D. y Vogelpohl, A. (1995). Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 34(3), 299-303. [https://doi.org/10.1016/0255-2701\(94\)04017-6](https://doi.org/10.1016/0255-2701(94)04017-6)
- Mosquera-Beltrán, Y. y Lara-Borrero, J. (2012). Tratamiento de lixiviados mediante humedales artificiales: revisión del estado del arte. *Tumbaga*, 1(7), 73-99.

- Muñoz, J. y Ramos, M. (2014). Reactores discontinuos secuenciales: una tecnología versátil en el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 24(1), 49-66. <https://doi.org/10.18359/rcin.7>
- Neczaj, E., Okoniewska, E. y Kacprzak, M. (2005). Treatment of landfill leachate by sequencing batch reactor. *Desalination*, 185, 357-362.
- Neyens, E. y Baeyens, J. (2003). A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. *Journal of Hazardous Materials*, 98(1-3), 33-50. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00282-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00282-0)
- Nhat, P., Biec, H., Mai, N., Thanh, B. y Dan, N. (2014). Application of a partial nitritation and Anammox system for the old landfill leachate treatment. *International Biodeterioration y Biodegradation*, 95, 144-150.
- Ntampou, X., Zouboulis, A. y Samaras, P. (2006). Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates. *Chemosphere*, 62(5), 722-730. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.067>
- Orupöld, K., Tenno, T. y Henrysson, T. (2000). Biological lagooning of phenols containing oil shale ash heaps leachate. *Water Research*, 34(18), 4389-4396. doi: 10.1016/S0043-1354(00)00210-4.
- Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arıkan, O. y Gomec-Yangin, C. (2003). Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*, 23(5), 441-446. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00061-8](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00061-8)
- Peng, Y. (2013). Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(2), 1-8.
- Pertile, C., Zanini, M., Baldasso, C., Andrade, M. y Tessaro, I. (2018). Evaluation of membrane microfiltration fouling in landfill leachate treatment. *Materia*, 23(1), 1-10. <https://doi.org/10.1590/s1517-707620170001.0297>

- Peters, A. (1998) Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. *Desalination*, 119, 289-293.
- Piatkiewicz, W., Biemacka, E. y Suchecka, T. (2001). A polish study: treating landfill leachate with membranes. *Filtration y Separation*, 38(6), 22-26.
- Pirbazari, M., Ravindran, V., Badriyha, B.N., y Kim, S. (1996). Hybrid membrane filtration process for leachate treatment. *Water Research*, 30, 2691-2706.
- Qasim, S. y Chiang, W. (1994). *Sanitary landfill leachate. Generation, control and treatment*. Technomic Publishing Company.
- Qureshi, T., Kim, H. y Kim, Y. (2002). UV-catalytic treatment of municipal solid-waste landfill leachate with hydrogen peroxide and ozone oxidation. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 10(4), 444-449.
- Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F. y Moulin, P. (2008). Lanfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468-493.
- Reyes, M. (2015). *Lixiviados en plantas de residuos. Una contribución para la selección del proceso de tratamiento* [tesis doctoral, Universitat Politècnica de Valencia, España]. Repositorio Institucional UPV. <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/56763/REYES%20-%20Lixiviados%20en%20plantas%20de%20residuos.%20Una%20contribuci%C3%B3n%20para%20la%20selecci%C3%B3n%20del%20proceso%20de%20trat....pdf?sequence=1>
- Rivas, J., Beltrán, F., Nunes, F., Acedo, B. y Gimeno, O. (2004). Stabilized leachates: sequential coagulation-flocculation plus chemical oxidation process. *Journal of Hazard Materials*, 116(1-2), 95-102. doi: 10.1016/j.jhazmat.2004.07.022.
- Rodríguez, J., Castrillón, L., Marañón, E., Sastre, H. y Fernández, E. (2004). Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption. *Water Research*, 38(14-15), 3297-3303. doi: 10.1016/j.watres.2004.04.032.

Rodríguez, J., Castrillón, L., Marañón, E., y Sastre, H. (2000). Biomethanization of municipal solid waste in a pilot plant. *Water Research*, 34(2), 447-454. doi: 10.1016/S0043-1354(99)00176-1.

Rosales, A. (2014). *Procesos de oxidación avanzada tipo Fenton con y sin luz solar para el tratamiento de lixiviados pretratados de rellenos sanitarios* [tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. Repositorio Institucional UNAM. <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/6965/Tesis.pdf?sequence=1>

Salem, Z., Hamouri, K., Djemaa, R. y Allia, K. (2008). Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. *Desalination*, 220(1-3), 108-114.

Seghezzi, L., Zeeman, G., van Liel, J., Hamelers, H. y Lettinga, G. (1998). A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, 65(3), 175-190.

Silva, T., Soares, P., Manenti, D., Fonseca, A., Saraiva, I., Boaventura, R. y Vilar, V. (2017). An innovative multistage treatment system for sanitary landfill leachate depuration: Studies at pilot-scale. *Science of the Total Environment*, 576, 99-117.

Solís, M. (2009). *Inactivación de huevos Ascaris suum presentes en agua mediante el proceso Fenton y con luz UV* [tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. Repositorio Institucional UNAM. <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/handle/132.248.52.100/2695>.

Steensen, M. (1997). Chemical oxidation for the treatment of leachate - process comparison and results from full-scale plants. *Water Science and Technology*, 35(4), 249-257.

Sun, H., Yang, Q., Peng, Y., Shi, X., Wang, S. y Zhang, S. (2010). Advanced landfill leachate treatment using a two-stage UASB-SBR system at low temperature. *Journal of Environmental Sciences*, 22(4), 481-485.

- Superservicios y Departamento Nacional de Planeación - DNP (2018). Informe de disposición final de residuos sólidos - 2017. https://www.superservicios.gov.co/sites/default/archivos/Publicaciones/Publicaciones/2018/Dic/2._disposicion_final_de_residuos_solidos_-_informe_2017.pdf
- Tang, W. y Huang, C. (1996). 2,4-dichlorophenol oxidation kinetics by Fenton's reagent. *Environmental Technology*, 17(12), 1371-1378. doi: 10.1080/09593330.1996.9618465
- Tatsi, A., Zouboulis, A., Matis, K. y Samaras, P. (2003). Coagulation flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, 53(7), 734-744. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00513-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00513-7)
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P. y Zurbrugg, C. (2014). Compendium of sanitation systems and technologies. (2.^a ed.). Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. <https://iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/06/Compendium-Sanitation-Systems-and-Technologies.pdf>
- Timur, H. y Ozturk, I. (1999). Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. *Water Research*, 33(15), 3225-3230.
- Tizaoui, C., Bouselmi, L., Mansouri, L. y Ghrabi, A. (2007). Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. *Journal of hazardous Materials*, 140, 316-324.
- Torres, P., Rodríguez, J., Barba, L., Marmolejo, L. y Pizarro, C. (2009). Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. *Water Science y Technology*, 60(2), 491-495.
- Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I., Tolkou, A. y Airoidi, M. (2016). Novel and conventional technologies for landfill leachates treatment: a review. *Sustainability*, 9(1), 1-40.

