



DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

OPCIÓN 1.- TESIS

TRABAJO PROFESIONAL

**“TRATAMIENTO HÍBRIDO DE AGUAS RESIDUALES DE LA
INDUSTRIA AZUCARERA EN UN BIORREACTOR ANAEROBIO
PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS COMBINADO CON SISTEMAS
ECOLÓGICOS”**

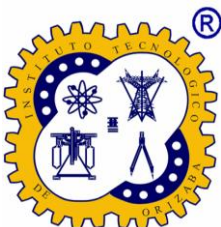
**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS
DE LA INGENIERÍA**

PRESENTA:

FRANCISCO ORDUÑA GAYTÁN

DIRECTOR DE TESIS:

ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN



Orizaba, Veracruz, 24/04/2023
Dependencia: División de Estudios de
Posgrado e Investigación
Asunto: Autorización de Impresión
OPCION: I

C. FRANCISCO ORDUÑA GAYTÁN
Candidato a Grado de Doctor en:
CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
PRESENTE.-

De acuerdo con el Reglamento de Titulación vigente de los Centros e Institutos Tecnológicos Federales del Tecnológico Nacional de México, de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora le hizo respecto a su Trabajo Profesional titulado:

**"TRATAMIENTO HÍBRIDO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA
AZUCARERA EN UN BIORREACTOR ANAEROBIO PARA LA PRODUCCIÓN DE
BIOGÁS COMBINADO CON SISTEMAS ECOLÓGICOS"**

Comunico a Usted que este Departamento concede su autorización para que proceda a la impresión del mismo.

ATENTAMENTE

Excelencia en Educación Tecnológica®
CIENCIA - TÉCNICA - CULTURA®

Cuauhtémoc Sánchez

DR. CUAUHTÉMOC SÁNCHEZ RAMÍREZ
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN



Av. Oriente 9 Núm.852, Colonia Emiliano Zapata. C.P. 94320 Orizaba, Veracruz.
Tel. 01 (272)1105360 e-mail: dir_orizaba@tecnm.mx | tecnm.mx | orizaba.tecnm.mx





Orizaba, Veracruz, **abril 19, de 2023.**
Asunto: **Revisión de trabajo escrito**

C. CUAUHTÉMOC SÁNCHEZ RAMÍREZ
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN
P R E S E N T E.-

Los que suscriben, miembros del jurado, han realizado la revisión de la Tesis del (la) C.

FRANCISCO ORDUÑA GAYTÁN

La cual lleva el título de:

"TRATAMIENTO HÍBRIDO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA AZUCARERA EN UN BIORREACTOR ANAEROBIO PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS COMBINADO CON SISTEMAS ECOLÓGICOS"

Y concluyen que se acepta.

ATENTAMENTE
Excelencia en Educación Tecnológica®
CIENCIA - TÉCNICA - CULTURA®

PRESIDENTE: DR. ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN

FIRMA

SECRETARIO: DR. JUAN MANUEL MÉNDEZ CONTRERAS

FIRMA

VOCAL: DR. ALBINO MARTÍNEZ SIBAJA

FIRMA

VOCAL: DR. ALBERTO ALFONSO AGUILAR LASSERRE

FIRMA

VOCAL: DR. ERIK SAMUEL ROSAS MENDOZA

FIRMA

VOCAL SUP.: DR. GUILLERMO CORTES ROBLES

FIRMA

TA-09 -18



Declaración de originalidad y cesión de derechos

Orizaba, Veracruz, el día 25 del mes de abril del año 2023.

El(la) que suscribe

C. Francisco Orduña Gaytán

Declaro que esta tesis, que tiene una extensión de 303 cuartillas, ha sido escrita por mí y constituye el registro escrito del trabajo de la tesis titulada

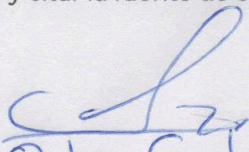
“Tratamiento híbrido de aguas residuales de la industria azucarera en un biorreactor anaerobio para la producción de biogás combinado con sistemas ecológicos”

del programa: Doctorado en Ciencias de la Ingeniería bajo la asesoría y dirección del (la) Dr. Alejandro Alvarado Lassman y no ha sido sometida en ninguna otra institución previamente.

Todos los datos y las referencias a materiales ya publicados están debidamente identificados con su respectivo crédito e incluidos en las notas bibliográficas y en las citas que se destacan como tal y, en los casos que así lo requieran, cuento con las debidas autorizaciones de quienes poseen los derechos patrimoniales. Por lo tanto, me hago responsable de cualquier litigio o reclamación relacionada con derechos de propiedad intelectual, exonerando de toda responsabilidad al Tecnológico Nacional de México campus Orizaba.

También declaro que, al presentar esta tesis, cedo los derechos del trabajo al Tecnológico Nacional de México campus Orizaba para su difusión, con fines académicos y de investigación, bajo las regulaciones propias de la institución y que si existe algún acuerdo de confidencialidad de la información lo haré saber en forma escrita para que se omitan las secciones correspondientes.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y del director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: depi_orizaba@tecnm.mx. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente de este.


Francisco Orduña Gaytán
Nombre y firma

CONTENIDO

ORDEN DE IMPRESIÓN	2
ACEPTACIÓN DE TRABAJO	3
CESIÓN DE DERECHOS	4
CONTENIDO.....	5
DEDICATORIAS.....	11
AGRADECIMIENTOS.....	12
LISTA DE FIGURAS	14
LISTA DE TABLAS.....	18
RESUMEN.....	21
ABSTRACT.....	22
INTRODUCCIÓN.....	23
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	26
JUSTIFICACIÓN.....	28
HIPOTESIS	30
OBJETIVOS.....	31
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	31
CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO.....	32
CAPITULO 1. ANTECEDENTES	33
CAPÍTULO 2. ESTADO DEL ARTE	38
2.1 Impacto de la producción de caña de azúcar en el mundo.....	38
2.2 Producción de caña de azúcar en México.....	38
2.3 Procesamiento de <i>Saccharum Officinarum</i> L.	40
2.4 Generación de ARIA en México.....	41
2.5 Tratamientos de Aguas Residuales Industriales	44

2.5.1	Tratamientos de Aguas Residuales convencionales	44
2.5.2	Tratamientos aplicados al ARIA	46
2.5.3	Tratamientos no convencionales aplicados al ARIA.....	47
2.6	Digestión anaerobia	48
2.6.1	Etapa de la Hidrolisis en la Digestión Anaerobia.....	52
2.6.2	Bioconversión para la producción de Biogás	53
2.7	Reactores Anaerobios de Biopelícula	55
2.7.1.	Importancia de las condiciones de operación en los RBA	57
2.8	Humedales Naturales	58
2.9	Humedales Construidos	59
2.10	HC como Tratamiento Ecológico para Aguas Residuales.....	60
2.11	Tipos de Humedales Construidos	61
2.11.1	Humedal Construido de Flujo Superficial	61
2.11.2	Humedal Construido de Flujo Subsuperficial	62
2.11.3	Humedales Construidos de Flujo Vertical.....	62
2.11.4	Humedales Construidos de Flujo Horizontal.....	64
2.11.5	Configuraciones de HC en SFV y SFH.....	64
2.12	Vegetación en Humedales Construidos	67
2.12.1	Plantas Ornamentales en HC	68
2.12.2	Monocultivo y Policultivo en HC.....	77
CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA.....		79
3.1	Dispositivo Experimental	80
3.1.1.	Cinéticas Batch de degradación de sustrato	80
3.2	Sistema Híbrido de Tratamiento <i>lab-scale</i>	82
3.2.1	Reactor de Biopelícula Anaerobio <i>lab-scale</i>	82

3.2.2	Humedal Construido <i>Lab-scale</i>	82
3.3	Sistema de Tratamiento Híbrido <i>Pilot-scale</i>	82
3.3.1	Reactor de Biopelícula Anaerobio <i>pilot-scale</i>	82
3.3.2	Humedal Construido <i>pilot-scale</i>	83
3.4	Sustratos de alimentación	83
3.4.1	Fracción Líquida de Frutas y Verduras	83
3.4.2	Agua Residual de la Industria Azucarera	83
3.5	Diseño del Sistema Híbrido de Tratamiento	84
3.6	Régimen Hidráulico y Carga Orgánica	86
3.5.1	Etapa <i>Lab-scale</i>	86
3.5.2	Etapa <i>Pilot-scale</i>	87
3.7	Determinaciones Analíticas	89
3.6.1	pH	89
3.6.2	Demanda química de oxígeno (DQO _T y DQO _S)	89
3.6.3	Sólidos totales y sólidos volátiles (ST y SV)	89
3.6.4	Composición de biogás	90
3.6.5	Análisis fotográfico de biopelícula adherida	90
3.6.6	Determinación de biomasa bacteriana	90
3.8	Análisis de producción de bioenergía	90
3.7.1	Análisis factorial	91
3.7.2	Método de Superficie de respuesta	92
3.9	Efecto del cambio de CVa en el SHT	93
3.9.1.	Modificación de Cva en el RBA	93
3.9.2.	Modificación de Cva en el HCS	95
3.10	Modificación del HC de paralelo a en serie	96

3.11	Monitoreo de Desarrollo Vegetal	97
CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN		98
4.1	Cinéticas de biodegradación de agua residual (Zafra 2018-2019).....	98
4.1.1	Caracterización de lodo y sustrato.....	98
4.1.2	Cálculo de diluciones	98
4.1.3	Monitoreo de pH en cinéticas de degradación.....	100
4.1.4	Remoción DQO en cinéticas	102
4.1.5	Remoción de Sólidos en cinéticas	104
4.1.6	Bioconversión de Sustrato-Biogás en cinéticas.....	106
4.2	Evaluación del sistema híbrido Lab-scale	109
4.2.1	Remoción DQO y Sólidos RBA _L	109
4.2.2	Remoción DQO y Sólidos HC _L (Microcosmos).....	109
4.2.3	Relación vegetación-remoción	110
4.3	Diseño y construcción del sistema Híbrido piloto	111
4.3.1	Diseño RBA _P	111
4.3.2	Construcción del RBA _P	112
4.3.3	Diseño y construcción del HCP.....	114
4.4	Sistema Híbrido <i>pilot-scale</i> (Zafra 2019-2020).....	116
4.4.1	Monitoreo de pH.....	117
4.4.2	Remoción DQO y Sólidos HC _P (Mesocosmos)	119
4.4.3	Relación vegetación-remoción	121
4.4.4	Desarrollo vegetal.....	122
4.4.5	Correlación de parámetros ambientales.....	124
4.4.6	Producción de biogás inicial.....	130
4.5	Análisis de Producción de Bioenergía	131

4.5.1	Análisis Factorial para RBA.....	131
4.5.2	Análisis de Superficie de Respuesta para RBA.....	141
4.5.3	Análisis de biopelícula en el RBA.....	147
4.6	Obtención de ARIA (Zafra 2020-2021).....	155
4.7	Caracterización Fisicoquímica ARIA (Zafra 2020-2021)	155
4.8	Acondicionamiento del RBA piloto	156
4.8.1	Colonización del Reactor de biopelícula	156
4.9	Operación inicial del RBA _P en máxima carga	158
4.9.1	Cálculo de las Cargas Volumétricas Aplicadas y volúmenes.....	158
4.9.2	Sedimentador para efluente de Trapiches.....	160
4.9.3	Remoción de DQO en condiciones de alta carga al RBA _P	161
4.9.4	Remoción de ST y STV en condiciones de alta carga en el RBA _P	163
4.10	Evaluación del RBA _P con cargas menores	164
4.10.1	Remoción de DQO en condiciones de Cva bajas en el RBA	164
4.10.2	Remoción del Solidos Totales y Solidos totales volátiles	166
4.10.3	Remocion de nutrientes	167
4.10.4	Monitoreo del pH en el RBA _p	168
4.11	Monitoreo de la producción de biogás.....	169
4.11.1	Composición del biogás	170
4.12	Desempeño del Humedal Construido a distintas cargas	171
4.12.1	Remoción de DQO en el HC a diferentes cargas	172
4.12.2	Remoción de Sólidos en el HC a diferentes cargas	174
4.12.3	Remoción de Nutrientes en el HC a diferentes cargas	175
4.12.4	Monitoreo de pH en el HC a diferentes cargas.....	176
4.12.5	Monitoreo del desarrollo vegetal a diferentes cargas	177

4.13	Evaluación de los resultados obtenidos mediante normatividad	180
4.14	Mejoramiento del SHT (Zafra 2021-2022).....	182
4.14.1	Evaluación del RBA con HC en paralelo	182
4.14.2	Evaluación del HC en serie	193
4.15	Biomasa vegetal en el HC.....	200
4.16	Análisis de Eficiencia de remoción DQO del HCS	205
CONCLUSIONES.....		210
RECOMENDACIONES		213
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS		214
PRODUCTOS ACADÉMICOS.....		245
ANEXOS		249
ANEXO 1. ARTÍCULO JCR		250
ANEXO 2. COSTOS DE CONSTRUCCION SHT		267
ANEXO 3. MANUAL DE OPERACIÓN SHT		269
ANEXO 4. DISEÑO DEL SISTEMA HÍBRIDO DE TRATAMIENTO		293
ANEXO 5. DISEÑO REACTOR DE BIOPELÍCULA ANAEROBIO		299

DEDICATORIAS

Dios, nos encontramos más que nunca, bueno, mejor dicho; me encontraste realmente. No me cabe la menor duda que todo lo que sucede en esta Tierra es dado de arriba, y lo que Tú haces, lo haces bien. Esto es por ti y para ti. Anhele el día en que pueda verte de frente y decir: ¡lo logré!

Papá, Mamá, en este trabajo sus nombres están escritos; ustedes son los verdaderos ingenieros, maestros y doctores; no necesitan ningún papel que lo diga.

Nego, gracias por ser el hermano que siempre soñé, no pude haber tenido mejor regalo de quincena. Si algo pasa, ¡Allá nos vemos!

Para todos aquellos que creen en la existencia de Dios, si alguna vez se han preguntado ¿Se puede ser creyente y científico?, mi respuesta es la misma que en su momento enarboló Louis Pasteur, cuando dijo: un poco de ciencia te aleja de Dios, pero un mucho de ciencia te acerca a Dios; no debemos olvidar que, caminar primero el camino que nos lleva al temor a Dios, nos termina conduciendo a comprender perfectamente el camino del conocimiento humano.

Esmeralda, gracias por estar.

AGRADECIMIENTOS

Dr. Alejandro Alvarado Lassman

Gracias por su apoyo, asesoría y confianza en este largo camino, ha sido grato trabajar en conjunto durante una parte importante de mi formación profesional.

M.I.Q. Norma Alejandra Vallejo Cantú

Le agradezco la oportunidad de trabajar con usted, de igual forma, por su invaluable apoyo en el desarrollo de investigaciones y proyectos.

Dr. Juan Manuel Méndez Contreras

Siempre guardare en mente sus palabras cuando me explico como tenía que pensar, hablar y escribir como Doctor, Gracias por sus consejos, comentarios y facilidades para el desarrollo de este trabajo.

Dr. Erik Samuel Rosas Mendoza

Gracias por formar parte de mi carrera profesional y sin duda como amigo. Además, gracias por tus consejos y aportaciones para la publicación del JCR.

Dr. Albino Martínez Sibaja, Dr. Alberto Aguilar Laserre, Dr. Guillermo Cortés Robles

Gracias, por sus valiosos comentarios, sugerencias y preguntas que ayudaron a mejorar la calidad de este escrito.

Dr. Luis Carlos Sandoval Herazo, Dra. Jacel Adame García, Dr. Emmanuel de Jesús Ramírez Rivera

No tengo como agradecerles por su colaboración para el desarrollo de esta investigación cómo se merecen, pero si, la promesa de que en un futuro pueden contar conmigo.

Amigos y grupo de investigación

Viri, Mata, Carlitos, Jessica, Joana, Lili, Daniel, Edilson, Omar, Carlos, Katia y Enrique, no fueron tesisistas ni residentes, se convirtieron en mis amigos y con su ayuda, llegamos aquí. Alexa, Adriana, Jessi, Anahí, Iris, Marín, Luis Pablo, Omar García, Diana Nava, Israel, Joaquín, Diana, Cariño, Palagot, su amistad es invaluable, gracias por hacer más ameno un posgrado. Wero, Tony, gracias por su amistad y apoyo queridos colegas.

A todas aquellas personas que no mencione, pero en algún momento se han cruzado nuestros caminos, gracias por compartir su tiempo conmigo.

Conacyt

Se agradece a Conacyt por el grado de Doctor en Ciencias de la Ingeniería y por el apoyo otorgado por la beca con número de registro 701259.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

Figura 2.1 Productividad de caña en México (Aguilar-Rivera et al., 2009).....	39
Figura 2.2 Generación de productos de la IA (Aguilar-Rivera et al., 2009).	41
Figura 2.3 Puntos de generación de ARIA	42
Figura 2.4 Digestión anaerobia de materia orgánica compleja (Moraes et al., 2015)	52
Figura 2.5 Flujo de DQO en el proceso de DA (Besel, 2007).....	55
Figura 2.6 Esquema del Sistema de Flujo Vertical (Alarcón, 2016).....	63
Figura 2.7 Esquema de Sistema de Flujo Horizontal (Alarcón, 2016).....	64
Figura 2.8 <i>Spathiphyllum willisi</i> Regel (Hernández, 2011).....	72
Figura 2.9 <i>Canna indica</i> L., (Silva-Sáenz, 2017).....	73
Figura 2.10 <i>Typha latifolia</i> L., (Kim et al., 2003)	76

CAPÍTULO 3

Figura 3.1 Metodología general de la investigación para el STH	79
Figura 3.2 Metodología Hycowet Bioreactor System	85
Figura 3.3 Hycowet Bioreactor System. a. <i>Lab-scale</i> y b. <i>Pilot scale</i>	86

CAPÍTULO 4

Figura 4.1 Comparación de pH en cinéticas de biodegradación	101
Figura 4.2 Comparación de cinéticas de degradación	103
Figura 4.3 Evaluación de ST y STV en cinética $SoXo = 0.5$	104
Figura 4.4 Evaluación de ST y STV en cinética $SoXo = 1$	105
Figura 4.5 Comparación de producción de biogás	107
Figura 4.6 Porcentaje de los componentes de biogás cinética $SoXo = 0.5$	108
Figura 4.7 Porcentaje de los componentes de biogás cinética $SoXo = 1$	108
Figura 4.8 Porcentaje de remoción de a. DQO_T y DQO_S ; b. ST y STV en el RBA_L	109
Figura 4.9 Porcentaje de remoción de a. DQO_T y DQO_S ; b. ST y STV en el HCL	110

Figura 4.10 Remoción por especie vegetal en HC _{LAB}	111
Figura 4.11 Diseño del Reactor de Biopelícula Anaerobio piloto.....	112
Figura 4.12 Cuerpo del RBAP	113
Figura 4.13 Soporte interno del RBAP	113
Figura 4.14 Tapas internas del RBAP.....	113
Figura 4.15 Tapa superior externa del RBAP.....	113
Figura 4.16 Reactor de Biopelícula Anaerobia pilot-scale montado.....	114
Figura 4.17 Celdas de HC _P	115
Figura 4.18 Tubos de extracción de muestra.....	115
Figura 4.19 Colector de efluente final	115
Figura 4.20 Válvula de alimentación.....	115
Figura 4.21 Celda con material de soporte.....	116
Figura 4.22 Porcentaje de remoción de a. DQO _T y DQO _S ; b. ST y STV en el RBAP.....	117
Figura 4.23 Monitoreo del pH en el RBAP.....	119
Figura 4.24 Porcentaje de remoción de a. DQO _T y DQO _S ; b. ST y STV en el HC _P	120
Figura 4.25 Remoción por especie vegetal en HC _P	122
Figura 4.26 <i>Canna indica</i> L. en HC piloto	123
Figura 4.27 <i>Spathiphyllum wallisii</i> en HC piloto	124
Figura 4.28 <i>Typha</i> spp., en HC piloto	124
Figura 4.29 Efectos medios para porcentaje de remoción.....	127
Figura 4.30 Gráfica de interacción de medias	129
Figura 4.31 Volumen de biogás generado por el RBAP.....	131
Figura 4.32 Resultados experimentales diseño factorial RBAP	133
Figura 4.33 Resultados experimentales diseño Box-Behnken RBAP.....	134
Figura 4.34 Interacciones en producción de Biogás con a. V _R , C _A y TRH.....	138
Figura 4.35 Interacciones entre producción de Biogás diseño factorial.....	140
Figura 4.36 Gráfico de Superficie de Respuesta Biogás para C _A contra V _R	143
Figura 4.37 Gráfico de Superficie de Respuesta Biogás para V _R contra TRH.....	143
Figura 4.38 Gráfico de Superficie de Respuesta Biogás para C _A contra V _R	144
Figura 4.39 Gráfico de contorno V _R contra C _A	145
Figura 4.40 Gráfico de contorno V _R contra TRH	145

Figura 4.41 Gráfico de contorno C. en la alimentación vs TRH	146
Figura 4.42 Soporte de fibras de Nylon Poliéster a. Limpio; b. Colonizado.....	148
Figura 4.43 Paneles de fibra colonizados a.1; b.2; c.3; d.4.	148
Figura 4.44 Micrografía de soporte colonizado y limpio	149
Figura 4.45 Micrografía soporte colonizado superior	150
Figura 4.46 Micrografía soporte colonizado profundidad media	151
Figura 4.47 Micrografía soporte colonizado al fondo	152
Figura 4.48 Reacondicionamiento del RBA _P	156
Figura 4.49 Formación de la biopelícula adherida al soporte.....	157
Figura 4.50 Sedimentador para el efluente de un trapiche	160
Figura 4.51 Porcentaje de remoción de DQO _T en condiciones de máxima carga.....	163
Figura 4.52 Porcentaje de remoción de los ST y STV en condiciones de máxima carga ..	164
Figura 4.53 Porcentaje de remoción de DQO _T a cargas menores	166
Figura 4.54 Porcentaje de remoción de Sólidos Totales	166
Figura 4.55 Porcentaje de remoción de Sólidos Totales Volátiles	167
Figura 4.56 Monitoreo del pH	169
Figura 4.57 Producción de biogás y contenido de metano	169
Figura 4.58 Humedal Construido de Flujo subsuperficial vertical.....	172
Figura 4.59 Porcentajes de remoción de DQO _T en el HC	174
Figura 4.60 Porcentajes de remoción de ST y STV en el HC	174
Figura 4.61 Monitoreo del pH en el HC.....	176
Figura 4.62 <i>Canna indica</i> L en carga variable	178
Figura 4.63 <i>Spathiphyllum wallisii</i> L en carga variable	179
Figura 4.64 Crecimiento y brotes de la especie <i>Typha latifolia</i> L.....	180
Figura 4.65 Diagrama y simbología de la disposición inicial del STH.....	183
Figura 4.66 Disposición final del SHT.....	184
Figura 4.67 Diagrama de proceso sistema de tratamiento híbrido	185
Figura 4.68 Diagrama del sistema de tratamiento híbrido	186
Figura 4.69 Remoción de DQO por RHA	187
Figura 4.70 Concentración de Nitratos y Fosfatos en el RHA	188
Figura 4.71 Remoción de solidos en el RHA	189

Figura 4.72 pH de entrada y salida.....	190
Figura 4.73 Porcentaje de remoción DQO en el HCP.....	190
Figura 4.74 Monitoreo de ST y STV en HCP	191
Figura 4.75 Monitoreo de Nitratos y Fosfatos en el HCP	192
Figura 4.76 Sistema Híbrido de Tratamiento con HCP reubicado	192
Figura 4.77 Monitoreo de DQO _T en el HCS	194
Figura 4.78 Ensayos de operación DQO _S del HCS.....	195
Figura 4.79 Ensayos de operación ST del HCS.	196
Figura 4.80 Monitoreo de remoción de STV del HCS.....	197
Figura 4.81 Monitoreo de remoción de PO ₄ ³⁻ del HCS.....	198
Figura 4.82 Monitoreo de remoción de NO ₃ ⁻ del HCS.....	200
Figura 4.83 Remoción de contaminantes promedio en el HCP vs HCS	201
Figura 4.84. Monitoreo de crecimiento de especies en el HCS.....	204
Figura 4.85 Biomasa producida por el HCS.....	205
Figura 4.86 Gráfica de intervalos de medias de Remociones y tratamiento del HCS.....	207
Figura 4.87 Gráfica de comparaciones simultaneas de Tukey en el HCS.....	208
Figura 4.88 Gráfica de Comparaciones múltiples del HCS sin control de Hsu	209

LISTA DE TABLAS

CAPÍTULO 1

Tabla 1.1 Reactores empleados para el tratamiento de ARIA.....	33
Tabla 1.2 Sistemas de Humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales.....	35
Tabla 1.3 Humedales combinados con Reactores	36

CAPÍTULO 2

Tabla 2.1 Indicadores de estados productores de caña y azúcar.	39
Tabla 2.2 Características de aguas residuales de la industria azucarera.....	43
Tabla 2.3 Propiedades fisicoquímicas de ARIA zafra 2019.....	44
Tabla 2.4 Configuraciones de HC en SFV y SFH.....	65
Tabla 2.5 Estudios en diferentes tipos de humedales construidos.....	69

CAPÍTULO 3

Tabla 3.1 Parámetros evaluados en la caracterización de sustratos.	84
Tabla 3.2 Régimen Hidráulico y Cva suministrada al HCL.....	87
Tabla 3.3 Proceso de inoculación del RBA _P	88
Tabla 3.4 Procedimiento de cambio de sustrato en RBA _P	88
Tabla 3.5 Valores de las variables empleadas en el diseño de experimentos.....	91
Tabla 3.6 Variables con base a la nomenclatura de un diseño factorial	91
Tabla 3.7 Modelo de diseño factorial proporcionado por Minitab 2017.....	92
Tabla 3.8 Datos en la hoja de trabajo de Minitab para el diseño factorial	92
Tabla 3.9 Modelo de experimentación Box Behnken	93
Tabla 3.10 Datos en la hoja de trabajo de Minitab para la superficie de respuesta.....	93
Tabla 3.11 Condiciones de reacondicionamiento para el RBA _P	94
Tabla 3.12 Condiciones de operación a altas cargas	95
Tabla 3.13 Condiciones de operación a cargas menores	95
Tabla 3.14 Permutaciones configurables del HCS	96

CAPÍTULO 4

Tabla 4.1 Caracterización de lodos para cinéticas.....	98
Tabla 4.2 Monitoreo de pH en cinéticas.....	101
Tabla 4.3 Remoción de DQO cinética $SoXo = 0.5$	102
Tabla 4.4 Remoción de DQO de cinética $SoXo = 1$	103
Tabla 4.5 Generación de biogás en las cinéticas	106
Tabla 4.6 Componentes del biogás cinética $SoXo = 0.5$	107
Tabla 4.7 Componentes del biogás cinética $SoXo = 1$	108
Tabla 4.8 Volumen aparente de las especies vegetales en el HC	122
Tabla 4.9 Valores medios de parámetros ambientales en el sistema.....	125
Tabla 4.10 Diseño factorial parámetros ambientales.....	125
Tabla 4.11 Análisis de Varianza para remoción - Suma de Cuadrados Tipo III.....	126
Tabla 4.12 Corridas experimentales diseño factorial generadas por Minitab17	132
Tabla 4.13 Corridas experimentales Box-Behnken generadas por Minitab17	132
Tabla 4.14 Biomasa adherida al soporte de fibra de Nylon poliéster.....	154
Tabla 4.15 Caracterización fisicoquímica del sustrato.....	155
Tabla 4.16 Caracterización de la fracción líquida del efluente de un trapiche.....	160
Tabla 4.17 Remoción de DQO_T y DQO_S en condiciones de alta carga.....	162
Tabla 4.18 Concentraciones de alimentación al RBA_P	164
Tabla 4.19 Contenido de nutrientes.....	167
Tabla 4.20 Composición del biogás en condiciones de maxima carga	170
Tabla 4.21 Composición del biogás con cargas menores.....	171
Tabla 4.22 Condiciones de operación del HC	172
Tabla 4.23 Remoción promedio de DQO_T y DQO_S en el HC a distintas cargas.....	173
Tabla 4.24 Nutrientes removidos en el HC	175
Tabla 4.25 Condiciones promedio del entorno del Humedal	177
Tabla 4.26 Monitoreo del desarrollo de la vegetación plantada en el HC.....	180
Tabla 4.27 Monitoreo del desarrollo de hojas en el HC	180
Tabla 4.28 Límites máximos permisibles para descarga de aguas residuales	181
Tabla 4.29 Concentraciones de las diferentes pruebas residuales tratadas.....	182

Tabla 4.30 Concentración y pH del efluente azucarero tratado	182
Tabla 4.31 Características del ARIA en el STH a la entrada y salida del HCP	201
Tabla 4.32 Adaptación y supervivencia de las especies usadas.	202

RESUMEN

Esta investigación reporta las eficiencias de remoción y escalamiento de un Sistema Híbrido de Tratamiento (SHT), que trata Agua Residual de Industrias Azucareras (ARIA). El sistema lo conforma un Reactor de Biopelícula Anaerobio (RBA) en fase de hidrólisis, incorporado a tres celdas de configuraciones idénticas de un Humedal Construido (HC) configurado en paralelo (HCP) y en serie (HCS), llenas con capas de Grava Volcánica Roja (GVR) mezclada con fragmentos de polietileno tereftalato y de alta densidad, sembradas con monocultivos de *Typha latifolia* L., las Especies Ornamentales (EO) *Spathiphyllum wallisii* y *Canna indica* L., con el fin de incorporar la remoción de nutrientes. En la primera etapa el sistema fue operado el RBA por lotes de 10 L bajo incrementos progresivos de Carga Volumétrica Aplicada (CVa) de 6,9,15 y 21 gDQO/L·d, TRH= 24 h, condiciones mesofílicas (T= 25 ±2 °C) y pH= 5.5 ±1; el efluente resultante fue alimentado a una segunda etapa en el HC utilizando TRH=72 h, tasa de flujo de 23.14 mL/min sin ajustes de pH. De igual forma se probaron cargas máximas de hasta 50 gDQO/L·d para conocer el punto de saturación del sistema, Los mejores desempeños de remoción (CVa= 15 gCOD/L·d) mostraron que el ARIA a la salida del RBA se ha degradado en un 51.11, 37.49, 28.96, 28.0 y 38.6% de DQO, ST, STV, NO₃⁻ y PO₄³⁻ respectivamente y el efluente del HCP se alcanzó hasta el 87.29, 31.19, 59.46, 98.36 y 89.01% para los mismos parámetros. Posteriormente se evaluó la configuración del HCP donde de igual forma se obtuvieron resultados favorables alcanzando en el mejor de los casos, remociones del 97.41 %DQO_T, 96.50 %DQO_S, 53.60 %ST, 56.60 %STV 99 % NO₃⁻ y 98 %PO₄³⁻ respectivamente. En general el SHT mostró rendimientos de remoción estables, proporcionando una solución sostenible para la biorremediación, destacando la adaptabilidad, crecimiento y desarrollo de EO en condiciones de inundación y CVa variable. Convirtiendo este tratamiento en una opción adecuada para el tratamiento de aguas residuales del procesamiento de la caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L.) y, además, posiblemente para otro tipo de aguas residuales de origen agroindustrial.

Palabras Clave: Sistema de tratamiento híbrido, Reactor de biopelícula anaerobio, Humedal construido, Industria azucarera, Aguas residuales, Plantas ornamentales.

ABSTRACT

This research reports the removal and scaling efficiencies of a Hybrid Treatment System (HTS), which treats Sugar Industry Wastewater (SIW). The system is configured by an Anaerobic Biofilm Reactor (ABR) in hydrolysis phase, incorporated to three cells of identical configurations of a Constructed Wetland (CW) configured in parallel (PCW) and in series (SCW), filled with layers of Red Volcanic Gravel (RVG) mixed with polyethylene terephthalate fragments and high density, planted with monocultures of *Typha latifolia* L., the Ornamental Species (OS) *Spathiphyllum wallisii* and *Canna indica* L., in order to incorporate nutrient removal. In the first stage the system was operated the 10 L batch RBA under progressive increments of Organic Loading Rate (OLR) of 6,9,15 and 21 gCOD/L·d, HRT= 24 h, mesophilic conditions ($T= 25 \pm 2$ °C) and $pH= 5.5 \pm 1$; the resulting effluent was fed to a second stage in the HCP using HRT= 72 h, flow rate of 23.14 mL/min without pH adjustments. Similarly, maximum OLR up to 50 gCOD/L·d was tested to know the saturation point of the system, The best removal performances (OLR= 15 gCOD/L·d) showed that the SIW at the outlet of the ABR has degraded by 51.11, 37.49, 28.96, 28.0 and 38.6% of COD, ST, STV, NO_3^- and PO_4^{3-} respectively, and the PCW effluent was achieved up to 87.29, 31.19, 59.46, 98.36 and 89.01% for the same parameters. Subsequently, the SCW configuration was evaluated, where favorable results were also obtained, reaching, in the best case, 97.41 % COD_T , 96.50 % COD_S , 53.60 %ST, 56.60 %STV, 99 % NO_3^- and 98 % PO_4^{3-} respectively. Overall, the HTS showed stable removal performances, providing a sustainable solution for bioremediation, highlighting the adaptability, growth, and development of OS under flooding conditions and variable OLR. This makes this treatment a suitable option for the treatment of wastewater from sugarcane (*Saccharum officinarum* L.) processing and, in addition, possibly other types of agro-industrial wastewater.

Keywords: Hybrid treatment system, Anaerobic biofilm reactor, Constructed wetlands, Sugar industry, Wastewater, Ornamental plants.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad alrededor del mundo, el agua se ha convertido en el componente con mayor demanda, agotándose cada vez más por el consumo desmedido y la contaminación de esta a nivel global. En particular el sector industrial es uno de los principales consumidores y generadores de Aguas Residuales (AR), las cuales son vertidas directamente al medio ambiente sin tratamientos adecuados, excediendo los límites máximos permisibles de descarga de AR a los cuerpos de agua en bienes nacionales. Dentro de este sector destaca la industria del azúcar (ingenios azucareros y trapiches), ya que, en el procesamiento de la caña cortada, se hace uso de la mayor cantidad de agua, además de ser utilizada directamente durante la producción del azúcar, o en alguna etapa del proceso, ya sea para limpieza o enfriamiento de maquinaria. En consecuencia la generación de AR provenientes de esta industria se encuentra alrededor de los 0.4-0.5 m³/t de caña molida, con un volumen global aproximado a los 8.2 Miles de Millones de m³/año (MM de m³/año), y una estimación de crecimiento de hasta 12-14 MM de m³/año, conforme a los planes de crecimiento cañero para la próxima década, además, de utilizar aproximadamente de 1500 a 2000 L de agua fresca por cada tonelada de caña de azúcar procesada, lo cual da como resultado 1000 L de aguas residuales aproximadamente (Díaz-de los Ríos et al., 2016; Sahu et al., 2017). En consecuencia, esto convierte a la industria azucarera la más contaminante conforme a la descarga de AR al ambiente; realizando el vertido de líquidos contaminados, principalmente en ríos cercanos a donde están establecidas estas industrias. Por lo anterior, el tratamiento de efluentes de origen agroindustrial es clave para la mitigación del impacto ambiental, sin embargo, es de suma importancia tomar en cuenta diferentes consideraciones para lograr soluciones viables con un enfoque ecológico.

El manejo sustentable de las aguas residuales de la industria azucarera es indispensable para el desarrollo de tecnologías limpias, que aporten una alternativa viable para la mitigación del impacto ambiental que estas producen al ser vertidas en bienes nacionales. Además, de ser un foco de contaminación orgánica no tóxica significativo si se realiza la descarga de AR sin tratamientos de depuración, estos, pueden producir algunas problemáticas en los ecosistemas acuáticos y terrestres, provocando olores desagradables al ser liberadas al medio ambiente

debido al desbalance que estas producen. Es por lo anterior que, es necesaria la implementación de métodos de tratamiento adecuados para alcanzar el cumplimiento de estándares de descarga de ARIA (Kushwaha, 2015), donde, destacan ampliamente los procesos biológicos, para el aprovechamiento de materia orgánica en exceso. La falta de un sistema de tratamiento de este tipo genera alteraciones en regiones tropicales donde se cultiva y procesa la caña de azúcar *Saccharum officinarum* L., en derivados a nivel industrial (Hernández-Salazar et al., 2018; Sahu et al., 2017) principalmente en los países de Brasil, India y México (Gonzalez Farias et al., 2006; Olgún et al., 2008).

Actualmente en México, operan 51 ingenios distribuidos en 15 de los 32 estados del país, donde destaca el estado de Veracruz con 18 ingenios, seguido por Jalisco con seis, y San Luis Potosí con cuatro. Para el cierre de producción de azúcar 2018-2019, la cifra alcanzada fue de 55.9 millones de toneladas donde el principal productor fue Veracruz con 37.5% y Jalisco con 13.1%; los cuales en conjunto produjeron el 50.6% del total nacional (SIAP, 2018). Sin embargo, a pesar de la gran importancia de esta industria, las políticas de tratamiento de desechos para mejorar la gestión ambiental no han logrado la estrategia correcta para la prevención, minimización y control de la contaminación, donde, la intervención de intereses de los diversos sectores públicos y privados actúan de manera desafortunada provocando que se consiga tratar a lo menos el 20 % de AR industriales (Domínguez-Manjarrez et al., 2014). Esta agroindustria no cumple con la legislación vigente, ya que durante el proceso para la producción de azúcar en general se generan efluentes con concentraciones que rondan los 6500 mgDQO/L y 4000 mgDBO₅/L por tonelada de caña procesada (Donga & Eklo, 2018) excediendo los límites máximos permisibles de descargas a bienes nacionales.

Se han desarrollado alternativas tecnológicas con la capacidad de tratar aguas residuales, cuyo propósito es modificar sus propiedades fisicoquímicas para disminuir o eliminar la toxicidad de sus compuestos; a pesar de ello, la composición del agua contaminante define la aplicabilidad de las diversas tecnologías de tratamiento. Es por lo que, una elección preferencial para el tratamiento de ARIA es mediante sistemas biológicos como el uso de biorreactores (p. ej. RBA) que por sus particularidades los convierten en una solución viable. No obstante, los biorreactores en una sola etapa (de un solo paso) no logran alcanzar los valores estándar de descarga; la combinación de esta tecnología con sistemas artificiales

basados en los mecanismos de depuración existentes en la naturaleza, nombrados Humedales Construidos, los vuelven alternativas eficientes para mejorar las condiciones fisicoquímicas del agua, ya que, la hibridación de los dos procesos incluye las ventajas operacionales de ambos dispositivos. En consecuencia, se planteó el establecimiento de un sistema ecológico híbrido de tratamiento integrado por un Reactor de Biopelícula Anaerobio (RBA) y un Humedal Construido (HC) como sistema de depuración para mitigar la contaminación ocasionada por el desfogue de efluentes al medio natural sin tratamientos previos, tomando en cuenta el requerimiento de una tecnología rentable, no intrusiva y ecocéntrica para cerrar la brecha entre la generación de aguas residuales y su tratamiento mediante tecnologías amigables con el medio ambiente y funcionales; incluyendo múltiples escenarios de operación, escalamiento y variables que pueden reflejar el comportamiento de este tipo de SHT en condiciones de la vida real en zonas cañeras conforme a las diferentes temporadas de cosecha (zafra).

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Alrededor de todo el mundo se enfrenta una crisis concerniente a la calidad del agua, la cual, es derivada por el conjunto del continuo crecimiento poblacional, cambios de uso de suelo (con fines agropecuarios), desarrollo urbano e industrial, uso insostenible del agua y estrategias deficientes en materia de gestión de aguas residuales. La modernización, industrialización y modificación constante de las metodologías de fabricación en general, han provocado un impacto ambiental considerable provocado por el gran volumen de aguas residuales vertido en cuerpos receptores. El sector agrícola y las industrias son las principales áreas con las mayores tasas de consumo de agua dulce; entre las muchas industrias basadas en la agricultura, la Industria Azucarera (IA) es la industria más común en más de 130 países en desarrollo. El manejo sustentable de ARIA es sin duda el objetivo primordial para el impulso de tecnologías limpias, que aporten opciones factibles para la disminución del impacto medioambiental. La falta de sistemas especializados de tratamiento para efluentes de origen agroindustrial genera las alteraciones ambientales en regiones tropicales por la transformación de caña de azúcar, principalmente en los países de Brasil, India y México (Gonzalez Farias et al., 2006; Hernández-Salazar et al., 2018; Olguín et al., 2008; Sahu & Chaudhari, 2015). Debido a que la normatividad y sustentabilidad requieren que los procesos químicos e industriales respeten las regulaciones ecológicas vigentes, es deseable la integración de sistemas ecológicos que funcionen como operaciones unitarias en el diseño de procesos.

Procurando el tratamiento de las aguas residuales industriales se han desarrollado diferentes tecnologías, sin embargo, estas estriban en el tipo de contaminantes contenidos por su naturaleza (Sahu et al., 2017), lo cual las convierte en formas ineficientes de depuración por si solas. La selección, integración, aplicación e innovación de métodos alternativos eficientes y económicos para el tratamiento de aguas residuales es importante especialmente para países en vías de desarrollo como México. En este país, la especie vegetal *Saccharum officinarum* L., se utiliza como materia prima en la IA, donde, la producción total nacional se realiza en 873,978 hectáreas, que generan alrededor de 56,300,000 toneladas de materia prima y surten a un poco más de 55 ingenios o fábricas azucareras ubicado en 15 estados del nuestro país,

estos datos registrados para la temporada de cosecha (zafra) del año 2019 (INEGI, 2019). Esta agroindustria depende de un abastecimiento abundante de agua, ya que la utiliza en su proceso como materia prima y para el sistema de enfriamiento de equipos o para limpieza de estos y como un componente de algunos de sus productos (CONADESUCA, 2016). El sector industrial más importantes de acuerdo con el volumen generado de aguas residuales y la carga orgánica presente y, por tanto, la rama más perjudicial en este país es precisamente la industria azucarera alcanzando un caudal de 45.9 m³/s con una Carga Orgánica de 1884,000 ton DBO₅ anuales. Sin embargo, a pesar de la gran importancia de esta industria, las políticas de tratamiento de desechos para mejorar la gestión ambiental no han logrado la estrategia correcta para la prevención, minimización y control de la contaminación, por parte del sector público y privado ya que como se ha mencionado anteriormente con especial énfasis, esta agroindustria vierte sus efluentes sin cumplir con la legislación vigente, excediendo los límites máximos permisibles de descargas a bienes nacionales.

Para este propósito, la aplicación de la Digestión Anaerobia (DA) interrumpida (Menzel et al., 2020), y la integración de HC por su capacidad de degradar y absorber contaminantes orgánicos (Wu et al., 2015) puede convertirse en una opción viable y da como resultado un sistema híbrido que ofrece mejoras en el rendimiento de ambos procesos con bajos costos energéticos. Es por lo que se planteó la depuración de ARIA mediante el establecimiento de un sistema ecológico híbrido de tratamiento integrado por un Reactor de Biopelícula Anaerobio (RBA) y un Humedal Construido (HC) para mitigar el impacto ambiental ocasionado por el desfogue de efluentes al medio natural sin tratamientos previos, tomando en cuenta tecnologías de bajo costo, amigables con el medio ambiente y funcionales.

JUSTIFICACIÓN

En la fabricación del azúcar no hay proceso en el que no se requiera agua en mayor o en menor proporción y la contaminación va aumentando en el curso de la operación, donde se alcanzan a generar aproximadamente por tonelada de caña procesada hasta 1000 L de ARIA. El ARIA sin tratamiento presenta una concentración entre 1700 - 6600 mg DBO/L, y de 2300 - 8000 mgDQO/L, mientras que los valores de Sólidos Suspendidos Totales (SST) de hasta 5000 mg/L (Sahu et al., 2017). Durante el procesamiento de la caña, los ingenios azucareros utilizan agua fresca para la etapa de lavado, clarificación del jugo (cachaza), limpieza de evaporadores, calentadores, purgas de calderas, sistemas de enfriamiento y servicios sanitarios (Suárez Velázquez, 2012). Es decir, tan solo en México, en el estado de Veracruz para la zafra 2018-2019 se generaron cerca de 21 millones de litros de aguas residuales que van directo a las aguas y bienes nacionales desechándose así, en los ríos y suelos sin un tratamiento previo, lo cual ocasiona graves consecuencias como la muerte de especies acuáticas, enfermedades a los habitantes de zonas aledañas y zonas de riesgo provocadas por la generación de fangos o lodos. Por lo anterior, es necesaria la implementación de sistemas para el tratamiento y aprovechamiento de los residuos en este tipo de industrias de origen agroalimentario (Anyango et al., 2022); algunas alternativas de tratamiento que han ganado popularidad en la comunidad científica debido a sus ventajas operativas y que logran generar diversos beneficios son los procesos biológicos y la implementación de humedales (Wu et al., 2015).

En los procesos biológicos de DA se aprovecha la gran cantidad de los componentes presentes, donde, se utiliza por lo regular una comunidad microbiana que sigue una serie de etapas intermedias y se encargan de la remoción de materia orgánica presente para producir biogás que puede ser utilizado como combustible alternativo por su contenido de metano presente (CH_4). Durante este proceso biológico por acción bacteriana se remueve hasta un 90 % de la materia orgánica disuelta y suspendida.

Por otro lado, los HC, se presentan como una tecnología para el tratamiento principal o complementario de aguas residuales dependiendo de la naturaleza y concentración de estas, importantemente en los casos donde resulta difícil construir, operar o mantener

adecuadamente las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) que son los sistemas de tratamiento convencionales (Díaz Acero, 2014). Entre las ventajas que forman parte de estos sistemas frente a las tecnologías tradicionales destacan la baja generación de subproductos no deseados (lodos) y sus reducidos costos de operación. Su funcionamiento se basa en la interacción del sustrato (en este caso, medio de soporte), especies vegetales herbáceas o arbóreas y microorganismos de vida libre o en simbiosis. Por otro lado, se ha demostrado que las funciones de los humedales pueden ser definidas por la composición y distribución de las comunidades microbianas e influenciadas por el estado de la contaminación del entorno, siendo esto, una parte esencial para la comprensión de la interrelación entre la distribución microbiana y el estado de la contaminación de los humedales para la evaluación del humedal construido (Cao et al., 2017).

Cabe resaltar que, hasta donde sabemos, ningún otro autor se ha enfocado a la utilización de un Biorreactor Anaerobio de Biopelícula en fase hidrolítica, donde los azúcares, ácidos grasos y aminoácidos son desdoblados en cadenas más simples, lo que facilita el uso del efluente de este biorreactor para su ingreso y procesamiento en un Humedal Construido; donde la descontaminación se llevará a cabo por medio de procesos físico, químico y biológicos que incluyen sedimentación, adsorción, asimilación por las plantas y transformaciones microbianas. Por todo lo anterior, es por lo que se evaluará esta alternativa para depuración de ARIA, aprovechando su potencial como generador de bioenergía (biogás) y la utilización de un dispositivo ecológico (tecnología verde) para su complementación. Por otro lado, para el análisis de la influencia de la dinámica vegetal en esta tecnología, se realizó el monitoreo de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) y biomasa vegetal, para inferir los parámetros que describan el proceso de degradación o absorción biológica en el HC.

HIPOTESIS

La contaminación provocada por la descarga de aguas residuales resultantes del procesamiento de la caña de azúcar genera alteraciones al medio natural, que de probarse, se infiere que los factores relacionados con estas problemáticas son las altas cargas orgánicas vertidas en medios naturales sin tratamiento previos; en consecuencia un sistema híbrido de tratamiento constituido por un Biorreactor y un Humedal Construido, podría mejorar las condiciones del efluente reduciendo el impacto ambiental, además de aprovechar el potencial como generador de bioenergéticos a partir del uso de esta tecnología.

OBJETIVOS

Evaluar la capacidad de tratamiento híbrido de aguas residuales de la industria azucarera y su potencial como generador de bioenergía en sistemas ecológicos de tratamiento a escala piloto.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Realizar la caracterización fisicoquímica de diferentes efluentes de ingenios azucareros durante la zafra para compararlos con la normativa vigente en México para descarga de aguas residuales.
2. Diseñar un sistema híbrido de tratamiento a escala piloto (Reactor de Biopelícula Anaerobio combinado con Humedales Construidos), para el tratamiento de aguas residuales de la industria cañera.
3. Evaluar las eficiencias de remoción de contaminantes del tratamiento combinado RBA-HC de aguas producto de la industria azucarera y su relación con la producción de bioenergía.
4. Identificar las condiciones de operación del Biorreactor requeridas para favorecer la etapa de hidrólisis en el sustrato de alimentación.

CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO

El aporte de esta investigación resuelve la problemática ambiental constante en zonas de México donde se encuentran establecidas las industrias azucareras (ingenios y trapiches); presentando una alternativa de tratamiento para aguas residuales de la agroindustria azucarera proporcionando los parámetros necesarios para el diseño, construcción, arranque y operación de un Sistema Híbrido de Tratamiento mediante la implementación de un Reactor de Biopelícula Anaerobio combinado con un Humedal Construido; el cual, contempla el escalamiento e incidencias extraordinarias provocadas por las descargas de ARIA probando el punto de saturación del sistema y sus posibles afectaciones provocadas por la variabilidad de la composición conforme a la temporada de zafra y su posterior puesta en marcha. Desarrollando así, una tecnología ecológica sustentable para el tratamiento eficiente de efluentes de esta naturaleza, analizando su potencial como generador de bioenergía.

CAPITULO 1. ANTECEDENTES

En los últimos años se han perfeccionado diversas aplicaciones y distintos dispositivos para la limpieza de AR a través de la DA. Sin embargo, aún no se ha elaborado algún trabajo que conjunte la degradación de un sustrato difícil de tratar por su continua variabilidad y producción de biogás a partir de aguas con componentes residuales de azúcar de caña; además de sus respectivos análisis estadísticos identificando las variables que afecten al proceso de DA. En la Tabla 1.1, se muestra que el principal tipo de reactores que se han utilizado para el tratamiento de ARIA y derivados es el CSRT (*continuous sludge reactor tank*).

Tabla 1.1 Reactores empleados para el tratamiento de ARIA.

Autor/Año	(Rodríguez Silverio, 2014)	(Mantilla Morales et al., 2017)	(García Salazar & Intriago Zambrano, 2019)	(Cabrera Contreras et al., 2019)	Presente Trabajo
Tipo de Reactor	CSTR	CSTR	--	--	Reactor de Biopelícula Anaerobio
Operación	Batch	Continuo	Batch	Batch	Batch
Escala	Laboratorio	Laboratorio	Laboratorio	Laboratorio	Laboratorio y Piloto
Sustrato	Cachaza y vinaza de la industria azucarera	Lodos residuales	Aguas residuales agroindustriales de destilería (Vinaza)	Cachaza y vinaza de la industria Agro-azucarera	Agua residual de la industria azucarera
Pretratamiento	-	-	NaOH	-	-
Nutrientes	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ / PO ₄ ³⁻
Cva (gDQO/L)	9.30	5.5	41.6	41	6-50
pH	6.5-7.0	6.8-7.4	6.5-8	6.2	5.84
T (°C)	30-80	35	32	37	25-35
TRH (días)	30	15-20	21	30	30
DQO rem (%)	90	95	--	88	51.11

A partir del año 2014 se comenzó a llevar a cabo el tratamiento anaerobio de ARIA de esta naturaleza, iniciando en general dentro de este sector en particular por la falta de recursos y

permisos necesarios para analizar los efluentes que se obtienen del proceso de producción del azúcar.

El trabajo que se presenta ofrece una novedosa alternativa para tratar biológicamente este tipo de efluentes mediante un reactor biológico más sofisticado gracias a la tecnología desarrollada implementando un panel de fibras de nylon poliéster favoreciendo el desarrollo microbiano. El uso de partículas colonizadas presenta una ventaja principal por la estabilidad del sistema alcanzada proporcionalmente en menor tiempo, independiente al modo de operación que se establezca (Alvarado-Lassman et al., 2010). En los RBA, los microorganismos se inmovilizan en materiales porosos empleados de soporte y la eficiencia de eliminación por degradación de material orgánico está relacionado con las propiedades de los materiales. En comparación con los sistemas de tratamiento anaerobio convencionales, un RBA reduce el tiempo de arranque y operación sin el aumento del TRH, mientras se aumenta la Carga volumétrica aplicada (CVa) hasta en cinco veces.

En la Tabla 1.2, se muestran los HC para el tratamiento de AR de esta naturaleza o sin definir. El presente estudio se enfocó en estudiar la remoción carga orgánica mediante tres plantas ornamentales. Es decir, se busca crear nuevas alternativas y aprovechamientos de dichas plantas para mejorar el desempeño de un humedal, utilizando como referencia la operatividad con un enfoque ingenieril y no empírico de estos dispositivos.

Por último, en la Tabla 1.3 se presentan reactores y humedales constituidos en un solo sistema de tratamiento. En el proyecto que se presenta se busca llevar a cabo la reducción de la carga orgánica de los efluentes de la industria azucarera y al mismo tiempo generar biogás que puede ser usado como una nueva alternativa bioenergética. Además, cabe mencionar que en este proyecto se han hecho análisis estadísticos para encontrar las variables que beneficien al proceso en cada etapa cuando se presenta otra temporada de zafra.

Tabla 1.2 Sistemas de Humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales

Autor/Año	(Cano, 2003)	(Olguín et al., 2008)	(Romero-Aguilar et al., 2009)	(Delgadillo, 2010)	(Orduña-Gaytán et al., 2022)	Presente Trabajo
Tipo de Flujo Humedal	-	Flujo horizontal	Flujo horizontal	Flujo horizontal	Flujo horizontal	Sub-superficial Vertical
Operación	Continuo	Continuo	Continuo	Continuo	Continuo	Continuo
Escala	Laboratorio	Laboratorio	Laboratorio	Laboratorio	Laboratorio	Laboratorio-Piloto
Sustrato	Aguas residuales	Vinaza y melaza de caña de azúcar en la producción de etanol	Agua residual municipal	Aguas residuales	Aguas residuales	ARIA
Pre-tratamiento	-	-	-	-	Reactor de Hidrólisis	RBA
Plantas	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha dominguensis</i>	<i>Pontederia sagittata</i>	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha dominguensis</i> , <i>P. australis</i>	<i>Typha (Totora)</i>	<i>Hippeastrum</i> - <i>Spathiphyllum</i>	<i>Spathiphyllum</i> , <i>Canna</i> y <i>Typha</i>
Tipo de Soporte Cva (mgDQO/L)	-	Grava, arena	GVR, arena	Grava, arena, rocas gruesas	GVR, PET	GVR, PET, HDPE
pH	310	-	164	250	20000	47000
pH	6-8	6.0	6-7	6-9	6.5-7	5.84
T (°C)	--	20-30	20-30	25-35	25	20-30
TRH (días)	3	60	7-9	30	1-30	30
DQO rem (%)	70-90%	80.62	90.2	-	95	97.41
N rem (%)	36	58.74	45.46	-	-	99

Individualmente, los biorreactores y HC se han evaluado para el tratamiento de AR de origen doméstico y en ocasiones algunos efluentes de residuos químicos. Por ejemplo, los Up-Flow Constructed Wetlands que son sistemas de humedales construidos con características de reactores, son definidos como Constructed Wetland Reactors por el dispositivo de aireación en el medio de las celdas, estos, además han tratado restos de colorantes y componentes orgánicos como el benzonatato de sodio (Ong et al., 2010; Saeed & Sun, 2012).

Tabla 1.3 Humedales combinados con Reactores

Autor/Año	(Rodríguez-Momroy & Durán-de-Bazúa, 2006)	(Rodríguez-Miranda et al., 2010)	(He et al., 2016)	Presente Trabajo
Flujo del humedal	Vertical	Horizontal	Horizontal	Subsuperficial Vertical
Tipo de reactor	PFR	PFR	Reactor de electrodo de biopelícula	RBA
Operación	Continuo	Continuo	Continuo	Batch
Escala	Laboratorio	Laboratorio	Laboratorio	Laboratorio-Piloto
Sustrato	Agua residual en general	Aguas residuales domesticas	Aguas residuales domesticas	ARIA
Pretratamiento	-	Si	-	-
Plantas	<i>Phragmites australis</i>	<i>Eichhornia crassipes, Lemna minor</i>	<i>Canna hybrids</i>	<i>Spathiphyllum, Canna y Typha</i>
Soporte del Humedal	Grava y GVR	Grava y arena	-	GVR, PET, HDPE
Cva (mgDQO/L)	30	456.7	-	15000
pH	6-7	6.7	7-8	5.5-7.2
T (°C)	--	15-17	20-25	20-30
TRH (días)	10	40	0.5-1	1-3
DQO rem (%)	34.9-69.7	58	--	50-98
N rem (%)	88.7-93.3	--	63-98	50-90

Pocos autores reportan sistemas complementarios que utilicen una alternativa ecológica que complemente un tratamiento, se ha registrado el uso de Filtros Aireados Biológicos seguidos de celdas de Humedales con configuración en cascada para la degradación de Formaldehído, en los cuales se presentan resultados convenientes conforme a reducción de TOC hasta en un 98% (Melián et al., 2008). Los estudios que existen combinando la tecnología de un reactor seguido de un humedal son limitadas al uso Reactores Fotocatalíticos (RF), Reactor de Electrodo de Biopelícula (REB), Reactores Anaerobios con deflectores (ABR) y UASB que tratan efluentes domésticos, la utilización de grava o aserrín como material de soporte y el uso de plantas adaptadas y nativas a condiciones de inundación (Araña et al., 2008; He et al., 2016; Lin et al., 2012; Saeed & Sun, 2012; Singh et al., 2009).

En el t3pico de humedales relacionados con caña de az3car solo se presentan como dispositivos aislados, los cuales tratan efluentes de la industria textil, aceites, melaza y soluciones sint3ticas para evaluar el bagazo de caña y arena como material de soporte, adem3s del uso vegetaci3n emergente utilizando en algunos casos grava volc3nica (Chung et al., 2011; Mateus et al., 2014, 2016; Olgu3n et al., 2008; Saeed & Sun, 2013). Cabe resaltar que las aguas sint3ticas, pueden ser utilizadas como evaluaci3n en una etapa inicial, sin embargo, esto no se traduce en un reflejo del comportamiento real de los sistemas debido a su composici3n variable por la naturaleza de cada insumo agroindustrial.

Sin embargo, hasta donde sabemos, no existen trabajos en los que se hayan utilizado HC como parte de un SHT para la degradaci3n de efluentes agroindustriales de la IA; sin embargo, existen nuevas tendencias hacia el tratamiento de AR mediante la evaluaci3n del comportamiento de especies ornamentales tropicales en HC. En estos dispositivos, se han logrado buenos resultados para la absorci3n y degradaci3n de componentes en efluentes de r3os contaminados, y se han logrado mejoras de hasta 7%, 16% y 29% en las remociones de DQO, NH₄-N y PO₄-P, respectivamente, logrado en comparaci3n con camas fijas sin vegetaci3n (Sandoval et al., 2020). Sin embargo, los policultivos son una soluci3n atractiva para las aguas residuales dom3sticas, incluso a temperaturas tan bajas como 8.9 °C (Oon et al., 2017). Se ha demostrado que las altas tasas de carga org3nica y sustancias t3xicas suministradas en HC se han tratado de manera efectiva, por lo que esta alternativa tiene un potencial significativo para operar f3cilmente en pa3ses sin capacidades tecnol3gicas avanzadas (Sehar & Nasser, 2019).

CAPÍTULO 2. ESTADO DEL ARTE

2.1 Impacto de la producción de caña de azúcar en el mundo

El manejo sustentable de las ARIA es clave para el desarrollo de tecnologías limpias, que aporten soluciones reales y efectivas para reducir el impacto ambiental cuando son vertidas en cuerpos de agua. La falta de sistemas de tratamiento de este tipo genera focos de contaminación en regiones tropicales por la transformación en derivados a nivel industrial; esto sucede principalmente en los países de Brasil, India y México (Gonzalez Farias et al., 2006; Hernández-Salazar et al., 2018; Olgúin et al., 2008; Sahu & Chaudhari, 2015). En México esta agroindustria no cumple con la legislación vigente, lo cual provoca la contaminación excesiva en cuerpos de agua superficiales como lo son ríos y océanos a causa del alto contenido de material orgánico, nutrientes y azúcares no cristalizables (García-González et al., 2017). La especie *Saccharum officinarum L.*, es principalmente utilizada en México para la elaboración de azúcar, a través de la extracción del jugo de sus tallos.

2.2 Producción de caña de azúcar en México

Actualmente la agroindustria azucarera opera en 51 ingenios (molinos de azúcar) distribuidos en 15 de los 32 estados del país, donde destaca el estado de Veracruz con 18 ingenios, seguido por Jalisco con seis, y San Luis Potosí con cuatro. Para el cierre de producción 2018-2019, la cifra alcanzada fue de 55.9 millones de toneladas donde el principal productor fue Veracruz con 37.5% y Jalisco con 13.1%; los cuales en conjunto aportaron el 50.6% de la producción total nacional. De los 261 municipios donde se cultivó caña de azúcar en 2018, 97 fueron del estado de Veracruz, mientras que los estados de México y Sinaloa participaron con sólo un municipio, de acuerdo con el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2018), por lo tanto, es de suma importancia el evaluar alternativas no convencionales de tratamiento para los efluentes de esta agroindustria. En la tabla 2.1 se pueden identificar los estados productores de caña dentro del territorio mexicano, donde Veracruz se posiciona con el de mayor superficie industrializada registrando 278,597 hectáreas.

Tabla 2.1 Indicadores de estados productores de caña y azúcar.

Estado productor	Superficie Industrializada (Ha)	Producción de caña de azúcar (Ton)	Producción de azúcar (Ton)
Campeche	9,582	393,258	44,270
Chiapas	27,436	2,323,059	271,698
Colima	11,066	881,551	98,092
Jalisco	64,756	5,726,307	700,598
Michoacán	13,993	1,164,971	138,125
Morelos	13,914	1,503,078	191,452
Nayarit	29,433	1,913,446	230,072
Oaxaca	45,611	2,856,351	336,181
Puebla	15,411	1,691,658	211,132
Quintana Roo	22,663	1,171,593	115,041
San Luis Potosí	68,035	4,415,191	543,563
Sinaloa	24,910	2,140,473	199,404
Veracruz	278,597	18,651,017	2,076,051

Fuente: Aguilar Rivera et al, (2009)

De igual forma, los coproductos y subproductos (sacarosa, melazas, bagazo, cachazas y vinazas) son utilizadas como insumos para la misma agroindustria como combustible para calentamiento y como materia prima para empresas que fabrican refrescos, jugos, néctares, pasteles, galletas, licores, papel, cartón, tableros aglomerados, alimentos pecuarios, farmacéuticos, y además de la producción de subproductos para la alimentación de ganado, contribuyendo al desarrollo industrial del país. Veracruz se encuentra dentro de los principales productores de caña de azúcar tomando en cuenta el rendimiento de producción por área de campo cultivado, como se observa en la Figura 2.1, (Aguilar-Rivera et al., 2009).

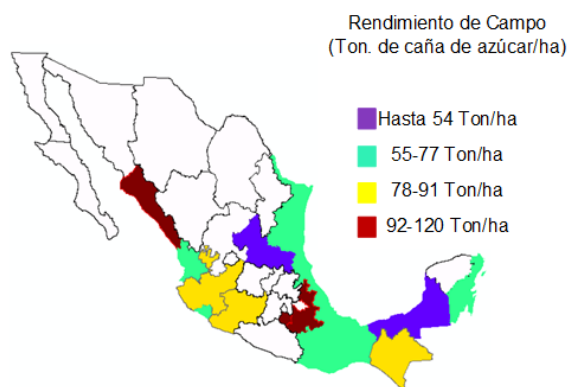


Figura 2.1 Productividad de caña en México (Aguilar-Rivera et al., 2009).

2.3 Procesamiento de *Saccharum Officinarum* L.

La obtención del azúcar se realiza en diferentes etapas (Domínguez-Manjarrez et al., 2014):

- Acondicionamiento de caña

La caña se descarga en mesas alimentadoras y se conduce hacia cuchillas rotatorias donde se cortan los tallos se tritura la caña.

- Trituración de caña

Extracción del jugo de la caña en molinos con agua a altas temperaturas.

- Clarificación de jugo:

La remoción de impurezas en el jugo de caña se realiza utilizando CaO que ayuda a neutralizar el pH y sirve como coagulante para ayudar a la precipitación de sólidos suspendidos. En esta etapa, se aplican dos o más etapas de calentamiento a altas temperaturas.

- Filtración de jugo:

Los lodos obtenidos en la etapa anterior se separan del jugo clarificado y se filtran mediante filtros rotativos de vacío.

- Evaporación de agua:

El jugo clarificado presenta alrededor del 85 % de agua, del cual, el 65 % se evapora mediante evaporadores de cuádruple efecto. El jugo concentrado, llamado meladura (melaza), sale del último evaporador con aproximadamente el 65 % de sólidos y 35 % de agua.

- Cristalización de azúcares

El producto resultante se introduce en evaporadores al vacío de simple efecto conocidos como “tachos”, donde el jarabe obtenido se evapora hasta el punto de saturación. Por último, se realiza la etapa de secado y envasado conforme a los requerimientos de cada cliente.

Algunos de los subproductos que se generan gracias al procesamiento de caña en México dentro de ingenios azucareros, se muestran en la Figura 2.2.

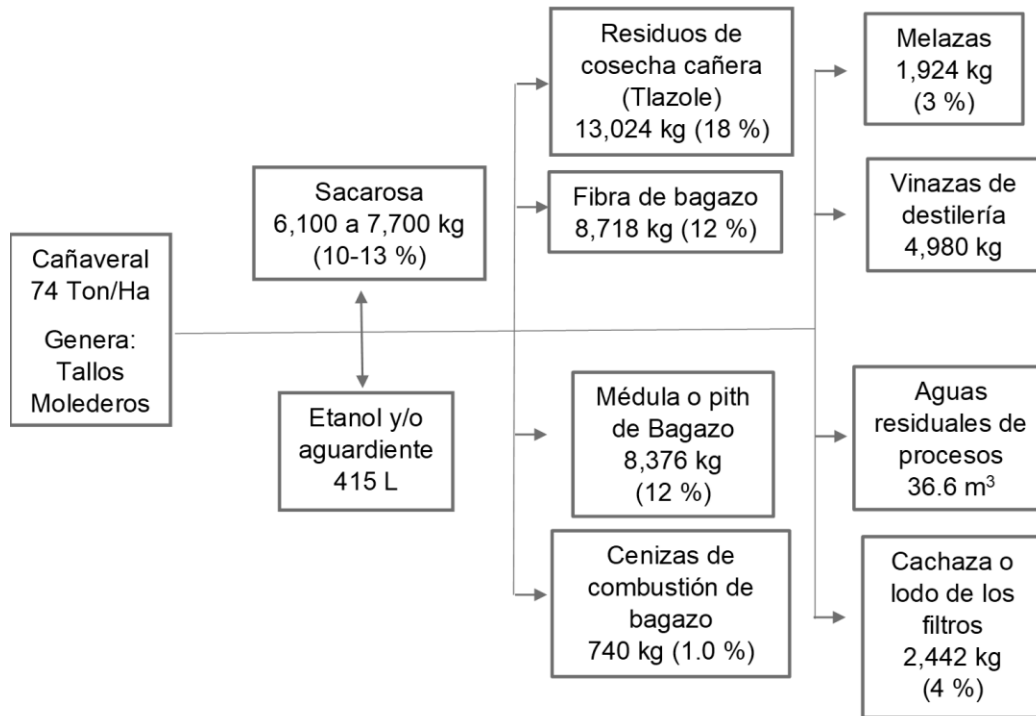


Figura 2.2 Generación de productos de la IA (Aguilar-Rivera et al., 2009).

2.4 Generación de ARIA en México

A continuación, se presenta a detalle el proceso general de producción de azúcar de caña, además de los puntos de generación de aguas residuales identificados en color rojo, con su respectivo valor de contaminación registrado en bibliografía, lo cual se muestra a detalle en la Figura 2.3; en este, no hay proceso en el que no se requiera agua en mayor o en menor proporción y la contaminación va aumentando en el curso de la operación, en general se utilizan hasta 2000 L de agua fresca generando 1000 L de AR (6500 mgDQO/L y 4000 mgDBO₅/L) por tonelada de caña. Algunas corrientes con mayor contaminación incluyen el agua de lavado de la caña (260 a 700 mg/L BOD₅), mezcla de condensado (agua de caída), el residuo de filtrado (2500 a 10000 mg/L BOD₅), el agua de limpieza del carbón decolorante y de las resinas de intercambio iónico en las refinerías (750 a 1200 mg/L DBO₅). En general los efluentes al final del proceso que no tratados presentan valores de BOD entre 1700–6600 mg/L, una COD que ronda los 2300-8000 mg/L y SST 5000 mg/L (Donga & Eklo, 2018; Sahu & Chaudhari, 2015).

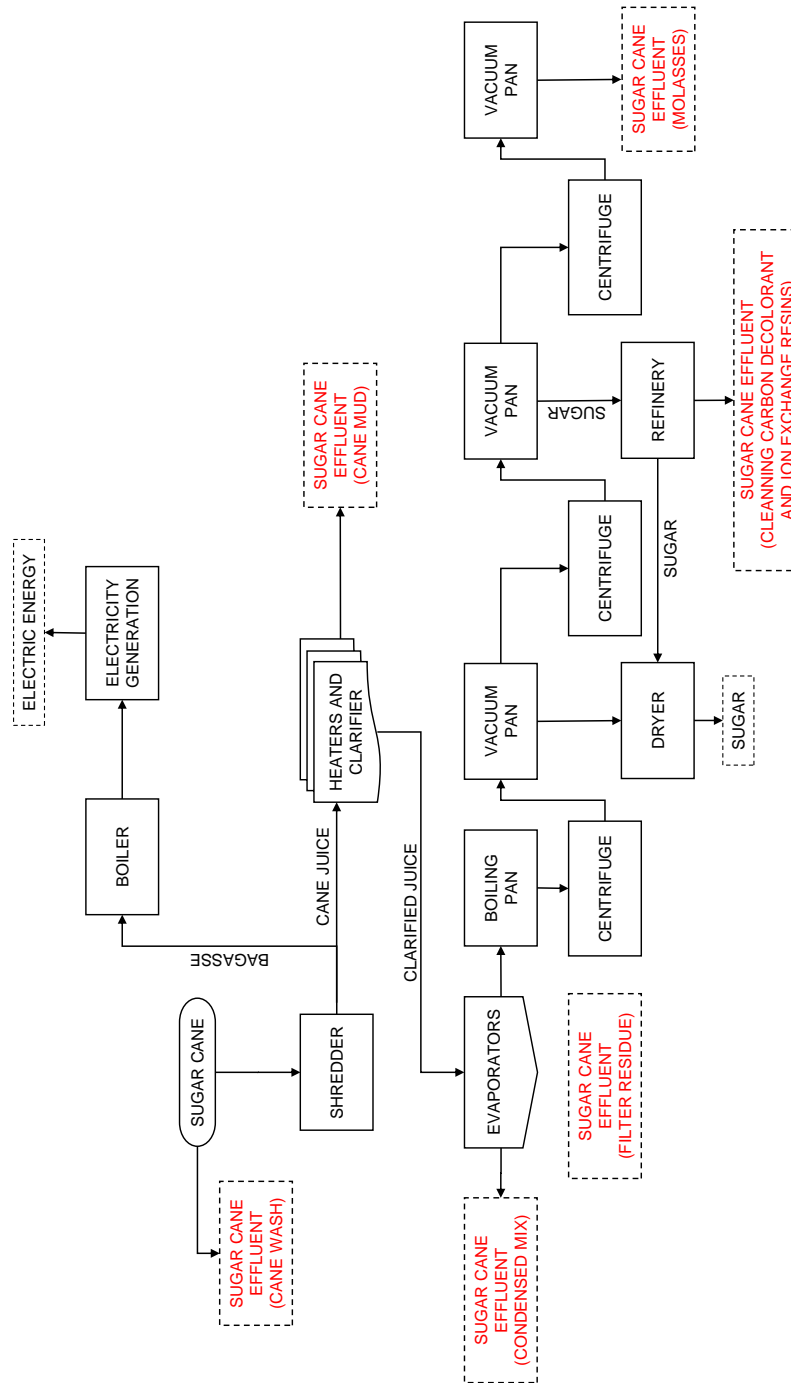


Figura 2.3 Puntos de generación de ARIA

Se enlistan en la Tabla 2.2., las características fisicoquímicas principales del ARIA. Los valores reportados son los valores promedios de diversos ingenios azucareros (*sugarmills*) durante varios años, por lo que se justifica la variabilidad y dispersión de algunos datos

causados por las condiciones de variedad de caña, tipo de uso de suelos, condiciones de corte durante la zafra y las disposiciones políticas medioambientales, entre otros (Díaz-de los Ríos et al., 2016).

Tabla 2.2 Características de aguas residuales de la industria azucarera

Características	Agua Residual	Descargas de aguas	Unidades
	Valores promedio (Díaz-de los Ríos et al., 2016)	residuales (Cisneros et al., 2011)	
pH	2.66	6.26	-
Grasas y aceites	197	30.5	mg/L
DQO	17497	3,675	mg/L
DBO₅	5851	-	mg/L
Nitrógeno Total	98	-	mg/L
Fósforo	130	5.4	mg/L
SST	-	1,030	mg/L
Sólidos sedimentables	-	2.40	mg/L

Estas descargas presentan una alta resistencia al tratamiento, caracterizada principalmente por el alto contenido de algunos parámetros que en exceso provocan alteraciones ambientales. Algunos de estos parámetros que indican la calidad del agua son Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno en cinco días (DBO₅), Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Coliformes Fecales (CF), así como el contenido de cloruro, sulfatos, nitratos, calcio y magnesio. En la Tabla 2.3 se muestran las características fisicoquímicas reportados de tres efluentes provenientes de esta agroindustria. Por lo mencionado anteriormente, en la gestión de aguas residuales el monitoreo de las características fisicoquímicas y biológicas de los efluentes es importante para identificar algún problema de contaminación existente o para estimar cualquier problema ambiental que surja en el futuro (CONAGUA, 2018; Fito, Tefera, Kloos, et al., 2019; Fito, Tefera, et al., 2019a, 2019b).

Tabla 2.3 Propiedades fisicoquímicas de ARIA zafra 2019

Parámetro	ARIA*	ARIA**	ARIA***
pH	8.4 ± 0.1	7.6 ± 0.5	6.7 - 8.4
Temperatura (°C)	31.7 ± 0.4	-	29.3 - 44.3
ST (mg/L)	2481.5 ± 20.5	3050 ± 628.0	2452.3 - 3050.6
DBO ₅ (mg/L)	1955.9 ± 17.1	1052 ± 560	654.6 - 1968.5
DQO (mg/L)	2078.4 ± 33.4	1752 ± 433	1100.3 - 2148.9
Nitrógeno Total (mg/L)	-	-	11.1 - 40.6
DBO/DQO (mg/L)	-	0.6	-
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0.5 ± 0.3	0.4 ± 0.3	0.4 - 0.9
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	4.0 ± 0.4	3.5 ± 1.5	1.2 - 9.6
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	44.3 ± 1.3	30 ± 9	21.5 - 51.7
Cl ⁻ (mg/L)	57.7 ± 1.6	45 ± 10.4	-

*Fito, Tefera, Kloos, et al., 2019; **Fito, Tefera, et al., 2019a, ***2019b

2.5 Tratamientos de Aguas Residuales Industriales

2.5.1 Tratamientos de Aguas Residuales convencionales

Las técnicas de tratamiento de AR de procesos industriales en general incluyen la filtración preliminar para la separación de sólidos sedimentables o filtrables; la compensación de flujo y carga; la sedimentación para la reducción de sólidos en suspensión utilizando clarificadores. El tratamiento biológico (anaerobio seguido de aerobio), la eliminación de nutrientes biológicos para la reducción de nitrógeno y fósforo; la cloración de efluente cuando se requiere la desinfección; la deshidratación y eliminación de residuos; en algunos casos, puede ser posible el compostaje o la aplicación al terreno de los residuos derivados del tratamiento de aguas residuales de calidad aceptable. Por otra parte, en estos casos, se pueden requerir controles técnicos adicionales para contener y neutralizar los olores molestos (CONAGUA, 2010; Díaz-Cuenca et al., 2012; IFC, 2007).

Las prácticas recomendadas de manejo de ARIA incluyen las siguientes estrategias preventivas:

- Separación de corrientes de AR no contaminadas de las corrientes contaminadas.
- Reducción de la carga orgánica de AR impidiendo la entrada de residuos sólidos y líquidos concentrados en la corriente de agua residual: o implementar la limpieza previa en seco de la materia prima, máquinas y zonas de fabricación antes de la limpieza en húmedo.
- Dejar que la cachaza se seque en el campo y sirva como abono si es posible, y reducir la ruptura durante la recolección y transporte mediante el uso de esteras de caucho y recipientes forrados. Sin embargo, esta forma de gestión de residuos es inadecuada, arcaica y genera alteraciones de pH en el suelo acidificándolo y alterando el subsuelo y por ende aguas subterráneas.
- Usar técnicas secas para descargar la cachaza (residuo de lodos) o instalar y utilizar sumideros y canales colectores con rejillas y filtros para reducir la cantidad de sólidos que se mezclan en las aguas residuales generales e impedir la escorrentía directa a los cursos de agua, especialmente a partir de los desbordamientos de depósitos que con frecuencia sucede.

Uno de los objetivos principales de la gestión de aguas residuales es disminuir cualquier amenaza actual o futura de los contaminantes para los organismos vivos y la salud ambiental, por lo que, el tratamiento de las ARIA es fundamental mediante métodos fisicoquímicos y biológicos; los cuales tendrán como finalidad la eliminación de los contaminantes o su aprovechamiento y reutilización de recursos hídricos en sus procesos de transformación o suministros. Para poder eliminar los contaminantes de estas aguas, los tratamientos convencionales se combinan en una variedad de sistemas dependiendo de los requerimientos de cada empresa o el cumplimiento de normativas nacionales aplicables. Por ejemplo, el uso de los tratamientos primarios que consisten en la eliminación de sólidos, aceites y grasas; mientras que el tratamiento biológico secundario es utilizado para la eliminación de materiales orgánicos y nutrientes, y por último, el tratamiento terciario suele ser la etapa de pulido (Andrade et al., 2014; Fito, Tefera, et al., 2019b).

Los métodos de tratamiento convencionales que se utilizan para tratar estos efluentes agroindustriales y de lavado de destilería incluyen, la coagulación-floculación, sedimentación, filtración y combinaciones de estos, que de igual forma también han sido

evaluados. A pesar de esto, la implementación de los métodos fisicoquímicos convencionales para el tratamiento de ARIA, no es efectivo debido a que presentan algunas desventajas considerables tales como formación de subproductos peligrosos, baja eficiencia de remoción, la gran cantidad de lodos generados como subproductos de la digestión aerobia, empleo de productos químicos en exceso y por último, los altos requerimientos energéticos que se traducen en gastos sin algún tipo de remuneración (Sahu & Chaudhari, 2015; Thanapimmetha et al., 2017). Cabe resaltar que los tratamientos anaerobios son sistemas eficientes en comparación a los aerobios, los cuales son capaces de tratar las aguas residuales con alto contenido orgánico en exceso, ya que logran alcanzar rendimientos en eliminación de contaminantes mayores al 95 %. Por esa razón los métodos de tratamiento biológicos son los más efectivos para aguas residuales agroindustriales altamente contaminadas de las industrias azucareras, destilerías de etanol y probablemente de algunos otros efluentes de origen agroindustrial (Pant & Adholeya, 2007).

2.5.2 Tratamientos aplicados al ARIA

Las técnicas de tratamiento de aguas residuales de procesos industriales en este sector incluyen como se ha mencionado de igual forma la filtración preliminar para la separación de sólidos filtrables; la compensación de flujo y carga; la sedimentación de sólidos en suspensión tratamientos biológicos, la degradación de nitrógeno (nitratos) y fósforo (fosfatos); la cloración de efluente cuando se requiere la desinfección; la deshidratación y eliminación de residuos y en algunos casos puede ser posible el compostaje o la aplicación de residuos sólidos o AR tratadas al terreno de cultivo siempre y cuando presenten una calidad normativa aceptable. Sin embargo, los procedimientos anteriormente descritos en este sector carecen de estudios científicos, por lo que se busca una aplicación ingenieril para estos procesos, donde pocos autores han registrado tratamientos eficientes para mitigar el impacto ambiental que estos pueden llegar a producir. Con el fin de encontrar alternativas que los sustituyan, en la actualidad se realiza una valorización energética de residuos orgánicos y biomasa mediante procesos biológicos que se conocen como digestión anaerobia o biometanización (Izquierdo et al., 2019). El producto obtenido de estos procesos biológicos se le conoce como biogás, que es una mezcla de metano y dióxido de carbono y otros

productos gaseosos en menor proporción, el cual, se puede emplear y transformar en energía eléctrica y calorífica mediante su adecuamiento.

Los equipos dentro de donde se realizan los procesos de biotransformación son llamados biodigestores; estos consisten en reactores anaerobios que contienen la materia orgánica que se requiere tratar, en donde los microorganismos juegan el papel de degradadores y se produce como productos y subproductos una mezcla de gases, residuos sólidos y líquidos con una gran cantidad de nutrientes y potencial para ser usados como fertilizantes. La DA de residuos, con la consecuente producción de biogás acompañante, comprende un conjunto de reacciones de oxidación-reducción mediadas por complejas enzimas especiales, que poseen los microorganismos capaces de degradar estos sustratos. Entre ellos existe una estrecha interdependencia fisiológica, que implica la necesidad nutricional de un grupo respecto al producto metabólico de otro, de manera que se establece un equilibrio ecológico que permite una considerable disminución de la DBO y DQO de la carga contaminante del sustrato (Herrera-Solano et al., 2018; Pérez & Ferrer, 2010; Rodriguez & Brisson, 2016)

2.5.3 Tratamientos no convencionales aplicados al ARIA

Tomando en cuenta aspectos característicos del tipo de efluente a tratar, cada sistema presenta particularidades que permiten el diseño de sistemas combinados o híbridos con el fin de aprovechar en conjunto las ventajas que cada sistema ofrece mejorando el desempeño de depuración final. Generalmente, el primer sistema (i.e. reactor) recibe el afluente puro y el segundo sistema es seleccionado en función de las características del primer efluente (Predolin, 2015). Actualmente alrededor del mundo se han desarrollado tecnologías más avanzadas diferentes a los reactores anaerobios, como el de Filtro Anaerobio (FA), los Reactores de Lecho Fluidizado (RLF), Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (UASB, por sus siglas en inglés), Reactor con Deflector Anaerobio (RDA), CSTR, etc.

Sin embargo, pesar de las ventajas operacionales individuales, el efluente de los reactores anaerobios de un solo paso no cumple con las políticas de descarga, por lo que se han evaluado los resultados que se obtienen empleando como sustrato el ARIA o algún residuo de la misma industria para generar subproductos energéticos de valor gracias a la

bioconversión, donde destacan algunas de las tecnologías más avanzadas como el uso de algas, hongos y la carbonización hidrotermal (Condori et al., 2023; dos Santos et al., 2022; Ebah & Okpokwasili, 2022; Orak et al., 2023; Tshemese et al., 2023); por ende, la integración de Reactores Anaerobios y HC ha surgido como un proceso más atractivo e interesante (Liu et al., 2015).

Para el tratamiento de AR con alta carga orgánica los reactores anaerobios y los humedales construidos se vuelven una opción factible, además de sus múltiples ventajas. En el caso del ARIA es pertinente el uso de estos sistemas híbridos, por lo tanto un pretratamiento anaerobio antes de sistemas ecológicos y posteriormente un humedal puede presentar múltiples ventajas, además de que la eliminación de la materia en suspensión en los reactores anaerobios protege los humedales artificiales (construidos) de la obstrucción del material poroso (Ayaz et al., 2011). Esto es gracias a que, durante la hidrólisis de compuestos orgánicos sólidos en el reactor anaerobio, se aumenta la biodegradabilidad de las aguas residuales y, por lo tanto, mejora el rendimiento de los humedales construidos (Liu et al., 2015). Por otro lado, en los sistemas de tratamientos anaerobios (debido a las condiciones de inundación) con humedales construidos presentan un contenido de SST de 30-50 % menor, a la aplicada en humedales construidos combinados con tecnologías convencionales de pretratamiento como los tanques sépticos e Imhoff (Álvarez et al., 2008).

