



DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

OPCIÓN 1.- TESIS

TRABAJO PROFESIONAL

**“SISTEMA HÍBRIDO HUMEDAL CONSTRUIDO-BIOPELÍCULA FIJA
PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA
INDUSTRIA PILONCILLERA”**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA**

PRESENTA:

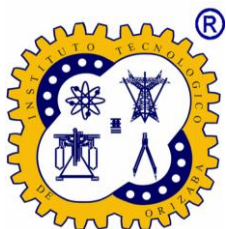
ING. ISIS GIOVANNA AMADOR SUÁREZ

DIRECTOR DE TESIS:

M.I.Q. NORMA ALEJANDRA VALLEJO CANTÚ

CODIRECTOR DE TESIS:

DR. ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN





Educación
Secretaría de Educación Pública



INSTITUTO TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO



Instituto Tecnológico de Orizaba
División de Estudios de Posgrado e Investigación

Orizaba, Veracruz, **12/marzo/2026**
Dependencia: División de Estudios de
Posgrado e Investigación.
Asunto: Autorización de Impresión
Opción: I

ISIS GIOVANNA AMADOR SUÁREZ
CANDIDATO A GRADO DE MAESTRA EN
CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA
PRESENTE

De acuerdo con el Reglamento de Titulación vigente de los Centros de Enseñanza Técnica Superior, dependiente de la Dirección General de Institutos Tecnológicos 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:

SISTEMA HÍBRIDO HUMEDAL CONSTRUIDO-BIOPELÍCULA FIJA PARA EL TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA PILONCILLERA

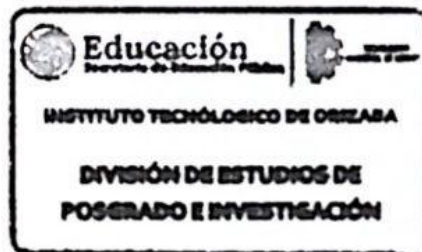
Comunico a usted que este Departamento concede su autorización para que proceda a la impresión del mismo.

ATENTAMENTE

Excelencia en Educación Tecnológica

DR. OSCAR BÁEZ SENTIES
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN

ccp. Archivo
OBS/NAVC



2026
año de
Margarita
Maza





Instituto Tecnológico de Orizaba
División de Estudios de Posgrado e Investigación

Orizaba, Veracruz, **26/enero/2023**
Asunto: revisión de trabajo escrito

DR. OSCAR BAEZ SENTIES
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN
PRESENTE

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

ISIS GIOVANNA AMADOR SUÁREZ

La cual lleva el título de:

SISTEMA HÍBRIDO HUMEDAL CONSTRUIDO-BIOPELÍCULA FIJA PARA EL TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA PILONCILLERA

Y concluyen que se acepta.

ATENTAMENTE
Excelencia en Educación Tecnológica

PRESIDENTE: M.I. NORMA ALEJANDRA VALLEJO CANTÚ

SECRETARIO: DR. ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN

VOCAL: DR. JUAN MANUEL MÉNDEZ CONTRERAS

VOCAL SUP.: DR. ERIK SAMUEL ROSAS MENDOZA


FIRMA

FIRMA

FIRMA

FIRMA

TA-09-18



2026
año de
Margarita
Maza





LICENCIA DE USO OTORGADA POR Isis Giovanna Amador Suárez de nacionalidad Mexicana mayor de edad, con domicilio ubicado en Priv. Hernández y Hernández, Col. El Deportivo S/N. C.P.95500, Otatitlán, Veracruz, en mi calidad de titular de los derechos patrimoniales y morales y autor de la tesis denominada “SISTEMA HÍBRIDO HUMEDAL CONSTRUIDO-BIOPELÍCULA FIJA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA PILONCILLERA” en adelante **“LA OBRA”** quien para todos los fines del presente documento se denominará **“EL AUTOR Y/O EL TITULAR”**, a favor del Instituto Tecnológico de Orizaba del Tecnológico Nacional de México, la cual se registrá por las cláusulas siguientes:

PRIMERA –OBJETO: **“EL AUTOR Y/O TITULAR”**, mediante el presente documento otorga al Instituto Tecnológico de Orizaba del Tecnológico Nacional de México, licencia de uso gratuita e indefinida respecto de **“LA OBRA”**, para almacenar, preservar, publicar, reproducir y/o divulgar la misma, con fines académicos, por cualquier medio en forma física y a través del repositorio institucional y del repositorio nacional, éste último consultable en la página: (<https://www.repositorionacionalcti.mx/>).

SEGUNDA - TERRITORIO: La presente licencia se otorga, de manera no exclusiva, sin limitación geográfica o territorial alguna, de manera gratuita e indefinida.

TERCERA -ALCANCE: La presente licencia contempla la autorización para formato uso de **“LA OBRA”** en cualquier formato o soporte material y se extiende a la utilización, de manera enunciativa más no limitativa a los siguientes medios: óptico, magnético, electrónico, virtual (red), mensaje de datos o similar conocido por conocerse.
en medio óptico, magnético, electrónico, en red, mensajes de datos o similar, conocido o por conocerse.

CUARTA – EXCLUSIVIDAD: La presente licencia de uso aquí establecida no implica exclusividad en favor del Instituto Tecnológico de Orizaba; por lo tanto, **“EL AUTOR Y/O TITULAR”** conserva los derechos patrimoniales y morales de **“LA OBRA”**, objeto del presente documento.

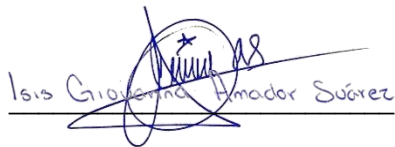
QUINTA – CRÉDITOS: El Instituto Tecnológico de Orizaba y/o el Tecnológico Nacional de México reconoce que el **“AUTOR Y/O TITULAR”** es el único, primigenio y perpetuo titular de los derechos morales sobre **“LA OBRA”**; por lo tanto, siempre deberá otorgarle los créditos correspondientes por la autoría de la misma.

SEXTA – AUTORÍA: **“EL AUTOR Y/O TITULAR”** manifiesta ser el único titular de los derechos de autor que derivan de **“LA OBRA”** y declara que el material objeto del presente fue realizado por él, sin violentar o usurpar derechos de propiedad intelectual de terceros; por lo tanto, en caso de controversia sobre los mismos, se obliga a ser el único responsable.

Dado en la Ciudad de Orizaba, a los días 20 del mes de marzo de 2026.

“EL AUTOR Y/O TITULAR”

“EL INSTITUTO TECNOLÓGICO DE ORIZABA”


Isis Giovanna Amador Suárez

DEDICATORIAS

Gracias a Dios, por bendecir mi vida, sostenerme en cada paso y permitirme llegar hasta este momento.

A mis padres, por su amor incondicional, su ejemplo, sus consejos y su apoyo constante en cada etapa de mi vida. Gracias por creer en mí, por acompañarme incluso en las ideas más descabelladas y por enseñarme que con esfuerzo y dedicación todo es posible. Son mi inspiración y el motor de mis logros.

A mis hermanos, por su cariño, su compañía y por estar presentes en los momentos más importantes de este camino.

A Laura, Renata y Alondra, quienes en el transcurso de esta etapa dejaron de ser solo compañeras de maestría para convertirse en mis hermanas. Gracias por su amistad, su apoyo y por cada experiencia, aprendizaje y momento compartido que hicieron de este camino una etapa más valiosa y especial.

A Juan David, por su paciencia, su compañía y su apoyo incondicional a lo largo de este recorrido. Gracias por estar presente en cada desafío y por acompañarme con cariño en esta etapa tan importante.

A mis abuelos, con profundo amor y gratitud, por sus enseñanzas, su cariño y los valores que han dejado en mi vida. De manera especial, dedico este logro a la memoria de quien, aunque ya no se encuentra físicamente conmigo, permanece siempre en mi corazón y en mis recuerdos.

RECONOCIMIENTOS

MIQ. Norma Alejandra Vallejo Cantú

Gracias por su orientación, apoyo y valiosas aportaciones durante el desarrollo de esta investigación. Su acompañamiento y compromiso fueron fundamentales para la realización de este trabajo.

Dr. Alejandro Alvarado Lassman

Gracias por sus enseñanzas, disposición y contribuciones académicas, las cuales enriquecieron de manera significativa este proyecto y mi formación profesional.

Dr. Erik Samuel Rosas Mendoza

Gracias por su apoyo, sus observaciones y el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo. Sus conocimientos y recomendaciones fueron de gran importancia en este proceso.

Dr. Juan Manuel Méndez Contreras

Gracias por sus valiosas sugerencias, su orientación académica y su disposición para fortalecer la calidad de esta tesis.

SECIHTI

Por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de maestría, con el número de CVU 1342411.