- Trebouet, D., Schlumpf, J., Jaouen, P. y Quemeneur, F. (2001). Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. *Water Research*, 35(12), 2935–2942.
- Umar, M., Aziz, H. y Yusoff, M. (2010). Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Waste Management*, 30(11), 2113–2121. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.07.003>
- Ushikoshi, K., Kobayashi, T., Uematsu, K., Toji, A., Kojima, D. y Matsumoto, K. (2002). Leachate treatment by the reverse osmosis system. *Desalination*, 150(2), 121–129. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00937-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00937-2)
- Valencia, N. y Rivera, N. (2003). *Estudio preliminar para el tratamiento de lixiviados en un reactor de lodos activados* [tesis de pregrado, Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales]. Repositorio Institucional UN. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/2706>
- Vera, P. (2013). *Estudios ambientales y riesgos naturales: aportaciones al sureste de México III*. Unicach.
- Vilar, A. (2015). *Evaluación del tratamiento integral del lixiviado de vertedero de residuos sólidos urbanos* [tesis doctoral, Universidade da Coruña, España]. <https://pdfs.semanticscholar.org/90ba/810bd6bedf02edee97ee91a6905a09f0b435.pdf>
- Walling, C. (1975). Fenton's reagent revisited. *Accounts of Chemical Research*, 8(4), 125–131.
- Wang, K., Wang, S., Zhu, R., Miao, L. y Peng, Y. (2013). Advanced nitrogen removal from landfill leachate without addition of external carbon using a novel system coupling ASBR and modified SBR. *Bioresource Technology*, 134, 212–218. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.017>
- Wang, Z. y Banks, C. J. (2007). Treatment of a high-strength sulphate-rich alkaline leachate using an anaerobic filter. *Waste Management*, 27(3), 359–366. doi: 10.1016/j.wasman.2006.01.028.

- Wang, Z., Peng, Y., Miao, L., Cao, T., Zhang, F., Wang, S. y Han, J. (2016). Continuous-flow combined process of nitrification and Anammox for treatment of landfill leachate. *Bioresource Technology*, (214), 514-519. doi: 10.1016/j.biortech.2016.04.118.
- Welander, U., Henrysson, T. y Welander, T. (1997). Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Water Research*, 31(9), 2351-2355.
- Wenzel, A., Gahr, A. y Niessner, R. (1999). TOC - removal and degradation of pollutants in leachate using a thin-film photoreactor. *Water Research*, 33(4), 937-946.
- Xie, S., Ma, Y., Strong, P. y Clarke, W. (2015). Fluctuation of dissolved heavy metal concentrations in the leachate from anaerobic digestion of municipal solid waste in commercial scale landfill bioreactors: The effect of pH and associated mechanisms. *Journal of Hazardous Materials*, 299, 577-583.
- Yu, J., Zhou, S. y Wang, W. (2010). Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A²/O process. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1-3), 81-88.
- Zaloum, R. y Abbott, M. (1997). Anaerobic pretreatment improves single sequencing batch reactor treatment of landfill leachates. *Water Science and Technology*, 35(1), 207-214.
- Zhang, Q, Tian, B, Zhang, X., Ghulam, A., Fang, C. y He, R. (2013). Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. *Waste Management*, 33(11), 2277-2286. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.021>

CAPÍTULO 5

SISTEMA MICROALGA-BACTERIA: EFECTO DE LA LONGITUD DE ONDA SOBRE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES EN AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA SINTÉTICA

Juan Sebastián Arcila
Daniela Céspedes
Ana María Giraldo
Santiago Osorio Piedrahíta

En la actualidad, uno de los principales retos en torno al tratamiento de aguas residuales es su sostenibilidad basado en requerimientos energéticos. En el caso de sistemas aerobios, las plantas de tratamiento de aguas residuales convencional poseen un sistema de suministro de oxígeno a los microorganismos heterótrofos a través de aireadores mecánicos, con el fin de eliminar la materia orgánica presente en el agua (Hwang *et al.*, 2016). Este sistema requiere aproximadamente 1 kW/h de electricidad para suministrar el aire necesario para la remoción de 1 kg de DBO demanda bioquímica de oxígeno (Abdel-Raouf *et al.*, 2012), lo que equivale alrededor del 40 % del costo total de la electricidad en las plantas de tratamiento de aguas residuales, presentando una desventaja debido al aumento de los costos operativos. Estos procesos de tratamiento aeróbico de aguas residuales, conocidos usualmente como lodos activados, además de presentar altos costos en insumos de energía asociados con el suministro de O_2 , generan una gran cantidad de lodos que deben eliminarse y un impacto ambiental resultante de la emisión de gases de efecto invernadero como el CO_2 .

Las tecnologías existentes para el tratamiento de aguas residuales domésticas incluyen reactores de biopelículas de lecho compacto, reactores de mantos de lodo anaeróbicos de flujo ascendente y estanques de estabilización (Renman *et al.*, 2009). Sin embargo, los reactores de tratamiento de aguas residuales centralizados basados en reactores de biopelículas de lecho compacto o reactores de lodo anaeróbicos de flujo ascendente conllevan altos costos de construcción para las instalaciones de recolección y tratamiento y, por lo tanto, no son adecuados para la construcción y uso en todas las áreas en donde se requiera un sistema de tratamientos de agua residual (Ye y Li, 2009).

En este sentido, alternativas de procesos biológicos como los sistemas microalga-bacteria durante los últimos años han incrementado el interés comercial como un sistema aerobio de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales, debido a su alta eficiencia de remoción de nutrientes y bajos gastos energéticos (Chisti, 2013; Park *et al.*, 2011). No obstante, como en todo proceso biológico su desempeño está limitado por diversos factores operativos y ambientales que afectan la eficiencia del sistema de tratamiento.

Una de las principales ventajas de los procesos de microalga-bacteria para el tratamiento de agua residual es su capacidad fotosintética, que permite una alta degradación de materia orgánica y nutrientes mediante la interacción de los metabolitos generados entre las microalgas y las bacterias, en donde las microalgas capturan el CO_2 proveniente de la mineralización de la materia orgánica por parte de las bacterias que producen el oxígeno necesario para la degradación aerobia de la materia orgánica por parte de las bacterias (Muñoz y Guieysse, 2006) (figura 48). Esta característica permite disminuir costos operativos del tratamiento biológico, asociados a la producción mecánica de oxígeno.

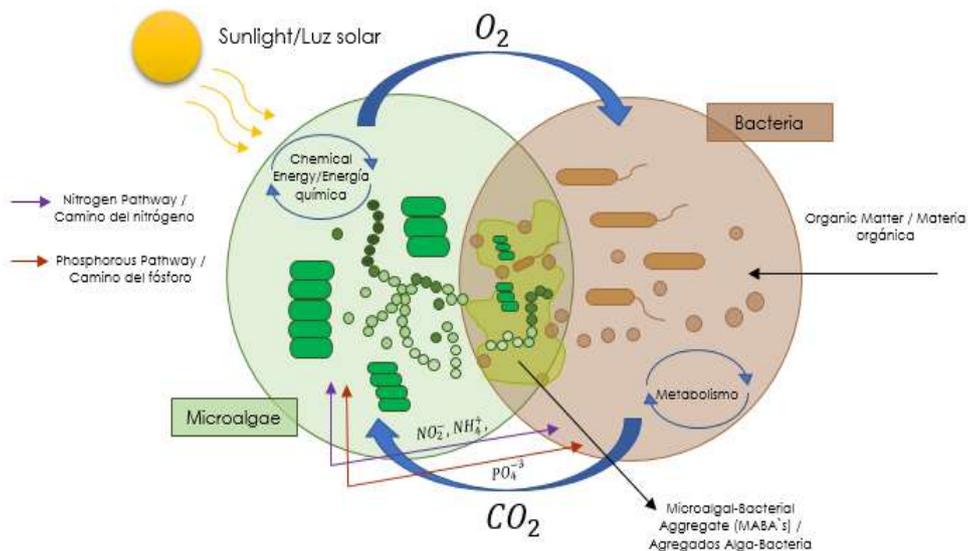


Figura 48. Esquema de las interacciones mutualistas entre microalga-bacteria para el tratamiento de aguas residuales

Fuente: elaboración propia.