2.6 Digestión anaerobia

El proceso de DA consiste en la transformación del material orgánico a través de una serie de reacciones o procesos bioquímicos, en un producto de interés llamado biogás, el cual presenta un alto contenido de metano, y también un efluente sólido o líquido con excelentes características para ser utilizado como mejorador de suelo o empleado como inóculo especializado para otro tipo de tratamientos. La DA basa su procesamiento en un consorcio de poblaciones de microorganismos (comunidad bacteriana), los cuales son capaces de utilizar como alimento un espectro de sustratos amplios condiciones anóxicas para la síntesis de productos finales. Esta degradación anaerobia de materia orgánica se puede realizar bajo un amplio rango de temperaturas incluyendo condiciones termófilas, mesófilas y psicrófilas (Parra Huertas, 2010).

El CH₄ producido en los sistemas anaerobios puede ser recuperado, acondicionado y aprovechado para la generación de bioenergía, reduciendo así, el consumo de combustibles fósiles e impactando de manera positiva sobre la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (Almeida, 2011; Parra Huertas, 2015). Este bioenergético, generalmente se mejora o acondiciona retirando gases corrosivos como el ácido sulfhídrico (H₂S) y en ocasiones es enviado a una red de gas natural, el cual se dirige a transformadores eléctricos disminuyendo los requerimientos energéticos de la red de suministro. También por lo general, se puede utilizar directamente para la producción de electricidad, calor y combustible. El digestato final se utiliza como un acondicionador de suelo y fertilizantes.

La DA también brinda importantes beneficios ambientales, como el control de patógenos a través del saneamiento, la prevención de la putrefacción y acidificación de la biomasa, la reducción de la contaminación del aire y agua, y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero al estabilizar y controlar la biomasa residual en sustratos de origen vacuno y avícola (Burg et al., 2023; Cuéllar & Webber, 2008; Liu et al., 2023; Ulusoy et al., 2017).

Por lo que, el interés en las aplicaciones de la digestión anaerobia aumentó en muchos países y está respaldado por la legislación, particularmente en la Unión Europea. Se estima que al menos el 25 % de la bioenergía se derivará del biogás en la Unión Europea para 2020. Por ejemplo, la producción de electricidad a partir de biogás pasaría de 25,2 TWh en 2009 a 63,3 TWh en 2020 en la Unión Europea. En China, la construcción de plantas de biogás cuenta con el apoyo del gobierno y la producción de biogás aumentó drásticamente de 10,500 millones de m³ a 248,000 millones de m³ (anualmente) entre 2007 y 2010 y en general alrededor del mundo (Deng et al., 2014; Holm-Nielsen et al., 2009; Murphy et al., 2011; Nielsen et al., 2007). También existe un interés en la investigación de la digestión anaerobia para mejorar la eficiencia del proceso. La mayoría de los investigadores investigan la optimización los parámetros del proceso, el diseño del digestor y los tipos de sustrato (Morita & Sasaki, 2012; Palatsi et al., 2009; W Parawira et al., 2005; Wilson Parawira et al., 2005). A pesar de lo anterior, los microorganismos en la digestión anaerobia son sensibles a las variaciones en los parámetros del proceso, como la temperatura, el pH, los tipos de sustrato e inóculo, la proporción de carga orgánica, etc. Por lo tanto, el proceso debe monitorearse y controlarse adecuadamente para evitar cualquier inestabilidad. El monitoreo en línea de los

parámetros del proceso, en particular los intermediarios metabólicos, como los AGV y el amoníaco libre, es muy importante para comprender lo que sucede en el digestor y detectar cualquier inestabilidad futura en una planta de biogás y prevenirla (da Fonseca et al., 2021; Drosch, 2013; Feng et al., 2022; Gálvez-Martos et al., 2021; Harirchi et al., 2022). Las características de la materia prima también son muy importantes, algunas materias primas son difíciles de manejar mientras que otras inhiben la DA.

El pretratamiento de la materia prima para hacerla más manejable y/o su codigestión con otras materias primas para tener un medio bien balanceado son las principales estrategias para superar cualquier desafío relacionado con la producción de biogás de acuerdo con la materia prima (Anjum et al., 2023; El-Mashad & Zhang, 2010; R. Li et al., 2009; X. Li et al., 2009; Zheng et al., 2011; Zheng et al., 2014).

El proceso de digestión anaerobia se lleva a cabo en cuatro etapas, hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, descritas a continuación.

- Hidrólisis

En este primer paso el sustrato sufre una reacción de hidrólisis que reduce e involucra las enzimas, mediadoras de la transformación de materiales y los polímeros orgánicos complejos en moléculas solubles más simples. Durante esta reacción, la proteína, los lípidos y los polímeros de carbohidratos se hidrolizan a aminoácidos, ácidos grasos de cadena larga y azúcares, respectivamente. Algunos de los microorganismos que pueden intervenir en esta primera etapa de la DA son: Clostridium, Micrococcus, Staphylococcus y del género Bacillus (Adekunle & Okolie, 2015).

Recientemente, un enfoque de la investigación sobre DA se ha dirigido a los sistemas con una etapa separada de hidrólisis y la etapa subsiguiente de la acidogénesis, ya que esto podría prometer mejorar el rendimiento del proceso. Las condiciones se pueden ajustar a cada clase de microorganismos individualmente sin dañar los microorganismos metanogénicos o en este caso del SHT, sin llegar a la DA completa. Se ha llevado a cabo una amplia investigación sobre el pretratamiento separado de la biomasa a través de métodos biológicos, químicos, físicos o mixtos, pero aun de esta forma, sigue destacando su deficiencia económica, el alto impacto ambiental o simplemente emplean en su biotransformación sustratos demasiado

específicos. El pretratamiento a través de una etapa de hidrólisis separada como biotransformación impulsada por células en una suspensión (lecho fluidizado o en una biopelícula fija) podría ser una alternativa que permita altos rendimientos, alimentación y producción flexibles y un mejor control del proceso (Menzel et al., 2020).

- Acidogénesis

Los compuestos reducidos se convierten luego en una mezcla de Ácidos Grasos Volátiles de cadena corta (AGV) y otros productos menores (ácido butírico, propiónico, acético, hidrógeno y dióxido de carbono) con la ayuda de bacterias fermentativas (Bedoya & Sousa, 2009).

- Acetogénesis

Las bacterias acetogénicas convierten además los ácidos orgánicos en acetato, dióxido de carbono y/o hidrógeno, que se utilizan como sustratos directos para la producción de metano (Adekunle & Okolie, 2015).

- Metanogénesis:

El último paso de la DA y etapa limitante, donde una variedad de bacterias metanogénicas que se pueden clasificar a partir del compuesto utilizado como sustrato (Cazier et al., 2015; Jain et al., 2015; Meegoda et al., 2018; Parra Huertas, 2015). Algunos ejemplos de las bacterias más representativas que consumen hidrogeno y dióxido de carbono o acetato para producir metano. son las siguientes:

$[C_2H_3O_2]^-$, H_2 y CO_2 :

- *Methanosaeta concilii*, *Methanosarcina acetivorans* y *Metanógenos hidrogenotrófico*

H_2 y CO_2 :

- *Metanobacterium bryantii* y *Metanobrevibacter arboriphilus*

La Figura 2.4 muestra la interacción de los microorganismos de cada etapa para llevar a cabo el proceso.

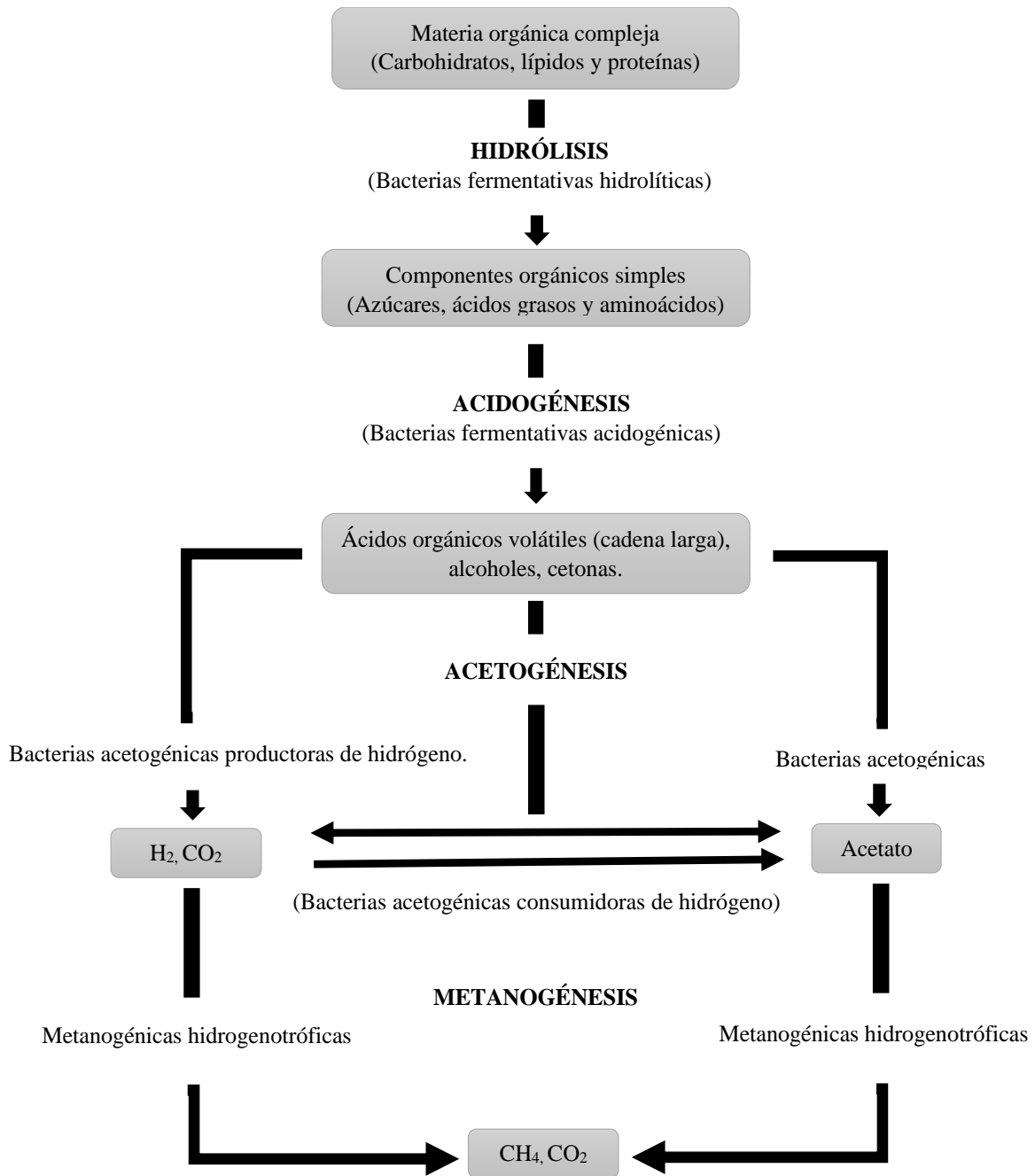


Figura 2.4 Digestión anaerobia de materia orgánica compleja (Moraes et al., 2015)

2.6.1 Etapa de la Hidrolisis en la Digestión Anaerobia

Por otro lado debido a los problemas de control y estabilización de los sistemas convencionales de DA se han desarrollado distintas soluciones tecnológicas, entre las que

destaca la separación de fases, lo cual puede permitir la optimización de la de algunas etapas por separado (Muñoz-Menéndez et al., 2020), por lo tanto, se explora y estudia la fase de la hidrólisis como característica operacional en este procedimiento de depuración de aguas residuales. La etapa hidrolítica degrada tanto la materia orgánica insoluble como los compuestos de alto peso molecular tales como lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos, en sustancias orgánicas solubles (aminoácidos y ácidos grasos). Los compuestos orgánicos son solubilizados por enzimas excretadas por bacterias hidrolíticas que actúan en el exterior celular por lo que se consideran exoenzimas. La hidrólisis es, por tanto, la conversión de los polímeros en sus respectivos monómeros. Es considerada la etapa limitante debido a la formación de subproductos tóxicos (compuestos heterocíclicos complejos) o ácidos grasos volátiles no deseables. Los componentes formados durante la hidrólisis son divididos más adelante durante la acidogénesis. En esta etapa las rutas de degradación de las macromoléculas obedecen el comportamiento de la siguiente forma (Ariunbaatar et al., 2014; Ma et al., 2011; Marín Peña et al., 2017):

- Degradación de los carbohidratos:
Carbohidratos → Azúcares simples → Alcoholes y aldehídos → Ácidos orgánicos
- Descomposición de proteínas:
Proteínas → Aminoácidos → Ácidos orgánicos → NH_3
- Hidrólisis de grasas o lípidos:
Lípidos o grasas → Ácidos orgánicos

2.6.2 Bioconversión para la producción de Biogás

La bioconversión, también conocida como biotransformación, es la conversión de materiales orgánicos, como desechos vegetales o animales, en productos utilizables o fuentes de energía mediante procesos o agentes biológicos, como ciertos microorganismos.

Un ejemplo de bioconversión es la conversión de materiales orgánicos, como desechos vegetales o animales, en productos utilizables o fuentes de energía mediante procesos o agentes biológicos, como ciertos microorganismos, algunos detritívoros o enzimas. El bioprocesamiento combina las disciplinas de ingeniería química, microbiología y bioquímica.

Los nuevos procesos de conversión de etanol celulósico han permitido que la variedad y el volumen de materia prima que se puede bioconvertir se expanda rápidamente. La materia prima ahora incluye materiales derivados de desechos vegetales o animales, como papel, llantas, telas, materiales de construcción, Residuos Sólidos Urbanos Municipales (RSU), lodos, aguas residuales, etc., (Diener, 2009).

El biogás es el resultado de la bioconversión de materia orgánica compleja y que se genera en medios naturales o en dispositivos específicos; por las reacciones de biodegradación, mediante la acción de microorganismos (bacterias metanogénicas, etc.), y otros factores, en ausencia de oxígeno (esto es, en un ambiente anaeróbico). El producto resultante es una mezcla constituida por CH_4 en una proporción que oscila entre un 40 a un 70 % y CO_2 , conteniendo pequeñas proporciones de otros gases como H_2 , N_2 , O_2 y sulfuro de hidrógeno (H_2S). La producción de biogás por descomposición anaerobia es un modo considerado útil para tratar residuos biodegradables ya que produce un combustible de valor además de generar un efluente que puede aplicarse como acondicionador de suelo o abono genérico. El biogás se puede emplear para producción de energía eléctrica mediante turbinas o plantas generadoras a base de gas, o para generar calor en hornos, estufas, secadoras, calderas u otros sistemas de combustión a gas. Por otro lado, a nivel industrial utilizando residuos sólidos de naranja, es factible operar el proceso de DA como tratamiento y obtención de bioenergéticos, ya que, por cada tonelada de naranjas procesadas se puede obtener un potencial bioenergético de 162 kWh y podría aportar 49 kWh de electricidad equivalente a 3.9 USD (Rosas-Mendoza et al., 2021).

En la Figura 2.5 se presenta la ruta que obedece la DQO en el proceso de DA; si se estima un biogás conformado exclusivamente por CH_4 y CO_2 , teniendo en cuenta que la DQO del CO_2 es cero, la DQO eliminada en el residuo se correspondería con la DQO obtenida a modo de metano, lo que significa $2.857 \text{ KgDQO/m}^3\text{CH}_4$, o 0.35 m^3 de CH_4 por Kg de DQO eliminada, a $P=1 \text{ atm}$ y $T=^\circ\text{C}$, ó 0.38 m^3 de CH_4 a $P=1 \text{ atm}$ y 25°C . De acuerdo con la potencia calorífica del metano, estos valores corresponderían alrededor de a $3.5 \text{ kW}\cdot\text{h/Kg}$ DQO eliminada, en unidades de energía primaria. Esto confiere a los sistemas anaerobios una clara ventaja ante los sistemas aerobios de procedimiento de residuos orgánicos y aguas residuales, para los cuales el consumo de energía para transferir oxígeno está cerca de 1

kW·h/Kg O₂ consumido. Diversificaciones sobre los valores anteriores tienen la posibilidad de ser debidos a probables acumulaciones en el reactor, a la producción de otros gases (H₂, H₂S, etc.), o a que la DQO medida no sea tan solo debida al carbono oxidable anaerobia para un residuo con un 10% de la DQO no biodegradable, en el cual el 90% de la DQO inicial se transforma en CH₄ (Besel, 2007).

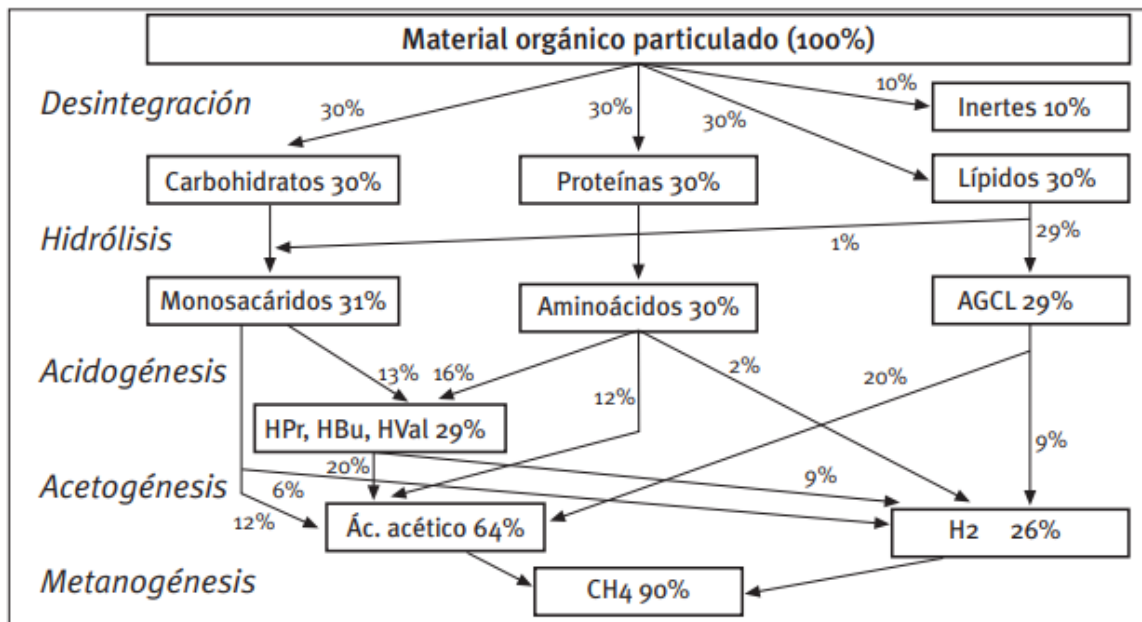


Figura 2.5 Flujo de DQO en el proceso de DA (Besel, 2007).

2.7 Reactores Anaerobios de Biopelícula

El tratamiento anaerobio de aguas residuales tiene diversas ventajas principalmente contra el tratamiento aerobio, tales como el bajo costo de capital y operación, menores requerimientos energéticos, menor producción de lodos, diseño de construcción y operación más simples y la conversión de materia orgánica a biogás y por ende a bioenergía. El uso de partículas colonizadas tiene algunas ventajas, principalmente la rápida etapa de estabilización alcanzada por el sistema, sin importar el modo de operación. Los procesos bioquímicos en biorreactores anaerobios se realizan mediante cultivos mixtos de bacterias acidogénicas y metanogénicas; los cuales se pueden clasificar conforme reactores de gránulos y biopelículas según la distribución y configuración del lecho donde se fijan las bacterias. En los RBA los

microorganismos se inmovilizan en materiales de soporte porosos promoviendo el desarrollo de comunidades microbianas unidas con capacidad para la eliminación efectiva de compuestos orgánicos y producción de metano; donde la eficiencia de eliminación de materia orgánica, está relacionada con la naturaleza y características fisicoquímicas de los materiales, además, estos dispositivos son atractivos por sus altas capacidades de manejar cargas orgánicas elevadas, biomasa concentrada, resistencia a sobrecargas hidráulicas u orgánicas, y no requieren de mezcla mecánica, aminorando el costo energético. En comparación con los sistemas de tratamiento anaerobio convencionales, el RBA podría reducir considerablemente el tiempo de arranque y aumentar las tasas de carga orgánica hasta en cinco veces (Alvarado - Lassman et al., 2010; Arvin et al., 2019; Karadag et al., 2015).

Los RBA pueden alcanzar objetivos como la eliminación de la materia orgánica, la nitrificación, la desnitrificación, así como la eliminación química o biológica de fósforo. Para que esto se lleve a cabo, los microorganismos que se encuentran implicados deben ser sometidos a las mismas condiciones ambientales, pH y temperatura. Las bacterias que se encuentran en la superficie de la biopelícula permiten la eliminación total del sustrato. La competencia entre los microorganismos se basa en la disponibilidad de sustrato en solución y la distribución de los diferentes grupos de bacterias que se encuentran en la biopelícula. La ventaja que presentan las bacterias que se encuentran cerca de la superficie de la biopelícula, es que tienen acceso directo al sustrato contenido en la solución. Por el contrario, las bacterias que se encuentran lejos de la superficie de la biopelícula estarán más protegidas del desprendimiento. Por lo que es importante mencionar que el material de soporte para el desarrollo de la biopelícula, generalmente depende de las condiciones específicas locales, consideraciones económicas y factores operativos (A Hernández García et al., 2017; Fito, Tefera, Kloos, et al., 2019).

Algunas características de los RBA contemplan la contención de los microorganismos se basa en la unión de la biomasa a la superficie del medio de soporte, en lugar de la recirculación de la biomasa o de la separación sólido-líquido. De igual forma, el agua contaminada permanece en contacto con la biopelícula, sin embargo, las condiciones de mezclado y turbulencia determinarán la eficiencia del transporte de masa de la solución hacia

la biopelícula. Por otro lado, cuando la biomasa activa se encuentra retenida en la biopelícula, en caso de ser necesario deberán adicionar donadores de electrones, aceptores de electrones, nutrientes o alcalinidad al sistema, es importante que el crecimiento y desprendimiento de la biopelícula estén balanceados para evitar el taponamiento del reactor. Por último, los rendimientos de la DA podrían incrementarse al promover la retención microbiana a través del desarrollo de biopelículas. La inclusión de ciertos tipos de portadores de biopelículas ha diferenciado los reactores de biopelículas existentes a través de su respectivo modo de crecimiento de biopelículas donde las bacterias y arqueas involucradas durante los procesos anaerobios pueden desarrollar biopelículas al material poroso (A Hernández García et al., 2017; Cayetano et al., 2022).

2.7.1. Importancia de las condiciones de operación en los RBA

Para alcanzar un buen desempeño en el proceso de DA son importantes los parámetros de pH, temperatura, mezcla o recirculación, sustrato, carga orgánica, relación C/N y TRH (Khan *et al.*, 2016) a continuación se describen algunos.

Temperatura

Dentro de la DA existen dos regímenes principales de temperatura, los cuales son el mesófilo (35 °C) y termófilo (55 °C). Debido a que la digestión mesófila opera a una temperatura más baja, esta es más lenta y produce menos biogás; Sin embargo, los digestores mesófilos siguen siendo atractivos debido a sus menores costos de energía de calentamiento en comparación con los digestores termófilos (Moset et al., 2015).

Tiempo de Residencia Hidráulica

Este parámetro indica el tiempo medio en el que el sustrato permanece dentro del reactor, por lo que se puede encontrar relación entre el tiempo de residencia del proceso y el rendimiento obtenido, que está dado por el porcentaje de sustrato hidrolizado en ese tiempo. El valor de la cinética de hidrolisis determinará el TRH y el volumen de digestor necesario para lograr el rendimiento adecuado de eliminación de materia orgánica (Chiva Vicent et al., 2018).

pH

Este factor afecta el proceso de DA y la eficiencia del proceso de digestión en general; las bacterias metanogénicas trabajan en un rango de pH del 6.5 hasta 8.2, con un pH óptimo de 7.0. Sin embargo se ha demostrado que el rango de pH óptimo para la máxima obtención de rendimiento de biogás en la digestión anaerobia es 6.5 a 7.5, con una alta influencia por los AGV, concentración de HCO_3^- , la alcalinidad y también por la cantidad de CO_2 producido durante el proceso. Por lo que es necesario mantener el pH constante para controlar la relación entre los AGVs y la concentración de bicarbonato que podría ser añadido en el reactor durante el periodo de arranque y puesta en marcha (Ajayi-Banji & Rahman, 2022; Kondusamy & Kalamdhad, 2014).

Carga Volumétrica Aplicada (Cva)

La Cva se define con la DQO y TRH, la cual, al momento de diseñar un reactor es de suma importancia para analizar el proceso de degradación biológica, ya que, la errónea combinación entre la concentración y la retención media del sustrato puede producir bajos niveles de bioconversión. La carga volumétrica puede variar por el cambio en la concentración de la DQO del afluente y de igual forma por la velocidad de flujo (Latif et al., 2011; Mahmoud et al., 2003).

2.8 Humedales Naturales

Los humedales son ecosistemas definidos como extensiones de marismas, pantanos, turberas, superficies cubiertas de agua, ya sean de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no excede los seis metros, los cuales pueden ser clasificados por sus funciones hidrogeomorfas. Los humedales son zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénagas y marismas, cuyos límites los constituyen: el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional; las áreas en donde el suelo es predominantemente hídrico; y las áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos por la descarga natural de acuíferos (Briones, 2017; de

Aguas Nacionales, 2020; Mitsch & Gosselink, 2015; Moreno-Casasola & Infante-Mata, 2009).

Las especies vegetales son uno de los componentes de los Humedales Naturales (HN), las cuales intervienen en numerosos procesos, lo cual beneficia el desarrollo y equilibrio ecológico. Las plantas de los humedales poseen adaptaciones morfológicas, fisiológicas y reproductivas que les permiten tolerar el exceso de humedad. La diversidad de los HN abarca especies capaces de tolerar suelos inundados, hasta aquellas capaces de desarrollarse en tierra o en agua, hasta plantas adaptadas a vivir completamente sumergidas. Los HN constituyen un eslabón básico e insustituible del ciclo del agua. Su conservación y manejo sostenible pueden garantizar la riqueza biológica y los servicios ambientales que estos realizan, como el almacenamiento de agua, la conservación de los acuíferos, la purificación del agua mediante la retención de nutrientes, sedimentos y contaminantes, la protección contra tormentas y la mitigación de inundaciones, la estabilización de las costas. y control de la erosión. Los elementos representativos de los HN son el agua, el suelo o sustrato, y las comunidades biológicas, siendo el agua el principal elemento que controla la vida vegetal y animal relacionada con el ecosistema. Estos sistemas naturales garantizan algunos servicios ambientales por mencionar algunos como almacenamiento y purificación del agua; conservación de los mantos acuíferos; sedimentos y contaminantes; disminución de inundaciones; estabilización de litorales y control de la erosión. Por lo tanto, los HN podrían definirse y emplearse como sistemas de tratamiento de aguas, en los cuales mediante la vegetación plantada se aumenta el área de la superficie de contacto, promoviendo la degradación de contaminantes a lo largo del lecho filtrante poroso que puede estar conformado por arena y grava (CONAGUA, 2010, 2018; Connor et al., 2017; Heynes-Silerio et al., 2017; Mitsch & Gosselink, 2000).

2.9 Humedales Construidos

En la actualidad existen tecnologías que son capaces de imitar el funcionamiento de este tipo de sistemas, los cuales son llamados HC o Humedales Artificiales (HA), donde la principal diferencia es que el HA es un HC con la finalidad de depurar aguas residuales de origen doméstico, mientras que los HC son utilizados en su mayoría para el tratamiento de aguas

residuales industriales, siendo así una alternativa ecológica en tendencia. Un HC es un sistema que ha sido diseñado para tomar ventaja de muchos de los procesos que ocurren en humedales de manera natural utilizado en el tratamiento de aguas residuales. Estos procesos naturales requieren de la interacción entre la vegetación, el suelo y la comunidad microbiana presente en los humedales (Vymazal, 2013). La principal diferencia que existe entre un HC y un HN, es que los primeros pueden tratar aguas residuales, al manejar de forma consistente la carga hidráulica. Los HC han resultado ser sistemas efectivos en el tratamiento de distintos tipos de aguas residuales incluyendo las procedentes de industrias, la agricultura, residuos mineros, filtraciones de vertederos y las aguas pluviales urbanas (Araneda Gallardo, 2016).. Los HC se dividen de acuerdo al flujo de agua interno en dos tipos de sistemas, que son los humedales de flujo superficial y humedales de flujo subsuperficial (Arias & Brix, 2003; García Serrano & Corzo Hernández, 2008).

2.10 HC como Tratamiento Ecológico para Aguas Residuales

La implementación de HC para el tratamiento de AR es una alternativa ecológica viable y atractiva para la reutilización del agua sobre todo en países en vías de desarrollo. Por esta razón una opción atractiva es el uso de los HC con materiales alternativos, estos sistemas de tratamiento con diseños ingenieriles y ecológicos tienen el propósito de simular la función de un HN y por ende de mejorar la calidad del agua. Este tipo de sistema está conformado por macrófitas, las cuales interactúan de forma fisicoquímica y biológica con las aguas residuales, depurándolas de forma intermitente y paulatinamente. En México el uso de estas tecnologías es limitado y más aún el uso de plantas de ornato en sistemas de tratamiento tradicionales. Los HC presentan ventajas técnicas, económicas, estéticas, y sociales en comparación con los sistemas de tratamientos convencionales usados para el tratamiento de las aguas residuales, teniendo como resultado agua de buena calidad de acuerdo con la normatividad existente. Además de que los costos de implementación, operación y mantenimiento son mínimos y por otro lado los requerimientos energéticos de operación son bajos (Arteaga-Cortez et al., 2019; Marín-Muñiz, 2016; Sandoval-Herazo et al., 2018).

La tecnología de HC actúa como un ecosistema complejo en el que participan los siguientes elementos; El agua para tratar, circula a través del sustrato filtrante y/o de la vegetación. El

soporte (sustrato), sirve a la vegetación y permite la fijación de la población microbiana (en forma de biopelícula), que va a participar en la mayoría de los procesos de depuración y degradación. Por último, las plantas emergentes acuáticas, proporcionan superficie para la formación de las películas bacterianas u hongos de vida libre, los cuales facilitan la filtración y la adsorción de los constituyentes del AR, contribuyendo a la oxigenación del sustrato y a la eliminación de nutrientes y controlando el crecimiento de algas, al limitar la penetración de la luz solar y captación del oxígeno por las raíces, convirtiéndose a la vegetación en una contribución importante en este tipo de sistemas (Zhang et al., 2014). Sin embargo, la eficiencia del HC como sistema de tratamiento de las AR, depende de los factores que participan en la remoción de contaminantes tales como la Cva, TRH, modo operativo y tipo de vegetación utilizada (Kadlec & Wallace, 2008). Si el sistema es operado manera efectiva, se alcanzan eficiencias de remoción de DBO del 80 hasta un 90 %, en DQO del 60 al 85 % y TSS alrededor del 80 y 95 % (Parde et al., 2021).

Estos sistemas de tratamiento se pueden diseñar y construir de modos variables de acuerdo a los requerimientos particulares o generales dependiendo del tipo de flujo de agua. Los HC pueden ser de tipo, flujo superficial y flujo subsuperficial, no obstante dentro de esta clasificación los hay acuerdo a la dirección del agua, siendo estos Humedales de flujo horizontal o Humedales de flujo vertical (Alarcón, 2016), el tipo de HC diseñado, construido y operado en esta investigación es un HC de flujo subsuperficial vertical completamente inundado.

2.11 Tipos de Humedales Construidos

2.11.1 Humedal Construido de Flujo Superficial

Los humedales de flujo superficial son similares a los HN, con un flujo superficial de AR sobre un soporte de suelo saturado (Wu et al., 2015). Estos, son cavidades poco profundas con agua en la superficie. En ellos los procesos de tratamiento se producen a través de complejas interacciones entre la vegetación y las biopelículas asociadas en la fase acuosa. La capa de agua cerca de la superficie es aerobia, mientras que las aguas más profundas y el sustrato suelen ser anaerobios. Los humedales de flujo superficial suelen tener profundidades

de agua inferiores a 0.4 metros y por ende son afectados por el aire y en consecuencia el transporte de partículas. En general, en los humedales construidos de flujo superficial, se pueden lograr eficiencias de remoción de al menos el 70 % para DQO, DBO y SST (Guan et al., 2022; Zhang et al., 2014).

2.11.2 Humedal Construido de Flujo Subsuperficial

Esta configuración de HC de flujo subsuperficial emplean especialmente grava o variaciones de este material como los principales medios de soporte para el crecimiento de las especies vegetales. El AR fluye vertical u horizontalmente a través del soporte, donde entra en contacto con el material poroso y los microorganismos fijados en la biopelícula que viven en las superficies de las raíces de plantas. Los HC con flujo subsuperficial son un enfoque prometedor para reducir aún más la liberación de N_2 de las descargas de efluentes municipales e industriales que provocan un desbalance ecológico. Los HC con esta configuración, se subdividen en Sistemas de Flujo Vertical (SFV) y Sistemas de Flujo Horizontal (SFH), ambos son típicamente más efectivos que los sistemas de HC superficiales, en términos de eliminación de contaminantes en masa por m^2 de área de superficie (Chen et al., 2014; Saeed & Sun, 2012).

2.11.3 Humedales Construidos de Flujo Vertical

El HC de Flujo Subsuperficial Vertical (VSSF) es considerado una solución viable para tratar AR de manera eficiente, siendo capaz de reducir la materia orgánica y nutrientes; en la Figura 1.3 se muestra la representación de un HC configurado como VSSF. Debido a su alta capacidad de tratamiento, así como a los bajos costos de operación y mantenimiento; este tipo de tecnología es implementada especialmente para el tratamiento de AR (Perdana et al., 2018; Pucher & Langergraber, 2019). Este método subsuperficial tiene la característica de que el agua circula a través del soporte, además de que el lecho se mantiene saturado (inundado) completamente, y por lo tanto, ofrece condiciones aerobias logrando la nitrificación, la remoción de material orgánico y otros contaminantes (Parde et al., 2021).

La acumulación de sólidos en suspensión en la parte superior y del medio filtrante en el HC son los principales factores que contribuyen al crecimiento de microorganismos dentro del medio filtrante. Para estos humedales la alimentación se realiza uniformemente y sobre toda la superficie del lecho, y la recogida es a lo largo de todo el fondo. La tubería debe estar en la posición más baja para mantener unas condiciones insaturadas en el medio poroso. Una ventaja de este humedal es que se consigue mayor contacto entre el agua residual y el aire dentro de los poros, por lo tanto, alcanza mejores resultados en comparación con aquellos tratamientos aerobios convencionales (Pucher & Langergraber, 2019; Sanz et al., 2009). Estos HC, reciben cargas intermitentes desde la superficie, a pesar de esto, la alimentación intermitente del AR y el drenaje vertical en el lecho permiten que las reacciones aeróbicas se produzcan con rapidez, sin embargo, esto provoca que el medio granular no está permanentemente inundado por la circulación a pulsos. Este tipo de sistema fue desarrollado en Europa como alternativa a los humedales horizontales para producir efluentes nitrificados. La profundidad del medio granular es menor a un metro, rondando entre los 0.5 y 0.8 m operando con Cva de alrededor de 20 gDBO/m²·d. Los sistemas verticales tienen una mayor capacidad de tratamiento que los horizontales ya que, requieren de menor superficie de tratamiento (Díaz Acero, 2014; García Serrano & Corzo Hernández, 2008). La Figura 2.6 muestra el Sistema de Flujo Vertical.

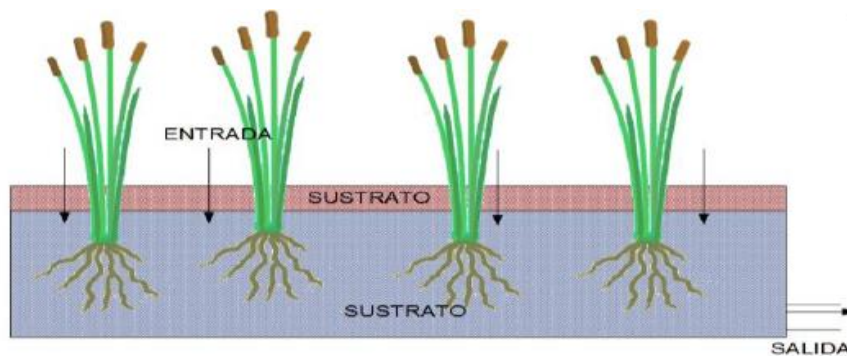


Figura 2.6 Esquema del Sistema de Flujo Vertical (Alarcón, 2016).

2.11.4 Humedales Construidos de Flujo Horizontal

Estos HC consisten en lechos de grava o tierra con vegetación nativa de HN, normalmente están diseñados para tratar el efluente primario antes de la dispersión del suelo o la descarga de agua superficial. Las AR están destinadas a permanecer debajo de la superficie de los medios y fluyen dentro y alrededor de las raíces y rizomas. A causa de esto, el agua no está expuesta durante el tratamiento, minimizando el riesgo asociado con la exposición humana o de la fauna silvestre a organismos patógenos disminuyendo la proliferación de plagas entomológicas o generación de larvas de mosquito. Comúnmente los SFH se usan para el tratamiento secundario de aguas domésticas, donde la profundidad del sistema no supera el rango entre 0.3 y 0.9 metros, con Cva de alrededor de 6 gDBO/m²-d. Los dispositivos son generalmente constituidos por tuberías de entrada, revestimientos de arcilla o sintéticos, medios filtrantes, vegetación emergente, bermas y tuberías de salida con control de nivel de agua en el exterior. En la Figura 2.7 se muestra el esquema de un SFH convencional en climas cálidos (García Serrano & Corzo Hernández, 2008; Kadlec & Wallace, 2008).

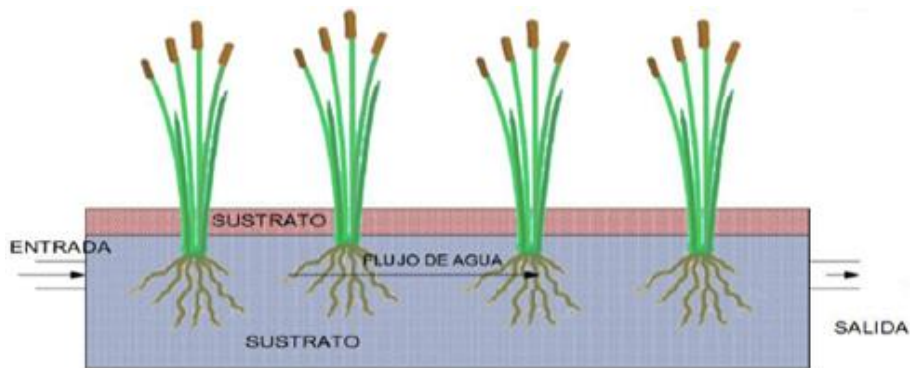
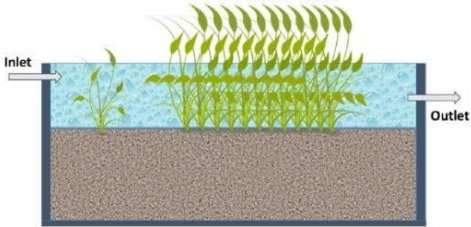
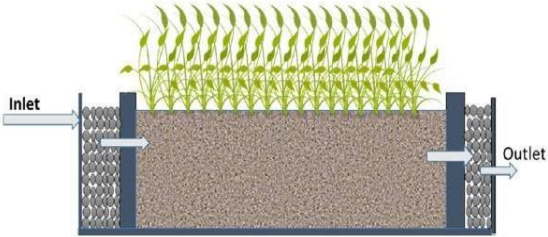
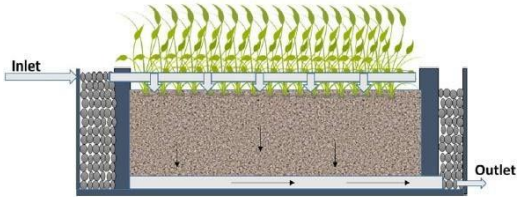
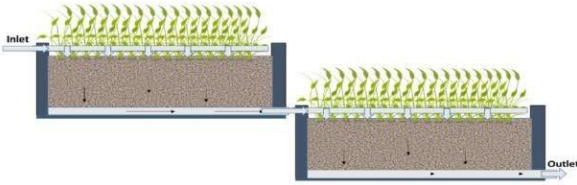
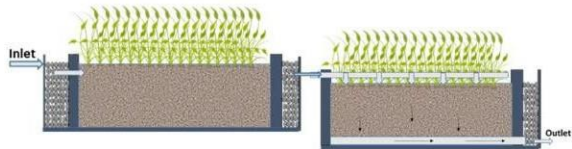


Figura 2.7 Esquema de Sistema de Flujo Horizontal (Alarcón, 2016).

2.11.5 Configuraciones de HC en SFV y SFH

Ambos sistemas de HC normalmente son más eficientes que los sistemas superficiales, en términos de eliminación de contaminantes en masa por metro cuadrado de área de superficie del sistema (Saeed & Sun, 2012). A continuación, se describe en la Tabla 2.4, algunas clasificaciones destacadas de cada uno de estos dispositivos de depuración ecológicos.

Tabla 2.4 Configuraciones de HC en SFV y SFH

Clasificación	Descripción	Referencia	Esquema Operativo
Humedal artificial de superficie de agua libre	Es un humedal natural en el que las aguas residuales fluyen sobre la superficie.	(Saba et al., 2014)	
HC de flujo horizontal (HCFH).	Las aguas residuales fluyen horizontalmente a lo largo del lecho del humedal.	(Saeed et al., 2012)	
Humedal construido de flujo vertical (HCFV).	Humedal en el que las aguas residuales se alimentan desde la parte superior y se drenan por la parte inferior.	(Saeed et al., 2012)	
HC vertical francés.	Es un HC de flujo vertical de dos etapas en forma paralela y funciona en serie.	(Saeed et al., 2012)	
HC híbrido.	Tiene una etapa de tratamiento múltiple, es una combinación de SFV y SFH.	(Saeed et al., 2012)	

Continuación Tabla 2.4

HC aireado.	La eficiencia del humedal construido se mejora mediante el uso de aireadores en el humedal	(Sánchez-Monedero et al., 2008)	
HC Multi- trópico deflujo libre.	Utiliza plantas acuáticas flotantes que producen más biomasa que puede usarse como combustible, fertilizante ó alimento para animales.	(Kanani & Patel, 2017)	
Tecnología biológica del suelo	SBT es un sistema aeróbico único que incluye procesos físicos, químicos y biológicos.	(Kanani & Patel, 2017)	
Tecnología Phytorid	Diseñada y patentada por el Instituto Nacional de Investigación en Ingeniería Ambiental (NEERI). Tiene tres unidades independientes, es decir, la unidad de filtrado avanzado (AFC), la celda de tratamiento de fitóridos (PTC) y la celda de recolección final (FCC).	(Balpande & Mhaske, 2017; Biswas et al., 2020)	

En los SFH los soportes recomendados que pueden lograr evitar la obstrucción o atasco incluyen el plástico, caucho, mezcla de suelos, cáscara de nuez, biocarbón, desechos orgánicos, lodo de alumbre, piedra pómez, mientras que la escoria de acero y horno, la zeolita y suelo pueden generar fácilmente obstrucción por fósforo. Estos sistemas han sido probados

para la depuración de aguas residuales industriales del sector alimenticio (Angassa et al., 2022; Aregu, 2022; Gaballah et al., 2022; Zhong et al., 2022).

2.12 Vegetación en Humedales Construidos

Las especies vegetales son un componente esencial en el diseño y operación de un HC, entre las diversidades funcionales que proveen, se pueden enlistar la capacidad de remover el asentamiento y la retención de sólidos en suspensión, proporcionar superficie para el desarrollo de biopelícula microbianas en sus rizomas o raíces y transportar oxígeno a su zona radicular, lo que se traduce en una depuración aerobia en la superficie del HC y anaerobia a medida de la distancia inundada de las celdas del HC. Estos organismos biológicos son un elemento significativo de un HC, en ellos, se han utilizado plantas nativas de HN denominadas macrófitas, con la capacidad de vivir y crecer en condiciones de inundación permanente (Mitsch & Gosselink, 2015).

La vegetación tiene la función de eliminar los contaminantes en las AR por ello, algunos estudios realizados informan que las plantas son capaces de absorber los nutrientes necesarios para sus procesos biológicos, transportar oxígeno a las raíces, y moderar los efectos del viento y la radiación solar sobre las reacciones que se producen en el agua evitando la proliferación de algas (Kadlec & Wallace, 2008; Vymazal, 2013). Igualmente, generan una vinculación con la vida silvestre al proveer hábitats, y mejoran visualmente los lugares donde estos son implementados (Morales et al., 2013). Las especies vegetales que son sembradas en el HC no solo intervienen en los procesos bioquímicos relacionados con el soporte empleado, sino también juegan un papel importante en la química del agua, removiendo nutrientes e incorporarlos en sus tejidos, además, sirven como soporte para microorganismos, airean el sustrato, permitiendo tener gradientes de óxido-reducción desde anaerobiosis hasta aerobiosis. Los gradientes de óxido-reducción en los humedales son sumamente importantes para los procesos biogeoquímicos que ocurren en ellos y que mayoritariamente son responsables de la eliminación de contaminantes en los HC, entre los cuales se encuentran la metanogénesis respiración aerobia y la desnitrificación, a través de los cuales se remueve C y N₂. Existen dos tipos de selección de plantas ornamentales para los HC, la primera es la utilización de hidrófitas, es decir plantas acuáticas que producen flores llamativas y la otra

es la utilización de plantas terrestres ornamentales de interés comercial, que se pueden adaptar a vivir bajo condiciones de inundación sin ser nativas de HN. Las especies más utilizadas generalmente han sido la *Typha spp.*, *Scirpus spp.*, *Phragmites australis* y *Juncus spp* (Alarcón, 2016; Vymazal, 2013).

En el estudio realizado por Abdelhakeem (2016) se evaluó el desempeño un HC de flujo subsuperficial vertical, para el tratamiento de AR bajo diferentes condiciones operativas que incluyen: vegetación (presencia o ausencia de juncos comunes “*Phragmites australis*”), tipo de medio (grava o vermiculita) y modo de alimentación de aguas residuales (continuo o por lotes), por lo que concluyeron que la vegetación es un factor importante que afecta la eficiencia de VSSF sobre la eliminación de DQO, DBO, SST y NH₄ en todas las condiciones probadas. De igual manera el tipo de medio de soporte es un factor importante para la remoción de NH₄, fósforo total y disuelto, sin embargo, el modo de alimentación no tuvo un efecto significativo en la eliminación de DQO, DBO ni en el fósforo bajo las condiciones analizadas.

2.12.1 Plantas Ornamentales en HC

Las plantas ornamentales surgen como una opción que promueve el mejoramiento y desarrollo estructural, así como aparente, de un HC dando un aspecto aceptable a los sistemas de tratamiento desde el año 2002. En un HC desarrollado con alta densidad de plantas, la recolección puede convertirse en una remuneración monetaria, brindando ventajas sociales y financieras, como escenarios superiores y una mejor calidad ambiental al transmitir una administración del sistema biológico. Además del valor estético que pueden tener las plantas ornamentales; tienen un enorme crecimiento de raíces subterráneas y son suficientemente capaces de retener la materia orgánica suspendida. Por lo tanto, puede retener mayor contenido de material, por ejemplo, fósforo para el desarrollo y almacenar suplementos en exceso en su tejido en comparación a otras plantas anfibias como *T. latifolia*, *P. australis*, entre otras (García-Ávila et al., 2023; Haritash et al., 2017; Hidayah et al., 2021; Sandoval-Herazo et al., 2018; Sandoval et al., 2019; Zitácuaro-Contreras et al., 2021).

Las plantas ornamentales son comunes en los lugares tropicales o subtropicales, no obstante, también han evolucionado en ambientes mediterráneos (Leiva et al., 2018; Leto et al., 2013). Una parte de los grupos utilizados en los humedales desarrollados son; *Canna* spp, *Iris* spp, *Heliconia* spp, *Zantedeschia* spp, *Eichornia* ssp y *Anthurium* ssp. Los tipos de la familia *C. indica* se utilizan en todas las masas terrestres, y Asia los utiliza con mayor frecuencia. Las especies *Iris* y *Heliconia* se han utilizado en Asia, junto con Europa y América del Norte. Mientras que *Z. aethiopica* se utiliza con mayor frecuencia en México, y menos tiempo en Europa, África central y Sudamérica. El desarrollo de raíces de *C. Papyrus* promueve la posibilidad del desarrollo de comunidades microbianas, debido el TRH adecuado de las aguas residuales, a través de la captura y asentamiento de partículas suspendidas en la región superficial para la adsorción de toxinas, sorción, digestión en tejidos vegetales y oxigenación para la oxidación de materia orgánica e inorgánica en la rizosfera, lo que da sentido a su alta competencia en el tratamiento (Abou-Elela, 2019; García-Ávila et al., 2019; Marín-Muñiz et al., 2020; Sandoval et al., 2019).

A continuación, se describen en la Tabla 2.5 algunas de las plantas nativas y de ornato comúnmente utilizadas en los HC, así como los porcentajes de remoción alcanzados por estas configuraciones en diversas investigaciones en los últimos años, las cuales han aumentado considerablemente mostrando algunas tendencias en el uso y aprovechamiento de especies ornamentales tropicales y subtropicales (Hadam & Maine, 2023). Además, de igual forma las especies utilizadas en esta investigación se describen a continuación.

Tabla 2.5 Estudios en diferentes tipos de humedales construidos

Tipo	Tiempo de retención	Plantas	Eficiencia de eliminación
FSSH (Ma et al., 2019)	3 días	<i>Iris pseudacorus</i>	DQO=70-98%, NH4=15-60%, Ntotal=26-50%
FSSH (Campos et al., 2019)	2 y 4 días	<i>Cyperus isocladius</i> y <i>Eichhornia crassipes</i>	Etinilestradiol=9.0-95.6%, Levonorgestrel=39.1-100%, Bisfenol A=29.5-91.2%
FSSH (Vymazal, 2019)		<i>Phalaris arundinacea</i> , <i>australis</i> y <i>Typha latifolia</i>	DBO=1,7%, DQO=2,9%, SST=88,3%
FSSH (Aminsharei et al., 2019)	5 y 7 días	<i>Lactuca sativa</i> , <i>Medicago sativa</i> y <i>Phragmites australis</i>	DQO=90.7%, SST=87.8%, Ntotal=59%, Ptotal=67%, Ibuprofeno=89%, Cafeina=97%

Continuación Tabla 2.5

FSSH (Vidanage et al., 2020)	3 días	<i>Typha angustifolia</i>	DBO=66%, NO3=15,3%
FSSH (Rigotti et al., 2020)	7 días	<i>Typha domingensis</i> y <i>Schoenoplectus californicus</i>	Ntotal= 30-78%, Ptotal = 11-47%
FSSH (Khalifa et al., 2020)	8 horas	<i>P. australis</i>	DBO = 72-88%, DQO = 71-88%, SST =83-88.5%, NH4 = 66-78%, Ptotal = 78-85%, Coliformes totales =98.4-98.6%
FSSV (García-Ávila et al., 2019)	1,12 días	<i>P. australis</i> y <i>Cyperus papyrus</i>	DBO = 75-81%, DQO = 65-70%, SST = 33-63%, NO3 = 90%, NH4 = 70%, Ptotal = 50%, Coliformes fecales = 94-96%, Coliformes totales =94-96%
FSSV (Mello et al., 2019)	1,2, 3 días	<i>E. crassipes</i>	DQO = 54-82%, Ntotal = 9-47%, Ptotal = 16-38%
FSSV (Ruppelt et al., 2020)	10 horas	<i>P. australis</i>	Bisfenol A=70%, Sulfametoxazol=30-40%, 1-H-Benzotriazol=70%, Metoprolol=70%, Diclofenaco=70%
FSSV-con reciclado (Button et al., 2019)	7 días	<i>Phalaris arundinacea</i>	Triclosán> 99.7% Sulfametoxazol> 99.7%
FSSV (de Oliveira et al., 2019)	2 días	<i>Heliconia rostrata</i> y <i>E. crassipes</i>	NH4=99%, Ntotal=99%
Híbrido (Rouso et al., 2019)	3,5 días	<i>T. domingensis</i>	DQO = 98%, SST = 99%, NH4 = 91%, Ntotal=69%, Ptotal = 50%, Coliformes fecales = 94-96%, Coliformes totales =94-96%, Ptotal= 96%

Spathiphyllum wallisii Regel

Pertenece a la familia *Araceae* definidas como hierbas terrestres, rupícolas, epífitas, frecuentemente hemiepífitas, raramente acuáticas (libremente flotantes o arraigadas) y geófitas, generalmente glabras; con tallos carnosos, subterráneos, rizomatosos o cormosos, aéreos, erectos, rastreros, trepadores, frecuentemente escandentes con raíces adventicias, savia transparente, blanca, parda, catáfilas persistentes o caducas. Sus hojas son numerosas, raramente solitarias, alternas, simples a compuestas, basales o caulinares, a veces dísticas, muy variables en forma, láminas enteras, lobadas, variadamente partidas, ocasionalmente perforadas, pecíolos envainadores generalmente en la base, comúnmente geniculados apicalmente.

Presentan inflorescencia (ramas del tallo, con crecimiento limitado, portadoras de flores) terminal, axilar, solitaria, axilarmente; con espata (bráctea que envuelve a la inflorescencia)

persistente, caduca, libre, adnada, extendida, reflexa, convoluta, a veces constreñida por debajo de la mitad; espádice cilíndrico o elipsoidal; flores sésiles, bisexuales o unisexuales, pistiladas en la parte inferior del espádice. El género *Spathiphyllum*, comprende cincuenta especies, de las cuales, cuarenta y siete están restringidas a la zona del Neotrópico (B., 2015).

Las especies de *Spathiphyllum wallisii* Regel son nativas de Regiones de las Américas y el sureste de Asia con clima tropical. Fue descubierta a fines del siglo XIX creciendo en vida libre en Centro América. Produce flores aroides típicas, con inflorescencia densamente llena llamada espádice es subtendido por una gran bráctea llamada espata. El espádice es generalmente crema o marfil en una etapa inicial, y se vuelve verde con la edad; la bráctea es generalmente de color blanco o blanco con nervios verdes distalmente del margen, virando al verde con la edad. Las hojas son basales, brillantes y algo profundamente veteado, ovado y acuminado, presentada en la Figura 2.8 (Bercu & Făgăraș, 2010; Bogner & Nicolson, 1991; Croat, 1988).

Estas especies se distribuyen desde el Sur de México y en toda América Central, al Sur de Perú y Brasil. En México se registran siete diferentes especies, de las cuales cuatro se encuentran en el estado de Veracruz. La especie vegetal *Spathiphyllum wallisii* comúnmente conocida en México como Cuna de Moisés, crece en lugares húmedos y sombríos, los cuales pueden ser inundados ocasionalmente (de ahí su uso en HC), a menudo formando poblaciones numerosas en las riberas de ríos, arroyos y hasta pantanos (Jiménez, 2016).

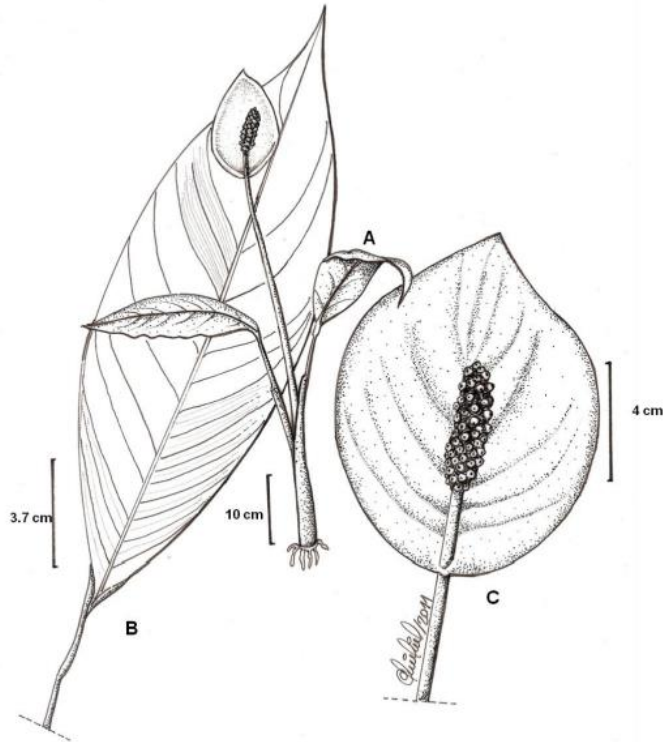


Figura 2.8 *Spathiphyllum willisi* Regel (Hernández, 2011).

A. Aspecto; B. Hoja; C. Inflorescencia

Canna indica L.

Estas plantas presentan rizoma corto y robusto que pueden alcanzar los 3 m de altura. Se distribuyen a lo largo de las Regiones Subtropicales, que van desde los Estados Unidos hasta Argentina. Se han cultivado para la decoración ya que poseen flores y es conocida por su tolerancia a condiciones de inundación (Morales et al., 2013).

Pertenece a la familia *Cannaceae*, los nombres comunes registrados en la zona del bajío en México son: hoja de cuenta, papatla, papatla del monte, papatla silvestre; de igual forma, se le conoce como bandera, chancle, chilalaga, chocolón, platanillo, tsak pik'o' (lengua huasteca) fuera de la zona mencionada.

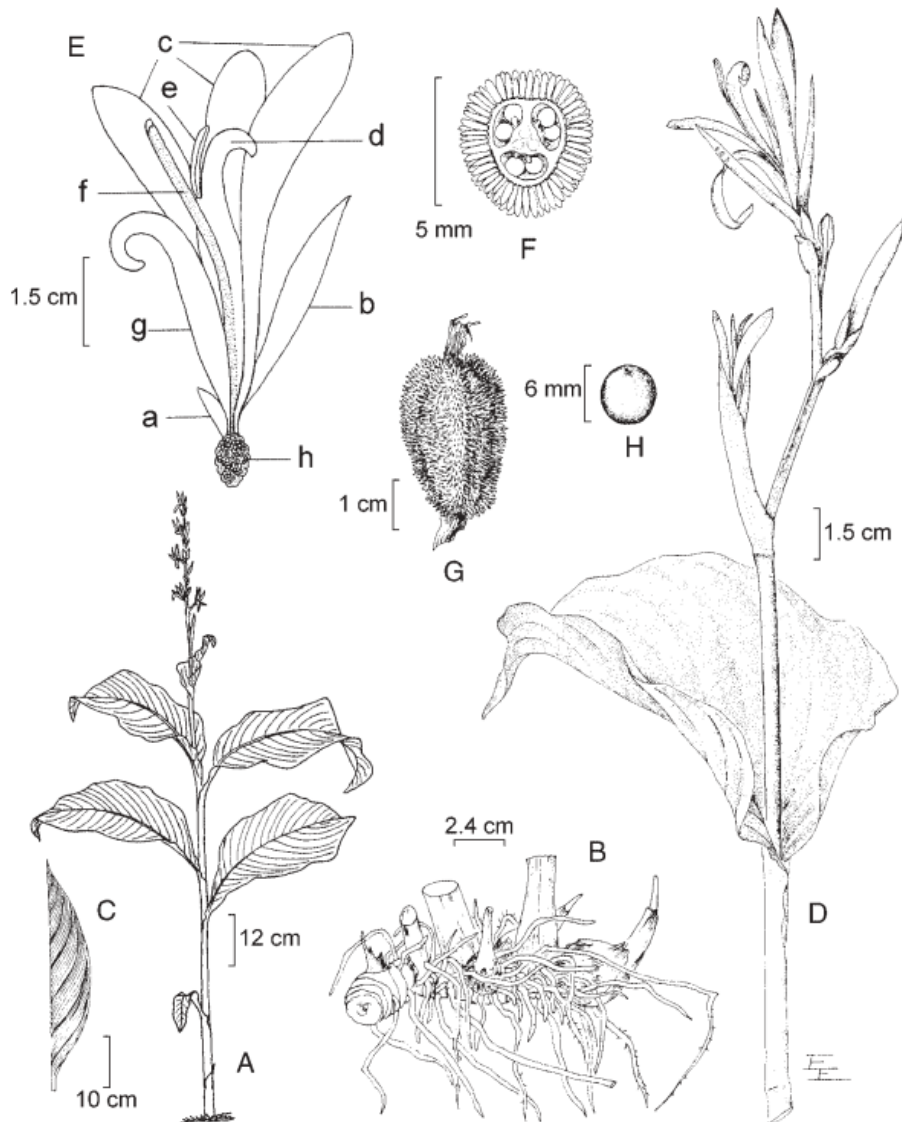


Figura 2.9 *Canna indica* L., (Silva-Sáenz, 2017).

A. aspecto general de la planta; B. rizoma; C. detalle de la hoja; D. porción superior de la planta; E. flor desprovista de dos sépalos y dos pétalos: a. sépalo, b. pétalo, c. estaminodios petaloides del verticilo exterior, d. porción petaloide del estambre, e. antera, f. estilo, g. estaminodio petaloide del verticilo interior ("labelo"), h. ovario; F. corte transversal del ovario; G. fruto inmaduro; H. semilla. Ilustrado por Elvia Esparza y reproducido con algunas modificaciones del fascículo 11 de la Flora de Veracruz.

Es una planta herbácea robusta, glabra o casi glabra, de 0.5 hasta 3.5 metros de altura, está dotada de rizomas horizontales gruesos e intrincados, con hojas prolongadas en su base en una larga vaina, a veces esparcidamente lanosa, que envuelve al tallo, láminas sésiles, ovadas, las mayores de 30 o hasta 45 cm de largo y 20 - 25 cm de ancho, ápice agudo o cortamente acuminado, base redondeada (a cuneada en las hojas superiores). Presenta una inflorescencia de 30 a 75 cm de largo, incluyendo un firme pedúnculo indiviso de 20 a 30 cm, envuelto en

su base por una espata hasta de 15 cm con dos o tres ramas laterales, simples o a su vez ramificadas y flores grandes y vistosas, de 6.5 a 7.5 a 8 cm de largo, como se observa en la Figura 2.9, variando del amarillo fuerte al anaranjado o al rojo intenso, catalogada como una especie exótica invasora de riesgo alto, por lo que una alternativa para su control y propagación exclusiva podría realizarse en HC (Sari et al., 2016; Silva-Sáenz, 2017; Tenorio, 2016).

Typha latifolia L.

Pertenecientes a la familia *Typhaceae*, son plantas herbáceas acuáticas, enraizadas, emergentes, glabras, monoicas con tallos sumergidos, di mórficos; presenta inferiores rizomatosos, rastreros, con raíces y superiores erectos, simples, cilíndricos, foliosos. Sus hojas son emergentes, radicales, dísticas, erectas, lineares, enteras, coriáceas con la parte basal de una vaina larga que envuelve al tallo, con vainas abiertas, cilíndricas, y con la epidermis de la superficie ventral conteniendo glándulas mucilaginosas sésiles, láminas con venas paralelas, con aerénquima abundante y esponjoso. Además, presenta inflorescencias dispuestas en espigas terminales, erectas, cilíndricas, flores densamente agrupadas, las fértiles mezcladas con las estériles, de color pardo claro u oscuro a negro, con una o más brácteas foliáceas caducas de lineares o linear lanceoladas y cuneadas. Esta especie de *Typha latifolia* L son perennes rizomatosas erectas con tallos sin articulación se pueden observar en la Figura 2.10. Las plantas alcanzan hasta 3 m de altura con un extenso sistema de rizomas horizontales de ramificación. Las hojas son planas o ligeramente redondeadas en la parte posterior, en sus partes basales esponjosas. Las especies de totora se encuentran comúnmente en bahías poco profundas, zanjas de riego, lagos, lagunas, ríos y marismas tanto de agua salobre como dulce (Bonilla-Barbosa & Araúz, 2012; Vymazal, 2011).

Son plantas acuáticas y perennes bajo condiciones desfavorables anuales; las vainas de las hojas presentan su parte superior atenuada hacia la lámina o auriculadas, son simétricas o asimétricas, verdes a incoloras, con la epidermis de la superficie ventral con glándulas mucilaginosas incoloras o de color pardo oscuro, láminas planas o planoconvexas en el envés, ápice obtuso a agudo; inflorescencias con flores densamente agrupadas. Sus flores tienen una o más brácteas foliáceas caducas, lineares o linear-lanceoladas a cuneadas; Por un lado, las

flores masculinas con numerosas bractéolas simples o ramificadas y de 1 a 7 estambres, filamentos libres o connados, anteras lineares a oblongas, ápice del conectivo obtuso, apiculado o subulado; mientras que las flores femeninas con o sin bractéolas filiformes, con el ápice ensanchado, acuminado o redondeado, ovario espatulado o romboide-fusifor-me, estilo generalmente filiforme o rudimentario en las flores estériles, erecto, estigma espatulado o rómbico-fusifor-me, o rudimentario en las flores estériles, de color blanco o verde que tiende a pardo cuando este se seca. Su fruto es en forma de cápsula fusiforme a elipsoide, subsésil o largamente estipitado con semilla solitaria, subcilíndrica a fusiforme, endosperma carnoso o farináceo. Se encuentran de 8 a 13 especies que habitan generalmente en agua dulce y algunas veces en la salobre, por lo cual puede utilizarse para el tratamiento de AR por su fuerte capacidad adaptativa bajo diferentes condiciones. La especie *latifolia* L es importante económicamente, debido a que se pueden aprovechar las hojas como follaje para elaborar artesanías, artículos para el hogar, material para construcción de techos y las inflorescencias son utilizadas en arreglos florales; al ser mezcladas con lodo se construyen tlacuiles y pretilas en cocinas rurales, además de su uso popular como forraje. Por otra parte, como ya se mencionó, se emplean para la depuración de aguas contaminadas tanto en HN como en HC. Sin embargo, se les ha considerado en algunas partes del mundo como una especie de alto riesgo al ser denominadas plagas o maleza acuática, ya que, cubren una gran extensión de terreno y logran obstaculizar el riego. En México se le conoce como chuspata, espadaña, pelusa, tule, tule ancho, enea, junco, masa de agua, plumilla y poop (Bonilla-Barbosa & Araúz, 2012).

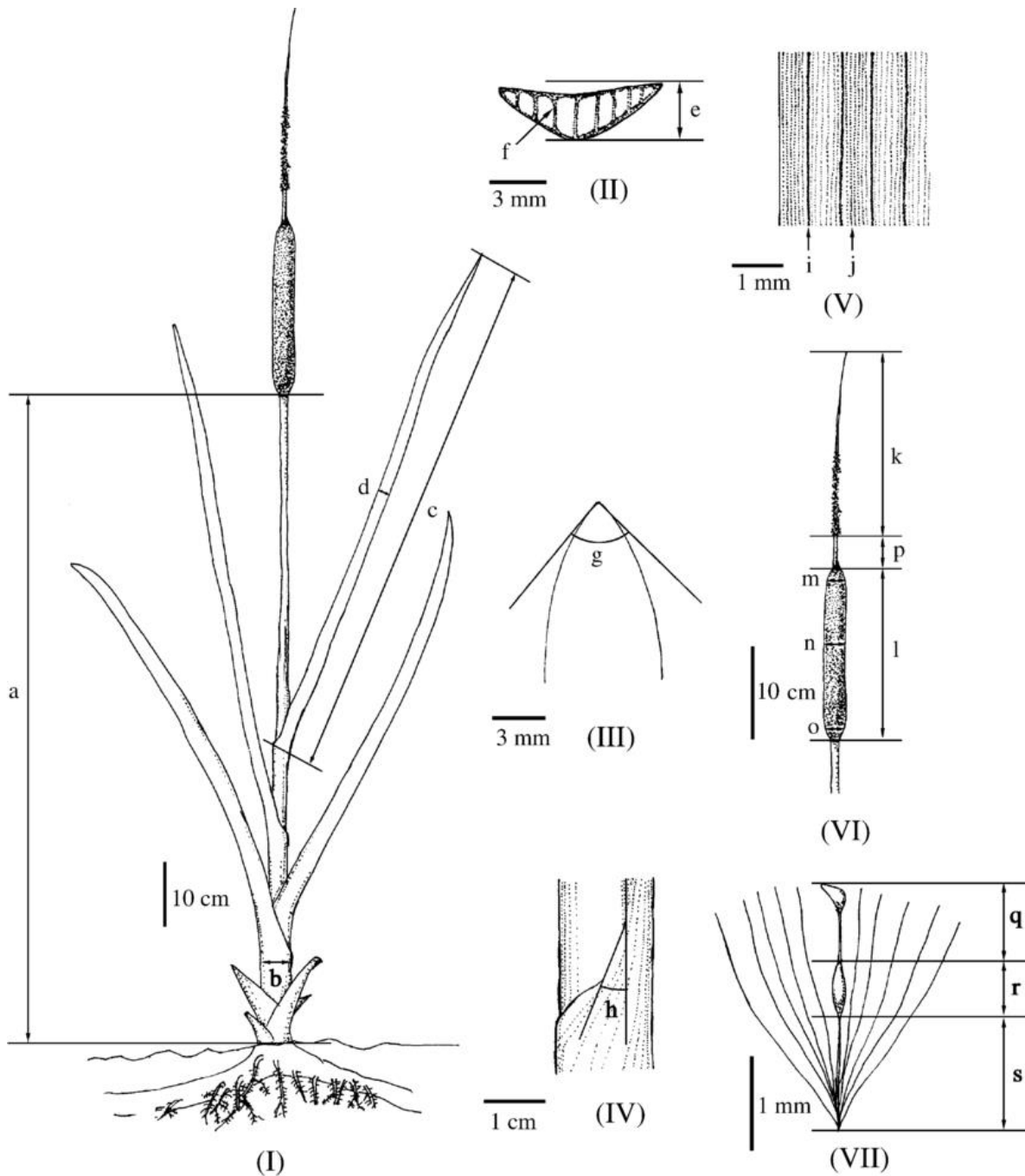


Figura 2.10 *Typha latifolia* L., (Kim et al., 2003)

a. Longitud del brote vegetativo; b. Ancho de la base; c. Longitud de la hoja; d. Ancho de la hoja. (II) Diagrama de la sección transversal de la hoja (centro) de *Typha*; e. Grosor de la hoja; f. número de tabiques. (III) Ápice de la hoja de *Typha*; g. Ángulo del ápice de la hoja. (IV) Vaina superior de la hoja de *Typha*; h. Ángulo de la vaina de la hoja. (V) Venas en las hojas de *Typha*; i. Vena principal; j. Vena lateral. (VI) Inflorescencia masculina y femenina de *Typha*; k. Longitud de la inflorescencia masculina; l. Longitud de la inflorescencia femenina; m. Ancho de la inflorescencia femenina (superior); n. Ancho de la inflorescencia femenina (medio); o. Ancho de la inflorescencia femenina (inferior); p. Brecha entre inflorescencia masculina y femenina. (VII) Flor fértil de *Typha*; q. Longitud del estigma más estilo; r. Longitud del ovario; s. Longitud del ginóforo.

2.12.2 Monocultivo y Policultivo en HC

El diseño y operación de un HC depende del tipo de monocultivos para la depuración de materia orgánica gracias a la fotosíntesis ocurrida en los HC, sin embargo, esto se ve afectado por el cambio de temperaturas y las plagas en su entorno, por lo que se plantea la idea de combinar especies (policultivo) entregando una mayor diversidad de plantas para el tratamiento en los HC (Rodríguez & Brisson, 2016). Los policultivos logran mejorar el rendimiento en los HC; algunos estudios presentan la evaluación de un sistema de monocultivo con la especie *Canna indica* y un sistema de policultivo con esta misma especie y *L. salicaria*, donde se observaron en las pruebas realizadas la concentración de DQO se obtuvieron 2 veces mayores en el sistema con policultivo sembrado (Zhou et al., 2017). Marín-Muñoz et al., (2020) logró demostrar que el sistema con policultivo sembrado en los HC mejora el exudado radicular de las raíces de las especies estimulando la absorción de nutrientes como nitrógeno y fósforo.

El aumento de especies de policultivos mejora la eliminación de los nutrientes en los HC, por ejemplo, Dell'Osbel et al., (2020) evaluaron el desempeño de un sistema híbrido mediante la unión de un HC de HSSF y un VSSF sembrado con policultivo de plantas ornamentales. Ambos sistemas obtuvieron valores de remoción de materia orgánica de un 84 % y fósforo hasta un 94 %. Por otra parte, Calheiros et al., (2015) en un Sistema HSSF con flores ornamentales de las especies *C. flaccida*, *Z. aethiopica*, *C.indica*, *A. africanus* y *W. borbónica*, mostraron remociones de fósforo registrando un 72 %. La especie ornamental *Z. aethiopica* mostró una buena adaptación en los primeros 3 meses con el aumento de flores, crecimiento de 1.43 m en un periodo de 10 meses, convirtiéndola en una especie adecuada para la eliminación de nutrientes en los HC sembrados con policultivo. De manera contraria, Liang et al., (2011) notaron que el HC sembrado con monocultivo obtuvo remociones en las pruebas de DQO ligeramente superiores de policultivo durante los primeros 12 meses de experimentación. Mientras que, Zhang et al., (2007) consideran que las especies de plantas del humedal mixto obtuvieron una menor remoción en la eliminación de nutrientes por lo que una competencia en las especies afecta de manera directa la depuración de nutrientes en el sistema así como la integridad de la vegetación de las especies en los HC por otra parte se demostró que el rendimiento no depende solo del cultivo, también de las especies de plantas

utilizadas, un ejemplo es *C. papyrus* es más invasiva que *P. australis* (García-Ávila et al., 2019). Con respecto al híbrido de la especie *C. indica* su crecimiento fue más favorable en el sistema de monocultivo con respecto al monocultivo (Marín-Muñiz et al., 2020). De igual forma es necesario evaluar los rendimientos a corto y largo plazo, tomando en cuenta la variable de las raíces y como influyen en los procesos de aireación dentro del HC y de igual forma la densidad de plantas por área. En este caso, Liang et al., (2011) hallaron que un HC sembrado con policultivo obtuvo una densidad entre 85.6 y 123.8 individuos/m² por su parte el monocultivo mostró una densidad de 56 y 86.3 individuos/m². No obstante, en los primeros 12 meses el humedal con monocultivo obtuvo una mayor biomasa con 2 kg de peso en seco (PS/m²) comparado con los 1.7 kgPS/m² del sistema con policultivo.

A pesar de los avances en diversas investigaciones no se tiene claro que policultivo es más eficaz, el uso de monocultivos y policultivos tienen comportamientos con ciertos factores a considerar, y dependen de las condiciones de adaptación, tipos de especies, así como las condiciones de operación, condiciones climáticas donde se establecen los HC, la absorción de nutrientes y la biodiversidad de la zona, por lo que cada estudio se define de acuerdo a las condiciones de adaptación del sistema y necesidades de tratamiento del AR conforme a su naturaleza de generación (Carrillo Líbano, 2022).

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA

La metodología general de esta investigación se muestra en la Figura 2.1

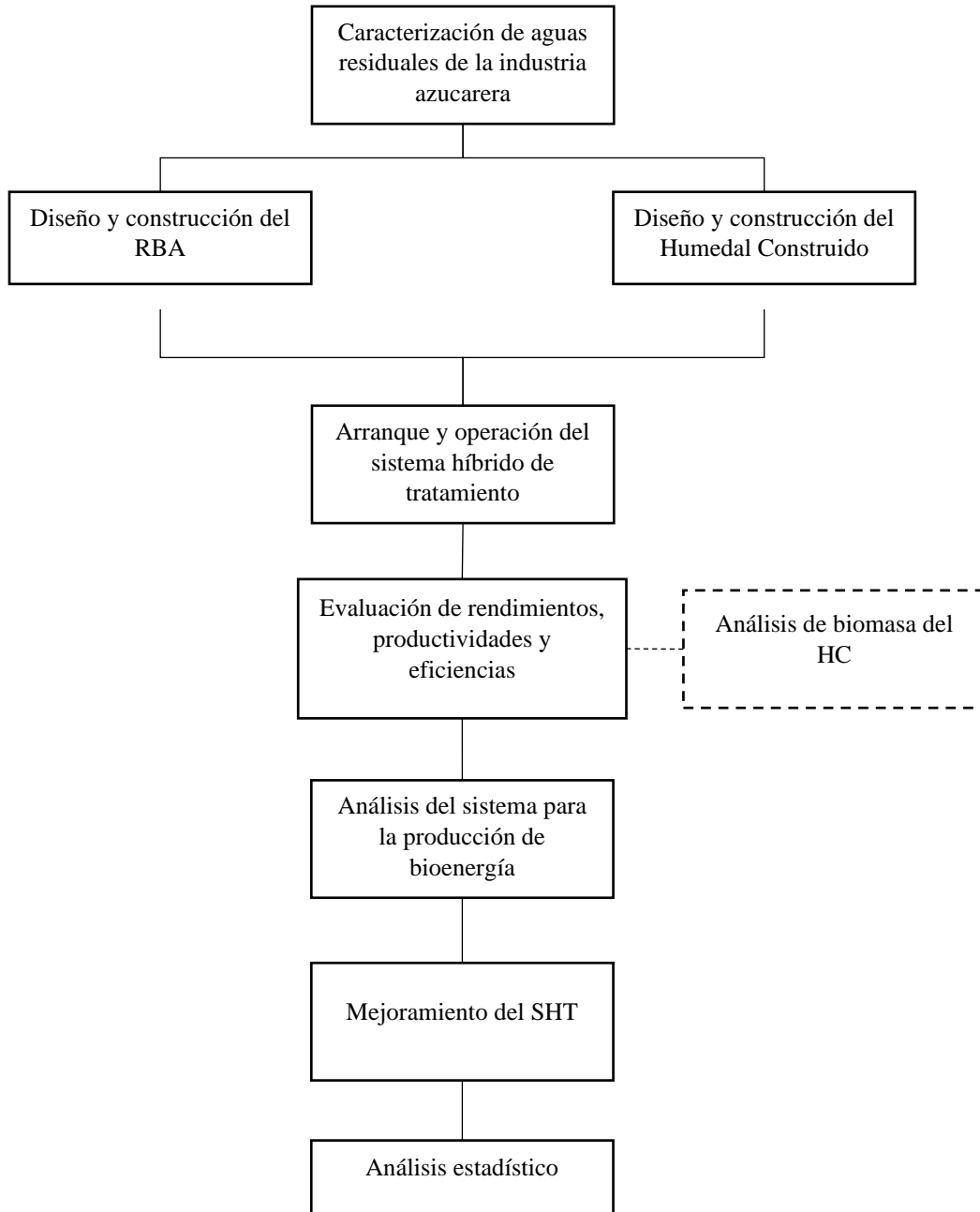


Figura 3.1 Metodología general de la investigación para el STH

3.1 Dispositivo Experimental

Todas las unidades experimentales fueron operadas en un invernadero en la planta para el aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos, en la ciudad de Orizaba, Veracruz México (18°51'N 97°06'O), en la región de las altas montañas con altitud de 2351 msnm, con clima templado-húmedo durante todo el año, alcanzando una precipitación anual total de 2237.9 mm con 179.5 días de precipitación (≥ 0.1 mm) de acuerdo con el Servicio Meteorológico Nacional, con una temperatura promedio anual de 18.8°C.

3.1.1. Cinéticas Batch de degradación de sustrato

Inóculo

El lodo residual empleado para inóculo en las cinéticas de degradación se obtuvo de un reactor estabilizado en fase de hidrólisis anaerobia, ubicado en la planta de Aprovechamiento de Residuos Sólidos, dentro de las inmediaciones del TecNM / Instituto Tecnológico de Orizaba bajo otra configuración.

Montaje y monitoreo de las cinéticas de degradación

Se llenaron 4 matraces Erlenmeyer con capacidad de 500 mL del lodo inóculo y el agua residual diluida con las cantidades de 200 mL y 300 mL respectivamente, y se colocaron en un agitador rotatorio. Posteriormente se insertaron mangueras de plástico, una para la toma de muestra y otra para la recolecta de biogás, en los tapones de hule y se procedió a sellarlos con silicón en las bocas de los matraces, esto con la finalidad de que no se presentara fuga de biogás durante la operación. Se colectó el biogás mediante un sistema de desplazamiento líquido-gas.

Relación Sustrato/Biomasa

La relación sustrato/biomasa es uno de los factores más importantes que afectan los experimentos de biodegradación, pues se ha observado que las cinéticas tomadas dependen de esta relación. Este parámetro determina si existe o no las condiciones para que tenga lugar la multiplicación de las células durante la remoción exógena del sustrato (Moreno Andrade

& Buitrón, 2003). Se estableció una relación de sustrato/biomasa para determinar la cantidad de remoción de materia orgánica en cada una de ellas conforme a la Ecuación 1.

$$\text{Ecuación 1. } \frac{S_o}{X_o} = \frac{\text{Sustrato}}{\text{Biomasa}}$$

$$\text{Ecuación 2. } S_o = \frac{(V_{\text{sustrato}})(SV_{\text{sustrato}})}{(V_{\text{inóculo}})(SV_{\text{inóculo}})}$$

$$\text{Ecuación 3. } C_1V_1 = C_2V_2$$

Tal y como se muestra en la Ecuación 2, se requiere la determinación previa de los SV de ambos lodos, se sustituyen los valores correspondientes para determinar la concentración de DQO necesaria de la dilución de 300 mL de sustrato a ocupar en la cinética. Una vez obtenido ese resultado, se calcula el volumen aproximado de sustrato en estado puro que se necesita para hacer la dilución. Para ello, se sustituyen las variables de la Ecuación 3 obteniendo el volumen de sustrato a utilizar.

Montaje de cinéticas de degradación

Se montaron tres matraces Erlenmeyer con capacidad de 500 mL en agitación orbital continua durante 72 horas.

Monitoreo de cinéticas

El monitoreo de las cinéticas se realizó mediante el muestreo cada hora para un ensayo y su réplica, tomando 10 mL de muestra cada hora durante 8 horas, posteriormente a la hora 10, 24 y 48.

3.2 Sistema Híbrido de Tratamiento *lab-scale*

3.2.1 Reactor de Biopelícula Anaerobio *lab-scale*

Se utilizó un Reactor de Biopelícula Anaerobio *lab-scale* (RBA_L) conformado por tres piezas; un tanque de acrílico con características de $V_t= 15.5$ L; $V_u= 10$ L; $\phi_i= 19.12$ cm; $\phi_e= 20.32$ cm; $h= 66$ cm y dos tapas superior e inferior de Nylamid.

En su interior se encuentra un soporte de aluminio con 4 configuraciones de fibras de Nylon Poliéster; Cada fibra tiene 13 cm de ancho, 55 cm de largo y 1 cm de espesor, dando un área de 1566 cm² por fibra, el área total de las 4 configuraciones es de 6264 cm² con una separación de 1.75 cm.

El biogás generado en la cámara no sumergida del tanque de acrílico se desplaza por una tubería flexible de látex, el cual es captado por un sistema de desplazamiento gas-líquido.

3.2.2 Humedal Construido *Lab-scale*

Para el Humedal Construido *lab-scale* (HCL) se instalaron 9 celdas de acrílico (Orduña Gaytán et al., 2018) alimentadas en flujo vertical subsuperficial (Pandey et al., 2013) con medidas 45x20x20 cm $V_t= 30$ L; $V_u= 11$ L, con una tubería en “s” para evitar que permanezca sin líquido la celda. Se empleó una mezcla para soporte de Grava Volcánica Roja (GVR) y fragmentos de Tereftalato de Polietileno (C₁₀H₈O₄)_n sembradas con las especies *Canna indica* L., *Spathiphyllum wallisii* Regel y *Alpinia purpurata* de acuerdo a Luo, (2016).

3.3 Sistema de Tratamiento Híbrido *Pilot-scale*

3.3.1 Reactor de Biopelícula Anaerobio *pilot-scale*

A partir de los valores obtenidos en el monitoreo del sistema híbrido de tratamiento *lab-scale*, se definieron las condiciones para mejorar el desempeño del dispositivo.

Por lo tanto, las dimensiones para el Reactor de Biopelícula Anaerobio *pilot-scale* (RBA) fueron determinadas (relación aproximada 1:5 a la escala laboratorio) en $V_t= 70$ L; $V_u= 50$ L; $\phi_i= 115.17$ cm; $h=74.3$ cm, utilizando como material de construcción fibra de vidrio,

recubierto con pintura anti reflejante para evitar que la luz del sol afectara el comportamiento bacteriano en el interior de este. Al igual que en la escala inferior cuenta con un marco de aluminio con fibras de nylon para el soporte de material poroso con un área de superficie de contacto de 31,320 cm² aproximadamente.