RESUMEN

“SISTEMA HÍBRIDO HUMEDAL CONSTRUIDO-BIOPELÍCULA FIJA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA PILONCILLERA”

Elaborada por: I.Q. Isis Giovanna Amador Suárez

Dirigida por: M.I.Q. Norma Alejandra Vallejo Cantú

Dr. Alejandro Alvarado Lassman

Las aguas residuales generadas por la industria piloncillera presentan altas concentraciones de materia orgánica, sólidos y nutrientes, además de pH ácido, lo que dificulta su tratamiento mediante procesos convencionales. Estas aguas pueden alcanzar concentraciones de demanda química de oxígeno (DQO) superiores a 40 g L⁻¹, representando un riesgo ambiental si se descargan sin tratamiento. En este contexto, los sistemas híbridos que combinan procesos anaerobios y humedales construidos han sido propuestos como una alternativa eficiente y de bajo costo para el tratamiento de efluentes agroindustriales con alta carga orgánica. El objetivo de esta tesis fue evaluar el desempeño de un sistema híbrido compuesto por un reactor anaerobio de biopelícula fija (FBBR) acoplado a humedales construidos de flujo subsuperficial, aplicado al tratamiento de aguas residuales de la industria piloncillera, así como analizar el efecto de la incorporación de soportes para biopelícula en la eficiencia del tratamiento.

La fase experimental se desarrolló en la Planta de Aprovechamiento de Residuos del Instituto Tecnológico de Orizaba. El sistema estuvo conformado por un reactor anaerobio de biopelícula fija con volumen útil de 150 L y un tiempo de retención hidráulica de 5 días, seguido de seis celdas de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal. Las celdas se distribuyeron en dos configuraciones: tres humedales con soporte para biopelícula (HC-BF) y tres sin soporte (HC). En los humedales se emplearon las especies vegetales *Canna indica* y *Cyperus papyrus*, seleccionadas por su capacidad de adaptación a ambientes saturados y su uso en sistemas de tratamiento basados en humedales. El sistema se operó durante 120 días, monitoreando parámetros como pH, DQO, sólidos totales (ST), sólidos

volátiles (SV), nitrógeno total (NT), amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) y fósforo total (FT). De forma complementaria, se realizaron experimentos adicionales en la Xi'an University of Technology (China) para evaluar el desempeño de un sustrato alternativo denominado *Alum Sludge–Novel Lightweight Substrate* (Al-NLS).

Los resultados mostraron que el reactor anaerobio alcanzó una remoción de DQO de 58.7 %. En la etapa de humedales, el sistema HC-BF presentó remociones de DQO cercanas al 80 %, mientras que los humedales sin soporte (HC) alcanzaron aproximadamente 20 %. Al evaluar el sistema híbrido completo, el arreglo FBBR + HC-BF alcanzó remociones globales de DQO de hasta 92 %, mientras que el sistema FBBR + HC alcanzó aproximadamente 67 %. Asimismo, la configuración con biopelícula presentó mayores eficiencias globales de remoción de ST, SV, NT, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ y FT, alcanzando valores de 89.3 %, 91.4 %, 72.5 %, 83.9 % y 67.1 %, respectivamente.

Adicionalmente, se observó que las plantas establecidas en los humedales con biopelícula mostraron mejor crecimiento, mayor vigor, follaje más verde y floración más temprana que aquellas establecidas en humedales sin soporte, lo que sugiere una interacción favorable entre la biopelícula microbiana, la disponibilidad de nutrientes y el desarrollo vegetal. En conjunto, los resultados permiten concluir que la incorporación de soportes para biopelícula mejora significativamente el desempeño del sistema híbrido, incrementa la remoción de contaminantes y favorece la adaptación de la vegetación. Por tanto, el sistema FBBR + HC-BF constituye una alternativa sustentable, eficiente y de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales de la industria piloncillera, con potencial de aplicación en contextos rurales y agroindustriales.

ABSTRACT

“EVALUATION OF A HYBRID SYSTEM COMPOSED OF A FIXED BIOFILM ANAEROBIC REACTOR AND CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF WASTEWATER FROM THE PILONCILLO INDUSTRY”

By: Eng. Isis Giovanna Amador Suárez

Dirigida por: M.Sc. Norma Alejandra Vallejo Cantú

PhD. Alejandro Alvarado Lassman

Wastewater generated by the piloncillo industry contains high concentrations of organic matter, solids, and nutrients, as well as an acidic pH, which makes its treatment through conventional processes difficult. This wastewater can reach chemical oxygen demand (COD) concentrations higher than 40 g L^{-1} , representing an environmental risk if discharged without treatment. In this context, hybrid systems combining anaerobic processes and constructed wetlands have been proposed as an efficient and low-cost alternative for the treatment of agro-industrial effluents with high organic loads. The aim of this thesis was to evaluate the performance of a hybrid system composed of a fixed-bed biofilm reactor (FBBR) coupled with subsurface-flow constructed wetlands for the treatment of wastewater from the piloncillo industry, as well as to analyze the effect of incorporating biofilm supports on treatment efficiency.

The experimental phase was carried out at the Waste Recovery Plant of the Instituto Tecnológico de Orizaba. The system consisted of a fixed-bed anaerobic biofilm reactor with a working volume of 150 L and a hydraulic retention time of 5 days, followed by six horizontal subsurface-flow constructed wetland cells. The cells were arranged in two configurations: three wetlands with biofilm support media (HC-BF) and three without support media (HC). The plant species *Canna indica* and *Cyperus papyrus* were used in the wetlands, selected for their ability to adapt to saturated environments and for their use in wetland-based treatment systems. The system was operated for 120 days, monitoring parameters such as pH, COD, total solids (TS), volatile solids (VS), total nitrogen (TN), ammonium ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), and total phosphorus (TP). In addition, complementary experiments were conducted at Xi'an

University of Technology (China) to evaluate the performance of an alternative substrate called Alum Sludge–Novel Lightweight Substrate (Al-NLS).

The results showed that the anaerobic reactor achieved a COD removal of 58.7%. In the wetland stage, the HC-BF system presented COD removals close to 80%, whereas wetlands without support media (HC) achieved approximately 20%. When evaluating the complete hybrid system, the FBBR + HC-BF arrangement reached overall COD removals of up to 92%, while the FBBR + HC system achieved approximately 67%. Likewise, the biofilm-based configuration showed higher overall removal efficiencies for TS, VS, TN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, and TP, reaching values of 89.3%, 91.4%, 72.5%, 83.9%, and 67.1%, respectively.

Additionally, plants established in wetlands with biofilm support showed better growth, greater vigor, greener foliage, and earlier flowering than those established in wetlands without support media, suggesting a favorable interaction between microbial biofilm, nutrient availability, and plant development. Overall, the results indicate that the incorporation of biofilm support media significantly improves the performance of the hybrid system, increases pollutant removal, and enhances vegetation adaptation. Therefore, the FBBR + HC-BF system constitutes a sustainable, efficient, and low-cost alternative for the treatment of wastewater from the piloncillo industry, with potential application in rural and agro-industrial contexts.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABLAS.....	viii
NOMENCLATURA	ix
INTRODUCCIÓN	10
OBJETIVOS	12
OBJETIVO GENERAL.....	12
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS	14
1.1 Panorama general de la agroindustria de la caña en México	14
1.2 Industria piloncillera en México.....	16
1.2.1 Proceso de producción del piloncillo.....	19
1.2.2 Uso del agua y generación de aguas residuales en la industria azucarera.....	25
1.2.3 Uso del agua y generación de aguas residuales en la industria piloncillera.....	27
1.2.4 Características de las aguas residuales de la industria piloncillera	27
1.3 Sistemas de tratamiento de aguas residuales para la industria piloncillera.	28
1.3.1 Sistemas anaerobios para el tratamiento de aguas residuales	29
1.3.2 Etapas de la digestión anaerobia (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis)	32
1.3.3 Reactores anaerobios de biopelícula fija	35
1.4 Humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales	40
1.4.1 Tipos de Humedales Construidos.....	43
1.4.2 Mecanismos de depuración en humedales construidos	45

1.5 Sistemas híbridos de tratamiento de aguas residuales	46
1.5.1 Reactores anaerobios acoplados a humedales contruidos para el tratamiento de aguas residuales.....	47
1.6 Comparación entre sistemas con y sin biopelícula fija en humedales.....	48
1.7 Antecedentes y avances	49
CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS	55
2.1 Metodología general.....	55
2.2 Descripción de las sedes experimentales	57
2.2.1 Instituto Tecnológico de Orizaba, México	57
2.2.2 Xi'an University of Technology, China	57
2.3 Caracterización del agua residual de la industria piloncillera	58
2.4 Diseño del sistema híbrido de tratamiento	59
2.4.1 Reactor anaerobio de biopelícula fija.....	59
2.4.2 Humedales contruidos de flujo subsuperficial horizontal	60
2.5 Materiales empleados	62
2.5.1 Materiales estructurales.....	62
2.5.2 Materiales de soporte para biopelícula	62
2.5.3 Especies vegetales.....	62
2.6 Acondicionamiento y operación del sistema.....	63
2.6.1 Operación del reactor anaerobio	63
2.6.2 Operación de los humedales contruidos	64
2.7 Parámetros de control y monitoreo.....	65
2.8 Métodos analíticos.....	65
2.8.1 Comportamiento del pH durante la operación del sistema	66
2.8.2 Evolución de la DQO total y soluble	67