Actualmente, el sector industrial ve en los sistemas microalgales un tratamiento biológico prometedor, ya que permite eliminar contaminantes del agua, al mismo tiempo que produce biomasa de alto valor agregado, que puede ser empleada para la producción de metano (Arcila y Buitrón, 2016; Alzate *et al.*, 2012; Passos *et al.*, 2017), fertilizantes (Solovchenko *et al.*, 2016), pigmentos (Mohd *et al.*, 2017), entre otros. Adicionalmente, durante los últimos años las investigaciones alrededor de los sistemas microalga-bacteria han permitido superar barreras económicas y técnicas, como es el caso de la baja sedimentación de su biomasa que incrementan los costos de tratamiento a partir de estos sistemas (Quijano *et al.*, 2017).

En comparación con otras tecnologías convencionales de tratamiento, los sistemas microalga-bacteria no evidencian un conocimiento común con respecto a las reacciones cinéticas, procesos físicos, químicos y bioquímicos que ocurren durante el tratamiento de agua residual, siendo su desempeño altamente dependiente de cambios en las condiciones medioambientales, tales como la intensidad lumínica, temperatura y el tipo de agua residual, principalmente las fuentes de nitrógeno y fósforo presentes en el proceso (Park *et al.*, 2011).

Tradicionalmente, los sistemas microalgales para el tratamiento de aguas a escala industrial han sido asociados a sistemas abiertos conocidos como HRAP cuyas siglas en inglés refieren a High Rate Algal Ponds. Estos sistemas fueron implementados en la década de 1970 por William Oswald. Durante este tiempo, estudios sobre la optimización de factores como condiciones de mezclado (Sutherland *et al.*, 2014), condiciones hidrodinámicas (Craggs *et al.*, 2014; Hadiyanto *et al.*, 2013), tiempos de retención hidráulico y de sólidos (Kim *et al.*, 2014; Arcila y Buitrón, 2016), han permitido la implementación de sistemas a escala industrial.

Otros tipos de sistemas microalgales para el tratamiento de aguas residuales son los considerados fotobiorreactores cerrados, sus configuraciones van desde simples reactores tubulares hasta configuraciones que optimicen la eficiencia de absorción de luz por parte de las microalgas (Li *et al.*, 2019). No obstante, su aplicación a gran escala está limitada desde puntos de vista económicos y operativos, debido a factores físicos como el ensuciamiento por la formación de biopelículas en las paredes del reactor y factores operativos asociados a costos de construcción y a sistemas de control del proceso microalgal (Villaseñor Camacho *et al.*, 2018).

Diferentes tipos de aguas residuales, como las municipales, industriales y agroindustriales han sido tratadas a partir de sistemas microalgales. Sin embargo, la eficiencia de remoción de materia orgánica y nutrientes está fuertemente afectado por el tipo de compuestos recalcitrantes presentes en el medio. A continuación, se presentarán los principales tipos de aguas tratadas a partir de sistemas microalgales.

Agua residual municipal

Tradicionalmente, los sistemas de tratamiento de aguas municipales están compuestos por sistemas biológicos aerobios como los lodos activados, causando un gasto energético por aireación entre 45 y 75 % del costo total de tratamiento de aguas residuales. En el caso de sistemas microalga-bacteria el consumo de energía por aireación para el tratamiento de agua residual es nulo. Durante el tratamiento de aguas residuales municipales a partir de sistemas microalga-bacteria, las clorófitas *Chlorella* y *Scenedesmus* son los géneros dominantes (Arcila y Buitrón, 2017; Nölvak et al., 2013). No obstante, especies de cianobacterias como *Microcystis* y *Stigeoclonium* fueron detectados dominantes en condiciones de tiempo de retención hidráulica altos (TRH > 6 días), siendo la presencia de estas especies promotoras de incremento en los procesos de sedimentación (Kim et al., 2014, Arcila y Buitrón, 2016).

Uno de los principales aspectos para el uso de sistemas microalga-bacteria en el tratamiento de aguas residuales municipales está relacionado con la capacidad de adsorción de nutrientes (N y P), cuya remoción en sistemas tradicionales aerobios son bajos. Sistemas dominados por cianobacterias filamentosas han mostrado una eficiencia de remoción de N y P superior al 60 %, mientras que la remoción de DQO supera el 80 % (Magro et al., 2012; Arcila y Buitrón, 2016). Además de la remoción de nutrientes, la capacidad de acumulación de lípidos por parte de las microalgas es considerado un valor agregado para la producción de biodiesel (Chisti, 2007). En aguas residuales municipales, se ha demostrado que una alta producción de biodiesel, concomitante con una alta remoción de nutrientes y producción de biomasa, puede alcanzarse al mezclar el sistema de agua residual con concentraciones elevadas de CO₂ (15 %) (Jiang et al., 2011).

Agua residual industrial

Una de las principales problemáticas en el tratamiento de aguas residuales está asociada a la variabilidad de las características fisicoquímicas, así como altos contenidos de metales, presencia de compuestos recalcitrantes y de microcontaminantes. Sistemas de aguas residuales asociados a la industria de curtiembres, electroplateado, manufactura de químicos e industria minera evidencian una alta concentración de metales como cromo (Cr), cadmio (Cd), cobre (Cu), zinc (Zn), mercurio (Hg).

Estudios sobre la biorremediación de aguas residuales provenientes de la industria de las curtiembres mediante la biosorción de cromo hexavalente empleando *Dunaliella salina* evidencian una eficiencia de biosorción de 66% bajo condiciones de pH 8,6 y un período de reacción de 120 h (Vidyalaxmi et al., 2019). No obstante, la eficiencia de biosorción está limitada por las concentraciones iniciales de metales. En el caso de *Chlorella*, concentración menores a 2,5 mg/L de Ni(II) y Cu(II) muestran una eficiencia de bioabsorción entre el 69 al 80%, mientras que un aumento de la concentración de 2,5 a 10 mg/L reducen a la mitad la eficiencia de la bioabsorción (Mehta y Gaur, 2001).

Estudios compilatorios como los reportados por Zeraatkar et al. (2016), identifican que la eficiencia de biosorción de metales en sistemas microalgales están influenciados por factores como el pH de la solución, concentración de la biomasa microalga, temperatura, tiempo de retención hidráulica, y su optimización puede llevar al desarrollo de sistemas microalgales con alto potencial de biorremediación. Otros tipos de compuestos contaminantes, como el p-nitrofenol encontrados en la industria química, manufactura de plásticos y de tinturas han evidenciado una total degradación bajo una concentración de 50 mg/L empleando *Chlorella* (Lima et al., 2003). Otros compuestos fenólicos generados en la extracción de aceites de oliva como el tirosol, el hydroxytyrosol y la oleuropeína han sido tratados por géneros de microalgas como *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus* asociadas a la clase de clorófitas alcanzando remoción de tirosol mayores a 95% empleando *Scenedesmus quadricauda* (Lindner y Pleissner, 2019). Los resultados evidencian el uso potencial de los sistemas microalgales para el tratamiento de aguas residuales con compuestos tóxicos recalcitrantes.