3.3.2 Humedal Construido *pilot-scale*

Se diseñó, construyó y operó el Humedal Construido *pilot-scale* (HC_p) con 3 celdas de medidas 120x45x60 cm V_t= 324 L; V_u= 90 L; en acrílico reforzado con base metálica para evitar su contacto con la tierra y así impedir su llenado por corrientes pluviales que se generen por el desnivel del suelo y controlar el sistema de la acción de plagas entomológicas y otros artrópodos (Solano De La Cruz et al., 2020). Debido a que, la concentración de entrada se incrementó, se estableció en configuración de monocultivo las especies ornamentales *Spathiphyllum willisi*, *Canna indica* L., (He et al., 2016) y para la última celda la especie se sustituyó la especie *Alpinia purpurata* a causa del bajo rendimiento que presento este espécimen por *Typha latifolia* L., (Dornelas et al., 2009), la cual, es nativa de HN con la finalidad de incrementar la capacidad de degradación por parte del sistema empleando como material de soporte una mezcla de GVR-PET.

3.4 Sustratos de alimentación

3.4.1 Fracción Líquida de Frutas y Verduras

El efluente hidrolizado de frutas y verduras proveniente de los RSO fue obtenido de un mercado municipal en Orizaba, Veracruz, México. El procesamiento de estos residuos se realizó de acuerdo con Rosas-Mendoza (2018) para obtener la fracción líquida cruda; la cual fue alimentada a un reactor bajo condiciones operativas de DA bajo fase de hidrólisis en escala laboratorio para obtener el efluente de alimentación utilizado en la etapa de arranque inicial del SHT *lab-scale*.

3.4.2 Agua Residual de la Industria Azucarera

La recolección de muestras de ARIA se realizó a la salida del proceso de producción de caña de azúcar en distintos ingenios de la región de la zona centro del estado de Veracruz durante 5 semanas durante época de zafra en horarios de 9:00, 13:00 y 19:00 horas. Debido a la falta

de estudios previos, es necesario evaluar el comportamiento del sistema basándose en las características promedio del efluente de dicha industria. Las muestras fueron almacenadas a 4°C; los parámetros medidos en la caracterización de ambos sustratos se muestran en la Tabla 3.1, de acuerdo con los *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Federation, 2005).

Tabla 3.1 Parámetros evaluados en la caracterización de sustratos.

Físicos	Símbolo	Unidad	Método
Biomasa	-	g	Destructivo
Sólidos Totales	SV	mg/L	Gravimétrico
Sólidos Totales Volátiles	SV	mg/L	Gravimétrico
Químicos	Símbolo	Unidad	Método
DQO Total	DQO _T	g/L	Micrométodo colorimétrico
DQO Soluble	DQO _S	g/L	Micrométodo colorimétrico
Nitrogeno Total Kjeldahl	NTK	g/L	Nitrógeno total Kjeldahl
Nitratos	NO ₃ ⁻	mg/L	Método colorimétrico
Fósforo Total	P-Tot	g/L	Determinación de fósforo total, en aguas residuales NMX-AA-029-SCFI-2001
Fosfatos	PO ₄ ³⁻	Mg/L	Adaptación del método Azul heteropropil-molibdeno
Potencial de Hidrogeno	pH	-	Potenciométrico

3.5 Diseño del Sistema Híbrido de Tratamiento

El diagrama general de la metodología diseñada para el SHT y su escalamiento se muestra en la Figura 3.2, el cual describe las etapas necesarias para su implementación; conformando un solo dispositivo correspondiente a la integración del RBA y el HC que se nombrará como *Hycowet Bioreactor System* para fines prácticos y futuras referencias hacia los sistemas que empleen un Biorreactor y un Humedal construido para realizar procesos en conjunto como se presenta en la Figura 3.3.

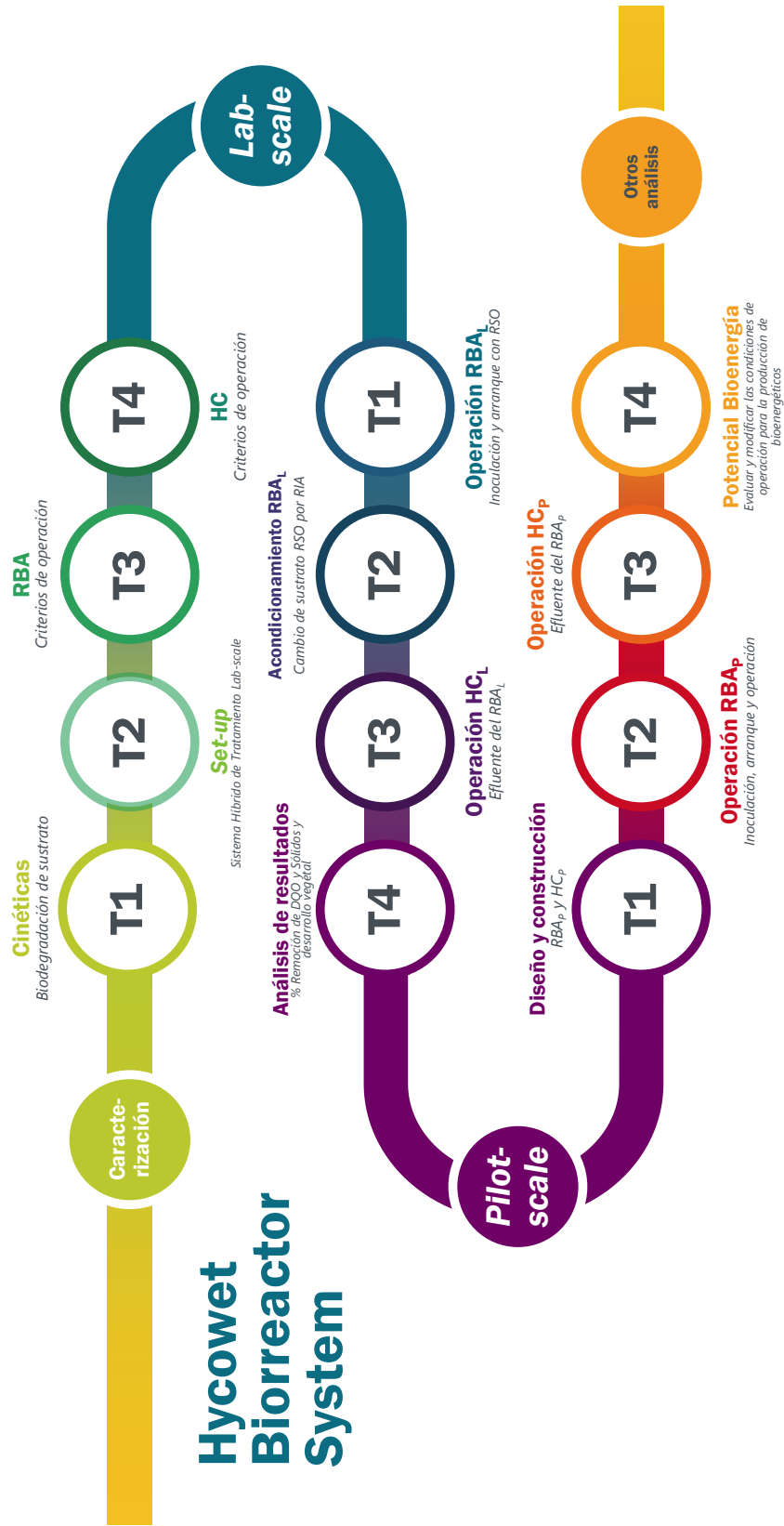


Figura 3.2 Metodología Hycowet Bioreactor System

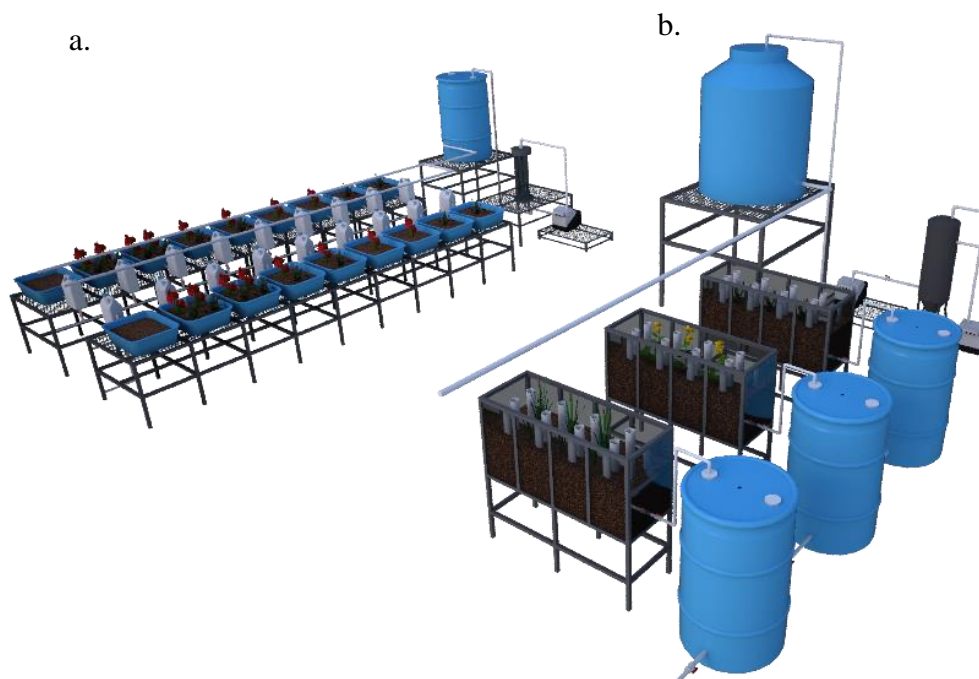


Figura 3.3 Hycowet Bioreactor System. a. *Lab-scale* y b. *Pilot scale*

3.6 Régimen Hidráulico y Carga Orgánica

3.5.1 Etapa Lab-scale

El RBA_L se alimentó con una concentración máxima de 15 g DQO/L con TRH= 24 h y pH= 5.5 ±1 para asegurar el estado en fase hidrolítica de la digestión anaerobia, obteniendo a su salida una concentración de 6 gDQO/L.

Acondicionamiento primera etapa

Posteriormente se adicionó el efluente diluido del ABR_L al HC_L realizando incrementos de concentración como se muestra en la Tabla 2.2.), para favorecer el proceso de nitrificación y desnitrificación del efluente mediante la generación de comunidades bacterianas de vida libre como *Pseudomonas* spp y preparar el sistema para las cargas orgánicas que se suministraron para su tratamiento (Białowiec et al., 2019; Orduña Gaytán et al., 2018; Pelissari et al., 2017; Xu et al., 2020).

Para esta escala se utilizó en el sistema el efluente hidrolizado de frutas y verduras para la inoculación, arranque y acondicionamiento del biorreactor (Alvarado-Lassman et al., 2010; Marín-Peña et al., 2020; Rosas-Mendoza et al., 2018); con las especies vegetales *Canna indica* L., *Spathiphyllum wallisii* y *Alpinia purpurata* dentro del HC para evaluar su comportamiento y poder realizar el cambio de sustrato en la siguiente etapa del escalamiento.

Operación del SHT

Cumpliendo 10 días de operación del reactor se efectuó el cambio de sustrato respetando la concentración de 8 g DQO/L realizando el cambio de sustrato con las relaciones porcentuales de la Tabla 3.2.

Tabla 3.2 Régimen Hidráulico y Cva suministrada al HC_L

Fase	Días de operación	TRH (h)	Cva (gDQO/L*d)	Sustrato
0	3.5	84	0	Agua corriente
1	3		1	
2	3		2	
3	3		3	
4	3	72	4	Efluente del ABR _L
5	3		5	
6	3		6	
7	3		7	
8	3		8	

Una vez evaluado el desempeño del sistema *lab-scale* con base en las remociones de DQO obtenidas se procedió a realizar el arranque y operación en el sistema piloto.

3.5.2 Etapa Pilot-scale

Acondicionamiento segunda etapa

Para la adaptación del RBA_P se desarrolló y evaluó la técnica descrita en la Tabla 3.3., para favorecer el desarrollo bacteriano, logrando que se pudieran adherir al soporte interno del reactor y, por tanto, se acondicionaran al tipo de sustrato de alimentación; empleando una fracción del efluente hidrolizado, otra de la industria azucarera y diluyendo la parte proporcional con agua de proceso (efluente tratado mediante otros procesos biológicos de tratamiento) completando 50 L. Para favorecer y acelerar esta etapa se agregó en la etapa

inicial aproximadamente 500g de inóculo estabilizado proveniente de otro equipo como lo describe el Capítulo 2.

Tabla 3.3 Proceso de inoculación del RBA_P

Fase	Tiempo de operación (d)	Tiempo de recirculación (h)	TRH (h)	% Efluente hidrolizado de frutas y verduras	% Efluente de la industria azucarera	% Agua de proceso
Inicial	0-15	8	360	30	10	60
Final	16-28	12	24	30	10	60

Operación del SHT

La alimentación del agua residual utilizada como influente para el sistema en esta escala se realizó conforme a la metodología descrita en la Tabla 3.4., con la cual, mediante un cambio progresivo del sustrato de alimentación y donde la CVa no exceda los 19 gDQO/L·d (conforme a la caracterización del efluente colectado) se asegure la concentración deseada con una mezcla de ambos sustratos de alimentación se evite la muerte de las bacterias mediante una adaptación de las mismas bajo estas condiciones.

Posteriormente el efluente generado por el RBA_L se utilizó como influente a las celdas de HC_P utilizando el mismo procedimiento que en la tabla del apartado 2.4.1.

Tabla 3.4 Procedimiento de cambio de sustrato en RBA_P

Fase	Días de operación	TRH (h)	Cva (gDQO/L·d)	% Efluente hidrolizado de frutas y verduras	% Efluente de la industria azucarera
1	10			100	0
2	1			80	20
3	1			60	40
4	1	24 h	19	40	60
5	1			20	80
6	1			0	100
7	15			0	100

3.7 Determinaciones Analíticas

Se realizó el monitoreo de pH, DQO_T, DQO_s, ST y SV en el influente y en el efluente para evaluar los porcentajes de remoción a partir de esos parámetros. De igual forma se determinó la cantidad de biomasa medida como SV como parámetro indirecto del desarrollo bacteriano y la composición de biogás.

3.6.1 pH

Se determinó el pH con un potenciómetro OAKTON pH 700, conforme a los *Standard Methods (Federation & Association, 2005)*.

3.6.2 Demanda química de oxígeno (DQO_T y DQO_s)

Se determinó bajo el método colorimétrico (APHA, 1995) y utilizando dicromato de potasio en medio ácido (H₂SO₄) como agente oxidante, en presencia de sulfato de plata y sulfato mercúrico como catalizadores. La digestión, se llevó a cabo en una placa de calentamiento marca HACH a T=150 °C durante 120 min. Se determinó la DQO total y DQO soluble del agua a la entrada y salida para asociar la formación de la biopelícula y la bioconversión del sistema para la generación de biogás. La DQO total se realiza sin ningún tratamiento a la muestra, mientras que para la DQO soluble, se tomaron 10 mL de muestra y se colocaron en una centrífuga HERMLE Z383 a 3500 rpm durante 5 minutos, se tomó el sobrenadante para su posterior análisis. Las concentraciones de DQO total y soluble se analizaron en un espectrofotómetro HACH DBR 200 a 620 nm. Además, se calculan los porcentajes de remoción, conforme a la Ecuación 4.

$$\text{Ecuación 4. \% Remocion DQO} = \frac{DQO_{\text{Entrada}} - DQO_{\text{Salida}}}{DQO_{\text{Entrada}}} * 100$$

3.6.3 Sólidos totales y sólidos volátiles (ST y SV)

Se realizó la determinación utilizando el método gravimétrico (Rice et al., 2012). Para los ST se tomaron 5mL de muestra y se colocaron en una estufa RIOSSA a 105 °C durante 24 horas.

En cuanto a los SV, la muestra se calcinó en una mufla Barnstead/Themolyne con $T= 550\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $t=2\text{ h}$. Las muestras se pesaron en una balanza digital Ohaus Adventurer.

3.6.4 Composición de biogás

La composición del biogás se debe realizar para conocer el contenido de metano en la muestra colectada generada por los biorreactores. Esta se determinó empleando un cromatógrafo de gases BUCK 310 compuesto por una columna capilar All Tech CRTI, de 6 in de longitud y $\phi=0.25\text{ in}$, la cual detecta CH_4 , CO_2 , O_2 y N_2 . Con inyección directa de muestra igual a 2 mL bajo condiciones de operación con gas de acarreo utilizando helio a 70 psi, $T_{\text{columna}}= 36\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $T_{\text{detector}}= 121\text{ }^{\circ}\text{C}$.

3.6.5 Análisis fotográfico de biopelícula adherida

El análisis fotográfico del material microbiológico desarrollado y adherido al material de soporte dentro de ambos RBA se realizó utilizando un microscopio CARL ZEISS modelo Primo Star.

3.6.6 Determinación de biomasa bacteriana

La determinación de la biomasa adherida al soporte en el RBA_L y RBA_P se realizó por el método gravimétrico de SV. El cual consistió en tomar muestras de la fibra de Nylon Poliéster en tres diferentes puntos, estas se colocaron en papel aluminio sobre una charola, ambas a peso constante. Las muestras se secaron a $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 24 h y se calcinaron a $550\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 2 horas; con la diferencia de pesos se obtuvo la Materia Volátil Adherida (MVA) correspondiente a la biomasa en g/L.

3.8 Análisis de producción de bioenergía

Para conocer el potencial como generador de bioenergía del dispositivo desarrollado, es necesario realizar un análisis estadístico, por lo que, se establece un diseño factorial y un método de superficie de respuesta Box Behnken. Para este punto se identificaron las variables con las cuales se podían trabajar como lo son: pH, temperatura, presión, TRH, concentración en la alimentación y velocidad de recirculación.

Con la finalidad de analizar las variables que no generen costos extras de operación, se establecieron las variables de TRH, concentración de la alimentación y velocidad de recirculación, siendo esta última clave para evitar el lavado del soporte y así generar las mejores condiciones para el desarrollo bacteriano y por ende una mejor remoción de contaminantes por la acción de estos microorganismos y por consecuencia una generación de biogás mayor.

Tabla 3.5 Valores de las variables empleadas en el diseño de experimentos

Velocidad de reflujo (L/H)		
Nivel bajo	Nivel medio	Nivel alto
20.26667	37.4	60.7
Concentración de la alimentación (g DQO /L)		
Nivel bajo	Nivel medio	Nivel alto
6	12	18
TRH (h)		
Nivel bajo	Nivel medio	Nivel alto
8	16	24

Una vez seleccionadas las variables, lo que prosigue es identificarlas de acuerdo con el código que utiliza el diseño estadístico y también seleccionar su nomenclatura dentro del programa MINITAB V., por lo cual se construye la Tabla 3.6.

Tabla 3.6 Variables con base a la nomenclatura de un diseño factorial

Variable		Identificador
Velocidad de reflujo (L/H)		A
20.26667	37.4	60.7
-1	0	1
Concentración de la alimentación (g DQO /L)		B
6	12	18
-1	0	1
TRH (H)		C
8	16	24
-1	0	1

3.7.1 Análisis factorial

Se generó la Tabla 3.7 y 3.8 para la identificación de los experimentos a realizar, las cuales se muestran a continuación.

Tabla 3.7 Modelo de diseño factorial proporcionado por Minitab 2017

StdOrder	RunOrder	CenterPt	Blocks	A	B	C
1	2	1	1	-1	-1	-1
2	7	1	1	1	-1	-1
3	4	1	1	-1	1	-1
4	6	1	1	1	1	-1
5	5	1	1	-1	-1	1
6	1	1	1	1	-1	1
7	8	1	1	-1	1	1
8	3	1	1	1	1	1

Tabla 3.8 Datos en la hoja de trabajo de Minitab para el diseño factorial

Full Factorial Design	
Factors: 3	Base Design: 3, 8
Runs: 8	Replicates: 1
Blocks: 1	Center pts (total): 0

Una vez obtenido el modelo que proporciona Minitab, se analiza la serie de combinaciones y se realiza la experimentación de acuerdo con las combinaciones pertinentes.

3.7.2 Método de Superficie de respuesta

Se generó de igual forma en modelo Box Behnken para la generación de las corridas experimentales y poder aumentar la generación de biogás encontrando las mejores condiciones para este proceso, dando como resultado la Tabla 3.9 con un total de 15 experimentos como lo genera la Tabla 3.10.

Tabla 3.9 Modelo de experimentación Box Behnken

StdOrder	RunOrder	PtType	Blocks	A	B	C
5	1	2	1	-1	0	-1
9	2	2	1	0	-1	-1
4	3	2	1	1	1	0
1	4	2	1	-1	-1	0
14	5	0	1	0	0	0
8	6	2	1	1	0	1
6	7	2	1	1	0	-1
10	8	2	1	0	1	-1
11	9	2	1	0	-1	1
12	10	2	1	0	1	1
7	11	2	1	-1	0	1
3	12	2	1	-1	1	0
15	13	0	1	0	0	0
13	14	0	1	0	0	0
2	15	2	1	1	-1	0

Tabla 3.10 Datos en la hoja de trabajo de Minitab para la superficie de respuesta

Box-Behnken Design	
Factors: 3	Replicates: 1
Base runs: 15	Total runs: 15
Base blocks: 1	Total blocks: 1
Center points: 3	

3.9 Efecto del cambio de CVa en el SHT

Posteriormente, debido a las alteraciones que pueden presentarse por la variabilidad del cambio de condiciones operativas del apartado anterior, se procede a realizar el reacondicionamiento. Sin embargo, a causa de la falta de investigaciones de este tipo, se definieron los siguientes apartados.

3.9.1. Modificación de Cva en el RBA

Se comenzó con la adaptación del RBA durante 15 días, esto se llevó a cabo con el objetivo de que los microorganismos se adhirieran y colonizaran nuevamente los paneles utilizados como soporte, por lo que se inoculo nuevamente con biomasa estabilizada adherida al soporte fijo de un Reactor hidrolítico que trata la fraccion líquida de residuos de frutas y verduras

(FLFV). Este reactor ha estado en operación continua durante 365 días. Posteriormente se extrajeron 5 L del inóculo del RBA_P y posteriormente se alimentó con sustrato fresco en esa misma cantidad. Las condiciones de operación y de inoculación se muestra en la Tabla 3.11, con una velocidad de recirculación media de 20 L/h, ajustando el pH con un rango de 5.5 a 6.5, utilizando NaHCO₃, debido a que Anderson y Yang, (1992) investigaron los efectos amortiguadores de diferentes productos químicos encontrando que el NaHCO₃ y el Na₂CO₃ tienen mayor capacidad amortiguadora en comparación con el NaOH.

Tabla 3.11 Condiciones de reacondicionamiento para el RBA_P

Días de operación	TRH (h)	Sustrato industria azucarera (L)	Inóculo (L)
9	72		0.5
3	36	5	0.25
3	24		0.1

Con la operación de RBA_P en hidrolisis favoreció la segunda etapa de tratamiento, asimilando y aprovechando de mejor manera los componentes del efluente azucarero.

Ensayos de Máxima carga

La alimentación consistió en la preparación de 10 L del ARIA, en la Tabla 3.12 se presenta de manera detallada la configuración de las condiciones de operación de las pruebas realizadas para evaluar el comportamiento del RBA_P (Castro Méndez et al., 2022). La velocidad de recirculación a la cual se trabajó fue de 20 L/h ya que en trabajos previos no se presentó lavado aparente de la biopelícula, cabe resaltar que este parámetro es importante ya que durante la recirculación se pretende evitar el desprendimiento bacteriano, debido a que la retención de los microorganismos se basa en la unión de la biomasa en la superficie del soporte poroso fijo, por ello el crecimiento y desprendimiento de la biopelícula se debe mantener bajo control para evitar el taponamiento del reactor y retener la biomasa activa en una biopelícula estable para lograr una mayor remoción de contaminantes. Estas pruebas se realizaron durante 5 días para evaluar la capacidad de remoción del Biorreactor.

Tabla 3.12 Condiciones de operación a altas cargas

Prueba	Cva (gDQO/L*d)	TRH (h)	Velocidad de recirculación (L/h)
1	27	16	
2	40	16	20
3	40	8	
4	50	24	

Ensayos de Aumento de cargas menores

Continuando con la operación del RBA_P se establecieron cargas más bajas en las cuales se mantuvo el TRH con 24 h y velocidad de recirculación de 20 L/h. Las condiciones se muestran en la Tabla 3.13

Tabla 3.13 Condiciones de operación a cargas menores

Prueba	Cva (gDQO/L*d)	TRH (h)	Velocidad de recirculación (L/h)
1	6		
2	9	24	20
3	15		
4	21		

Debido a la baja concentración del agua residual azucarera para estas pruebas, fue necesario realizar los cálculos de Cva. Se continuó la operación del RBA_P durante 20 días a una Cva de 6 gDQO/L·d, correspondiente a una concentración de 30 gDQO/L, posteriormente se operó a una Cva de 9 gDQO/L·d, así sucesivamente, con TRH de 24 h.

3.9.2. Modificación de Cva en el HCS

Debido a que esta etapa depende directamente del RBA, en el arranque y acondicionamiento del HCS se inició alimentando agua fresca, para la activación de la vegetación, posteriormente se inició la alimentación al humedal con el efluente azucarero hidrolizado correspondiente a la primera prueba procedente del RBA_P bajo sus respectivas variaciones

en las condiciones de operación. Por lo que la concentración de DQO suministrada al sistema dependió de las características del efluente.

Para su posterior alimentación se diluyeron 50 L de efluente hidrolizado en 220 L de agua fresca para evitar el decaimiento de la vegetación por la alta carga. El HCS se operó con TRH de 3, durante 15 días, por lo que cada tercer día el HC fue alimentado, bajo las condiciones de la prueba 1, posteriormente la prueba 2 y así sucesivamente, el flujo de alimentación fue de 1.25 L/h.

3.10 Modificación del HC de paralelo a en serie

Se dosificó ARIA hidrolizada diluida proveniente del RBA escalado y estabilizado, mediante lotes consecutivos de 70 L (7.09 gDQO_T en promedio) de acuerdo con la configuración correspondiente por cada permutación de las tres celdas, convirtiendo así, el HC configurado en paralelo (HCP) en el Humedal Construido en Serie (HCS); para ser alimentado consecutivamente de celda en celda. Las celdas fueron sembradas con monocultivo de las plantas ornamentales (A) *Canna indica* L., (B) *Spathiphyllum willisii* Regel y la última celda de la especie nativa de humedales (C) *Typha latifolia* L. Las seis permutaciones se presentan en la Tabla 3.14 con las especies A, B y C correspondiente a cada celda de alimentación del HCS.

Tabla 3.14 Permutaciones configurables del HCS

Permutación	Clave	Celda
1	ABC	C1»C2»C3
2	BAC	C2»C1»C3
3	BCA	C2»C3»C1
4	CBA	C3»C2»C1
5	CAB	C3»C1»C2
6	ACB	C1»C3»C2

Por lo cual la alimentación del HC a través del tanque de alimentación, se dosifica en orden de cada celda individual, ocupando el efluente resultante para la alimentación de la segunda y tercera celda sucesivamente conforme a la tabla anterior.

3.11 Monitoreo de Desarrollo Vegetal

Adaptación y supervivencia de especies

Las plantas supervivientes fueron monitoreadas visualmente cada mes, todas las plantas fueron numeradas para tener el control de su supervivencia y a la muerte de las plantas a las que se les asignó una nueva numeración mes tras mes para dar un seguimiento adecuado a su desarrollo, así como su producción de flores. Como control los mismos parámetros fueron medidos en 3 plantas de la misma edad de madurez plantadas en suelo de su estado natural plantadas en las mismas características iniciales de tamaño que las que están en los HC y el mismo tiempo de monitoreo.

Medidas del desarrollo vegetal

El desarrollo de las plantas fue medido monitoreando el 100% de la maduración y a los nuevos especímenes (brotes) de cada especie, se midió altura, largo de la hoja, número de hojas, ancho de las hojas. Toda esta información fue procesada para obtener promedios y establecer futuros volúmenes de biomasa no destructivos en estudios posteriores. Como control los mismos parámetros fueron medidos en 3 plantas de la misma edad de madurez plantadas en suelo en su estado natural con las mismas características que aquellas que empezaron en los HC en términos de tamaño y tiempo de monitoreo para la obtención de un promedio de desarrollo.

Biomasa Destructiva

Tres plantas maduras de *Typha latifolia* L., *Canna Indica* L. y *Spathiphyllum wallisii* respectivamente fueron sacrificadas en las cuales para determinar el área y subsuelo de biomasa se tuvo que separar la planta de su raíz y lavándola con agua fresca para remover la presencia de sólidos en la raíz que podría interferir con los resultados de biomasa. Fueron inmediatamente colocadas en un horno a 100 °C por 72 h para tener un peso constante para calcular la biomasa. Las plantas fueron pesadas en una balanza digital analítica de gran precisión. Subsecuentemente los resultados de ambos sobre suelo y subsuelo fueron resumidos, los resultados de los individuos de cada especie de planta fueron promediados para calcular el promedio de 1 g de biomasa al tamaño de la planta.

CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Cinéticas de biodegradación de agua residual (Zafra 2018-2019)

4.1.1 Caracterización de lodo y sustrato

Los resultados obtenidos de la caracterización del inóculo y sustrato para las cinéticas se muestran en la Tabla 4.1. El sustrato evaluado de la industria azucarera se colectó del residuo producto del procesamiento de caña antes de ser vertido al efluente general de la industria.

Tabla 4.1 Caracterización de lodos para cinéticas

Lodo	DQO _T (mg/L)	SV (mg/L)
Inóculo estabilizado	91670	11.51
Agua residual	173312.5	10.09

4.1.2 Cálculo de diluciones

Utilizando los datos de la Tabla 4.1 se realizan los siguientes cálculos para evaluar y comparar la biodegradación de dos relaciones de Sustrato/Biomasa.

Dilución de cinética $S_0/X_0=0.5$

Se estableció una relación de Sustrato/Biomasa inicial de 0.5 para la primera cinética de biodegradación, por lo tanto, la Ecuación 1 queda de la siguiente forma:

$$\text{Ecuación 5. } \frac{S_0}{X_0} = 0.5$$

Posteriormente se calcula la cantidad necesaria de SV de biomasa proporcionalmente a la relación previamente establecida, utilizando los datos de la Tabla 4.1:

$$\text{Ecuación 6. } 0.2 \text{ L} * 11.511 \frac{\text{gSV}}{\text{L}} = 2.3022 \text{ gSV}$$

$$\text{Ecuación 7. } X_0 = 2.3022 \text{ gSV}$$

Calculando la cantidad necesaria de sustrato:

$$\text{Ecuación 8. } \frac{S_0}{X_0} = 0.5$$

Ecuación 9. $S_o = X_o (0.5)$

Ecuación 10. $S_o = (2.3022 \text{ g})(0.5)$

Ecuación 11. $S_o = 1.1511 \text{ gDQO}$

Rectificando la relación Sustrato/Biomasa de la Ecuación 1:

Ecuación 12. $\frac{S_o}{X_o} = \frac{1.1511 \text{ g}}{2.3022 \text{ g}} = 0.5$

Se obtiene la concentración requerida (C_2) de la solución de sustrato diluido con agua para utilizar en la cinética, dividiendo los gramos de “ S_0 ” entre su respectivo volumen, que corresponde a 300 mL.

Ecuación 13. $\frac{1.1511 \text{ gDQO}}{0.3 \text{ L}} = 3.837 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}$

Sustituyendo los datos correspondientes en la Ecuación 14, se obtiene el volumen necesario de sustrato para la dilución de la cinética, por lo tanto:

Ecuación 14. $C_1 V_1 = C_2 V_2$

Ecuación 15. $\left(173.3125 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}\right) (V_1) = \left(3.837 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}\right) (0.3 \text{ L})$

Ecuación 16. $V_1 = \frac{\left(3.837 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}\right) (0.3 \text{ L})}{\left(173.3125 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}\right)}$

Ecuación 17. $V_1 = \frac{1.1511 \text{ gDQO}}{\left(173.3125 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}\right)}$

Ecuación 18. $V_1 = 0.006641 \text{ L} = 6.641 \text{ mL}$

Ecuación 19. $V_1 \approx 7 \text{ mL}$

Con lo anterior, se requieren 7 mL de sustrato (ARIA), diluidos con 93 mL de agua, obteniendo así la disolución de trabajo para la cinética de $S_o/X_o = 0.5$

Dilución cinética $S_o/X_o=1$

De igual forma que el procedimiento anterior, se establece una relación. Por lo tanto, la Ecuación 1 con $X_0 = 2.3022 \text{ g SV}$ queda:

Ecuación 20. $\frac{S_o}{X_o} = 1$

Posteriormente, se rectifica la relación Sustrato/Biomasa de la Ecuación 20:

$$\text{Ecuación 21.} \quad S_o = X_o \quad (1)$$

$$\text{Ecuación 22.} \quad S_o = (2.3022 \text{ g})(1)$$

$$\text{Ecuación 23.} \quad S_o = 2.3022 \text{ gDQO}$$

Verificando la relación Sustrato/Biomasa de la Ecuación 1 obtenemos:

$$\text{Ecuación 24.} \quad \frac{S_o}{X_o} = \frac{2.3022 \text{ g}}{2.3022 \text{ g}} = 1$$

Se obtiene la concentración requerida (C_2), a partir de la Ecuación 14, de la solución de sustrato, con esto se obtiene lo siguiente:

$$\text{Ecuación 25.} \quad \frac{2.3022 \text{ gDQO}}{0.3 \text{ L}} = 7.674 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}$$

Sustituyendo en la Ecuación 14:

$$\text{Ecuación 26.} \quad \left(173.3125 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}\right) (V_1) = \left(7.674 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}\right) (0.3 \text{ L})$$

$$\text{Ecuación 27.} \quad V_1 = \frac{\left(7.674 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}\right)(0.3 \text{ L})}{\left(173.3125 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}\right)}$$

$$\text{Ecuación 28.} \quad V_1 = \frac{2.3022 \text{ gDQO}}{\left(173.3125 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}\right)}$$

$$\text{Ecuación 29.} \quad V_1 = 0.013283 \text{ L} = 13.283 \text{ mL}$$

$$\text{Ecuación 30.} \quad \underline{V_1 \approx 14 \text{ mL}}$$

Con estos resultados se completó el volumen con 286 mL de agua para el montaje de las cinéticas 2. En ambos casos de las cinéticas se adicionaron 200 mL de inóculo ajustando el pH en un rango de 6.8 a 7.2.

4.1.3 Monitoreo de pH en cinéticas de degradación

Conforme al monitoreo descrito en el apartado 3.6.1 se obtuvieron los siguientes datos de la Tabla 4.2. Durante ambas cinéticas de biodegradación, el pH presentó la neutralidad desde el montaje de los matraces con el pH modificado. Tal y como se muestra en la Figura 4.1, una vez transcurridas las primeras 24 horas de remoción de las cinéticas con las relaciones

de $\frac{S_o}{X_o}$, donde el pH descendió considerablemente hasta llegar a un valor de 6.0 y 6.33 respectivamente.

Tabla 4.2 Monitoreo de pH en cinéticas

Muestras (h)	pH	
	$\frac{S_o}{X_o} = 0.5$	$\frac{S_o}{X_o} = 1$
0	7.22	7.08
1	7.21	7.1
2	7.25	7.12
3	6.97	7.04
4	6.97	7.01
5	7.12	7.09
6	7.02	6.95
8	6.98	7.01
10	6.9	6.89
24	7.01	6.95
48	6.54	6.46
72	6	6.33

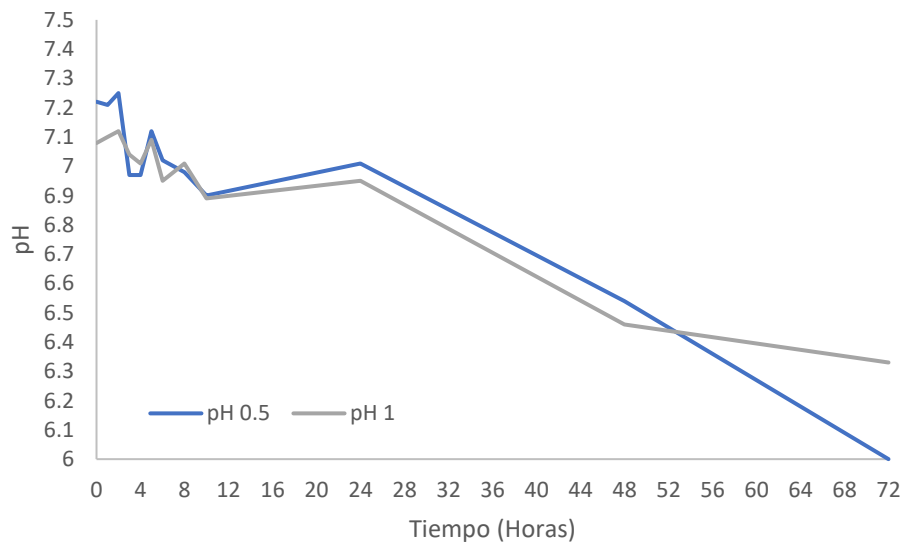


Figura 4.1 Comparación de pH en cinéticas de biodegradación

4.1.4 Remoción DQO en cinéticas

Los datos obtenidos mediante la lectura del espectrofotómetro de ambas cinéticas se muestran en la Tablas 4.3 y 4.4.

Tabla 4.3 Remoción de DQO cinética $\frac{S_0}{X_0} = 0.5$

Muestra	DQOs (lectura)(mg/L)	DQO (mg/L)
0	4063.9	16255.6
1	4046.6	16186.4
2	3968	15872
3	3957.2	15828.8
4	3955.3	15821.2
5	3771.8	15087.2
6	3719.3	14877.2
8	3597.7	14390.8
10	3460.6	13842.4
24	3414.8	13659.2
48	3380.2	13520.8
72	3372.6	13490.4

La remoción de material orgánico medido en forma de DQO entre ambas cinéticas con relación S_0/X_0 de 0.5 y 1, presento valores similares durante las 8 horas iniciales, como se describe en la Figura 4.2; la cinética con relación 1 comenzó a tener mayor remoción de materia orgánica y una vez transcurrido ese tiempo, fue superada por la cinética de 0.5 por una diferencia relativamente corta de degradación, con una cantidad de 13490.4 mg/L y 13926 mg/L de DQO respectivamente.

Tabla 4.4 Remoción de DQO de cinética $\frac{S_o}{x_o} = 1$

Muestra (h)	DQOS (lectura) (mg/L)	DQO (mg/L)
0	4240	16960
1	4235.5	16942
2	3748.8	14995.2
3	3735.7	14942.8
4	3735.5	14942
5	3712.6	14850.4
6	3566.4	14265.6
8	3540.1	14160.4
10	3515.4	14061.6
24	3510.4	14041.6
48	3499.3	13997.2
72	3481.5	13926

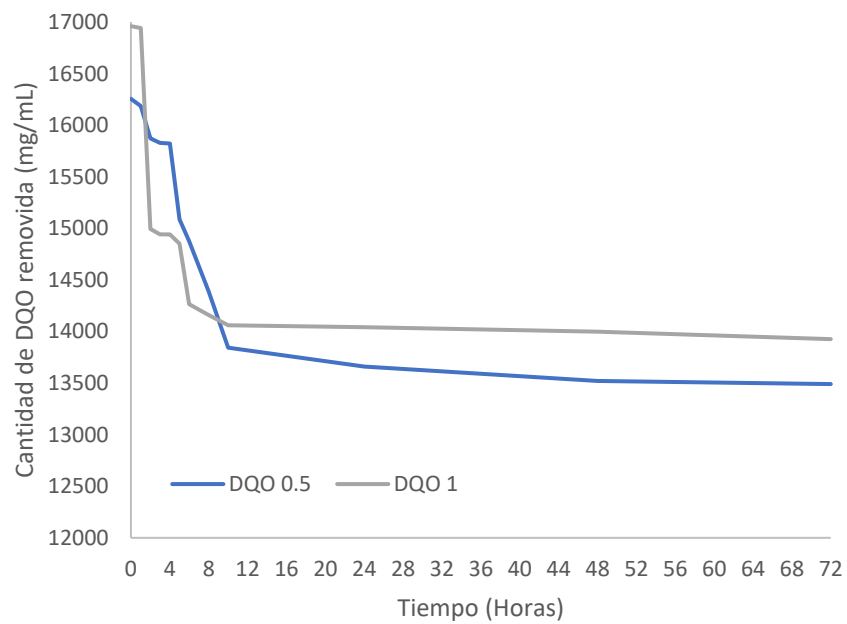


Figura 4.2 Comparación de cinéticas de degradación

Para calcular el porcentaje de remoción de materia orgánica, se recurrió a sustituir los valores de las Tablas 4.3 y 4.4 en la Ecuación 4.

Ecuación 31. $\%Remoción\ cinética\ 0.5 = \left(\frac{16255.6 - 13490.4}{16255.6} \right) * 100$

Ecuación 32. $\%Remoción\ cinética\ 0.5 = 17.01\%$

Ecuación 33. $\%Remoción\ cinética\ 1 = \left(\frac{16960 - 13926}{16960} \right) * 100$

Ecuación 34. $\%Remoción\ cinética\ 1 = 17.89\%$

4.1.5 Remoción de Sólidos en cinéticas

En las Figuras 4.3 y 4.4 se puede observar el avance de remoción de los ST y STV de ambas cinéticas con un comportamiento similar.

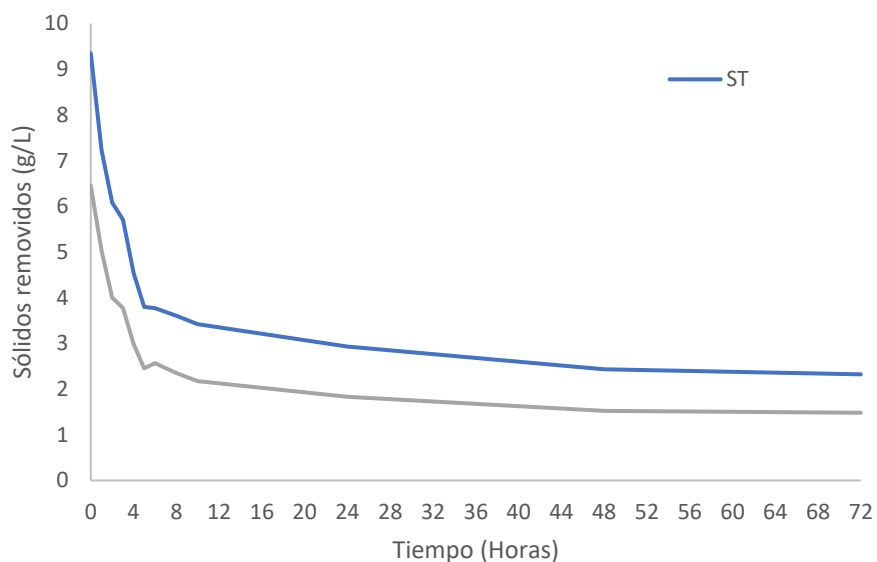


Figura 4.3 Evaluación de ST y STV en cinética $\frac{S_o}{X_o} = 0.5$

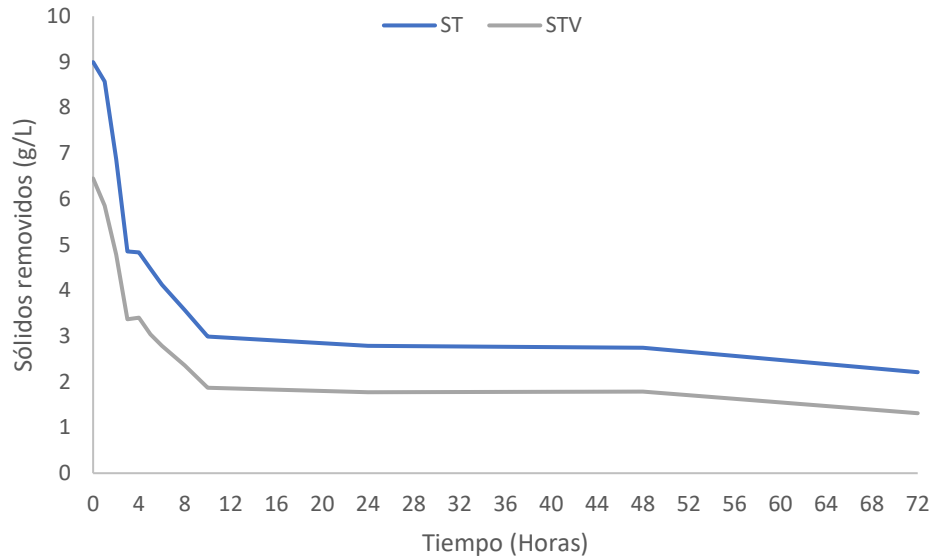


Figura 4.4 Evaluación de ST y STV en cinética $\frac{S_o}{X_o} = 1$

Con lo que se calcula la remoción de solidos como se muestra a continuación en la Ecuación 36 y 37.

Ecuación 35. $\% \text{ Remoción } ST = \frac{ST_{Entrada} - ST_{Salida}}{ST_{Entrada}} * 100$

Ecuación 36. $\% \text{ Remoción } STV = \frac{STV_{Entrada} - STV_{Salida}}{STV_{Entrada}} * 100$

Ecuación 37. $\% \text{ Remoción } ST \text{ (cinética 0.5)} = \left(\frac{9.346 - 2.322}{9.346} \right) * 100$

Ecuación 38. $\% \text{ Remoción } ST \text{ (cinética 0.5)} = 75.15\%$

Ecuación 39. $\% \text{ Remoción } STV \text{ (cinética 0.5)} = \left(\frac{6.452 - 1.482}{6.452} \right) * 100$

Ecuación 40. $\% \text{ Remoción } STV \text{ (cinética 0.5)} = 77.03\%$

Ecuación 41. $\% \text{ Remoción } ST \text{ (cinética 1)} = \left(\frac{8.996 - 2.21}{8.996} \right) * 100$

Ecuación 42. $\% \text{ Remoción } ST \text{ (cinética 1)} = 75.43\%$

Ecuación 43. $\% \text{ Remoción } STV \text{ (cinética 1)} = \left(\frac{6.45 - 1.312}{6.45} \right) * 100$

Ecuación 44. $\% \text{ Remoción } ST \text{ (cinética 1)} = 79.66\%$

Con lo que se alcanzaron remociones superiores del 75 % para ambos, obteniendo resultados similares para la degradación de material orgánico suspendido, por lo que este sustrato se puede degradar de manera eficiente sin algún tipo de pretratamiento y por ende aplicar la DA de manera efectiva, o alguna de las etapas de esta.

4.1.6 Bioconversión de Sustrato-Biogás en cinéticas

Durante las primeras 8 horas de monitoreo, la producción de biogás en ambos experimentos fue la misma y a partir de las primeras 24 horas, se pudo apreciar que la cinética 1 generó aproximadamente el doble que lo que generó la cinética 0.5. En las últimas horas, dejó de registrarse una proporción de 1:2 sin embargo, por mayor concentración de azúcares en la alimentación, la cinética 1 fue en la que se registró más producción de biogás como era de esperarse, tal y como se muestra en la Tabla 4.5 y la Figura 4.5.

Tabla 4.5 Generación de biogás en las cinéticas

Hora	Biogás en cinética $\frac{S_o}{X_o} = 0.5$ (mL)	Biogás en cinética $\frac{S_o}{X_o} = 1$ (mL)
0	0	0
1	10	10
2	10	10
3	15	15
4	15	15
5	20	20
6	20	20
8	20	20
10	20	40
24	180	300
48	360	500
72	400	580

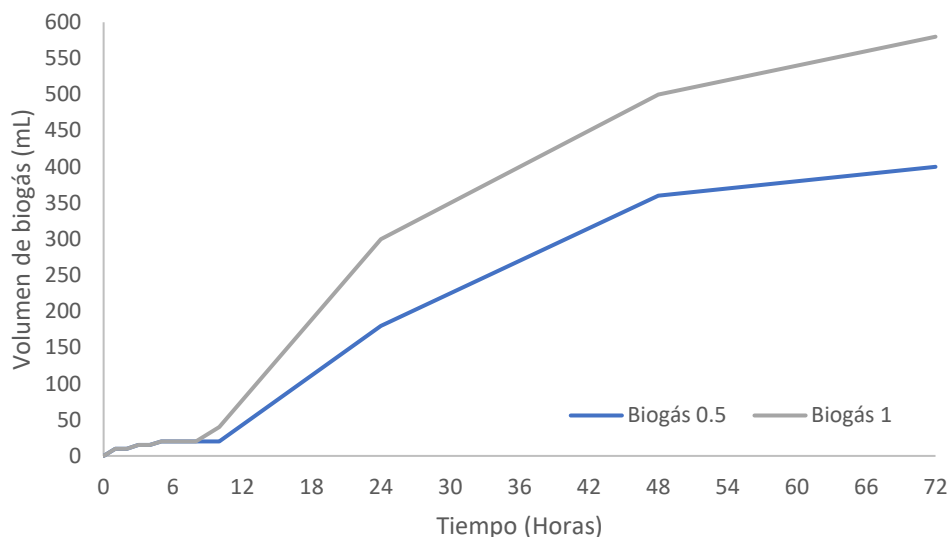


Figura 4.5 Comparación de producción de biogás

Por medio de la variable del área bajo la curva, se pudieron obtener los porcentajes de cada uno de los componentes en el biogás. Se suman las áreas y posteriormente se divide el valor del área de cada componente entre la suma total y se multiplica por 100 como se puede ver en las Tablas 4.6 y 4.7.

Tabla 4.6 Componentes del biogás cinética $\frac{S_o}{X_o} = 0.5$

Componente	Área (unidades)	Porcentaje (%)
CH₄ + Aire	220.8587	43.70
N₂	151.1722	29.91
CH₄	133.4044	26.39
Total	505.4353	100

El componente predominante en ambos casos fue gas metano mezclado con aire, con un porcentaje de casi 44% mientras que en los otros dos componentes variaron su porcentaje. En la cinética 0.5 el componente con menor porcentaje fue el gas metano puro y en la cinética

1 fue el gas Nitrógeno como se puede ver en las Figuras 4.6 y 4.7. En ninguna de las dos degradaciones se produjo CO₂.

Tabla 4.7 Componentes del biogás cinética $\frac{S_o}{X_o} = 1$

Componente	Área (unidades)	Porcentaje (%)
CH₄ + Aire	224.5522	43.97
N₂	134.671	26.37
CH₄	151.4477	29.66
Total	510.6709	100

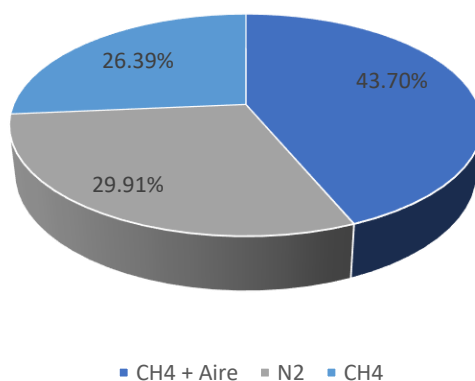


Figura 4.6 Porcentaje de los componentes de biogás cinética $\frac{S_o}{X_o} = 0.5$

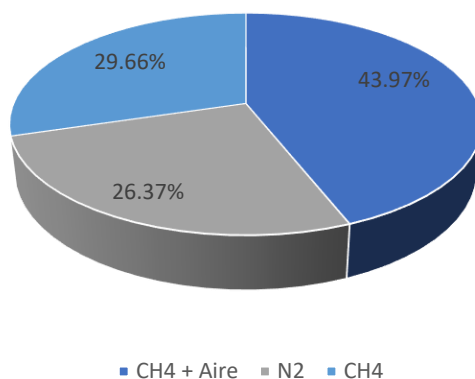


Figura 4.7 Porcentaje de los componentes de biogás cinética $\frac{S_o}{X_o} = 1$

4.2 Evaluación del sistema híbrido Lab-scale

4.2.1 Remoción DQO y Sólidos RBA_L

El RBA escala laboratorio inició su operación, a través de la alimentación con la Fracción Líquida de Frutas y Verduras (FLFV), iniciando con una concentración de 15 g DQO/L con TRH= 24 h, y pH 5.5 a 6.5, posteriormente se llevó a cabo el cambio del sustrato de alimentación por ARIA a una C_{va} = 11.20 g DQO_T/L·d. El monitoreo se realizó durante 31 días, de acuerdo con la Figura 4.8a; donde, el sistema presentó variaciones los días 1-5, esto se debe a que el RBA_L se comenzó a adaptar a la concentración de alimentación, los primeros 10 días con el sustrato de frutas y verduras se alzaron remociones de 63 % en DQO_T y valores de 53 % en DQO_S. Después de realizar el cambio de sustrato se aprecia que de los días 10-20 hubo una variación de remociones debido a la adaptación del nuevo sustrato, y a partir del día 21 se incrementó la remoción a valores de 64 % en DQO_T y 59 % en DQO_S obteniendo como efluente de salida una carga orgánica de 6 gDQO/L en valores de concentración. En la Figura 4.8b se muestran las remociones de sólidos con remoción en los días 1-10 de 44 %ST y 46 %STV en cuanto al segundo sustrato se incrementaron los valores en el día 22 con 68 %ST y 59 %STV.

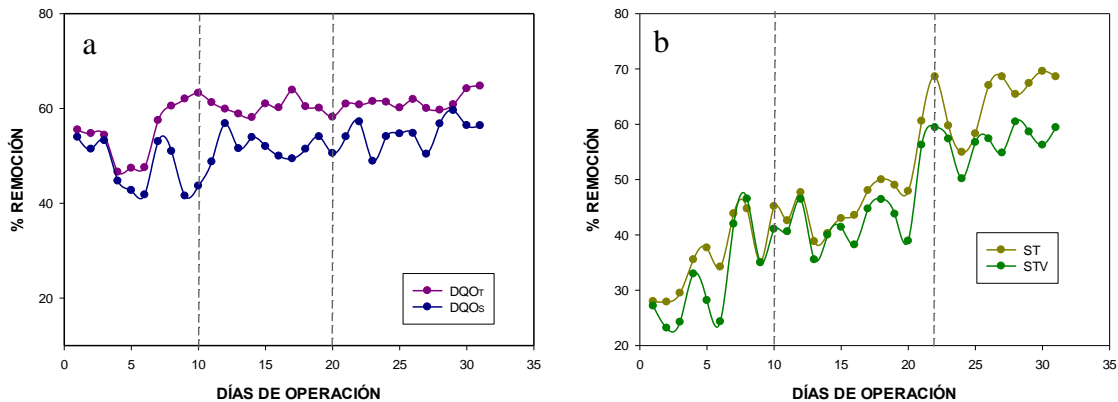


Figura 4.8 Porcentaje de remoción de a. DQO_T y DQO_S; b. ST y STV en el RBA_L

4.2.2 Remoción DQO y Sólidos HC_L (Microcosmos)

El tratamiento en el HC inició con un periodo de adaptación de las especies vegetales (*Canna*, *Alpinia* y *Spathiphyllum*) con 3 celdas cada una sembrada en GVR y una mezcla 50/50 de

GVR+PET, haciendo pasar agua fresca por 30 días con el TRH correspondiente,, posteriormente se utilizó el efluente de la etapa anterior, realizando una dilución para alimentar el SHT bajo una concentración de 1 gDQO/L con TRH= 3 d.

A continuación, se presenta en la Figura 4.9a, la remoción inicial de la DQO alcanzando un 40 %, mostrando un incremento considerable a partir del día 25 con una remoción máxima del 78 %, obteniendo así, una concentración final de salida de 0.221 g DQO/L. Por otro lado, en la Figura 4.9b se observa dicho incremento en la remoción de ST en el día 13.

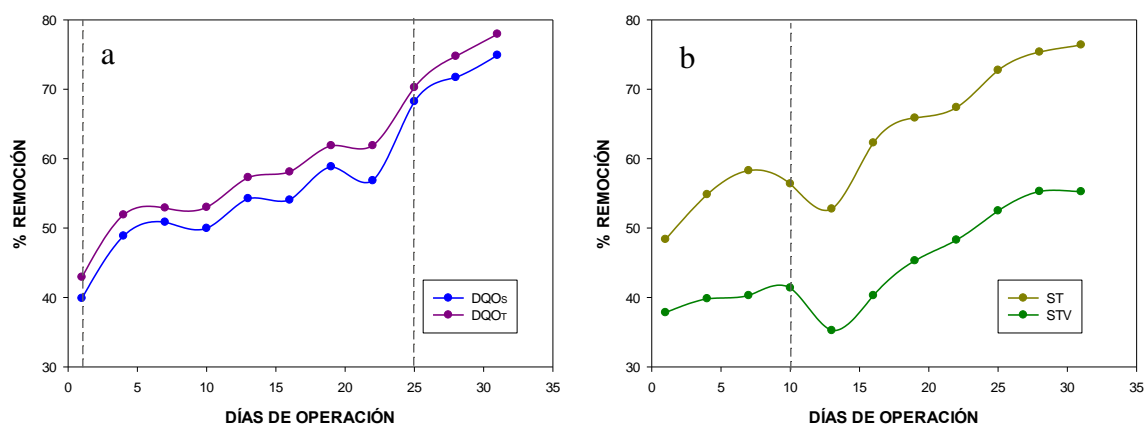


Figura 4.9 Porcentaje de remoción de a. DQO_T y DQO_S; b. ST y STV en el HC_L

4.2.3 Relación vegetación-remoción

Además, en la Figura 4.10, se registra el porcentaje de remociones alcanzadas, correspondientes a la DQO de las especies vegetales, donde, se presentaron mejores resultados con la planta *Canna* superando el 60 % en promedio, comparándola con las 3 celdas del HC en esta escala. Con esto se puede concluir que, de acuerdo con la remoción en cada celda, el mejor soporte es la GVR en comparación a la mezcla con PET debido al espacio muerto sin material compactado. Cabe resaltar que, los estudios sobre el crecimiento de las plantas y el efecto de diferentes tipos de soportes son muy pocos. Por ejemplo, Jampeetong, & Janyasupab, (2022) estudiaron los efectos de los tipos de sustrato sobre el crecimiento y la morfología de la raíz de *Canna indica* L., correlacionado con la eliminación de nitrógeno (N) sembradas en HC con grava, piedra pómez y biocarbón; suministrando cantidades conocidas

específicas de N en diferentes formas, mientras que ajustaron el pH a 6.5 a diferencia de esta investigación donde el pH descendió por acción del RBA; donde se encontró que el crecimiento de *C. indica* no fue significativamente diferente entre los tratamientos, pero se encontraron diferencias en la morfología de la raíz. Las plantas cultivadas en piedra pómez tenían los diámetros de raíz más grandes, mientras que las plantas cultivadas en biocarbón tenían las raíces más largas y por último el tratamiento con grava, *C. indica* mostró el menor diámetro y longitud de raíz, formando más espacio de aire interno entre sus raíces afectando el suministro de O₂ y la adaptación morfológica de la raíz, comprobando que los medios de soporte porosos pueden desempeñar un papel importante en la adsorción de N. Además, pueden mejorar el suministro de oxígeno y estimular el crecimiento de las raíces.

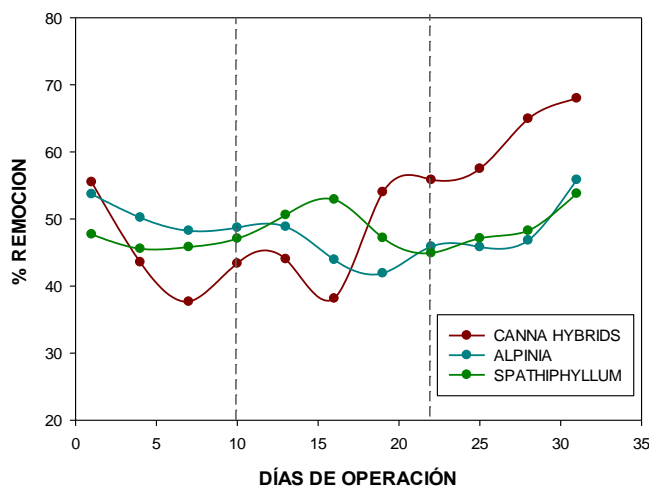


Figura 4.10 Remoción por especie vegetal en HC_{LAB}

A partir del desempeño de cada especie vegetal sembrado bajo estas condiciones, se realizó el cambio de la especie *Alpinia* por la especie *Typha*.

4.3 Diseño y construcción del sistema Híbrido piloto

4.3.1 Diseño RBA_P

La Figura 4.11 se presenta un concepto previo a la etapa del diseño y construcción del RBA_P para lograr identificar los puntos importantes con los que deben contar estos tipos de dispositivos; para más detalles de diseño, consultar el ANEXO 5.

4.3.2 Construcción del RBA_P

El RBA_P consta de dos tapas internas, en la parte superior e inferior con orificios como se puede observar en las Figuras 4.12 y 4.13, con la finalidad de distribuir el flujo de alimentación y cubrir el soporte para la biopelícula fija que se presenta en la Figura 4.14. Se contemplaron dos bombas peristálticas marca MASTER FLEX L/S *Economy Drive* con cabezales modelo Easy Load II, para el flujo de alimentación y recirculación respectivamente. Este dispositivo también posee una tapa externa en la parte superior con dos salidas, una de ellas para la salida de biogás y una salida disponible para instalar una válvula de seguridad cuando los requerimientos de diseño así lo demanden, estas salidas son observadas en la Figura 4.15.

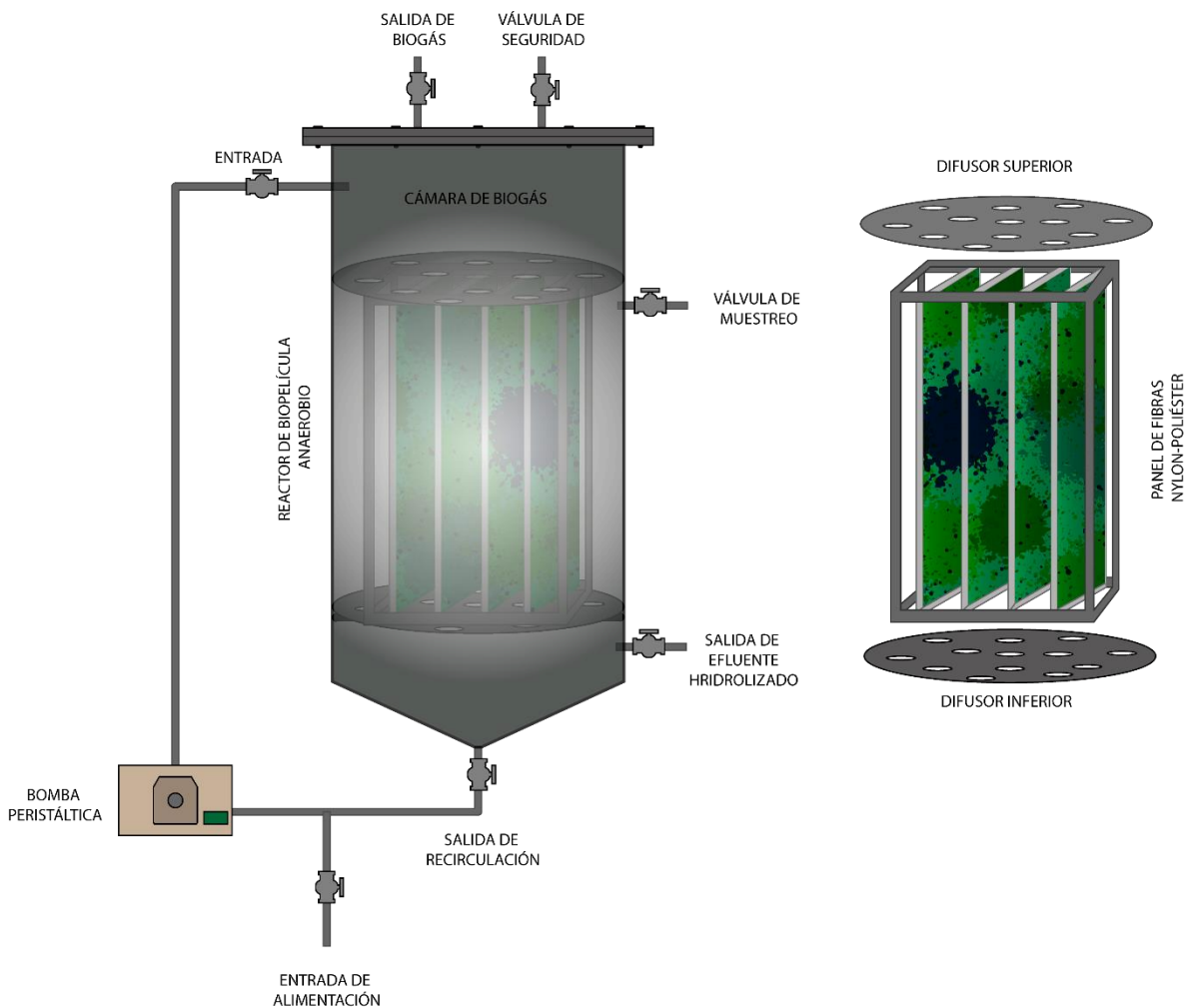


Figura 4.11 Diseño del Reactor de Biopelícula Anaerobio piloto.



Figura 4.12 Cuerpo del RBAP



Figura 4.13 Soporte interno del RBAP

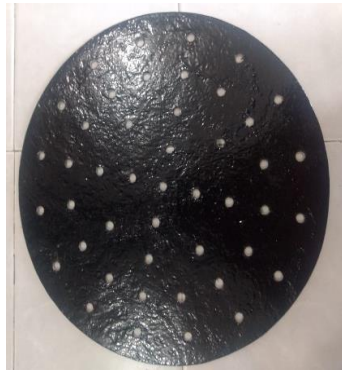


Figura 4.14 Tapas internas del RBAP



Figura 4.15 Tapa superior externa del RBAP

En la Figura 4.16 se muestra el RBA en escala piloto montado y en operación dentro de la planta de Aprovechamiento de Residuos Sólidos en el Instituto Tecnológico de Orizaba.



Figura 4.16 Reactor de Biopelícula Anaerobia pilot-scale montado

4.3.3 Diseño y construcción del HCP

La construcción del HCP se describe de las Figuras 4.17 a la 4.20, donde, se ensamblaron las 3 celdas del HC en acrílico reforzado con las características mencionadas en el apartado 3.3.2; estas contienen en su interior doce tubos de PVC perforados para la extracción de soporte colonizado para evaluaciones posteriores. A cada celda le pertenece un tanque colector del efluente conectado por desbordamiento gracias a la tubería en forma de “S” simulando sistemas de flujo subsuperficial con alimentación vertical. Con el fin de regular el flujo de alimentación en cada celda del HC, se utilizaron dos válvulas fit de 1/8 de pulgada con dos salidas, configuradas con velocidad de flujo de 10 mL/min.



Figura 4.17 Celdas de HC_p



Figura 4.18 Tubos de extracción de muestra



Figura 4.19 Colector de efluente final



Figura 4.20 Válvula de alimentación

Con la intención de promover el espacio radical de la vegetación se emplearon tres tipos de material como soporte como se describe a continuación: primeramente, se llenó la celda con 20 cm de piedra de río porosa (con un desnivel a 45° de la parte inicial hasta la mitad de la celda horizontalmente con la finalidad de para distribuir el flujo de alimentación y evitar flujos preferenciales). Posteriormente con una altura de 10 cm fragmentos de PET y HDPE, mientras que en la parte superior se colocaron 10 cm de GVR; tal y como se muestra en la Figura 4.21, repitiendo esta configuración de soporte tres veces.



Figura 4.21 Celda con material de soporte.

4.4 Sistema Híbrido *pilot-scale* (Zafra 2019-2020)

Durante el periodo de zafra comprendido del año 2019 – 2020 se llevó a cabo el seguimiento en la operación del SHT, donde se muestra el monitoreo durante los 68 días posteriores a la etapa de inoculación en la Figura 4.22a, dando por iniciada la alimentación del SHT con ARIA.

En este caso, bajo las condiciones mencionadas; a partir del día 30 las remociones presentaron un incremento llegando a obtener valores del 46 % referentes a la DQO_T obteniendo como efluente de salida valores de 8 g DQO/L , es decir con remociones promedio del 30 %. En la Figura 4.22b se muestran las remociones de sólidos, donde se alcanzaron valores del 48 %ST y 20 %STV removidos.

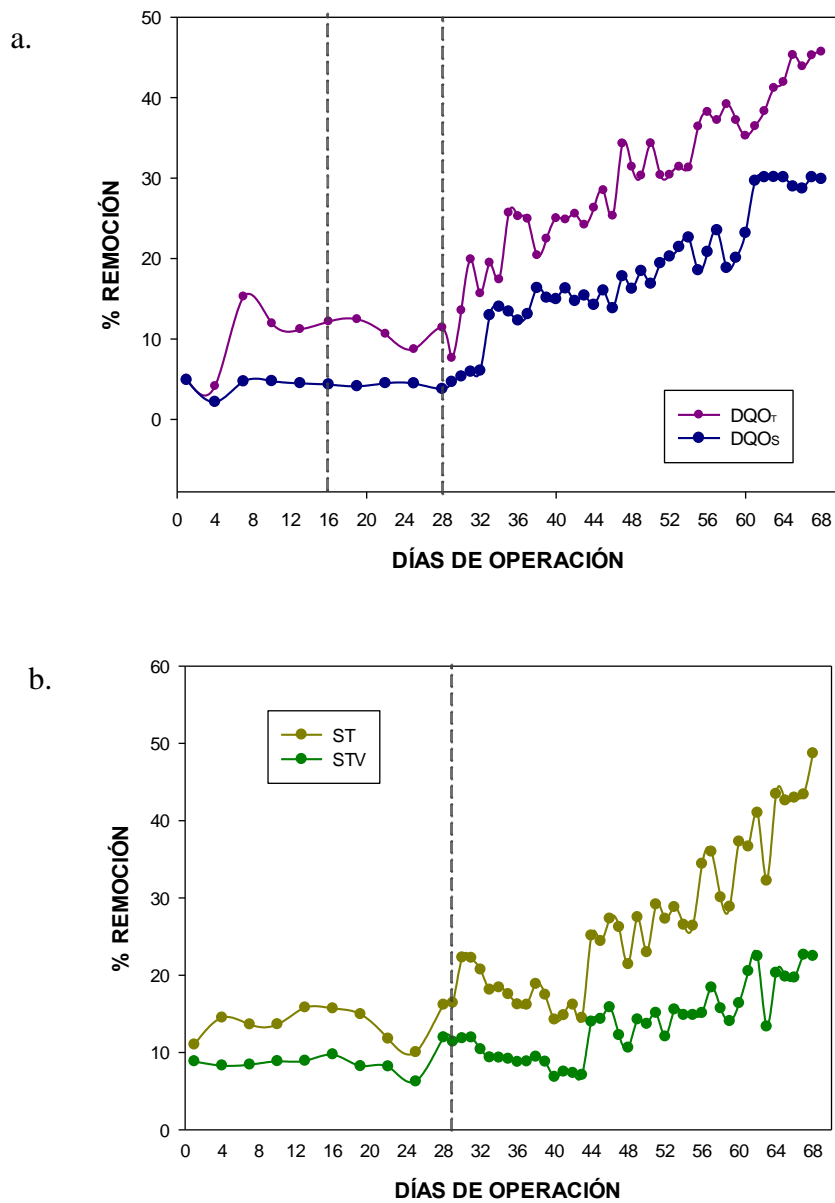


Figura 4.22 Porcentaje de remoción de a. DQO_T y DQO_S; b. ST y STV en el RBA_p

4.4.1 Monitoreo de pH

El sustrato de alimentación presentó un pH con valor ácido debido a esto se tuvo que elevar el pH bajo el rango de 5.5 a 6.5, por su excesiva acidez registrando hasta un pH= 3. Esto con el objetivo de reproducir y promover el desarrollo las bacterias hidrolíticas, esto se puede apreciar en la Figura 4.23. En algunos estudios donde se emplea la DA completa o

fraccionada para evaluar los efectos del pH se encontraron resultados similares, donde empleando un pH ácido no se obtienen los resultados óptimos, más sin embargo es necesario gastar grandes cantidades de buffers para lograr nivelar el pH a 7 o inclusive hasta 11, solo para incrementar la bioconversión en la etapa de la hidrólisis y acidogénesis; Sin embargo, se presenta una ventaja operativa cuando se emplean rangos de pH bajos que promueven la liberación de fósforo, el cual puede ser absorbido y degradado en la segunda etapa por acción vegetal y microbiana dentro del HC. De igual forma gracias a esto, la hidrólisis es capaz de degradar grandes cantidades de material orgánico en tiempos cortos de operación que van desde las 8 hasta las 24 horas, lo cual conlleva la evaluación de estas mismas condiciones en el apartado 4.5 (Latif et al., 2015; Mendes et al., 2006; Zhang et al., 2005). Por lo tanto, se justifica el ajuste de pH con cantidades menores de bicarbonato de sodio para favorecer la primera etapa de la DA y complementar la depuración del ARIA en la segunda etapa sin la necesidad de aumentar el TRH en ninguno de los dos casos.

Estas condiciones de operación descritas se mantuvieron niveladas a excepción del día 40 donde el reactor incrementó el pH de salida, muy probablemente debido a la acción de las comunidades bacterianas gracias que continúan sus procesos biológicos de descomposición de materia orgánica disponible, su reproducción y muerte. Por otra parte, la caída del pH a la salida puede confirmar un incremento en la concentración de AGVs mostrando que el sustrato (ARIA) contiene algunos constituyentes fácilmente biodegradables; y que además con este rango de 5.5 a 6.5 se puede lograr la producción de biogás de manera constante, cuando el objetivo no es la máxima generación de este, si no degradar la mayor cantidad de material orgánico complejo dejando como variable principal la cantidad de NaHCO_3 que se suministra a la alimentación (Liu et al., 2008).

Con todo lo anterior cabe destacar el efecto en la regulación del pH sobre las rutas metabólicas y la comunidad microbiana involucrada, por ejemplo, en la etapa de la hidrólisis bajo condiciones mesófilas con $\text{pH} < 5$, se logra la fermentación y acumulación de ácido láctico que posteriormente puede ser convertido en AGVs, donde se involucran los *Streptococcus*; mientras que el $\text{pH} > 5.5$ promueve la fermentación oscura (generación de hidrógeno); mientras que si el pH es elevado, este logra un efecto en el aumento de la generación de biogás (Gensollen et al., 2022).

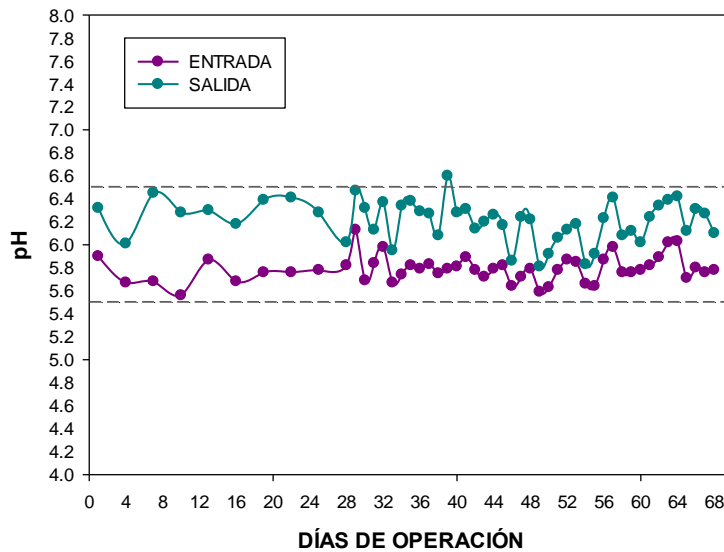


Figura 4.23 Monitoreo del pH en el RBA_P

4.4.2 Remoción DQO y Sólidos HC_P (Mesocosmos)

Para el HC_P (mesocosmos) al igual que en la escala microcosmos, se alimentó utilizando el efluente resultante del RBA; de igual forma fue necesario realizar una dilución del efluente de salida debido que se obtuvieron valores de concentración de 8 g DQO/L y suministrar directamente estas concentraciones puede llevar a la muerte de las especies vegetales y en consecuencia la saturación del sistema. Las especies sembradas del HC tuvieron un periodo de adaptación con agua fresca antes de iniciar el tratamiento y, después se acondicionaron a una concentración de 1 g DQO/L en el HC_L. Una vez transcurrido este periodo de adaptación se trasplantaron al nuevo HC_P con volumen útil de 270 L, donde, se incrementó la concentración desde 1 a 3 gDQO/L y TRH de 72 horas.

En la Figura 4.24a se observan los valores obtenidos en la segunda etapa del SHT en el HC; debido a que los soportes utilizados en este sistema eran de un material poroso los resultados fueron favorables alcanzando remociones del 42 % desde la fase inicial. Los resultados se mantuvieron casi estables y no se presentaron variaciones considerables, logrando obtener remociones de hasta el 95 % en DQO_T obtenido una concentración de salida final del SHT de 0.35 g DQO/L aproximadamente. En cuanto a los valores medidos como DQO_S se

obtuvieron elevados porcentajes de remociones alcanzando el 93 %; estos resultados son muy similares y congruentes ya que en el humedal se logra retener la mayor cantidad de sólidos.

Por otra parte, en la Figura 4.24b se muestran los valores obtenidos en remociones de ST y STV, y de igual forma como se mencionó en el apartado anterior, los valores iniciales son altamente favorables gracias a la porosidad del material de soporte, ya que los sólidos con componentes orgánicos logran ser retenidos y degradados para ser aprovechados por las plantas. Se obtuvieron remociones de hasta el 90 %ST y 60 %STV.

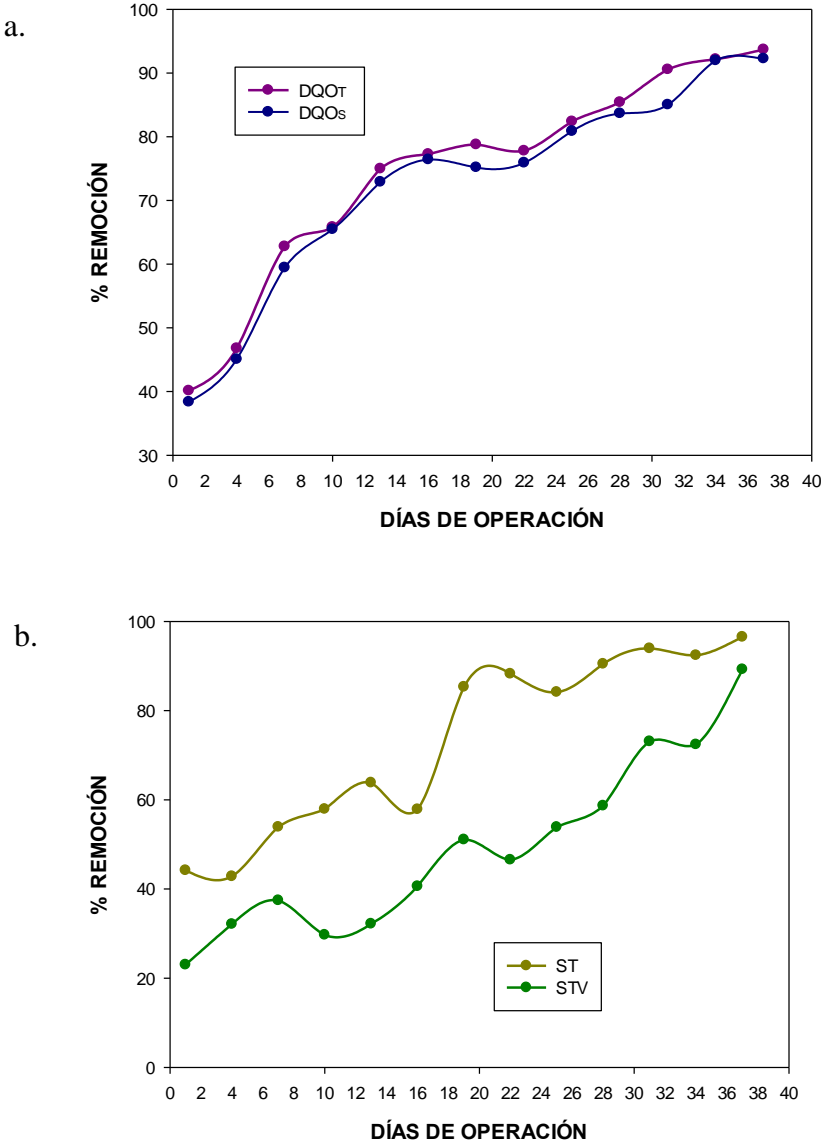


Figura 4.24 Porcentaje de remoción de a. DQOT y DQOs; b. ST y STV en el HCP

4.4.3 Relación vegetación-remoción

En el SHT, una parte importante es la vegetación establecida en la segunda etapa, puesto que en esta etapa se realiza la absorción de nutrientes que vertidos a los depósitos de agua naturales pueden provocar serios daños al ecosistema.

Por lo demás, en la Figura 4.24 se muestran los porcentajes de remoción que se obtuvieron individualmente por cada especie en el HC; se observa que durante los primeros cuatro días de operación se presentaron perturbaciones en las tres especies, debido a que en esos días las especies se comenzaron a adaptar al ARIA como sustrato de alimentación; se logra apreciar que quien obtuvo mejores resultados y removió mayor cantidad de materia orgánica fue la celda de la especie *Canna* alcanzando casi un 95 %DQO removido, en cuanto a la especie *Spathiphyllum* fue la que obtuvo menores remociones durante los primeros 10 días, y posterior al día 28 las tres especies comenzaron a incrementar la remoción. Estas últimas dos especies, fueron empleadas de manera similar por Zamora-Castro et al., (2019), donde mostraron los efectos de diversos medios filtrantes (soporte) usando piedra de río porosa y tepezilo en la depuración de aguas residuales temporales mediante el vaciado y llenado de HC durante 12 meses; donde *C. indica* fue la planta con mayor crecimiento que la otra especie sin importar el medio filtrante, además, de ser la especie con más producción de flores y producción de biomasa.

Con respecto a la eficiencia de eliminación, ambos medios porosos fueron eficientes en términos de rendimiento de eliminación de contaminantes ($P > 0.05$); sin embargo, la eficiencia de eliminación mostró una dependencia de las plantas ornamentales coincidiendo con los hallazgos de esta investigación alcanzando remociones de DQO, DBO₅, NTK, NO₃, NH₄⁺-N y PO₄⁻³ alcanzaron hasta el 83, 84, 69, 68, 71, 68 y 69 %, respectivamente.

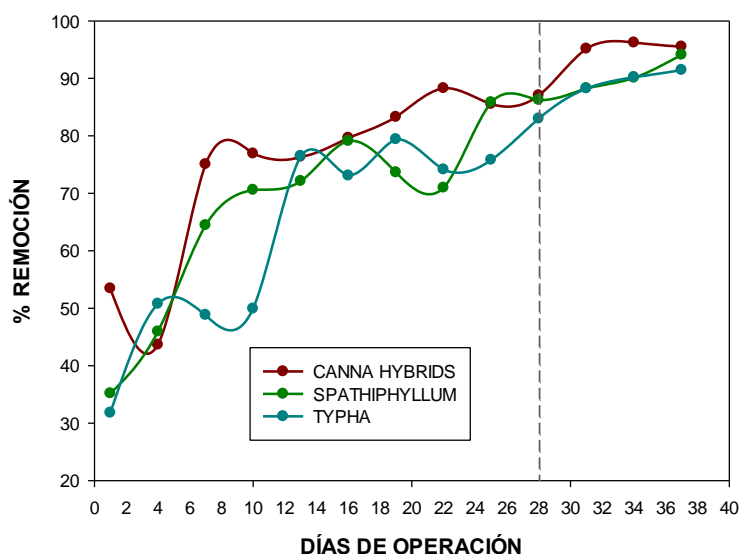


Figura 4.25 Remoción por especie vegetal en HC_P

4.4.4 Desarrollo vegetal

El volumen aparente de las tres especies vegetales de las celdas de HC en escala piloto se presenta en la Tabla 4.28., cabe resaltar que estas mediciones se realizan una vez al mes para realizar una comparación objetiva.

Tabla 4.8 Volumen aparente de las especies vegetales en el HC

Ejemplar	Volumen aparente (cm ³)								
	Mes 1			Mes 2			Mes 3		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Celda 1: Canna Hybrid	1932.08	2318.5	3650.08	3471.3	2369.9	5551.19	4827.92	8596.11	11951.72
Celda 2: Spathiphyllum	1303.76	985.64	1145.94	2376.8	1199.77	2068.87	222.05	343.52	49.63
Celda 3: Typha	146.61	240.33	22.78	4311.2	1740.57	4582.33	328.63	565.49	194.4

Como se describió anteriormente, en la celda 1 se pudo observar un mayor desarrollo de la especie *Canna* esto es debido a que crecen mejor cuando son ubicadas a una exposición solar de mayor alcance además de estar situada en un sustrato un arenosos o poroso. Su crecimiento vegetativo comienza cuando terminan los fríos invernales y avanza durante toda la estación cálida además de que las plagas que pudieran afectarla no tienen un desarrollo adecuado como lo son las cochinillas o pulgones, con lo que se ve favorecida gracias al clima templado húmedo de la zona y por ende la convierte en una buena opción para su implementación en

la depuración de aguas residuales agroindustriales en este tipo de sistema, dicho desarrollo vegetal se observa en la Figura 4.26.