2.8.3 Determinación de ST y SV	67
2.8.4 Determinación de la Carga Volumétrica Aplicada (CVA).....	67
2.8.5 Determinación del Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)	68
2.8.6 Nitrógeno Total (NT) y Fósforo (FT)	68
2.9 Criterios de evaluación experimental.....	69
2.10 Experimentos adicionales empleando configuraciones alternativas.....	69
2.10.1 Evaluación experimental en China: uso de Al-NLS como sustrato alternativo	69
2.10.2 Recolección y preparación del lodo de alumbre	70
2.10.3 Formulación del sustrato ligero (Al-NLS)	70
2.10.4 Caracterización del sustrato Al-NLS	71
2.10.5 Evaluación de la capacidad de adsorción de fósforo.....	71
2.11 Montaje del humedal vertical en columna	71
2.11.1 Operación del humedal con aguas residuales reales	72
CAPÍTULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	74
3.1 Recolección y caracterización de aguas residuales	75
3.2 Acondicionamiento y Operación del Reactor Anaerobio de Biopelícula Fija	75
3.2.1 Remoción de DQO total en el FBBR durante la fase de hidrólisis	76
3.2.2 Evolución del pH en el reactor anaerobio	77
3.3 Operación de celdas para Humedales Construidos	78
3.3.1 Pruebas de adaptación de vegetación.....	80
3.4 Remoción de DQO en los humedales construidos	81
3.4.1 Desempeño de remoción de DQO Total en HC-BF.....	81
3.4.2 Desempeño de remoción de DQO Total en HC	82
3.4.3 Comportamiento comparativo de DQO total entre HC-BF vs. HC	83

3.6 Remoción de sólidos y nutrientes.....	85
3.7 Operación por lotes y evaluación de la respuesta del sistema híbrido bajo cargas orgánicas crecientes.....	86
3.7.1 Acumulación de DQO en el reactor anaerobio durante la operación por lotes.....	86
3.7.2 Respuesta de los humedales construidos ante el incremento de carga orgánica.....	87
3.7.3 Ensayos finales de remoción de nutrientes	89
3.7.4 Comportamiento del sistema durante el periodo sin alimentación.....	90
3.8 Experimentos adicionales empleando configuraciones alternativas.....	90
3.8.1 Caracterización del sustrato ligero Al-NLS	91
3.8.2 Análisis químico superficial (FTIR y BET).....	92
3.8.3 Capacidad de adsorción de fósforo del sustrato Al-NLS	93
3.8.4 Cinética de adsorción	94
3.8.5 Desempeño del humedal construido de flujo vertical (VFCW).....	94
3.8.6 Comunidad microbiana asociada al sustrato Al-NLS.....	96
3.8.7 Composición taxonómica.....	96
3.8.8 Discusión integrada de los resultados	97
CONCLUSIONES.....	100
RECOMENDACIONES	103
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1.1	Ingenios azucareros en México (SADER, 2021 y CONADESUCA, 2022).	15
1.2	Biorrefinería de caña de azúcar basada en caña, productos y subproductos.	16
1.3	Municipios productores de Piloncillo y superficie cañera para su producción (Cabrera-Martínez y Aguilar-Rivera, 2018).	18
1.4	Diagrama del proceso de preparación de la caña de azúcar y su extracción de jugo. a) caña de azúcar, b) caña picada y desmenuzada, c) bagazo, d) jugo extraído, e) partículas finas de bagazo, f) jugo filtrado, g) jugo pre-limpiado y h) jugo para clarificar (Solís-Pacheco <i>et al.</i> , 2006).	22
1.5	Diagrama de clarificado y concentración. h) jugo para clarificar, i) jugo clarificado, j) jugo concentrado de 65 a 74 °Bx y k) jugo concentrado de 92 °Bx (Solís-Pacheco <i>et al.</i> , 2006).	23
1.6	Diagrama de moldeo y empaque. n) jugo concentrado a 92° Brix y p) producto terminado y moldeado (Solís-Pacheco <i>et al.</i> , 2006).	24
1.7	Proceso de elaboración del piloncillo en los trapiches (Castillo <i>et al.</i> , 2024).	25
1.8	Ruta de la degradación de la materia orgánica durante la digestión anaerobia (Rasapoor <i>et al.</i> , 2020).	30
1.9	Balance de materia el proceso aerobio y anaerobio (López-Vázquez <i>et al.</i> , 2017).	31
1.10	Desintegración e hidrólisis (Feria-Lara <i>et al.</i> , 2022).	33
1.11	Acidogénesis (Feria-Lara <i>et al.</i> , 2022).	34
1.12	Acetogénesis (Feria-Lara <i>et al.</i> , 2022).	35
1.13	Metanogénesis (Feria-Lara <i>et al.</i> , 2022).	35
1.14	Diagrama sistemático de un reactor anaerobio FBBR (Setiyawan <i>et al.</i> , 2023).	36

1.15	Diseño simple de humedal construido de tipo subsuperficial (Shukla <i>et al.</i> , 2022).	41
1.16	Humedal de tipo superficial (Hassan <i>et al.</i> , 2021).	44
1.17	Humedal de tipo subsuperficial (Hassan <i>et al.</i> , 2021).	44
1.18	Mecanismos bioquímicos en los humedales construidos (Wu <i>et al.</i> , (2023).	45
2.1	Diagrama de flujo general de la experimentación.	56
2.2	Reactor anaerobio de biopelícula fija de la Planta de Aprovechamiento de Residuos del Instituto Tecnológico de Orizaba.	60
2.3	Diseño la celda con soporte para la formación de biopelícula.	61
2.4	Diagrama general del reactor anaerobio en fase de hidrolisis para el tratamiento del agua residual de la industria piloncillera.	64
2.5	Proceso de producción del sustrato Al-NLS.	70
2.6	Sistema de humedal construido de flujo vertical basado en Al-NLS (VFCW).	72
3.1	Diagrama general del sistema híbrido.	74
3.2	Diseño general del reactor anaerobio de biopelícula fija y material soporte para la formación de biopelícula.	76
3.3	Remoción de DQO total en el FBBR.	77
3.4	Evolución del pH en el reactor anaerobio.	78
3.5	Celdas de humedales construidos y soporte para biopelícula.	79
3.6	(A) Las celdas HC-BF con un crecimiento mejorado de las plantas (B) floración HC-BF (c), celdas HC con desarrollo retrasado.	81
3.7	Porcentaje de remoción DQO total en HC-BF.	82

3.8	Porcentaje de remoción DQO total en HC.	83
3.9	Remoción global de DQO en los sistemas híbridos.	84
3.10	Celdas A y B (HC-BF) sometidas a elevadas cargas orgánicas.	87
3.11	Celda F (HC) sometida a elevadas cargas orgánicas.	88
3.12	Celda F (HC) rebrote.	88
3.13	Celdas A y B (HC-BF) viabilidad de la vegetación.	89
3.14	Micrografías SEM del sustrato Al-NLS mostrando (a) estructura porosa a 100× y (b) superficie recubierta a 10 000×.	91
3.15	Espectros FTIR del Al-NLS y del lodo de aluminio original.	92
3.16	(a) Isotherma de adsorción de fósforo; (b) ajuste cinético de adsorción.	93
3.17	Desempeño del VFCW: (a) PT, (b) DQO, (c) $\text{NH}_4^+\text{-N}$, (d) NT.	95
3.18	Abundancia relativa de comunidades microbianas por filo, clase y género.	97

LISTA DE TABLAS

Tabla		Página
1.1	Propiedades fisicoquímicas de los efluentes azucareros (Fito <i>et al.</i> , 2018; Fito <i>et al.</i> , 2019a; Fito <i>et al.</i> , 2019b).	26
2.1	Métodos analíticos utilizados en la caracterización y el monitoreo del sistema experimental.	66
3.1	Caracterización fisicoquímica del agua residual de la agroindustria piloncillera.	75
3.2	Distribución de especies vegetales por celda y tipo de soporte.	79
3.3	Remoción de sólidos y nutrientes en las diferentes etapas del sistema.	85
3.4	Propiedades físico-químicas del sustrato AI-NLS. (densidad, porosidad, resistencia a compresión, área superficial específica, volumen de poro).	92
3.5	Parámetros de los modelos de adsorción de Langmuir y Freundlich.	93
3.6	Índices de diversidad microbiana en el humedal construido con AI-NLS.	96

NOMENCLATURA

Nomenclatura	Significado
Al-NLS	Alum Sludge–Novel Lightweight Substrate
DA	Digestión Anaerobia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
FBBR	Fixed Bed Biofilm Reactor (Reactor Biológico de Lecho Fijo)
HC	Humedal Construido
HC-BF	Humedal Construido con Biopelícula Fija
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor (Reactor Biológico de Lecho Móvil)
NT	Nitrógeno total
PT	Fosforo total
SDT	Sólidos Disueltos Totales
SST	Sólidos Suspendidos Totales
ST	Sólidos Totales
SV	Sólidos Volátiles
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente)

INTRODUCCIÓN

La agroindustria de la caña de azúcar en México es una de las actividades agrícolas más relevantes, tanto en términos económicos como sociales. Dentro de este sector, la industria piloncillera, dedicada a la producción artesanal de piloncillo, tiene una importante presencia en regiones rurales del país. Esta actividad no solo representa una fuente de ingresos para comunidades campesinas, sino que también conserva prácticas tradicionales de procesamiento. No obstante, este tipo de industria enfrenta un desafío ambiental considerable debido a la generación de aguas residuales con alta carga orgánica, sólidos suspendidos, grasas, aceites y residuos de insumos agrícolas como fertilizantes y pesticidas.