Aguas residuales agroindustriales

En el caso de aguas residuales agroindustriales, la presencia de alta concentración de material orgánico e inorgánico, metales y plaguicidas hacen que su tratamiento sea selectivo hacia la aplicación de procesos biológicos. Debido al alto contenido de nutrientes (N, P), el tratamiento a partir de sistemas microalgales se hace más viable, no obstante, su alta concentración de materia orgánica como en el caso de purines de cerdo y bovino su aplicación es limitada por la actividad fotosintética de las microalgas, llevando al sistema de tratamiento a pasar de condiciones aerobias a anóxicas con concentraciones de $O_2 < 0,5$ mg/L (De Godos *et al.*, 2009). Otros tipos de aguas residuales como efluente de la industria del caucho, procesamiento de almidón y efluentes del aceite de palma han sido tratados con sistemas microalgales. En el caso de aguas residuales provenientes de la palma de aceite, géneros como *Chorella sp*, *Scenedesmus sp*, y *Chlamydomonas sp*, han sido empleados para su tratamiento alcanzado valores de remoción de fósforo superiores a 80%, mientras que en el casos de amonio y DBO mayores a 60%, empleando *Chlorella* (Mohd *et al.*, 2017). Este mismo género ha sido empleado para el tratamiento de agua residuales del procesamiento de látex de caucho natural, observando remociones de DQO y nitrógeno total Kjeldahl (NTK) de 93% y 79%, respectivamente (Bich *et al.*, 1999).

En el caso de los organismos fotótrofos la principal fuente de energía es la luz, por este motivo el estudio de este parámetro –en relación con la intensidad lumínica y el tipo de longitud de onda– ha sido considerado un factor operativo determinante debido a su influencia sobre el crecimiento y remoción óptima de nutrientes durante el tratamiento de aguas residuales (Park *et al.*, 2011). Es bien conocido que el rendimiento de la reacciones fotosintéticas en las microalgas depende de la presencia de los pigmentos que absorben luz, llamadas clorofilas, principalmente en la región azul-violeta y rojo del espectro, mientras muestran una absorción débil en la región verde. Yan *et al.* (2013) encontraron que la especie *Chlorella vulgaris* muestra un aumento en la producción de biomasa y remoción de nutrientes en condiciones de luz roja, mientras la luz verde evidencia el más bajo desempeño en remoción de nutrientes.

En condiciones reales de luz solar, las variaciones naturales de la intensidad de luz pueden generar sobre los sistemas microalgales: a) inhibición en el crecimiento de las microalgas cuando la energía de la luz es insuficiente en días de lluvia, b) fotoinhibición por la excesiva irradiación en días de verano, por lo que las condiciones operativas como el tiempo de retención hidráulico (TRH) varían de acuerdo al período del año, operando con TRH de cuatro días en temporada de verano y ocho días en temporada de invierno (De Godos *et al.*, 2009; Arbib *et al.*, 2013).

Diversos estudios como los presentados por Yan *et al.* (2016), Wang *et al.* (2014) y Atta *et al.* (2013) han demostrado que el crecimiento de las microalgas es diferente dependiendo de la longitud de onda a la que sean expuestas. Kim *et al.* (2013) mostraron que longitudes de onda asociadas a luz led azul muestran la mayor remoción de fósforo (90%), sin embargo, a pesar del alto consumo, se expuso que la luz roja (600-700 nm) y la luz azul (400-500 nm) estimulan el crecimiento de las microalgas verdes, y las tasas de crecimiento. Además, que en este tipo de algas la luz verde (470-580 nm) presenta baja producción de microalgas, pero también genera un mayor consumo de energía eléctrica con 95 W, a diferencia de la luz roja y azul que consumen 29-34 W, es decir, un 65% menos que la luz verde, por tanto, es recomendable trabajar con luz azul y luz roja (Kim *et al.*, 2013).

En general, la mayoría de estudios en sistemas microalgales para el tratamiento de aguas residuales evalúan el efecto de la longitud de onda y la intensidad sobre el rendimiento de la producción de biomasa y la eficiencia de remoción de carga orgánica y nutrientes. En esta investigación se evidencia la necesidad de evaluar simultáneamente la influencia de la longitud de onda, el TRH y la concentración de nutrientes sobre el desempeño de los sistemas microalgales. Los resultados permitirán identificar de forma más precisa el grado de influencia de estos parámetros sobre la eficiencia de remoción y producción de biomasa, con el fin de generar conocimiento sólido que aporte a la optimización y conocimiento de los sistemas microalga-bacteria.

Proceso metodológico del sistema microalga-bacteria

Aclimatación de inóculo microalga-bacteria

Para la etapa de aclimatación se empleó como inóculo bacteriano lodo proveniente de un sistema aerobio de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales domésticas. El lodo obtenido fue caracterizado de acuerdo con el contenido de sólidos suspendidos totales (SST), con el fin de establecer la relación de lodo aerobio adicionado durante el procesos de aclimatación. En el caso del inóculo microalgal, este fue tomado del embalse Cameduadua (4° 59' 49,70" N 75° 36' 59,58" O), ubicado a las afueras del municipio de Chinchiná (Caldas, Colombia). La inoculación del sistema se realizó empleando una relación 1:1 (p/p) de lodo activado/microalga, alcanzando una concentración inicial de sólidos suspendidos volátiles (SSV) de 171,2 + 37,1 mg SSV/L. El proceso de aclimatación se llevó a cabo en reactores de 2,5 L con un volumen útil de 2 L. La actividad fotosintética microalgal fue promovida mediante lámparas led blancas de 10 W con intensidad lumínica de 35 W/m² sobre la superficie del reactor. Se utilizó un fotoperíodo de 12h:12h (luz: oscuridad) operado por lotes con un tiempo de operación de 15 días. El período de aclimatación presentó una duración de tres lotes consecutivos.

Características del agua residual

Durante el proceso de aclimatación y fase experimental se empleó un agua residual compuesta en 10 % por agua residual doméstica proveniente de la Universidad Católica de Manizales y 90 % por un medio syntho que consistió en: CH₄N₂O 91,7 mg/L, NH₄Cl 12,75 mg/L, C₂H₃NaO₂ 79,37 mg/L, peptona 17,4 mg/L, KH₂PO₄ 23,4 mg/L, NaH₂PO₄ 23,72 mg/L, mgCl 14 mg/L, FeSO₄ · 7H₂O 5,8 mg/L, almidón 122 mg/L, leche en polvo 116 mg/L, levadura 52,24 mg/L, aceite de oliva 29,02 mg/L, Pb(NO₃)₂ 0,1 mg/L, CuSO₄ 0,57 mg/L,

MnSO₄. H₂O 0,108 mg/L, ZnCl₂ 0,208 mg/L, Ni(SO₄). 6H₂O 0,336 mg/L y 10 ml de Cr. El agua residual sintética presenta las características descritas en la tabla 55.