La celda 2 mostrada en la Figura 4.27 de la especie *Spathinphyllum* tuvo un desarrollo regular, ya que, la planta requiere gran cantidad de agua para sobrevivir con riegos profusos en siembra in situ sin embargo un factor que afecta de manera contraproducente, es la exposición directa al sol esto se debe a que este tipo de plantas son de media sombra o claridad, por lo tanto, la luz directa puede quemar las hojas, probablemente este haya sido el mayor factor que afecto su desarrollo y propagación dentro de la celda.



Figura 4.26 *Canna indica* L. en HC piloto

Por último, en la Figura 4.28, el desempeño deficiente del crecimiento de la especie *Typha* a pesar de que este tipo de plantas se encuentran a menudo entre las primeras plantas de HN en ser utilizadas en HC suelen por su gran adaptabilidad y resistencia. Sin embargo, estas logran desarrollarse mejor con la luz solar y la fluctuación de temperaturas, típico de HN; más sin en cambio, debido a la elevada humedad del medio provoca el desarrollo ralentizado de esta especie para asegurar su supervivencia, sin embargo, esto provoca que no logra adaptarse por completo y su desarrollo se detiene, traducándose en una baja eficiencia de remoción para la última celda.



Figura 4.27 *Spathiphyllum wallisii* en HC piloto



Figura 4.28 *Typha* spp., en HC piloto

4.4.5 Correlación de parámetros ambientales

La Tabla 4.9 muestra el promedio de las condiciones ambientales al inicio del proceso

Tabla 4.9 Valores medios de parámetros ambientales en el sistema

Parámetro	Valor promedio
Temperatura ambiente	23 °C
Temperatura de alimentación	25 °C
Temperatura interna de celda	21 °C
Temperatura de efluente	23 °C
Humedad del ambiente	35 %
Intensidad lumínica captada del sistema	30 Lx

Para conocer que variables afectan directamente el proceso de degradación de material orgánico en el efluente hidrolizado se analizó estadísticamente los resultados de las mediciones obtenida durante el periodo de experimentación. Por lo tanto, se planteó un diseño factorial 2^K , planteando tres niveles y tres factores (3^3), $\alpha=0.05$ con ocho grados de libertad y como variable de respuesta (Y) a la remoción promedio del experimento obtenida del Humedal construido en escala piloto, utilizado el software Minitab (2017), con el cual se obtuvo el análisis y graficas factoriales descritas a continuación. De igual forma se utilizó el software Statgraphics (2018) para la obtención del ANOVA para determinar qué factores tienen un efecto estadísticamente significativo sobre la remoción. En la Tabla 4.10 se muestran los factores y niveles que se establecieron para el análisis del experimento:

Tabla 4.10 Diseño factorial parámetros ambientales

FACTOR	Nivel 1	Nivel 2	Nivel 3
Luz (Lx)	<25	25-35	>35
Humedad (%)	<35	35-40	>40
Temperatura (°C)	<20	20-25	>25

Con lo anterior, se realizó el análisis obteniendo los datos siguientes de la Tabla 4.11. Las pruebas-F en la tabla ANOVA permiten conocer el factor significativo. En base en la suma de cuadrados Tipo III (por omisión), la contribución de cada factor se mide eliminando los

efectos de los demás factores, por lo tanto, Los valores-P prueban la significancia estadística de cada uno de los factores, es por lo que, el valor-P correspondiente a A: LUZ es menor que 0.05, este factor tiene un efecto estadísticamente significativo sobre REMOCION con un 95.0% de nivel de confianza.

La grafica presentada en la Figura 4.29 muestra la media de los efectos con la variable de repuesta (Y) el porcentaje de remoción por parte del HC. De acuerdo con esto, para el factor A. LUZ se puede inferir que a menor intensidad luminosa se obtienen menores valores de remoción por parte del sistema de humedales, y conforme este aumenta la eficiencia de remoción aumenta progresivamente; esto se puede deber a que la luz solar es fundamental para el proceso de la fotosíntesis por parte de la vegetación emergente establecida en el humedal, con ello se promueve el desarrollo vegetal y por ende un mayor consumo de nutrientes que se traduce en una mejor remoción de material orgánico en el efluente tratado.

Tabla 4.11 Análisis de Varianza para remoción - Suma de Cuadrados Tipo III

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFECTOS PRINCIPALES					
A: LUZ	778.033	2	389.016	12.12	0.0038
B: HUMEDAD	24.0395	2	12.0197	0.37	0.6991
C: TEMPERATURA	150.09	2	75.0451	2.34	0.1586
INTERACCIONES					
AB	219.406	4	54.8514	1.71	0.2404
AC	279.12	4	69.78	2.17	0.1625
BC	58.8886	4	14.7221	0.46	0.7645
RESIDUOS	256.75	8	32.0938		
TOTAL (CORREGIDO)	1766.33	26			

*Todas las razones-F se basan en el cuadrado medio del error residual

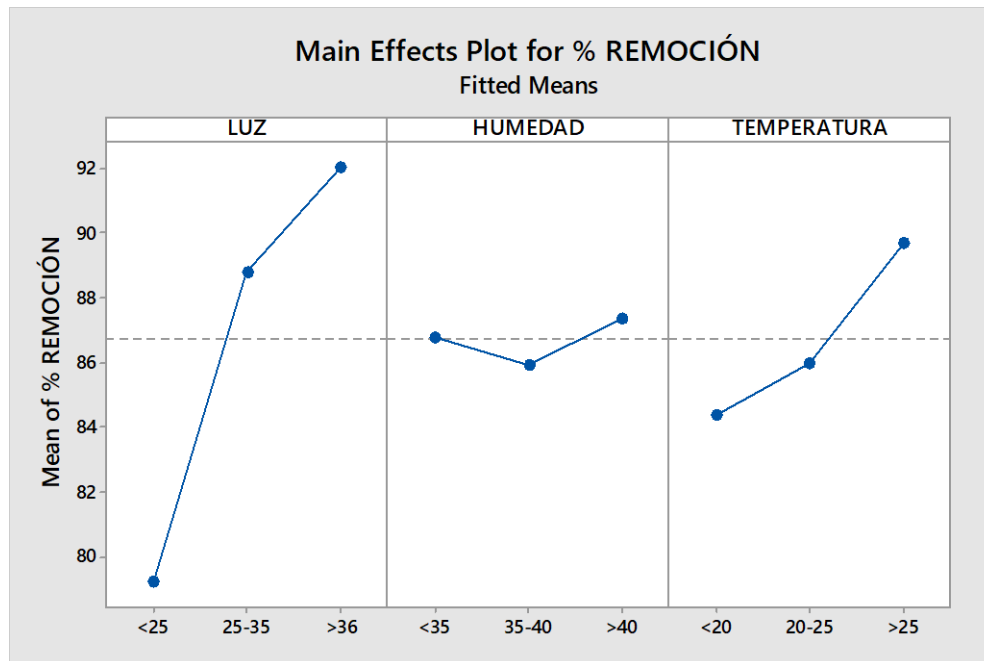


Figura 4.29 Efectos medios para porcentaje de remoción

En el caso de B. HUMEDAD se observa que no tiene mayor efecto si este valor es bajo, medio o alto; con esta aseveración se puede establecer que el sistema podría implantarse en algún otro lugar con valores de humedad distintos, esto, siempre y cuando se respeten las variables de operatividad del proceso con un previo análisis. Además de ser un valor que aparentemente podría afectar el sistema por las condiciones ambientales de la región de las Altas Montañas queda descartado por su significancia menor. Por último, analizando el grafico para el parámetro C. TEMPERATURA, a temperaturas bajas y medias los resultados son aceptables, puesto que superan el 84% de remoción, sin embargo, si la temperatura ambiental supera los 25°C el desempeño del sistema en operación mejora considerablemente. Esto es congruente con el desarrollo de las comunidades bacterianas que se encuentran adheridas al soporte dentro de las celdas del HC, ya que, al estar en condiciones mesofílicas (20°C <) se promueve el crecimiento del consorcio bacteriano y por ende aumenta su metabolismo dando como resultado un efluente degradado casi en su totalidad.

La generación de metano por el HC está dada conforme a la temperatura del aire, y la temperatura de alimentación, ya que cuando estas se elevan conforme pasa el tiempo, la concentración de metano aumenta exponencialmente, sin embargo, cuando se tiene una

humedad aproximada a lo registrado rondando entre el 35 % en el ambiente, esta disminuye; por lo que en este caso, y desde el punto de vista en su implementación donde se instaló este HC en ocasiones se supera el 80 % de humedad, lo que puede contrarrestar la generación de este gas nocivo para el medio ambiente. Por otro lado, se ha demostrado que un pH bajo mantiene la concentración de CH₄ en µg/dm³ en niveles bajos (Li et al., 2022).

En la Figura 4.30 se muestra la matriz de interacción completa para el porcentaje de remoción con medias ajustadas. La matriz anterior presenta los gráficos individuales para la relación factorial que existe entre cada parámetro, esto nos ayuda a identificar fácilmente las variables y las condiciones de operación que pueden favorecer las condiciones de operación del sistema y obtener los mejores resultados. La grafica 4.30a establecer la relación de Humedad+Luz, con ello podemos observar que con valores menores a 25 Lx se obtienen remociones que rondan del 70 al 80 %, además de que si existe un aumento de la intensidad lumínica en valores de 25 Lx en adelante la remoción aumenta hasta valores que superan el 90 %. La grafica 4.30b muestra la interacción Temperatura+Luz, en ella se presentan valores parecidos que en 4.30a, con un peor desempeño en la degradación cuando la intensidad de luz captada por el sistema es baja. Para este caso se obtienen mejores resultados combinando las condiciones de temperatura mayores a 25 °C e intensidad de luz media o alta a partir de 25 Lx. En 4.30c la interacción de Luz+Humedad se obtiene como resultado que con valores bajos de luminosidad sin importar la humedad baja o media el rendimiento de degradación del humedal es bajo. Los mejores resultados se obtienen con luz y humedad elevadas; por ello el establecimiento de este tipo de sistemas en lugares tropicales donde están establecidos los ingenios puede ser factible. Para el caso de 4.30d el comportamiento es similar, con temperatura y humedades bajas y medias los resultados obtenidos son consistentes al obtener remociones que superan el 80%. En el plot 4.30e a valores menores a 25 Lx con temperatura baja resultan las menores remociones del sistema, pero conforme aumenta la temperatura este valor mejora superando el 80%. Seguido de la temperatura ambiental media (20-25°C) y luz media (25-35 Lx) rondando el 90% de remoción., esto último mejora si se elevan los dos factores.

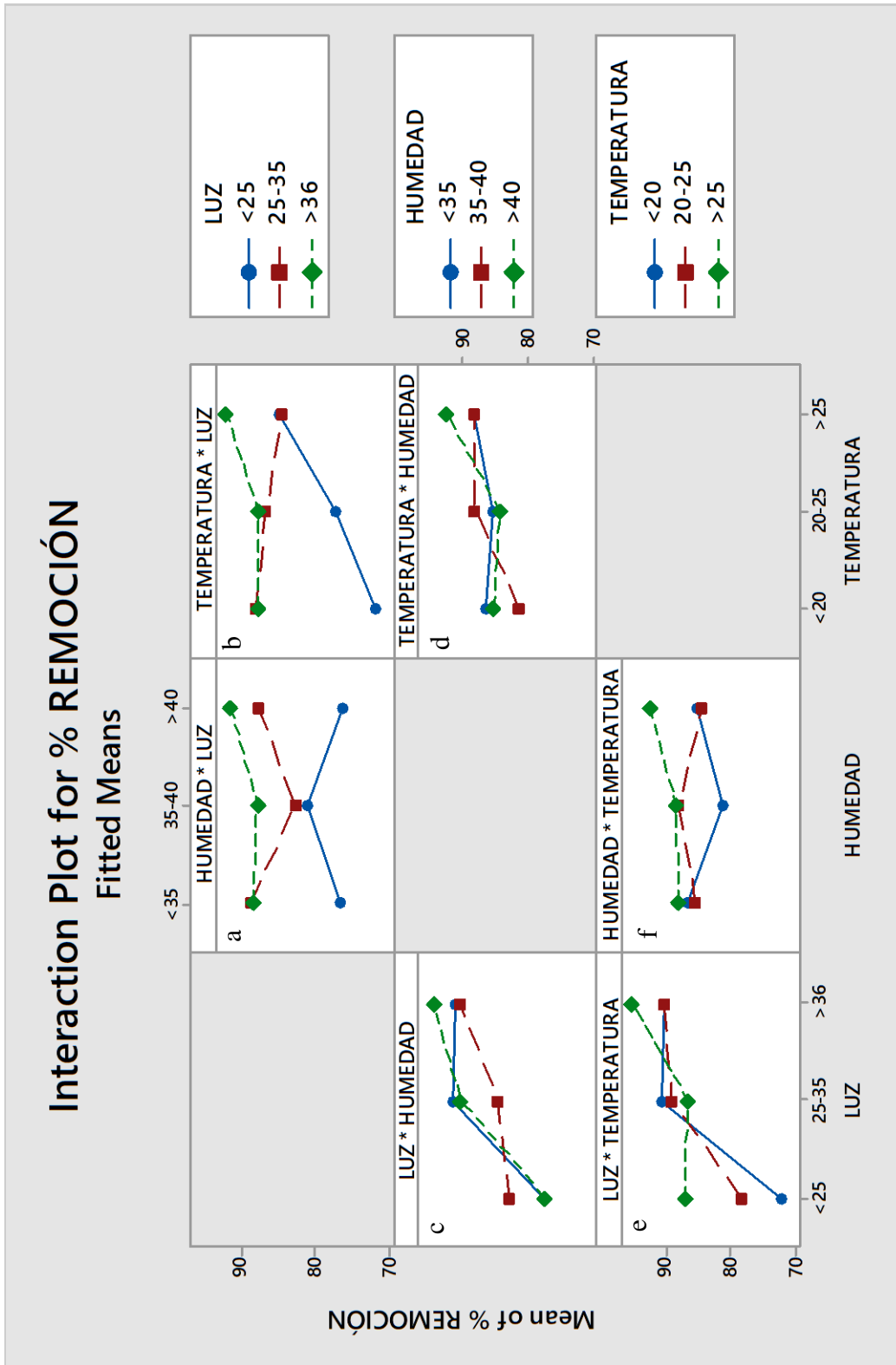


Figura 4.30 Gráfica de interacción de medias

Por último, en 4.30f cuando la humedad es menor al 35 % y la temperatura no supera los 20°C el desempeño del humedal se mantiene en el mismo rango, y conforme estos factores aumentan de valor los resultados mejoran ligeramente, exceptuando cuando la humedad es media y la temperatura baja, lo cual se observa en la línea azul. Además, que se obtienen los mismos resultados si la humedad del ambiente es alta y la temperatura se mantiene en condiciones normales. Cabe resaltar que si en el ambiente se encuentra mayor contenido de humedad y se presenta una temperatura mayor a la normal estos resultados pueden aumentar proporcionalmente.

Esto hace evidente la intervención de la luz en el sistema, sin embargo, cuando en este tipo de sistemas se evalúan a niveles prácticos las variaciones diurnas y sus efectos de día-noche en la comunidad microbiana de la rizosfera en los HC, los hallazgos han revelado que se presenta un mecanismo alternativo dinámico cuando se encuentran bajo inundación permanente, comprobado por los cambios rítmicos en la comunidad microbiana, la actividad del metabolismo microbiano y la eliminación de contaminantes. Donde, gracias a la acción microbiana se puede remover nitrógeno hasta 1.3 veces más en condiciones diurnas que en condiciones nocturnas, relacionado con el metabolismo del C, N, P y la energía. Si bien la mayor actividad del metabolismo microbiano se presenta durante el día, las condiciones nocturnas han demostrado niveles más altos relacionados con las funciones metabólicas del C y N, donde los factores ambientales intervienen directamente en la actividad de las comunidades microbianas conforme a la mejor eliminación de contaminantes en condiciones nocturnas que en condiciones diurnas (Zhao et al., 2022).

Por lo anterior, se puede establecer que, durante el día, dentro del HC, la degradación y absorción de material orgánico se realiza por acción de la vegetación gracias a la fotosíntesis, y bajo estas condiciones diurnas el metabolismo de las bacterias aumenta, mientras que durante la noche la eliminación de contaminantes se lleva a cabo por actividad microbiana mas no por las plantas.

4.4.6 Producción de biogás inicial

La captación del biogás generado se realiza mediante la válvula de salida de biogás, la cual está conectada a un recipiente de polietileno graduado sumergido en solución acida para

evitar la disolución del metano en el agua; y por diferencia de presión el biogás acumulado en el reactor desplaza el agua del recipiente. La Figura 4.31 presenta el volumen de biogás producido por el RBA durante los 35 días una vez iniciado el periodo de operación del reactor; en esta gráfica se puede observar que del día 1 al 5 no se colectó biogás, por lo cual, se infiere que el volumen que produjo el reactor se acumuló en la cámara de biogás (espacio superior no sumergido del reactor) y esto desplaza el líquido. Además de los días 5 al 30 se generó biogás de manera variable rondando hasta los 5 litros, alcanzando su estabilización a partir del día 31 con una máxima generación registrada de 5.2 L.

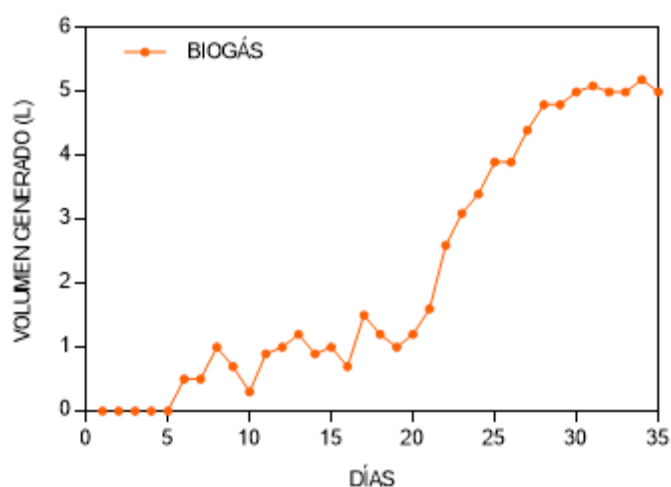


Figura 4.31 Volumen de biogás generado por el RBA_P

4.5 Análisis de Producción de Bioenergía

4.5.1 Análisis Factorial para RBA

Para fines prácticos, a partir de esta sección el HC en escala piloto (HC_P) o mesocosmos, se referirá únicamente con HC. Se estableció un diseño factorial conforme a la Tabla 3.5, identificando las siguientes variables controlables en el dispositivo experimental: TRH, concentración de alimentación (C_A) y velocidad de recirculación (V_R), siendo esta última, clave para impedir el lavado del soporte y así generar las mejores condiciones para el desarrollo bacteriano y por ende una mejor remoción de contaminantes por la acción de estos microorganismos. Con lo anterior se determinaron tres niveles en estos factores empleando

como variable de respuesta (Y) la generación de biogás con lo que, una vez caracterizado la ausencia de CH₄ comprobaría la interrupción de la DA operando únicamente en fase hidrolítica. Una vez evaluadas las condiciones y con los datos obtenidos en cada experimento de la Tabla 3.7, se construyen las Tablas 4.12 y 4.13 y posteriormente los gráficos a continuación descritos.

Tabla 4.12 Corridas experimentales diseño factorial generadas por Minitab17

Corrida	V _{Rec} (L/h)	DQO _{entrada}	TRH (h)	% DQO _{rem}	% ST _{rem}	% STV _{rem}	Biogás (L)
1	60.7	18	24	23.29	54.84	54.55	0.5
2	20.26	6	24	33.97	19.047	18.11	0.8
3	20.26	6	8	67.22	37.5	5.19	0.02
4	20.26	18	24	4.69	3.77	29.73	7.8
5	60.7	6	24	15.84	20.27	41.74	9.5
6	20.26	18	8	50.99	69.46	15.04	8.9
7	60.7	18	8	10.03	35.24	38.86	11.5
8	60.7	6	8	67.14	10.41	27.03	11

Tabla 4.13 Corridas experimentales Box-Behnken generadas por Minitab17

Corrida	V _{Rec} (L/h)	DQO _{entrada}	TRH (h)	% DQO _{rem}	% ST _{rem}	% STV _{rem}	Biogás (L)
1	20.26	6	16	11.34	2.63	5.68	8.8
2	60.7	6	16	79.03	34.69	32.14	8.9
3	20.26	18	16	33.67	81.08	4.62	20
4	60.7	18	16	0.45	68.00	21.36	20
5	20.26	12	8	50.07	51.14	13.52	8
6	60.7	12	8	1.45	76.05	52.91	20.5
7	20.26	12	24	52.44	34.15	42.36	8.2
8	20.26	12	24	56.09	59.22	17.25	22
9	37.4	6	8	27.17	40.82	42.36	21
10	37.4	18	8	69.58	51.76	13.14	25
11	37.4	6	24	33.39	74.07	51.36	8
12	37.4	18	24	81.87	86.36	3.64	24
13	37.4	12	16	16.35	92.77	6.42	21
14	37.4	12	16	50.07	51.14	12.26	21
15	37.4	12	16	50.07	51.14	12.47	21

Conforme a la Figuras 4.32 se observa el porcentaje de remoción de gDQO/L por cada corrida por lo cual se puede concluir que, para obtener mayor degradación de sustrato, se debe operar el reactor bajo las condiciones del experimento 3 y 8, con TRH y concentración de alimentación en niveles bajos y velocidad de recirculación media, donde para ambos casos se alcanzaron remociones de hasta el 67% dentro del diseño factorial.

Por otro lado, en la Figura 4.33 correspondiente al Diseño Box-Behnken los experimentos con los mayores porcentajes de DQO removida fueron los experimentos 12, 2 y 10 con 81.87, 79.13 y 69.68% respectivamente. De igual forma los ensayos que generaron la mayor cantidad de biogás fueron los experimentos 10 y 12 con 25 y 24 L, con presencia de Nitrógeno y CO₂ en concentraciones variables descartando la presencia de CH₄, utilizando el cromatógrafo de gases BUCK 310 con detector de conductividad térmica y columna empacada All Tech CTRI, bajo condiciones de operación con Helio a 70 psi como gas de acarreo, temperatura de columna a 36 °C y detector a 121 °C.

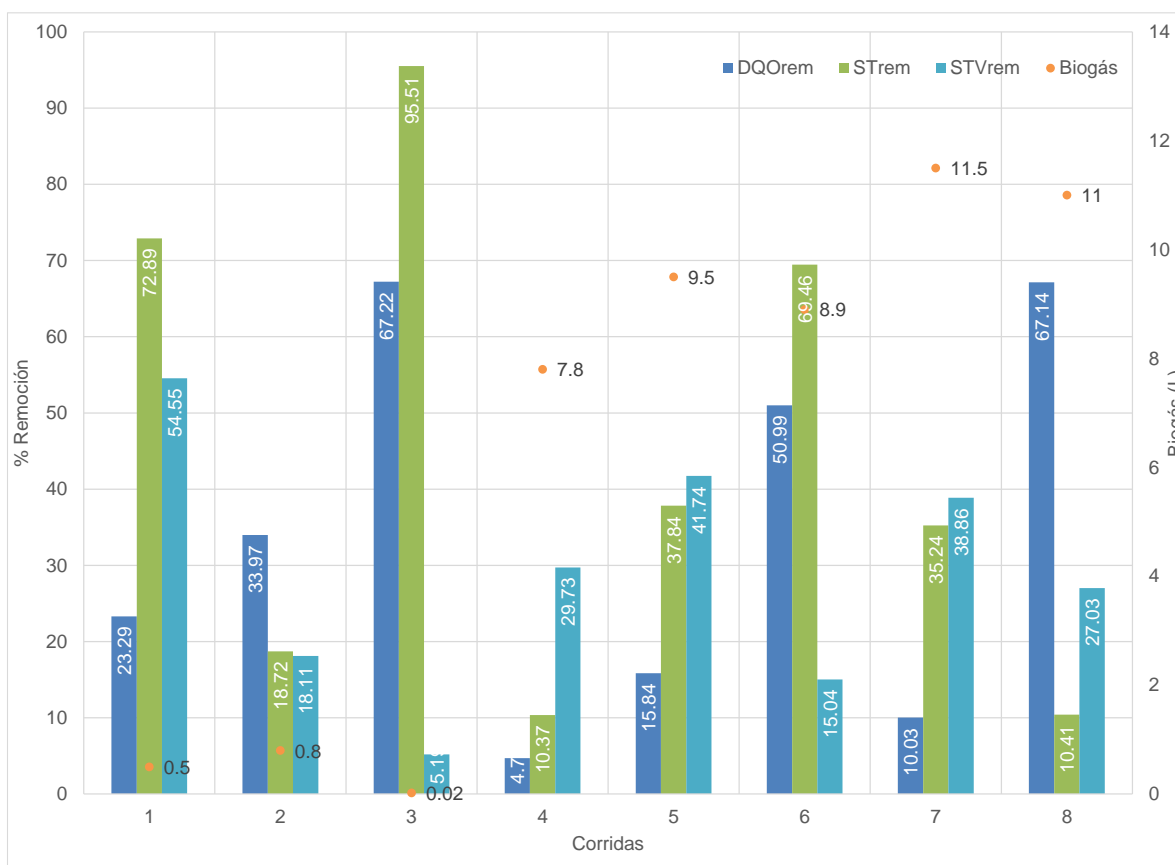


Figura 4.32 Resultados experimentales diseño factorial RBAp

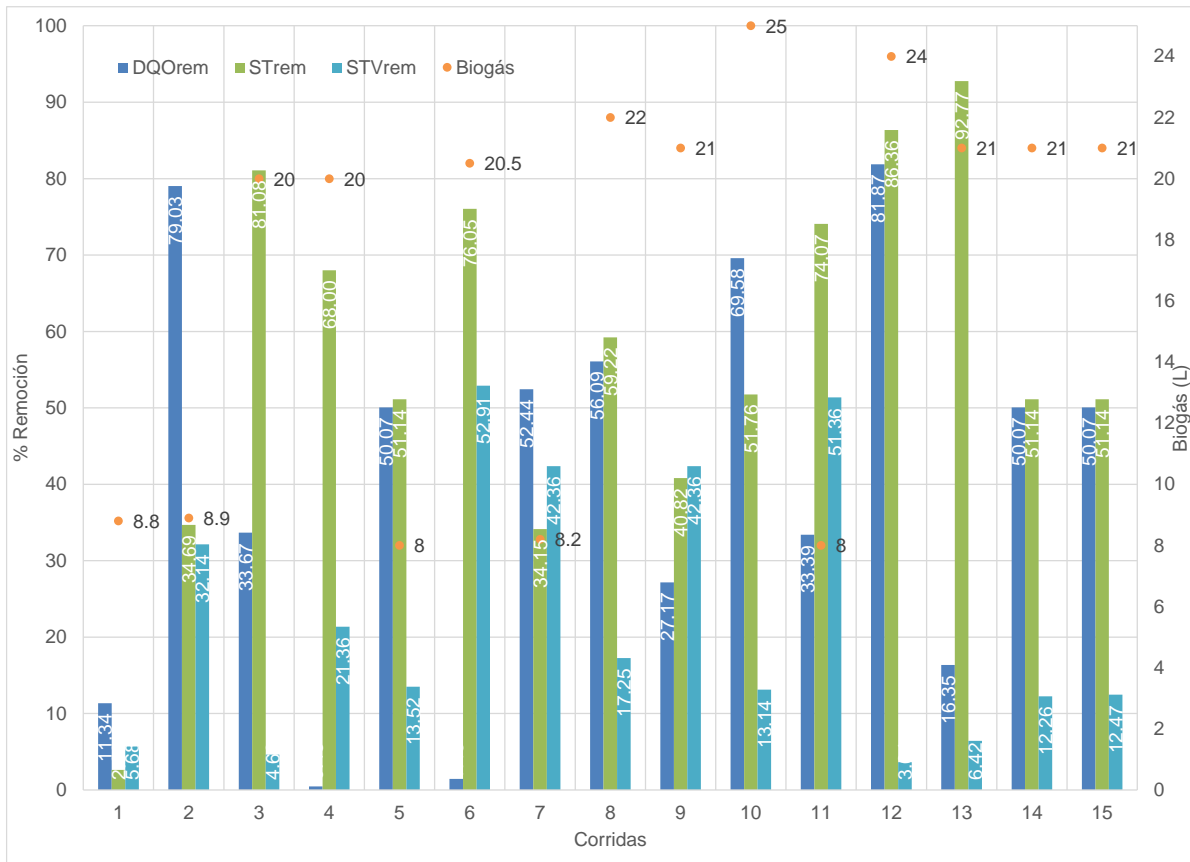


Figura 4.33 Resultados experimentales diseño Box-Behnken RBAp

Para el analisis factorial se procedio a identificar cada una de las variables y tabularlos conforme registra Minitab 17 proporcionando los resultados pertinentes, desplegando la siguiente informacion.

Factorial Regression: Biogás versus A, B, C

* NOTE * Data in the worksheet do not appear to match the units and/or levels given for the design.

* NOTE * This design has some botched runs.

* NOTE * This design is not orthogonal.

Analysis of Variance

Source	DF	Seq SS	Contribution	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Model	7	171.690	100.00%	171.690	24.5272	*	*
Linear	3	55.402	32.27%	49.155	16.3851	*	*
A	1	28.050	16.34%	16.600	16.6003	*	*
B	1	6.808	3.97%	11.710	11.7102	*	*
C	1	20.544	11.97%	0.073	0.0725	*	*
2-Way Interactions	3	109.030	63.50%	13.308	4.4361	*	*
A*B	1	74.298	43.27%	2.088	2.0885	*	*
A*C	1	18.544	10.80%	0.234	0.2341	*	*
B*C	1	16.188	9.43%	0.375	0.3754	*	*
3-Way Interactions	1	7.258	4.23%	7.258	7.2580	*	*
A*B*C	1	7.258	4.23%	7.258	7.2580	*	*
Error	0	*	*	*	*		
Total	7	171.690	100.00%				

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	PRESS	R-sq(pred)
*	100.00%	*	*	*

Coded Coefficients

Term	Effect	SE		95% CI	T-Value	P-Value	VIF
		Coef	Coef				
Constant	-12.50	*	(*, *)	*	*		
A	0.7125	0.3563	*(*, *)	*	*	25.00	
B	2.018	1.009	*(*, *)	*	*	25.05	
C	0.11914	0.05957	*(*, *)	*	*	25.05	
A*B	-0.018838	-0.009419	*(*, *)	*	*	45.05	
A*C	0.004730	0.002365	*(*, *)	*	*	45.05	
B*C	0.02020	0.01010	*(*, *)	*	*	45.09	
A*B*C	-0.001963	-0.000982	*(*, *)	*	*	61.09	

Regression Equation in Uncoded Units

$$\text{Biogas} = -12.50 + 0.3563 A + 1.009 B + 0.05957 C - 0.009419 A*B + 0.002365 A*C + 0.01010 B*C - 0.000982 A*B*C$$

Alias Structure

Factor Name

A A
B B
C C

Aliases

I
A
B
C
AB
AC
BC
ABC

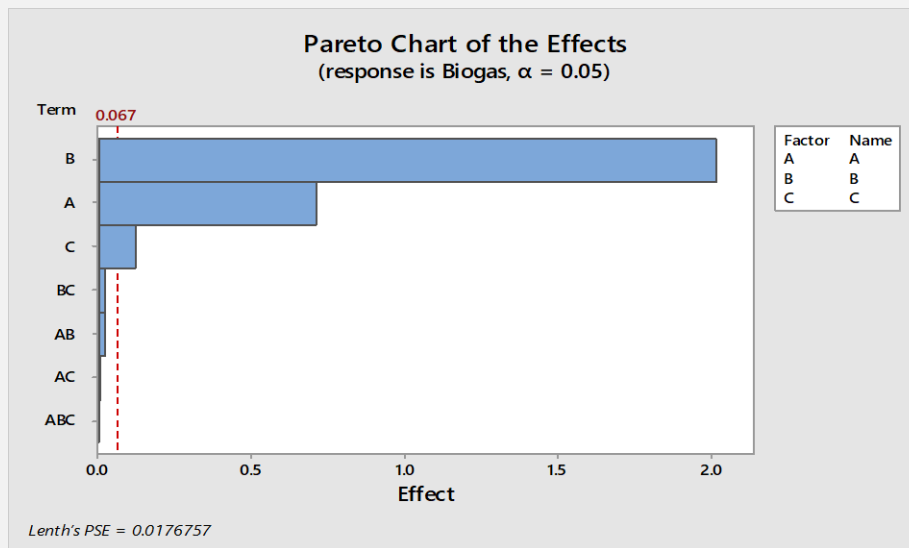


Gráfico de Pareto que representa la interacción de las variables

Con dicho análisis, de igual forma se genera la gráfica *Pareto Chart of the Effects*, donde se aprecia de manera visual la variable estadísticamente significativa, por lo tanto conforme a esto, se puede observar que el efecto principal que afecta directamente al proceso es la variable de concentración; esto es congruente con el desarrollo de la biopelícula, ya que, cuando en el influente la cantidad de sustrato contiene mayor concentración de material

orgánico, las bacterias tienen más alimento disponible para realizar sus procesos metabólicos, lo que se traduce en una mejor remoción de contaminantes y una producción de biogás mayor, ya que solamente el 30 % de hidratos de carbono, lípidos y proteínas y algunos ácidos grasos de cadena larga son degradados en la etapa de la hidrólisis. Con esto se puede inferir que se puede incrementar la cantidad de biomasa adherida al soporte cuando se aumente la materia orgánica disponible para consumo de las comunidades microbianas.

El análisis efectuado en Minitab nos dice que la variable con mayor interacción es la B, que en este caso sería la concentración de alimentación. Esto quiere decir que es la variable más significativa en este diseño factorial y que sus combinaciones pertinentes van a afectar al proceso ya sea de manera positiva o de manera negativa según sea el caso de combinación e interacción con otras variables

Analysis of variance Report	
Database	
Response	C4 (Biogás)
Plots Section	
C1= Velocidad de recirculación	
C2=Concentración en la alimentación	
C3=TRH	
C4= Biogás	

La Figura 4.34a., presenta los efectos en la generación de biogás en cuanto a la velocidad de recirculación; en la cual se observa que cuanto mayor es la velocidad de recirculación, se puede mejorar la producción de biogás. Por otra parte, en la Figura 4.34b muestra que se produce mayor cantidad de biogás cuando la concentración se encuentra en nivel alto correspondiente a 18 gDQO; del mismo modo en la Figura 4.34c se aprecia un cambio considerable para la producción de biogás cuando el TRH es menor a 24 h, con lo que se favorece la acción de la biopelícula bacteriana obteniendo como producto de su desarrollo, crecimiento y propagación el biogás de interés.

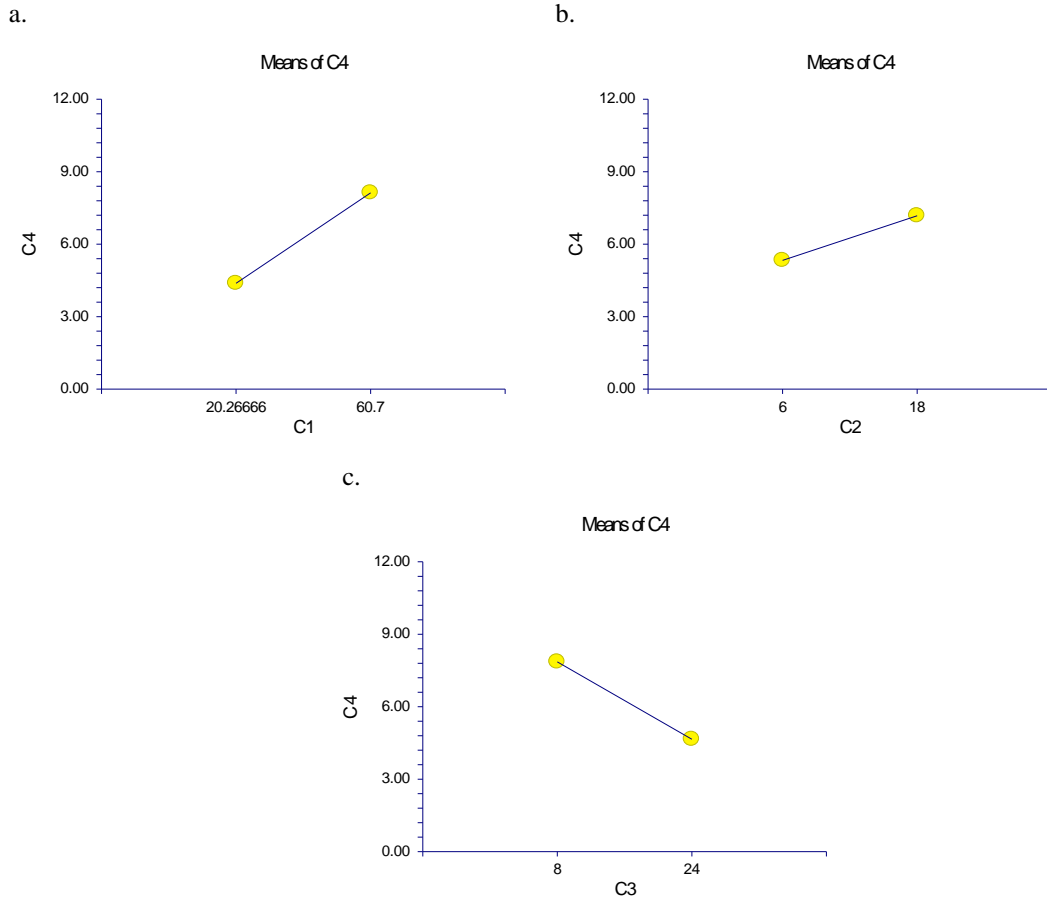


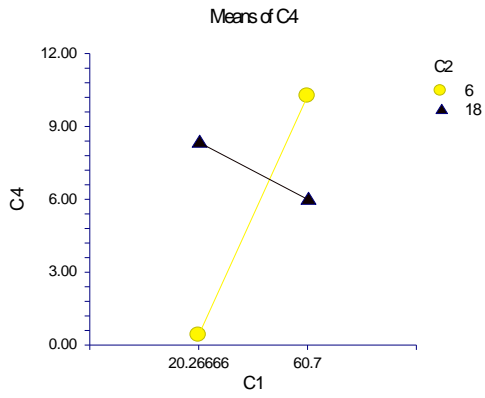
Figura 4.34 Interacciones en producción de Biogás con a. V_R , C_A y TRH

En el grafico generado para la interacción de los efectos C2: Concentración y C3: TRH para la velocidad de recirculación, se presenta con la Figura 4.35a y 4.35b respectivamente; con base en estas graficas se puede determinar de acuerdo al cruce de interacciones presentan efectos significativos la cantidad de sustrato de alimentación en DQO y la velocidad de recirculación, con lo que se pueden obtener las condiciones de operación que favorezcan este proceso bioquímico, es decir: cuando la concentración de alimentación es de 6 gDQO/L·d se trabaja con velocidad de recirculación baja, la degradación aumenta y por ende la cantidad de biogás producido y en cuanto se aumenta la cantidad de sustrato disponible a 18 gDQO/L·d, variando las velocidades se pueden generar de 8 a 9 L de biogás, como se puede apreciar en la Figura 4.35c. Por otra parte en la Figura 4.35d es evidente que cuando el TRH es de únicamente 8 horas y se emplea una velocidad de recirculación alta se alcanzan hasta los 12 L de biogás generado, presentando las peores producciones cuando el TRH llega a las 24 h.

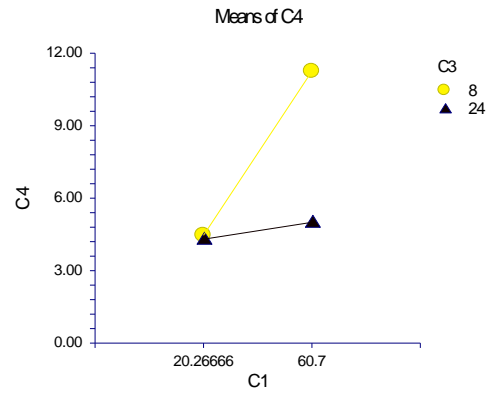
Como el caso anterior, se presenta un cruce en la grafica de interacción para la concentración (C2) y la velocidad de recirculación; como se presenta en la Figura 4.35a, en la cual para obtener los resultados que aumenten la producción de bioenergéticos se debería trabajar a concentraciones bajas, sin embargo esto disminuye la capacidad del tratamiento de las aguas residuales, debido a la alta carga orgánica que presentan los efluentes. Por otra parte para la Figura 7.8b se obtienen mejores rendimientos de bioconversión por acción de la biopelícula cuando el TRH es de 8 horas y a concentraciones altas, lo cual es congruente debido a que el metabolismo de las bacterias se acelera por el exceso de sustrato de alimentación y por ende para asegurar su supervivencia es necesario esta etapa de adaptación y con ello aumentan su actividad.

Por último, en la Figura 4.35e se presenta la interacción de los efectos para el TRH. A partir del análisis de estas graficas generadas por NCSS se define para el TRH= 8 h, y la velocidad de recirculación es de 60.7 L/h se obtiene mejor producción de biogás, aun cuando el TRH aumente a 24 h, los resultados son similares si se trabaja con la velocidad de 20.26 L/h, como se presenta en la Figura 4.35f Por otro lado la interacción directa entre el TRH y la concentración es crucial debido al cruce que estas variables presentan, donde la mejor condición de operación sería aumentando la concentración al máximo y reduciendo el tiempo de operación del biorreactor.

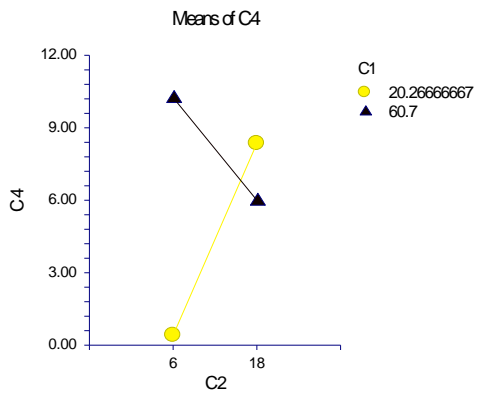
a.



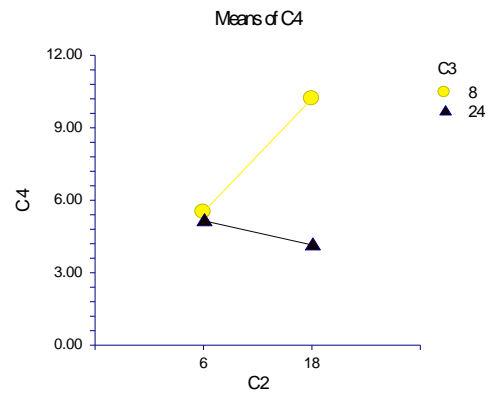
b.



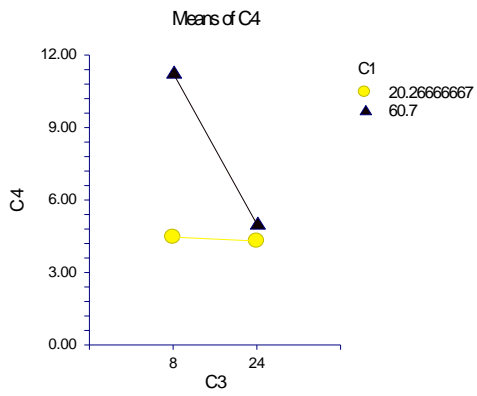
c.



d.



e.



f.

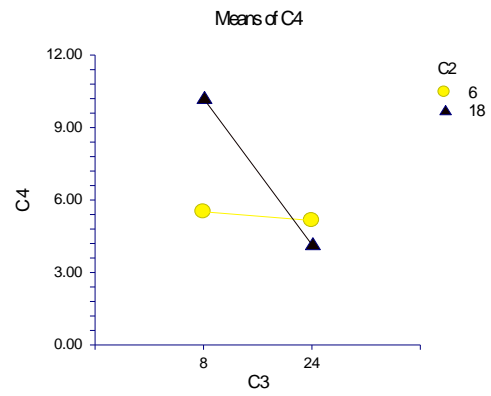


Figura 4.35 Interacciones entre producción de Biogás diseño factorial

4.5.2 Análisis de Superficie de Respuesta para RBA

Ingresando los datos al software Minitab 17 se obtiene lo siguiente para el análisis estadístico:

Response Surface Regression: Biogás versus V. Circulación, Concentración, TRH						
Analysis of Variance						
Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value	
Model	9	504.019	56.002	2.80	0.135	
Linear	3	203.776	67.925	3.39	0.111	
V. Circulación	1	197.056	197.056	9.84	0.026	
Concentración	1	3.223	3.223	0.16	0.705	
TRH	1	20.787	20.787	1.04	0.355	
Square	3	183.127	61.042	3.05	0.131	
V. Circulación*V. Circulación	1	180.937	180.937	9.03	0.030	
Concentración*Concentración	1	3.192	3.192	0.16	0.706	
TRH*TRH	1	19.188	19.188	0.96	0.373	
2-Way Interaction	3	129.107	43.036	2.15	0.213	
V. Circulación*Concentración	1	0.001	0.001	0.00	0.994	
V. Circulación*TRH	1	93.106	93.106	4.65	0.084	
Concentración*TRH	1	36.000	36.000	1.80	0.238	
Error	5	100.137	20.027			
Lack-of-Fit	2	4.917	2.459	0.08	0.927	
Pure Error	3	95.220	31.740			
Total	14	604.156				
Model Summary						
	S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)		
	4.47521	83.43%	53.59%	0.00%		
Coded Coefficients						
Term	Effect	Coef	SE Coef	T-Value	P-Value	
VIF						
Constant		-34.0	24.1	-1.41	0.217	
V. Circulación	4.419	2.210	0.704	3.14	0.026	
76.32						
Concentración	-1.63	-0.81	2.03	-0.40	0.705	
59.14						
TRH	3.61	1.81	1.77	1.02	0.355	
80.46						

V. Circulación*V. Circulación	-0.03775	-0.01887	0.00628	-3.01	0.030
39.98					
Concentración*Concentración	0.0574	0.0287	0.0719	0.40	0.706
44.06					
TRH*TRH	-0.0792	-0.0396	0.0404	-0.98	0.373
44.06					
V. Circulación*Concentración	0.0003	0.0002	0.0183	0.01	0.994
15.78					
V. Circulación*TRH	-0.0884	-0.0442	0.0205	-2.16	0.084
20.83					
Concentración*TRH	0.1250	0.0625	0.0466	1.34	0.238
17.00					
Regression Equation in Uncoded Units					
Biogás = -34.0 + 2.210 V. Circulación - 0.81 Concentración + 1.81 TRH					
- 0.01887 V. Circulación*V. Circulación					
+ 0.0287 Concentración*Concentración					
- 0.0396 TRH*TRH + 0.0002 V. Circulación*Concentración					
- 0.0442 V. Circulación*TRH					
+ 0.0625 Concentración*TRH					
Fits and Diagnostics for Unusual Observations					
Obs	Biogas	Fit	Resid	Std Resid	
1	8.00	8.18	-0.18	-0.46	X
6	22.00	14.50	7.50	2.19	R

Con lo que se obtuvo ajuste de R^2 igual al 83.43%, a pesar de esto, los resultados generados son útiles para tomar decisiones futuras en la operación del reactor bajo estas condiciones y evaluar otras condiciones para mejorar estos resultados.

A partir de estos resultados se pueden definir las condiciones donde se puede maximizar la generación de biogás, tomando este parámetro indirecto para la medición de la actividad metabólica de las bacterias dentro de sus procesos de desarrollo y por ende la biopelícula formada en los paneles en el interior del RBA.

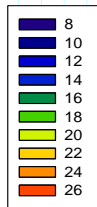
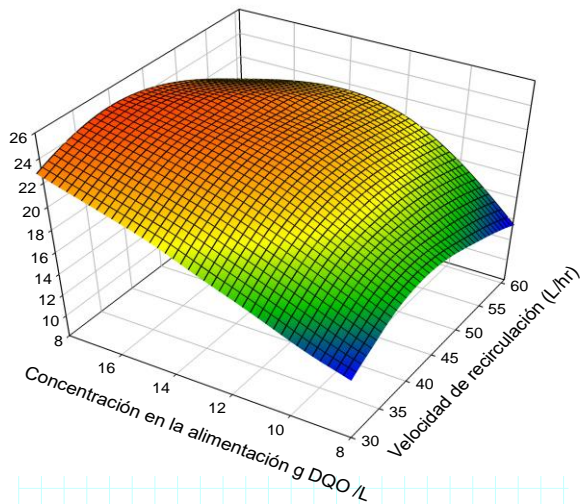


Figura 4.36 Gráfico de Superficie de Respuesta Biogás para C_A contra V_R

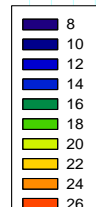
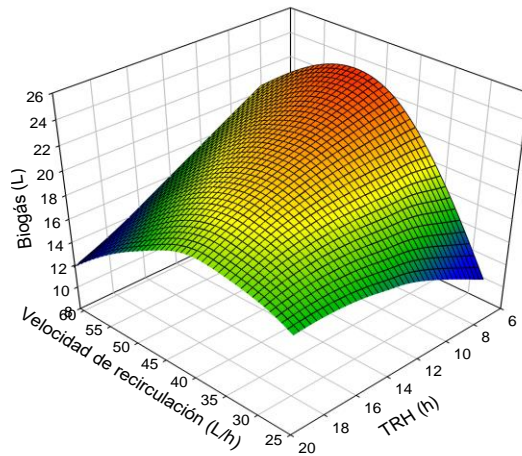


Figura 4.37 Gráfico de Superficie de Respuesta Biogás para V_R contra TRH

En la Figura 4.34 se muestra la gráfica de Superficie De Respuesta (SDR), con lo que la C_A en niveles altos y la V_R media se puede generar mayor cantidad de biogás, lo cual se traduce en una degradación consistente del material orgánico al desdoblar las cadenas complejas de los carbohidratos, proteínas y lípidos contenidos. Por otra parte, en la Figura 4.35, combinando el TRH bajo de 6 h y la V_R media se obtienen mejores resultados debido a que al disminuir o aumentar al reflujó del RBA se puede generar falta de fluidización del sustrato o en otro caso el desprendimiento de la biopelícula.

Biogás vs C. en la alimentación vs TRH

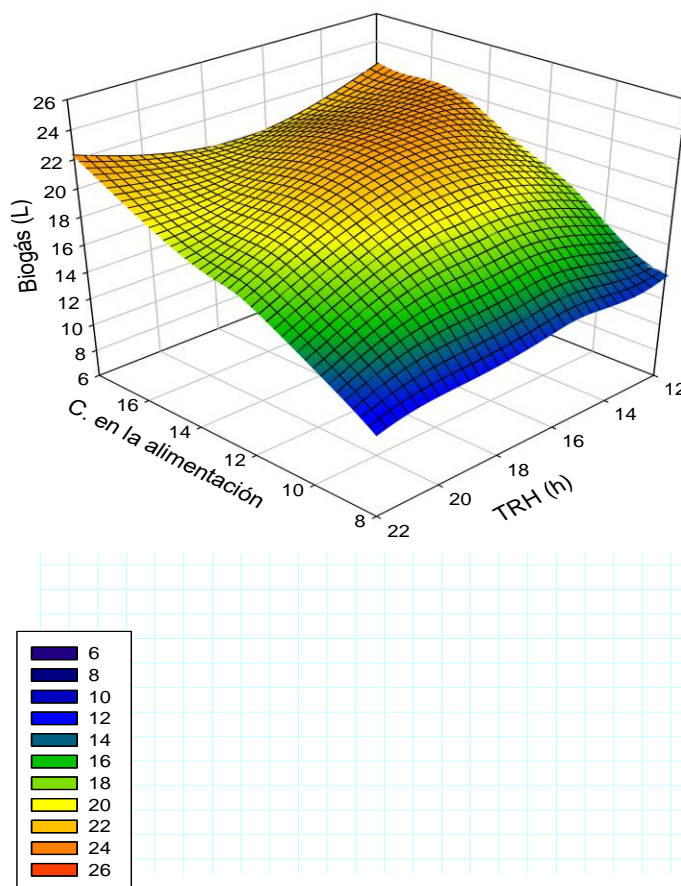


Figura 4.38 Gráfico de Superficie de Respuesta Biogás para C_A contra V_R

Lo anterior, se puede visualizar de mejor manera en la Figura 4.36, a partir de ella se puede establecer lo siguiente: el mayor volumen de biogás (color naranja intenso) se registró con una C_A de 12 y 18 gDQO/L·d pertenecientes al nivel medio y alto respectivamente, descartando las concentraciones bajas de alimentación por los peores rendimientos de generación de biogás (color azul). Igualmente, el comportamiento se interrelaciona de la siguiente manera; si la C_A aumenta, el TRH debe de aumentar para compensar el incremento de material orgánico y las bacterias puedan degradar los componentes de este y, por lo tanto, dependerán las condiciones de operación del proceso de depuración.

Gráfico de contorno Velocidad de recirculación vs C. en la alimentación

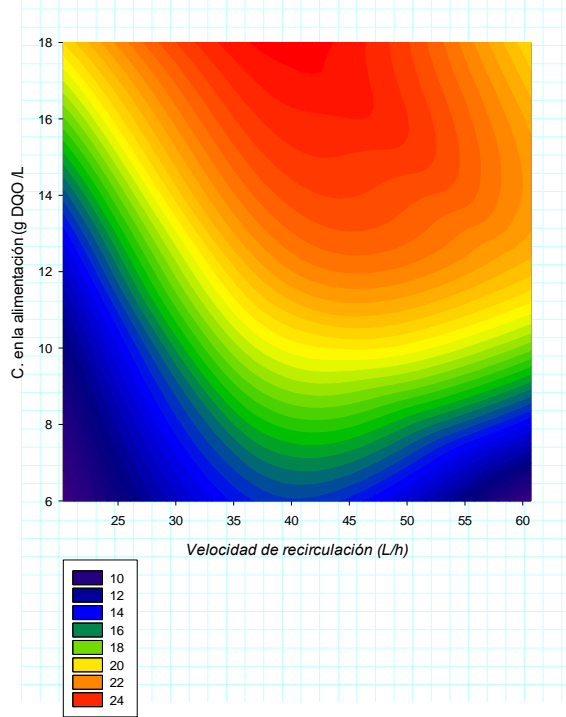


Figura 4.39 Gráfico de contorno V_R contra C_A

Gráfico de contorno Velocidad de recirculación VS TRH

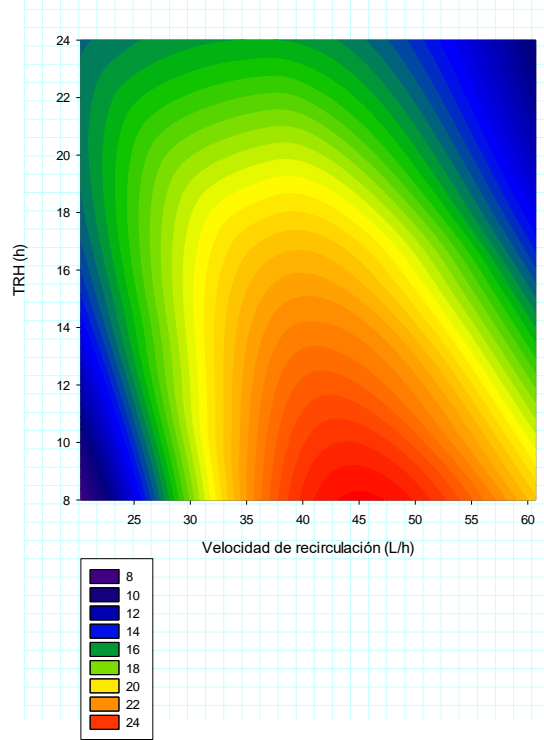


Figura 4.40 Gráfico de contorno V_R contra TRH

Acorde a la Figura 4.37 el Gráfico de Contorno (GDC) muestra las zonas de operación con mejor producción de biogás, con lo que se encuentran que empleando V_R de 30 a 50 L/h y C_A a partir de 16 gDQO/L·d se puede maximizar la variable de respuesta (Y) cuando se mantengan TRH cortos de 8 hasta 16 h, ya que, cuando este último valor aumenta como se muestra en la Figura 4.38, la generación de biogás disminuye debido al lavado interno de material de soporte donde se fija la biopelícula bacteriana (color azul), caso contrario al disminuir los valores empleando TRH= 8 h y $V_R= 25$ L/h termina con un déficit operacional en condiciones anaerobias hidrolíticas.

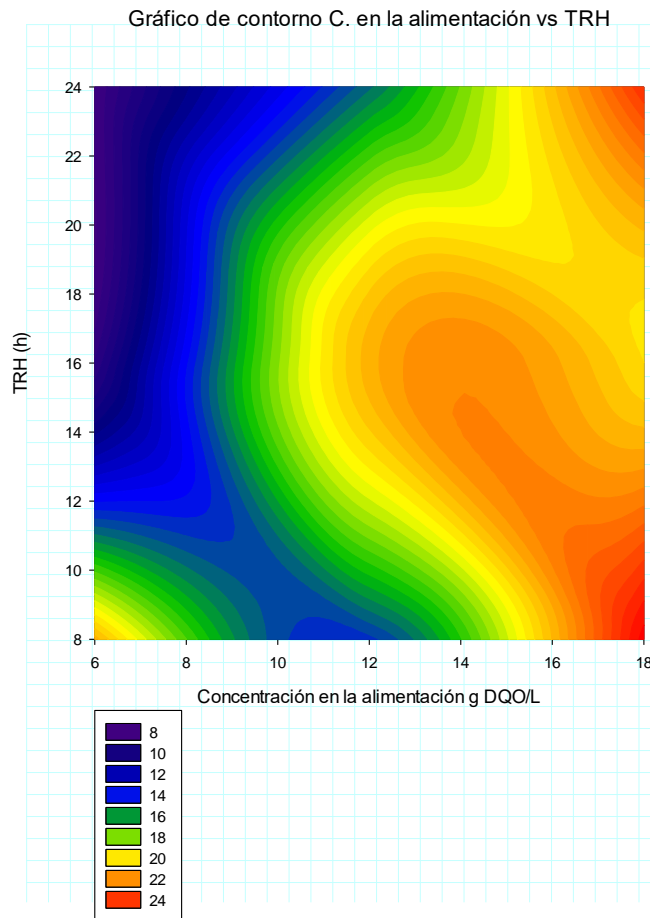


Figura 4.41 Gráfico de contorno C. en la alimentación vs TRH

El GDC de la Figura 4.39, presenta tres zonas con mayor generación de biogás dependiendo de la combinación en la C_A , si esta es baja con 6 gDQO/L·d y se emplean periodos cortos de operación de 8 h se pueden conseguir buenos resultados. Sin embargo, las concentraciones normales de estos efluentes a nivel industrial no son tan bajas, por lo que se estudiará más ampliamente las condiciones donde se aumentan las concentraciones y los TRH se mantengan en valores no mayores a 24 h, los cuales se pueden observar como las zonas color naranja intenso en la gráfica establecidos por una concentración de alimentación igual a 18 g DQO/ L y una velocidad de recirculación de 37.4 L/h.

A partir de los resultados obtenidos en el apartado anterior se analizará un aumento en la concentración de alimentación ajustando tres concentraciones de alimentación considerando

9, 15 y 21 gDQO/L como máxima carga, abarcando los valores reportados de las diversas concentraciones de ARIA por Fito et al., (2019; 2019a, 2019b) conforme a la Tabla 2.3 de este escrito. Con esto se exploran distintos puntos de operación para aumentar el ajuste de este estudio y se puedan mejorar los resultados anteriores conociendo los puntos de máxima carga suministrada al sistema

4.5.3 Análisis de biopelícula en el RBA

Para una comparación objetiva, y por la falta de estudios previos utilizando dispositivos con estas características, se determinó evaluar el desarrollo de la biopelícula mediante una evaluación mediante micrografías de las muestras del soporte limpio y al culminar la etapa de operación continua del reactor, después de realizar el diseño experimental. Por lo que se muestran las condiciones iniciales del soporte en la Figura 4.42a, con una superficie de contacto superficial aproximada de 1028.7 cm².

En la Figura 4.43b, se puede observar la parte superior del soporte de unos de los paneles de Nylon Poliéster, mismos que se procedieron a extraer. En la Figura 4.43c se puede observar que el panel número 4 que se ubica justo debajo de la salida de recirculación, presenta menos cantidad de biopelícula y material orgánico fijado, esto se debe al flujo que este presenta y el lavado de la malla y por ende de las fibras internas. Seguido de esto se recolectaron las muestras del nylon poliéster, se obtuvieron de lugares estratégicos, como lo es del lado superior, medio e inferior, esta muestra contaba con una superficie de 2 x 2 cm., para así poder analizarlos de una manera más profunda en el microscopio, ya que el sistema cuenta con 4 paneles se utilizaron todos ellos para la colección de la muestra.

a.



b.



Figura 4.42 Soporte de fibras de Nylon Poliéster a. Limpio; b. Colonizado

a.

b.

c.

d.



Figura 4.43 Paneles de fibra colonizados a.1; b.2; c.3; d.4.

Muestras del soporte limpio y colonizado

Después de haber realizado estos procedimientos, se obtiene utilizando el microscopio una micrografía del soporte de fibra colonizado y limpio en la cual se pueden observar en la Figura 4.44, los filamentos característicos de las múltiples fibras que componen el soporte de este material. De igual forma se observa como la luz atraviesa estas ramificaciones y se notan las uniones o irregularidades propias del material poroso. Por otra parte, se puede observar que presenta conglomeraciones de partículas, las cuales se infieren que son pequeñas comunidades bacterianas formadas y en donde el haz de luz es obstruido se puede observar el desarrollo de la biopelícula bacteriana.

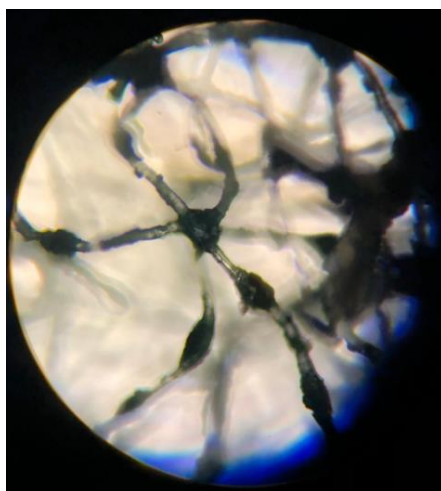


Figura 4.44 Micrografía de soporte colonizado y limpio

A continuación, en las Figuras 4.45 a la 4.47 se muestran las micrografías del soporte de la parte superior, media e inferior respectivamente.

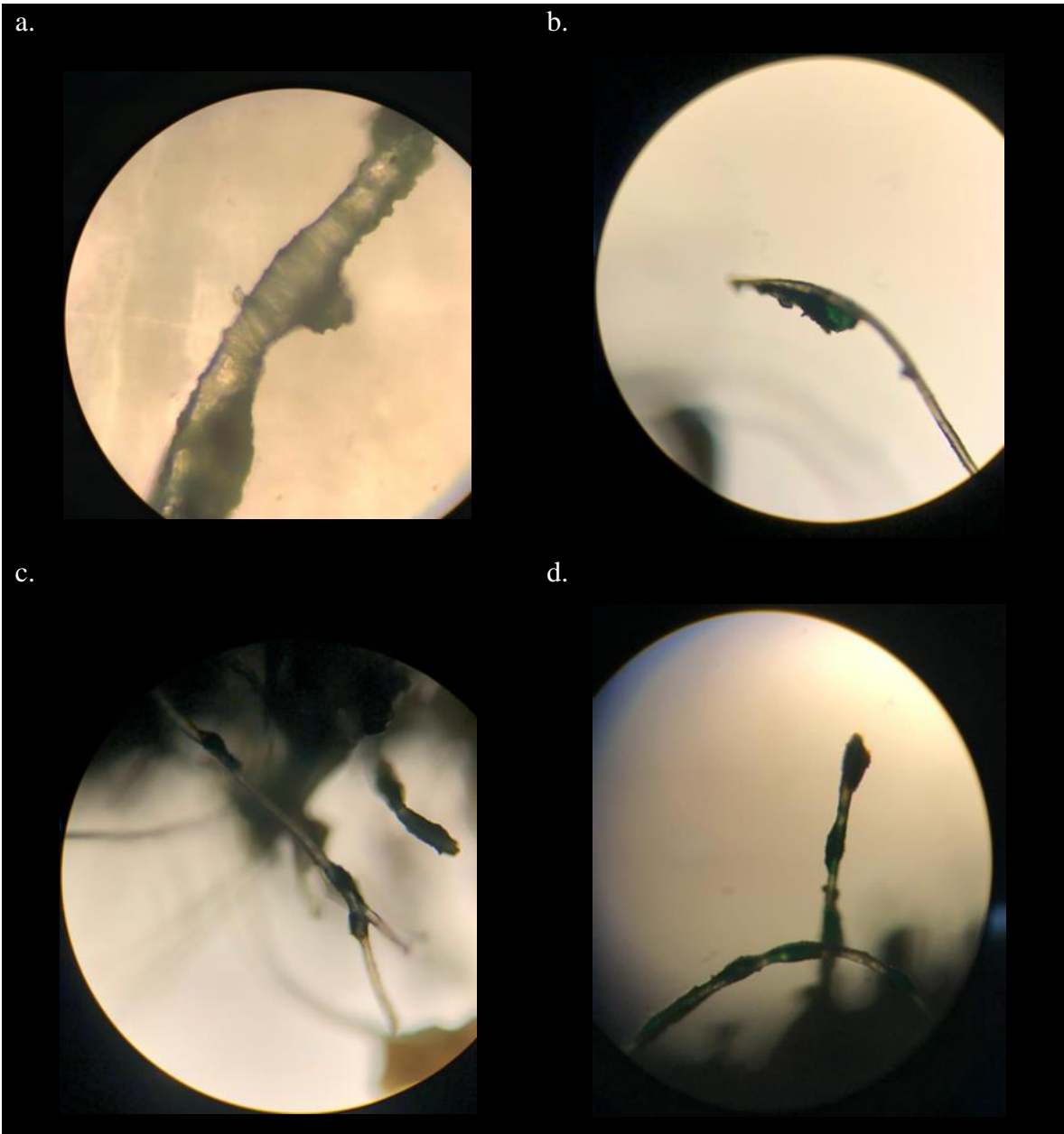


Figura 4.45 Micrografía soporte colonizado superior

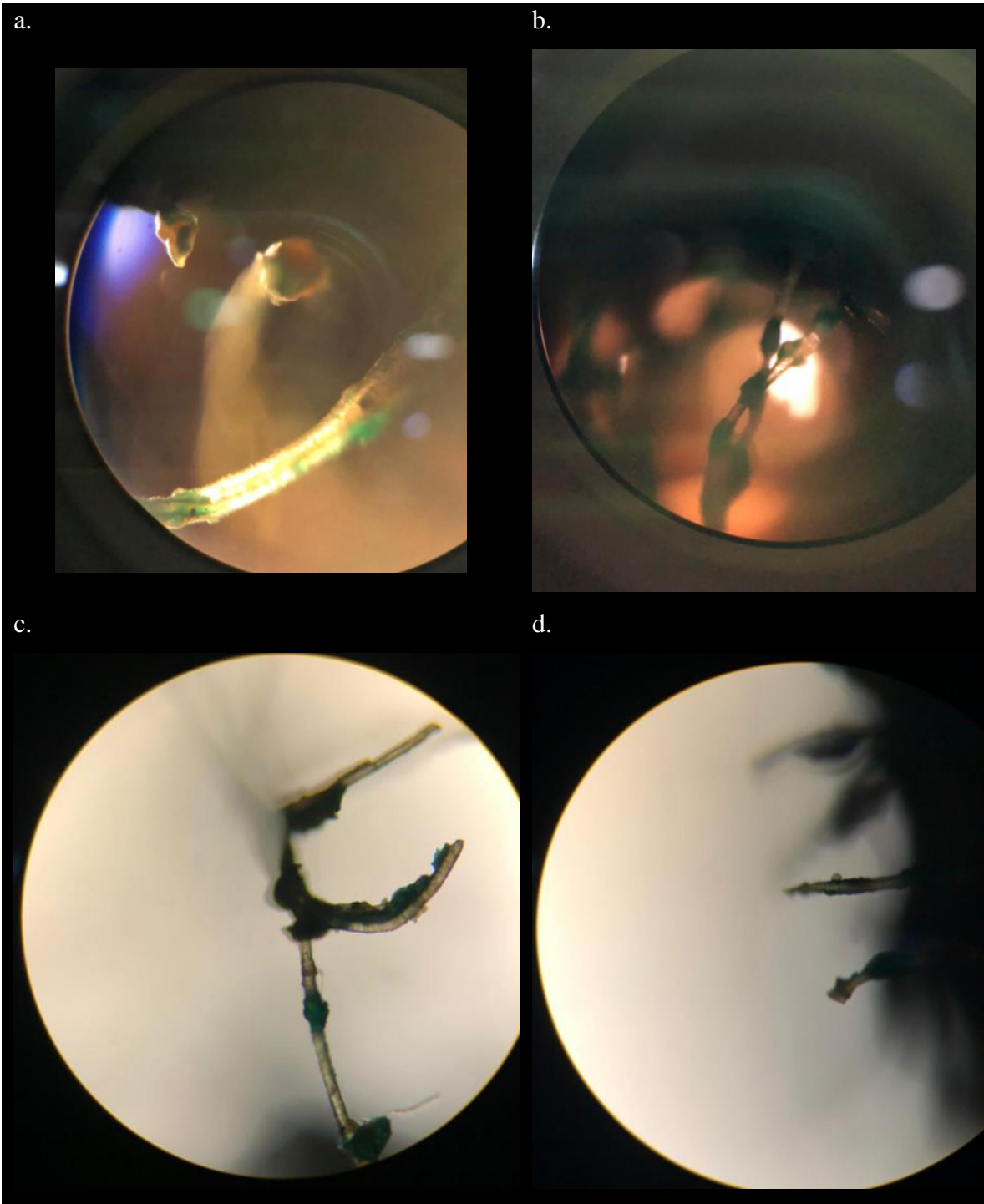


Figura 4.46 Micrografía soporte colonizado profundidad media

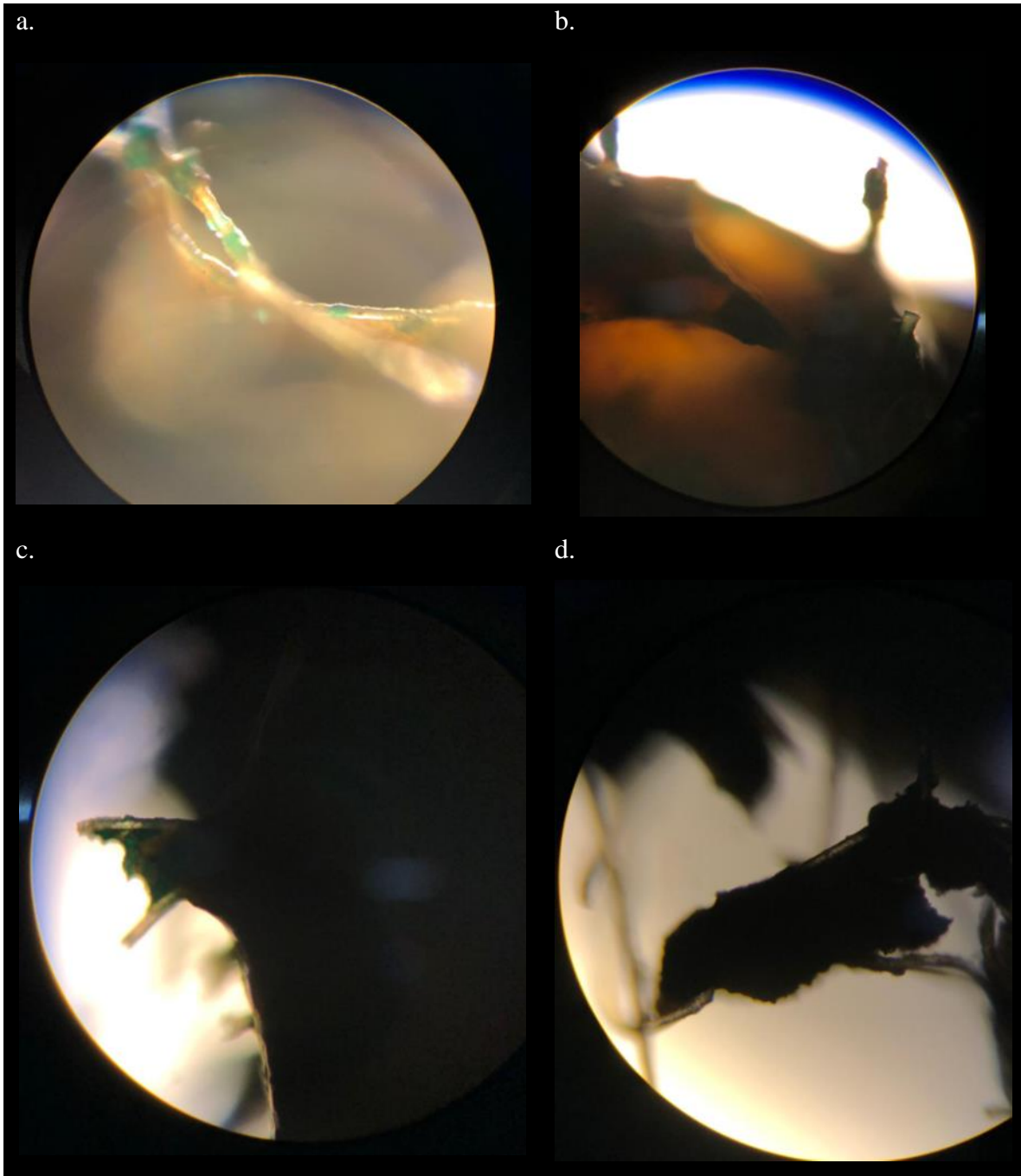


Figura 4.47 Micrografía soporte colonizado al fondo

De acuerdo con las micrografías mostradas en la Figura 4.45 se puede notar que los filamentos de las fibras del material tienen pequeñas conglomeraciones de material orgánico fijado, por lo que se puede establecer que el material señalado es la biopelícula en desarrollo. Por otro lado, la Figura 4.46 presenta mejores resultados, ya que, en las terminaciones de las fibras (donde el material es más poroso) se presenta mayor cantidad de biopelícula formada por las bacterias que se desarrollaron y fijaron a soporte durante la operación del reactor. De igual manera para el desarrollo de una biopelícula en el soporte que se encuentra al fondo del RBA, con base en esto se puede inferir que, a mayor profundidad, las condiciones anóxicas favorecen el desarrollo de la biopelícula, gracias a que el oxígeno disuelto en el agua está agotado y al igual que la falta de flujos preferenciales a causa del efluente ingresado por la recirculación.

Biomasa y Porcentaje de colonización

Conforme a la Tabla 4.14 se determina la relación entre la biomasa y los gramos de soporte dados como $\text{g Biomasa/g Soporte}$ con lo que, dividiendo este valor, entre el grado máximo de colonización a plena carga se puede determinar el grado de colonización en porcentaje del soporte. Cabe resaltar que por la falta de estudios previos utilizando este tipo de soporte fibroso se determina como la máxima colonización la muestra con mayor cantidad de soporte colonizado bajo las condiciones establecidas en el diseño factorial analizado, el cual fue del panel 1, la muestra del medio con $3.54 \text{ g Biomasa/g Soporte}$ por lo tanto tendrá un 100 % de colonización y servirá como parámetro para futuros trabajos. Por todo lo anterior, se puede establecer que de acuerdo con el porcentaje colonizado es indiferente las condiciones de flujo del reactor, puesto que, todo el soporte está sumergido los porcentajes de grado de colonización varían, sin embargo, las muestras que se presentaban más alejadas de las válvulas de entrada y recirculación presentaron una colonización entre el 65 al 76 % (Panel 1) y los más cercanos menores al 40 % (Panel 3). En general la relación Biomasa/g Soporte el menor rendimiento fue de 0.93741 g en la parte inferior del panel 2. Además, el Panel 4 mostró en promedio un desempeño medio debido a que la salida de toma de muestra podría producir desprendimientos.

Tabla 4.14 Biomasa adherida al soporte de fibra de Nylon poliéster

Panel	Muestras	Charola				Soporte de un reactor colonizado a plena carga 3.5429 gBiomasa/gSoporte						
		Vacía	Muestra	Evaporado	Calcinado	P1	P2	P3	P4	g de Soporte	g de Biomasa	Peso
1	Superior	0.4125	4.1024	1.0829	0.6766	0.2641	0.4063	3.0195	1.53843	43.42		
	Medio	0.4748	4.7665	1.1208	0.617	0.1422	0.5038	3.6457	3.54290	100.00		
	Inferior	0.45818	5.8384	1.1892	0.6556	0.19742	0.5336	4.6492	2.70287	76.29		
2	Superior	0.3835	4.7012	1.1648	0.6944	0.3109	0.4704	3.5364	1.51303	42.71		
	Medio	0.4201	5.1558	1.2052	0.6561	0.236	0.5491	3.9506	2.32669	65.67		
	Inferior	0.4808	4.9402	1.1494	0.8259	0.3451	0.3235	3.7908	0.93741	26.46		
3	Superior	0.4579	5.0161	1.2473	0.8113	0.3534	0.436	3.7688	1.23373	34.82		
	Medio	0.4989	5.2326	1.3215	0.9065	0.4076	0.415	3.9111	1.01816	28.74		
	Inferior	0.5743	6.3809	1.3834	0.9782	0.4039	0.4052	4.9975	1.00322	28.32		
4	Superior	0.458	6.7974	1.5248	0.9095	0.4515	0.6153	5.2726	1.36279	38.47		
	Medio	0.6405	7.229	1.6531	1.0795	0.439	0.5736	5.5759	1.30661	36.88		
	Inferior	0.5062	5.7077	1.2087	0.7836	0.2774	0.4251	4.499	1.53244	43.25		

4.6 Obtención de ARIA (Zafra 2020-2021)

Durante el periodo de zafra que corresponde al periodo noviembre 2020 a mayo 2021, se colecto ARIA de la IA de la región, así como en diversos trapiches ubicados en los municipios de Fortín, Huatusco y Totutla, Veracruz. El agua residual se almacenó en recipientes de 20 L y se refrigeró para su uso posterior.

4.7 Caracterización Físicoquímica ARIA (Zafra 2020-2021)

El promedio de la caracterización de las muestras analizadas del ARIA se presenta en la Tabla 4.15.

Tabla 4.15 Caracterización físicoquímica del sustrato

Parámetro	Resultado
DQO _T [g/L]	21.15
DQO _s [g/L]	15.06
ST [g/L]	7.31
STV [g/L]	5.56
pH	4.60
Nitrógeno Total [mg/L]	18.19
Fósforo Total [mg/L]	11.46
Temperatura (° C)	45

Los resultados obtenidos son cercanos a los mencionados en el estudio realizado por Qureshi et al., (2015) quienes presentaron variaciones de los valores medidos del ARIA entre 26.760 hasta los 59 mg/L; lo que de igual forma se corrobora con los aproximados, obtenidos por Díaz-de Los Ríos et al., (2016) registrando valores de 22.93 gDQO/L y 4.28 de pH. Mientras que Yadav et al., (2014) obtuvieron resultados de ST de 5.24 g/L en promedio, muy similares a los obtenidos en esta investigación. Por otra parte, en cuanto a la concentración de nutrientes, los resultados recabados se encuentran dentro de los valores reportados en literatura por Kushwaha (2015).

4.8 Acondicionamiento del RBA piloto

Se realizó el mantenimiento y acondicionamiento al RBA_P, para ser operado con las nuevas condiciones por lo que fue necesario cambiar algunas piezas, ajustar válvulas y conexiones tanto de entrada como de salida. Posteriormente el reactor fue sellado para su operación, el cual se presenta en la Figura 4.48.



Figura 4.48 Reacondicionamiento del RBA_P

4.8.1 Colonización del Reactor de biopelícula

Los reactores anaerobios con biomasa inmobilizada (biopelícula fija, lecho fijo o biopelícula) son recomendados para el tratamiento de AR con alta carga orgánica, como es el caso de la mayoría de industrias agroalimenticias y en este caso la azucarera durante las temporadas de zafra. Sin embargo uno de los inconvenientes en este tipo de tratamientos es la alta variabilidad en su composición y la intermitencia con la que son producidos por su carácter estacional con periodos de paros prolongados durante su rutina operacional (García Morales et al., 1999); lo que se traduce en desequilibrios en las comunidades bacterianas dentro de

los reactores biológicos. Por lo tanto, debido al tiempo de inactividad del RBA_P y emulando esta problemática a nivel industrial (cuando la temporada de zafra termina y se reinicia) se procedió a realizar el rearranque de este SHT. Cabe resaltar que este periodo de puesta en marcha es menor en este tipo de bioreactor operando en fase hidrolítica a causa de los requerimientos nutrimentales y configuración con paneles de biopelícula, en comparación de cuando se emplea la digestión anaerobia completa, donde las actividades remanentes de la microbiota interna provoca la acidificación de estos sistemas provocando el desprendimiento de la biopelícula volviendolos inestables y difíciles de operar siendo necesarios lavados para eliminar el exceso de biomasa y su estancamiento tal y como se a realizado en algunos estudios, siendo utilizado configuraciones similares de bioreactores para el tratamiento de AR de la industria taninera y sistemas acuicolas (Saucedo et al., 2007; Soto Castro, 2015; Utgés, 2016). Gracias a las características porosas de las fibras de Nylon poliéster no fue necesario un largo periodo de rearranque, ya que, el desarrollo inicial de la biopelícula fija transcurrió y no presentó desprendimiento aparente en el soporte como se observa en la Figura 4.49. A pesar de esto, el RBA_P disminuyó considerablemente su producción de biogás en comparación a trabajos anteriores, por lo que se procedió a inocular con biomasa estabilizada adherida al soporte fijo de un Reactor hidrolítico con tiempo de operación de 12 meses, que trata la FLFV nuevamente con la finalidad de favorecer el desarrollo del consorcio bacteriano adherido a los paneles y colonizarlo en su totalidad para el mejoramiento de sus rendimientos (Berhe & Leta, 2019).



Figura 4.49 Formación de la biopelícula adherida al soporte

El proceso de re arranque constó en tomar 5 L del RBA_P inactivo y alimentar con sustrato fresco en esa misma cantidad, dosificando el lodo colectado durante 15 días agregando la cantidad de inóculo correspondiente unicamente en cada cambio de TRH con velocidad de recirculación de 20 L/h, es decir emplear un volumen de trabajo de 10L.

4.9 Operación inicial del RBA_P en máxima carga

En la digestión anaerobia llevaba a cabo en reactores de un solo paso, el mantenimiento del entorno favorable para los diferentes tipos de bacterias resulta un tanto complicado, es por ello por lo que se han realizado propuestas sobre la separación de las fases para la obtención de mejores resultados. En este apartado se operó un RBA_P en etapa hidrolítica, siendo esta una etapa limitante en la transformación de compuestos orgánicos complejos, no obstante, en esta fase, el sustrato es degradado a moléculas más simples para poder ser asimiladas fácilmente por el siguiente sistema. Al trabajar en esta etapa de la DA el sustrato se acondicionó y ajustó a un pH de 5.5 utilizando NaHCO₃, ya que algunos autores han informado que un pH cercano a 6, mejora las condiciones de trabajo de las bacterias hidrolítico-acidogénicas (Ponsá et al., 2008).

Debido a que el sustrato (ARIA) presentó concentraciones menores a las necesarias para los ensayos de máxima carga, fue necesario aumentar la Cva utilizando un efluente de la misma naturaleza con mayor concentración, por lo que se utilizó AR de trapiche (ingenio azucarero artesanal) por lo que los cálculos de concentración se presentan a continuación. El RBA fue alimentado variando las Cva y TRH, iniciando con la Cva de 27 gDQO/L·d con un TRH de 16 h y posteriormente realizar el aumento de la Cva hasta la saturación del sistema.