Estas aguas residuales, si no son adecuadamente tratadas, pueden provocar una degradación significativa en los cuerpos de agua receptores, afectando la biodiversidad acuática y la salud humana (Anastopoulos *et al.*, 2017). Problemas como la eutrofización, el agotamiento del oxígeno disuelto y la alteración de los ecosistemas acuáticos se presentan con frecuencia en zonas donde la descarga de estos efluentes es continua. Por ello, la caracterización de estas aguas, considerando parámetros como la demanda química de oxígeno (DQO), el pH, los sólidos totales y sólidos volátiles, resulta esencial para el diseño de estrategias adecuadas de tratamiento.

En este contexto, las ecotecnologías surgen como una alternativa prometedora para mitigar los impactos ambientales de las actividades productivas sin comprometer su viabilidad económica. Estas tecnologías integran principios ecológicos en el diseño de soluciones técnicas que sean sostenibles, de bajo costo y adaptables a las condiciones locales. Entre las ecotecnologías más empleadas en el tratamiento de aguas residuales se encuentran los humedales construidos, sistemas que reproducen las funciones de los humedales naturales mediante la interacción de plantas acuáticas, microorganismos, agua y sustrato para eliminar contaminantes (Ji *et al.*, 2022).

Los humedales construidos han demostrado ser eficaces en la remoción de materia orgánica, nutrientes y metales pesados en distintos tipos de aguas residuales, incluyendo las industriales, agrícolas y domésticas. Además, su diseño modular y la facilidad de operación los convierten en una opción ideal para comunidades rurales donde los recursos económicos y tecnológicos son limitados.

Sin embargo, debido a la complejidad y carga contaminante de las aguas residuales provenientes de la industria piloncillera, los sistemas de tratamiento convencionales pueden ser insuficientes. En años recientes, diversas investigaciones han apuntado hacia el desarrollo de sistemas híbridos que combinen tecnologías para mejorar la eficiencia del tratamiento. Una innovación destacada en este campo es la incorporación de biopelículas fijas en humedales construidos. Las biopelículas son comunidades de microorganismos que se adhieren a superficies sólidas, formando una matriz que les permite descomponer eficientemente la materia orgánica y transformar compuestos contaminantes.

La implementación de un pretratamiento anaerobio, tiene como objetivo de reducir la carga orgánica antes de su ingreso al sistema de humedales. Se espera que esta combinación de tecnologías permita no solo una remoción eficiente de contaminantes, sino también un entorno adecuado para el crecimiento de plantas ornamentales que participen en los procesos de depuración y aporten valor estético o económico al sistema.

De manera específica, esta investigación se orienta a caracterizar las aguas residuales de la agroindustria piloncillera, implementar un pretratamiento anaerobio, evaluar la eficiencia del sistema híbrido en la remoción de contaminantes y el desarrollo vegetal, así como comparar su desempeño con un sistema similar sin biopelícula fija. Los resultados obtenidos permitirán aportar evidencia sobre el potencial de estos sistemas híbridos como una alternativa accesible, sostenible y replicable para comunidades rurales y sectores productivos con alta carga contaminante y bajos recursos tecnológicos.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el sistema híbrido humedal construido-biopelícula fija para descontaminar aguas residuales de la industria piloncillera.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar las aguas residuales de la agroindustria piloncillera.
2. Implementar un pretratamiento anaerobio para reducir la materia orgánica presente en el agua residual de la agroindustria piloncillera.
3. Evaluar la eficiencia del sistema híbrido en la remoción de contaminantes y el crecimiento de las especies vegetales.
4. Comparar el sistema híbrido con un sistema sin biopelícula fija.

CAPÍTULO 1

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

1.1 Panorama general de la agroindustria de la caña en México

La caña de azúcar (*Saccharum spp.*) constituye uno de los cultivos agroindustriales más importantes a nivel mundial debido a su alta eficiencia fotosintética y su capacidad para generar energía renovable en forma de sacarosa. Actualmente, este cultivo se produce en más de 100 países y representa aproximadamente el 75% del azúcar consumido a nivel global (Aguilar-Rivera, 2019).

En México, la agroindustria de la caña de azúcar tiene una gran relevancia económica y social. El país se posiciona entre los principales productores de azúcar a nivel mundial, con una participación aproximada del 3.8% de la producción global. La superficie cultivada alcanza cerca de 777,078 ha, con una producción aproximada de 51,156,048 t de caña de azúcar que se transforman en distintos tipos de azúcar (CONADESUCA, 2022).

La producción se concentra principalmente en 15 estados de la República, destacando Veracruz, Jalisco y San Luis Potosí, los cuales en conjunto aportan cerca del 60.5% de la producción nacional. Esta agroindustria está integrada por 18 grupos azucareros y 57 ingenios, de los cuales 51 se encuentran actualmente en operación (CONADESUCA, 2022), como se muestra en la Figura 1.1. El mercado de la sacarosa está influenciado principalmente por la industria de bebidas, panificación y confitería. El cultivo de la caña de azúcar es relevante en términos de superficie agrícola, generación de empleo y participación de aproximadamente 184,000 productores mexicanos (Figueroa-Rodríguez *et al.*, 2015).



Figura 1.1 Ingenios azucareros en México (SADER, 2021 y CONADESUCA, 2022).

La producción de caña de azúcar en México tiene una historia de casi 500 años, enmarcada en actividades agrícolas e industriales de gran relevancia en plantaciones, trapiches, ingenios y destilerías. Estas actividades han sido estudiadas desde diversas disciplinas, incluyendo la ingeniería, la antropología, la sociología, la geografía, la historia y el derecho, por investigadores mexicanos y extranjeros.

Además de la producción de azúcar refinada, la caña de azúcar permite obtener diversos productos y coproductos agroindustriales, entre los que se encuentran el etanol, la melaza, el bagazo y el piloncillo. En este contexto, el piloncillo representa una alternativa de aprovechamiento del jugo de caña en sistemas productivos tradicionales y de pequeña escala, particularmente en regiones rurales del país, como se muestra en la Figura 1.2.