Tabla 55. Características fisicoquímicas del agua residual sintética empleada en aclimatación y pruebas experimentales

VARIABLE	CONCENTRACIÓN (MG/L)
DQO	235 ± 12,5
P-(PO ₄) ₃	8,6 ± 1,5
N-NH ₄	15,6 ± 2,3
SST	195 + 42,4
SSF	23,75 + 5,3 mgSSF/L
SSV	171,2 + 37,1 mgSSV/L

Fuente: elaboración propia.

Fase experimental

Durante la fase experimental se emplearon reactores de 500 mL con un volumen útil de 400 mL, se consideraron los siguientes factores: i) relación N/P empleando distinta concentración de NH₄Cl en el agua residual sintética, manteniendo la concentración de P-PO₄³⁻ invariante, alcanzando valores de N/P de 11 y 2; ii) dos tipos de luces con longitudes de onda de 642,86 nm (led roja) y 460 nm (led azul). El proceso experimental fue llevado a cabo bajo fotoperíodo 12h/12h (O/L) e intensidad lumínica de 35 W/m². La mezcla fue

realizada en agitadores orbitales a 150 rpm. Los parámetros de remoción de materia orgánica, nutrientes y crecimiento microbiano fueron seguidos periódicamente durante el tiempo de tratamiento correspondiente a 19 días. Las pruebas de sedimentación fueron realizadas en los días 5 y 19. Los experimentos fueron llevados a cabo por duplicado, sin adición de sistema de aireación. Para el análisis comparativo entre pruebas experimentales se emplearon pruebas paramétricas de comparación de media (prueba t-Student).

Métodos analíticos

Las características fisicoquímicas del afluente y efluente del agua residual fueron evaluadas mediante pruebas de DQO (método HACH 8000), N-NH₄ (método HACH 10031), P-PO₄³⁻ (método HACH 10127), NO₂⁻ (Macherey Nagel Test 1-67 NANOCOLOR), NO₃⁻ (Macherey Nagel Test 1-65 NANOCOLOR). El seguimiento a sólidos suspendidos tanto totales (SST), volátiles (SSV) y fijos (SSF) fueron medidos de acuerdo al método (APHA, 2005). La medición *in situ* de pH, conductividad y oxígeno disuelto (SI ANALYTICS- Lab 745) fueron realizadas diariamente. La estimación de las velocidades de sedimentación del sistema microalga-bacteria fueron halladas a través de la metodología de curva de sedimentación por lotes, como ha sido descrita por Metcalf y Eddy (2003), empleando probetas de 250 mL. El seguimiento al crecimiento microalgal se realizó mediante densidad óptica empleando como longitud de onda 750 nm. La conversión a SST se efectuó con base en la ecuación (1), obtenida experimentalmente.

$$\text{SST}(\text{mg/L}) = 474,95 \text{ DO}_{750} + 64,69; R^2: 0.98 \quad (1)$$

Medición del desempeño del sistema microalga-bacteria

Durante las pruebas experimentales en lote se realizaron seguimientos diarios a los parámetros de pH, temperatura y oxígeno disuelto. Los resultados observados en la tabla 55 no muestra variaciones significativas en los parámetros fisicoquímicos entre los diferentes tratamientos empleados en la parte experimental, siendo operado el sistema

bajo unos valores de pH, temperatura y oxígeno disuelto (OD) en promedio de 7,4, 23,5 y 7,3, respectivamente. Los resultados de OD evidencian una alta actividad fotosintética, ocasionado condiciones de oxigenación por encima de los niveles de saturación del oxígeno disuelto en agua a las condiciones de la ciudad de Manizales (condiciones de oxígeno).

Tabla 56. Parámetros fisicoquímicos de seguimiento al sistema microalga-bacteria

	N/P=11; rojo	N/P=11; azul	N/P=2; rojo	N/P=2; azul
pH	7,3 ± 0,6	7,4 ± 0,7	7,3 ± 0,6	7,5 ± 0,5
Temperatura (°C)	23,8 ± 1,8	23 ± 1,5	23,7 ± 2,8	23,5 ± 2,5
Oxígeno disuelto (mg/L)	7,1 ± 0,8	7,9 ± 1,4	7,0 ± 0,6	7,3 ± 0,5

Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, con base en la correlación de DO vs. SST, se realizó el seguimiento al crecimiento de la biomasa microalga-bacteria durante el proceso experimental (figura 50). La figura 49 evidencia un mayor crecimiento de SST bajo condiciones de alta relación N/P tanto para luz roja como azul, alcanzando concentración de 679 ± 48 mg SST/L y $702 \pm 34,7$ mg SST/L, respectivamente, a los 19 días de tratamiento. En contraste, los sistemas microalga-bacteria operados a N/P=2 mostraron una concentración máxima de 410 mg SST/L (luz azul) y 400 mg SST/L (luz roja), 40% inferior a la observada a N/P=11. Pruebas de sólidos suspendidos realizadas al final del proceso experimental para cada uno de los tratamientos permitieron determinar la proporción de biomasa microalga-bacteria basados en la relación SSV/SST, encontrando un valor promedio para todos los experimentos de $0,87 \pm 0,1$ gSSV/gSST. Los anteriores resultados concuerdan con los hallados en sistemas de biopelículas microalga-bacteria, en donde la relación óptima N/P para la remoción de nutrientes y crecimiento de biomasa se observa a N/P=12 (Boelee *et al.*, 2012). Respecto al crecimiento de biomasa microalga-bacteria, se detecta una fuerte dependencia a la relación de N/P en el sistema, mientras que el tipo de luz empleada no muestra efecto relevante sobre el crecimiento microalga-bacteria. Lo anterior evidencia que los procesos anabólicos para la generación de nuevas células están limitados por la relación N/P en el sistema.

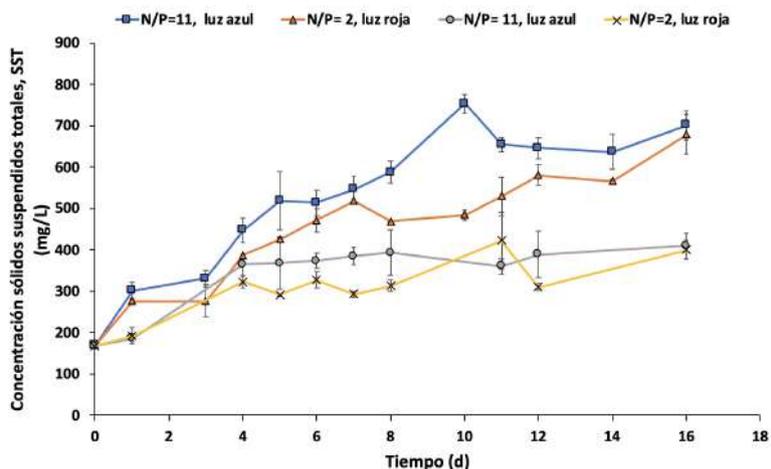


Figura 49. Dinámica de generación de SST en el sistema microalga-bacteria a diferentes condiciones de N/P y longitudes de onda correspondiente a luz roja y azul

Fuente: elaboración propia.

Dinámica de remoción de materia orgánica y nutrientes: sistema microalga-bacteria para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes

Durante las pruebas experimentales se realizó seguimiento periódico a la concentración de materia orgánica (DQO) y nutrientes (N-NH_4^+ , N-NO_3^- , P-PO_4^{3-}) (figura 51-54). Se evidencia que la remoción de DQO se presenta durante los primeros cinco días del proceso, alcanzado una remoción promedio para todos los tratamientos experimentales de $80 \pm 5\%$. Por otra parte, el seguimiento dinámico del proceso evidencia que el parámetro de DQO no es afectado por ninguno de los factores propuestos (N/P, longitud de onda de luz).