4.9.1 Cálculo de las Cargas Volumétricas Aplicadas y volúmenes.

Para definir la concentración correspondiente a la carga alimentada al RBA_P se utilizó la ecuación 2.5 y despejando la concentración se obtuvo la ecuación 3.1, posteriormente se realizaron los cálculos.

$$\text{Ecuación 45.} \quad \text{Concentración} = \frac{Cva \frac{gDQO}{Ld} * \text{Volumen Util (L)}}{\text{Volumen de alimentación (L)}} = \left(\frac{gDQO}{L} \right)$$

$$\text{Ecuación 46.} \quad \text{Concentración} = \frac{27 \frac{\text{gDQO}}{\text{Ld}} * 50(\text{L})}{10 (\text{L})} = 135 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}$$

$$\text{Ecuación 47.} \quad \text{Concentración} = \frac{40 \frac{\text{gDQO}}{\text{Ld}} * 50(\text{L})}{10 (\text{L})} = 200 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}$$

$$\text{Ecuación 48.} \quad \text{Concentración} = \frac{40 \frac{\text{gDQO}}{\text{Ld}} * 50(\text{L})}{10 (\text{L})} = 250 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}$$

Con la ecuación 14 se calculó el volumen de alimentación, esto se realizó para cada prueba.

Cva= 27 gDQO/Ld

$$\text{Ecuación 49.} \quad 21.15 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}} (V_1) = 135 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}} (50 \text{ L})$$

$$\text{Ecuación 50.} \quad V_1 = \frac{135 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}} (50 \text{ L})}{21.15 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}} = 319.14$$

Cva= 40 gDQO/Ld

$$\text{Ecuación 51.} \quad 21.15 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}} (V_1) = 200 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}} (50 \text{ L})$$

$$\text{Ecuación 52.} \quad V_1 = \frac{200 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}} (50 \text{ L})}{21.15 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}} = 472.81 \text{ L}$$

Cva= 50 gDQO/Ld

$$\text{Ecuación 53.} \quad 21.15 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}} (V_1) = 250 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}} (50 \text{ L})$$

$$\text{Ecuación 54.} \quad V_1 = \frac{250 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}} (50 \text{ L})}{21.15 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}} = 591 \text{ L}$$

Lo anteriormente mencionado se ilustra conforme a los volúmenes necesarios de ARIA para la alimentación al RBA_P, siendo imposibles debido al volumen útil del reactor de 50 L, por lo anterior que es indispensable la utilización de un efluente concentrado, emulando algún fallo operacional de la industria, sin embargo, debido a la alta concentración de sólidos, es necesario implementar un tratamiento primario.

4.9.2 Sedimentador para efluente de Trapiches

Debido al excedente de sólidos contenidos en el efluente, fue necesario la implementación de un sedimentador en la Figura 4.50, hecho de acrílico, con capacidad de 50 L, del cual se obtuvieron 19 L de fracción líquida y 31 L de la fracción sedimentada.

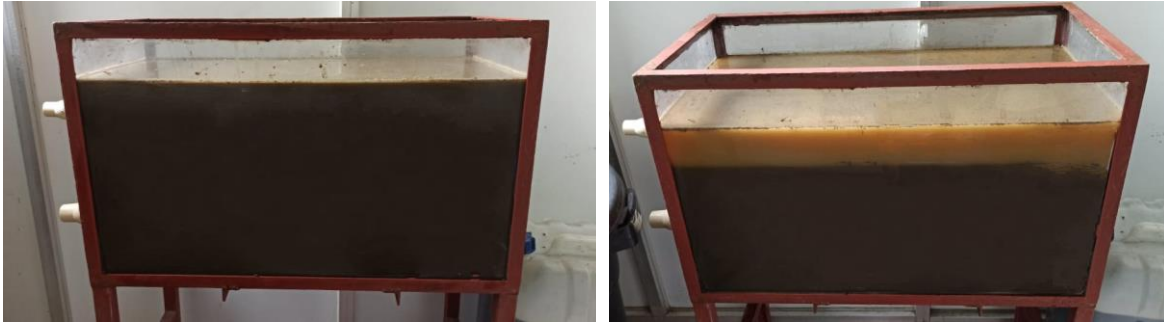


Figura 4.50 Sedimentador para el efluente de un trapiche

El efluente líquido resultante del sedimentador fue analizado para su uso posterior, la caracterización de este residuo se muestra en la Tabla 3.2. Cabe resaltar, que hasta donde sabemos, no se ha realizado ningún estudio sobre los efluentes de los trapiches ni mucho menos sobre algún tipo de tratamiento que pueda ser aplicado a concentraciones tan altas de material orgánico.

Tabla 4.16 Caracterización de la fracción líquida del efluente de un trapiche

Parámetro	Resultado
DQO _r [g/L]	154.38
DQO _s [g/L]	129.82
ST [g/L]	52.26
STV [g/L]	33.06
pH	4.47
T (°C)	50

Con los resultados obtenidos se realizó el cálculo del volumen necesario para aumentar la concentración a 135 gDQO/L. Las cargas se aumentaron considerando que la generación de aguas residuales durante la producción de azúcar no es constante y mucho menos sus características, por lo que la concentración en este efluente puede aumentar o disminuir.

El cálculo del volumen se realizó mediante la ecuación 14 del apartado 4.1.2.

$$\text{Ecuación 55.} \quad \left[\frac{21.15 \text{ gDQO}}{\text{L}} * V_1 \right] + \left[\frac{154.38 \text{ gDQO}}{\text{L}} * V_2 \right] = \left[\frac{135 \text{ gDQO}}{\text{L}} * 10 \text{ L} \right]$$

$$\text{Ecuación 56.} \quad V_1 + V_2 = 1350 \text{ gDQO}$$

$$\text{Ecuación 57.} \quad V_1 = 10 \text{ L} - V_2 \quad \text{Ec. 3.15}$$

$$\text{Ecuación 58.} \quad \left[\frac{21.15 \text{ gDQO}}{\text{L}} * (10 \text{ L} - V_2) \right] + \left[\frac{154.38 \text{ gDQO}}{\text{L}} * V_2 \right] = 1350 \text{ gDQO}$$

$$\text{Ecuación 59.} \quad \left[211.5 \text{ gDQO} - \frac{21.15 \text{ gDQO}}{\text{L}} * V_2 \right] + \left[\frac{154.38 \text{ gDQO}}{\text{L}} * V_2 \right] = 1350 \text{ gDQO}$$

$$\text{Ecuación 60.} \quad 133.23 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}} * V_2 = 1350 \text{ gDQO} - 133.23 \text{ gDQO}$$

$$\text{Ecuación 61.} \quad V_2 = \frac{1216.7 \text{ gDQO}}{211.5 \frac{\text{gDQO}}{\text{L}}}$$

$$\text{Ecuación 62.} \quad V_2 = 5.75 \text{ L}$$

Por lo tanto:

$$\text{Ecuación 63.} \quad V_1 = 10 \text{ L} - 5.75 \text{ L}$$

$$\text{Ecuación 64.} \quad V_1 = 4.24 \text{ L}$$

Se utilizaron 4.24 L de agua residual de la industria azucarera y 5.75 L del efluente de un trapiche; mientras que para las otras alimentaciones de 40 y 50 gDQO/L·d, se realizó el mismo cálculo. Las pruebas se realizaron variando el TRH, para evaluar la capacidad de remoción de materia orgánica en el biorreactor. Cada experimento se realizó durante 5 días.

4.9.3 Remoción de DQO en condiciones de alta carga al RBA_P

El bioreactor fue operado variando las C_{va} y el TRH, alcanzando como C_{va} máxima 50 gDQO/L·d, algunos autores han reportado cargas de alimentación de 40 gDQO/L·d para reactores tipo UASB, no obstante, recordemos que una de las características y ventajas de este bioreactor es el soporte que tiene a sobrecargas hidráulicas, a concentraciones elevadas y a altas capacidades de carga. En la Tabla 4.16 se presentan los resultados de remoción de DQO_T y DQO_S, mostrando bajos porcentajes de bioconversión. Para una C_{va} de 27 gDQO/L·d, se obtuvieron remociones del 17.85 % de DQO_T, mientras que para la prueba dos, aumentando la carga a 40 gDQO/L·d, la remoción aumentó, sin embargo, para la prueba tres se disminuyó el TRH obteniendo 21.70 % de DQO_T removida. Cabe mencionar que este

parámetro tiene influencia significativa en la degradación de los compuestos, ya que a medida que se aumentó la Cva y se redujo el TRH, la remoción bajo, debido a que el tiempo dado, no fue suficiente para que las bacterias pudieran degradar la materia orgánica, por lo que al aumentar la Cva a 50 gDQO/L·d, se necesitó del aumento en el TRH a 24 h. Feng et al., (2015) evaluaron cargas de 28 gDQO/L·d para un reactor de biopelícula de Lecho fluidizado de ciclo interno en condiciones anaerobias de transferencia rápida de masa (ILFBBR) para mejorar el tratamiento de AR con ácido tereftálico purificado (PTA), mantuvo una alta demanda química estable de oxígeno (DQO) y tasas de eliminación de ácido tereftálico con un tiempo de retención hidráulica de 5 a 10 h, con lo que es posible la degradación rápida en este tipo de sistemas con biopelículas bacterianas.

Tabla 4.17 Remoción de DQO_T y DQO_S en condiciones de alta carga

Prueba	Cva (gDQO/L*d)	TRH (h)	% DQO _T	% DQO _S
1	27	16	17.85	13.29
2	40	16	30.30	20.63
3	40	8	21.70	6.79
4	50	24	32.81	16.54

Los resultados mostrados evidenciaron que, para la máxima carga aplicada, se alcanzaron remociones del 32.81 % y 16.54 % en DQO_T y DQO_S respectivamente. En la Figura 4.51 se presenta el comportamiento en cuanto a la DQO_T removida por el sistema durante su operación; lo cual está ampliamente relacionado por actividad metabólica de los microorganismos anaerobios afectados por los cambios de la temperatura, pH, TRH, la relación carbono-nitrógeno, AGVs y la Cva, ya que se ha reportado que a un mayor aumento en Cva resulta en una disminución de la bioconversión y por tanto en la producción de biogás (Laiq Ur Rehman et al., 2019).

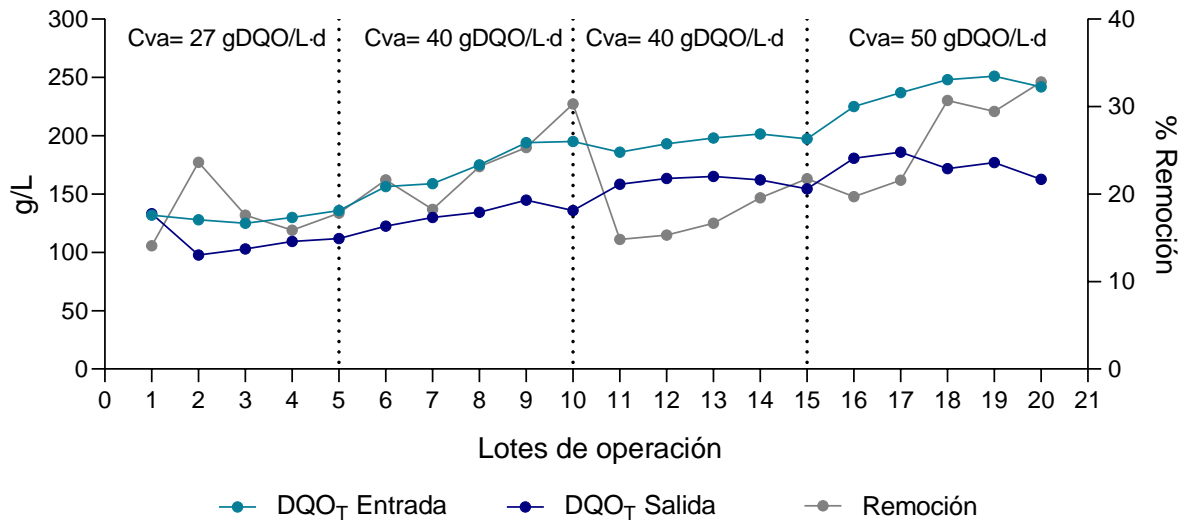


Figura 4.51 Porcentaje de remoción de DQO_T en condiciones de máxima carga

4.9.4 Remoción de ST y STV en condiciones de alta carga en el RBA_P

Se monitoreó la remoción de ST y STV durante la operación del RBA_P, en la Figura 4.52 se muestran los resultados obtenidos y su comportamiento. Para la prueba uno correspondiente a la Cva de 27 gDQO/L·d se obtuvieron remociones menores, debido a que el sistema se encontraba en adaptación a la nueva carga alimentada, para la prueba tres la remoción de ST y STV disminuyó, debido a la disminución del TRH. Sin embargo, para la prueba cuatro, se alcanzó 35.57 % de ST removidos, mientras que para los STV se obtuvo, 25.16 % de remoción.

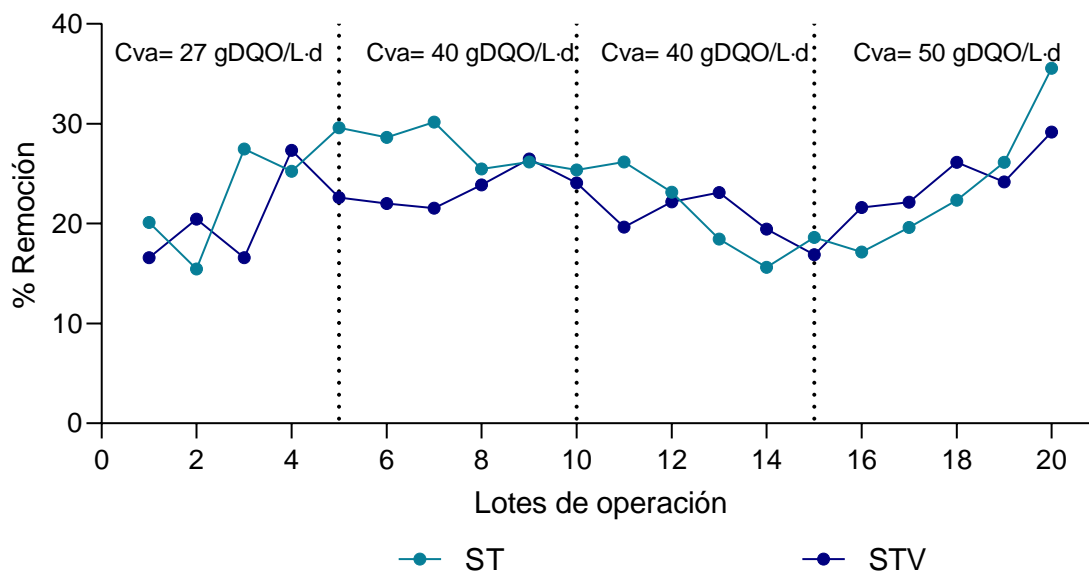


Figura 4.52 Porcentaje de remoción de los ST y STV en condiciones de máxima carga

4.10 Evaluación del RBA_P con cargas menores

Posteriormente se alimentó a cargas de 6, 9, 15 y 21 gDQO/L·d y el TRH para estas pruebas fue de 24 h, ya que los resultados de los experimentos previos indicaron que en un día las bacterias degradaron mejor de materia orgánica. Las concentraciones necesarias se muestran en la Tabla 4.17.

Tabla 4.18 Concentraciones de alimentación al RBA_P

Prueba	Concentración (gDQO/L)	Cva gDQO/L·d	TRH (h)
5	30	6	24
6	45	9	
7	75	15	
8	105	21	

4.10.1 Remoción de DQO en condiciones de Cva bajas en el RBA

Durante el periodo de operación del RBA, se realizaron ensayos de máxima carga suministrada al reactor para conocer su comportamiento bajo estas condiciones de saturación, por lo que el emplear una concentración más baja de alimentación requiere un periodo de estabilización con la finalidad de que los microorganismos se adapten las nuevas condiciones.

Por lo que se realizó el primer periodo de 30 días con la Cva más baja (6g DQO/L·d) posteriormente se realizaron aumentos progresivos en las Cva. Posteriormente, cada prueba subsiguiente se operó durante 20 días. En la Figura 4.53 se muestran los resultados de remoción de DQO_T obtenidos. El sistema presento buen desempeño, siendo que para la prueba cinco (Cva= 6 gDQO/L·d, comenzó a incrementar la remoción apartir del día 11 hasta alcanzar 35.97 % de DQO_T removida. Las pruebas seis y siete, mostraron una disminución en la remoción durante los primeros 10 a 13 días, debido a los aumentos de la concentración del sustrato, posterior a esto el aumento de DQO_T removido mejoró, alcanzando porcentajes para la prueba siete del 51.11 %, seguido de la prueba seis con 43.12 %. Es importante señalar que la evaluación de la última prueba fue se llevó a cabo a temperatura ambiente, debido a que el reactor tuvo que ser reubicado en planta piloto de aprovechamiento de RSOM. Lo que afecto considerablemente a la fisiología de los microorganismos. Provocando la disminución de en la eliminación de contaminantes, alcanzando remociones del 13.45 %. Las pruebas de 9 y 15 DQO/L·d mostraron disminución en la remoción durante los días 10 y 13, debido a los aumentos de la concentración del sustrato alimentado; posterior a esto, el aumento de DQO_T removido mejoró, indicando un ambiente propicio y apto de desarrollo para la biopelícula. Para la prueba siete se obtuvo una remoción de DQO_T de 51.11 %, seguido de la prueba de 9 DQO/L·d con 43.12 %., debido a, la última carga suministrada de 21 DQO/L·d Provocando la disminución en la eliminación de contaminantes, alcanzando remociones únicamente del 13.45 %.

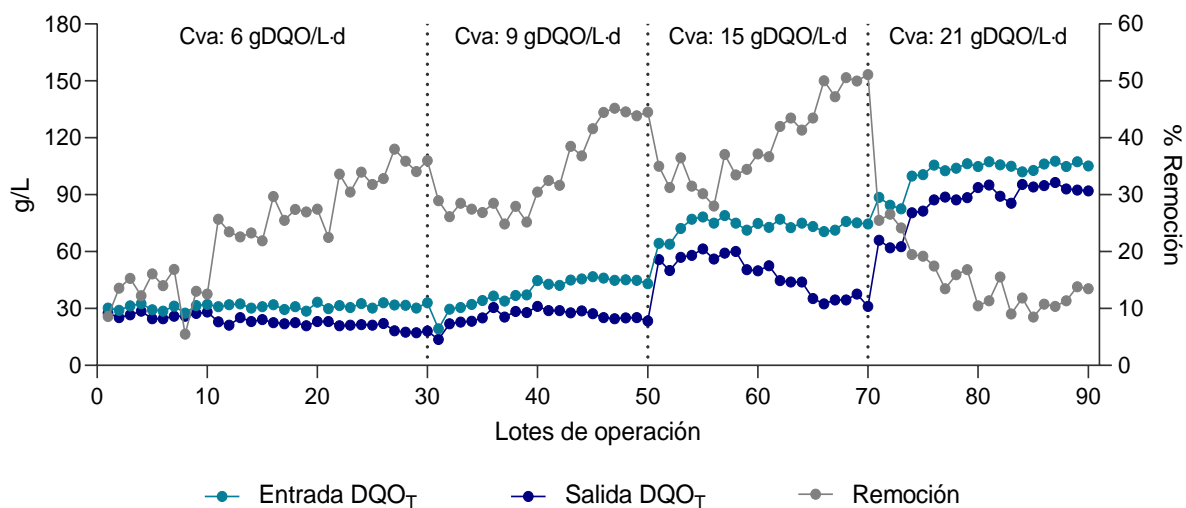


Figura 4.53 Porcentaje de remoción de DQO_T a cargas menores

4.10.2 Remoción del Sólidos Totales y Sólidos totales volátiles

La remoción de los ST presentó comportamientos similares a la remoción de DQO, pues durante los primeros días las bacterias se adaptaron a las nuevas alimentaciones obteniendo remociones bajas, pero a partir del día 18 para la prueba cinco las remociones comenzaron a aumentar, hasta mantenerse constantes, pero al hacer el cambio de carga, las remociones disminuyeron en los primeros días como era de esperarse. El sistema presentó mejor desempeño al evaluar la Cva de 15 DQO/L-d, obteniendo 37.49 % de ST removidos. Mientras que en la siguiente Cva con mayor concentración de los días 70 al 90 debido al impacto que tuvo la temperatura en el sistema, presentó la disminución de la remoción, ya que los sólidos no pudieron solubilizarse. Las entradas y salidas de ST expresadas en g/L se muestran en la Figura 4.54, en ella se presenta el comportamiento del sistema y la influencia del aumento en la concentración. El rango de operación para los ST varió de 12 hasta 25 g/L de ST aproximadamente.

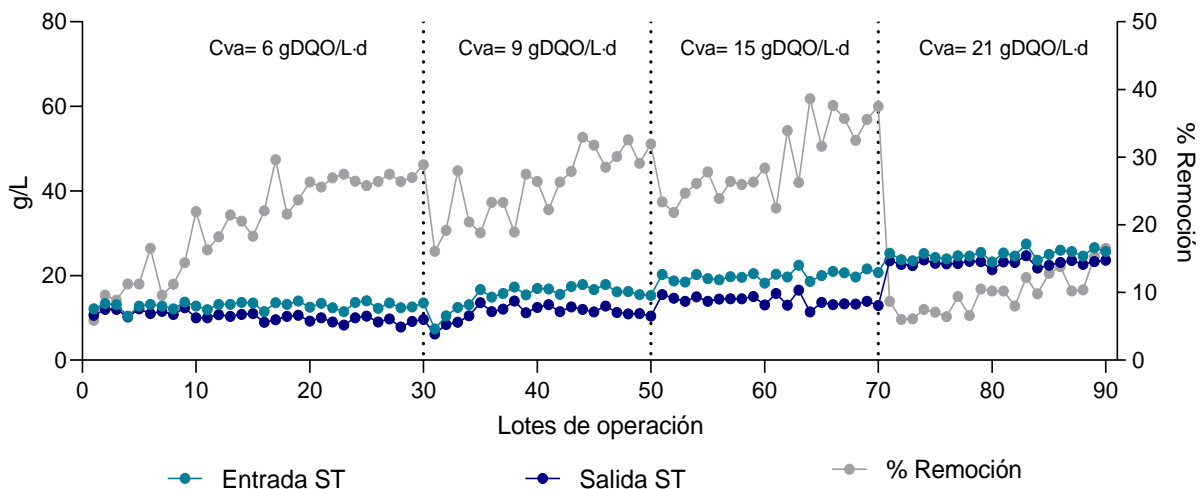


Figura 4.54 Porcentaje de remoción de Sólidos Totales

Como se puede observar en la Figura 4.55, se presentan los g/L de STV alimentados y a la salida del RBA una vez hidrolizada el ARIA y de igual forma, la remoción que se obtuvo en las pruebas evaluadas. Debido a que el TRH fue relativamente corto en comparación con otras investigaciones, favoreciendo la eliminación los mismos, obteniendo valores de

remoción de 27.59 y 28.96 % para las dos últimas pruebas a mayor concentración respectivamente. En la Cva de 21 DQO/L·d únicamente se removieron 11.48 % de STV.

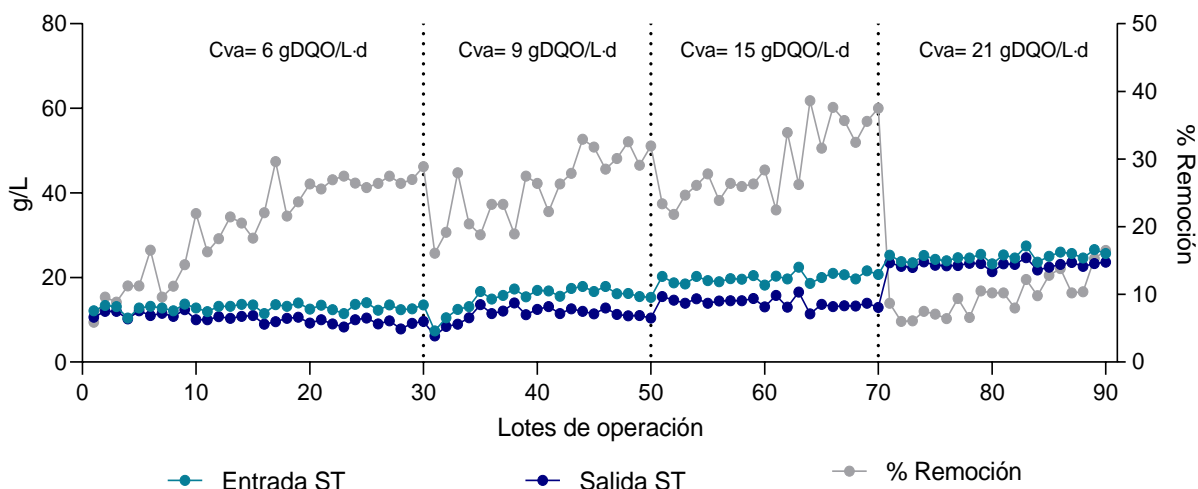


Figura 4.55 Porcentaje de remoción de Sólidos Totales Volátiles

4.10.3 Remocion de nutrientes

En los procesos de digestion anaerobia los requerimientos nutricionales por parte de los microorganismos son bajos, sin embargo requieren de algunos de ellos para su crecimiento, entre ellos el nitrógeno, fósforo y carbono. En la Tabla 2, se presentan el contenido de nitratos y fosfatos presentes en el agua residual, antes y después de su hidrólisis en el biorreactor.

Tabla 4.19 Contenido de nutrientes

Prueba	Cva (gDQO/L·d)	Entrada (mg/L)		Salida (mg/L)		% Remociones	
		NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻
1	6	21	10.6	15	8.60	28.57	18.87
2	9	25	23.5	19	11.4	24.00	51.49
3	15	32	22.5	23	13.8	28.13	38.67
4	21	38	30.0	33	25.0	13.16	16.67

Los resultados anteriores muestran la eliminación biológica de nutrientes alimentados al RAB, mediada por los microorganismos adheridos al soporte. Se ha reportado en bibliografía

que los sustratos con altas cantidades de nitrógeno inhiben la degradación de este, lo que se ve reflejado en el biogás, debido a esto se ha investigado las concentraciones inhibitoras de amoníaco que varían desde 1700 mg/L a 14000 mg/L, por lo que estos procesos de DA estan directamente relacionados con el pH y temperatura del sustrato, especialmente en sustratos de origen agroindustrial (Anjum et al., 2016; Cai et al., 2021; Tawfik et al., 2022; Yellezuome et al., 2022). Sin embargo, en esta investigación se presentaron concentraciones desde los 21 mgNO₃⁻/L hasta los 45 mgNO₃⁻/L. A pesar de ello, la disminución en la concentración de nitratos a la salida del biorreactor fue baja. Esto pudo ser debido a que las condiciones donde las bacterias se desarrollaban perjudico su desempeño. Para los fosfatos, la degradación del componente fue baja en las pruebas, presentando una disminución de 26.9 mg/L de fosfatos para la prueba cuatro, siendo la que mejor resultados presento correspondiente al 38 %.

No obstante, los reactores de biopelícula son capaces de retener la biomasa en el sistema, favoreciendo la remoción de los nutrientes del agua residual, y posteriormente la degradación efectiva de estos se llevará a cabo en el HC.

4.10.4 Monitoreo del pH en el RBA_p

El pH del ARIA ácido fue ajustado para cada alimentación en el rango de 5.5 - 6.5, sin embargo, a pesar de esto, el pH disminuye a la salida registrando valores dentro de los límites que favorecen las condiciones de hidrólisis como se muestra en Figura 4.56

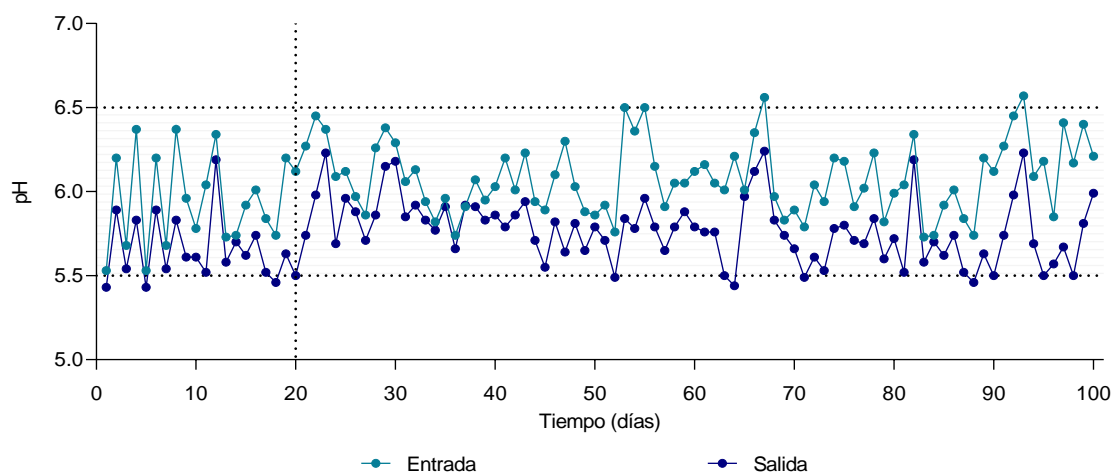


Figura 4.56 Monitoreo del pH

4.11 Monitoreo de la producción de biogás.

Se cuantificó y monitoreo la producción de biogás a cada prueba durante la operación del RBA_P, en la Figura 4.57 se muestra los litros de biogás producido.

Para la prueba de maxima carga se obtuvieron 7.50 L de biogás, sin embargo la generacion alcanzada para estas pruebas fue de 11.96 L. Debido a que las Cva evaluadas en estas pruebas fueron altas y a las características ácidas del sustrato (ARIA), se dificultó el desarrollo de un ambiente favorable para las Arqueas meanogenicas, limitanto su crecimiento, lo cual se ve reflejado en las bajas cantidades de biogás producido.

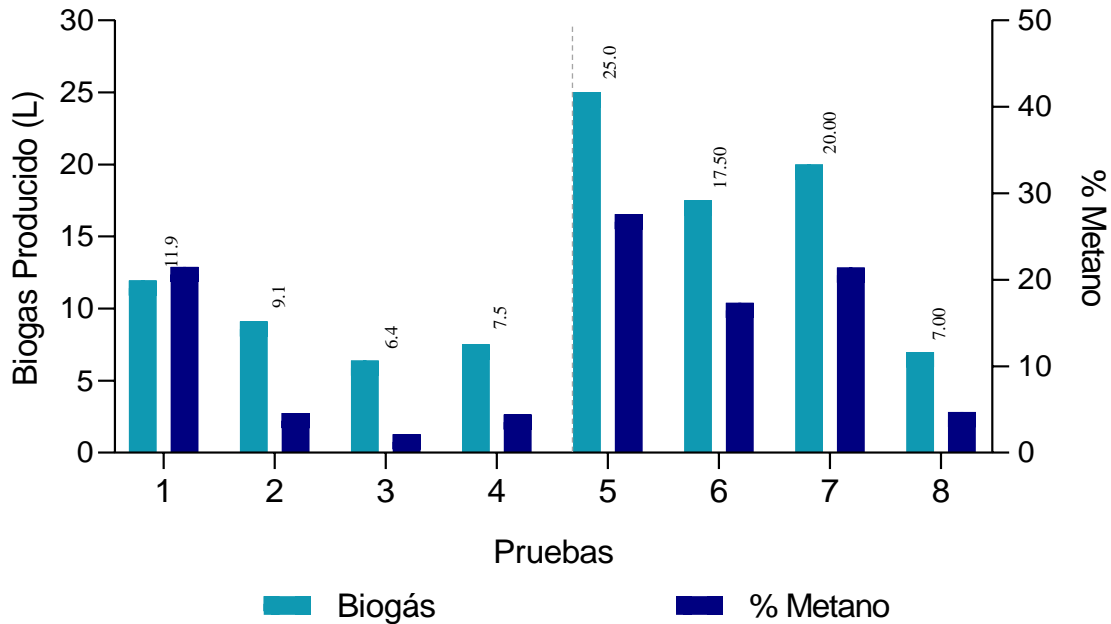


Figura 4.57 Producción de biogás y contenido de metano

Mientras que para las pruebas cinco, seis, siete y ocho que se trabajaron con TRH de 24 h la producción de biogás fue mayor, ya que a TRH más largos se favorece la actividad bacteriana, degradando más rápido la materia orgánica dando como resultado aumentos en la producción de biogás de hasta 27.61 L. No obstante, es necesario mencionar que la temperatura es otro parámetro importante que debe ser controlado ya que tiene efectos significativos en los productos obtenidos, conforme esta aumenta, de igual forma el

rendimiento de biogás, tal y como lo menciona Chew et al., (2021). Esto se confirma con la generación de biogás obtenida en la prueba ocho, debido a que el reactor tuvo que ser trasladado a Planta Piloto de Aprovechamiento de Residuos Sólidos Urbanos, se operó en condiciones ambientales y como era de esperarse las variaciones climatológicas afectaron la producción de biogás provocando el descenso de la producción, para esta prueba se generaron 4.7 L.

4.11.1 Composición del biogás

Con el uso del cromatógrafo de gases, se identificaron los componentes presentes en el biogás, esto en condiciones de máxima carga y en pruebas a menor carga. En la Tabla 4.19 se muestran los valores haciendo referencia al área generada en el equipo por cada compuesto, con los cuales se realizó el cálculo del porcentaje para cada uno.

Tabla 4.20 Composición del biogás en condiciones de maxima carga

Compuesto	Área				Porcentaje (%)			
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
CH₄ + Aire	321.61	517.30	181.23	807.98	37.24	36.94	25.01	47.12
CO₂	307.92	324.37	349.98	36.22	35.66	23.16	48.30	2.11
N₂	48.25	494.18	177.63	794.28	5.58	35.29	24.51	46.33
CH₄	185.70	64.37	15.63	75.87	21.50	4.59	2.15	4.42
Total	863.49	1400.24	724.49	1714.17	100	100	100	100

Durante la hidrolisis, en el RBA_P se identificó la presencia de dióxido de carbono en el biogás, en la Tabla 4.19 se puede observar que para la prueba tres, se obtuvo un mayor porcentaje con 48.30 %, esto fue debido a la disminución del TRH, ya que las bacterias metanogénicas estaban siendo eliminadas del reactor, esto se corrobora con el porcentaje de metano obtenido en esa prueba. En cuanto al contenido de nitrógeno, se obtuvieron resultados variados, para las cuatro pruebas, con un mayor porcentaje para la prueba cuatro.

También se obtuvieron bajos porcentajes de metano en el biogás, indicando un buen desarrollo de la biopelícula de bacterias acidogénicas y la disminución de la población.

En la Tabla 4.20 se muestran los resultados de la composición de biogás en las pruebas a cargas menores. Se tuvieron bajos porcentajes de dióxido de carbono debido al aumento del TRH, en cuanto al contenido de metano de igual manera se encontraron valores bajos, sin embargo, para estas pruebas, la prueba ocho presentó un 4.70 % de metano y 2.18 % de dióxido de carbono. Es importante mencionar que es común encontrar bajas producciones de metano durante la hidrólisis, debido a la alimentación continua con sustrato fresco.

Tabla 4.21 Composición del biogás con cargas menores

Compuesto	Área				Porcentaje (%)			
	P5	P6	P7	P8	P5	P6	P7	P8
CH₄ + Aire	284.35	354.90	447.02	1003.29	29.86	46.72	39.05	45.55
CO₂	386.18	44.41	98.86	48.02	40.56	5.84	8.76	2.18
N₂	18.57	228.38	339.86	1047.34	1.95	30.06	30.14	47.55
CH₄	262.94	131.85	241.53	103.64	27.61	17.35	21.42	4.70
Total	1300.17	759.55	1127.9	2202.31	100	100	100	100

4.12 Desempeño del Humedal Construido a distintas cargas

En cada una de las evaluaciones, el desempeño del HC depende de la primera etapa del tratamiento. En la Figura 4.58 se presenta dicho sistema ecológico, donde para su mantenimiento y acondicionamiento se eliminó vegetación ajena al humedal.



Figura 4.58 Humedal Construido de Flujo subsuperficial vertical

Se inició la alimentación al humedal con el efluente azucarero hidrolizado correspondiente a la primera prueba procedente del RBA_P bajo sus respectivas variaciones en las condiciones de operación. Por lo que la concentración de DQO suministrada al sistema dependió de las características del efluente. Debido a que las concentraciones del efluente hidrolizado de las primeras cargas evaluadas fueron muy elevadas, se diluyeron únicamente de 8 a 10 L de hidrolizado en 220 L de agua fresca alcanzar concentraciones aptas para las plantas y evitar la muerte vegetal por la alta carga. Para alimentar las pruebas posteriores, debido a que la concentración fue menor, se diluyeron 50 L de efluente hidrolizado en 220 L de agua fresca. El HC se operó con TRH de 3 días y un flujo de alimentación de 1.25 L/h. El tiempo de operación para cada prueba fue de 15 días. En la Tabla 4.21 se muestran las condiciones con las que se trabajó en el HC, en ella se presentan las concentraciones a la salida del RBA_P y las concentraciones después de la dilución, estos valores son similares a los reportados en investigaciones previas (Orduña Gaytán et al., 2018). El pH ácido del afluente alimentado varió en cada prueba manteniéndose de 5.6 a 6.

Tabla 4.22 Condiciones de operación del HC

Prueba	Concentración ARIA hidrolizada (gDQO/L) Promedio	Concentración inicial (gDQO/L)	pH
1	111.76	5.04	6.0
2	135.91	5.97	5.9
3	197.26	7.11	5.9
4	162.3	6.5	5.8
5	19.21	4.36	5.9
6	23.80	5.40	5.8
7	36.66	8.33	5.8
8	90.9	20.65	5.6

4.12.1 Remoción de DQO en el HC a diferentes cargas

El sistema ecológico presentó buen desempeño en el tratamiento de las aguas residuales hidrolizadas del sector azucarero, ya que, por medio de los procesos fisicoquímicos como la adsorción y la sedimentación, así como la función desempeñada por las plantas, el material

de soporte y los microorganismos realiza de manera eficiente la descontaminación sin la necesidad de la implementación de sistemas más avanzados o costosos como el uso de celdas de combustible microbianas para lograr emplear Cva más elevadas (Mitsch & Gosselink, 2015; Paucar & Sato, 2022; Tamta et al., 2023; Yadav et al., 2022). Gracias a esto, se alcanzaron remociones de hasta el 87.29 % de DQO_T y 79.86 % de DQO_S, sin embargo, a concentraciones mayores el humedal presentó dificultad para eliminar los contaminantes del agua, por lo que se tuvo una remoción mínima de 35.19 y 21.04 % de DQO_T y DQO_S respectivamente. En la Tabla 4.22 se reportan los valores obtenidos de DQO removida de las pruebas aplicadas en el humedal, debido a que para las bacterias fue difícil degradar tanta materia orgánica en el TRH dado, además de que la vegetación presentó una producción lenta dificultando más la absorción de los contaminantes por parte de estas debido a la saturación y atascamiento parcial del SHT.

Tabla 4.23 Remoción promedio de DQO_T y DQO_S en el HC a distintas cargas

Prueba	% DQO_T rem	% DQO_S rem
1	82.02	76.31
2	73.70	64.47
3	35.19	21.04
4	40.96	33.38
5	87.29	79.86
6	54.84	65.59
7	41.34	48.96
8	30.01	27.32

En la Figura 4.59 se presentan las variaciones y el comportamiento global del sistema durante su operación y como era de esperarse para las pruebas de mayor concentración la asimilación por parte de las plantas y los microorganismos para degradar la materia fue más difícil, lo que se vio reflejado en la remoción.

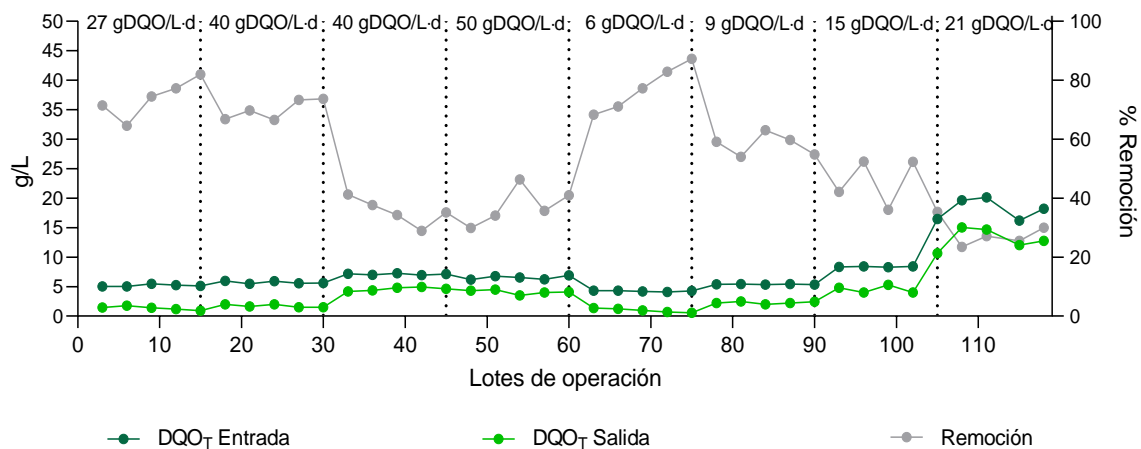


Figura 4.59 Porcentajes de remoción de DQO_T en el HC

4.12.2 Remoción de Sólidos en el HC a diferentes cargas

Con los mecanismos de depuración físicos que ofreció el humedal, tales como la sedimentación y filtración, se alcanzaron remociones en promedio de 71.09 % para ST y 65.14 % para los STV. El medio de soporte utilizado, así como las raíces de las plantas favorecieron a que la velocidad del agua disminuyera, permaneciendo mayor tiempo dentro del lecho filtrante, favoreciendo la depuración del agua en cuanto a la disminución de sólidos. En la Figura 4.60 se presenta el comportamiento en la remoción promedio del sistema aplicando las diferentes concentraciones alimentadas.

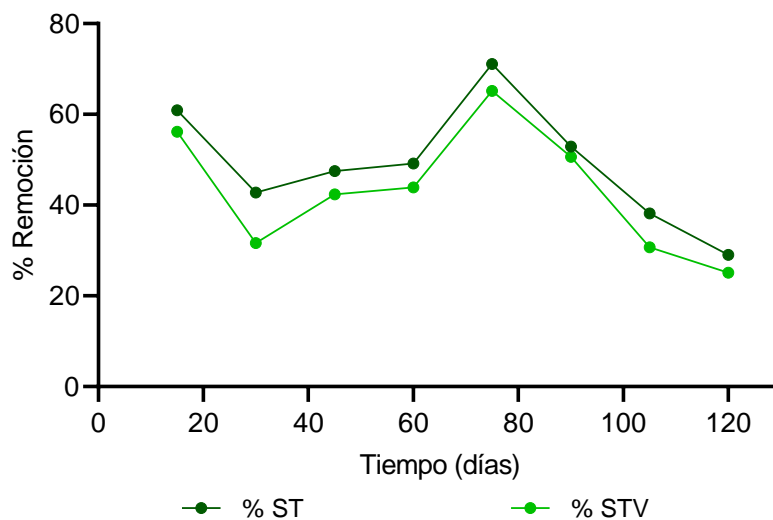


Figura 4.60 Porcentajes de remoción de ST y STV en el HC

En el último periodo de prueba presentó menor remoción de ST y STV con 29.02 y 25.13 % respectivamente. Las altas concentraciones de sólidos presentes en los efluentes alimentados a este tipo de sistema podrían provocar la obstrucción del humedal y como consecuencia una disminución de su desempeño. Por lo tanto, se evaluó el tratamiento en serie en este dispositivo.

4.12.3 Remoción de Nutrientes en el HC a diferentes cargas

El proceso de eliminación de nutrientes es un factor importante cuando se trata de aguas residuales desembocadas en los cuerpos de agua, debido a la cantidad de problemas provocados, por ello en el humedal se evaluó la remoción de estos en el sustrato alimentado. En la Tabla 4.23 se presenta el porcentaje de remoción de obtenido después del tratamiento en el humedal. Las primeras pruebas reportaron porcentajes de remoción bajos, debido a que las especies comenzaban su adaptación a las condiciones del efluente azucarero hidrolizado, reflejándose en su desarrollo y reproducción.

Tabla 4.24 Nutrientes removidos en el HC

Prueba	Entrada (mg/L)		Salida (mg/L)		% Remoción	
	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻
1	26.4	12.6	5.3	5.7	79.69	54.03
2	30	12.2	11.8	2.7	60.42	77.48
3	33	14.3	3.8	4.9	88.30	65.6
4	38	25.1	2.4	12.4	93.50	50.46
5	15	8.6	0.2	0.9	98.36	89.01
6	19	11.4	2.5	5.36	86.53	52.96
7	23	13.8	4.0	5.4	82.18	60.70
8	33	25	14.5	12.8	56.06	48.80

Sin embargo, los resultados muestran la reducción casi parcial de nutrientes presentes en el agua residual, con 98.36 % y 89.01 % de nitratos y fosfatos removidos respectivamente. Para esta prueba la concentración alimentada fue menor, favoreciendo la asimilación por parte de las bacterias adheridas a la superficie de las plantas y en el soporte además de la vegetación,

pues de esta manera las plantas pudieron absorber por medio de sus raíces y tejidos eficazmente los nutrientes del agua residual, al mismo tiempo la remoción de fosfatos también se llevó a cabo por medio de la precipitación y adsorción en el medio y de igual manera la cantidad de biomasa producida en las celdas por parte de las especies *Spathiphyllum wallisii* L y *Canna indica* L mejoraron la eliminación de estos compuestos (Tejeda et al., 2022; Vymazal, 2004; Zurita & White, 2014).

4.12.4 Monitoreo de pH en el HC a diferentes cargas

La continua medición de pH aplicada en los humedales, dió como resultado un aumento en los valores finales, esto fue debido a que durante el proceso de la fotosíntesis, las plantas consumen el CO₂ a lo largo día, dando como resultado aumentos del pH en el SHT (Cronk & Fennessy, 2016).

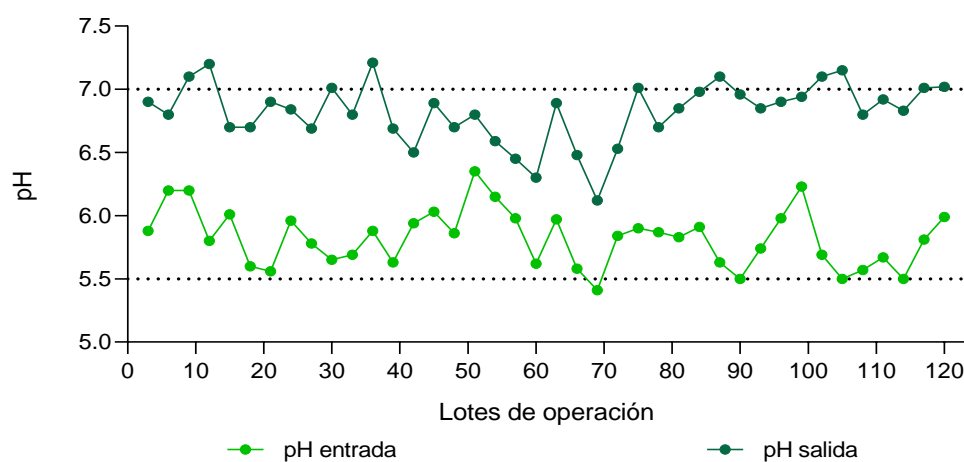


Figura 4.61 Monitoreo del pH en el HC

También se monitoreo durante la experimentación las condiciones ambientales a las que se encontraba expuesto el sistema, ya que de estos dependió en gran parte el crecimiento y desarrollo de la vegetación y los microorganismos. Los resultados se presentan en la Tabla 4.24. El sistema se operó a la intemperie, por tanto, la cantidad y calidad de luz recibida fue un factor importante ya que esta tiene un impacto significativo en la fotosíntesis de las plantas (Alsanius et al., 2019), el rango promedio de luminosidad fue de 2330 hasta 5150 Lux, lo que ayudó al desarrollo de la vegetación. En cuanto a la temperatura del ambiente se reportaron valores de 28.2 ° C considerandose apropiadas para la salud de las plantas, esta

temperatura se encontró en el rango de temperatura reportada por Sandoval-Herazo et al., (2018).

Tabla 4.25 Condiciones promedio del entorno del Humedal

Parámetro	Unidad	Celda 1	Celda 2	Celda 3	General
Temperatura del ambiente	°C	28.2	28.2	28.2	28.2
Temperatura de alimentación	°C	25.2	25.2	25.2	25.2
Temperatura de la celdas	°C	26.2	26.6	26.1	-
Humedad	%	59	59	59	59
Luz	Lx	2500	5150	2330	-
Temperatura del efluente	°C	24.8	25.2	25.7	25.3

4.12.5 Monitoreo del desarrollo vegetal a diferentes cargas

Para este proyecto se utilizaron las especies mostradas en la Figura 3.14 que corresponden a *Typha latifolia* L, *Spathiphyllum wallisii* L y *Canna indica* L, las cuales tienen como características el crecimiento en hábitats variados, fácil adaptación y manipulación, así como tolerancia a los cambios ambientales bruscos (Grace y Wetzel., 1981; Barya *et al.*, 2020; Sandoval-Herazo *et al.*, 2018). Por otro lado, el espécimen *Typha latifolia* L es una planta comúnmente utilizada en los humedales construidos, mientras que las especies *Canna indica* L y *Spathiphyllum wallisi* Li son plantas ornamentales, es decir no precisamente nativas de estos sistemas ecológicos, pero que tienen cualidades estéticas que les permiten ser utilizadas para adornar el entorno y mejorar el desempeño de HC a través del uso de macrófitas (Barya *et al.*, 2020; Grace & Wetzel, 1981; Orduña-Gaytán *et al.*, 2021; Sandoval-Herazo *et al.*, 2018).

La primera celda conformada por la especie *Canna indica* L presentada en la Figura 4.62, mostró buena adaptación y tolerancia a los cambios en las concentraciones de los efluentes hidrolizados evaluados. Esta celda fue la que de inicio contó con el mayor número de ejemplares, manteniéndose con buena producción de biomasa a lo largo de la operación del humedal. La planta alcanzó alturas de 90 cm, con floración durante las primeras pruebas,

correspondiente a los primeros 30 días de operación. También se pudo observar que el aumento en la concentración del hidrolizado azucarero provocó un crecimiento pausado y estrés en la vegetación, debido al exceso de nutrientes y materia orgánica en el sustrato alimentado (López-Rivera *et al.*, 2016). En cuanto a la apariencia de las hojas, estas presentaron buen color y textura. Los datos de sus características físicas se muestran en la Tabla 4.26 y 4.27. En la segunda celda se hallaba la especie *Spathiphyllum wallisii* L presentada en la Figura 4.63, contando con 7 ejemplares al inicio de la experimentación, sin embargo, a pesar de ser una planta ornamental de fácil adaptación mostró un crecimiento y desarrollo lento, lo que pudo ser debido a los cambios en la concentración a la que fue sometida y el pH ácido, ya que se reporta un rango favorable para esta especie de 6.8 y 7.5 (Garzón Zúñiga *et al.*, 2016). En cuanto al entorno en el que se encontraba expuesta la especie fue adecuado teniendo buena luminosidad, también se reportó mayor producción de flores en el mes de septiembre y se alcanzó una altura de 30 cm. Después de 95 días de operación en el humedal, el número de ejemplares aumento a 11, teniendo en promedio 6 brotes más, las características físicas específicas de la planta se muestran en la Tabla 4.26 y 4.27.



Figura 4.62 *Canna indica* L en carga variable



Figura 4.63 *Spathiphyllum wallisii* L en carga variable

En la tercera celda se encontraba plantada la macrófita emergente *Typha latifolia* L, mostrada en la Figura 4.64. De inicio el humedal contó únicamente con 2 ejemplares, sin embargo a pesar de ser vegetación nativa de humedales, en esta investigación mostró menor rendimiento en cuanto a crecimiento, número de brotes y producción de biomasa, como se muestra en la Tabla 4.25 y 4.26, esto fue debido a la configuración de la celda en el humedal, ya que la distribución del flujo no alcanzaba a alimentar eficientemente la celda donde se encontraba esta especie, además de que las condiciones ambientales no favorecieron el desarrollo de la planta, lo que dio como resultado que la altura máxima alcanzada fuera de 120 cm, mientras que en bibliografía se reportan alturas de hasta a 230 cm (Wetzel & van der Valk, 1998). Sin embargo, para las últimas pruebas alcanzaron a crecer 2 brotes más.

Las características físicas generales de las macrófitas, como longitud, altura, brotes, se muestran de manera detallada a continuación. Los resultados evidencian que la especie *Canna indica* L fue la que mejor respuesta tuvo a las condiciones a las cuales fue sometida la vegetación de las tres celdas, teniendo mayor rendimiento de biomasa, producción de flor, crecimiento y supervivencia.

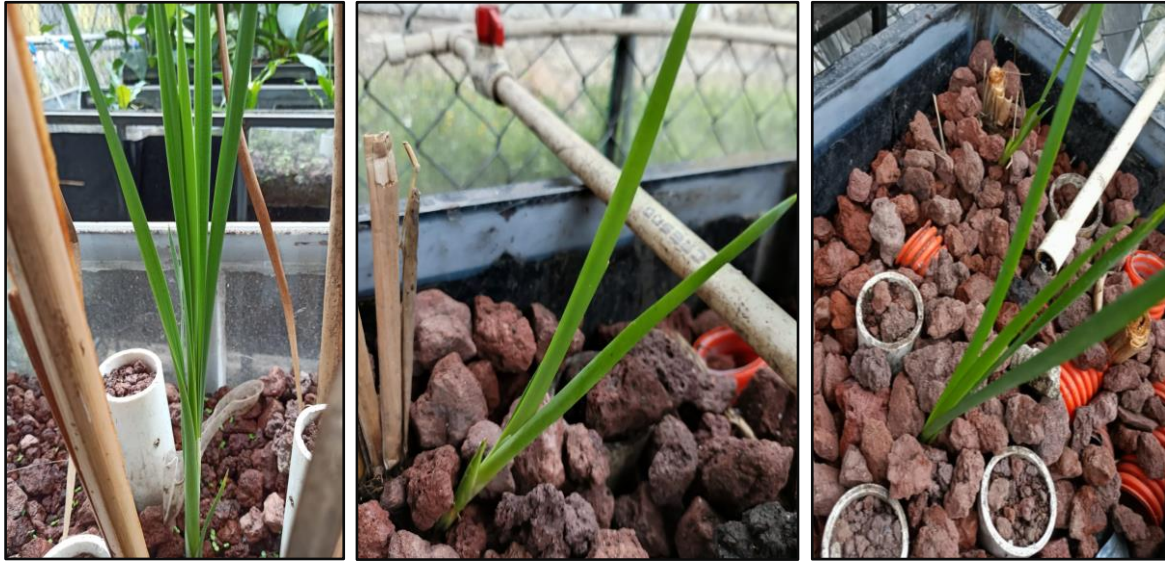


Figura 4.64 Crecimiento y brotes de la especie *Typha latifolia* L

Tabla 4.26 Monitoreo del desarrollo de la vegetación plantada en el HC

N° de celda	Especie	Total de ejemplares	Altura máxima de la especie (cm)	Total	
				Brotes	Marchitas
1	<i>Canna indica</i> L	15	90	5	4
2	<i>Spathiphyllum wallisii</i> L	11	30	6	2
3	<i>Typha latifolia</i> L	4	120	6	2

Tabla 4.27 Monitoreo del desarrollo de hojas en el HC

N° de celda	Especie	Largo de la hoja (cm)		Ancho de la hoja (cm)	
		Max	Min	Max	Min
1	<i>Canna indica</i> L	27	23	12.7	11.3
2	<i>Spathiphyllum</i>	22.5	15	9	6
3	<i>Typha latifolia</i> L	103	90	1	0.84

4.13 Evaluación de los resultados obtenidos mediante normatividad

Actualmente los sistemas de gestión del agua se enfrentan a enormes desafíos pues según la ONU, el 80% de las aguas residuales se vierten actualmente sin tratamiento (WWAP, 2017). Dentro de este porcentaje se tiene a las industrias dedicadas a la producción del azúcar, las cuales no cumplen con las legislaciones actuales sobre la regulación de vertidos de fuentes

puntuales establecidas en las normas legales. Estas normativas determinan las concentraciones y límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales vertidas en el receptor para asegurar la buena calidad del agua del cuerpo de agua (Tsakiris, 2015; Voulvoulis et al., 2017).

En México se cuenta con la “NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-SEMARNAT-2021” cuyo objetivo es “*la prevención y control de la contaminación del agua para evitar que se reduzca su disponibilidad y para proteger los ecosistemas del país*”. Debido a lo anterior es necesario el desarrollo de tecnologías novedosas y sostenibles en términos económicos, de aplicabilidad técnica e institucional, protección ambiental y recuperación de recursos. Por ende, en el presente proyecto se evaluó un sistema de tratamiento conformado por dos tecnologías (RBA–HC) que cumplen con dichos enfoques.

En la Tabla 4.27 se presentan los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales establecidos en la norma mexicana.

Tabla 4.28 Límites máximos permisibles para descarga de aguas residuales

Parámetros	Receptores (Rios, arroyos, canales)		
	P. Mensual	P. Diario	V. instantáneo
DQO (mg/L)	150	180	210
pH		6.5-8.5	

En esta investigación el agua residual procedente del sector azucarero fue sometida al tratamiento híbrido. Obteniendo que este sistema de tratamiento fue capaz de disminuir efectivamente la concentración de DQO. A la salida del HC, se obtuvieron remociones del 87.29 %, lo que corresponde a 0.55 gDQO/L, siendo el valor más aproximado a lo reportado en cuanto a la DQO señalada en la norma. Cabe mencionar que este resultado es el obtenido con dilución del hidrolizado azucarero, ya que debido a que la alta concentración de este podría perjudicar a la vegetación activa. En la Tabla 4.28 se presentan los datos de concentración inicial del efluente azucarero, así como las concentraciones al final del sistema completo. A una concentración de 30 gDQO/L, el tratamiento híbrido (RAB_P-HC) alcanzó 91.93 % de DQO_{Rem}, lo que corresponde a una concentración final de DQO de 2.42 g/L (dato obtenido mediante la multiplicación del factor de dilución), evidenciando el buen desempeño

del sistema para remover los contaminantes del agua residual azucarera con alto contenido orgánico. Sin embargo, en cuanto a los valores de pH, se cumplió con el rango establecido de los límites máximos permisibles como se registra en la Tabla 4.29.

Tabla 4.29 Concentraciones de las diferentes pruebas residuales tratadas

Concentración Inicial del efluente azucarero	Concentración a la salida del RAB _p	Concentración alimentada al HC	Concentración final en el HC	% DQO _{Rem} del tratamiento híbrido
135	110.90	5.04	0.90	85.33
200	139.40	5.97	1.57	82.73
200	156.60	7.11	4.60	49.40
250	167.97	6.50	3.83	66.30
30	19.20	4.36	0.55	91.93
45	25.59	5.40	2.43	76.24
75	36.66	8.33	4.88	71.37
105	90.87	20.65	14.45	39.45

Tabla 4.30 Concentración y pH del efluente azucarero tratado

Parámetros	Resultados
DQO (mg/L)	550
pH	6.5-7.2

4.14 Mejoramiento del SHT (Zafra 2021-2022)

4.14.1 Evaluación del RBA con HC en paralelo

El STH contaba con condiciones de operación ineficientes debido a la disposición inicial del reactor y el tanque de sustrato como se observa en la Figura 4.65. Esto se debe a que dichos componentes se encuentran fuera del área del invernadero y hacen más difícil la operación del sistema al tener que transportar el sustrato para la alimentación del reactor y después transportar la salida del reactor al tanque de alimentación de los humedales. Es por ello por lo que se plantea la reubicación del RBA, si como también el tanque de alimentación del HC a la zona del invernadero para que se realice la operación del sistema de manera eficiente.

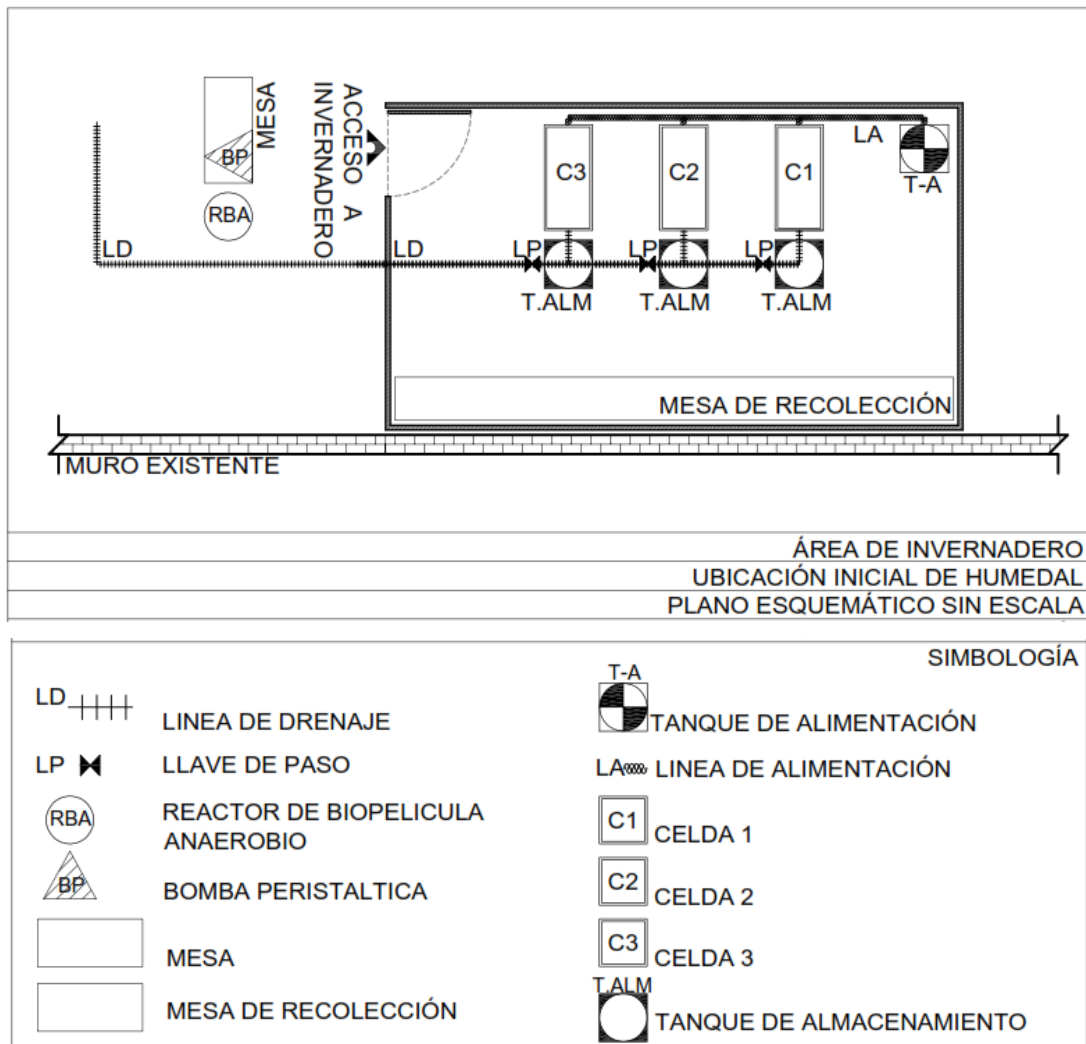


Figura 4.65 Diagrama y simbología de la disposición inicial del STH.

Debido a la cantidad de agua necesaria para llenar las tres celdas de 100 L del humedal, es indispensable cambiar el tanque de alimentación actual por uno de mayor capacidad debido a que el que se encuentra presente solo puede llenar dos celdas (capacidad máxima de 200 L) y es necesario realizar la dilución del sustrato y preparar una nueva alimentación para la celda faltante.

De igual forma las conexiones sistema, no permitan que las plantas reciban la cantidad necesaria de luz para su pleno desarrollo, debido a, la distribución dentro del invernadero. Es por ello por lo que se realizó la reubicación de las celdas del humedal a un lugar donde presenta más horas luz del Sol durante el transcurso del día. Por otro lado, el STH cuenta con condiciones de operación en las cuales las conexiones se deberán modificar para suministrar

correctamente la alimentación de los humedales y posteriormente depositar en el drenaje la salida de las C₁, C₂ y C₃; con lo que el sistema reubicado queda de la siguiente forma en la Figura 4.66. El diagrama de proceso del STH se presenta en la Figura 4.67.

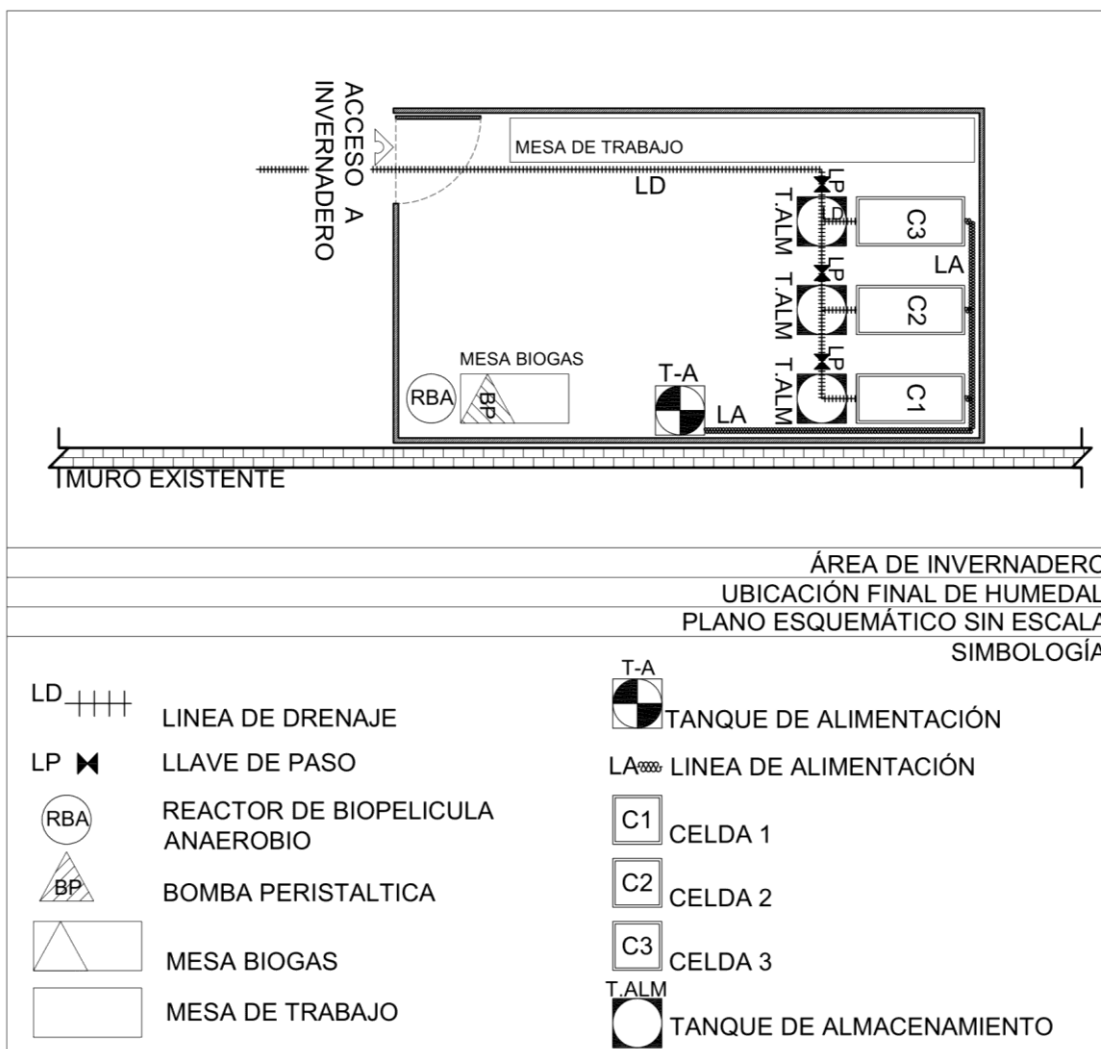


Figura 4.66 Disposición final del SHT

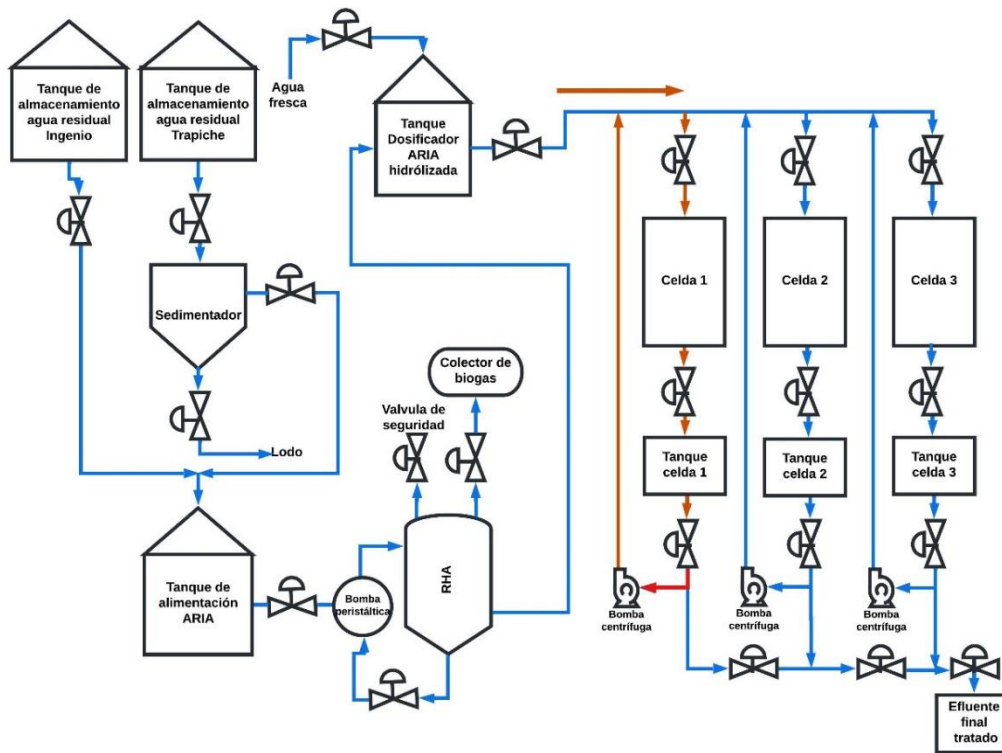


Figura 4.67 Diagrama de proceso sistema de tratamiento híbrido

El agua residual de la industria azucarera se recolectó de 3 puntos de muestreo en los de los municipios de Cardel, Amatlán y Cuautlapan. Se procedió al arranque, operación y monitoreo del STH tal y como se describe a continuación en la Figura 4.68 y de acuerdo con el promedio de los ensayos experimentales.

Etapa 1. Las condiciones operacionales del RBA fueron: $C_{va}=15$ gDQO/L.d correspondiente a una concentración de DQO=75 g DQO/L ; sin embargo a partir de la caracterización inicial del agua residual proveniente del ingenio azucarero (DQO= 21.15 g/L ; ST= 7.31 g/L ; STV= 5.56 g/L; pH= 4.60) es necesario un sustrato de mayor concentración, pero de características similares; por lo que se emplea un efluente de un trapiche, el cual contiene azúcares no cristalizables, residuos de cachaza, vinazas y residuos orgánicos del triturado de caña; con los resultados obtenidos caracterizando este segundo efluente (DQO= 154.38 g/L ; ST= 52.26 g/L ; STV= 33.06 g/L ; pH= 4.47) se realiza una combinación de sustratos de alimentación para cumplir con las condiciones de operación. La combinación de ambos efluentes da como

resultado el Agua residual de la azucarera (ARIA), para esto es necesario agregar 9.1059 L de agua residual de los ingenios azucareros y 0.8941 L de agua residual del trapiche, con dicho sustrato de alimentan los 10 L al RBA. El RBA se operó con 30 lotes (llenado y vaciado), es decir de retiraban 10 L de agua tratada y se alimentaban 10 L de agua contaminada. Cada nuevo lote corresponde a una alimentación en el reactor y TRH = 24 h ajustando el pH con NaHCO_3 .

Etapa 2. El efluente del reactor se agregó a las celdas HCP a través del tanque de distribución diluyendo los 10 L provenientes de la etapa anterior con 290 L de agua fresca. Cada prueba corresponde a un nuevo lote del reactor para asegurar el acondicionamiento y estabilización de las especies de plantas bajo condiciones de inundaciones prolongadas. Las celdas del HCP se inundaron completamente con efluente parcialmente digerido del reactor con un caudal de alimentación de 33 mL/min durante 72 h sin ajustes de pH hasta que el efluente tratado saliera por completo de las unidades experimentales, es decir 100 L por celda. Esto se realizó con la finalidad de determinar el comportamiento del sistema de tratamiento y asegurar su efectividad. De igual forma se tomaron muestras a la entrada a la salida del HCP para su análisis. La fase de remoción de nutrientes se realiza mediante el complemento de este dispositivo, donde el valor de entrada de NO_3^- . y PO_4^- .

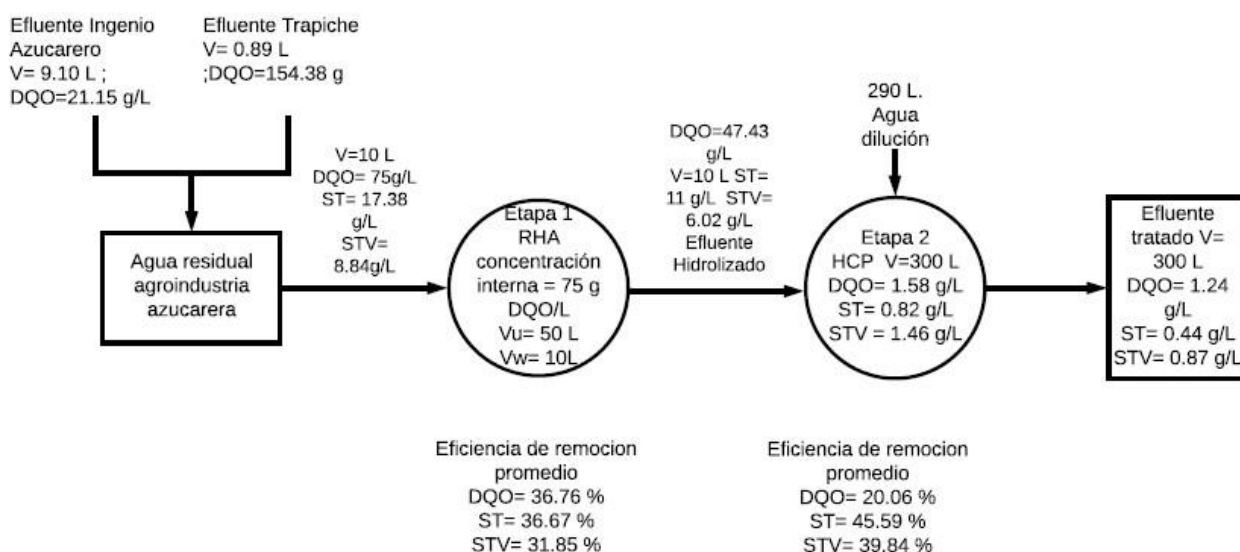


Figura 4.68 Diagrama del sistema de tratamiento híbrido

En la Figura 4.69 se puede observar el monitoreo de los 18 lotes alimentados al RHA. Al inicio de la operación del reactor se mantuvo una concentración promedio de 75 g DQO/L, cumpliendo el TRH de 24 horas, la concentración disminuye considerablemente en un rango de 16 a 18, hasta un 70 % para la DQO total y soluble. Cabe resaltar que posteriormente a los 15 días de operación se presentó una perturbación dentro del reactor durante los cambios en el sustrato de operación. En este punto, se alcanzaron concentraciones de 30 g DQO/L.d; es posible que esto se debió a un desprendimiento de la biopelícula bacteriana en los paneles de fibra, alterando a materia orgánica disuelta a causa del flujo de recirculación; sin embargo, posteriormente la remoción se estabiliza nuevamente por lo que el RHA fue capaz de asimilar por acción microbiana el material orgánico a partir del ensayo 11. La disminución en el día 7 es debido al cambio de sustrato de alimentación.

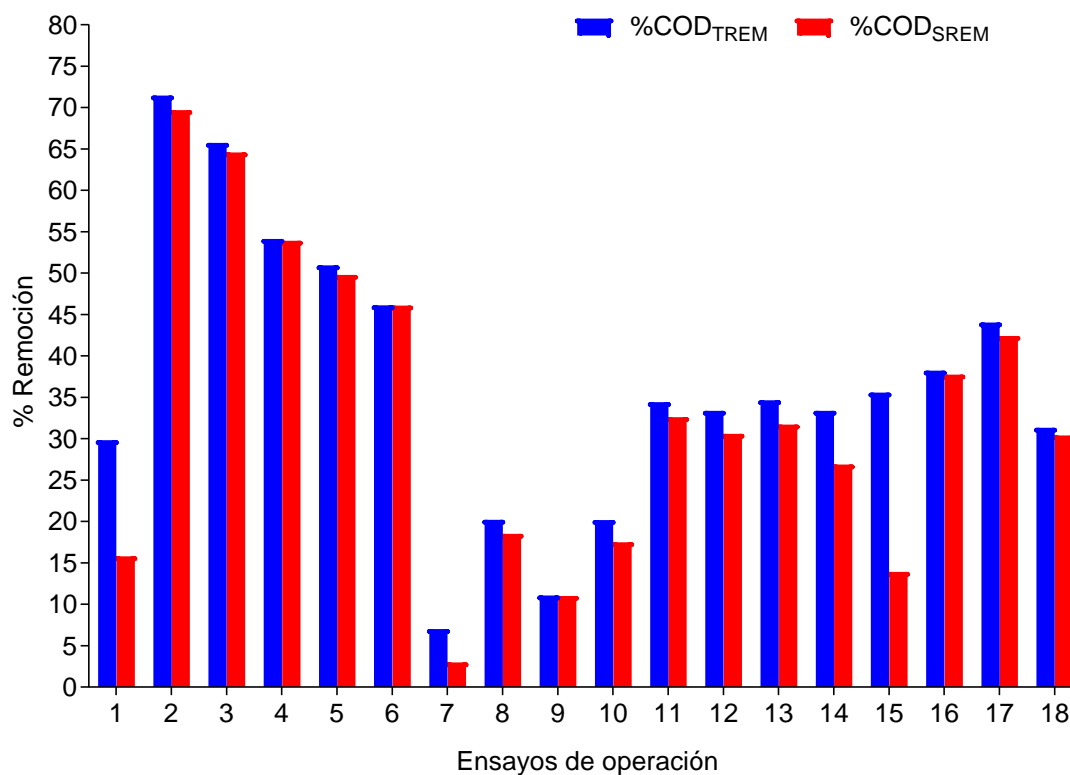


Figura 4.69 Remoción de DQO por RHA

Debido a las dinámicas de nitrificación y desnitrificación, se presentó un aumento en la concentración de nitrógeno medido en forma de NO_3^- , tal y como se puede observar en la Figura 4.69, iniciando en una concentración de 0.21 mg/L hasta llegar a un valor cercano a los 0.30 mg/L, sin embargo, en general se presentan concentraciones bajas de nitrógeno en el RBA. A diferencia de los nitratos, el comportamiento de los fosfatos al interior del RBA presentó oscilaciones considerables con una tendencia marcada que rondan de los 0.55 a 0.65 mg/L como se observa de igual forma.

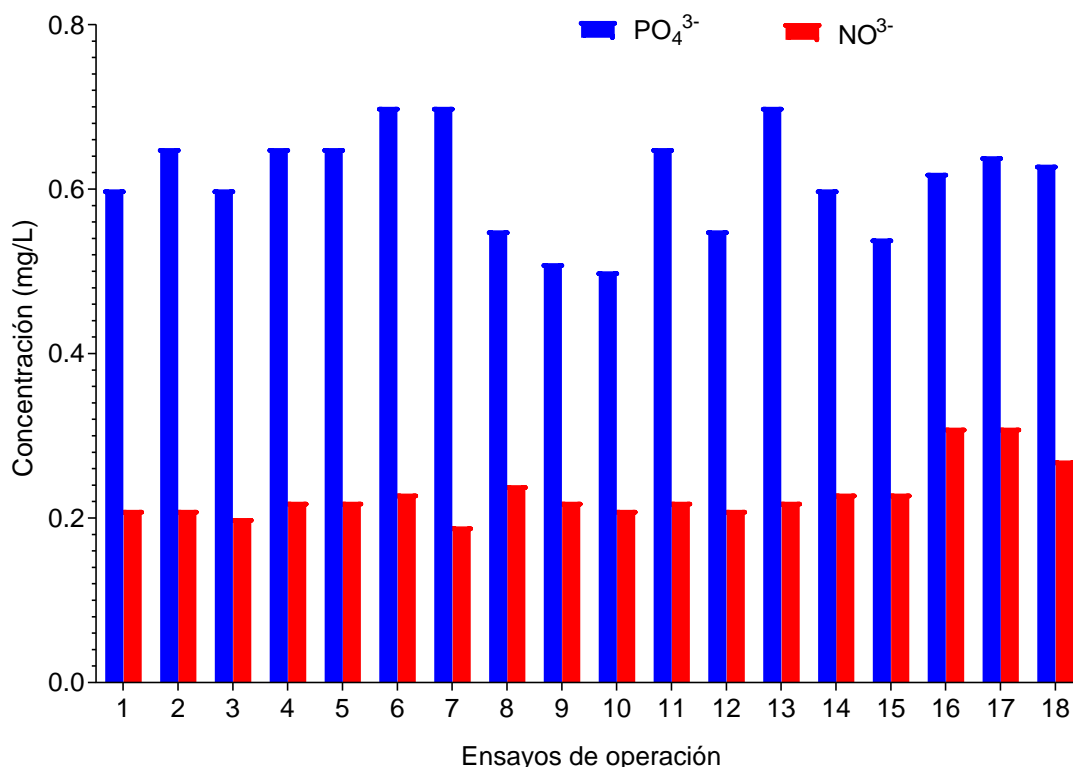


Figura 4.70 Concentración de Nitratos y Fosfatos en el RHA

En la operación inicial, se presentan remociones de sólidos del 21 %, mientras que, en el mejor de los casos, se alcanzó una remoción del 55 % de ST y del 50 % de STV, tal como se muestra en la Figura 4.70 para los ensayos 14 y 10 respectivamente.

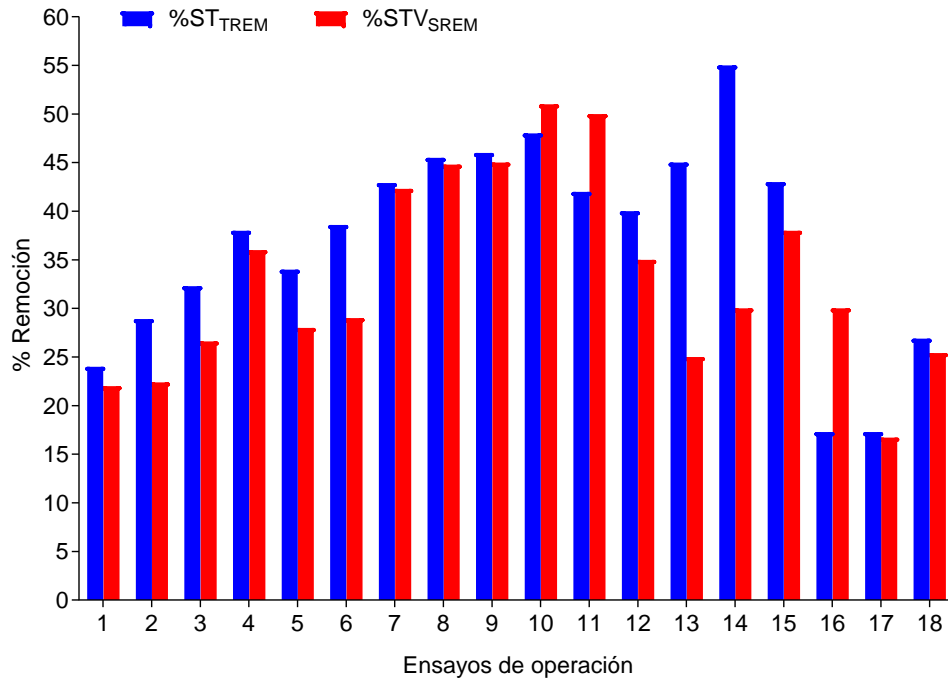


Figura 4.71 Remoción de sólidos en el RHA

Se puede observar que durante el monitoreo del pH en la Figura 4.71, se registró un valor ácido característico de la hidrólisis anaerobia, con un rango de operación de 5 a 5.5. El pH de salida del RBA presenta una acidificación, con un efluente resultante de 4.5 a 5.5, esto se debe al TRH y el proceso de la hidrólisis como primera etapa de la digestión anaerobia.