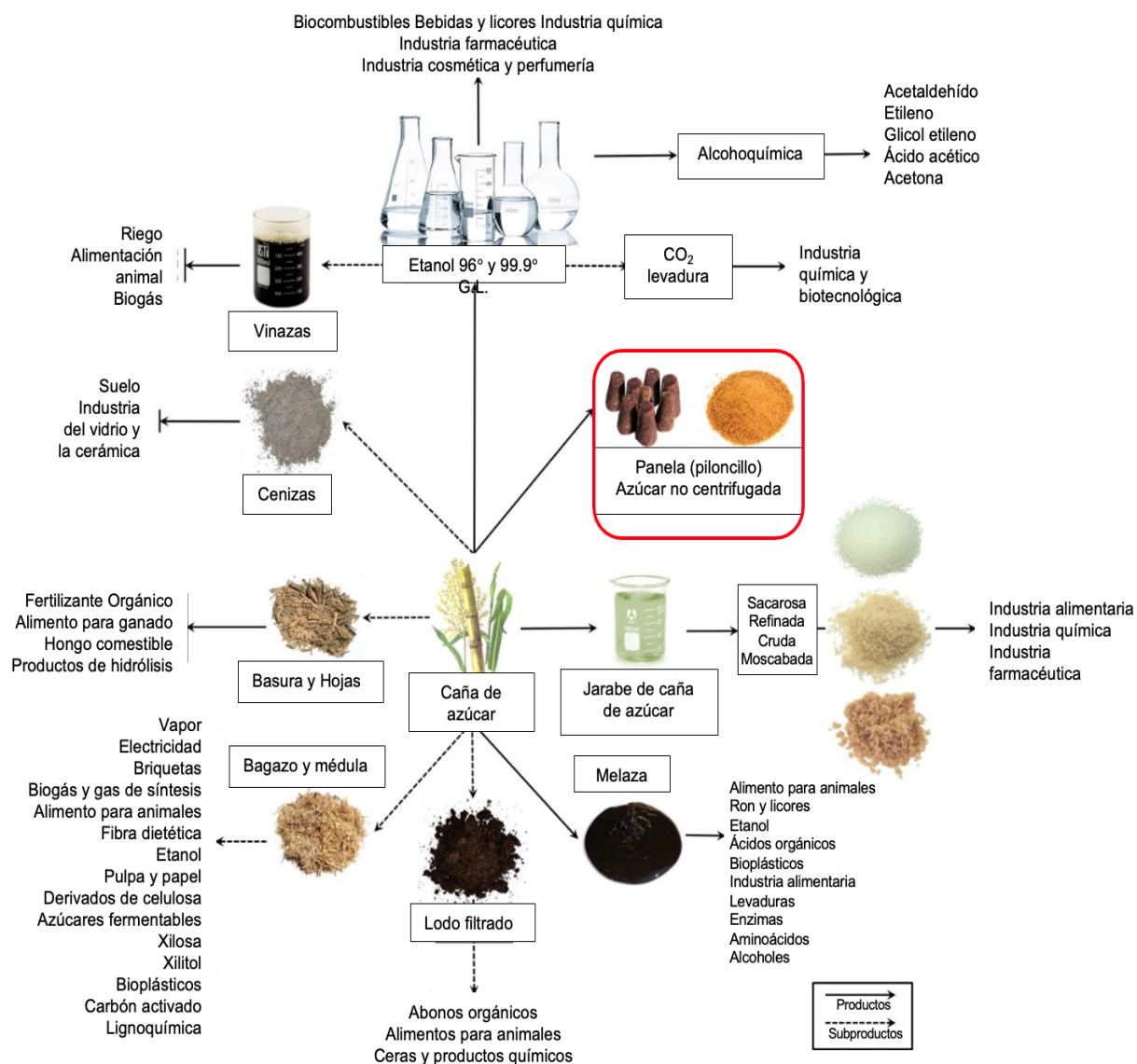


Figura 1.2 Biorrefinería de caña de azúcar basada en caña, productos y subproductos.

1.2 Industria piloncillera en México

Dentro de los distintos productos derivados de la caña de azúcar, el piloncillo (también conocido como panela o azúcar no centrifugada) constituye un alimento tradicional obtenido mediante la evaporación y concentración del jugo de caña. A diferencia de la producción industrial de azúcar refinada, la elaboración de piloncillo se realiza principalmente en unidades productivas rurales de pequeña escala

denominadas trapiches, donde predominan procesos artesanales y bajos niveles de tecnificación.

El piloncillo conserva gran parte de los compuestos presentes en el jugo de caña, incluyendo minerales, vitaminas, fructosa y glucosa, por lo que se considera un edulcorante integral con valor nutricional (COVECA, 2022).

La agroindustria panelera se desarrolla principalmente en contextos rurales y conserva prácticas tradicionales en distintas regiones del mundo, particularmente en México. Este sector se caracteriza por un bajo nivel de tecnificación, limitada estandarización de los procesos productivos y escasa implementación de certificaciones de calidad y sostenibilidad. Además, en muchas unidades de producción no existen controles adecuados sobre las condiciones de procesamiento, la gestión de residuos ni la verificación sistemática de las características del producto final.

Según lo señalado por Cabrera-Martínez y Aguilar-Rivera (2018), el sector panelero en México representa una actividad fundamental para una gran parte de la población, especialmente en áreas rurales donde muchas familias dependen del cultivo y procesamiento de la caña de azúcar para su sustento. En este contexto, el estado de Veracruz destaca como uno de los principales proveedores de este producto a nivel nacional. Esto se debe a que, principalmente en la región central del estado, se concentra una amplia superficie dedicada al cultivo de caña destinada a estas agroindustrias, conocidas comúnmente como “trapiches”, como se ilustra en la Figura 1.3.

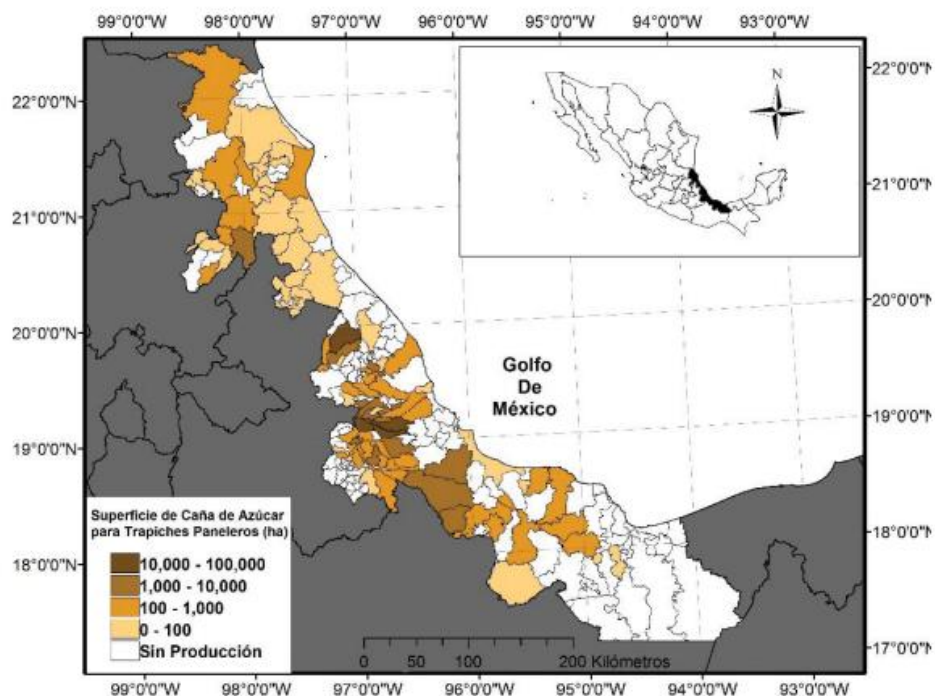


Figura 1.3 Municipios productores de Piloncillo y superficie cañera para su producción (Cabrera-Martínez y Aguilar-Rivera, 2018).

La panela se produce en instalaciones conocidas como trapiches, donde la actividad principal es extraer el jugo de la caña de azúcar para transformarlo en este alimento. Para obtener una tonelada de piloncillo se requieren aproximadamente entre 10 y 12 toneladas de caña. El proceso de elaboración se divide generalmente en tres etapas: primero se extrae el jugo de la caña, después se somete a evaporación para concentrarlo y, finalmente, se realiza el moldeado del piloncillo.

La calidad del producto se evalúa principalmente por su color y su textura; mientras más claro y dulce sea, mayor se considera su calidad. En cuanto a su conservación, el piloncillo puede mantenerse en buen estado en anaquel durante un periodo aproximado de siete a ocho meses. Entre los principales mercados de consumo destacan la Ciudad de México, Monterrey y Guadalajara (Muñoz-Güemes, 2018).

En contraste con la producción de azúcar refinada, que en México se realiza en ingenios de gran escala con altos niveles de tecnificación, la producción de piloncillo se desarrolla principalmente en pequeñas unidades rurales o artesanales. Estas unidades operan con recursos limitados y métodos tradicionales transmitidos de

generación en generación, lo que las diferencia notablemente de los procesos industrializados. Una característica adicional de esta agroindustria es la ausencia de normativas específicas que regulen de manera integral su proceso productivo en términos de estandarización, calidad y sostenibilidad ambiental. Como consecuencia, existen variaciones importantes en las técnicas utilizadas y en la calidad del producto final, dependiendo de las prácticas locales y de los recursos disponibles en cada región.

1.2.1 Proceso de producción del piloncillo

A pesar de la importancia cultural, económica y nutricional del piloncillo, existe una notable escasez de artículos científicos que aborden específicamente su proceso de producción. Esta falta de investigación puede atribuirse a varios factores (Solís-Pacheco *et al.*, 2006):

- **Naturaleza tradicional y artesanal del proceso**

El piloncillo se produce mediante métodos tradicionales que han sido transmitidos de generación en generación, principalmente en comunidades rurales. Estos procesos suelen ser empíricos y no están estandarizados, lo que dificulta su estudio desde un enfoque científico riguroso. Además, al ser una práctica artesanal, no ha recibido la misma atención que otros procesos industriales más modernos, como la producción de azúcar refinada.

- **Enfoque en productos industrializados**

La investigación científica en el sector azucarero se ha centrado principalmente en la producción de azúcar refinada y etanol, debido a su mayor relevancia económica a nivel global. El piloncillo, al ser un producto de nicho y de menor escala, no ha sido priorizado en los estudios científicos, a pesar de su importancia en mercados locales y regionales.