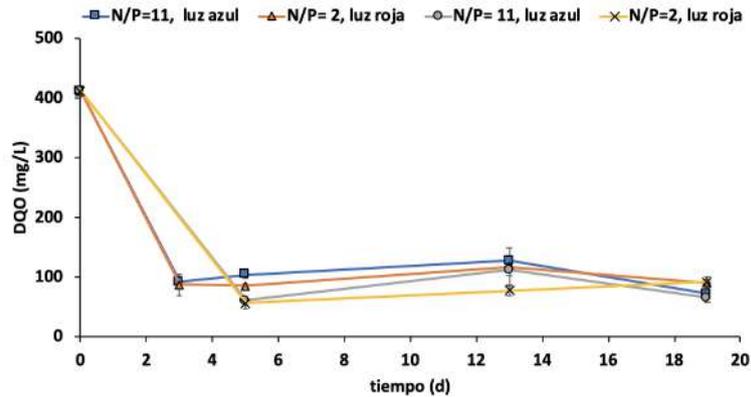


Figura 50. Dinámica de remoción de DQO en el sistema microalga-bacteria a diferentes condiciones de N/P y longitudes de onda correspondiente a luz roja y azul

Fuente: elaboración propia.

En contraste, aunque una alta remoción de nitrógeno como $N-NH_4^+$ (figura 51) se observa en tiempos similares a los de la DQO, su eficiencia de remoción es claramente influenciada por la relación N/P en el sistema. En este sentido, una mayor relación de N/P muestra un alto desempeño de remoción de $N-NH_4^+$ en el sistema. Relaciones de N/P=11 mostraron remociones en promedio de $88 \pm 4\%$, siendo tres veces menor la remoción de $N-NH_4^+$ ($30 \pm 3\%$) bajo relación de N/P=2. No obstante, así como fue observado en el seguimiento de la concentración de DQO, la dinámica de $N-NH_4^+$ no es influenciada por el tipo de luz que incide en el sistema.

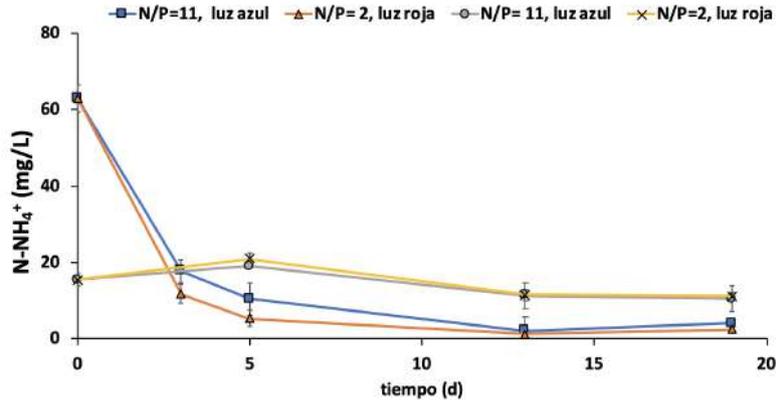


Figura 51. Dinámica de remoción de $N-NH_4^+$ en el sistema microalga-bacteria a diferentes condiciones de N/P y longitudes de onda correspondiente a luz roja y azul

Fuente: elaboración propia.

En cuanto a los nitratos (figura 52), se observaron procesos de nitrificación bajo todas las condiciones experimentales. Este comportamiento está asociado con las altas concentraciones de oxígeno disuelto alrededor de 7 mg/L en el sistema (tabla 38) que promueve la proliferación de bacterias nitrificantes tal y como ha sido reportado en estudios previos empleando sistemas microalga-bacteria en agua residual doméstica (Arcila y Buitrón, 2016, 2017).

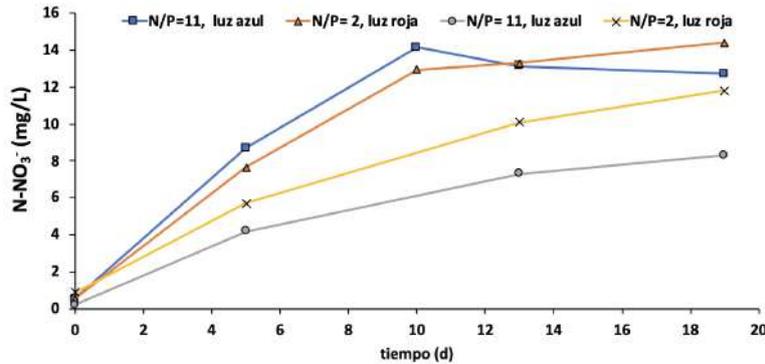


Figura 52. Dinámica de producción de $N-NO_3^-$ en el sistema microalga-bacteria a diferentes condiciones de N/P y longitudes de onda correspondiente a luz roja y azul

Fuente: elaboración propia.

Complementario al seguimiento de nitrógeno, se realizó el seguimiento al fósforo en el sistema (figura 53). La dinámica de remoción de $P-PO_4^{3-}$ evidencia una dependencia entre la relación N/P y la remoción de fósforo. Los resultados indican que altas remociones en promedio $91 \pm 5\%$ son obtenidas a N/P de 11, mientras que N/P de 2 alcanza como máximo una remoción en promedio de $37 \pm 6\%$. Este comportamiento sugiere que la remoción de fósforo se encuentra limitado por fuente de nitrógeno en el sistema. Previos estudios como los reportados por Duboc *et al.* (1999) y Ahlgren *et al.* (1992) demuestran que es posible obtener altas remociones simultáneas de nitrógeno y fósforo siempre y cuando la relación N/P esté cerca de 12. Lo anterior confirma que el sistema microalga-bacteria es limitada por la fuente de nitrógeno presente en el proceso. Los resultados mostrados anteriormente confirmar que altas remociones de $N-NH_4^+$ y $P-PO_4^{3-}$ pueden ser alcanzados a condiciones de N/P altos, cercanos a los óptimos de crecimiento para sistemas microalga-bacteria.

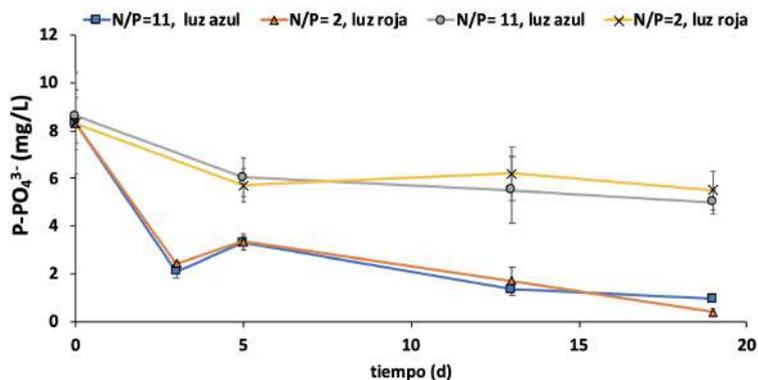


Figura 53. Dinámica de remoción de $P-PO_4^{3-}$ en el sistema microalga-bacteria a diferentes condiciones de N/P y longitudes de onda correspondiente a luz roja y azul

Fuente: elaboración propia.