Posteriormente, después del arranque y operación continua del RBA, se realizó la operación del HCP, bajo las condiciones estándar presentadas en el apartado anterior. A partir de esto se construye el gráfico de la Figura 4.72 observando una remoción inicial del 10 % y en aumento exponencial hasta el día 9 alcanzando una remoción máxima del 45 %, coincidiendo con lo reportado anteriormente en la zafra 2020-2021 de este mismo estudio. Posteriormente después de algunas variaciones, las remociones disminuyeron alcanzando remociones del 15 %, coincidiendo a la reubicación del STH.

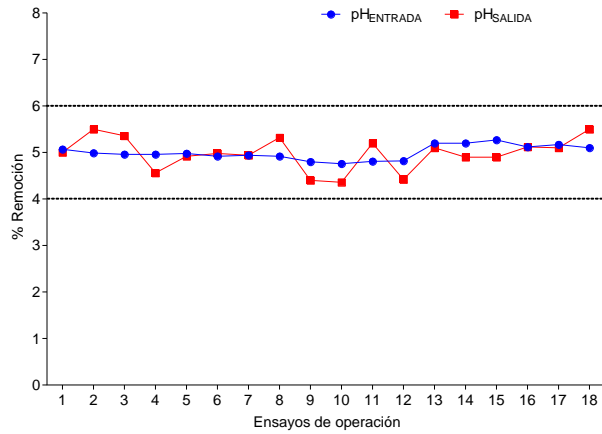


Figura 4.72 pH de entrada y salida

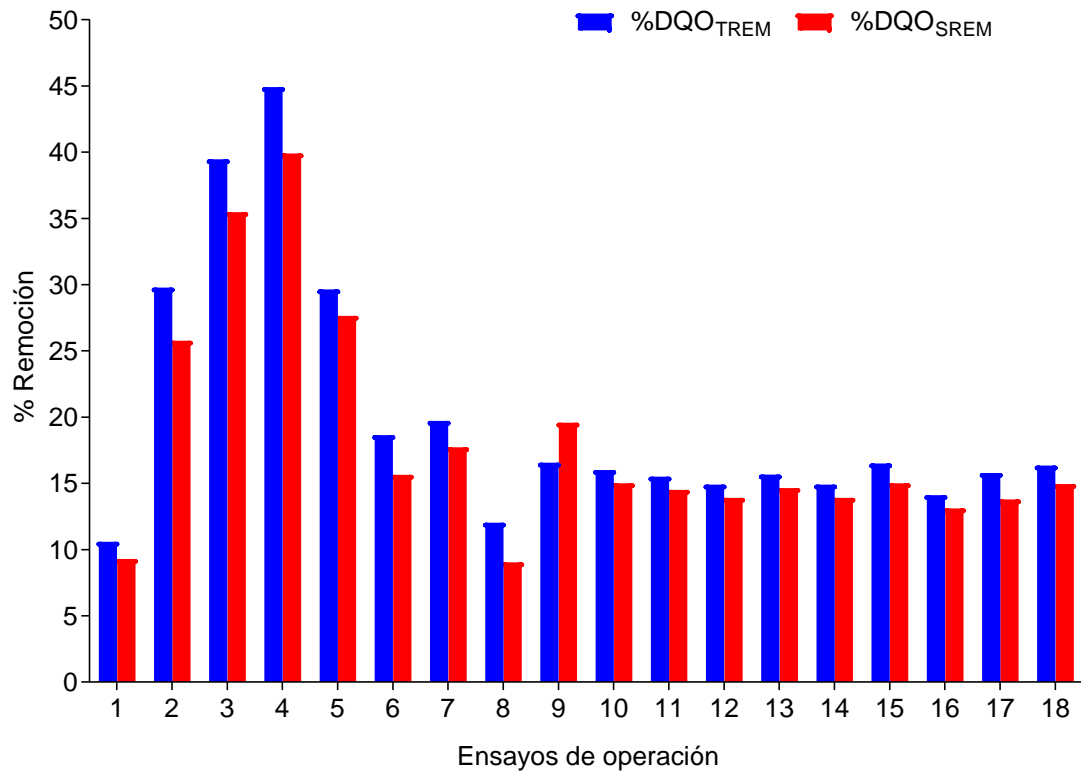


Figura 4.73 Porcentaje de remoción DQO en el HCP

La remoción de salida de material orgánico disuelto en forma de ST y STV, se presenta en la Figura 4.73 con algunas alteraciones provocadas por la velocidad de recirculación y el desprendimiento de la biopelícula, pero a diferencia de la remoción de nutrientes, esta presenta una tendencia al aumento de las remociones alcanzando en el mejor de los casos una remoción cercana al 70 % para ambos casos.

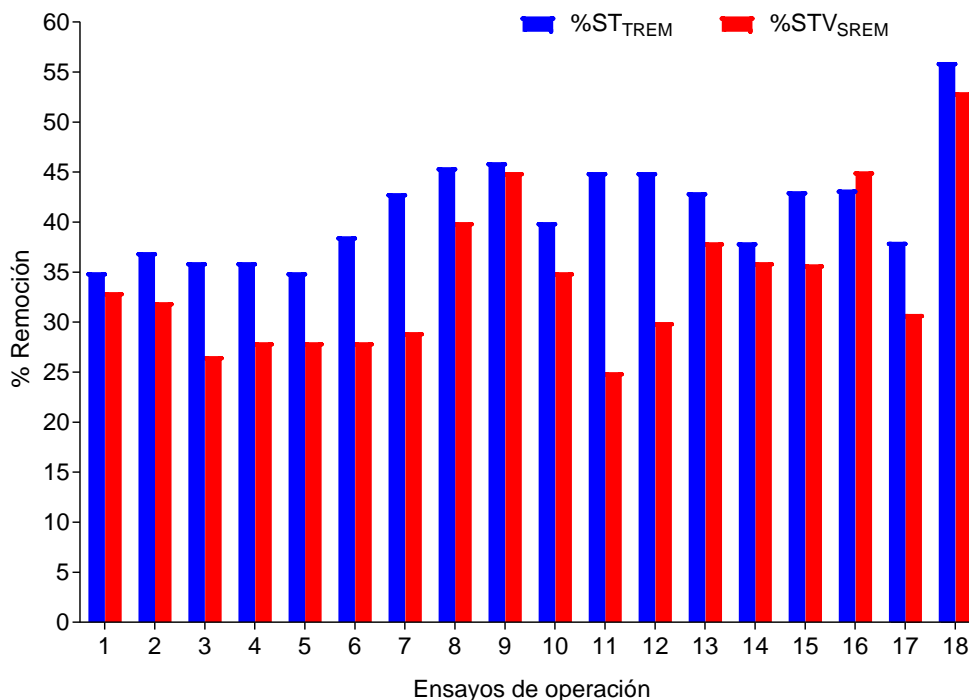


Figura 4.74 Monitoreo de ST y STV en HCP

En la Figura 4.74 se puede observar cómo es el comportamiento de los NO₃. Donde se puede identificar que se presentan oscilaciones considerables. Sin embargo, en del ensayo 8 al 10 disminuyen las concentraciones de salida, alcanzando a remover en promedio 15 mg NO₃⁻/L. Por otra parte, la absorción de fósforo de igual forma presenta fluctuaciones; para la concentración de salida de fosfatos, donde se presenta con una entrada promedio de 70 mgPO₄³⁻/L se observa un comportamiento similar a la salida del sistema del ensayo 1 al 15. Por otra parte, las concentraciones de aumentaron a partir del ensayo 15 con una remoción aproximada del 28 % correspondiente a un efluente de al menos 0.3 mgPO₄³⁻/L.

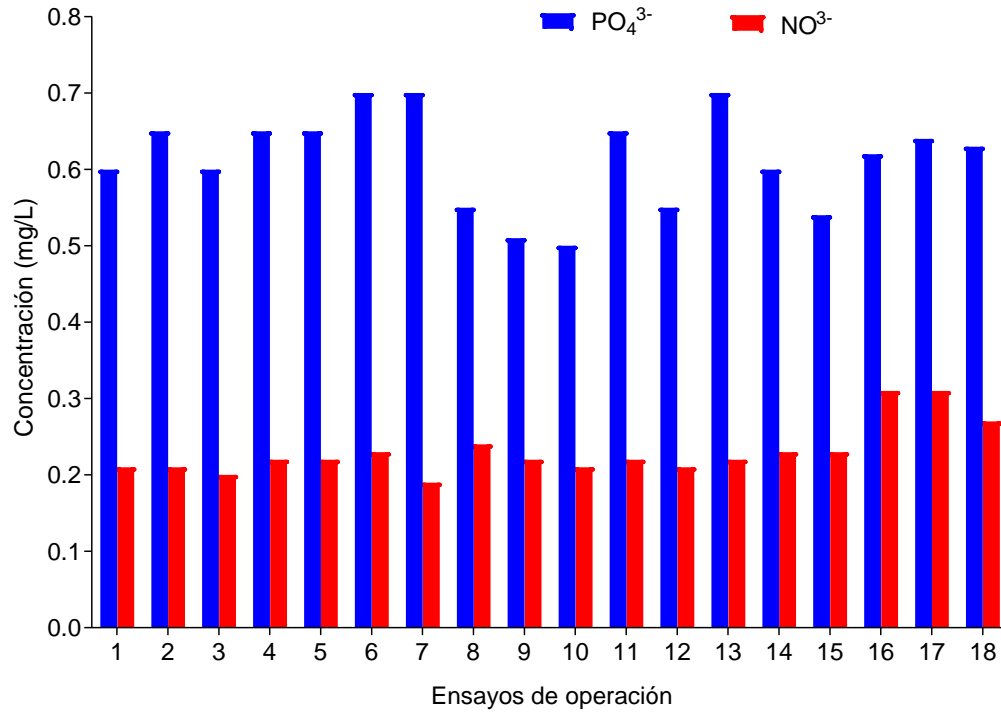


Figura 4.75 Monitoreo de Nitratos y Fosfatos en el HCP

En la Figura 4.75 se puede observar el STH reubicado



Figura 4.76 Sistema Híbrido de Tratamiento con HCP reubicado

4.14.2 Evaluación del HC en serie

Monitoreo DQO en el HCS

En la Figura 4.76 se presentan las remociones alcanzadas por el HCS donde se observa que la permutación 1 con una entrada de 7.75 gDQO_T fue la mayor concentración de trabajo logrando una remoción de materia orgánica del 34 %, durante los ensayos de operación se puede notar como al inicio de operación en serie de la permutación 2 el porcentaje de remoción se eleva hasta el 97 % de remoción debido a la adaptación de las especies con el incremento de concentración en comparación con las alimentaciones realizadas en los ensayos en paralelo. Debido a la operación continua en cada uno de los ensayos, las remociones se mantienen entre el 94 y 98% en el resto de las permutaciones. Sin embargo, la mayor remoción se alcanzó en el ensayo 38 correspondiente a la permutación 5 con un 97.91 %. Es decir, el mejor desempeño del HCS se lleva a cabo cuando el efluente del RBA se ingresa primero a la celda numero 3 sembrado con la especie nativa de humedales *Typha latifolia* L., posteriormente a las especies ornamentales en la celda 2 con *Canna Indica* L y por último a la celda 3 con *Spathiphyllum willisii*. Estos resultados son similares a lo reportado por Rousso et al., (2019) que utilizó un humedal híbrido con la especie *T. domingensis* con TRH de 3 a 5 días alcanzando una remoción del 98 %. De igual forma empleando un FSSH sembrado con *Iris pseudacorus* se alcanzan remociones que rondan del del 70 al 90 % (Ma et al.2019). El uso del HCS configurado en la permutación 5 supera el desempeño de los humedales de flujo superficial libre, horizontal, vertical e híbrido, los cuales únicamente alcanzan el 73 % de remoción de DQO cuando se utilizan efluentes domésticos, industriales y de agricultura (Liu et al., 2008).

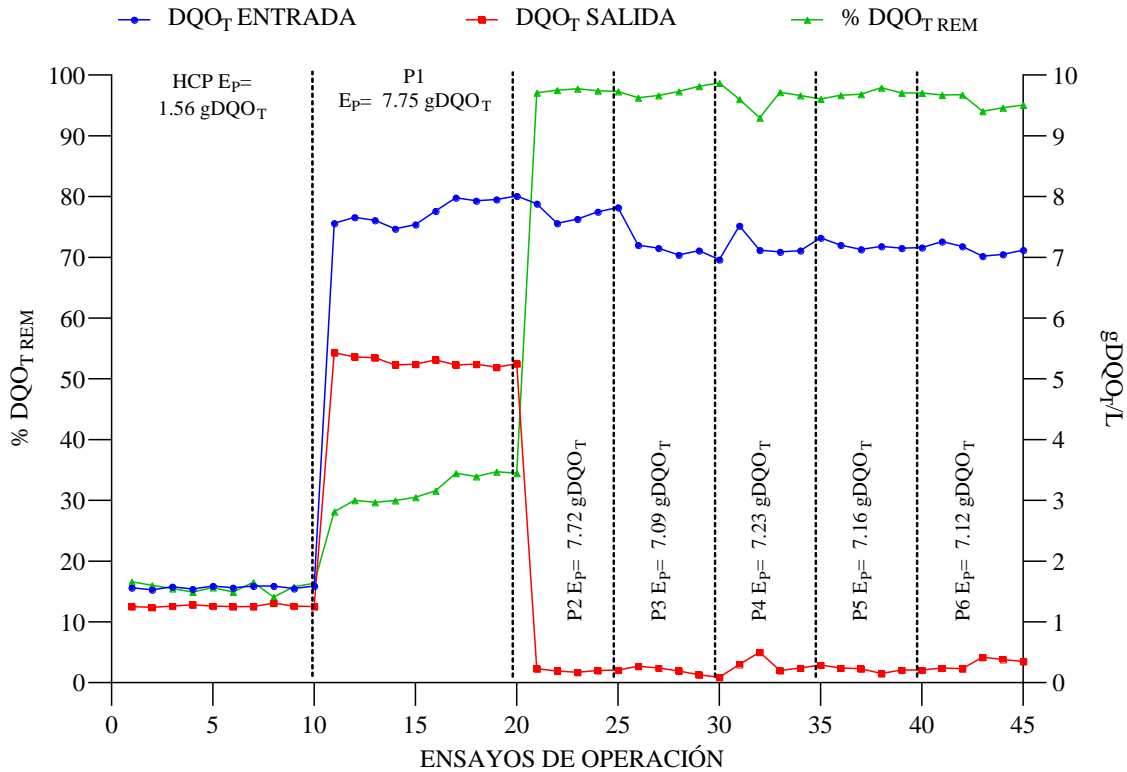


Figura 4.77 Monitoreo de DQO_T en el HCS

En la Figura 4.77 se presentan las remociones de la DQO_s, donde se observan las alimentaciones de entrada con un promedio de 7.16 gDQO_s. en la Figura se observa un comportamiento similar en la entrada de la DQO_s en la permutación 1, 5 y 6 debido a la remoción alcanzada por el RBA; de igual forma la permutación 5 presenta los porcentajes de remoción más alto alcanzando el 98% con una entrada promedio de 7.12 g/L la celda de entrada en esta permutación fue en la celda 3 con la especie *Typha latifolia* L, los resultados son similares a lo reportado por Saeed et al., (2012) utilizando un humedal híbrido sembrado con la especie *Phragmites australis* alcanzando remociones del 98 %, por otra parte, cuando se emplea el monocultivo de *Typha latifolia* L se alcanzan remociones del 57 % en humedales construidos de flujo horizontal de acuerdo con Calheiros et al., (2007) ambos utilizando aguas residuales de curtiduría. Además, cuando se siembran humedales con *Canna* únicamente es posible alcanzar remociones promedio del 54.31 % de DQO. Recientemente, se han evaluado algunas especies ornamentales para el tratamiento de aguas residuales porcícolas, donde han

presentado un buen desempeño de adaptación y aún más importante de remoción de material orgánico medido en forma de DQO. Sandoval-Herazo et al., (2021) ha reportado que el uso de la especie ornamental *Canna* y *Typha* pueden alcanzar remociones del 83.6 y 79.4 % de DQO en humedales construidos en zonas con clima tropical.

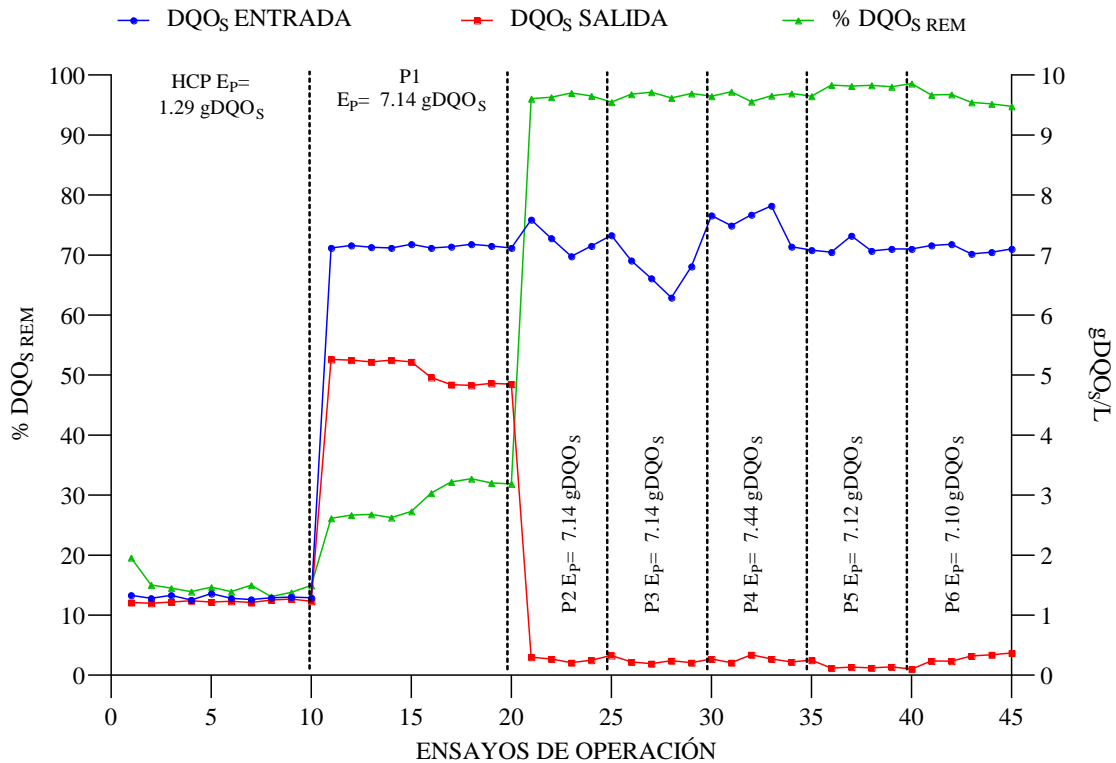


Figura 4.78 Ensayos de operación DQO del HCS.

Monitoreo ST en el HCS

El comportamiento de los ST se observa en la Figura 3.17, la cual presenta resultados muy similares en las tres primeras permutaciones. En la permutación N° 1 (Celda 1 → Celda 2 → Celda 3) los ST de entrada en promedio fueron de 1.17 g/L, alcanzando hasta un 52 % de remoción de ST. Cabe resaltar que en el ensayo 30, correspondiente a la permutación 4 aumenta considerablemente hasta alcanzar en el ensayo 35 un 97 % ST_{REM} en la permutación número 5. En la cual se aprecia notablemente la diferencia de remoción superando a lo reportado por García-Ávila et al. (2019) utilizando un HC de flujo subsuperficial vertical con

TRH de 1 a 12 días sembrando con las especies *P. australis* y *Cyperus papyrus*. Registrando remociones del 33 al 63 % de ST. Cabe destacar que la implementación de este tipo de sistemas configurados en serie puede promover el aumento en la efectividad del tratamiento, disminuyendo el TRH y el agua de dilución. Vymazal (2019) reporta que el uso de humedales de flujo subsuperficial horizontal sembrados con policultivo de las especies ornamentales *Phalaris arundinacea*, *australis* y *Typha latifolia* entrega remociones del 88.3 % sin embargo no reporta TRH alguno. Yazdani y Golestani et al., (2019) trataron residuos lácticos en un HC de flujo vertical sembrados con la especie nativa de humedales *Juncacae spp* con remociones del 84.18 % utilizando como material de soporte piedra, grava y arena.

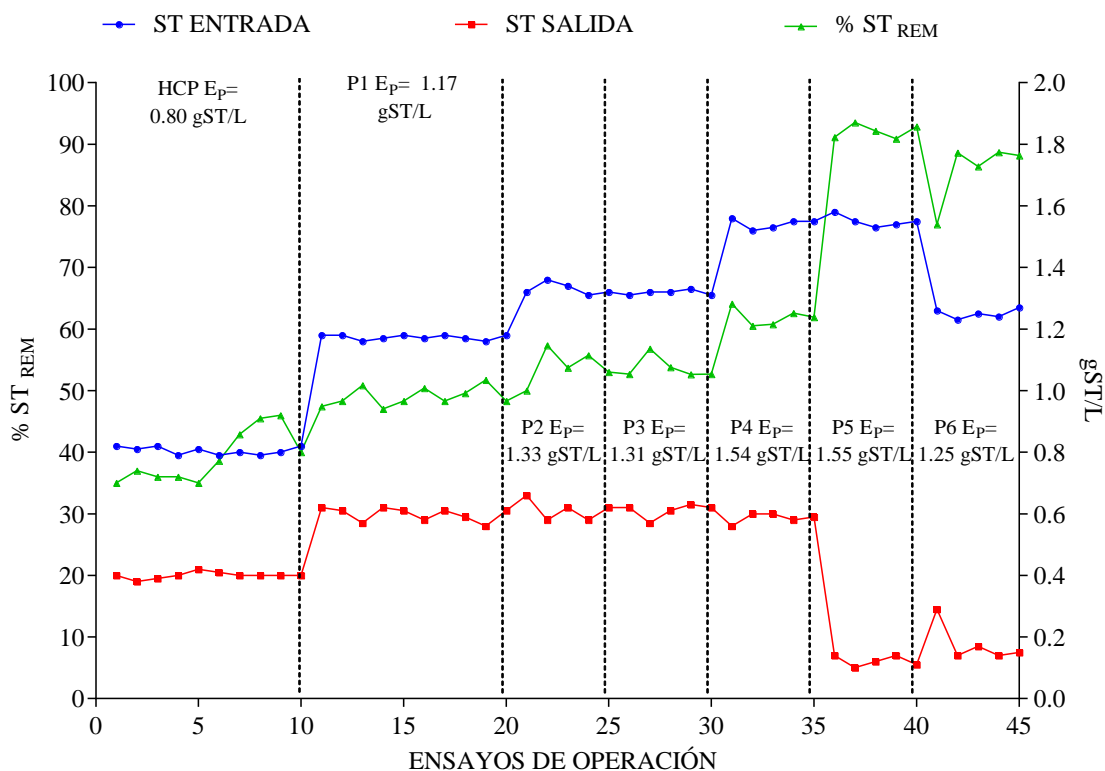


Figura 4.79 Ensayos de operación ST del HCS.

El monitoreo de los STV se observa en la Figura 4.79, donde en el ensayo número 10 inicia la permutación 1 aumentando de manera considerable en comparación en la configuración en paralelo, donde se mantiene un promedio del 72 % de remociones de STV. En el ensayo 31 correspondiente a la permutación 4 donde la alimentación de entrada es a través de la

Celda 3 → Celda 2 → Celda 1 los STV se mantienen estables, alcanzando una remoción promedio del 48.58 %. En el mejor de los casos se registró el mayor porcentaje de STV removidos al final de la permutación 5 con el 74.80 %; es decir que el mejor desempeño del HCS se lleva a cabo cuando la alimentación proveniente del RBA ingresa a la celda numero 3 sembrado con la especie *Typha latifolia* L., por último, a las especies ornamentales en la celda 2 con *Canna Indica* L y celda 3 con *Spathiphyllum willisii*.

En cuanto a la remoción de material suspendido de residuos municipales se ha empleado el uso de HC de flujo horizontal, flujo vertical y humedales híbridos sembrados con caña y *Phragmites australis* utilizando grava de soporte se logra obtener un desempeño similar con remociones del 74.4 % con la finalidad de incrementar la disminución de material suspendido (Bhatia & Goyal, 2014; Blake et al., 2022; Ghrabi et al., 2011).

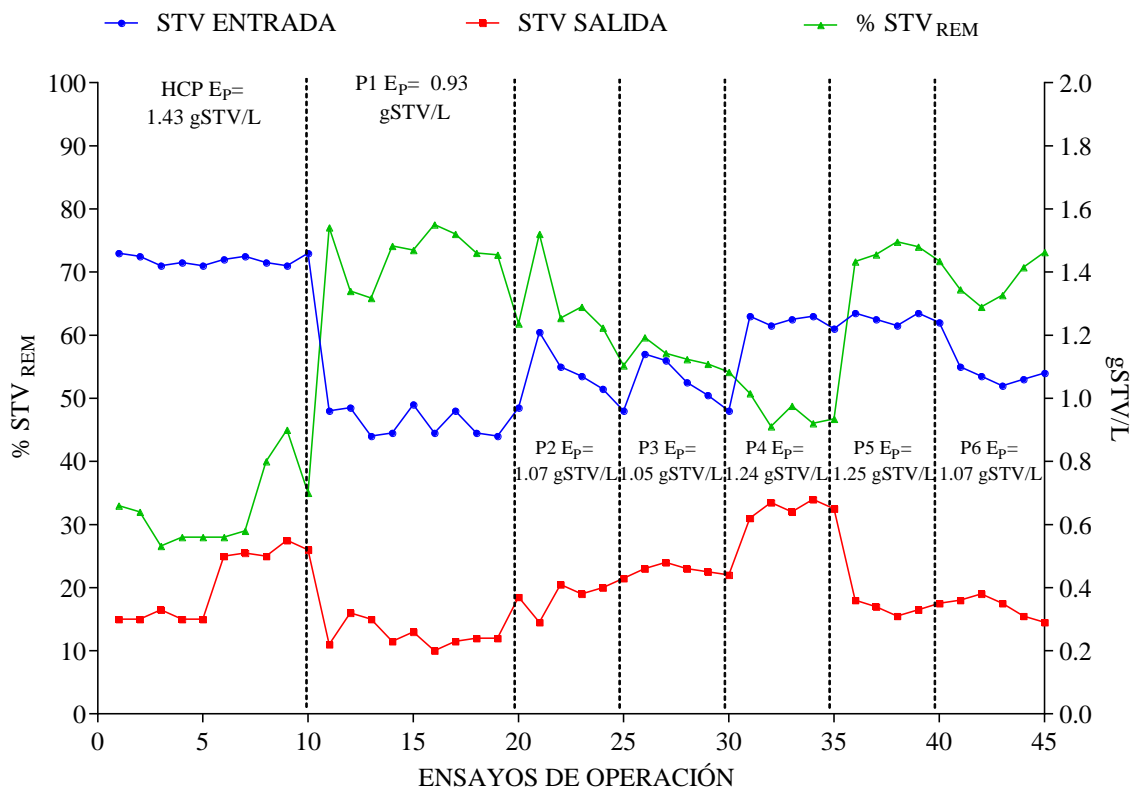


Figura 4.80 Monitoreo de remoción de STV del HCS.

Monitoreo de Nutrientes en el HCS

En la Figura 4.80 se observa el monitoreo de PO_4^{3-} y el desempeño en el comportamiento en la configuración del HC en paralelo y en serie. En el ensayo numero 10 al inicio de la operación del HCS se logra una remoción de fósforo en forma de PO_4^{3-} registrando remociones de manera constante. Sin embargo, en el ensayo 23 correspondiente a la permutación 2 donde el efluente del reactor se ingresa al HCS por medio de las celdas sembradas con la especie con *Spathiphyllum willisii*, *Canna Indica* L y *Typha latifolia* L respectivamente la remoción disminuye al 66 % registrando oscilaciones conforme los días de operación van transcurriendo. A pesar de esto, los mejores resultados se observan en los ensayos 35 al 40 con una remoción del 95 %. Algunos HC de flujo horizontal tratan aguas domésticas mediante el uso de piedra de río y grava sembrada con caña de azúcar logrando remover hasta el 41.9 % de PO_4^{3-} ; mientras que utilizando el policultivo de las especies vegetales *Typha latifolia* - *Lemon Grass* y *Hybrid napier* - *Paragrass* la remoción ronda entre el 1.93 y 19.06 % de PO_4^{3-} removidos (Avsar et al., 2007; Tilak et al., 2016).

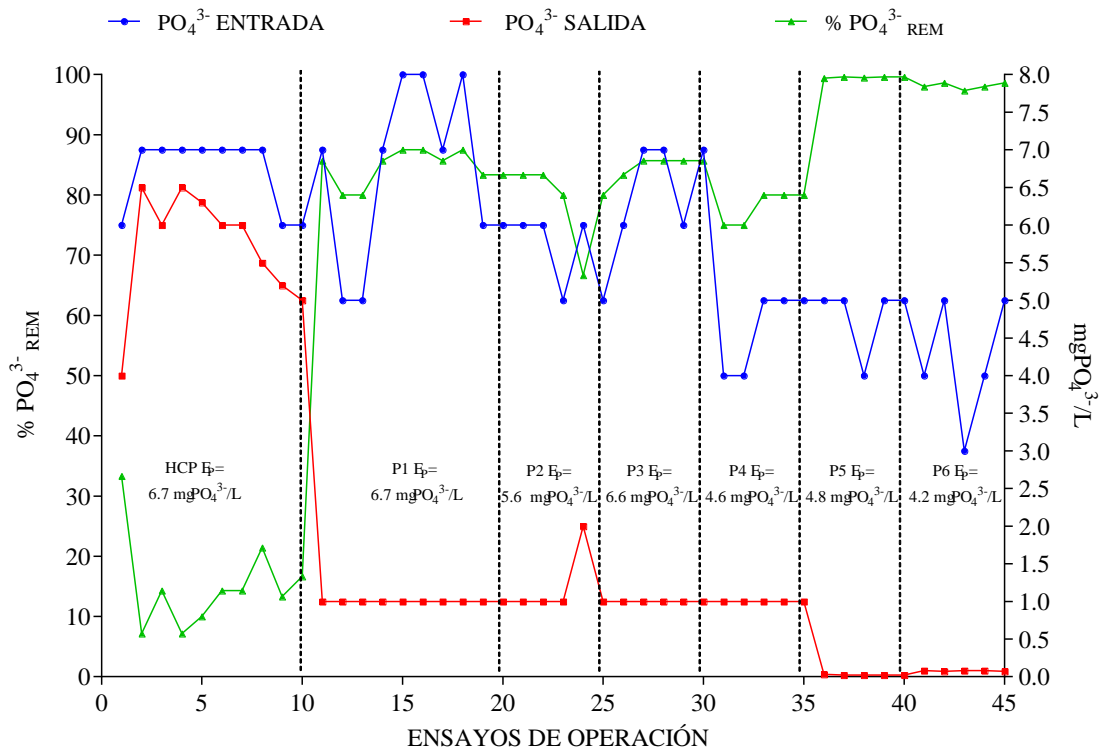


Figura 4.81 Monitoreo de remoción de PO_4^{3-} del HCS.

En algunos casos la absorción de nitrógeno disminuye con el aumento de la carga orgánica aplicada, aun así, el HCP alcanza remociones no mayores al 30%, tal y como se observa en la Figura 4.81 para el monitoreo de nitrógeno en forma de NO_3^- .

Algunos estudios han reportado que el uso de HC híbridos conectados con HC de flujo vertical logra remover el 53 % de NO_3^- cuando estos son sembrados con las especies *Canna* que trata aguas residuales de rastros porcícolas; inclusive esta especie ha mostrado buena adaptación y poder degradativo en condiciones de extremo calor (Angassa et al., 2022; Borin et al., 2013; Bouchama, 2022). De igual forma que la materia orgánica medida en forma de DQO y sólidos el HCS sembrado con monocultivo consigue remover de manera más efectiva los contaminantes.

En este caso, sucede de manera similar la remoción de nutrientes; durante los ensayos correspondientes a la permutación 5 el promedio de $\% \text{NO}_3^-_{\text{REM}}$ es de 98.58, cuando la concentración de entrada promedio es de 0.50 mg NO_3^- . De igual forma, las especies *Typha domingensis* y *Schoenoplectus californicus* han probado ser buenas opciones de tratamiento removiendo del 30-78 y 11-47% de N_{total} y P_{total} respectivamente, sin embargo, presentan una desventaja teniendo TRH demasiado prolongados de hasta 12 días en HC de flujo horizontal (Rigotti et al., 2020).

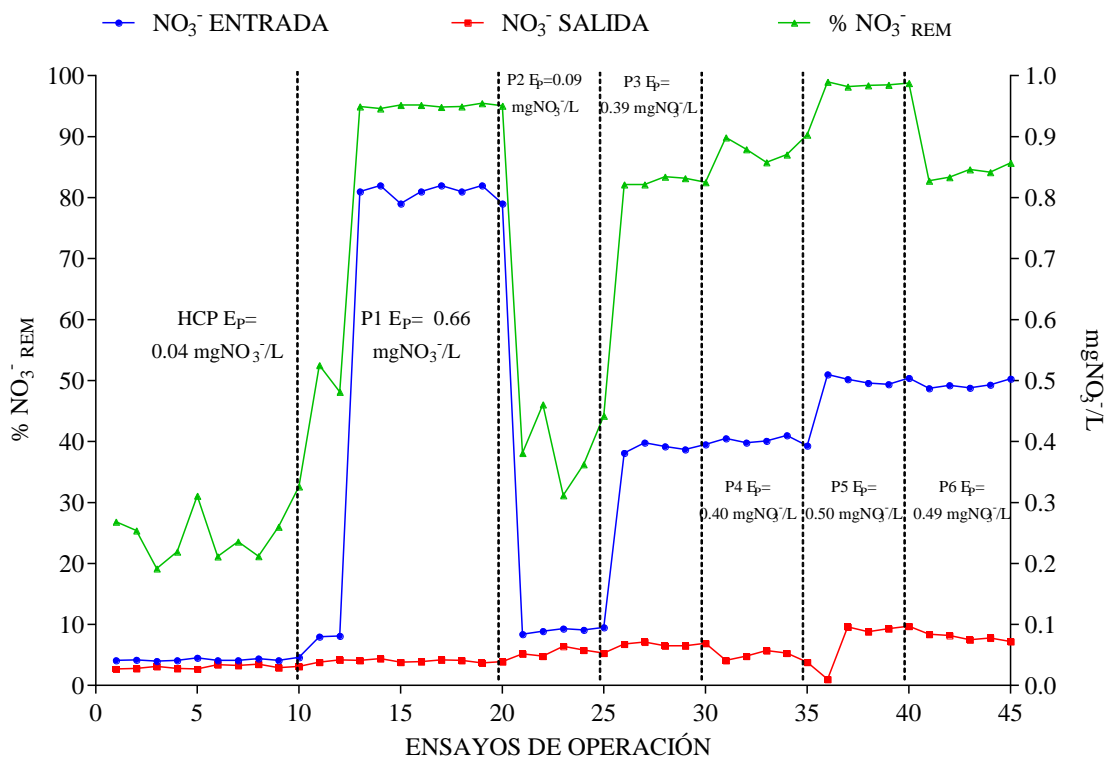


Figura 4.82 Monitoreo de remoción de NO_3^- del HCS

4.15 Biomasa vegetal en el HC

Condiciones de operación para análisis de biomasa

Tres especímenes de las plantas *Typha latifolia* L., *Canna Indica* L. y *Spathiphyllum wallisii* respectivamente fueron sacrificadas para determinar la biomasa área y de subsuelo una vez cada 3 meses. Se separó la planta de su raíz y se procedió a lavar con agua fresca para remover la presencia de sólidos en la raíz que podrían interferir con los resultados de biomasa. A continuación, en la Tabla 4.31 se presentan las condiciones de operación promedio del HCP durante esta evaluación. De igual forma se presentan en la Figura 4.82 las remociones promedio alcanzadas por dicho sistema durante la evaluación de la producción de biomasa comparado su desempeño en la configuración en paralelo y en serie; donde se puede observar claramente que el sistema de celdas configurado en serie es claramente más efectivo sobrepasando el 60 % de remociones en todos los casos, destacando la remoción de fosforo mayor al 80 %.

Tabla 4.31 Características del ARIA en el STH a la entrada y salida del HCP

Parámetro	Entrada	Salida	Método
Temperatura (°C)	23 ± 2	23 ± 2	
pH	4.99 ± 0.06	6.88 ± 0.17	
DQO _T (g L ⁻¹)	6.11 ± 2.47	1.59 ± 2.04	Standard Method
DQO _S (g L ⁻¹)	5.85 ± 2.47	1.53 ± 1.95	
ST (g L ⁻¹)	1.22 ± 0.26	0.46 ± 0.19	
STV (g L ⁻¹)	1.16 ± 0.19	0.39 ± 0.13	
PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	5.84 ± 1.22	1.86 ± 2.15	
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0.24 ± 0.19	0.05 ± 0.02	

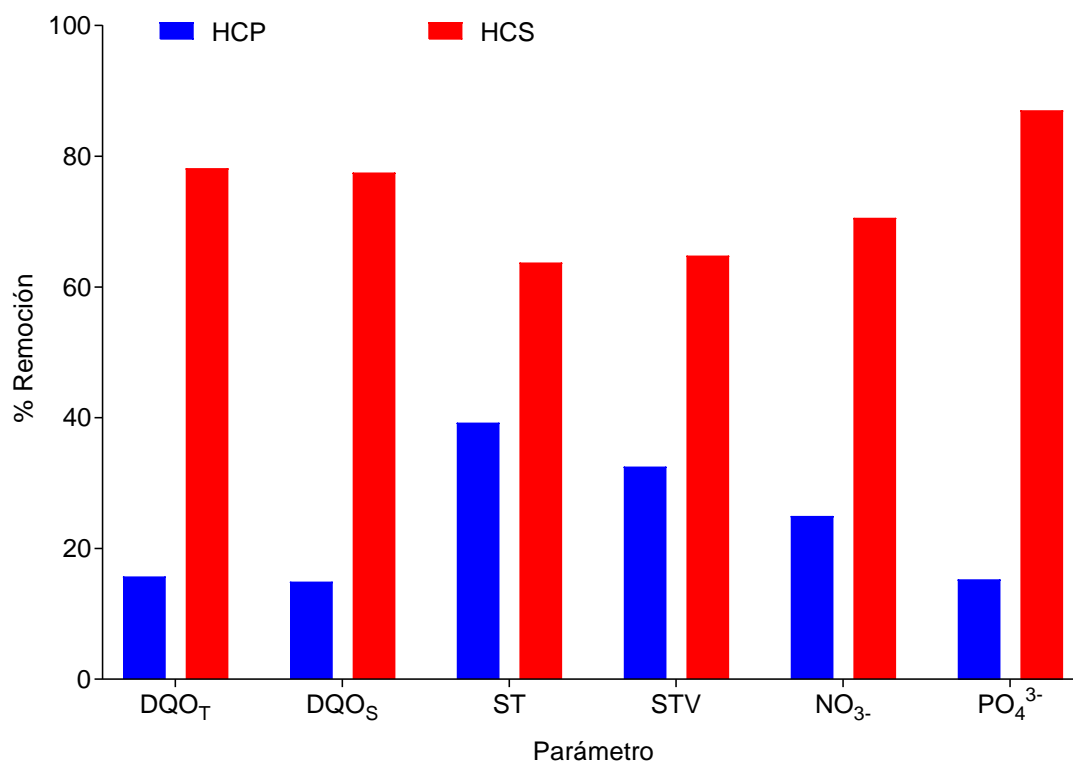


Figura 4.83 Remoción de contaminantes promedio en el HCP vs HCS

Monitoreo de crecimiento vegetal

Cabe resaltar que la operación del HC configurado en serie mejora considerablemente el desempeño del sistema, logrando remociones promedio superando en todos los casos el 60 % una vez promediando los tratamientos considerados por las permutaciones evaluadas.

Durante la evaluación de este HCP se notó que la producción de biomasa (tallos nuevos) aumento de manera acelerada sin importar las condiciones de operación, sin embargo, estas plantas morían rápidamente en el sistema. La Tabla 4.32, presenta la adaptación y supervivencia de las especies utilizadas en cada celda del HCP.

Tabla 4.32 Adaptación y supervivencia de las especies usadas.

Especies	Mes	Número de tallos por mes				Altura Promedio de la planta (m) al final del estudio
		1	2	3	4	
<i>Typha latifolia</i> L.	Iniciales	30	27	45	76	0.25
	Muertas	3	5	0	0	-
	Nuevas	0	23	31	20	0.05
<i>Canna Indica</i> L.	Iniciales	30	28	40	54	0.70
	Muertas	2	3	0	0	-
	Nuevas	0	15	14	20	0.15
<i>Spathiphyllum wallisii</i>	Iniciales	30	25	42	65	0.22
	Muertas	5	4	0	0	-
	Nuevas	0	21	23	20	0.08

Determinación de biomasa vegetal

Con lo anterior, se construye la Figura 4.83, donde se observa la tendencia de crecimiento y desarrollo de nuevos tallos presentes sembrados en el HC. Por otra parte, conforme al monitoreo de las especies presentado en la Figura 4.94c, el ancho de la hoja en la *Canna indica* L., fue el más grande de las tres plantas. Mientras que en el largo de la hoja entre las tres especies fue la *Typha latifolia* L., tal y como se muestra en la Figura 4.83e. En la altura

del tallo la especie *Canna indica* L. fue la que mayor promedio tuvo de las tres especies con 70 cm, como se presenta en la Figura 4.83d, lo que indica que, esta especie ornamental es un organismo útil para la producción de biomasa en plantas mientras que la especie que mejora la calidad de agua en los Humedales Construidos es la *Spathiphyllum wallisii*. En los humedales construidos la presencia de biomasa es importante, ya que representa una mejor remoción de contaminantes, empleando una carga considerable de ARIA. Las plantas tienen un mayor efecto de purificación, lo que sugiere que la cosecha de estas plantas es una estrategia válida para la depuración, pero también es importante evaluar cuando realizar la poda y posible venta de estas especies. La biomasa de Humedal es usada generalmente como forraje, acondicionador de suelo o fertilizante debido a su contenido en nutrientes, pero también podría ser cosechado como producción de bioenergía. En plantas ornamentales, el incremento de biomasa no representa un problema.

Por último, se presenta en la producción de biomasa por g de planta en la Figura 4.84 para las especies sembradas en el HCP comparadas con un control sembrado en suelo. A partir de esto se puede observar que en la Figura 4.84a la especie *Typha* spp., tuvo un comportamiento similar, sin diferencias significativas con al menos 10 gBiomasa/gPlanta. Sin embargo la especie de la celda 2, tuvo un mejor desarrollo (verde/morado), alcanzando un valor de biomasa de 28 g. Por último, la especie *Typha* de igual forma tuvo un comportamiento similar con 50 g de biomasa al igual que en las sembradas en el sustrato suelo natural.

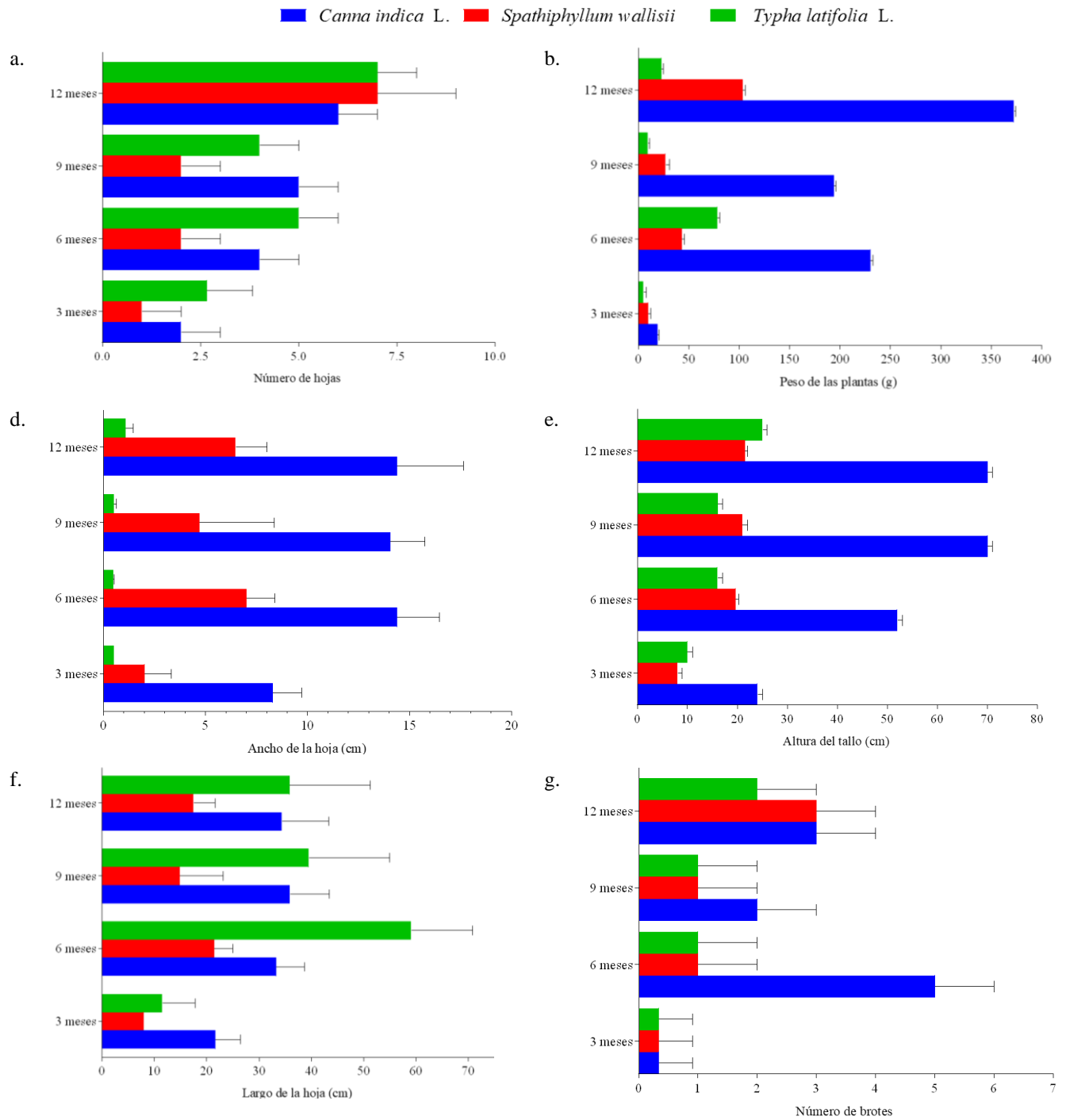


Figura 4.84. Monitoreo de crecimiento de especies en el HCS.

a. Numero de Hojas; b. Peso de planta; c. Ancho de hoja; d. Altura de planta; e. Largo de hojas; f. Numero de brotes

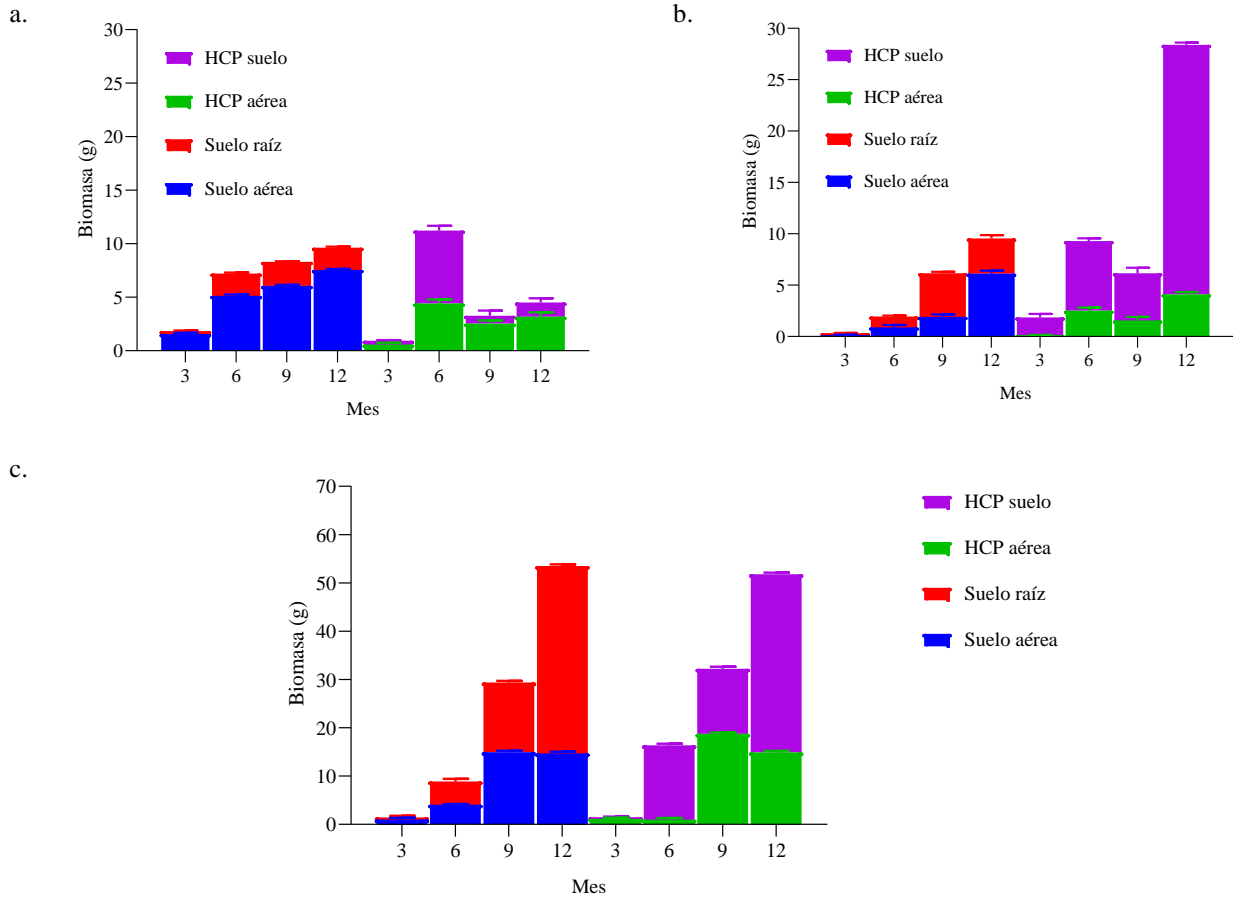


Figura 4.85 Biomasa producida por el HCS

4.16 Análisis de Eficiencia de remoción DQO del HCS

A partir de los datos obtenidos en el apartado anterior, se procedió a realizar el ANOVA mediante el programa Minitab 17, analizando con comparaciones múltiples los tratamientos (Permutaciones) del HC (P1, P2, P3, P4, P5 y P6) con variable de respuesta las medias de Remoción de DQO, debido a que es el parámetro de respuesta medible más rápido para la toma de decisiones y puede otorgar un valor confiable de la calidad del efluente tratado. Por lo tanto, se obtuvo con 95 % de nivel de confianza lo siguiente.

One-way ANOVA: REMOCIÓN versus TRATAMIENTO

Method

Null hypothesis All means are equal
Alternative hypothesis At least one mean is different
Significance level $\alpha = 0.05$

Equal variances were assumed for the analysis.

Factor Information

Factor	Levels	Values
TRATAMIENTO	6	P1, P2, P3, P4, P5, P6

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
TRATAMIENTO	5	30083.5	6016.71	2324.50	0.000
Error	29	75.1	2.59		
Total	34	30158.6			

A partir de lo anterior, de acuerdo con el Valor-P se puede establecer que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. Por lo que se puede decir que el utilizar el HCS claramente es mejor que el HCP, sin embargo, las permutaciones posibles no afectan considerablemente el tratamiento. De igual forma, una vez interpretado el ANOVA, se realiza la comparación mediante Tukey y MCB de Hsu. En la Figura 4.85 se muestra la gráfica de intervalos, donde claramente se observan que la permutación 1 es la que presenta menores eficiencias de remoción y, por otro lado, la Permutación 2 (BAC) seguida de la Permutación 5 (CAB) presenta las mayores remociones alcanzando el 97.41 y 97.11 respectivamente (vea Tabla 3.14 para las permutaciones).

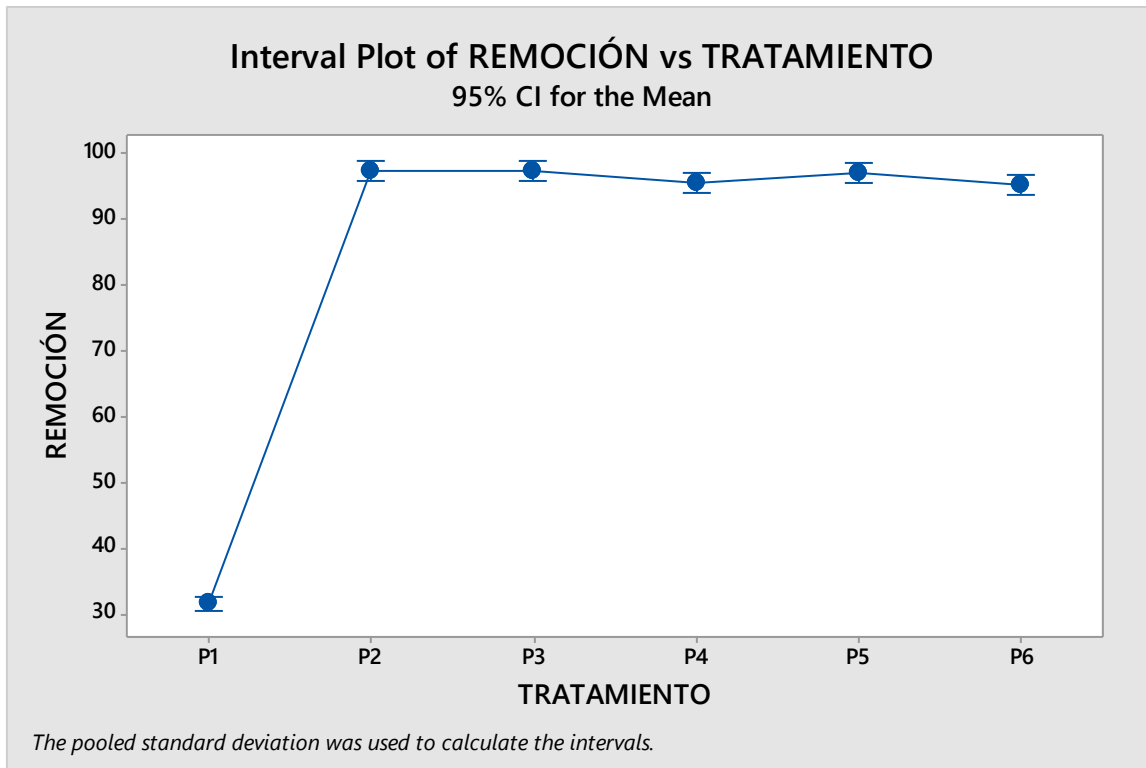


Figura 4.86 Gráfica de intervalos de medias de Remociones y tratamiento del HCS

En la Figura 4.86 se corrobora que la Permutación 1 (ABC) presenta las medias significativamente diferentes, debido a que es la configuración en serie con eficiencias de remociones más bajas. Además, los intervalos de las Permutaciones 2 a 6 contienen cero, por lo que no presentan diferencias significativas.

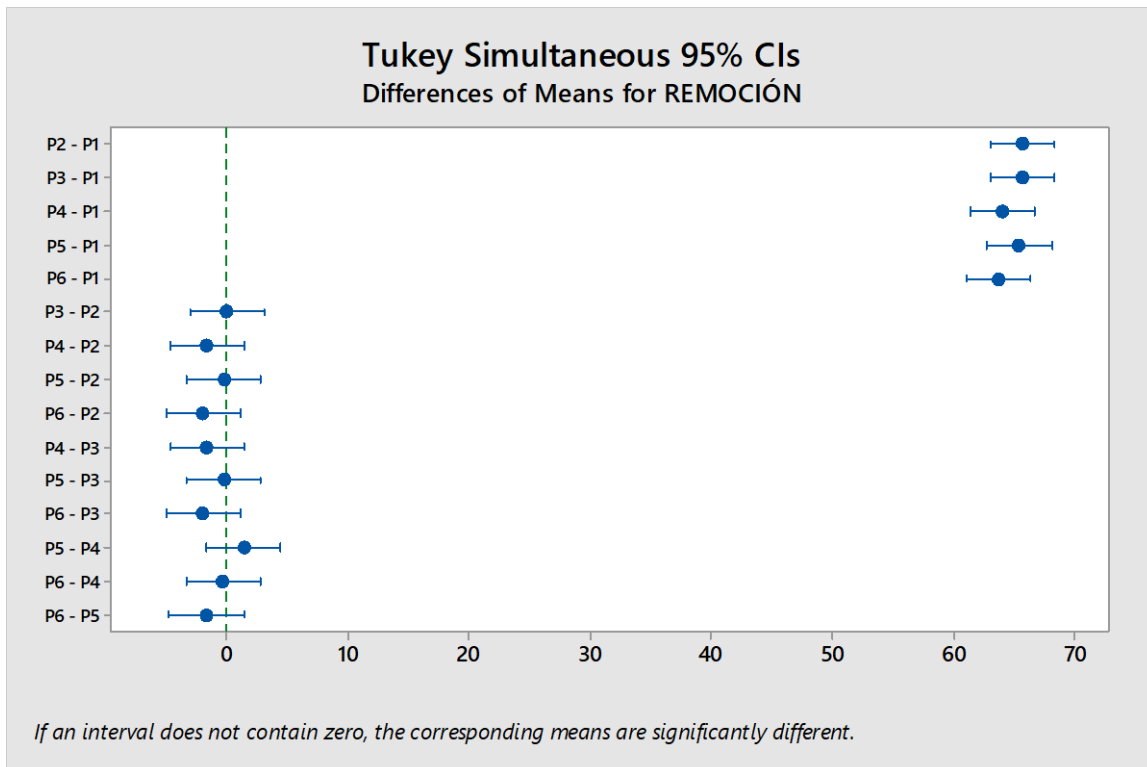


Figura 4.87 Gráfica de comparaciones simultaneas de Tukey en el HCS

Por otro lado, de manera practica es necesario identificar que Tratamiento (Permutación) puede alcanzar remociones más altas, por lo que, a partir de la Grafica de MCB de Hsu mostrada en la Figura 4.87, estableciendo que la media más alta (mejor remoción de DQO) es el mejor tratamiento, se puede establecer que, si un intervalo tiene cero como punto final, las medias correspondientes son significativamente diferentes, por lo que la Permutación 1 y posiblemente la Permutación 6. Por lo que, se recomienda evaluar nuevamente la permutación 2, 5 y 6 para corroborar los datos obtenidos y definir de manera precisa si no existen diferencias significativas entre las configuraciones del HCS pero se puede inferir que la configuración que tiene mayores resultados en general es la Permutación 5 tomando en cuenta los demás parámetros de ST, STV, y nutrientes.

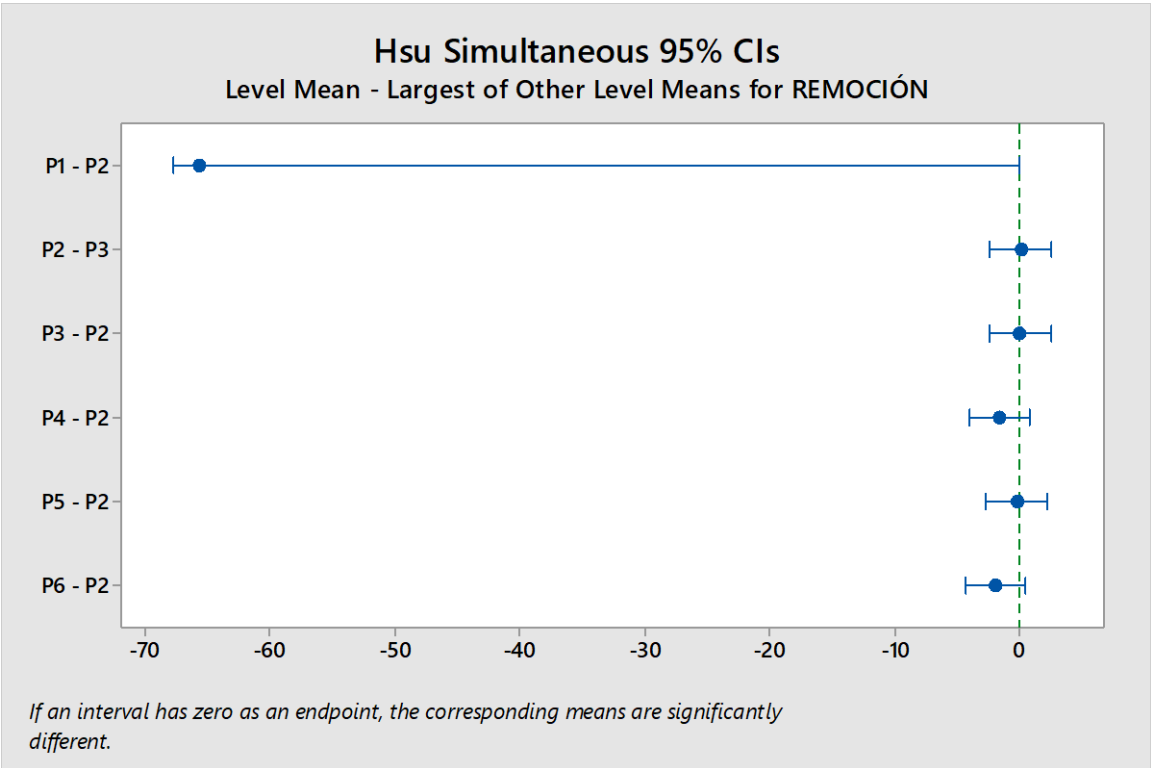


Figura 4.88 Gráfica de Comparaciones múltiples del HCS sin control de Hsu

CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos en esta investigación se deduce que, el Sistema Híbrido de Tratamiento del agua residual de la industria azucarera obtuvo resultados favorables durante la zafra 2019-2020. En el RBA en escala laboratorio empleando una carga orgánica de 15 gDQO/L·d alcanzó remociones del 64 % para DQO_T y hasta un 70% para ST, efluente con el cual, se alimenta la segunda etapa del proceso, donde, el HC en esta misma escala, se obtuvieron remociones del 55 al 80% y del 75 al 80% para DQO y solidos respectivamente. Por otra parte, en la escala piloto los resultados para las remociones de DQO rondaron del 20 al 50% DQO y del 30 al 50 % de solidos removidos utilizando una carga de alimentación de 19 gDQO/L·d; con esto el sistema logra tratar el efluente caracterizado durante la época de zafra cumpliendo con la legislación vigente para la descarga de aguas residuales de la SEMARNAT. El panel de soporte en el RBA utilizando las fibras de nylon poliéster permitió retener el material orgánico que se encuentra dentro del reactor, de esta manera es de fácil consumo para las bacterias que se generan en el material. A pesar del corto tiempo de operación se logró una adaptación manteniendo los TRH a 24 horas logrando la remoción de contaminantes en el agua residual. En el Humedal Construido se obtuvieron resultados favorables desde los primeros días de alimentación, debido a los soportes utilizados como GVR que por sus características porosas logra retener la materia orgánica beneficiando a las especies vegetales sembradas a la fijación del material orgánico y su posterior degradación, evitando así la saturación de este. En específico los trozos de PET utilizado como soporte proveen de una alternativa para la reutilización de este tipo de residuos generados en exceso además de evitar la compactación e inhibición del desarrollo de raíces y por ende la posible afectación del sistema al disminuir el paso de oxígeno a través de la vegetación. De acuerdo con las especies utilizadas los especímenes de *Canna indica* L., presentaron mejores resultados de remoción logrando por si sola el 95 % de DQO_{rem}. De las tres especies utilizadas, esta tuvo un crecimiento constante durante los 31 días de operación en el humedal, esta especie no es comúnmente utilizada ni nativa de humedales, así como también la especie *Spathiphyllum wallisi* que logró remociones del 94 %; estas especies presentan floración constante y por lo tanto una ventaja de requerimiento de nutrientes como el nitrógeno y el fosforo para sus procesos de enraizamiento, propagación y desarrollo,

traduciéndose en una absorción de nutrientes del agua que generan un impacto ambiental si no son consumidos, ya que pueden generar procesos de nitrificación o desnitrificación e inclusive la eutrofización en lagos y ríos. La especie *Typha spp* a pesar de ser nativa de humedales no mostró un crecimiento favorable, ni una adaptación notable, sin embargo, presentó brotes nuevos, con una remoción constante de hasta un 80 % en la celda utilizada debido a la configuración interior del HC. El Sistema híbrido escalado en general tiene una remoción promedio del 91 % de los contaminantes presentes en el agua residual a tratar, siendo así una alternativa a considerar gracias a los beneficios como generador de bioenergía del RBA y a los bajos costos de mantenimientos del HC en comparación a procesos en plantas de tratamiento y otros dispositivos que no tengan un enfoque sustentable.

Además, durante la zafra 2020-2021, el SHT permitió identificar las condiciones que influyeron en el desempeño del sistema, las cuales fueron el TRH, Cva, temperatura y la velocidad de recirculación lo que se vio reflejado en las remociones obtenidas en cada condición de operación evaluada. El desempeño del RBA con cambios en la carga y TRH, presentó mejores resultados para Cva= 15 gDQO/L·d; TRH= 24 h; y temperatura de 35 °C, mientras que, evaluando cargas mayores, el sistema presentó niveles bajos de bioconversión. Los resultados de la investigación evidencian el buen desempeño del sistema combinado para tratar aguas residuales de la industria azucarera, ya que se obtuvo 51.11 % de DQO removida, mientras que para ST y STV se alcanzaron remociones entre el 37.49 y 28.96 % respectivamente en la primera etapa conformada por el RBA_P. Posteriormente el HC logró eliminar hasta un 87.29 % de DQO, de igual manera se obtuvieron buenos resultados en la eliminación de nutrientes causantes de la eutrofización del agua, con remociones de 98.36 % en nitratos y 89.01 % en fosfatos. Cabe resaltar que se obtuvieron valores de DQO de 550 mg/L al final del tratamiento híbrido, aproximándonos a las condiciones de descarga que establece la “NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-SEMARNAT-2021”, mientras que el pH se encontró dentro del rango establecido por la misma. De las pruebas evaluadas en el SHT escalado, en la primera etapa, se obtuvo mayor producción de biogás a concentraciones menores, para 30 gDQO/L con 25 L de biogás, seguido de la prueba con 75 gDQO/L donde se obtuvieron 20 L. Los menores resultados se obtuvieron para Cva máximas en las cuales únicamente se produjeron de 6.4 a 7 L. Al trabajar en fase hidrolítica se espera no producir metano dentro del RBA, sin embargo, es posible encontrar en cantidades menores

controlando esta etapa de la digestión anaerobia. Las alimentaciones con cargas altas presentaron porcentajes de metano menores y una producción de CO₂ mayor, lo que indicó la eliminación aparente de los microorganismos metanogénicos. En las pruebas analizadas se alcanzó un 27.61 % de metano en el biogás como máximo, y 2.15 % siendo esta la menor producción, sin embargo, se puede inferir que el uso de estos dispositivos puede sugerir el uso del biogás producido para su aprovechamiento a escala industrial.

Por otra parte, en el periodo comprendido durante la zafra 2021-2022 el SHT mostró un desempeño adecuado para realizar la hidrólisis del agua residual combinada del efluente ingenio azucarero-trapiche, a una Cva de 15gDQO/Ld, logrando reducir en un 40 % en promedio dicha carga contaminante. Durante esta evaluación, los humedales construidos como tratamiento complementario, fue el adecuado, ya que, de manera general la adaptación y supervivencia de la vegetación utilizada bajo las condiciones de operación y características del efluente no afectaron su crecimiento ni función en los HC configurados en paralelo, lográndose remociones del 15.63 % de la carga orgánica. Cabe resaltar que es importante el control de la Cva de alimentación, ya que de esto puede alterar el comportamiento en las remociones del sistema híbrido. Posteriormente, el mismo HC configurado en serie logro remover hasta el 97 %DQO, por lo que las mejores condiciones del SHT se pueden alcanzar cuando las características del sustrato de alimentación del RBA varían conforme a la naturaleza del sustrato (como sucede en la práctica de la vida real) y el HC se configura en serie, disminuyendo el agua de dilución a únicamente 60 L con TRH de 24 horas por celda de humedal.

Finalmente, el tratamiento híbrido de aguas residuales de la industria azucarera en un biorreactor anaerobio para la producción de biogás combinado con sistemas ecológicos es viable gracias a la nueva técnica desarrollada, resolviendo así, esta problemática minimizando el impacto ambiental, que hasta donde sabemos, no ha sido reportada.

RECOMENDACIONES

1. Continuar operando el SHT para verificar el comportamiento cuando se realicen cambios de sustrato de alimentación. Por ejemplo, incorporar la fracción líquida de frutas y verduras, residuos cítricos, residuos de la industria cafetalera, etc.
2. Evaluar los incrementos y disminuciones de Cva conforme al periodo de inactividad de Ingenios azucareros.
3. Realizar estudios comparando la efectividad de una diferente bomba hidráulica y una nueva configuración interior, agregando un panel difusor de flujo que permita el aumento de la fluidización dentro del reactor.
4. Realizar estudios hidrodinámicos y simulaciones del comportamiento del RBA, con distintos arreglos de configuración para evitar el lavado de la biopelícula.
5. Realizar un balance de materia y energía al RBA y al HC, verificando las emisiones producidas por acción microbiana en el humedal, para descartar emisiones de metano contaminantes.
6. Evaluar el potencial bioquímico de metano para el ARIA y conocer el beneficio económico recuperable del contenido de biogás en estado de hidrólisis anaerobia, a partir de datos estadísticos de producción de aguas residuales en ingenios azucareros en México.
7. Utilizar caracterización cualitativa de las principales bacterias que intervienen en el proceso del SHT mediante a Reacción de Cadena en Polimerasa (*Polymerase Chain Reaction*, PCR).
8. Realizar la simulación del proceso de tratamiento y obtener un modelo matemático que describa el proceso de tratamiento y lograr la optimización de este.
9. Evaluar el efecto de policultivo de plantas ornamentales en el HC en paralelo contra el HC en serie.
10. Analizar los efectos del Hidrochar utilizado para mejorar el desempeño del HC agregándolo en el interior de las celdas, realizando pruebas nivel laboratorio en probetas de HC sembradas con plántulas de distintas especies.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- A Hernández García, H., Buitrón Méndez, G., M Lopez-Vazquez, C., & J Cervantes Carrillo, F. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. IWA publishing.
- Abdelhakeem, S. G., Aboulroos, S. A., & Kamel, M. M. (2016). Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. *Journal of Advanced Research*, 7(5), 803-814.
- Abou-Elela, S. I. (2019). Constructed wetlands: The green technology for municipal wastewater treatment and reuse in agriculture. *Unconventional water Resources and agriculture in Egypt*, 189-239.
- Adekunle, K. F., & Okolie, J. A. (2015). A review of biochemical process of anaerobic digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, 6(03), 205.
- Aguilar-Rivera, N., Galindo, G., Fortanelli, J., & Contreras, C. (2009). ¿ Por qué diversificar la agroindustria azucarera en México? *Journal of Globalization, Competitiveness & Governability/Revista de Globalización, Competitividad y Gobernabilidad/Revista de Globalização, Competitividade e Governabilidade*, 3(1), 62-75.
- Ajayi-Banji, A., & Rahman, S. (2022). A review of process parameters influence in solid-state anaerobic digestion: Focus on performance stability thresholds. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 167, 112756.
- Alarcón, M. E. H. (2016). Humedales ornamentales con participación comunitaria para el saneamiento de aguas municipales en México. *Rinderesu*, 1(2), 01-12.
- Almeida, N. (2011). Expresión genética en la digestión anaerobia. *Revista Científica de la Universidad Autónoma de Coahuila*, 15.
- Alsanius, B. W., Karlsson, M., Rosberg, A. K., Dorais, M., Naznin, M. T., Khalil, S., & Bergstrand, K.-J. (2019). Light and microbial lifestyle: The impact of light quality on

plant–microbe interactions in horticultural production systems—A review. *Horticulturae*, 5(2), 41.

Alvarado-Lassman, A., Sandoval-Ramos, A., Flores-Altamirano, M., Vallejo-Cantú, N., & Méndez-Contreras, J. (2010). Strategies for the Startup of Methanogenic Inverse Fluidized-Bed Reactors Using Colonized Particles. *Water environment research*, 82(5), 387-391.

Álvarez, J., Ruíz, I., & Soto, M. (2008). Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *ecological engineering*, 33(1), 54-67.

Aminsharei, F., Borghei, S. M., Arjomandi, R., Nouri, J., & Pendashteh, A. (2019). Effects of various plants on treatment efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands based on the hydraulic retention time. *Environmental Engineering and Management Journal*, 18(6), 1201-1206.

Anderson, G., & Yang, G. (1992). pH control in anaerobic treatment of industrial wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 118(4), 551-567.

Andrade, L., Mendes, F., Espindola, J., & Amaral, M. (2014). Nanofiltration as tertiary treatment for the reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor. *Separation and Purification Technology*, 126, 21-29.

Angassa, K., Assefa, B., Kefeni, K. K., Nkambule, T. T., & Fito, J. (2022). Brewery industrial wastewater treatment through mesocosm horizontal subsurface flow constructed wetland. *Environment Systems and Decisions*, 42(2), 265-275.

Anjum, M., Anees, M., Qadeer, S., Khalid, A., Kumar, R., & Barakat, M. A. (2023). A Recent Progress in the Leachate Pretreatment Methods Coupled with Anaerobic Digestion for Enhanced Biogas Production: Feasibility, Trends, and Techno-Economic Evaluation. *International Journal of Molecular Sciences*, 24(1), 763.

Anjum, R., Sebök, S., & Krakat, N. (2016). Thermophilic (55° C) and moderately hyperthermophilic (65° C) fermentation of poultry manure triggers release of high

- heavy metal concentrations leading to enhanced genotoxicity. *Engineering in Life Sciences*, 16(5), 453-464.
- Anyango, B. N., Wandera, S. M., & Raude, J. M. (2022). Abattoir Wastewater Treatment in Anaerobic Co-Digestion with Sugar Press Mud in Batch Reactor for Improved Biogas Yield. *Water*, 14(16), 2571.
- Araneda Gallardo, I. A. (2016). Humedales construidos para tratamiento sustentable de aguas grises: efecto del acople a una celda de combustible microbiana.
- Araña, J., i Cabo, C. G., Rodríguez, C. F., Melián, J. H., Méndez, J. O., Rodríguez, J. D., & Peña, J. P. (2008). Combining TiO₂-photocatalysis and wetland reactors for the efficient treatment of pesticides. *Chemosphere*, 71(4), 788-794.
- Aregu, M. B. (2022). Industrial wastewater treatment efficiency of mixed substrate (Pumice and scoria) in horizontal subsurface flow constructed wetland: comparative experimental study design. *Air, Soil and Water Research*, 15, 11786221211063888.
- Arias, C., & Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales.
- Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F., & Lens, P. N. (2014). Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied energy*, 123, 143-156.
- Arteaga-Cortez, V. M., Quevedo-Nolasco, A., Valle-Paniagua, D. H. d., Castro-Popoca, M., Bravo-Vinaja, Á., & Ramírez-Zierold, J. A. (2019). State of art: A current review of the mechanisms that make the artificial wetlands for the removal of nitrogen and phosphorus. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(5), 319-343.
- Arvin, A., Hosseini, M., Amin, M. M., Darzi, G. N., & Ghasemi, Y. (2019). A comparative study of the anaerobic baffled reactor and an integrated anaerobic baffled reactor and microbial electrolysis cell for treatment of petrochemical wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, 144, 157-165.

- Avsar, Y., Tarabeah, H., Kimchie, S., & Ozturk, I. (2007). Rehabilitation by constructed wetlands of available wastewater treatment plant in Sakhnin. *ecological engineering*, 29(1), 27-32.
- Ayaz, S., Findik, N., Akça, L., Erdoğan, N., & Kınacı, C. (2011). Effect of recirculation on organic matter removal in a hybrid constructed wetland system. *Water Science and Technology*, 63(10), 2360-2366.
- B., C. T. (2015). Flora de Veracruz. Araceae. 219. <http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/resumeness/FLOVER/164-AraceaeFloraVer.pdf>
- Balpande, S., & Mhaske, A. (2017). Quality of sewage water and phytoremediation technology for its reuse in agriculture. *Journal of Global Biosciences*, 6(6), 5114-5119.
- Barya, M. P., Gupta, D., Thakur, T. K., Shukla, R., Singh, G., & Mishra, V. K. (2020). Phytoremediation performance of *Acorus calamus* and *Canna indica* for the treatment of primary treated domestic sewage through vertical subsurface flow constructed wetlands: a field-scale study. *Water Practice and Technology*, 15(2), 528-539.
- Bedoya, O. A., & Sousa, L. S. (2009). Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo uasb. *Biotechnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 7(2), 24-31.
- Bercu, R., & Făgăraș, M. (2010). Anatomical aspects of the ornamental plant *Spathiphyllum wallisii* Regel. *Stud. și Cerc. Științ. Biol., Ser. Biol. veg*, 13-17.
- Berhe, S., & Leta, S. (2019). Anaerobic co-digestion of tannery wastes using two stage anaerobic sequencing batch reactor: focus on process performance of hydrolytic–acidogenic step. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 21, 666-677.
- Besel, S. (2007). Biomasa: digestores anaerobios. *Editorial Idea, Madrid, España*.

- Bhatia, M., & Goyal, D. (2014). Analyzing remediation potential of wastewater through wetland plants: a review. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 33(1), 9-27.
- Białowiec, A., Sobieraj, K., Pilarski, G., & Manczarski, P. (2019). The oxygen transfer capacity of submerged plant *Elodea densa* in wastewater constructed wetlands. *Water*, 11(3), 575.
- Biswas, S., Mukhopadhyay, B. P., & Bera, A. (2020). Delineating groundwater potential zones of agriculture dominated landscapes using GIS based AHP techniques: a case study from Uttar Dinajpur district, West Bengal. *Environmental Earth Sciences*, 79, 1-25.
- Blake, W. H., Hoffmann, C. C., Poulsen, J. R., Taylor, A., & Kronvang, B. (2022). Quantifying sediment and particulate phosphorus accumulation in restored floodplain wetlands using beryllium-7 as a tracer. *Hydrological Processes*, e14702.
- Bogner, J., & Nicolson, D. H. (1991). A revised classification of Araceae with dichotomous keys. *Willdenowia*, 35-50.
- Bonilla-Barbosa, J. R., & Araúz, B. S. (2012). *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología.
- Borin, M., Politeo, M., & De Stefani, G. (2013). Performance of a hybrid constructed wetland treating piggery wastewater. *ecological engineering*, 51, 229-236.
- Bouchama, K. (2022). Efficiency of Constructed Wetlands and Wastewater Stabilization Ponds for Wastewater Treatment in Northern Algerian Sahara. In *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Hot and Arid Climates* (pp. 21-42). Springer.
- Briones, E. E. (2017). Los Humedales. *Revista AFESE*, 55(55).
- Burg, V., Rolli, C., Schnorf, V., Scharfy, D., Anspach, V., & Bowman, G. (2023). Agricultural biogas plants as a hub to foster circular economy and bioenergy: An

- assessment using substance and energy flow analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 190, 106770.
- Button, M., Cosway, K., Sui, J., & Weber, K. (2019). Impacts and fate of triclosan and sulfamethoxazole in intensified re-circulating vertical flow constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 649, 1017-1028.
- Cabrera Contreras, L., Cabrera Díaz, A., & Pereda Reyes, I. (2019). BIODEGRADABILIDAD DE RESIDUOS DE LA INDUSTRIA AGRO-AZUCARERA CUBANA: CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA. *Centro Azúcar*, 46(3), 79-89.
- Cai, Y., Gallegos, D., Zheng, Z., Stinner, W., Wang, X., Pröter, J., & Schäfer, F. (2021). Exploring the combined effect of total ammonia nitrogen, pH and temperature on anaerobic digestion of chicken manure using response surface methodology and two kinetic models. *Bioresource technology*, 337, 125328.
- Calheiros, C. S., Bessa, V. S., Mesquita, R. B., Brix, H., Rangel, A. O., & Castro, P. M. (2015). Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *ecological engineering*, 79, 1-7.
- Calheiros, C. S., Rangel, A. O., & Castro, P. M. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water research*, 41(8), 1790-1798.
- Campos, J. M., Queiroz, S. C., & Roston, D. M. (2019). Removal of the endocrine disruptors ethinyl estradiol, bisphenol A, and levonorgestrel by subsurface constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 693, 133514.
- Cano, A. L. (2003). Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: La EDAR de los Gallardos (Almería). *Ecología, manejo y conservación de los humedales*,

- Cao, Q., Wang, H., Chen, X., Wang, R., & Liu, J. (2017). Composition and distribution of microbial communities in natural river wetlands and corresponding constructed wetlands. *ecological engineering*, 98, 40-48.
- Carrillo Líbano, V. P. (2022). Evaluación técnica y ambiental de la eliminación de fósforo en humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales.
- Castro Méndez, L., Vallejo Cantú, N. A., & Alvarado Lassman, A. (2022). *Evaluación del sistema híbrido Reactor Anaerobio de Biopelícula-Humedal Construido en el tratamiento de un agua residual azucarera a escala mesocosmos TecNM campus Orizaba*].
- Cayetano, R. D. A., Kim, G.-B., Park, J., Yang, Y.-H., Jeon, B.-H., Jang, M., & Kim, S.-H. (2022). Biofilm formation as a method of improved treatment during anaerobic digestion of organic matter for biogas recovery. *Bioresource technology*, 344, 126309.
- Cazier, E., Trably, E., Steyer, J.-P., & Escudé, R. (2015). Biomass hydrolysis inhibition at high hydrogen partial pressure in solid-state anaerobic digestion. *Bioresource technology*, 190, 106-113.
- Chen, J. L., Ortiz, R., Steele, T. W., & Stuckey, D. C. (2014). Toxicants inhibiting anaerobic digestion: a review. *Biotechnology advances*, 32(8), 1523-1534.
- Chew, K. R., Leong, H. Y., Khoo, K. S., Vo, D.-V. N., Anjum, H., Chang, C.-K., & Show, P. L. (2021). Effects of anaerobic digestion of food waste on biogas production and environmental impacts: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(4), 2921-2939.
- Chiva Vicent, S., Berlanga Clavijo, J., Martínez Cuenca, R., & Climent Agustina, J. (2018). Depuración de aguas residuales: digestión anaerobia. *Publicaciones de la Universitat Jaume I*. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.6035/UJI.FACSA>.

- Chung, S., Suidan, M. T., & Venosa, A. D. (2011). Partially acetylated sugarcane bagasse for wicking oil from contaminated wetlands. *Chemical engineering & technology*, 34(12), 1989-1996.
- Cisneros, O., Rivas, A., Díaz, J., & Castanedo, V. (2011). Tratamiento de las aguas residuales del Ingenio Casasano en un humedal de flujo intermitente. *IMTA-SEMARNAT, México*.
- CONADESUCA. (2016). *Aprovechamiento de residuos de cosecha de la caña de azúcar*.
- CONAGUA. (2010). *Estadísticas del agua en México*.
- CONAGUA. (2018). *Estadísticas del Agua en México*.
- Condori, M. A. M., Valencia, M. R. V., Fernández, F. G. A., & Choix, F. J. (2023). Evaluation of sugarcane vinasse as a medium for enhanced *Chlorella* sp. growth, lipids production, and process integration. *Journal of Applied Phycology*, 1-11.
- Connor, R., Renata, A., Ortigara, C., Koncagül, E., Uhlenbrook, S., Lamizana-Diallo, B. M., Zadeh, S. M., Qadir, M., Kjellén, M., & Sjödin, J. (2017). The united nations world water development report 2017. wastewater: the untapped resource. *The United Nations World Water Development Report*.
- Croat, T. B. (1988). Ecology and life forms of Araceae. *Aroideana*, 11(3), 4-55.
- Cronk, J. K., & Fennessy, M. S. (2016). *Wetland plants: biology and ecology*. CRC press.
- Cuéllar, A. D., & Webber, M. E. (2008). Cow power: the energy and emissions benefits of converting manure to biogas. *Environmental Research Letters*, 3(3), 034002.
- da Fonseca, Y. A., Silva, N. C. S., de Camargos, A. B., de Queiroz Silva, S., Wandurraga, H. J. L., Gurgel, L. V. A., & Baêta, B. E. L. (2021). Influence of hydrothermal pretreatment conditions, typology of anaerobic digestion system, and microbial profile in the production of volatile fatty acids from olive mill solid waste. *Journal of environmental chemical engineering*, 9(2), 105055.