- **Limitaciones en la documentación y difusión**

Muchos de los conocimientos relacionados con la producción de piloncillo se transmiten de manera oral y no están documentados en revistas científicas. Además, las comunidades que producen piloncillo a menudo carecen de recursos para publicar sus hallazgos o colaborar con instituciones académicas. Esto ha limitado la difusión de información técnica y científica sobre este tema.

- **Falta de interés en la investigación aplicada**

El piloncillo es considerado un producto "tradicional" y "no innovador", lo que ha llevado a que reciba menos atención por parte de los investigadores y las agencias de financiamiento. En contraste, los estudios científicos suelen enfocarse en tecnologías emergentes o procesos que prometen mayores ganancias económicas o impactos globales.

- **Desafíos en la estandarización del proceso**

El proceso de producción del piloncillo varía significativamente entre regiones y productores, lo que dificulta su estudio sistemático. La falta de estandarización en parámetros como la temperatura, el tiempo de cocción y la concentración de jugo de caña hace que sea complicado realizar investigaciones comparativas o replicables.

- **Priorización de otros temas en la investigación agroindustrial**

En el ámbito de la agroindustria, la investigación se ha enfocado en temas como la optimización de cultivos, la sostenibilidad ambiental y la producción de biocombustibles. El piloncillo, al ser un producto secundario de la caña de azúcar, no ha sido considerado una prioridad en la agenda de investigación.

Para comprender mejor el proceso de producción, es útil referirse a la descripción detallada realizada por Solís-Pacheco et al. (2006), quienes documentaron un proceso tecnificado que, aunque busca mejorar la eficiencia y la calidad en la

elaboración de piloncillo, sigue estando arraigado en los principios básicos de la producción artesanal. Hasta donde se identificó en la literatura consultada, los reportes técnicos sobre procesos tecnificados de piloncillo son todavía escasos.

- **Preparación de la caña de azúcar y extracción del jugo**

Las fases involucradas en la extracción del jugo de caña durante la elaboración de piloncillo se presentan en la Figura 1.4. El proceso inicia con la preparación de la caña de azúcar, la cual se introduce al sistema mediante una banda transportadora (I) que regula la cantidad de materia prima que ingresa. Posteriormente, la caña pasa por un equipo desmenuzador (II, III y IV). Este dispositivo cuenta con rotores (III) provistos de cuchillas (IV) que giran y fragmentan la caña, reduciendo su tamaño para facilitar la liberación del jugo.

Una vez triturada, la caña es descargada sobre bandas transportadoras (V) que conducen el material hacia el sistema de molienda, compuesto por varios molinos de tres masas. En el primer molino (VI) se obtiene una primera porción del jugo contenido en la caña triturada. El bagazo resultante es trasladado mediante una banda transportadora (VIII) hacia otros molinos secundarios (VII), donde se extrae una segunda fracción de jugo. Después de esta etapa, el residuo sólido restante se conoce como bagazo sin jugo.

El último molino se conecta con un transportador de cadena con tablillas (IX) que conduce el bagazo hacia una tolva para su posterior aprovechamiento. En la industria azucarera, este subproducto se utiliza principalmente como combustible en calderas (X), además de emplearse en la generación de electricidad, producción de etanol y alimentación para ganado. Más recientemente, en el ámbito biotecnológico, el bagazo también se ha utilizado para la producción de xilitol y para la obtención de soluciones fermentables a partir de bagazo hidrolizado (Solís-Pacheco et al., 2006).

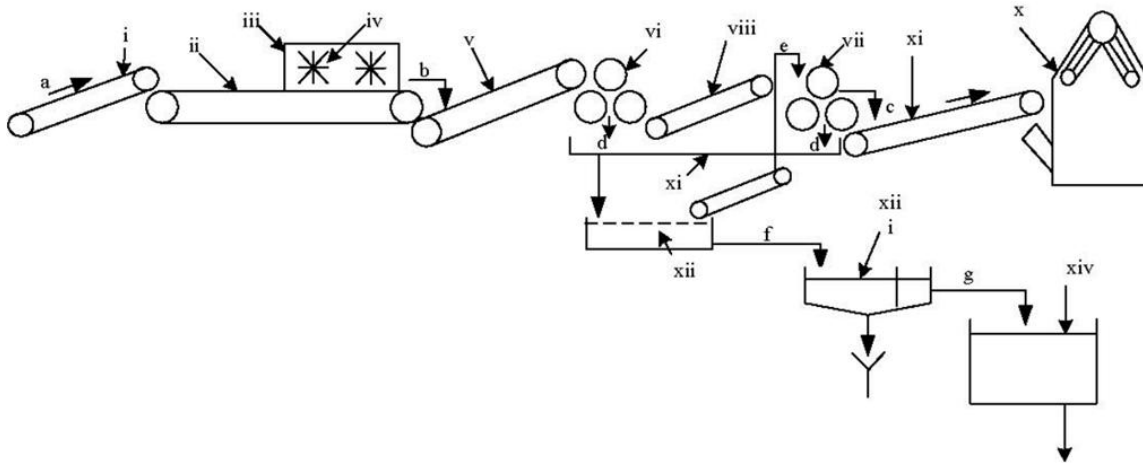


Figura 1.4 Diagrama del proceso de preparación de la caña de azúcar y su extracción de jugo. a) caña de azúcar, b) caña picada y desmenuzada, c) bagazo, d) jugo extraído, e) partículas finas de bagazo, f) jugo filtrado, g) jugo pre-limpiado y h) jugo para clarificar (Solís-Pacheco *et al.*, 2006).

• Clarificado y concentrado

El proceso de clarificación y concentración del jugo de caña se presenta en la Figura 1.5. Este sistema incluye un tanque de formulación (XV) equipado con mecanismos de calentamiento y agitación. En este recipiente se recibe el jugo extraído, el cual se somete a un precalentamiento hasta aproximadamente 90 °C. Durante esta etapa se incorporan entre 200 y 300 ppm de ácido fosfórico al 75% grado alimenticio.

Posteriormente, se añade óxido de calcio (cal) preparado al 20% peso/volumen en agua, con el objetivo de ajustar el pH del jugo a un rango entre 6.2 y 7.0. El tanque de formulación está conectado mediante tuberías a un sistema de tanques clarificadores por sedimentación (XVI), donde se permite que las impurezas y sustancias no deseadas se depositen en el fondo.

Estos tanques, que se encuentran interconectados, conducen el jugo ya clarificado hacia un tanque receptor (XVII) donde posteriormente se realizará la etapa de concentración. Al finalizar este procedimiento, se analiza el contenido de azúcares

reductores en el jugo clarificado con el fin de determinar si se ha producido un incremento en su concentración (Solís-Pacheco et al., 2006).

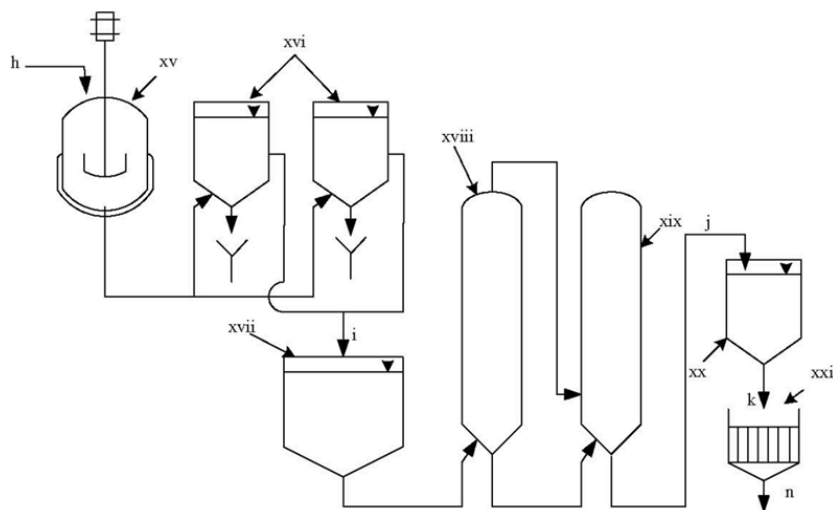


Figura 1.5 Diagrama de clarificación y concentración. h) jugo para clarificar, i) jugo clarificado, j) jugo concentrado de 65 a 74 °Bx y k) jugo concentrado de 92 °Bx (Solís-Pacheco et al., 2006).

• Moldeo y empaque

Una vez que el jarabe alcanza la concentración adecuada, se transfiere a un recipiente (XXIII) equipado con un agitador de velocidad regulable, como se observa en la Figura 1.6. En esta etapa, el sistema permite incorporar aire al producto, lo que favorece la cristalización de la sacarosa y al mismo tiempo reduce la temperatura del jarabe desde aproximadamente 120 °C hasta 85 °C. Esta disminución de temperatura facilita el manejo de la pasta fundida y contribuye a reducir el tiempo requerido para el moldeo y la cristalización final.