Sedimentabilidad del sistema microalga-bacteria

Uno de los parámetros de relevancia en el escalamiento de los sistemas microalga-bacteria está relacionado con la velocidad de sedimentación de sus agregados. La velocidad de sedimentación fue evaluada en los días 5 y 19. Los resultados observados en la tabla 58 evidencian una pobre capacidad de sedimentación a tiempos de operación de 5 días en todos los tratamientos experimentales, siendo similar a la reportada por sistemas microalgales puros. No obstante, cuando el tiempo de operación incrementa a 19 días, las velocidades de sedimentación bajo condiciones de N/P=11 demuestran un incremento ostensible, siendo 52 veces mayor que la reportada bajo esa misma condiciones de nutrientes a un tiempo de operación de 5 días. En contraste, las condiciones de N/P=2 evidenciaron un decrecimiento en la velocidad de sedimentación alcanzado una velocidad mínima en promedio de 0,025 m/h. Durante las pruebas experimentales las diferentes condiciones de luz no afectaron la velocidad de sistema microalga-bacteria. A pesar del incremento en la velocidad de

sedimentación encontrada en N/P=11, el proceso sigue teniendo valores de sedimentación bajos comparados con los procesos de agregados de microalga-bacteria y lodos activados entre 5 y 18,1 m/h (Arcila y Buitrón, 2017; Metcalf y Eddy, 2003).

Tabla 57. Valores de velocidad de sedimentación del sistema microalga-bacteria bajo las condiciones planteadas en el experimento N/P(2 y 11), longitud de onda (azul, roja)

	N/P=11; luz azul	N/P=11; luz roja	N/P=2; luz azul	N/P=2; luz roja
	Velocidad de sedimentación (m/h)			
5 días	0,0025 ± 0,001	0,0025 ± 0,001	0,001 ± 0,001	0,001 ± 0,0005
19 días	0,13 ± 0,02	0,14 ± 0,05	0,025 ± 0,004	0,025 ± 0,007

Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

Los procesos de tratamiento de microalga-bacteria pueden ser considerados como una tecnología con altos rendimientos de remoción de materia orgánica y nutrientes (>90%), siendo la relación N/P una condición de procesos que optimiza el desempeño del sistema microalga-bacteria bajo condiciones de laboratorio, empleando rectores biológicos en lote y condiciones de luz artificial de 35 W/m².

La presencia de la longitud de onda de luz roja y azul no causó diferencias significativas que afecten la eficiencia de tratamiento de aguas residual de los sistemas microalgales. En ese sentido, es conveniente realizar comparativos con otro tipo de longitud de onda lumínica que puedan generar un estrés sobre el sistema microalga-bacteria.

En términos de velocidad de sedimentación, el sistema microalga-bacteria es afectado directamente por el tiempo de retención de sólidos del proceso. No obstante, los resultados

no llegaron a ser satisfactorios comparados con los observados en literatura de sistemas microalga-bacteria, cuya velocidad de sedimentación alcanza a tener valores cercanos a 5 m/h, similares a los presentados por lodos activados.

En el presente trabajo se pudo evidenciar que el efecto del tipo longitud de onda sobre la eficiencia de remoción y sedimentación de los sistemas microalga-bacteria no fue considerado representativo; sin embargo, estudios futuros deben ser desarrollados bajo este tipo de longitud de onda, pero bajo condiciones altas de intensidad lumínica.

Referencias

Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. y Ibrahem, I. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 19(3), 257-275.

Ahlgren, G., Gustafsson, I. B. y Boberg, M., 1992. Fatty-acid content and chemical-composition of fresh-water microalgae. *Journal of Phycology*, 28(1), 37-50.

Alzate, M., Muñoz, R., Rogalla, F., Fdz-Polanco, F. y Pérez-Elvira, S. (2012). Biochemical methane potential of microalgae: Influence of substrate to inoculum ratio, biomass concentration and pretreatment. *Bioresource Technology*, 123, 488-494. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.113>

American Public Health Association - APHA (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Journal of Public Health and the Nations Health*, 51(6), 940. <https://doi.org/10.2105/AJPH.51.6.940-a>

Arbib, Z., Ruiz, J., Álvarez-Díaz, P., Garrido-Pérez, C., Barragán, J. y Perales, J. (2013). Long term outdoor operation of a tubular airlift pilot photobioreactor and a high rate algal pond as tertiary treatment of urban wastewater. *Ecological Engineering*, 52, 143-153. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.089>

- Arcila, J. y Buitrón, G. (2016). Microalgae–bacteria aggregates: effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment, biomass settleability and methane potential. *Chemical Technology and Biotechnology*, 91(11), 2862–2870. <https://doi.org/10.1002/jctb.4901>
- Arcila, J. y Buitrón, G. (2017). Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae–bacteria aggregates for municipal wastewater treatment. *Algal Research*, 27, 190–197. doi: 10.1016/j.algal.2017.09.011.
- Atta, M., Idris, A., Bukhari, A. y Wahidin, S. (2013). Intensity of blue LED light: A potential stimulus for biomass and lipid content in fresh water microalgae *Chlorella vulgaris*. *Bioresource Technology*, 148, 373–378.
- Bich, N., Yaziz, M. y Bakti, N. (1999). Combination of *Chlorella vulgaris* and *Eichhornia crassipes* for wastewater nitrogen removal. *Water Research*, 33(10), 2357–2362.
- Boelee, N., Temmink, H., Janssen, M., Buisman, C. y Wijffels, R. (2012). Scenario analysis of nutrient removal from municipal wastewater by microalgal biofilms. *Water*, 4(2), 460–473. <https://doi.org/10.3390/w4020460>
- Chisti, Y. (2007). Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances*, 25(3), 294–306. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.02.001>
- Chisti Y. (2013). Raceways-based production of algal crude oil. En C. Walter y C. Poster (Eds.), *Microalgal Biotechnology: Potential and Production* (pp. 113–146). Walter de Gruyter.
- De Godos, I., Blanco, S., García-Encina, P., Becares, E. y Muñoz, R. (2009). Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. *Bioresource Technology*, 100(19), 4332–4339. doi: 10.1016/j.biortech.2009.04.016

- Duboc, P., Marison, I. y Von Stockar, U. (1999). Quantitative calorimetry and biochemical engineering. En: R. Kemp (Ed.), *Handbook of Thermal Analysis and Calorimetry* (vol. 4). Elsevier.
- Hadiyanto, H., Elmore, S., Gerven, T. y Stankiewicz, A. (2013). Hydrodynamic evaluations in high rate algae pond (HRAP) design. *Chemical Engineering Journal*, 217, 231-239. doi: 10.1016/j.cej.2012.12.015.
- Hwang, J. H., Church, J., Lee, S. J., Park, J. y Lee, W. (2016). Use of microalgae for advanced wastewater treatment and sustainable bioenergy generation. *Environmental Engineering Science*, 33(11). <https://doi.org/10.1089/ees.2016.0132>
- Jiang, L., Luo, S., Fan, X., Yang, Z. y Guo, R. (2011). Biomass and lipid production of marine microalgae using municipal wastewater and high concentration of CO₂. *Applied Energy*, 88(10), 3336-3341.
- Kim, T. H., Lee, Y., Han, S. H. y Hwang, S. J. (2013). The effects of wavelength and wavelength mixing ratios on microalgae growth and nitrogen, phosphorus removal using *Scenedesmus* sp. for wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 130, 75-80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.134>
- Kim, B., Kang, Z., Ramanan, R., Choi, J., Cho, D., Oh, H. y Kim, H. (2014). Nutrient removal and biofuel production in high rate algal pond using real municipal wastewater. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 24(8), 1123-1132. <https://doi.org/10.4014/jmb.1312.12057>
- Li, K., Liu, Q., Fang, F., Luo, R., Lu, Q., Zhou, W., Huo, S. Cheng, P., Liu, J., Addy, M., Chen, P., Chen, D. y Ruan, R. (2019). Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery: A review. *Bioresource Technology*, 291, 121934. doi: 10.1016/j.biortech.2019.121934.
- Lima, S., Castro, P. y Morais, R. (2003). Biodegradation of p-nitrophenol by microalgae. *Journal of Applied Phycology*, 15(2-3), 137-142. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.09.005>