- de Aguas Nacionales, L. (2020). Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, México. Última Reforma DOF,
- de Oliveira, M., Atalla, A. A., Frihling, B. E. F., Cavalheri, P. S., Migliolo, L., & Magalhães Filho, F. J. (2019). Ibuprofen and caffeine removal in vertical flow and free-floating macrophyte constructed wetlands with *Heliconia rostrata* and *Eichornia crassipes*. *Chemical Engineering Journal*, 373, 458-467.
- Delgadillo, O. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Nelson Antequera.
- Dell'Osbel, N., Colares, G. S., Oliveira, G. A., Rodrigues, L. R., da Silva, F. P., Rodriguez, A. L., López, D. A., Lutterbeck, C. A., Silveira, E. O., & Kist, L. T. (2020). Hybrid constructed wetlands for the treatment of urban wastewaters: increased nutrient removal and landscape potential. *ecological engineering*, 158, 106072.
- Deng, Y., Xu, J., Liu, Y., & Mancl, K. (2014). Biogas as a sustainable energy source in China: Regional development strategy application and decision making. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 35, 294-303.
- Díaz-Cuenca, E., Alavarado-Granados, A. R., & Camacho-Calzada, K. E. (2012). El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. *Quivera. Revista de Estudios Territoriales*, 14(1), 78-97.
- Díaz-de los Ríos, M., Eng-Sanchez, F., Herrera-Díaz, Y., & Lorenzo-Acosta, Y. (2016). El manejo de los residuales líquidos de la industria de azúcar y sus derivados en Cuba, en el contexto de las legislaciones ambientales actuales. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 50(3), 59-63.
- Díaz Acero, C. A. (2014). Tratamiento de agua residual a través de humedales. V Congreso Internacional de Ingeniería Civil, Universidad Santo Tomás Seccional Tunja,(pág. 6). Bogotá,

- Diener, S. (2009). *Ageing behaviour of steel slags in landfill liners* [Luleå tekniska universitet].
- Domínguez-Manjarrez, C. A., Bravo-Álvarez, H., & Sosa-Echeverría, R. (2014). Prevención, minimización y control de la contaminación ambiental en un ingenio azucarero de México. *Ingeniería, investigación y tecnología*, 15(4), 549-560.
- Donga, T. K., & Eklo, O. M. (2018). Environmental load of pesticides used in conventional sugarcane production in Malawi. *Crop Protection*, 108, 71-77.
- Dornelas, F. L., Machado, M. B., & von Sperling, M. (2009). Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. *Water Science and Technology*, 60(12), 3025-3033.
- dos Santos, J. V., Fregolente, L. G., Laranja, M. J., Moreira, A. B., Ferreira, O. P., & Bisinoti, M. C. (2022). Hydrothermal carbonization of sugarcane industry by-products and process water reuse: structural, morphological, and fuel properties of hydrochars. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-9.
- Drosg, B. (2013). *Process monitoring in biogas plants*. IEA bioenergy Paris, France.
- Ebah, E., & Okpokwasili, G. (2022). Solid trash molasses bio-degradation in Aranthangi sugar industry, Tamilnadu with utilization of *Aspergillus niger*. *Water and Environmental Sustainability*, 2(3), 1-5.
- El-Mashad, H. M., & Zhang, R. (2010). Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource technology*, 101(11), 4021-4028.
- Federation, W. E. (2005). Association APH. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA.
- Federation, W. E., & Association, A. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA*.

- Feng, S., Ngo, H. H., Guo, W., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Liu, Y., Zhang, S., Vo, H. N. P., Bui, X. T., & Hoang, B. N. (2022). Volatile fatty acids production from waste streams by anaerobic digestion: a critical review of the roles and application of enzymes. *Bioresource technology*, 127420.
- Feng, Y., Lu, B., Jiang, Y., Chen, Y., & Shen, S. (2015). Performance evaluation of anaerobic fluidized bed reactors using brick beads and porous ceramics as support materials for treating terephthalic acid wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 53(7), 1814-1821.
- Fito, J., Tefera, N., Kloos, H., & Van Hulle, S. W. (2019). Physicochemical properties of the sugar industry and ethanol distillery wastewater and their impact on the environment. *Sugar Tech*, 21(2), 265-277.
- Fito, J., Tefera, N., & Van Hulle, S. W. (2019a). An integrated treatment technology for blended wastewater of the sugar industry and ethanol distillery. *Environmental Processes*, 6(2), 475-491.
- Fito, J., Tefera, N., & Van Hulle, S. W. (2019b). Sugarcane biorefineries wastewater: bioremediation technologies for environmental sustainability. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 6(1), 1-13.
- Gaballah, M. S., Abdelwahab, O., Barakat, K. M., & Stefanakis, A. I. (2022). A pilot system integrating a settling technique and a horizontal subsurface flow constructed wetland for the treatment of polluted lake water. *Chemosphere*, 295, 133844.
- Gálvez-Martos, J.-L., Greses, S., Magdalena, J.-A., Iribarren, D., Tomás-Pejó, E., & González-Fernández, C. (2021). Life cycle assessment of volatile fatty acids production from protein-and carbohydrate-rich organic wastes. *Bioresource technology*, 321, 124528.
- García-Ávila, F., Avilés-Añazco, A., Cabello-Torres, R., Guanuchi-Quito, A., Cadme-Galabay, M., Gutiérrez-Ortega, H., Alvarez-Ochoa, R., & Zhindón-Arévalo, C. (2023). Application of ornamental plants in constructed wetlands for wastewater

treatment: A scientometric analysis. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 100307.

García-Ávila, F., Patiño-Chávez, J., Zhinín-Chimbo, F., Donoso-Moscoso, S., del Pino, L. F., & Avilés-Añazco, A. (2019). Performance of Phragmites Australis and Cyperus Papyrus in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(3), 286-296.

García-González, J. C., López-Collado, J., García-García, C. G., Villanueva-Jiménez, J. A., & Nava-Tablada, M. E. (2017). Biotic, abiotic and agronomic factors that affect adult populations of spittlebug (Hemiptera: Cercopidae) in sugar cane crops in Veracruz, México. *Acta zoológica mexicana*, 33(3), 508-517.

García Morales, J. L., Romero García, L. I., & Sales Márquez, D. (1999). Influencia de las paradas estacionales sobre la biomasa inmovilizada en reactores anaerobios. *Ingeniería del agua*, 6(4), 345-352.

García Salazar, M. S., & Intriago Zambrano, S. P. (2019). *Evaluación de la producción de metano mediante digester anaerobio tipo batch en aguas residuales agroindustriales de destilería (vinaza)* Calceta: ESPAM MFL].

García Serrano, J., & Corzo Hernández, A. (2008). Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. In.

Garzón Zúñiga, M. A., González Zurita, J., & García Barrios, R. (2016). Evaluación de un sistema de tratamiento doméstico para reúso de agua residual. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 32(2), 199-211.

Gensollen, G., Pourcher, A.-M., Duedal, A.-L., Picard, S., Le Roux, S., & Peu, P. (2022). Impact of pH in the first-stage of a two-stage anaerobic digestion on metabolic pathways and methane production. *Bioresource Technology Reports*, 20, 101256.

- Ghrabi, A., Bousselmi, L., Masi, F., & Regelsberger, M. (2011). Constructed wetland as a low cost and sustainable solution for wastewater treatment adapted to rural settlements: the Chorfech wastewater treatment pilot plant. *Water Science and Technology*, 63(12), 3006-3012.
- Gonzalez Farias, F. A., Hernandez-Garza, M. d. R., & Diaz Gonzalez, G. (2006). Organic carbon and pesticide pollution in a tropical coastal lagoon-estuarine system in Northwest Mexico. *International Journal of Environment and Pollution*, 26(1-3), 234-253.
- Grace, J. B., & Wetzel, R. G. (1981). Habitat partitioning and competitive displacement in cattails (*Typha*): experimental field studies. *The American Naturalist*, 118(4), 463-474.
- Guan, M., Zeng, L., Jiang, W., Guo, X., Wang, P., Wu, Z., Li, Z., & Chen, G. (2022). Effects of wind on transient dispersion of active particles in a free-surface wetland flow. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 115, 106766.
- Hadad, H. R., & Maine, M. A. (2023). Tropical and Subtropical Wetland Plant Species Used for Phytoremediation in Treatment Wetlands. In *Wetlands for Remediation in the Tropics: Wet Ecosystems for Nature-based Solutions* (pp. 31-50). Springer.
- Harirchi, S., Wainaina, S., Sar, T., Nojourni, S. A., Parchami, M., Parchami, M., Varjani, S., Khanal, S. K., Wong, J., & Awasthi, M. K. (2022). Microbiological insights into anaerobic digestion for biogas, hydrogen or volatile fatty acids (VFAs): a review. *Bioengineered*, 13(3), 6521-6557.
- Haritash, A. K., Dutta, S., & Sharma, A. (2017). Phosphate uptake and translocation in a tropical Canna-based constructed wetland. *Ecological Processes*, 6, 1-7.
- He, Y., Wang, Y., & Song, X. (2016). High-effective denitrification of low C/N wastewater by combined constructed wetland and biofilm-electrode reactor (CW-BER). *Bioresource technology*, 203, 245-251.

- Hernández-Salazar, A. B., Moreno-Seceña, J. C., & Sandoval-Herazo, L. C. (2018). Tratamiento de aguas residuales industriales en México: Una aproximación a su situación actual y retos por atender. *Rinderesu*, 2(1-2), 75-87.
- Hernández, A. (2011). Las araceas del municipio de Tipacoque, Boyacá-Colombia. *Trabajo de grado*. Tunja.: Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Facultad de Ciencias básicas, Escuela de Ciencias Biológicas.
- Herrera-Solano, A., Milanés-Ramos, N., Hernández-Sarmiento, J. P., Castillo-Morán, A., Rodríguez-Lagunes, D. A., & Aguilar-Rivera, N. (2018). Momentos y formas de aplicación de fertilizantes y la respuesta de la caña de azúcar. *Cultivos Tropicales*, 39(4), 5-12.
- Heynes-Silerio, S. A., González-Elizondo, M. d. S., Ruacho-González, L., González-Elizondo, M., & López-Enríquez, I. L. (2017). Vegetación de humedales del municipio de Durango, Durango, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(2), 358-364.
- Hidayah, E. N., Cahyonugroho, O. H., Pachwarya, R. B., & Ramanathan, A. (2021). Efficiency of a pilot hybrid wastewater treatment system comprising activated sludge and constructed wetlands planted with Canna lily and Cyperus papyrus. *Water and Environment Journal*, 35(2), 647-656.
- Holm-Nielsen, J. B., Al Seadi, T., & Oleskowicz-Popiel, P. (2009). The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource technology*, 100(22), 5478-5484.
- IFC. (2007). *Guías sobre medio ambiente, salud y seguridad* (Fabricacion de Azúcar, Issue.
- INEGI. (2019). *Encuesta Nacional Agropecuaria 2019* (Boletín Técnico Informativo, Issue.
- Izquierdo, A. G., Mendoza, F. J. C., Rodriguez, R., & Aguilar, D. (2019). *Aprovechamiento energético de residuos sólidos*. Publicacions de la Universitat Jaume I, Servicio de Comunicación i Publicaciones.

- Jain, S., Jain, S., Wolf, I. T., Lee, J., & Tong, Y. W. (2015). A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 142-154.
- Jampeetong, A., & Janyasupab, P. (2022). Effects of substrate types on nitrogen removal efficacy and growth of *Canna indica* L. *Applied Environmental Research*, 44(1).
- Jiménez, P. D. (2016). *Biología floral y reproductiva de Spathiphyllum cochlearispathum (Liebm.) Engl. y Spathiphyllum ortgiesii Regel (araceae) en la región de Los Tuxtlas, Veracruz, México* UNIVERSIDAD VERACRUZANA].
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2008). *Treatment wetlands*. CRC press.
- Kanani, H., & Patel, B. (2017). Domestic wastewater treatment by soil biotechnology. *International Journal of Advance Research and Innovative Ideas in Education*, 3, 4143-4147.
- Karadag, D., Köroğlu, O. E., Ozkaya, B., & Cakmakci, M. (2015). A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. *Process Biochemistry*, 50(2), 262-271.
- Khalifa, M. E., Abou El-Reash, Y. G., Ahmed, M. I., & Rizk, F. W. (2020). Effect of media variation on the removal efficiency of pollutants from domestic wastewater in constructed wetland systems. *ecological engineering*, 143, 105668.
- Kim, C., Shin, H., & Choi, H.-K. (2003). A phenetic analysis of *Typha* in Korea and far east Russia. *Aquatic Botany*, 75(1), 33-43.
- Kondusamy, D., & Kalamdhad, A. S. (2014). Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production—A review. *Journal of environmental chemical engineering*, 2(3), 1821-1830.
- Kushwaha, J. P. (2015). A review on sugar industry wastewater: sources, treatment technologies, and reuse. *Desalination and Water Treatment*, 53(2), 309-318.

- Laiq Ur Rehman, M., Iqbal, A., Chang, C. C., Li, W., & Ju, M. (2019). Anaerobic digestion. *Water environment research*, *91*(10), 1253-1271.
- Latif, M. A., Ghufuran, R., Wahid, Z. A., & Ahmad, A. (2011). Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. *Water research*, *45*(16), 4683-4699.
- Latif, M. A., Mehta, C. M., & Batstone, D. J. (2015). Low pH anaerobic digestion of waste activated sludge for enhanced phosphorous release. *Water research*, *81*, 288-293.
- Leiva, A. M., Núñez, R., Gómez, G., López, D., & Vidal, G. (2018). Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. *ecological engineering*, *120*, 116-125.
- Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S., Leone, R., & Licata, M. (2013). Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland–phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *ecological engineering*, *61*, 282-291.
- Li, R., Chen, S., Li, X., Saifullah Lar, J., He, Y., & Zhu, B. (2009). Anaerobic codigestion of kitchen waste with cattle manure for biogas production. *Energy & Fuels*, *23*(4), 2225-2228.
- Li, X., Li, L., Zheng, M., Fu, G., & Lar, J. S. (2009). Anaerobic co-digestion of cattle manure with corn stover pretreated by sodium hydroxide for efficient biogas production. *Energy & Fuels*, *23*(9), 4635-4639.
- Li, Y., Xu, Q., Ji, S., & Liu, J. (2022). Response of methane emissions to water levels in simulated constructed wetlands. *Environment Protection Engineering*, *48*(3).
- Liang, M.-Q., Zhang, C.-F., Peng, C.-L., Lai, Z.-L., Chen, D.-F., & Chen, Z.-H. (2011). Plant growth, community structure, and nutrient removal in monoculture and mixed constructed wetlands. *ecological engineering*, *37*(2), 309-316.

- Lin, Y., Yin, J., Wang, J., & Tian, W. (2012). Performance and microbial community in hybrid anaerobic baffled reactor-constructed wetland for nitrobenzene wastewater. *Bioresource technology*, *118*, 128-135.
- Liu, C.-f., Yuan, X.-z., Zeng, G.-m., Li, W.-w., & Li, J. (2008). Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource technology*, *99*(4), 882-888.
- Liu, R., Zhao, Y., Doherty, L., Hu, Y., & Hao, X. (2015). A review of incorporation of constructed wetland with other treatment processes. *Chemical Engineering Journal*, *279*, 220-230.
- Liu, T., Ferrari, G., Pezzuolo, A., Alengebawy, A., Jin, K., Yang, G., Li, Q., & Ai, P. (2023). Evaluation and analysis of biogas potential from agricultural waste in Hubei Province, China. *Agricultural Systems*, *205*, 103577.
- Luo, F. L., Huang, L., Lei, T., Xue, W., Li, H. L., Yu, F. H., & Cornelissen, J. H. (2016). Responsiveness of performance and morphological traits to experimental submergence predicts field distribution pattern of wetland plants. *Journal of Vegetation Science*, *27*(2), 340-351.
- Ma, J., Duong, T. H., Smits, M., Verstraete, W., & Carballa, M. (2011). Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-treatments. *Bioresource technology*, *102*(2), 592-599.
- Ma, Y., Zhai, Y., Zheng, X., He, S., & Zhao, M. (2019). Rural domestic wastewater treatment in constructed ditch wetlands: Effects of influent flow ratio distribution. *Journal of Cleaner Production*, *225*, 350-358.
- Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., & Lettinga, G. (2003). Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. *Bioresource technology*, *90*(1), 1-9.
- Mantilla Morales, G., Sandoval Yoal, L., Ramírez Camperos, E., Gasca Álvarez, S., Navarro Franco, J., Hernández Cruz, N., García Rojas, J. L., Esquivel Sotelo, A., &

- Calderón Mólgora, C. (2017). Energía limpia del agua sucia: aprovechamiento de lodos residuales. In: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Marín-Muñiz, J. (2016). Remoción de contaminantes de aguas residuales por medio de humedales artificiales establecidos en el municipio de Actopan, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 15(2), 553-563.
- Marín-Muñiz, J. L., Hernández, M. E., Gallegos-Pérez, M. P., & Amaya-Tejeda, S. I. (2020). Plant growth and pollutant removal from wastewater in domiciliary constructed wetland microcosms with monoculture and polyculture of tropical ornamental plants. *ecological engineering*, 147, 105658.
- Marín-Peña, O., Alvarado-Lassman, A., Vallejo-Cantú, N. A., Juárez-Barojas, I., Rodríguez-Jarquín, J. P., & Martínez-Sibaja, A. (2020). Electrical conductivity for monitoring the expansion of the support material in an anaerobic biofilm reactor. *Processes*, 8(1), 77.
- Marín Peña, O., Alvarado Lassman, A., & Vallejo Cantú, N. A. (2017). *Generación de bioenergéticos a partir de residuos sólidos orgánicos en un reactor de lecho fluidizado inverso con arreglo en paralelo*
- Mateus, D. M., Vaz, M. M., Capela, I., & Pinho, H. J. (2014). Sugarcane as constructed wetland vegetation: Preliminary studies. *ecological engineering*, 62, 175-178.
- Mateus, D. M., Vaz, M. M., Capela, I., & Pinho, H. J. (2016). The potential growth of sugarcane in constructed wetlands designed for tertiary treatment of wastewater. *Water*, 8(3), 93.
- Meegoda, J. N., Li, B., Patel, K., & Wang, L. B. (2018). A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10), 2224.

- Melián, J. H., Méndez, A. O., Arana, J., Díaz, O. G., & Rendón, E. T. (2008). Degradation and detoxification of formalin wastewater with aerated biological filters and wetland reactors. *Process Biochemistry*, *43*(12), 1432-1435.
- Mello, D., Carvalho, K., Passig, F., Freire, F., Borges, A., Lima, M., & Marcelino, G. (2019). Nutrient and organic matter removal from low strength sewage treated with constructed wetlands. *Environmental technology*, *40*(1), 11-18.
- Mendes, A. A., Pereira, E. B., & de Castro, H. F. (2006). Effect of the enzymatic hydrolysis pretreatment of lipids-rich wastewater on the anaerobic biodigestion. *Biochemical Engineering Journal*, *32*(3), 185-190.
- Menzel, T., Neubauer, P., & Junne, S. (2020). Role of microbial hydrolysis in anaerobic digestion. *Energies*, *13*(21), 5555.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2000). The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological economics*, *35*(1), 25-33.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands*. John Wiley & Sons.
- Moraes, B. S., Zaiat, M., & Bonomi, A. (2015). Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *44*, 888-903.
- Morales, G., Vidal, G., Vera, I., & López, D. (2013). Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas. *Theoria*, *22*(1), 33-46.
- Moreno-Casasola, P., & Infante-Mata, D. M. (2009). Manglares y selvas inundables. *Instituto de Ecología AC Conafort Y OIMT. Xalapa, Ver. México*.
- Moreno Andrade, I., & Buitrón, G. (2003). *Influencia de la relación inicial sustrato/microorganismo (So/Xo) en la prueba de biodegradabilidad anaerobia*.

- Morita, M., & Sasaki, K. (2012). Factors influencing the degradation of garbage in methanogenic bioreactors and impacts on biogas formation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 94, 575-582.
- Moset, V., Poulsen, M., Wahid, R., Højberg, O., & Møller, H. B. (2015). Mesophilic versus thermophilic anaerobic digestion of cattle manure: methane productivity and microbial ecology. *Microbial biotechnology*, 8(5), 787-800.
- Muñoz-Menéndez, M. B., Contreras-Moya, A. M., Santos-Herrero, R. F., Rosa-Domínguez, E. R., & Cárdenas-Ferrer, T. M. (2020). El proceso de digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos sólidos. Métodos y resultados. *Polo del Conocimiento*, 5(1), 548-564.
- Murphy, J., Braun, R., Weiland, P., & Wellinger, A. (2011). Biogas from crop digestion. IEA bioenergy task,
- Nielsen, J. B. H., Oleskowicz-Popiel, P., & Al Seadi, T. (2007). Energy crop potentials for bioenergy in EU-27. 15th European Biomass Conference & Exhibition: From Research to Market Deployment; 7-11 May, Berlin, Germany,
- Olguín, E. J., Sánchez-Galván, G., González-Portela, R. E., & López-Vela, M. (2008). Constructed wetland mesocosms for the treatment of diluted sugarcane molasses stillage from ethanol production using *Pontederia sagittata*. *Water research*, 42(14), 3659-3666.
- Ong, S.-A., Uchiyama, K., Inadama, D., Ishida, Y., & Yamagiwa, K. (2010). Performance evaluation of laboratory scale up-flow constructed wetlands with different designs and emergent plants. *Bioresource technology*, 101(19), 7239-7244.
- Oon, Y.-L., Ong, S.-A., Ho, L.-N., Wong, Y.-S., Dahalan, F. A., Oon, Y.-S., Lehl, H. K., Thung, W.-E., & Nordin, N. (2017). Role of macrophyte and effect of supplementary aeration in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. *Bioresource technology*, 224, 265-275.

- Orak, C., Öcal, B., & Yüksel, A. (2023). Treatment of Sugar Industry Wastewater by Using Subcritical Water as a Reaction Media. *ChemistrySelect*, 8(1), e202203300.
- Orduña-Gaytán, F., Alvarado-Lassman, A., Vallejo-Cantú, N., Alvarado-Vallejo, A., & Sandoval-Herazo, L. C. (2021). Tratamiento híbrido (Biorreactor Anaerobio-Humedal Construido) para el manejo sustentable de aguas residuales de la industria azucarera. *Rinderesu*, 5(2).
- Orduña-Gaytán, F., Vallejo-Cantú, N. A., Alvarado-Vallejo, A., Rosas-Mendoza, E. S., Sandoval-Herazo, L. C., & Alvarado-Lassman, A. (2022). Evaluation of the Removal of Organic Matter and Nutrients in the Co-Treatment of Fruit and Vegetable Waste Using a Bioreactor-Constructed Wetlands System. *Processes*, 10(2), 278.
- Orduña Gaytán, F., Vallejo Cantú, N. A., & Alvarado Lassman, A. (2018). *Evaluación de la remoción de contaminantes en humedales artificiales sembrados en monocultivo con plantas ornamentales utilizando el efluente de un reactor anaerobio TecNM campus Orizaba*].
- Palatsi, J., Gimenez-Lorang, A., Ferrer, I., & Flotats, X. (2009). Start-up strategies of thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Science and Technology*, 59(9), 1777-1784.
- Pandey, M., Jenssen, P., Krogstad, T., & Jonasson, S. (2013). Comparison of vertical and horizontal flow planted and unplanted subsurface flow wetlands treating municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 68(1), 117-123.
- Pant, D., & Adholeya, A. (2007). Biological approaches for treatment of distillery wastewater: a review. *Bioresource technology*, 98(12), 2321-2334.
- Parawira, W., Kudita, I., Nyandoroh, M., & Zvauya, R. (2005). A study of industrial anaerobic treatment of opaque beer brewery wastewater in a tropical climate using a full-scale UASB reactor seeded with activated sludge. *Process Biochemistry*, 40(2), 593-599.

- Parawira, W., Murto, M., Read, J., & Mattiasson, B. (2005). Profile of hydrolases and biogas production during two-stage mesophilic anaerobic digestion of solid potato waste. *Process Biochemistry*, 40(9), 2945-2952.
- Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D. J., & Kumar, R. (2021). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101261.
- Parra Huertas, R. A. (2010). Digestión anaerobia de lactosuero: efecto de altas cargas puntuales. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 63(1), 5385-5394.
- Parra Huertas, R. A. (2015). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria. *Producción+ Limpia*, 10(2), 142-159.
- Paucar, N. E., & Sato, C. (2022). An Overview of Microbial Fuel Cells within Constructed Wetland for Simultaneous Nutrient Removal and Power Generation. *Energies*, 15(18), 6841.
- Pelissari, C., Ávila, C., Trein, C. M., García, J., de Armas, R. D., & Sezerino, P. H. (2017). Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of The Total Environment*, 574, 390-399.
- Perdana, M., Sutanto, H., & Prihatmo, G. (2018). Vertical Subsurface Flow (VSSF) constructed wetland for domestic wastewater treatment. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science,
- Pérez, H., & Ferrer, Y. (2010). Los microorganismos en la digestión anaerobia y la producción de biogás. Consideraciones en la elección del inóculo para el mejoramiento de la calidad y el rendimiento. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 43(1), 9-20.

- Ponsá, S., Ferrer, I., Vázquez, F., & Font, X. (2008). Optimization of the hydrolytic–acidogenic anaerobic digestion stage (55 C) of sewage sludge: Influence of pH and solid content. *Water research*, 42(14), 3972-3980.
- Predolin, L. M. (2015). *Estudio De Un Sistema Híbrido UASB+ MBR Para El Tratamiento De Aguas Residuales Urbanas* Tesis de Grado). Escuela Politécnica Superior. Máster Universitario en ...].
- Pucher, B., & Langergraber, G. (2019). The state of the art of clogging in vertical flow wetlands. *Water*, 11(11), 2400.
- Qureshi, A. L., Mahessar, A. A., Leghari, M. E.-U.-H., Lashari, B. K., & Mari, F. M. (2015). Impact of releasing wastewater of sugar industries into drainage system of LBOD, Sindh, Pakistan. *International Journal of Environmental Science and Development*, 6(5), 381.
- Rice, E. W., Bridgewater, L., & Association, A. P. H. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 10). American public health association Washington, DC.
- Rigotti, J. A., Pasqualini, J. P., & Rodrigues, L. R. (2020). Nature-based solutions for managing the urban surface runoff: an application of a constructed floating wetland. *Limnetica*, 39(1), 441-454.
- Rodríguez-Miranda, J. P., Gómez, E., Garavito, L., & López, F. (2010). Estudio de comparación del tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando lentejas y buchón de agua en humedales artificiales. *Tecnología y ciencias del agua*, 1(1), 59-68.
- Rodríguez-Momroy, J., & Durán-de-Bazúa, C. (2006). Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco. *Tecnología, Ciencia, Educación*, 21(1), 25-33.

- Rodríguez, M., & Brisson, J. (2016). Does the combination of two plant species improve removal efficiency in treatment wetlands? *ecological engineering*, 91, 302-309.
- Rodríguez Silverio, L. (2014). *Evaluación de la producción de metano a partir de cachaza por hidrólisis térmica y codigestión con vinaza* Universidad Central" Marta Abreu" de las Villas].
- Romero-Aguilar, M., Colín-Cruz, A., Sánchez-Salinas, E., & ORTIZ-HERNÁNDEZ, M. L. (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.
- Rosas-Mendoza, E., Méndez-Contreras, J., Martínez-Sibaja, A., Vallejo-Cantú, N., & Alvarado-Lassman, A. (2018). Anaerobic digestion of citrus industry effluents using an Anaerobic Hybrid Reactor. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 20(7), 1387-1397.
- Rosas-Mendoza, E. S., Alvarado-Vallejo, A., Vallejo-Cantú, N. A., Snell-Castro, R., Martínez-Hernández, S., & Alvarado-Lassman, A. (2021). Batch and semi-continuous anaerobic digestion of industrial solid citrus waste for the production of bioenergy. *Processes*, 9(4), 648.
- Rouso, B. Z., Pelissari, C., Santos, M. O. d., & Sezerino, P. H. (2019). Hybrid constructed wetlands system with intermittent feeding applied for urban wastewater treatment in South Brazil. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 9(3), 559-570.
- Ruppelt, J. P., Tondera, K., Wallace, S. J., Button, M., Pinnekamp, J., & Weber, K. P. (2020). Assessing the role of microbial communities in the performance of constructed wetlands used to treat combined sewer overflows. *Science of The Total Environment*, 736, 139519.
- Saba, B., Jabeen, M., Mahmood, T., & Aziz, I. (2014). Treatment comparison efficiency of microbial amended agro-waste biochar constructed wetlands for reactive black textile

dye. *International Proceedings of Chemical, Biological and Environmental Engineering (IPCBE)*, 65, 13-16.

Saeed, T., Afrin, R., Al Muyeed, A., & Sun, G. (2012). Treatment of tannery wastewater in a pilot-scale hybrid constructed wetland system in Bangladesh. *Chemosphere*, 88(9), 1065-1073.

Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of environmental management*, 112, 429-448.

Saeed, T., & Sun, G. (2013). A lab-scale study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater. *Bioresource technology*, 128, 438-447.

Sahu, O., Rao, D. G., Gopal, R., Tiwari, A., & Pal, D. (2017). Treatment of wastewater from sugarcane process industry by electrochemical and chemical process: Aluminum (metal and salt). *Journal of water process engineering*, 17, 50-62.

Sahu, O. P., & Chaudhari, P. K. (2015). The characteristics, effects, and treatment of wastewater in sugarcane industry. *Water Quality, Exposure and Health*, 7(3), 435-444.

Sánchez-Monedero, M., Aguilar, M. I., Fenoll, R., & Roig, A. (2008). Effect of the aeration system on the levels of airborne microorganisms generated at wastewater treatment plants. *Water research*, 42(14), 3739-3744.

Sandoval-Herazo, L. C., Alvarado-Lassman, A., Marín-Muñiz, J. L., Méndez-Contreras, J. M., & Zamora-Castro, S. A. (2018). Effects of the use of ornamental plants and different substrates in the removal of wastewater pollutants through microcosms of constructed wetlands. *Sustainability*, 10(5), 1594.

- Sandoval, L., Marín-Muñiz, J. L., Zamora-Castro, S. A., Sandoval-Salas, F., & Alvarado-Lassman, A. (2019). Evaluation of wastewater treatment by microcosms of vertical subsurface wetlands in partially saturated conditions planted with ornamental plants and filled with mineral and plastic substrates. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *16*(2), 167.
- Sandoval, L., Zurita, F., Ángel-Coronel, D., Andrés, O., Adame-García, J., & Marín-Muñiz, J. L. (2020). Influence of a new ornamental species (*Spathiphyllum blandum*) on the removal of COD, nitrogen, phosphorus and fecal coliforms: a mesocosm wetland study with PET and tezontle substrates. *Water Science and Technology*, *81*(5), 961-970.
- Sanz, J. M., Martín, N., & Camacho, J. V. (2009). Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: Ventajas de los sistemas híbridos. *Castilla, España: CONAMA*.
- Sari, N., Purnomo, Daryono, B. S., Suryadantina, & Setyowati, M. (2016). Variation and intraspecies classification of edible canna (*Canna indica* L.) based on morphological characters. *AIP Conference Proceedings*,
- Saucedo, R., Manzanares, L., Nevárez, V., Bautista, R., Solís, F., Córdoba, L., Carrasco, J., & Andrade, C. (2007). Concentración de biopelícula y eficiencia de un reactor de lecho fluidizado empacado con dos nuevos materiales de soporte. *Universidad y Ciencia*, *23*(2), 91-101.
- Sehar, S., & Nasser, H. (2019). Wastewater treatment of food industries through constructed wetland: a review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *16*(10), 6453-6472.
- SIAP. (2018). *La producción de caña de azúcar supera las 55 millones de toneladas en 2018*. Gobierno de México. Retrieved 01 agosto from [https://www.gob.mx/siap/articulos/la-produccion-de-cana-de-azucar-supera-las-55-millones-de-toneladas-en-](https://www.gob.mx/siap/articulos/la-produccion-de-cana-de-azucar-supera-las-55-millones-de-toneladas-en)

[2018?idiom=es#:~:text=La%20producci%C3%B3n%20de%20ca%C3%Bl%20de,Pesquera%20%7C%20Gobierno%20%7C%20gob.mx](https://www.gob.mx/produccion-y-desarrollo-rural/acciones-y-programas/programa-nacional-de-ordenamiento-territorial-y-desarrollo-rural/2018?idiom=es#:~:text=La%20producci%C3%B3n%20de%20ca%C3%Bl%20de,Pesquera%20%7C%20Gobierno%20%7C%20gob.mx)

- Silva-Sáenz, P. (2017). Flora del bajío y de regiones adyacentes. *Instituto de Ecología AC Centro Regional del Bajío Pátzcuaro, Michoacán, México*.
- Singh, S., Haberl, R., Moog, O., Shrestha, R. R., Shrestha, P., & Shrestha, R. (2009). Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal—A model for DEWATS. *ecological engineering*, 35(5), 654-660.
- Solano De La Cruz, V., Vallejo Cantú, N. A., & Alvarado Lassman, A. (2020). *Tratamiento de un agua residual azucarera utilizando un sistema híbrido (digestión anaerobia-humedal construido)* TecNM campus Orizaba].
- Soto Castro, A. (2015). Estudio de un reactor de lecho móvil, acoplado a un sistema acuícola con recirculación.
- Suárez Velázquez, G. A. (2012). Plan de manejo de residuos en la industria azucarera caso de estudio: Ingenio Adolfo López Mateos, Oaxaca.
- Tamta, P., Rani, N., Mittal, Y., & Yadav, A. K. (2023). Evaluating the Potential of Multi-Anodes in Constructed Wetlands Coupled with Microbial Fuel Cells for Treating Wastewater and Bioelectricity Generation under High Organic Loads. *Energies*, 16(2), 784.
- Tawfik, A., Mohsen, M., Ismail, S., Alhajeri, N. S., Osman, A. I., & Rooney, D. W. (2022). Methods to alleviate the inhibition of sludge anaerobic digestion by emerging contaminants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(6), 3811-3836.
- Tejeda, A., Valencia-Botín, A. J., & Zurita, F. (2022). Resistance evaluation of *Canna indica*, *Cyperus papyrus*, *Iris sibirica*, and *Typha latifolia* to phytotoxic characteristics of diluted tequila vinasses in wetland microcosms. *International Journal of Phytoremediation*, 1-10.

- Tenorio, P. (2016). Método de evaluación rápida de invasividad (MERI) para especies exóticas en México *Mucuna pruriens utilis* (L.)(en línea). Consultado 15 ene. 2020. In.
- Thanapimmetha, A., Srinophakun, P., Amat, S., & Saisriyoot, M. (2017). Decolorization of molasses-based distillery wastewater by means of pulse electro-Fenton process. *Journal of environmental chemical engineering*, 5(3), 2305-2312.
- Tilak, A., Wani, S., Patil, M., & Datta, A. (2016). Evaluating wastewater treatment efficiency of two field scale subsurface flow constructed wetlands. *Current Science*, 1764-1772.
- Tsakiris, G. (2015). The status of the European waters in 2015: a review. *Environmental Processes*, 2(3), 543-557.
- Tshemese, Z., Deenadayalu, N., Liganiso, L. Z., & Chetty, M. (2023). An Overview of Biogas Production from Anaerobic Digestion and the Possibility of Using Sugarcane Wastewater and Municipal Solid Waste in a South African Context. *Applied System Innovation*, 6(1), 13.
- Ulusoy, Y., Ulukardesler, A. H., Arslan, R., & Tekin, Y. (2017). Energy and emission benefits of chicken manure biogas production—A case study. 2017 IEEE 6th International Conference on Renewable Energy Research and Applications (ICRERA),
- Utgés, E. M. (2016). *Remoción de contaminantes en efluentes de la industria taninera a través de un reactor anaerobio de lecho fluidizado*
- Vidanage, V., Karunarathna, A., Alahakoon, A., & Jayawardene, S. (2020). Development of an effective and efficient integrated charcoal filter constructed wetland system for wastewater treatment. *Recent Trends in Waste Water Treatment and Water Resource Management*, 47-56.

- Voulvoulis, N., Arpon, K. D., & Giakoumis, T. (2017). The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Science of The Total Environment*, 575, 358-366.
- Vymazal, J. (2004). Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. *Biogeochemical Investigations of Terrestrial, Freshwater, and Wetland Ecosystems across the Globe*, 657-670.
- Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, 674(1), 133-156.
- Vymazal, J. (2013). The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. *Water research*, 47(14), 4795-4811.
- Vymazal, J. (2019). Is removal of organics and suspended solids in horizontal sub-surface flow constructed wetlands sustainable for twenty and more years? *Chemical Engineering Journal*, 378, 122117.
- Wetzel, P. R., & van der Valk, A. G. (1998). Effects of nutrient and soil moisture on competition between shape *Carex stricta*, shape *Phalaris arundinacea*, and shape *Typha latifolia*. *Plant Ecology*, 138(2), 179-190.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., & Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. *Bioresource technology*, 175, 594-601.
- WWAP. (2017). *Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas. Aguas residuales: el recurso desaprovechado*, .
- Xu, L., Zhang, B., Peng, X., Zhang, X., Sun, B., Sun, H., Jiang, C., Zhou, S., Zeng, X., & Bai, Z. (2020). Dynamic variations of microbial community structure in *Myriophyllum aquaticum* constructed wetlands in response to different $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentrations. *Process Biochemistry*, 93, 55-62.

- Yadav, A., Jadhav, D. A., Ghangrekar, M. M., & Mitra, A. (2022). Effectiveness of constructed wetland integrated with microbial fuel cell for domestic wastewater treatment and to facilitate power generation. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-13.
- Yadav, A., Rani, J., & Daulta, R. (2014). Physico-chemical analysis of treated and untreated effluents from sugar industry. *J Environ Human*, 1, 113-119.
- Yazdani, V., & Golestani, H. A. (2019). Advanced treatment of dairy industrial wastewater using vertical flow constructed wetlands. *Desalin Water Treat*, 162, 149-155.
- Yellezuome, D., Zhu, X., Wang, Z., & Liu, R. (2022). Mitigation of ammonia inhibition in anaerobic digestion of nitrogen-rich substrates for biogas production by ammonia stripping: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 157, 112043.
- Zamora-Castro, S. A., Marín-Muñiz, J. L., Sandoval, L., Vidal-Álvarez, M., & Carrión-Delgado, J. M. (2019). Effect of ornamental plants, seasonality, and filter media material in fill-and-drain constructed wetlands treating rural community wastewater. *Sustainability*, 11(8), 2350.
- Zhang, B., Zhang, L., Zhang, S., Shi, H., & Cai, W. (2005). The influence of pH on hydrolysis and acidogenesis of kitchen wastes in two-phase anaerobic digestion. *Environmental technology*, 26(3), 329-340.
- Zhang, D. Q., Jinadasa, K., Gersberg, R. M., Liu, Y., Ng, W. J., & Tan, S. K. (2014). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries—a review of recent developments (2000–2013). *Journal of environmental management*, 141, 116-131.
- Zhang, Z., Rengel, Z., & Meney, K. (2007). Nutrient removal from simulated wastewater using *Canna indica* and *Schoenoplectus validus* in mono-and mixed-culture in wetland microcosms. *Water, air, and soil pollution*, 183, 95-105.

- Zhao, X., Chen, J., Guo, M., Li, C., Hou, N., & Bai, S. (2022). Constructed wetlands treating synthetic wastewater in response to day-night alterations: Performance and mechanisms. *Chemical Engineering Journal*, 446, 137460.
- Zheng, D., Deng, L., Liu, N., Yang, H., & Liu, Y. (2011). Ammonium nitrogen removal from anaerobically digested effluent of swine wastewater using local sand. *Water Practice and Technology*, 6(1).
- Zheng, W., Lü, F., Phoungthong, K., & He, P. (2014). Relationship between anaerobic digestion of biodegradable solid waste and spectral characteristics of the derived liquid digestate. *Bioresource technology*, 161, 69-77.
- Zhong, H., Hu, N., Wang, Q., Chen, Y., & Huang, L. (2022). How to select substrate for alleviating clogging in the subsurface flow constructed wetland? *Science of The Total Environment*, 154529.
- Zhou, X., Wang, X., Zhang, H., & Wu, H. (2017). Enhanced nitrogen removal of low C/N domestic wastewater using a biochar-amended aerated vertical flow constructed wetland. *Bioresource technology*, 241, 269-275.
- Zitácuaro-Contreras, I., Vidal-Álvarez, M., Hernández y Orduña, M. G., Zamora-Castro, S. A., Betanzo-Torres, E. A., Marín-Muñíz, J. L., & Sandoval-Herazo, L. C. (2021). Environmental, economic, and social potentialities of ornamental vegetation cultivated in constructed wetlands of Mexico. *Sustainability*, 13(11), 6267.
- Zurita, F., & White, J. R. (2014). Comparative study of three two-stage hybrid ecological wastewater treatment systems for producing high nutrient, reclaimed water for irrigation reuse in developing countries. *Water*, 6(2), 213-228.

PRODUCTOS ACADÉMICOS

Ponencias y artículos en congreso

- Congreso Internacional de Desarrollo sustentable y energías renovables CIDSER 2020

Orduña-Gaytán, F., Alvarado-Lassman, A., Vallejo-Cantú, N., Alvarado-Vallejo, A., & Sandoval-Herazo, L. C. (2020). Tratamiento híbrido (Biorreactor Anaerobio-Humedal Construido) para el manejo sustentable de aguas residuales de la industria azucarera. *RINDERESU*, 5(2).
- Congreso Internacional de Desarrollo sustentable y energías renovables CIDSER 2021

L. Castro-Méndez, N. A. Vallejo-Cantú, A. Alvarado-Lassman, F. Orduña-Gaytán, E.S. Rosas-Mendoza (2021). Operación de un Biorreactor Anaerobio para el tratamiento de un efluente azucarero a alta carga.
- Coloquio de Investigación Multidisciplinaria 2022

C.I. Gutiérrez-González, F. Orduña-Gaytán, A. Alvarado-Vallejo, A. Alvarado-Lassman, N. A. Vallejo-Cantú (2022). Evaluación de la remoción de contaminantes en aguas residuales de la industria azucarera en un sistema híbrido.
- 6TH CONFERENCE IWA-MEXICO YOUNG WATER PROFESSIONALS 2022

Francisco Orduña-Gaytán, Andrea Alvarado-Vallejo, Alejandro Alvarado-Lassman, Norma A. Vallejo-Cantú, Erik S. Rosas-Mendoza and Luis C. Sandoval-Herazo. “Removal of organic pollutants from sugarcane agri-food industrial wastewater using Anaerobic Biofilm Reactor-Constructed Wetland hybrid treatment system”

- SCON World Convention on Waste Recycling and Reuse 2020 Tokio, Japon



SCON World Convention on Waste Recycling and Reuse

March 05-06, 2020 Tokyo, Japan

Letter of Acceptance

Dear Dr. FRANCISCO ORDUNA,

Greetings from SWRR-2020.

You are officially invited to take part in "SCON World Convention on Waste Recycling and Reuse" that will take place in Tokyo, Japan on March 05-06, 2020.

Your abstract titled with "HYBRID TREATMENT OF ORGANIC WASTE IN ANAEROBIC REACTOR COMPLEMENTED WITH ARTIFICIAL WETLANDS USING ORNAMENTAL PLANTS" has been accepted under "Oral" category to present it at this conference.

Please consider this as our official "Letter of Acceptance" for any of your professional or official requirements.

Thank you,

With Best Regards,
Praveen P
SWRR-2020
Scholarena, USA
Email: recycling@scon.online



SWRR-2020
SCON World Convention on Waste Recycling and Reuse
March 05-06, 2020,

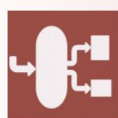
Scholarena LLC
Website: <http://recycling.scholarenaconferences.com>

Artículo JCR publicado

Orduña-Gaytán, F., Vallejo-Cantú, N. A., Alvarado-Vallejo, A., Rosas-Mendoza, E. S., Sandoval-Herazo, L. C., & Alvarado-Lassman, A. (2022). Evaluation of the Removal of Organic Matter and Nutrients in the Co-Treatment of Fruit and Vegetable Waste Using a Bioreactor-Constructed Wetlands System. *Processes*, 10(2), 278.

Abstract: <https://www.mdpi.com/2227-9717/10/2/278>

PDF Version: <https://www.mdpi.com/2227-9717/10/2/278/pdf>



processes

an Open Access Journal by MDPI



Evaluation of the Removal of Organic Matter and Nutrients in the Co-Treatment of Fruit and Vegetable Waste Using a Bioreactor-Constructed Wetlands System

Francisco Orduña-Gaytán; Norma A. Vallejo-Cantú; Andrea Alvarado-Vallejo; Erik Samuel Rosas-Mendoza; Luis Carlos Sandoval-Herazo; Alejandro Alvarado-Lassman

Processes 2022, Volume 10, Issue 2, 278



processes

an Open Access Journal by MDPI



CERTIFICATE OF PUBLICATION

Certificate of publication for the article titled:

Evaluation of the Removal of Organic Matter and Nutrients in the Co-Treatment of Fruit and Vegetable Waste Using a Bioreactor-Constructed Wetlands System

Authored by:

Francisco Orduña-Gaytán; Norma A. Vallejo-Cantú; Andrea Alvarado-Vallejo; Erik Samuel Rosas-Mendoza; Luis Carlos Sandoval-Herazo; Alejandro Alvarado-Lassman

Published in:

Processes 2022, Volume 10, Issue 2, 278



Basel, February 2022






ANEXOS

}

ANEXO 1. ARTÍCULO JCR

Article

Evaluation of the Removal of Organic Matter and Nutrients in the Co-Treatment of Fruit and Vegetable Waste Using a Bioreactor-Constructed Wetlands System

Francisco Orduña-Gaytán ¹, Norma A. Vallejo-Cantú ¹, Andrea Alvarado-Vallejo ¹,
Erik Samuel Rosas-Mendoza ², Luis Carlos Sandoval-Herazo ³ and Alejandro Alvarado-Lassman ^{1,*}

¹ División de Estudios de Posgrado e Investigación, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Orizaba, Av. Oriente 9 No. 852 Col. E. Zapata, Orizaba 94320, Mexico; fcoorduna@gmail.com (F.O.-G.); nvallejoc@prodigy.net.mx (N.A.V.-C.); alvaradov.andrea@gmail.com (A.A.-V.)

² CONACYT-Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Orizaba, Av. Oriente 9 No. 852 Col. E. Zapata, Orizaba 94320, Mexico; eriksamuerm@hotmail.com

³ Wetlands and Environmental Sustainability Laboratory, Division of Graduate Studies and Research, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico Superior de Misantla, Veracruz, Km 1.8 Carretera a Loma del Cojolite, Misantla 93821, Mexico; lcsandovalh@gmail.com

* Correspondence: lassman@prodigy.net.mx



Citation: Orduña-Gaytán, F.; Vallejo-Cantú, N.A.; Alvarado-Vallejo, A.; Rosas-Mendoza, E.S.; Sandoval-Herazo, L.C.; Alvarado-Lassman, A. Evaluation of the Removal of Organic Matter and Nutrients in the Co-Treatment of Fruit and Vegetable Waste Using a Bioreactor-Constructed Wetlands System. *Processes* **2022**, *10*, 278. <https://doi.org/10.3390/pr10020278>

Academic Editors: Pietro Bartocci, Qing Yang and Francesco Fantozzi

Received: 27 December 2021

Accepted: 28 January 2022

Published: 30 January 2022

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Abstract: This article presents the application of a novel system for the treatment of fruit and vegetable waste (FVW) using the combination of treatment by the application of the liquid fraction to an anaerobic hydrolytic bioreactor and a constructed wetland. The batch-fed anaerobic bioreactor (AB) had an average organic loading rate of 44 g COD/L-d and a hydraulic residence time (HRT) of 24 h for the degradation of the liquid fraction of the FVW with an average COD removal of 55%. Subsequently, the constructed wetlands (CWs) were fed a subsurface vertical flow of the effluent from the AB by stepwise concentration increments from 1 to 12 g COD/L and a HRT = 72 h until the limit conditions of the operation were identified. For the tropical ornamental species of the CWs in red volcanic gravel (RVG) and RVG + polyethylene (PE) supports, the monoculture of *Hippeastrum rutilum* and *Spathiphyllum wallisii* presented removals of COD, Tot-P, and TKN of 90%, 80%, and 85%, respectively. The polycultures with both species exceeded 90% effectiveness. At the end of both processes, a concentration of ~0.5 g COD/L was achieved, confirming that the use of these technologies together constitutes an efficient system for the treatment of the liquid fraction of FVW.

Keywords: bioreactor; anaerobic digestion; fruit and vegetable waste; co-treatment; constructed wetland; ornamental plants

1. Introduction

Fruit and vegetable waste (FVW) is an important class of waste because it is produced in considerable quantities in agricultural activities, supermarkets, and local markets [1]. The lack of management of this waste is common in municipalities that have high population densities, which allows the decaying organic matter to facilitate the spread of vectors, diseases, and unpleasant odors and to contaminate the sources of ground and surface waters [2]. This scenario is replicated in countries that do not have adequate wastewater treatment systems [3].

The increase in the generation of municipal solid waste (MSW) has created concern worldwide due to the environmental and economic impacts it produces [4–7]. Specifically, organic waste, such as FVW, comprises an important part of this problem because approximately 1750 million tons of this waste is generated annually worldwide [8]. In three North American countries alone (Canada, the United States, and Mexico), it has been estimated that 170 million tons of food waste is generated each year, consisting mainly of FVW (42%) [9–11]. Despite their negative impacts on the environment, landfills are used

extensively for the disposal of waste, and they have been banned in some parts of North America. In Canada, however, landfills are still the main disposal route [12,13]. In recent years, there has been a trend toward the use of bioconversion technologies for FVW, which is the case in the United States [14–16]. This is in contrast to Mexico, which, due to its informal disposal or final disposal routes for its extensive agricultural production, produces and disposes of about 20 million tons/year of FVW without any treatment [9,17,18].

Despite the high variability in the composition of FVW, according to Arvanitoyannis and Varzakas [19] its content of readily biodegradable organic matter (75%) and its high moisture content (80%) [20] facilitate the biological treatment of this waste, highlighting Anaerobic Digestion (AD) as an efficient and suitable technology for its treatment [21]. However, its weakness in treating elemental pollutants and the limiting stage of hydrolysis make it imperative to use a second alternative technique [19,22,23], such as the implementation of constructed wetlands (CWs), which act as purification systems composed of fixed bed channels and vegetation through which the contaminated water flows. In this process, the reduction of elemental pollutants is achieved by biological and physicochemical means [24].

The hybridization of both methods is due to the efficient treatment that results from the operational advantages of AD and the use of an engineered, environmentally friendly technology to control pollution and is caused by the lack of effective treatments for mixed fruit and vegetable wastes.

Despite the great importance of the treatment of this type of waste to mitigate adverse environmental impacts, the co-treatment of FVW through the separation of the liquid fraction in hybrid systems has not been studied. The disintegration of the solid particles of FVW causes the release of compounds and increases the specific surface area. Since it provides better contact between the liquid substrate and anaerobic bacteria, it improves the performance in the digestion process. Otherwise, large particles would result in a low degree of COD degradation [25]. This method entails the use of the liquid fraction and obtains benefits by minimizing the loss of biodegradable matter and nutrients that can cause negative environmental impacts. Some authors have reported that anaerobic co-digestion of FVW can be done by combining the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) [1], sewage sludge [26,27], and cow dung [28,29], thereby achieving COD removal efficiencies of up to 90% in some cases [2] with short operation periods (24 h) and different bioreactor configurations. Currently, scientific research has developed technologies using biofilms, fluidized bed reactors [30–32], and membrane reactors [33,34] as the only purification pathways, but these approaches present complications in the purification of complex organic material [35].

To the best of our knowledge, there are no works in which constructed wetlands have been used to treat FVW; however, there are new trends in the treatment of domestic and industrial wastewater by evaluating the behavior of tropical ornamental species. Good results have been achieved for the absorption and degradation of components in polluted river effluents, and improvements of up to 7%, 16%, and 29% in the removal of COD, $\text{NH}_4\text{-N}$, and $\text{PO}_4\text{-P}$, respectively, have been achieved compared with fixed beds without vegetation [36]. However, polycultures are an attractive solution for domestic wastewaters even at temperatures as low as 8.9 °C [37]. It has been shown that high organic loading rates and toxic substances supplied in CWs have been treated effectively, so this alternative has the potential to operate easily in countries without advanced technological capabilities [38].

The objective of this work was to evaluate the co-treatment of the liquid fraction of FVW using a combination of two methods for the reduction of pollutants (COD, TKN, Tot-P, TS, and TVS). This was accomplished by means of an anaerobic bioreactor system integrated into constructed wetlands in which were planted monocultures and polycultures of tropical ornamental plants with different OLR values. This study provides data on the design, construction, start-up, and operation of a hybridized ecological treatment system.

2. Materials and Methods

Figure 1 shows the general sections of the two-stage methodology for the co-treatment of FVW.

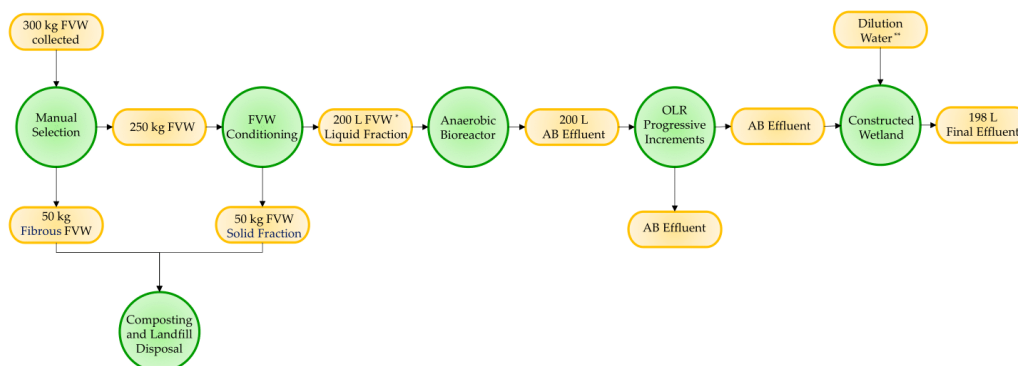


Figure 1. General sections of the hybrid methodology for the co-treatment of FVW. * From the fractions obtained by conditioning: 1 kg of FVW equals 77% of FVW liquid fraction i.e., 1 L adding solubilization water (Alvarado-Lassman et al., 2016) [39]. ** See figure in Section 2.4 Hydraulic regimes and organic loading rates for the CW.

Due to the liquid fraction from the FVW having a variable behavior, mainly in its concentration, caused by the dynamics of FVW generation and management in public markets of Mexico, we decided to evaluate its direct treatment through anaerobic digestion and by subsequently dosing the effluent pretreated by the AB (Stage 1) through stepwise concentration increments until the saturation conditions of the constructed wetlands (Stage 2) were found. In order to determine the behavior of the treatment system with different concentrations to ensure its effectiveness, we sought in each test to decrease the dilution of the contaminant components to replicate real-life practice.

2.1. Study Site

The experimental units were operated in a shaded greenhouse of the Plant for the Use of Organic Solid Waste at the Instituto Tecnológico de Orizaba, which is located at an altitude between 1200 and 2100 m and has a humid/semi-warm climate, high humidity (~99%), and abundant rainfall in the summer. The temperature ranges between 16 and 20 °C, and the annual rainfall is in the range of 1500–2000 mm.

2.2. Substrate

The FVW was collected from the transfer station of the Emiliano Zapata Municipal Market in the city of Orizaba, Veracruz, Mexico (126,719 inhabitants), where local suppliers preferably sell at retail price fruits and vegetables, which consist mainly of tomatoes, oranges, pineapples, onions, carrots, and other products in smaller proportions.

Initially, a physical pretreatment was done, and a manual selection was made from a total of 250 kg to eliminate the fibrous and lignocellulosic components that are not useful. Afterwards, a manual size reduction with blades was performed for subsequent shredding (dilution with processed digestion water recovered in other treatments through anaerobic digestion reactors) using a VEYCO MCV 320 blade mill with a screw conveyor and a maximum capacity of 100 kg/h. Finally, the shredded FVW was centrifuged with a 2 mm mesh. This filtrate corresponds to the liquid fraction of the FVW (80% on average). The solid fraction remaining from the manual selection and conditioning was disposed of in a landfill

and by composting. Some of the characteristics of the obtained substrate over the entire experimental period are listed in Table 1.

Table 1. Average composition of the FVW ¹.

Parameter	Mean Content
COD _T (g/L)	44.0 ± 2.4
COD _S (g/L)	32.0 ± 1.8
TS (g/L)	22.5 ± 0.85
TVS (g/L)	17.33 ± 0.72
Tot-P (mg/L)	17.26 ± 1.8
TKN (mg/L)	16.02 ± 1.5
Temperature (°C)	24.0 ± 1.2
pH	3.81 ± 0.3

¹ Each sample had two replications. Values are given as the mean ± standard error ($n = 24$).

2.3. Experimental Devices

2.3.1. Stage 1. Anaerobic Bioreactor

A batch-fed pilot-scale (250 L) anaerobic bioreactor was operated with a working volume of 200 L to partially degrade complex organic matter. The AB was constructed of fiberglass coated with an anti-reflective paint, a wall thickness of 0.64 cm, and a height of 1.04 m. The AB was equipped with 5.08 cm (2 inch) PVC SCH 80 connections, valves, and pipes. A recirculation flow pump was also installed, enabling complete mixing. Twelve consecutive batch digestion tests of the FVW liquid fraction were performed under mesophilic conditions (35 ± 2 °C) at a neutral pH (7.0 ± 0.2), whereas biogas production was not measured and complementation on nutrient removal was done at a later stage. These operational conditions were maintained for each consecutive batch. At start-up, the AB was inoculated proportionally with bovine rumen fresh grass–liquid fraction (3:7). The stabilization phase to the continuous operation phase lasted for 365 days prior to the implementation of the hybrid treatment system (data not shown). Therefore, the bacteria were already accustomed to this kind of substrate [30,39].

2.3.2. Stage 2. Constructed Wetlands

The following activities were conducted in this stage and were carried out over a continuous operating period of 12 months:

- CW start-up. As shown in Figure 1, eighteen high-density polyethylene cells ($L = 45$; $W = 20$; $H = 20$ cm) fed individually with a vertical subsurface flow and with a TV = 30 L and a useful volume of 11 L were installed. In 9 cells, red volcanic gravel (RVG) with porous characteristics, a medium diameter (3–5 cm), and low hardness and density [40] was used as a fixed bed. Similarly, in the remaining cells, a mixture of RVG and pieces of corrugated polyethylene (PE) was used in equal parts. The CW was made up of all of the units, and it had a total treatment capacity of 198 L.
- Plant establishment. Two tropical ornamental plant species (see Figure 2), i.e., *Hipppeastrum rutilum* and *Spathiphyllum wallisii*, for both fixed beds (RVG and RVG + PE) were used to plant monocultures and polycultures with one and two specimens per species with a duplicate and a control cell without vegetation. The plant specimens were planted at a depth of 5 cm. Initially, a period of adaptation of the plants to the new contamination conditions of 3 months in flood conditions with tap water was considered, where the sampling time was every 15 days as is explained below [41].
- Growth measurement. Plant biometry was performed over a period of twelve months (including the adaptation period). The sampling time was every 15 days during the entire study period, and measurements were taken directly from the plant in each cell. The measurements included leaf length ($L \times W$), leaf height (H), and the number of shoots and deaths. These were performed similarly to those reported by Wentzell et al. (2016) [42] and according to the case of each of the species.

- Microbiological evaluations. At the end of the experimental period, to verify the presence of microorganisms within the CW that contributed to the degradation of the nutrients dissolved in the substrate, random representative 10 g samples were extracted from the fixed bed (RVG and RVG + PE) and the material that had adhered to the roots, and the samples were preserved in 90 mL of 0.25 M KH_2PO_4 solution. After homogenization ($t = 10$ min; 120 rpm) and storage in a refrigerator (4°C), dilutions corresponding to 10^{-1} , 10^{-2} , and 10^{-3} were inoculated with 100 μL of Nutrient Agar (NA) in triplicate in petri dishes. After the incubation period ($T = 30^\circ\text{C}$; $t = 72$ h), based on the macroscopic morphological characteristics, the total number of different strains obtained from each sample (CFU) was estimated. From these strains, sowing was performed by streaking in the plate with the selective media ELMARC for nitrogen-fixing bacteria (an intense red central point) and SRMS for phosphorus-solubilizing bacteria (a yellow halo).
- Statistical Analysis. Once the system had been fully evaluated, the data were subjected to statistical analysis to determine differences between CW configurations using a two-way ANOVA with (a) type of support (RVG and RVG + PE); (b) vegetation species (*Spathiphyllum* and *Hippeastrum*); and (c) type of crop (monoculture and polyculture), a significance level of 5%, and the response variable $\% \text{COD}_{\text{Rem}}$ in Minitab version 16.1.0.

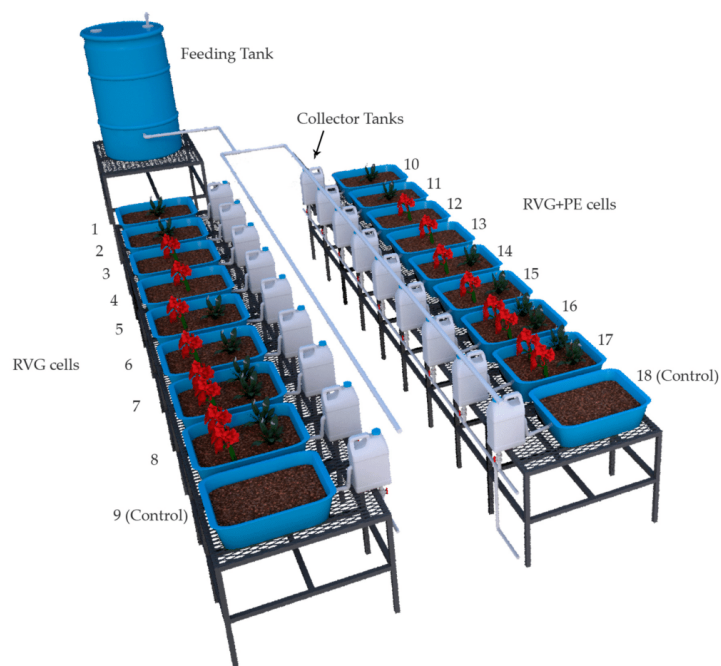


Figure 2. Monocultures and polycultures in the constructed wetland system.

2.4. Hydraulic Regimes and Organic Loading Rates

Stage 1: The AB was operated with the draw-and-fill method (batch-fed). A total of 200 L of the residues was removed, and 200 L of new substrate was fed once a day with the pump. Twelve batches were fed to the AB with an average OLR of 44 gCOD/L and a HRT = 24 h by adjusting the pH with NaOH. Samples of 250 mL at the inlet and the outlet

for immediate analysis were taken. The resulting effluent was stored in a tank and used to feed the next stage.

Stage 2: Due to the high organic load, the AB effluent was added to the CW cells through the feeding tank by progressive concentration increments with no idle time. Each test corresponded to a new batch from the AB to ensure the conditioning and stabilization of the plant species under prolonged flood conditions.

The CW cells were fully flooded with partially digested effluent from the AB with a feeding flow of 2.54 mL/min for 72 h without pH adjustments until 11 L of the treated effluent had left the experimental units in accordance with the steps explained below in Figure 3.

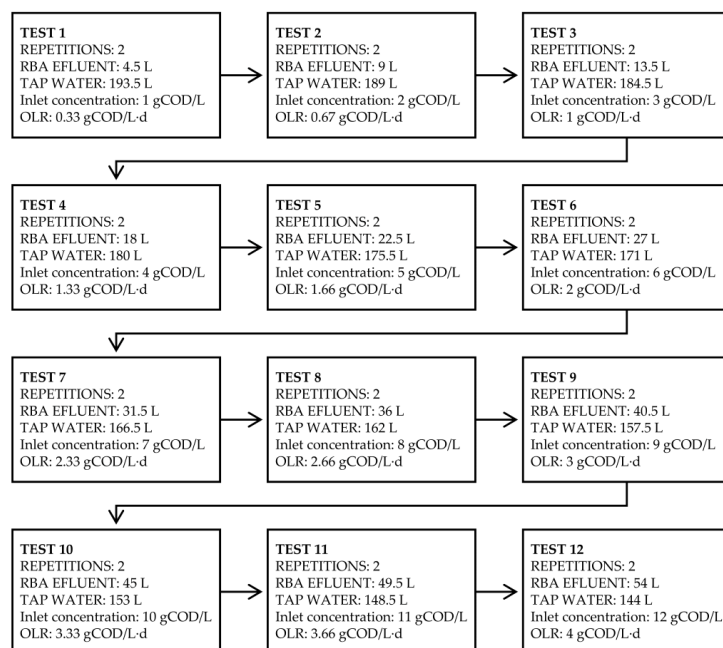


Figure 3. Hydraulic regimes and organic loading rates for the CW.

2.5. Pollutant Measurement

The system was monitored in the influent and in the effluent during all the tests, taking samples of 250 mL from each experimental device in both stages regularly to evaluate the removal percentages by measuring the pH, total COD (COD_T), soluble COD (COD_S), Total Solids (TS), and Total Volatile Solids (TVS). The pH was measured using an ORION 250 potentiometer. The COD_T and COD_S were determined by the colorimetric method with a HACH spectrophotometer at 620 nm. The TS and TVS were determined by the gravimetric method using a Riossa oven and a Barnstead/Thermolyne muffle. In addition, for Stage 2, total nitrogen by the Kjeldahl method (TKN) and total phosphorus (Tot-P) were determined using the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [43]. Additionally, a FVW liquid fraction analysis was performed for *Salmonella* spp., fecal coliforms, and Helminth eggs according to the NOM-004-SEMARNAT-2002, NMX-AA-042-SCFI-2015, and NMX-AA-113-SCFI-1999 standards, respectively, before and after treatment [44–46]. All the samples were immediately processed.

3. Results and Discussion

The results obtained are presented below according to the two stages of the research methodology:

1. the anaerobic bioreactor; and
2. the constructed wetland.

3.1. Stage 1: Anaerobic Bioreactor

Removal of Organic Matter in the AB

Approximately 200 L (80%) of diluted FVW liquid fraction was obtained. It had an average concentration of 44 gCOD/L, and the TS and TVS contents were about 22.5 and 17.33 g/L, respectively. This substrate was fed to the AB for all 12 tests (Figure 2). Despite the variability in their compositions, these wastes presented a relatively constant concentration and a high content of organic material congruent with that recorded by Alvarado-Lassman (2017) [39]. This justifies the physical pretreatment (shredding and filtration) of FVW. Note that this device had been stabilized previously.

Figure 4a presents the mean inlet and outlet concentrations for each of the two batches of the AB. It shows that, in spite of the variations in the inlet substrate, excellent results were achieved in most cases, and a pretreated effluent was generated with the removal of approximately 30 gCOD/L. This was due to the consecutive days of work that led to the stabilization of the process. As shown in Figure 4b, between 55% and 60% of the total COD was removed ($COD_{T\text{ Rem}}$), and 45–60% of the soluble COD was removed ($COD_{S\text{ Rem}}$) according to the measurements that were made during the twelve tests. In the best case (Test 11), up to 65% of $COD_{T\text{ Rem}}$ and 63% of $COD_{S\text{ Rem}}$ were removed. On the contrary, the worst results were obtained in the third experimental test, and these results were caused by the increased concentration of the input.

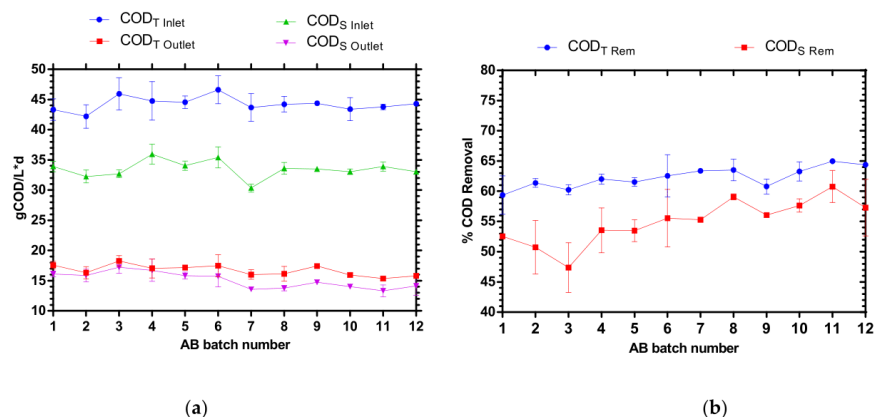


Figure 4. Testing of the AB: (a) inlet and outlet concentration; (b) percentage of COD removed.

The TS and TVS contents in the effluent were about 7.19 and 4.4 g/L, respectively, in Stage 1. This indicates that about 68% of the TS and 86% of the vs. were removed in the AB.

3.2. Stage 2: Constructed Wetland

3.2.1. Environmental Conditions

The average temperature during the tests after the adaptation period was 23 ± 3.5 °C under the shaded greenhouse conditions. The highest temperature recorded was 27 °C, and the minimum temperature during the early morning was 4 °C. The average light intensity showed some variations due to the autumn–winter season with $300 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$.

With this, the temperature of the feed effluent was 25 ± 1.5 °C, the temperature at the exit was 23 ± 1.0 °C, and the humidity of the environment oscillated around $70 \pm 5\%$.

3.2.2. Removal of Organic Matter in the CW

Using the pretreated effluent from the previous stage, the CW was fed to evaluate the difference between fixed beds (RVG and RVG + PE) and the monocultures and polycultures of each individual cell.

Thus, as shown in Figure 5, the COD values for both cases started at 1 gCOD/L. After two repetitions, they increased to 2 gCOD/L; thus, they increased successively according to Stage 2.

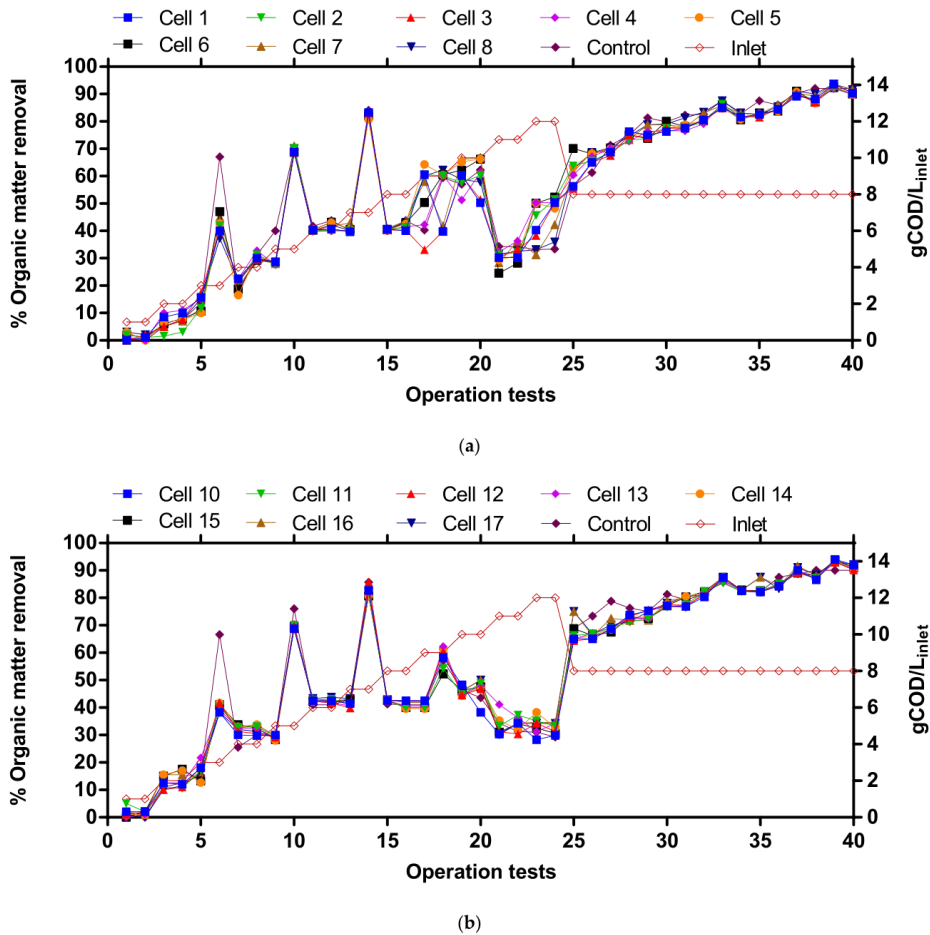


Figure 5. Average COD removal percentages by CW test: (a) RVG; (b) RVG + PE support.

Trials 6, 10, and 14 presented considerable alterations, i.e., doubling or tripling of the removal percentage (60–85%), but this was due to the rain that occurred during the experiment. The rain filled the cells and diluted the input concentration, and this decreased the output concentration and caused an excessive amount of removal. This anomaly is

justified, and it presented a slight decrease in the removal percentages of later tests. It can be inferred that the similarity between the yields of each cell was due to the filter material and its porosity, retaining the largest amount of suspended material and contributing to the fixation of matter for degradation by plant activity as shown in Figure 5a and as mentioned by Tejada et al. (2017) [47]. In spite of this, the cells with a mixture of beds (see Figure 5b) created spaces without porous material, which resulted in a decrease in the contact surface area and, hence, impaired the retention of suspended material. Even so, the amount of material that was removed was not reduced significantly due to the action of the aerobic heterotrophic bacteria that occurred near the roots due to the availability of oxygen [48], generating an advantage in the design using PE to favor the space in which each species has to be able to develop a root with a greater degree of branching, according to Saraiva et al., (2019) [49], reaching values of 40% to 93.6% with outlet concentrations of 4.88 and 0.42 gCOD_T/L, respectively. However, in the operating range of 9 to 12 gCOD/L in the RVG, the degradation decreased considerably, i.e., up to 30%, while for the case of RVG + PE, the performance of each cell was more susceptible to the variation in the OLR. From these results, the 8 gCOD/L load was again used, corresponding to an OLR of 2.66 gCOD/Ld and thereby exceeding 90% effectiveness irrespective of the configuration of the cell. This last operational condition was maintained until the completion of the 12-month period of monitoring of ornamental species. There was an increase in the percentage of organic material removal (COD) in both fixed beds due to the developing vegetation and the favorable conditions for the establishment and propagation of bacterial communities that together improve the CW [50].

In Stage 2, the TS and TVS contents were about 1.14 and 0.59 g/L, respectively, in the effluent of the CW. This indicates that about 78% and 75% of the TS and TVS, respectively, was removed. The best performances were obtained with >75% removal of TS and TVS after 25 operational tests (see Figure 5) as shown in Figure 6.

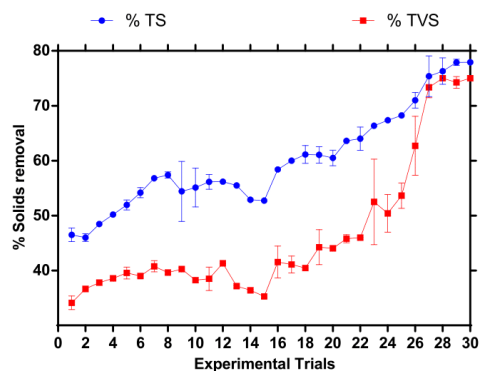


Figure 6. Solids removal by the CW.

The reason for the variation in removal percentages is the increase in activity and the development of the microbial community present and roots that transport oxygen to the sediment. It is worth noting that the implementation of the AB prior to the wetland treatment for solids removal is essential for long-term functionality [51].

Thanks to the reported configuration, similar removal percentages were achieved by other authors in parameters such as TOC (removal of up to 98%) [52]. In this case, the adaptation of tropical ornamental species to wetland conditions may be feasible due to plant development even at low operating temperatures (4 °C at dawn and 14 °C during the day), and, in accordance with this, the research by Pelissari et al. (2017) [53] is verified. The removal of pollutants at concentrations of 1–8 gCOD/L can be performed efficiently, rang-

ing from 70% to 80% for COD and exceeding in some cases 90% for prolonged operational periods; thus, CW is complementary to the treatment systems that are frequently used.

3.2.3. Nutrient Removal

Considering an OLR of 2.66 gCOD/L*d (from 25 to 40 operational tests, see Figure 5), the Tot-P removal (%Tot-P_{Rem}) for the *Hippeastrum rutilum* monoculture reached values of 74.17% and 79.75% in RVG and RVG + PE, respectively; while for TKN removal (TKN_{Rem}), these values were up to 75.34% and 82.95%, respectively. In the case of *Spathiphyllum wallisii*, values of up to 80.15% Tot-P_{Rem} and 82.72% TKN_{Rem} in RVG were obtained, while in the case of the mixture of beds values of 78% Tot-P_{Rem} and 85% TKN_{Rem} were obtained. The polycultures with one specimen per species removed up to 77.78% of the phosphorus and 86.54% of the nitrogen in the cells with RVG, while, for the other case, the removals corresponded to 87.67% and 90.65%. Finally, in the polycultures with two specimens per species (four plants per cell; i.e., two plants per species), the highest removal efficiency occurred in Cell 8 with an output concentration of 1.2 mgTot-P/L (92.5%) and Cell 7 with an output concentration of 1 mgTKN/L (93.84%) in the first support evaluated. In contrast, the cells with RVG + PE only managed to reduce this content by values between 65% and 78% for both nutrients.

Therefore, this hybridization for the treatment of FVW presents favorable values and parameters that exceed the removal percentages recorded in the literature for domestic effluents and pesticides (a removal percentage of only 78% for COD) [54,55]. In comparison, this CW design removes more than 10 mg/L of NTK and Tot-P.

With respect to the type of cultivation, statistical differences were found in the COD removals for polycultures. This can be explained by the interaction that occurs between species when they are competing for nutrients and vegetation space and therefore increases their capacity for development, resulting in a direct increase in the removal of organic material. Similarly to the finding reported by He (2016), the species with the best results, as reflected in the plant growth, was the *Hippeastrum* species as it performs the processes of nitrification and denitrification effectively [56]. Despite this, all specimens managed to adapt to these conditions at the end of the experiment as described by Vymazal et al., (2014) [57]. However, the results for the *Spathiphyllum* species in the treatment of effluents with an abundance of organic content agree with those of some authors [50] with removal percentages higher than 90%. Similarly, using RVG and the polycultures of both species, better results were obtained with an OLR of 2.66 gCOD/L.d, exceeding 94.7% removal of COD.

3.2.4. Microbiological Determinations

An estimate is presented of the percentage of nitrogen-fixing and phosphorus-solubilizing bacteria that may be involved in the purification process related to the type of crop (cell configuration) within the CW. According to Figure 7a, up to 43% of nitrogen-fixing bacteria of the total CFUs were found in the nutrient agar (see Figure 7b), corresponding to Cell 2 with one specimen of *Spathiphyllum* with RVG. This proves that they were present in this type of system and, therefore, the metabolic degradation of these elements for nitrification, nitrate assimilation, and denitrification within the CW as described by Tan et al. (2021) [58]. Therefore, bacterial diversity is promoted [59], registering more than 30% of phosphorus-solubilizing bacteria in Cell 3, where a specimen of *Hippeastrum* species was sown in RVG. For RVG + PE, the contents of nitrogen-fixing bacteria and phosphorus-solubilizing bacteria were about 40% in Cell 16 (two specimens per species) and 28% in Cell 14 (one specimen per species), respectively. Therefore, an effluent with a considerable decrease in TKN and Tot-P was obtained.

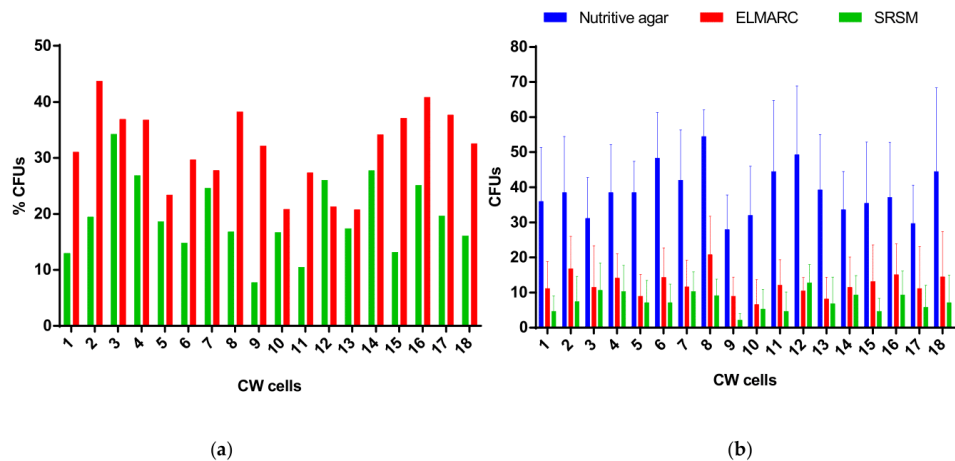


Figure 7. Percentage of CFUs inside the CW cells: (a) nitrogen-fixing bacteria and phosphorus-solubilizing bacteria; (b) total count of bacterial CFUs.

Finally, in each stage, *Salmonella* spp. and fecal coliforms were determined. In both cases, <3 NMP/100 mL and 0 Helminth eggs were found, which rules out the possibility of the presence of pathogenic microorganisms in this co-treatment system.

3.2.5. Plant Development

Figure 8 records the growth of the species in the CW cells for 12 months, i.e., from months 0–3 for the adaptation period with tap water, from months 4–7 for the stepwise concentration increments (see Figure 3), and from months 8–12 for the stable operating conditions with an OLR of 2.66 gCOD/L·d, which shows the best elimination performances. Based on this, the *Spathiphyllum* species shows exponential growth, translating into a clear capacity for adaptation to flood conditions; however, there were considerable variations in its development beginning with the sixth month (see Figure 8a). This was due to the number of deaths (see Figure 8c) of these specimens. As for the *Hippeastrum* species (Figure 8b), the overlap between leaf height and leaf length was due to the morphology of the species, which is characterized by the leaves emerging from the bulb of the plant with the absence of a stem. It is important to highlight that, as the specimens of this species presented leaf deaths, the overall growth of the height, length, and width decreased and normalized three months later.

Figure 9 shows the flowering process of both ornamental species in the wetland cells.

The VWF treatment capacity of this novel, hybridized system surpasses that of other systems alone, such as photocatalytic reactors, the biofilm electrode reactor, anaerobic baffled reactors, and the UASB, that treat domestic and CW effluents using plants adapted and native to flood conditions [54–56,60,61]. The proposed system possesses operational advantages because the use of two processes was shown in other studies to raise the costs of operation and maintenance and to require long operating times, e.g., in the case of up-flow constructed wetlands or constructed wetland reactors [61,62].

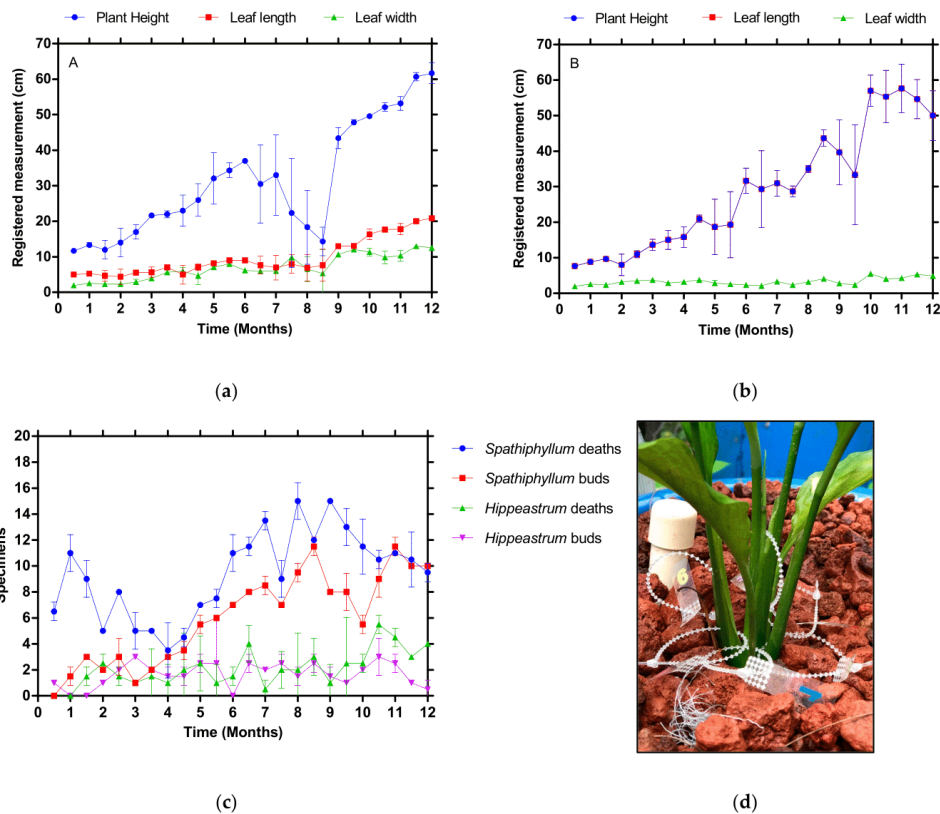


Figure 8. Plant development in the CW: (a) *Spathiphyllum*; (b) *Hippeastrum*; (c) deaths and buds; (d) ID monitoring.