Posteriormente, la pasta concentrada se vierte en moldes (XXIV) mediante una tolva (XXV) que mantiene el producto alrededor de 85 °C. El sistema de moldeo es de tipo mecánico y utiliza moldes de aluminio con recubrimiento polimérico antiadherente, los cuales cuentan con un mecanismo que permite expulsar el producto una vez que se ha solidificado.

Este procedimiento presenta ventajas frente a los métodos tradicionales, en los que se emplean moldes de madera. Dichos moldes pueden absorber humedad, lo que

favorece el desarrollo de microorganismos, y además pueden desprender fibras o astillas que terminan incorporándose al producto como contaminantes físicos.

En la máquina moldeadora, la pasta concentrada se deposita para darle forma mientras se cristaliza sobre una banda transportadora (XXVI). Finalmente, el piloncillo ya solidificado se dirige a una máquina envasadora, donde cada pieza es envuelta y posteriormente empacada para su distribución (Solís-Pacheco *et al.*, 2006).

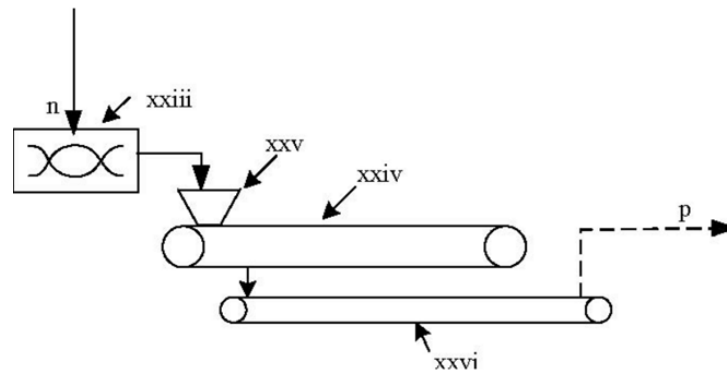


Figura 1.6 Diagrama de moldeo y empaque. n) jugo concentrado a 92° Brix y p) producto terminado y moldeado (Solís-Pacheco *et al.*, 2006).

Es importante destacar que la elaboración del piloncillo es un proceso artesanal que se lleva a cabo en los trapiches, unidades productivas tradicionales dedicadas a su fabricación, como se muestra en la Figura 1.7. Un trapiche está compuesto por una galera, generalmente construida con madera y techo de paja, aunque en algunos casos se emplean postes de acero y techos de lámina metálica. Dentro de esta estructura se encuentran el molino o extractor de jugo de caña, un horno para la evaporación del jugo y el mobiliario necesario para el manejo del producto final. Por lo general, los trapiches se ubican cerca de la vivienda y la parcela de caña de los productores. Sin embargo, en muchos casos, acceder a ellos requiere recorrer largas y sinuosas veredas (Castillo *et al.*, 2024).

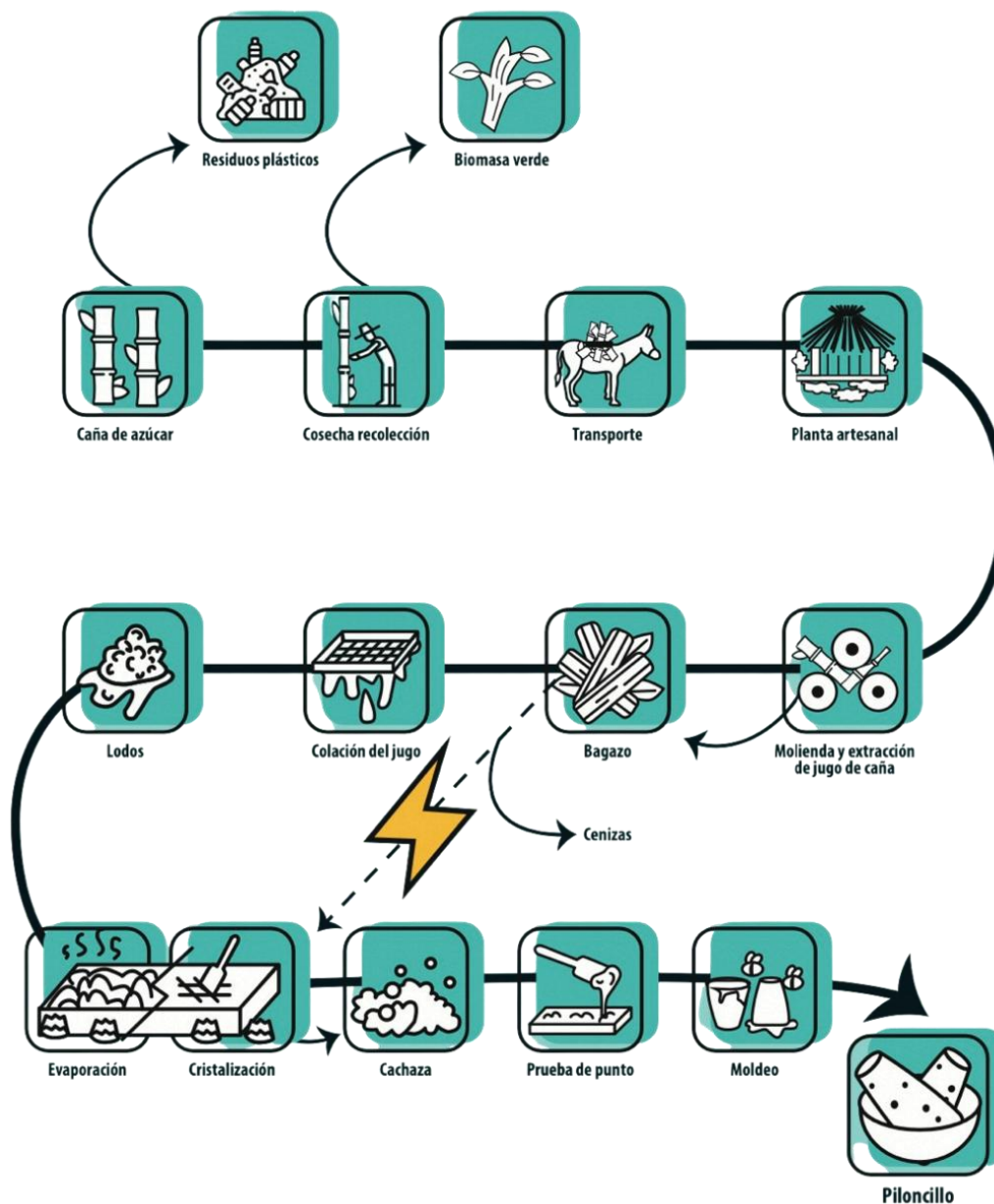


Figura 1.7 Proceso de elaboración del piloncillo en los trapiches (Castillo *et al.*, 2024).

1.2.2 Uso del agua y generación de aguas residuales en la industria azucarera

El procesamiento industrial de la caña de azúcar requiere grandes volúmenes de agua y genera importantes cantidades de aguas residuales con alta carga orgánica. Estas descargas provienen principalmente de operaciones como el lavado de caña, la extracción del jugo, la clarificación y la limpieza de equipos. En general, los

efluentes de esta industria se caracterizan por presentar altos valores de demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos y diversos compuestos químicos utilizados durante el procesamiento (Sahu, 2018; Moussa et al., 2023).

Estas descargas presentan una alta carga contaminante, evidenciada por niveles elevados en diversos parámetros que reflejan la calidad del agua, como la DQO, DBO y los ST. Además, se han identificado concentraciones importantes de cloruros, sulfatos, nitratos, calcio y magnesio en estos efluentes (CONAGUA, 2015; Fito et al., 2018). En la Tabla 1.1 se presentan las características de tres tipos de efluentes generados en esta industria.

Tabla 1.1 Propiedades fisicoquímicas de los efluentes azucareros (Fito et al., 2018; Fito et al., 2019a; Fito et al., 2019b)

Parámetro	Efluente		
	a	b	c
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
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	-

Sin embargo, aunque la mayor parte de los estudios se han enfocado en ingenios azucareros, las agroindustrias artesanales dedicadas a la producción de piloncillo también generan aguas residuales con características similares, lo que representa

un reto ambiental en zonas rurales donde frecuentemente no existen sistemas de tratamiento adecuados.

1.2.3 Uso del agua y generación de aguas residuales en la industria piloncillera

El proceso de producción de panela requiere un consumo significativo de agua, estimado entre 6.5 y 7.5 m³/día en una jornada de 8 h, según Amador-Báez y Rangel-Calderón (2019). Las etapas que más agua consumen son el mezclado, troquelado-moldeo, enfriado y empaque, siendo esta última la más demandante debido a la limpieza de instalaciones y equipos. Este uso intensivo del agua genera efluentes con propiedades fisicoquímicas alteradas, como pH, temperatura, DBO, DQO, sólidos disueltos y turbidez. Si no se tratan adecuadamente, estas aguas residuales pueden tener un impacto ambiental negativo y generar sanciones legales para la empresa.