- Lindner, A. y Pleissner, D. (2019). Utilization of phenolic compounds by microalgae. *Algal Research*, 42, 101602. doi: 10.1016/j.algal.2019.101602.
- Magro, C., Deon, M., Rossi, A., De Reinehr, C., Hemkemeier, M. y Colla, L. (2012). Chromium (VI) biosorption and removal of chemical oxygen demand by *Spirulina platensis* from wastewater-supplemented culture medium. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47(12), 1818-1824. <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.689539>
- Mehta, S. y Gaur, J. (2001). Characterization and optimization of Ni and Cu sorption from aqueous solution by *Chlorella vulgaris*. *Ecological Engineering*, 18(1), 1-13. doi: 10.1016/S0925-8574(00)00174-9.
- Metcalf y Eddy (2003). *Wastewater engineering treatment and reuse*. (4th ed.). McGraw-Hill.
- Mohd, A., Abu, H., Takriff, M. y Sheikh, S. (2017). A review of the potentials, challenges and current status of microalgae biomass applications in industrial wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 20, 8-21. doi: 10.1016/j.jwpe.2017.09.006.
- Muñoz, R. y Guieysse, B. (2006). Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. *Waste Research*, 40(15), 2799-2815. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.011>
- Nölvak, H., Truu, J., Limane, B., Truu, M., Cepurnieks, G., Bartkevičs, V., Juhanson, J. y Muter, O. (2013). Microbial community changes in TNT spiked soil bioremediation trial using biostimulation, phytoremediation and bioaugmentation. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 21(3), 153-162. <https://doi.org/10.3846/16486897.2012.721784>
- Park, J., Craggs, R. y Shilton, A. (2011). Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102(1), 35-42. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>

- Passos, F., Gutiérrez, R., Uggetti, E., Garfi, M., García, J. y Ferrer, I. (2017). Towards energy neutral microalgae-based wastewater treatment plants. *Algal Research*, 28, 235-243. doi: 10.1016/j.algal.2017.11.006.
- Quijano, G., Arcila, J. y Buitrón, G. (2017). Microalgal-bacterial aggregates: Applications and perspectives for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 35(6), 772-781. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.07.003>
- Renman, A., Renman, G., Gustafsson, J. y Hylander, L. (2009). Metal removal by bed filter materials used in domestic wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2-3), 734-739. doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.11.127.
- Solovchenko, A., Verschoor, A., Jablonowski, N. y Nedbal, L. (2016). Phosphorus from wastewater to crops: An alternative path involving microalgae. *Biotechnology Advances*, 34(5), 550-564. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.01.002>
- Sutherland, D., Turnbull, M. y Craggs, R. (2014). Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*, 53, 271-281. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.025>
- Craggs, R., Sutherland, D., Turnbull, M. y Broady, P. (2014). Wastewater microalgal production, nutrient removal and physiological adaptation in response to changes in mixing frequency. *Water Research*, 61, 130-140. doi: 10.1016/j.watres.2014.05.011.
- Vidyalaxmi, Kaushik, G. y Raza, K. (2019). Potential of novel *Dunaliella salina* from sambhar Salt Lake, India, for bioremediation of hexavalent chromium from aqueous effluents: An optimized green approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 180, 430-438. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.039>
- Villaseñor Camacho, J., Fernández Marchante, C. y Rodríguez Romero, L. (2018). Analysis of a photobioreactor scaling up for tertiary wastewater treatment: denitrification, phosphorus removal, and microalgae production. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(29), 29279-29286. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2890-5>

- Wang, S. K., Stiles, A., Guo, C. y Liu, C. Z. (2014). Microalgae cultivation in photobioreactors: An overview of light characteristics. *Engineering in Life Sciences*, 14(6), 550-559. <https://doi.org/10.1002/elsc.201300170>
- Yan, C., Luo, X. y Zheng, Z. (2013). Effects of various LED light qualities and light intensity supply strategies on purification of slurry from anaerobic digestion process by *Chlorella vulgaris*. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 79, 81-87. doi: 10.1016/j.ibiod.2013.01.016.
- Yan, C., Zhu, L. y Wang, Y. (2016). Photosynthetic CO₂ uptake by microalgae for biogas upgrading and simultaneously biogas slurry decontamination by using of microalgae photobioreactor under various light wavelengths, light intensities, and photoperiods. *Applied Energy*, 178, 9-18. doi: 10.1016/j.apenergy.2016.06.012.
- Ye, F. y Li, Y. (2009). Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering*, 35(7), 1043-1050. doi: 10.1016/j.ecoleng.2009.03.009.
- Zeraatkar, A., Ahmadzadeh, H., Talebi, A., Moheimani, N. y McHenry, M. (2016). Potential use of algae for heavy metal bioremediation, a critical review. *Journal of Environmental Management*, 181, 817-831. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.059>

EXPERIENCIAS DE TRATAMIENTOS NO CONVENCIONALES PARA AGUAS RESIDUALES

Existe una creciente conciencia y acción, tanto del gobierno colombiano (en los ámbitos nacional y local) como de otros organismos y empresas, en pro de la protección del medio ambiente, el manejo de la contaminación y el uso sostenible de los recursos. Esto trae consigo la necesidad de contar con estudios de tratamiento de agua residual en las universidades que, además de atender necesidades y condiciones específicas, cumplan la legislación; que sean innovadores, así como viables en términos económicos; y que contribuyan a la reducción del consumo energético y de recursos.

Con lo anterior, esta obra –que integra los resultados de varios proyectos de investigación referidos al tratamiento de aguas residuales, en los que se incluyen aspectos experimentales, teóricos y de diseño ingenieril–, tiene el objetivo de servir como apoyo para el planteamiento y ejecución de proyectos de investigación de docentes y trabajos de grado de estudiantes a nivel universitario. En esta línea, información que sirve de apoyo para efectos de plantear problemas de investigación; definir marcos teóricos, objetivos o metodologías; y analizar resultados. Se incorporan, además, conceptos que permiten entender los temas abordados, así como criterios que orientan el diseño ingenieril –incluida la labor de dimensionamiento– y tareas de laboratorio. Así mismo, algunas de las tecnologías abordadas contribuyen a la generación o ahorro de energía, así: por un lado, los humedales construidos contribuyen a la reducción del consumo energético (aunque su uso es limitado debido a su gran requerimiento de área); y por otro, las tecnologías anaerobias comprenden la generación energética.

ce centro
editorial

Universidad Católica de Manizales