Figure 9. Ornamental plant flowering in the CW cells: (a) *Spathiphyllum*; (b) *Hippeastrum*.

4. Conclusions

In this study, the co-treatment of FVW through the liquid fraction was found to be able to reduce the amount of pollutants using a system that combines a bioreactor and constructed wetlands.

The results show that the AB and CW degrade organic matter (COD, TS, and TVS) and nutrients (Tot-P and TKN) effectively, exceeding in some cases 90% removal of organic matter and nutrients with prolonged operation periods and ornamental polycultures of *Hippeastrum* spp. and *Spathiphyllum wallisii*. This treatment, based on the use of constructed wetlands, has proven to be an effective technology choice, increasing the nitrogen and phosphorus elimination capacity through the hybridization of the system. The use of RVG and PET provide a rooting zone and a reduction in pollutants by sequestering organic matter on the porous surfaces, accelerating plant development and spontaneous flowering in the off-season. It was found that the polyculture of ornamental plants is a variable that determines the effectiveness of nutrient removal, which makes it an effective solution for the co-treatment of FVW.

A single stage is not sufficient to carry out a complete waste treatment. The AB provides a partial degradation of pollutants and a reduction in solids, which means that in the second stage there will be no clogging or saturation of pores and simple organic matter will be available for vegetation.

From the results of our study, it can be established that hybridization of these types of processes may become a viable option for the co-treatment of FVW and other substrates with a high content of organic material of food origin.

Author Contributions: Conceptualization, F.O.-G. and N.A.V.-C.; methodology, F.O.-G., A.A.-V. and L.C.S.-H.; software, L.C.S.-H.; validation, A.A.-L.; formal analysis, A.A.-L. and E.S.R.-M.; investigation, F.O.-G. and A.A.-V.; resources, N.A.V.-C. and A.A.-V.; writing—original draft preparation, F.O.-G. and A.A.-V.; writing—review and editing, A.A.-L. and E.S.R.-M.; visualization, E.S.R.-M. and L.C.S.-H.; supervision, A.A.-L.; project administration, N.A.V.-C.; funding acquisition, N.A.V.-C. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This work was carried out under the frame of project TecNM 5531.19-P, funded by Tecnológico Nacional de México.

Institutional Review Board Statement: Not Applicable.

Informed Consent Statement: Not Applicable.

Data Availability Statement: Not applicable.

Acknowledgments: Francisco Orduña-Gaytán acknowledges CONACYT for his Grant.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Pavi, S.; Kramer, L.E.; Gomes, L.P.; Miranda, L.A.S. Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. *Bioresour. Technol.* **2017**, *228*, 362–367. [\[CrossRef\]](#)
2. Chatterjee, B.; Mazumder, D. New approach of characterizing fruit and vegetable waste (FVW) to ascertain its biological stabilization via two-stage anaerobic digestion (AD). *Biomass Bioenergy* **2020**, *139*, 105594. [\[CrossRef\]](#)
3. Hecker, L.P. What Does It Take to Treat Municipal Wastewater in Developing Countries? An Econometric Analysis of Mexican Municipalities. Ph.D. Thesis, Brandenburg University of Technology, Brandenburg, Germany, 2018.
4. Garcia-Peña, E.I.; Parameswaran, P.; Kang, D.W.; Canul-Chan, M.; Krajmalnik-Brown, R. Anaerobic digestion and co-digestion processes of vegetable and fruit residues: Process and microbial ecology. *Bioresour. Technol.* **2011**, *102*, 9447–9455. [\[CrossRef\]](#)
5. Ji, C.; Kong, C.X.; Mei, Z.L.; Li, J. A review of the anaerobic digestion of fruit and vegetable waste. *Appl. Biochem. Biotechnol.* **2017**, *183*, 906–922. [\[CrossRef\]](#)
6. Mohd Basri, M.S.; Abdul Karim Shah, N.N.; Sulaiman, A.; Mohamed Amin Tawakkal, I.S.; Mohd Nor, M.Z.; Ariffin, S.H.; Mohd Salleh, F.S. Progress in the Valorization of Fruit and Vegetable Wastes: Active Packaging, Biocomposites, By-Products, and Innovative Technologies Used for Bioactive Compound Extraction. *Polymers* **2021**, *13*, 3503. [\[CrossRef\]](#)
7. Plazzotta, S.; Cottes, M.; Simeoni, P.; Manzocco, L. Evaluating the environmental and economic impact of fruit and vegetable waste valorisation: The lettuce waste study-case. *J. Clean. Prod.* **2020**, *262*, 121435. [\[CrossRef\]](#)

8. Edwiges, T.; Frare, L.; Mayer, B.; Lins, L.; Triolo, J.M.; Flotats, X.; de Mendonça Costa, M.S.S. Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. *Waste Manag.* **2018**, *71*, 618–625. [CrossRef]
9. CCA. *Cuantificación de la Pérdida y el Desperdicio de Alimentos y Sus Efectos, Informe Técnico*; Comisión Para la Cooperación Ambiental: Montreal, QC, Canada, 2019; p. 149.
10. Matobole, K.; Seodigeng, T.; Rutto, H. Ultrasonic Pre-treatment Investigation on Biogas Production of Biomethane of Fruit and Vegetable Waste. *Chem. Eng. Trans.* **2021**, *86*, 1471–1476.
11. Ganesh, K.S.; Sridhar, A.; Vishali, S. Utilization of fruit and vegetable waste to produce value-added products: Conventional utilization and emerging opportunities—A review. *Chemosphere* **2022**, *287*, 132221. [CrossRef]
12. US EPA. Basic Information about Landfill Gas by Landfill Methane Outreach Program (LMOP). Retrieved 1 December 2021. Available online: <https://www.epa.gov/lmop/basic-information-about-landfill-gas#:~:text=Instead%20of%20escaping%20into%20the,smog%20and%20global%20climate%20change> (accessed on 7 October 2021).
13. Levis, J.W.; Barlaz, M.A.; Themelis, N.J.; Ulloa, P. Assessment of the state of food waste treatment in the United States and Canada. *Waste Manag.* **2010**, *30*, 1486–1494. [CrossRef]
14. Bouallagui, H.; Cheikh, R.B.; Marouani, L.; Hamdi, M. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. *Bioresour. Technol.* **2003**, *86*, 85–89. [CrossRef]
15. Dalke, R.; Demro, D.; Khalid, Y.; Wu, H.; Urgan-Demirtas, M. Current status of anaerobic digestion of food waste in the United States. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2021**, *151*, 111554. [CrossRef]
16. US EPA. Environmental Benefits of Anaerobic Digestion (AD). Retrieved 1 August 2021. Available online: <https://www.epa.gov/anaerobic-digestion/environmental-benefits-anaerobic-digestion-ad#:~:text=Reduce%20methane%20emissions%20from%20manure,and%20high%20quality%20fertilizer%3B%20and> (accessed on 7 September 2021).
17. Misi, S.; Forster, C. Semi-continuous anaerobic co-digestion of agro-wastes. *Environ. Technol.* **2002**, *23*, 445–451. [CrossRef]
18. World Bank. Mexico: Conceptual Framework for a National Strategy on Food Loss and Waste. 2018. Internal Document. Available online: <https://wfp.org.uk/resources/report/conceptual-framework-national-strategy-food-loss-and-waste-mexico> (accessed on 15 October 2021).
19. Arvanitoyannis, I.S.; Varzakas, T.H. Vegetable waste treatment: Comparison and critical presentation of methodologies. *Crit. Rev. Food Sci. Nutr.* **2008**, *48*, 205–247. [CrossRef]
20. Alvarado-Lassman, A.; Rustrían, E.; García-Alvarado, M.A.; Rodríguez-Jiménez, G.C.; Houbroun, E. Brewery wastewater treatment using anaerobic inverse fluidized bed reactors. *Bioresour. Technol.* **2008**, *99*, 3009–3015. [CrossRef]
21. Beurskens, W.L.; Hekkenberg, M.; Vethman, P. *Renewable Energy Projections as Published in the National Renewable Energy Action Plans of the European Member States. ECN-E-10-069*; European Environment Agency: København, Denmark, 2011; p. e10069.
22. Christ, O.; Wilderer, P.A.; Angerhöfer, R.; Faulstich, M. Mathematical modeling of the hydrolysis of anaerobic processes. *Water Sci. Technol.* **2000**, *41*, 61–65. [CrossRef]
23. Park, C.; Lee, C.; Kim, S.; Chen, Y.; Chase, H.A. Upgrading of anaerobic digestion by incorporating two different hydrolysis processes. *J. Biosci. Bioeng.* **2005**, *100*, 164–167. [CrossRef]
24. Hernández, A. Ecological engineering for controlling water pollution in Latin America. *Ecol. Dimens. Sustain. Soc. Econ. Dev.* **2013**, *64*, 465–481.
25. Esposito, G.; Frunzo, L.; Panico, A.; Pirozzi, F. Modelling the effect of the OLR and OFMSW particle size on the performances of an anaerobic co-digestion reactor. *Process Biochem.* **2011**, *46*, 557–565. [CrossRef]
26. Di Maria, F.; Sordi, A.; Cirulli, G.; Gigliotti, G.; Massaccesi, L.; Cucina, M. Co-treatment of fruit and vegetable waste in sludge digesters. An analysis of the relationship among bio-methane generation, process stability and digestate phytotoxicity. *Waste Manag.* **2014**, *34*, 1603–1608.
27. Fonoll, X.; Astals, S.; Dosta, J.; Mata-Alvarez, J. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and fruit wastes: Evaluation of the transitory states when the co-substrate is changed. *Chem. Eng. J.* **2015**, *262*, 1268–1274. [CrossRef]
28. Ganesh, R.; Torrijos, M.; Sousbie, P.; Lugardon, A.; Steyer, J.P.; Delgenes, J.P. Effect of increasing proportions of lignocellulosic cosubstrate on the single-phase and two-phase digestion of readily biodegradable substrate. *Biomass Bioenergy* **2015**, *80*, 243–251. [CrossRef]
29. Wang, X.; Li, Z.; Bai, X.; Zhou, X.; Cheng, S.; Gao, R.; Sun, J. Study on improving anaerobic co-digestion of cow manure and corn straw by fruit and vegetable waste: Methane production and microbial community in CSTR process. *Bioresour. Technol.* **2018**, *249*, 290–297. [CrossRef]
30. Alvarado-Lassman, A.; Sandoval-Ramos, A.; Flores-Altamirano, M.G.; Vallejo-Cantú, N.A.; Méndez-Contreras, J.M. Strategies for the Startup of Methanogenic Inverse Fluidized-Bed Reactors Using Colonized Particles. *Water Environ. Res.* **2010**, *82*, 387–391. [CrossRef]
31. Marín-Peña, O.; Alvarado-Lassman, A.; Vallejo-Cantú, N.A.; Juárez-Barojas, I.; Rodríguez-Jarquín, J.P.; Martínez-Sibaja, A. Electrical Conductivity for Monitoring the Expansion of the Support Material in an Anaerobic Biofilm Reactor. *Processes* **2020**, *8*, 77. [CrossRef]
32. Rosas-Mendoza, E.S.; Méndez-Contreras, J.M.; Martínez-Sibaja, A.; Vallejo-Cantú, N.A.; Alvarado-Lassman, A. Anaerobic digestion of citrus industry effluents using an Anaerobic Hybrid Reactor. *Clean Technol. Environ. Policy* **2018**, *20*, 1387–1397. [CrossRef]

33. Cheng, H.; Li, Y.; Kato, H.; Li, Y.Y. Enhancement of sustainable flux by optimizing filtration mode of a high-solid anaerobic membrane bioreactor during long-term continuous treatment of food waste. *Water Res.* **2020**, *168*, 115195. [CrossRef]
34. Inaba, T.; Aoyagi, T.; Hori, T.; Charfi, A.; Suh, C.; Lee, J.H.; Habe, H. Long-term acclimatization of sludge microbiome for treatment of high-strength organic solid waste in anaerobic membrane bioreactor. *Biochem. Eng. J.* **2020**, *154*, 107461. [CrossRef]
35. Khalid, A.; Arshad, M.; Anjum, M.; Mahmood, T.; Dawson, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Manag.* **2011**, *31*, 1737–1744. [CrossRef]
36. Sandoval, L.; Zurita, F.; Ángel-Coronel, D.; Andrés, O.; Adame-García, J.; Marín-Muñoz, J.L. Influence of a new ornamental species (*Spathiphyllum blandum*) on the removal of COD, nitrogen, phosphorus and fecal coliforms: A mesocosm wetland study with PET and tezontle substrates. *Water Sci. Technol.* **2020**, *81*, 961–970. [CrossRef]
37. Oon, Y.-L.; Ong, S.A.; Ho, L.N.; Wong, Y.S.; Dahalan, F.A.; Oon, Y.S.; Nordin, N. Role of macrophyte and effect of supplementary aeration in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. *Bioresour. Technol.* **2017**, *224*, 265–275. [CrossRef] [PubMed]
38. Sehar, S.; Nasser, H.A.A. Wastewater treatment of food industries through constructed wetland: A review. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **2019**, *16*, 6453–6472. [CrossRef]
39. Alvarado-Lassman, A.; Méndez-Contreras, J.M.; Martínez-Sibaja, A.; Rosas-Mendoza, E.S.; Vallejo-Cantú, N.A. Biogas production from the mechanically pretreated, liquid fraction of sorted organic municipal solid wastes. *Environ. Technol.* **2017**, *38*, 1342–1350. [CrossRef] [PubMed]
40. Zurita, F.; White, J.R. Comparative study of three two-stage hybrid ecological wastewater treatment systems for producing high nutrient, reclaimed water for irrigation reuse in developing countries. *Water* **2014**, *6*, 213–228. [CrossRef]
41. Luo, F.L.; Huang, L.; Lei, T.; Xue, W.; Li, H.L.; Yu, F.H.; Cornelissen, J.H. Responsiveness of performance and morphological traits to experimental submergence predicts field distribution pattern of wetland plants. *J. Veg. Sci.* **2016**, *27*, 340–351. [CrossRef]
42. Wentzell, B.M.; Boylen, C.W.; Nierzwicki-Bauer, S.A. Wetland ecosystem comparison using a suite of plant assessment measures. *Ecol. Indic.* **2016**, *67*, 283–291. [CrossRef]
43. Federation, Water Environmental; APH Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*; American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA, 2005.
44. D.O.F. NOM-004-SEMARNAT-2002, N.O.M. Protección Ambiental.-Lodos y Biosólidos.-Especificaciones y Límites Máximos Permisibles de Contaminantes para su Aprovechamiento y Disposición Final. Diario Oficial de la Federación, viernes 15 de agosto del 2003. Available online: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=736434&fecha=18/02/2002 (accessed on 15 January 2020).
45. D.O.F. NMX-AA-042-SCFI-2015, N.M., Determinación del Número más Probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli*. D.F., México. 2015. Available online: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=736434&fecha=18/02/2002; <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166147/nmx-aa-042-scfi-2015.pdf> (accessed on 15 January 2020).
46. D.O.F. NMX-AA-113-SCFI-1999. Analysis of Water-Determination of Helminth Eggs-Test Method. Mexico 1999. Available online: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166809/NMX-AA-113-SCFI-2012.pdf> (accessed on 15 January 2020).
47. Tejada, A.; Torres-Bojorges, Á.X.; Zurita, F. Carbamazepine removal in three pilot-scale hybrid wetlands planted with ornamental species. *Ecol. Eng.* **2017**, *98*, 410–417. [CrossRef]
48. Aguirre, P. Mecanismos de eliminación de la materia orgánica y de los nutrientes en humedales construidos de flujo subsuperficial. In *Nuevos Criterios Para el Diseño y Operación de Humedales Construidos*; CPET: Barcelona, Spain, 2004; pp. 17–30.
49. Saraiva, C.B.; Matos, A.T.; Matos, M.P.D. Extraction capacity of grasses grown in constructed wetland systems using different arrangements and substrates. *Engenharia Agrícola* **2019**, *39*, 668–675. [CrossRef]
50. Sandoval-Herazo, L.C.; Alvarado-Lassman, A.; Marín-Muñoz, J.L.; Méndez-Contreras, J.M.; Zamora-Castro, S.A. Effects of the use of ornamental plants and different substrates in the removal of wastewater pollutants through microcosms of constructed wetlands. *Sustainability* **2018**, *10*, 1594. [CrossRef]
51. Hunt, P.; Poach, M. State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* **2001**, *44*, 19–25. [CrossRef]
52. Melián, J.H.; Méndez, A.O.; Arana, J.; Díaz, O.G.; Rendón, E.T. Degradation and detoxification of formalin wastewater with aerated biological filters and wetland reactors. *Process Biochem.* **2008**, *43*, 1432–1435. [CrossRef]
53. Pelissari, C.; Ávila, C.; Trein, C.M.; García, J.; de Armas, R.D.; Sezerino, P.H. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Sci. Total Environ.* **2017**, *574*, 390–399. [CrossRef] [PubMed]
54. Araña, J.; i Cabo, C.G.; Rodríguez, C.F.; Melián, J.H.; Méndez, J.O.; Rodríguez, J.D.; Peña, J.P. Combining TiO₂-photocatalysis and wetland reactors for the efficient treatment of pesticides. *Chemosphere* **2008**, *71*, 788–794. [CrossRef] [PubMed]
55. Singh, S.; Haberl, R.; Moog, O.; Shrestha, R.R.; Shrestha, P.; Shrestha, R. Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal—A model for DEWATS. *Ecol. Eng.* **2009**, *35*, 654–660. [CrossRef]
56. He, Y.; Wang, Y.; Song, X. High-effective denitrification of low C/N wastewater by combined constructed wetland and biofilm-electrode reactor (CW-BER). *Bioresour. Technol.* **2016**, *203*, 245–251. [CrossRef]
57. Vymazal, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecol. Eng.* **2014**, *73*, 724–751. [CrossRef]

58. Tan, X.; Yang, Y.L.; Liu, Y.W.; Li, X.; Zhu, W.B. Quantitative ecology associations between heterotrophic nitrification-aerobic denitrification, nitrogen-metabolism genes, and key bacteria in a tidal flow constructed wetland. *Bioresour. Technol.* **2021**, *337*, 125449. [[CrossRef](#)]
59. Li, X.; Li, Y.; Lv, D.; Li, Y.; Wu, J. Nitrogen and phosphorus removal performance and bacterial communities in a multi-stage surface flow constructed wetland treating rural domestic sewage. *Sci. Total Environ.* **2020**, *709*, 136235. [[CrossRef](#)]
60. Lin, Y.; Yin, J.; Wang, J.; Tian, W. Performance and microbial community in hybrid anaerobic baffled reactor-constructed wetland for nitrobenzene wastewater. *Bioresour. Technol.* **2012**, *118*, 128–135. [[CrossRef](#)]
61. Saeed, T.; Afrin, R.; Al Muyeed, A.; Sun, G. Treatment of tannery wastewater in a pilot-scale hybrid constructed wetland system in Bangladesh. *Chemosphere* **2012**, *88*, 1065–1073. [[CrossRef](#)]
62. Ong, S.-A.; Uchiyama, K.; Inadama, D.; Ishida, Y.; Yamagiwa, K. Performance evaluation of laboratory scale up-flow constructed wetlands with different designs and emergent plants. *Bioresour. Technol.* **2010**, *101*, 7239–7244. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

ANEXO 2. COSTOS DE CONSTRUCCION SHT

Tabla 1. Costo de materiales de construcción del STH

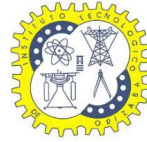
Cantidad	Nombre	Costo unitario	Costo total
1	Reactor de Biopelícula Anaerobio	\$20,000.00	\$ 20,000.00
1	Tanque de Alimentación 450 L	\$ 2,300.00	\$ 2,300.00
3	Bases de metal para las celdas	\$ 1,333.33	\$ 4,000.00
3	Placas de acrílico para las celdas	\$ 3,333.33	\$ 10,000.00
1	Bomba peristáltica MASTERFLEX	\$15,999.00	\$ 15,999.00
3	Tanques de recolección de agua tratada 100 L	\$ 500.00	\$ 1,500.00
6	Ejemplares de <i>Canna indica</i>	\$ 360.00	\$ 2,160.00
6	Ejemplares de <i>Spathiphyllum willisii</i>	\$ 480.00	\$ 2,880.00
6	Ejemplares de <i>Typha latifolia</i>	\$ 420.00	\$ 2,520.00
2	Tanques contenedores de efluente 200 L	\$ 300.00	\$ 600.00
24	Costales de tezontle tamaño medio	\$ 119.00	\$ 2,856.00
1	Bolsa de piedra de río	\$ 138.00	\$ 138.00
*** m	Manguera Poliflex naranja 1 ¼	\$ 779.00	\$ 779.00
6	Válvulas de paso ¾	\$ 108.00	\$ 324.00
3	Válvulas de goteo	\$ 119.00	\$ 357.00
*** m	Tubo PVC ¾	\$ 2,000.00	\$ 2,000.00
10	Codos de PVC ¾	\$ 1,000.00	\$ 1,000.00
2	T de pvc	\$ 24.00	\$ 24.00
1	Galón de pintura esmalte anticorrosiva (Beralkid)	\$ 769.00	\$ 769.00
2 L	Pintura fondo anticorrosivo Alquídico con cromato de zinc (Noxid)	\$ 472.00	\$ 472.00
-	Lijas y thinner	\$ 78.00	\$ 78.00
1	Multiconector (Rotoplas)	\$ 290.00	\$ 290.00
1	Plasti-acero para uniones	\$ 84.00	\$ 84.00
2	Cintas teflón	\$ 26.00	\$ 52.00
1	Pegamento para PVC	\$ 43.00	\$ 43.00
3	3 bases de madera con tratamiento para humedad	\$ 150.00	\$ 150.00
-	Acondicionamiento de mesa de trabajo de bomba peristáltica y monitoreo de bio gas	\$ 230.00	\$ 230.00
6 m	Manguera para bombas de ¼	\$ 45.00	\$ 45.00
3	Bombas de pecera 350 L/h	\$ 193.33	\$ 580.00
Total			\$ 72,230.00

ANEXO 3. MANUAL DE OPERACIÓN SHT

Elaborado por:

Katia Denisse García Pérez

Francisco Orduña Gaytán



TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

INSTITUTO

TECNOLÓGICO DE ORIZABA

2022

**Manual de Operación del Sistema de Tratamiento Híbrido
de Aguas Residuales Cañero-Azucareras a Escala Piloto
(biorreactor anaerobio-humedal construido).**



ORIZABA, VERACRUZ.

MAYO 2022

INDICE

Introducción.....	3
Objetivo general	3
Alcance	3
Justificación	4
Diagrama de flujo del proceso del Sistema de Tratamiento Híbrido	5
Nomenclatura	6
Cronograma general de operación del Sistema de Tratamiento Híbrido	7
Descripción detallada de las actividades	9
PROCEDIMIENTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO.....	12
EQUIPO DE PROTECCIÓN PERSONAL	12
HERRAMIENTAS Y EQUIPOS	12
PRODUCTOS QUÍMICOS.....	12
DESARROLLO DE LA OPERACIÓN DEL REACTOR Y HUMEDAL.....	13
OPTENCION DEL SUSTRATO.....	13
OPERACIÓN DEL REACTOR	14
ALIMENTACIÓN DE LOS HUMEDALES	15
MANTENIMIENTO DEL REACTOR.....	17
MANTENIMIENTO DEL HUMEDAL	18
MANTENIMIENTO DE EQUIPOS AUXILIARES.....	19
Inventario del Sistema de Tratamiento Híbrido	21

Introducción

La Planta Piloto perteneciente al Laboratorio de Ingeniería Ambiental I del Tecnológico Nacional de México Campus Orizaba, es una zona dispuesta por el instituto para la creación y desarrollo de proyectos del área de química ambiental. Cuenta con una superficie de 90 m² dividida principalmente en dos áreas, la primera donde se encuentran la mayor parte de los reactores bioquímicos empleados en proyectos de tratamiento de residuos sólidos orgánicos y lodos anaerobios. Y la segunda, conocida como el invernadero donde se desarrolla el presente proyecto del Sistema de Tratamiento Híbrido (STH) de Aguas Residuales.

El presente documento consta de un manual de operación en el cual se detallan cada una de las actividades desempeñadas a la hora de operar el STH y un inventario con el objetivo de conocer los accesorios y equipos empleados en el proceso y tener un control del manejo y cuidado de los mismos.

Objetivo general

Orientar al operador de los pasos a seguir para el desarrollo eficaz de las actividades desempeñadas en el Sistema de Tratamiento Híbrido, empleando adecuadamente el Equipo de Protección Personal (EPP) y asegurando la operación con las mejores condiciones del sistema así como salvaguardando la integridad del operador.

Alcance

El manual de operación del STH de la Planta Piloto de Ingeniería Ambiental (PIA) aplica para todos los estudiantes matriculados en licenciatura o posgrado de la carrera de Ingeniería Química con módulo de Ambiental que realicen trabajos de operación del proceso de tratamiento de aguas residuales en el sistema híbrido de biorreactor anaerobio-humedal construido.

Justificación

La digestión anaerobia (DA) aplicado al tratamiento de sustratos con alto contenido orgánico como aguas residuales domesticas e industriales, estiércol de animales y sustratos sólidos en escala laboratorio y piloto ha sido estudiada recientemente (Marín-Peña, 2020; Rosas-Mendoza et al., 2018; Song, 2016; Parra-Huertas, 2009; Alvarado-Lassman et al., 2008) mostrando tendencias para otras alternativas que utilicen este proceso para desarrollar nuevas tecnologías que complementen o mejoren otros procesos de bioconversión.

Esta alternativa se presenta como una de las soluciones más atractivas para la mitigación del impacto ambiental, por otro lado debido a los problemas de control y estabilización de los sistemas convencionales de DA permite la mejora de los procesos convencionales.

El por ello que se crea el sistema de tratamiento hibrido de aguas residuales cañero azucareras a escala piloto y con él, la necesidad de elaborar un manual de operación del STH empleado en la PPIA con el cual se cumplan las condiciones de operación óptimas para tener un resultado esperado del sistema y poder continuar con el monitoreo del mismo, así como emplear un manejo adecuado de los equipos y accesorios, disponiendo de menor tiempo y esfuerzo, cuidando los componentes del sistema y la seguridad del operador.

Diagrama de flujo del proceso del Sistema de Tratamiento Híbrido

Un diagrama de flujo del proceso sirve para orientar al operador de forma visual y rápida el proceso general de operación del sistema. El diagrama presente comprende la recolección de la materia prima (sustrato) la cual proviene de la industria azucarera, el pretratamiento, la operación del STH formado por el RBA y el HC y la disposición final del agua tratada. En la Figura 3.1 se observa el diagrama de flujo del proceso del STH.

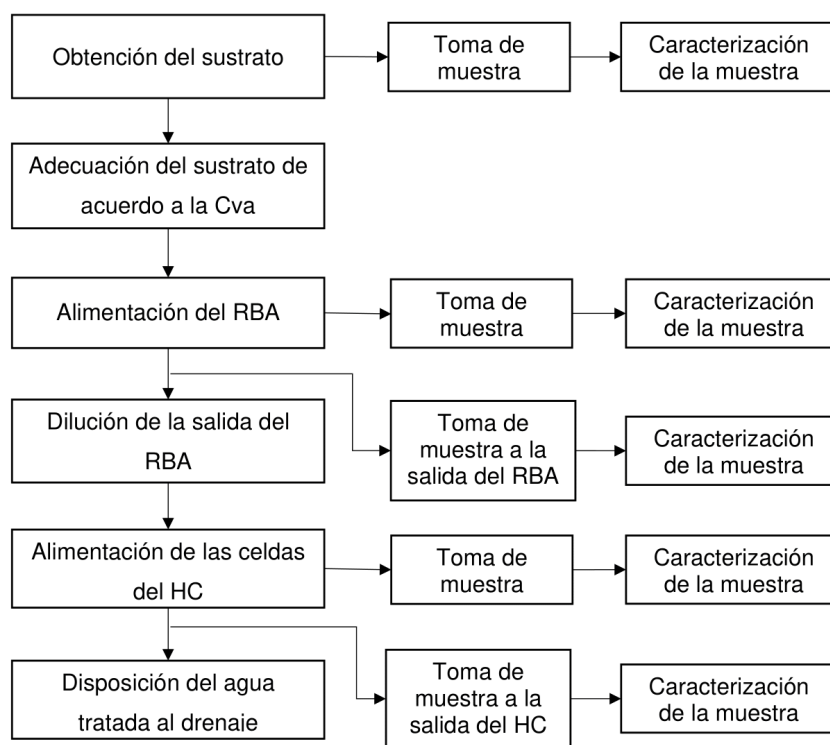


Figura 3. 1. Diagrama de flujo del proceso del STH

Nomenclatura

A continuación se definen las abreviaturas empleadas a lo largo del manual de operación del STH. En la Tabla 3.1 se describen las claves y su significado, con la finalidad de conocer cada una de las partes empleadas en el proceso de tratamiento de agua residual.

Tabla 3. 1. Nomenclatura empleada en el manual de operación para el STH.

Nomenclatura	Significado
PPIA	Planta Piloto de Ingeniería Ambiental
STH	Sistema de Tratamiento Híbrido
EPP	Equipo de Protección Personal
DA	Digestión Anaerobia
AIRA	Agua Residual de la Industria Azucarera
STH	Sistema de Tratamiento Híbrido
CVA	Carga Volumétrica Aplicada
RBA	Reactor de Biopelícula Anaerobio
HC	Humedal Construido
TA	Tanque de Alimentación
TRE	Tanque Recolector de Efluente
TRS	Tanque Recolector de Sustrato
BP	Bomba Peristáltica
C	Celda
VP	Válvula de Paso
VG	Válvula de Goteo
ACC	Accesorio
DQOT	Demanda Química de Oxígeno Total
DQOS	Demanda Química de Oxígeno Soluble
ST	Sólidos Totales
STV	Sólidos Totales Volátiles
pH	Potencial de Hidrógeno

Cronograma general de operación del Sistema de Tratamiento Híbrido

A continuación se plantean las actividades necesarias para operar y monitorear el proceso de tratamiento de aguas residuales cañero-azucareras en un periodo de seis meses para un óptimo desarrollo. Dichas actividades deberán llevarse a cabo de acuerdo al tiempo estimado para cumplir con los objetivos de operación y mantenimiento. Las actividades propuestas en el cronograma las puede realizar un solo operador y son detalladas a continuación.

ACTIVIDADES	SEMANAS																								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
Obtención de sustrato	P																								
	R																								
Caracterización del sustrato	P																								
	R																								
Cálculo de Cva	P																								
	R																								
Alimentación del RBA	P																								
	R																								
Alimentación del HC	P																								
	R																								
Toma de muestras	P																								
	R																								
Análisis fisicoquímico	P																								
	R																								
Análisis del biogás	P																								
	R																								
Limpieza del área	P																								
	R																								

Descripción detallada de las actividades

1. *Obtención de sustrato:* el Agua Residual de la Industria Azucarera (ARIA) se recolecta de tres distintos ingenios azucareros de la región de las altas montañas en galones de plástico de 20 litros y se almacena dentro del laboratorio de investigación de Ambiental I, donde se mantiene en refrigeración a una temperatura de 4°C para su posterior análisis.
2. *Caracterización del sustrato:* el ARIA se caracteriza de acuerdo a los métodos descritos en el Standard methods for the examination of water and wastewater para DQOT, y DQOS, empleadas para conocer la concentración del sustrato y poder realizar el cálculo de la CVA
3. *Cálculo de CVA:* la CVA se calcula empleando el volumen de alimentación, el volumen útil y la DQO_T del sustrato alimentado. Se necesita saber este valor para preparar correctamente la entrada del reactor y mantener constante la concentración de alimentación de las celdas en el humedal.
4. *Alimentación del RBA:* el reactor de biopelícula se alimenta una vez calculada la Cva para poder conocer la relación sustrato-agua que se debe emplear. Se alimentan 10 L diarios de la dilución preparada para la alimentación del reactor.
5. *Alimentación del HC:* A la salida del reactor se toman 10 L de efluente y se realiza una dilución de 1:29, para proceder a la alimentación de las celdas empleando 100 L para cada celda del HC.
6. *Toma de muestras:* es necesario tomar muestras a la entrada y salida del reactor de biopelícula anaerobio, entrada al humedal y salida de las tres celdas para monitorear los valores de DQOT, DQOS, ST, STV, pH, Fosfatos y Nitratos.

7. *Análisis fisicoquímico:* se realiza el análisis fisicoquímico de las muestras tomadas de acuerdo a las técnicas descritas en el Standard methods for the examination of water and wastewater para DQOT, DQOS, ST, STV, pH, Fosfatos, Nitratos e Intensidad Lumínica; empleadas en laboratorio para la operación y monitoreo del sistema híbrido y el dispositivo de captación de biogás.
8. *Análisis del biogás:* la toma de muestra del biogás se hace por medio de un baño de agua y un bidón de 20 L invertido aprovechando la diferencia de densidades. El análisis del biogás se realiza en un cromatógrafo de gases marca Buck modelo 310 para conocer la composición del biogás.
9. *Limpieza del área:* es indispensable limpiar el área de trabajo para mantener la seguridad del operador en todo momento, así como monitorear el STH para detectar fallas en el sistema y dar mantenimiento a los equipos.
10. *Mantenimiento de la bomba peristáltica:* la limpieza y mantenimiento de la bomba consiste básicamente en el desmontaje de las tuberías de aspiración e impulsión y la tapa para retirar el cuerpo de la bomba y proceder a sustituir la manguera, así como engrasar los componentes del motor.
11. *Monitoreo de la Biopelícula:* dicho proceso se lleva a cabo cada cuatro meses debido a que al abrir el RBA se pierden las condiciones anaerobias ideales para su funcionamiento. Este monitoreo es para comprobar que la biopelícula se encuentre en buenas condiciones para seguir realizando el proceso de hidrólisis dentro del biorreactor. Consiste en abrir el reactor y obtener una muestra de la biopelícula de 2cm x 2cm para proceder a realizarle el análisis de biomasa.

12. Mantenimiento de los equipos auxiliares: una vez al mes se necesita hacer el mantenimiento de los equipos auxiliares como las válvulas del RBA, las válvulas del TA y de las C₁, C₂ y C₃, entre otras; con el fin de comprobar que su funcionamiento sea el adecuado, no se encuentren taponeadas ni rotas.

13. Limpieza de los TA y TRS: cada dos meses es necesario realizar la limpieza del Tanque de Alimentación principal y los tres Tanques de Recolección de Efluente correspondientes a cada celda del HC, debido a que se les forma una capa de lodo o precipitado que se acumula por la altura en que se encuentra la salida de dichos tanques.

PROCEDIMIENTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

EQUIPO DE PROTECCIÓN PERSONAL

- Bata de laboratorio/overall industrial
- Cubrebocas
- Gafas
- Guantes de látex
- Calzado cerrado

HERRAMIENTAS Y EQUIPOS

- Potenciómetro
- Luxómetro
- Cubetas
- Embudo
- Jarras
- Filtrador
- Bidones de 20 L
- Recipientes para la toma de muestra
- Etiquetas y marcador

PRODUCTOS QUÍMICOS

- Bicarbonato de sodio (NaHCO_3)
- Hipoclorito de Sodio diluido al 6% (Cloro comercial)
- Limpiador multiusos
- Detergente en polvo

DESARROLLO DE LA OPERACIÓN DEL REACTOR Y HUMEDAL OPTENCION DEL SUSTRATO

Paso 1. RECOLECTAR el sustrato procedente de la Industria Azucarera en el sitio de recolección indicado en bidones de 20 L limpios y con tapa para la facilidad en su transporte.

NOTA

Utilizar EPP como guantes, bata, zapatos cerrados y gafas, puesto que la recolección del sustrato se realiza en un ambiente riesgoso y dicho efluente se encuentra a temperaturas elevadas después de hervir.

ADVERTENCIA

NO LLENAR los bidones al 100% de su capacidad.
EVITAR taparlos mientras el sustrato siga muy caliente.

Paso 2. PROTEGER con bolsas de plástico los bidones del sustrato, evitando así derrames a la hora de su transporte.

Paso 3. TRANSPORTAR los bidones de 20 L que contienen el sustrato, de la entrada del Tecnológico a la Planta Piloto de Ingeniería Ambiental con ayuda de un diablito, cuidando de no moverlos mucho para evitar derrames.

Paso 4. VACIAR el contenido de los bidones en el Tanque de Recolección del Sustrato ubicado dentro del invernadero de la PPIA.

Paso 5. TOMAR muestra del sustrato obtenido en un recipiente limpio, seco y con tapa para realizarle una caracterización fisicoquímica de la carga orgánica contenida mediante DQOT y DQOS; y así poder calcular posteriormente la CVA.

Paso 6. ETIQUETAR correctamente la muestra tomada con la leyenda Sustrato y la fecha en que se realizó la toma de muestra XX/XX/XX.

Paso 7. TAPAR Y SELLAR perfectamente el TRS para impedir la creación de hongos o la contaminación del sustrato con agentes externos.

OPERACIÓN DEL REACTOR

Paso 1. MEDIR el pH del sustrato con un potenciómetro portátil marca Redlemon MOD. 81234 y enjuagar el potenciómetro después de utilizarlo.

Paso 2. AGREGAR 100 gr de Bicarbonato de Sodio a un bidón de 10 L para corregir el pH del sustrato y subirlo de 5.5 a 6.5 aproximadamente.

NOTA

Disolver perfectamente el bicarbonato de sodio con el sustrato agregado en el bidón de 10 L para evitar derrames a la hora de agregar el agua, debido a la reacción.

Paso 3. PREPARAR la dilución del sustrato de acuerdo a la relación sustrato-agua obtenida después del cálculo de la CVA.

Paso 4. TOMAR muestra de la dilución para la alimentación del RBA en un recipiente limpio, seco y con tapa para proceder a la determinación de DQOT, DQOS, ST, STV, pH, Nitratos y Fosfatos.

Paso 5. ETIQUETAR correctamente la muestra tomada con la leyenda RBA_E (Reactor de Biopelícula Anaerobio Entrada) y la fecha en que se realizó la toma de muestra XX/XX/XX.

Paso 6. ABRIR la válvula VP-01 e introducir la manguera de alimentación al bidón de 10 L con la dilución preparada de sustrato-agua.

Paso 7. TOMAR un bidón de 20 L limpio y con tapa para verter la salida del reactor.

Paso 8. ABRIR la válvula VP-03 a un 30 % e introducir la manguera de salida del reactor al bidón de 20 L para recolectar 10 L de afluente del RBA.

Paso 9. ESPERAR 5 min y tomar la muestra de la salida del RBA en un recipiente limpio, seco y con tapa para realizar la caracterización fisicoquímica.

Paso 10. ETIQUETAR la muestra tomada con la leyenda RBA_s (Reactor de Biopelícula Anaerobio Salida) y la fecha en que se realizó la toma de muestra XX/XX/XX.

Paso 11. VIGILAR que las VP de alimentación y la salida del reactor funcionen correctamente y esperar alrededor de 40 min en lo que se alimentan los 10 L de sustrato y simultáneamente se obtienen los 10 L de efluente del RBA.

Paso 12. CERRAR la válvula VP-01 y la válvula VP-03 para terminar con la alimentación del reactor y obtención de efluente.

ALIMENTACIÓN DE LOS HUMEDALES

Paso 1. DILUIR los 10 L de efluente obtenidos a la salida del reactor en el TA con una relación 1:29 sustrato-agua para no alimentar los humedales con carga orgánica elevada.

NOTA

Tener cuidado a la hora de utilizar la escalera para agregar el sustrato al TA puesto que el piso es irregular y pueden ocurrir accidentes. Emplear EPP.

Paso 2. TOMAR muestra de la dilución para la alimentación del TA en un recipiente limpio, seco y con tapa para proceder a la determinación de DQOT, DQOS, ST, STV, pH, Nitratos y Fosfatos.

Paso 3. ETIQUETAR correctamente la muestra tomada con la leyenda HC_E y la fecha en que se realizó la toma de muestra XX/XX/XX.

Paso 4. ABRIR la válvula VP-07 para dejar pasar la dilución a la C1, C2 y C3.

Paso 5. ABRIR las válvulas VP-08, VP-09 y VP-10 correspondientes a la entrada de las celdas. Así como las válvulas VP-11, VP-12 y VP-13 de la salida de las celdas.

Paso 6. REVISAR que las VG estén funcionando correctamente, no se encuentren tapadas y suministren el flujo a un ritmo adecuado para llenar los 100 L de la celda en un periodo de 24 hr.

Paso 7. MONITOREAR que los TRE se empiecen a llenar, comprobando que los ductos no están tapados y por lo tanto no existe riesgo de inundación de las celdas.

ADVERTENCIA

VERIFICAR que las válvulas VP-14, VP-15 y VP-16 se encuentran cerradas para poder recolectar el efluente tratado de cada celda y así proceder a la toma de muestra de la C1, C2 y C3.

Paso 8. TOMAR muestra de la salida de las C1, C2 y C3 en un recipiente limpio, seco y con tapa para proceder a la determinación de DQOT, DQOS, ST, STV, pH, Nitratos y Fosfatos.

Paso 9. ETIQUETAR correctamente la muestra tomada con la leyenda C₁, C₂ y C₃ como corresponda y la fecha en que se realizó la toma de muestra XX/XX/XX.

MANTENIMIENTO DEL REACTOR

Paso 1. DESCONECTAR la bomba peristáltica de la toma de corriente y proceder a desconectarla del RBA.

Paso 2. RETIRAR las conexiones de las válvulas de entrada, salida y BP del reactor (de VP-01 a VP-06).

Paso 3. DESPEGAR el silicón de los tornillos que retienen la tapa externa del RBA.

Paso 4. DESATORNILLAR los tornillos y quitar cuidadosamente la tapa del RBA.

NOTA

Guardar los tornillos para evitar que se extravíen.

Paso 5. QUITAR tapa superior interna del reactor, siendo cuidadoso de no ponerla en una superficie sucia.

ADVERTENCIA

NO TOCAR el sustrato directamente con las manos y emplear en todo momento gafas y guantes para manipular el sustrato dentro del reactor para evitar enfermedades bacterianas.

Paso 6. RETIRAR el exceso de sedimento de la tapa interna del RBA.

Paso 7. EXTRAER el panel del soporte interno de aluminio y retirar las celdas de fibras de nylon polyester cubiertas de tela mosquitera.

Paso 8. RETIRAR el exceso de sedimento de las celdas del material poroso que contienen la biopelícula bacteriana.

Paso 9. ABRIR todas las celdas que contienen la biopelícula para proceder a la toma de muestra.

Paso 10. TOMAR muestra de la biopelícula, recortando un cuadrado de 2 cm x 2 cm aproximadamente y depositándolo en un [] para su posterior análisis de biomasa.

Paso 10. CERRAR las celdas de la biopelícula y colocarlas nuevamente en el panel del soporte interno.

Paso 11. EXTRAER la tapa inferior interna del RBA y retirar el exceso de sedimento.

Paso 12. INTRODUCIR la tapa inferior interior, el panel de soporte interno y la tapa superior interna al RBA.

Paso 13. TAPAR el reactor y colocar los tornillos en su lugar. Sellar los tornillos con silicón.

Paso 14. ENSAMBLAR las válvulas de entrada y salida del RBA, mangueras y BP al reactor.

Paso 15. CONECTAR la BP a la toma de corriente para finalizar el mantenimiento del RBA.

MANTENIMIENTO DEL HUMEDAL

Paso 1. SEPARAR cuidadosamente el tezontle y el polietileno de la parte superior del humedal, lo suficiente para dejar a la vista las raíces de las plantas.

Paso 2. RETIRAR las plantas y ubicarlas en cubetas para su contención y manejo.

Paso 3. CONTINUAR separando tezontle, pet, polietileno y piedras de río, cada uno en contenedores diferentes.

Paso 4. LAVAR por separado cada uno de los componentes de la celda del HC para retirar el exceso de sedimento del efluente tratado.

Paso 5. COLAR los componentes de la celda para quitarles el excedente de agua.

Paso 6. ENJUAGAR la celda, retirando sedimentos y precipitados.

NOTA

Colocar una cubeta a la salida de la celda para recolectar el agua del lavado de la celda y depositarla en el drenaje.

Paso 7. COLOCAR la piedra de río como soporte principal, a 20 cm del fondo de la celda, con el fin de distribuir el flujo de entrada a la celda del humedal.

Paso 8. INTERCALAR una capa de tezontle de 10 cm de ancho y una capa de pet y polietileno de 10 cm de ancho hasta llegar casi a la superficie de la celda.

Paso 9. SEMBRAR las seis plantas correspondientes de la celda y cubrirlas con más tezontle para que se cubran sus raíces y evitar la propagación de insectos.

Paso 10. REGAR las plantas para fomentar su sano crecimiento y mantenerlas en buenas condiciones para depurar el agua.

MANTENIMIENTO DE EQUIPOS AUXILIARES

Paso 1. DESMONTAR las válvulas de paso, válvulas de goteo y la tubería PVC que suministra agua al STH y recolecta el efluente para depositarlo en el drenaje.

Paso 2. CONECTAR los accesorios una toma de agua directa y lavarlas a presión por dentro para retirar cualquier impureza o sedimento.

Paso 3. LAVAR los accesorios por fuera y escurrirlos perfectamente.

Paso 4. RECONECTAR los accesorios nuevamente en su lugar de origen y comprobar que sean permeables y su funcionamiento sea normal.

Paso 5. LAVAR perfectamente cubetas, jarra, probeta, embudo, mangueras y demás herramientas auxiliares.

Paso 6. SECAR y guardar en su lugar cada herramienta de trabajo.

ADVERTENCIA

NO EXPONER las probetas, jarras o cubetas al sol directo porque se corre riesgo de cuarteo y deterioro del material.

Inventario del Sistema de Tratamiento Híbrido

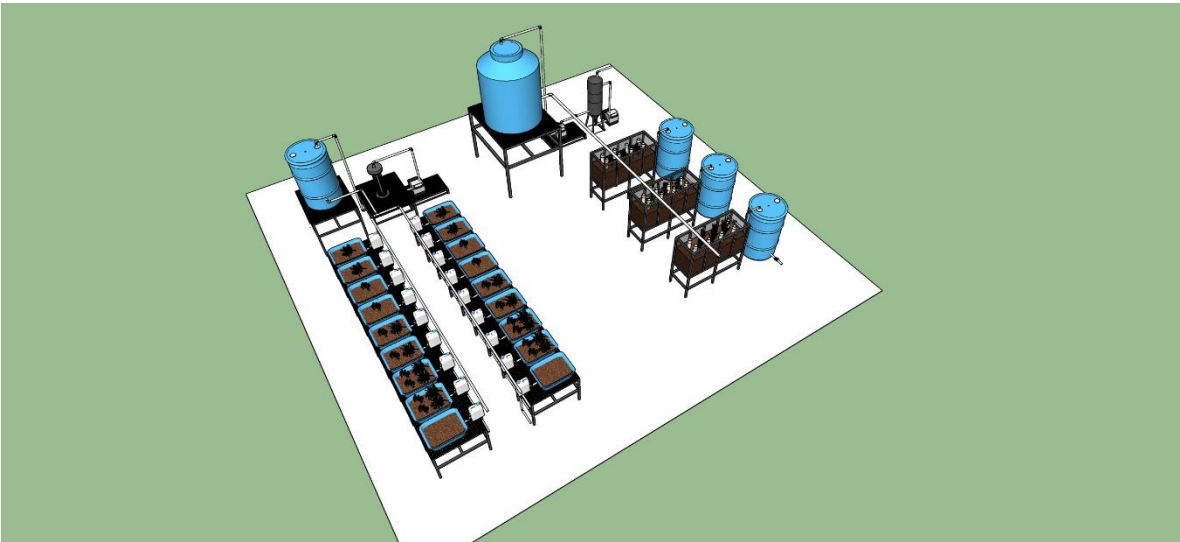
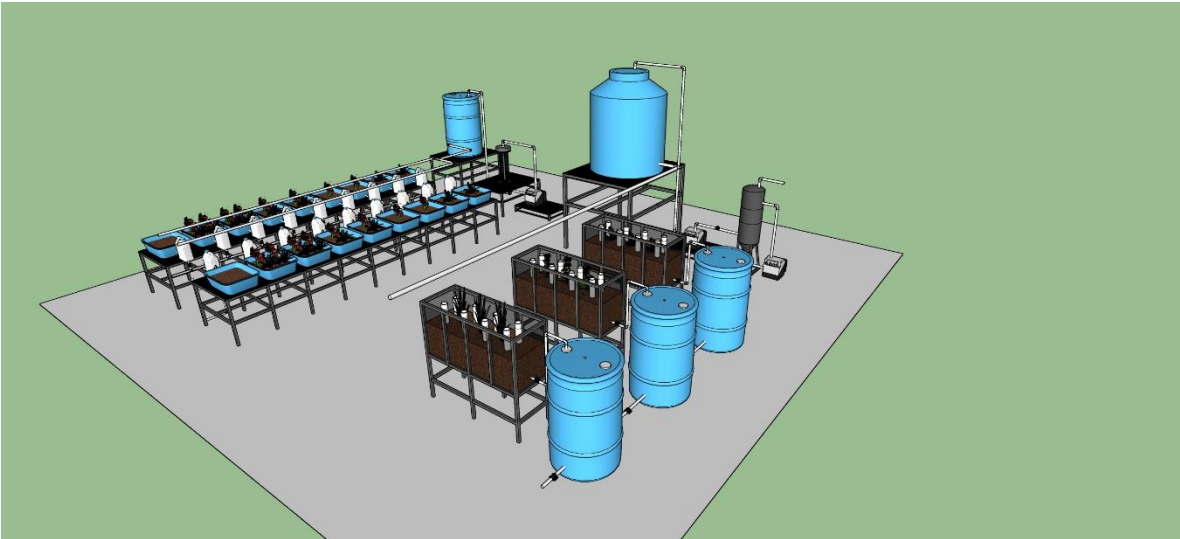
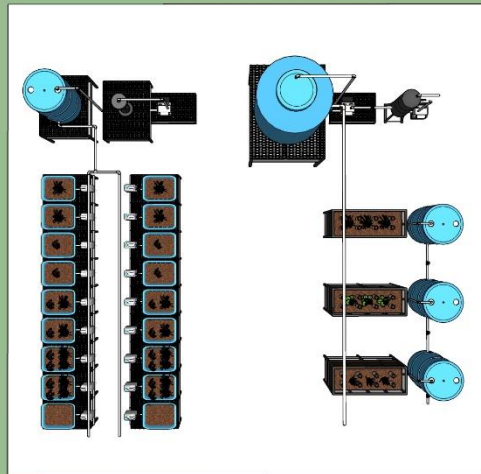
A continuación se muestra el inventario del STH, en el cual se muestran las claves de cada herramienta, equipo o accesorio; los nombres y la descripción de cada uno de ellos.

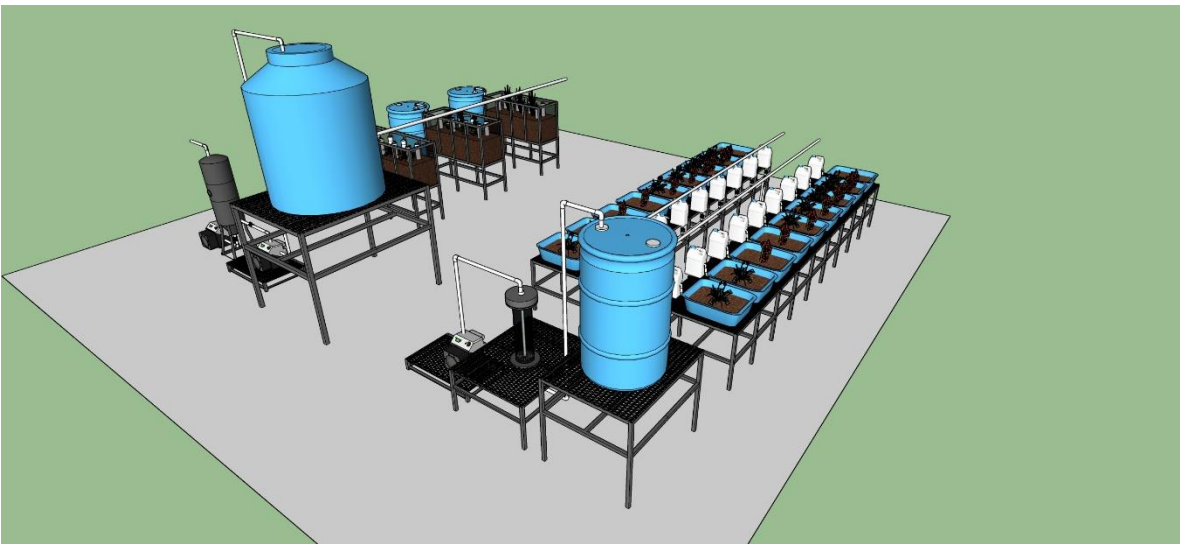
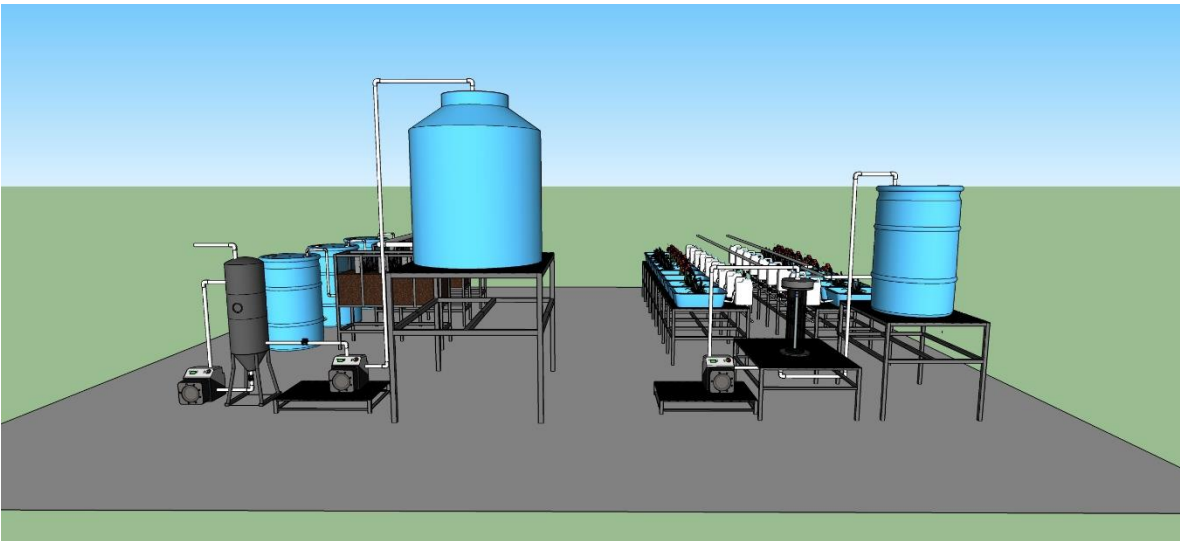
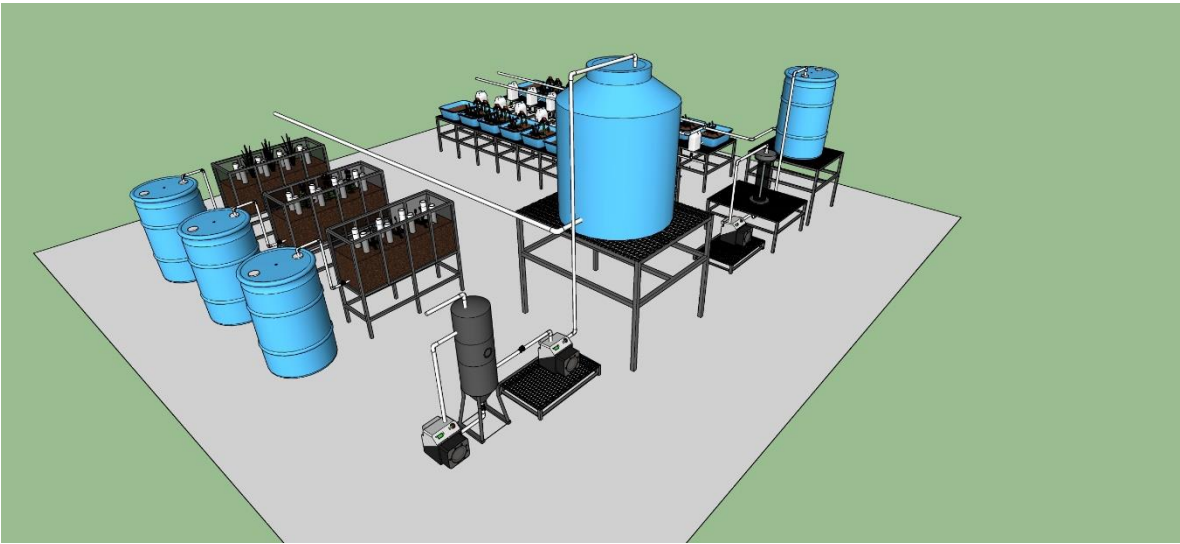
Inventario del Sistema de Tratamiento Híbrido			
No	CLAVE	NOMBRE	DESCRIPCIÓN
1	RBA-01	Reactor de Biopelícula Anaerobia	Reactor de Biopelícula Anaerobia del STH para generación de biogás
2	TA-01	Tanque de Alimentación	Tanque Principal de Alimentación de 450 L
3	TRE-01	Tanque Recolector de Efluente	Tanque Recolector de Efluente tratado en la Celda 1 de 100 L
4	TRE-02	Tanque Recolector de Efluente	Tanque Recolector de Efluente tratado en la Celda 2 de 100 L
5	TRE-03	Tanque Recolector de Efluente	Tanque Recolector de Efluente tratado en la Celda 3 de 100 L
6	TRS-01	Tanque Recolector de Sustrato	Tanque Recolector del Efluente a tratar de 200 L
7	BP-01	Bomba Peristáltica	Bomba Peristáltica para la recirculación del RBA
8	C-01	Celda 1	Celda 1 del Humedal Construido con volumen útil de 100L
9	C-02	Celda 2	Celda 2 del Humedal Construido con volumen útil de 100L
10	C-03	Celda 3	Celda 3 del Humedal Construido con volumen útil de 100L
11	VP-01	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la alimentación del RBA
12	VP-02	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la salida superior del RBA
13	VP-03	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la salida inferior del RBA
14	VP-04	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de conexión a la recirculación del RBA
15	VP-05	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de conexión a la recirculación del RBA
16	VP-06	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de entrada a la recirculación del RBA

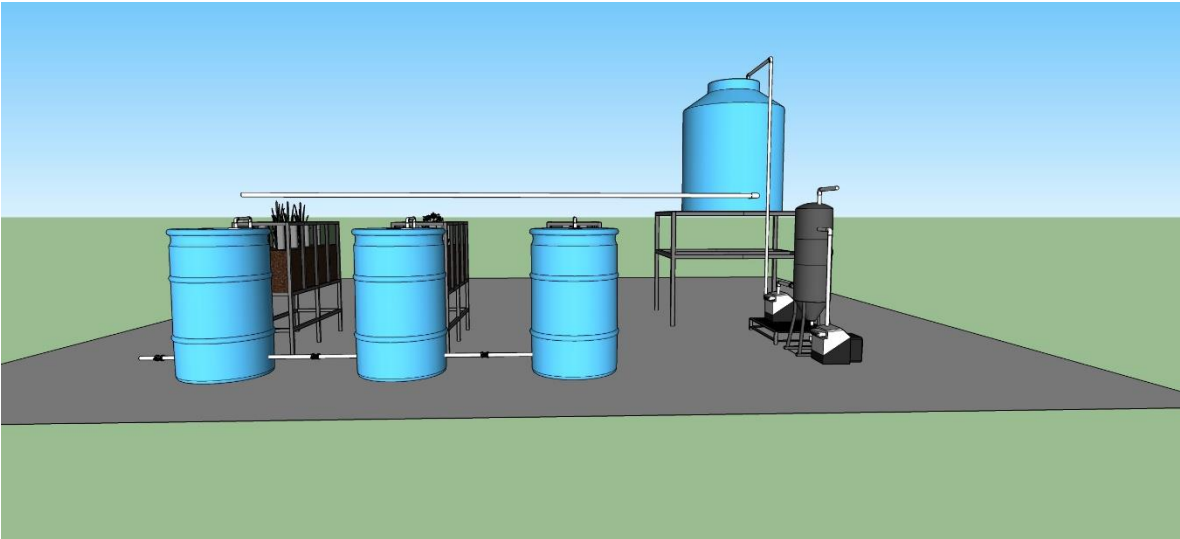
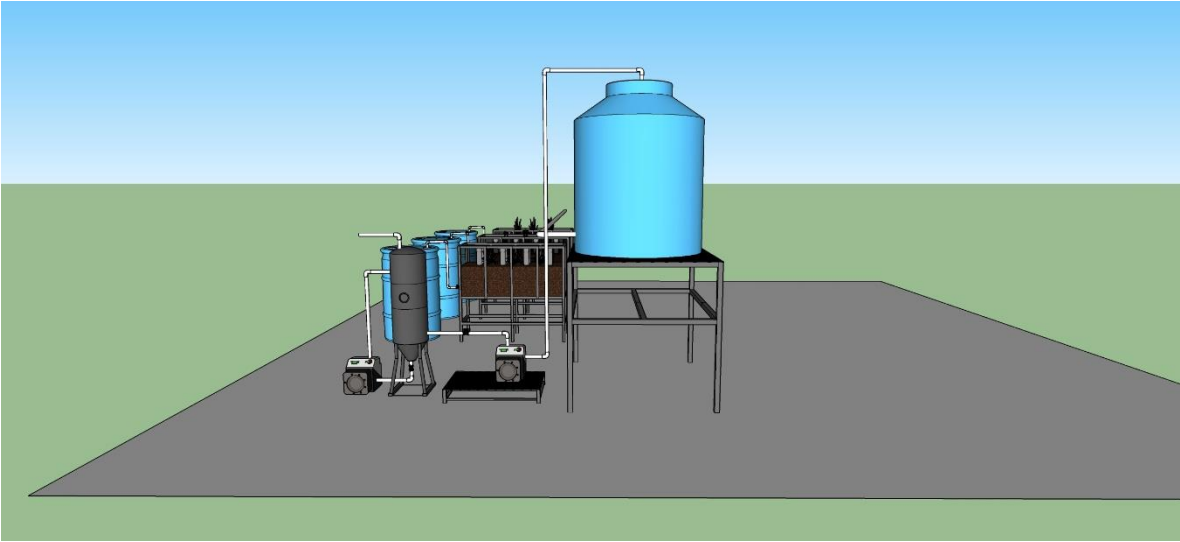
17	VP-07	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ del Tanque de Alimentación
18	VP-08	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la entrada de la Celda 1
19	VP-09	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la entrada de la Celda 2
20	VP-10	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la entrada de la Celda 3
21	VP-11	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la salida de la Celda 1
22	VP-12	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la salida de la Celda 2
23	VP-13	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la salida de la Celda 3
24	VP-14	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la salida del TRE de la Celda 1
25	VP-15	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la salida del TRE de la Celda 2
26	VP-16	Válvula de Paso	Válvula de Paso de $\frac{3}{4}$ de la salida del TRE de la Celda 3
27	VG-01	Válvula de Goteo	Válvula de goteo para regular el flujo a la entrada de la Celda 1
28	VG-02	Válvula de Goteo	Válvula de goteo para regular el flujo a la entrada de la Celda 1
29	VG-03	Válvula de Goteo	Válvula de goteo para regular el flujo a la entrada de la Celda 1
30	ACC-01	Mesa	Mesa para la Bomba Peristáltica del Reactor de Biopelícula Anaerobio
31	ACC-02	Mesa	Mesa para la contención de bidones con efluente del RBA.
32	ACC-03	Base	Base para el Tanque de Recolección de Efluente de la Celda 1
33	ACC-04	Base	Base para el Tanque de Recolección de Efluente de la Celda 2
34	ACC-05	Base	Base para el Tanque de Recolección de Efluente de la Celda 3
35	ACC-06	Bandeja	Bandeja circular para la captación de biogás
36	ACC-07	Contenedor	Contenedor rectangular de 20 L para la captación de biogás
37	ACC-08	Probeta	Probeta de 1000 ml para medir con precisión el sustrato a alimentar
38	ACC-09	Jarra	Jarra de 4 L para tomar el sustrato a diluir en la alimentación
39	ACC-10	Cubeta	Cubeta de 10 L para transporte o recolección

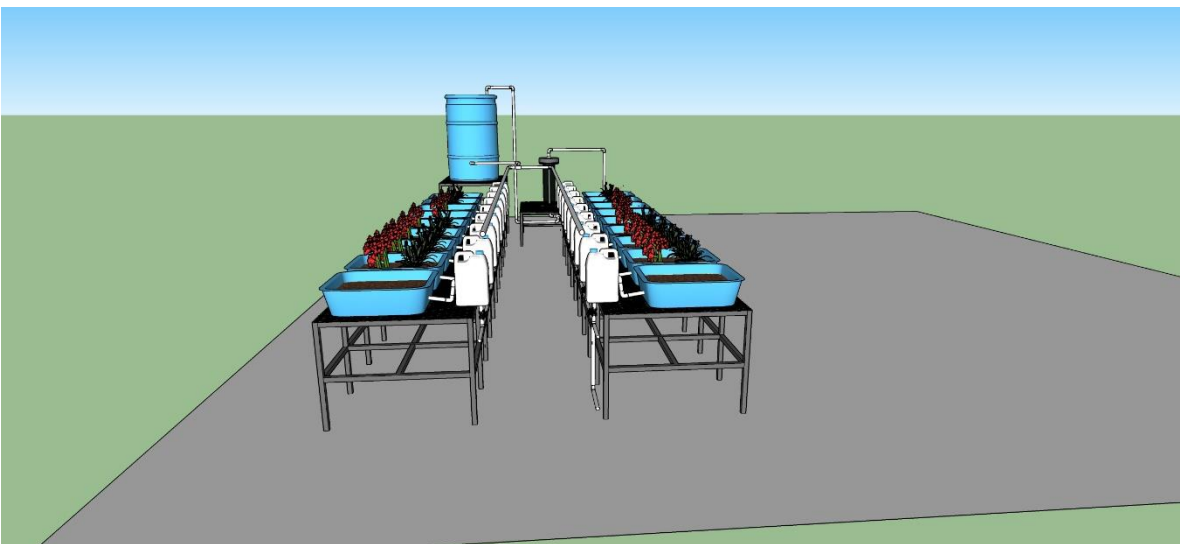
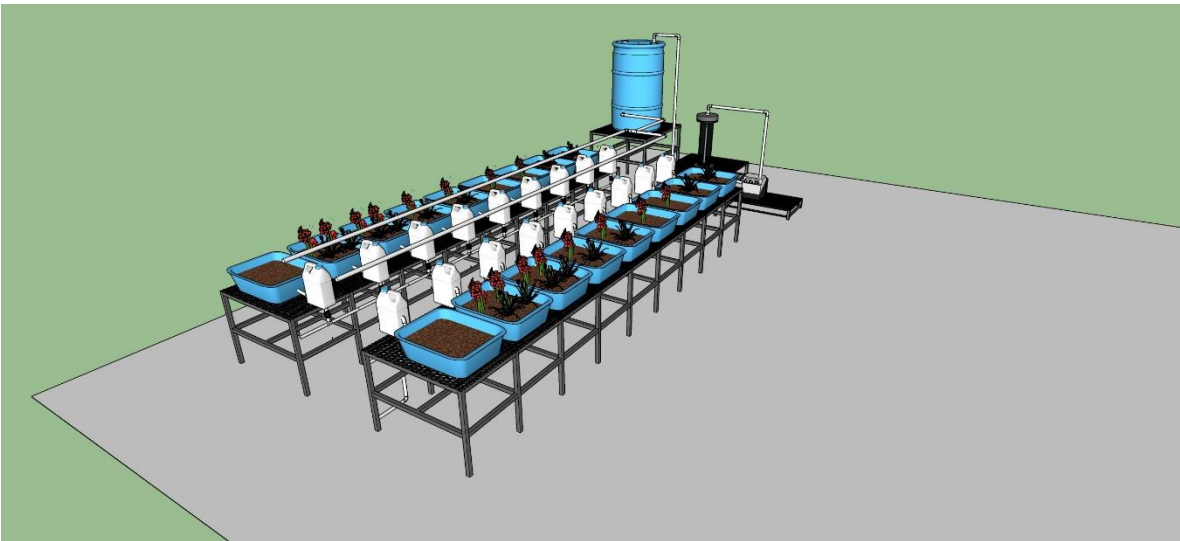
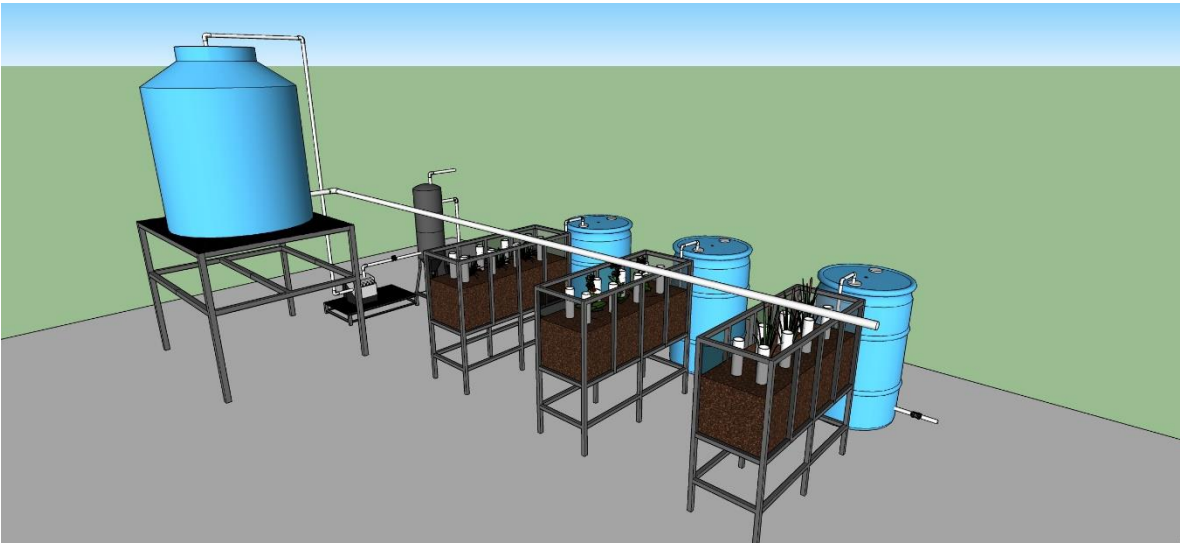
40	ACC-11	Embudo	Embudo grande para recolección de efluente
41	ACC-12	Bidones	Bidones de 20 L para contención del sustrato o efluente del STH
42	ACC-13	Filtrador	Malla filtrante para retener la parte sólida del sustrato

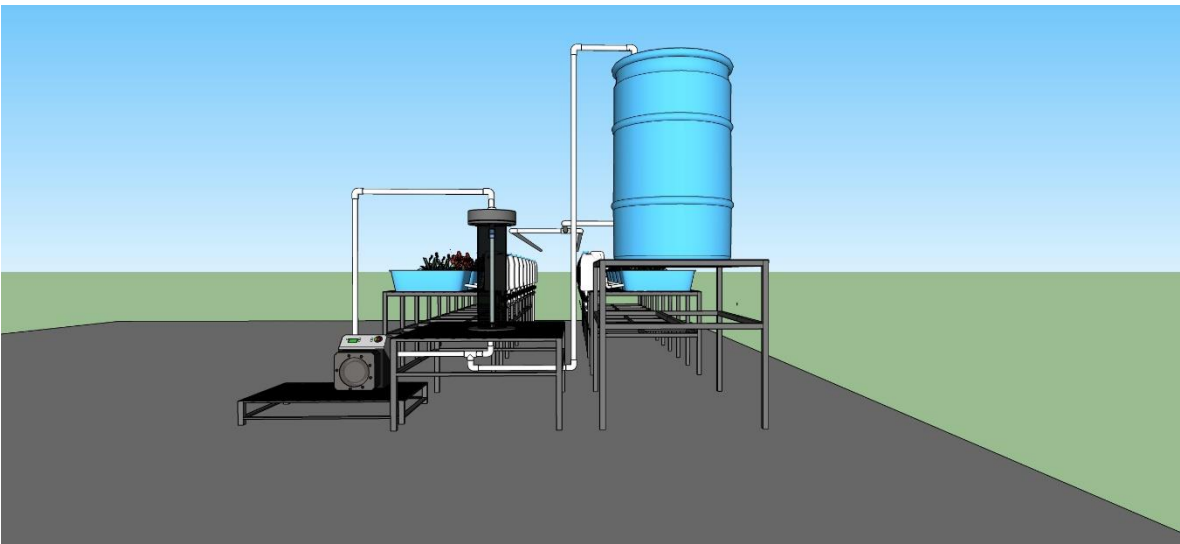
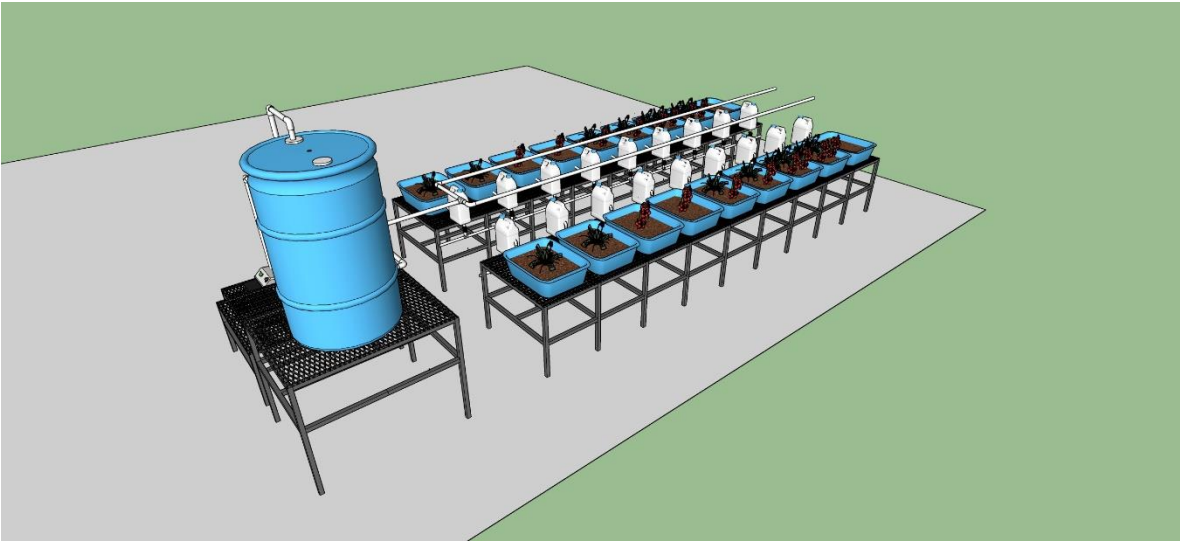
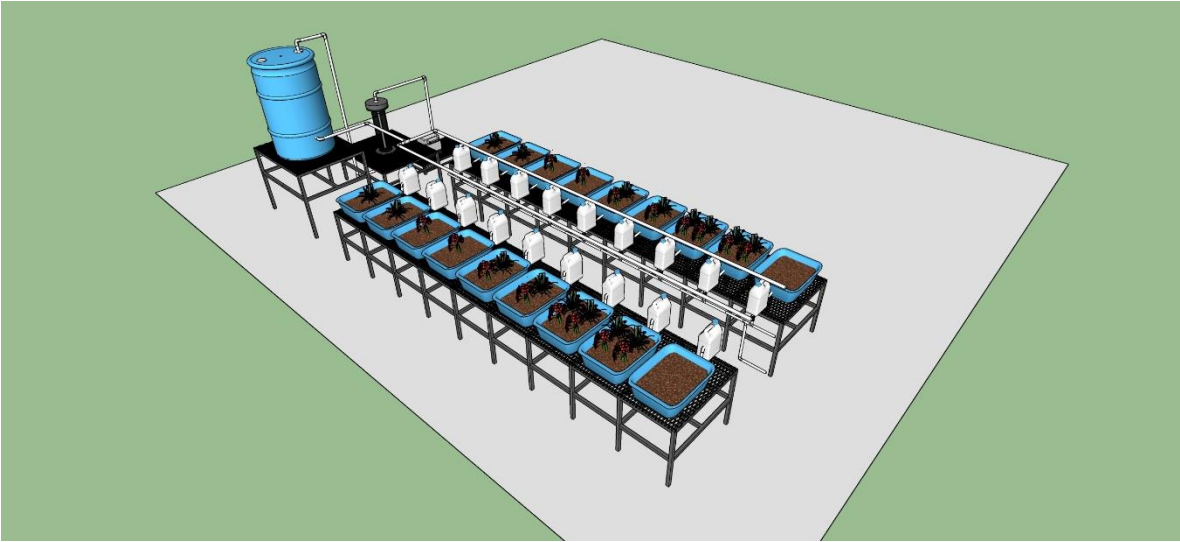
ANEXO 4. DISEÑO DEL SISTEMA HÍBRIDO DE TRATAMIENTO





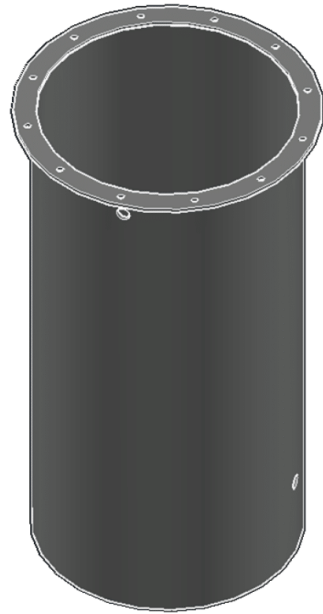
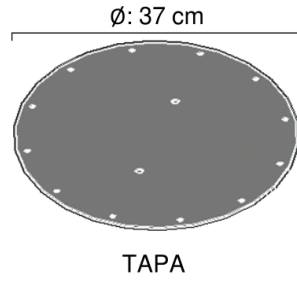






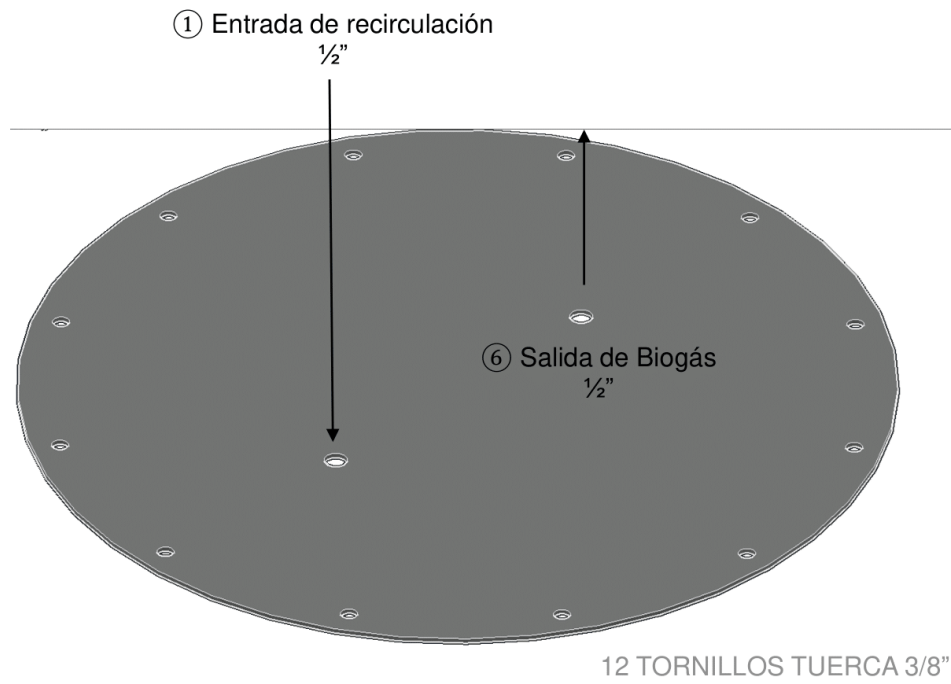
**ANEXO 5. DISEÑO REACTOR DE BIOPELÍCULA
ANAEROBIO**

REACTOR DE BIOPELÍCULA ANAEROBIO

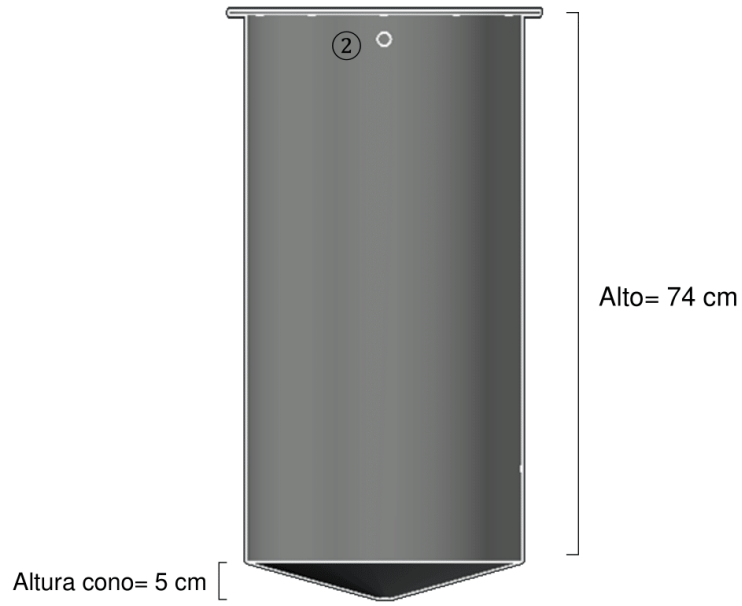


TANQUE
 $V_{\text{Total}} = 70 \text{ L}$
 $V_{\text{Útil}} = 50 \text{ L}$

TAPA BRIDADA



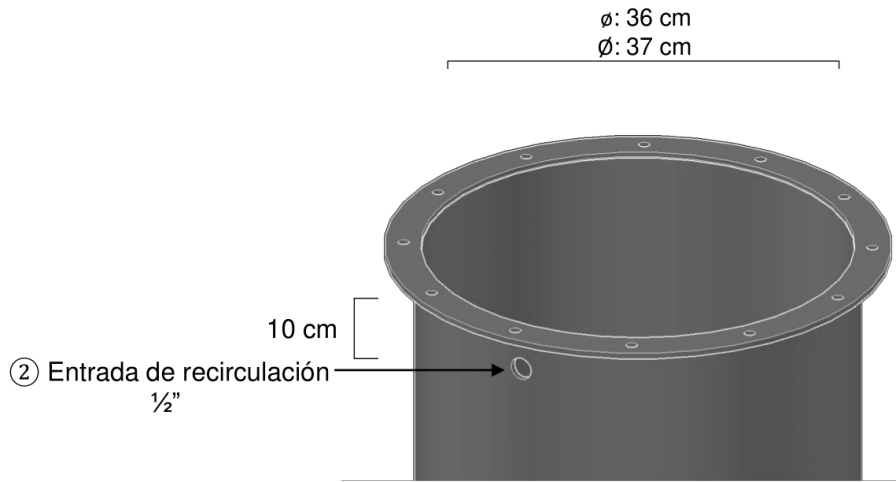
VISTA FRONTAL



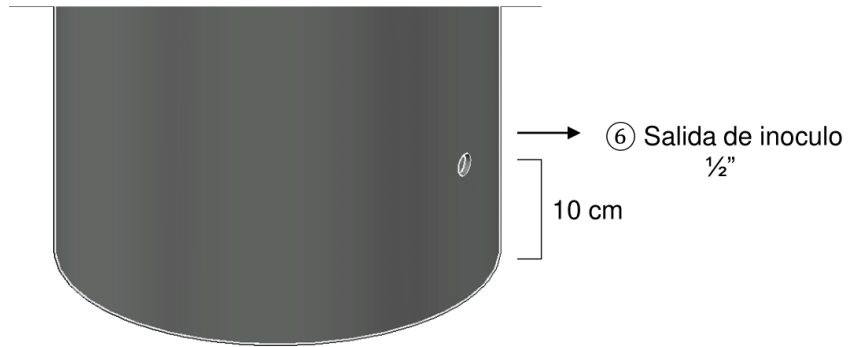
DETALLE INFERIOR
(Lateral izquierdo)



DETALLE SUPERIOR



DETALLE INFERIOR
(Lateral derecho)



DETALLE CONO INFERIOR