En la industria de la panela, el agua es un recurso esencial que se utiliza en diversas etapas del proceso productivo, como la limpieza de la caña, la clarificación del jugo, la concentración y el lavado de moldes y equipos (Quezada-Moreno *et al.*, 2017). Según un estudio realizado, en una unidad de producción que procesa 20 t de caña diarias, se generan aproximadamente 1530 L de aguas residuales por día. Estas aguas residuales son descargadas directamente al suelo, lo que puede afectar negativamente a los cuerpos de agua naturales cercanos si no se implementan medidas de tratamiento adecuadas (Quezada-Moreno *et al.*, 2017).

1.2.4 Características de las aguas residuales de la industria piloncillera

Las aguas residuales generadas en la industria del piloncillo presentan características específicas que varían según las etapas del proceso y los materiales utilizados. Quezada-Moreno *et al.* (2017) encontraron que el pH de estas aguas oscila entre 4.64 y 5.11, lo que indica un carácter ligeramente ácido. Además, se midieron los sólidos solubles, obteniéndose valores entre 2.10 y 11.3 °Bx, lo que

sugiere la presencia de materia orgánica y azúcares disueltos en las aguas residuales. Estas características, si no son tratadas adecuadamente, pueden contribuir a la contaminación de los recursos hídricos, afectando tanto la calidad del agua como los ecosistemas acuáticos.

Las aguas residuales de la industria piloncillera se caracterizan por contener altas concentraciones de contaminantes, principalmente azúcares y otros compuestos orgánicos derivados de la caña de azúcar, como lo indican Amador-Báez y Rangel-Calderón (2019). Entre los parámetros más críticos se encuentran un pH ácido (3.9-5.5), niveles elevados de DBO (1758 mg O₂/L) y DQO (2633 mg O₂/L), así como sólidos suspendidos totales (46 mg/L) y grasas y aceites (11 mg/L). Estos valores superan los límites establecidos, lo que subraya la necesidad de implementar un sistema de tratamiento antes de su descarga. Además, aunque se detectan metales como zinc, cobre, cromo y níquel, sus concentraciones se mantienen dentro de los límites permitidos por la normativa.

1.3 Sistemas de tratamiento de aguas residuales para la industria piloncillera

En la industria piloncillera, los sistemas de tratamiento de aguas residuales deben adaptarse a las condiciones operativas de los trapiches, caracterizadas por escalas de producción relativamente pequeñas, operación intermitente y recursos económicos limitados. Por esta razón, las alternativas más viables suelen ser aquellas de bajo costo, fácil operación y mantenimiento sencillo. En términos generales, estos sistemas incluyen etapas de pretratamiento físico, como rejillas, sedimentación, desarenado y trampas de grasas, seguidas de procesos biológicos orientados a la remoción de materia orgánica (Quezada-Moreno *et al.*, 2017).

Entre las alternativas más utilizadas para el tratamiento de efluentes derivados del procesamiento de caña de azúcar se encuentran los sistemas anaerobios, debido a que estas aguas residuales presentan una alta concentración de compuestos orgánicos biodegradables, principalmente azúcares. Diversos estudios han demostrado que los reactores anaerobios permiten reducir significativamente la

carga orgánica del efluente y, al mismo tiempo, generar biogás como subproducto aprovechable. En particular, los reactores anaerobios de alta tasa, como los reactores UASB o de biopelícula fija, han mostrado eficiencias elevadas en la remoción de demanda química de oxígeno (DQO) en efluentes derivados de la agroindustria de la caña (Singh *et al.*, 2018).

Como etapa complementaria de tratamiento, los humedales construidos han sido ampliamente utilizados para mejorar la calidad del efluente tratado mediante la acción conjunta del sustrato, la vegetación y las comunidades microbianas asociadas. Estos sistemas naturales presentan ventajas importantes como bajos costos de operación, escaso consumo energético y facilidad de implementación en zonas rurales, lo que los convierte en una alternativa adecuada para el tratamiento descentralizado de aguas residuales agroindustriales (Wu *et al.*, 2023).

En este sentido, la combinación de reactores anaerobios y humedales construidos ha sido propuesta como un sistema híbrido eficiente para el tratamiento de efluentes con alta carga orgánica. En este tipo de configuraciones, el reactor anaerobio se encarga de la degradación inicial de la materia orgánica y la producción de biogás, mientras que el humedal construido actúa como una etapa de pulimento que permite remover nutrientes, sólidos suspendidos y otros contaminantes remanentes, mejorando la calidad final del efluente tratado (Vymazal, 2022).

1.3.1 Sistemas anaerobios para el tratamiento de aguas residuales

Dentro de las diversas tecnologías empleadas en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, la digestión anaerobia (DA) destaca por su capacidad para procesar residuos con un alto contenido de humedad. Este proceso biológico ocurre en ausencia de oxígeno, donde diversas comunidades microbianas degradan la materia orgánica biodegradable para su asimilación y mineralización. La DA se desarrolla a través de cuatro etapas secuenciales y simultáneas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Durante estas fases se desarrollan diversas reacciones bioquímicas que culminan en la formación de biogás, compuesto principalmente por hidrógeno (H_2), dióxido de carbono (CO_2) y metano

(CH₄), siendo este último una fuente alternativa de energía, como se muestra en la Figura 1.8 (Uddin *et al.*, 2021).

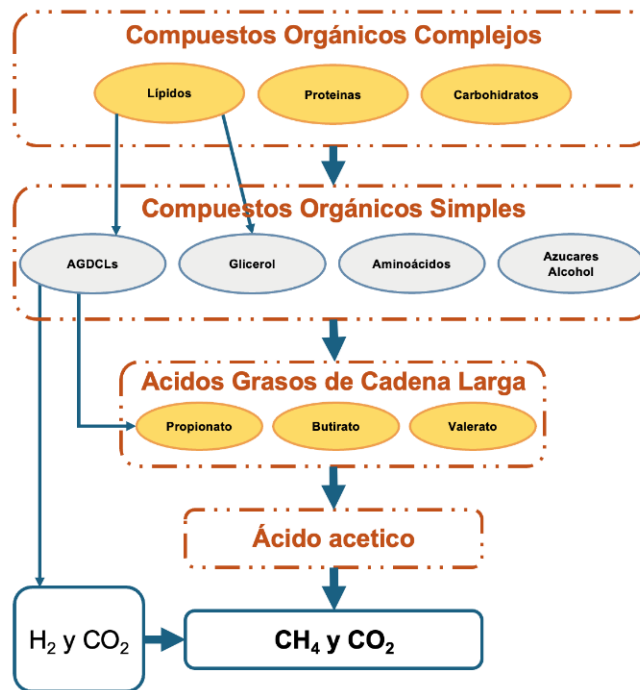


Figura 1.8 Ruta de la degradación de la materia orgánica durante la digestión anaerobia (Rasapoor *et al.*, 2020).

Este proceso biológico puede llevarse a cabo en diversos ambientes donde exista materia orgánica disponible y condiciones de baja concentración de oxígeno. Algunos de los lugares donde se puede realizar la DA incluyen el tracto digestivo de rumiantes, pantanos, sedimentos de lagos o lagunas, vertederos municipales e incluso alcantarillados. La DA es altamente eficaz en la eliminación de compuestos orgánicos biodegradables, dejando como productos finales compuestos mineralizados como NH₄⁺, PO₄³⁻, y S, entre otros. A diferencia de otros tratamientos biológicos como el proceso de lodos activados (tratamiento aeróbico), la producción de lodo excedente en la DA es considerablemente menor y el lodo generado se encuentra estabilizado, como se muestra en la Figura 1.9, lo que le otorga un valor potencial en el mercado cuando se presenta en forma granular. En términos generales, la DA es uno de los pocos procesos que degrada materia orgánica de manera eficiente y con pocos inconvenientes, siendo el principal desafío la velocidad de arranque inicial del proceso. Sin embargo, este inconveniente puede

ser mitigado mediante el uso de inóculos adaptados. Algunas de las principales ventajas de este proceso se detallan a continuación (López-Vázquez *et al.*, 2017):

- Reducción de hasta un 90% en la producción de lodo excedente.
- Más de un 90% de reducción en los requerimientos de espacio.
- Capacidad para tratar altas cargas orgánicas (entre 20 y 35 kg DQO/m³ de reactor por día).
- No requiere el uso de combustibles fósiles.
- Producción de energía eléctrica de aproximadamente 13.5 MJ-CH₄/kg DQO removida, lo que genera 1.5 kWh de electricidad (suponiendo una eficiencia de conversión del 40%).

La digestión anaerobia se distingue por sus diversas ventajas en comparación con otros tratamientos biológicos. Entre estas ventajas se encuentran un bajo consumo energético, un reducido requerimiento de nutrientes y una baja producción de lodo residual, lo que convierte a este proceso en una tecnología económica con costos operativos bajos. Además, debido a su baja complejidad, la DA puede implementarse en distintas configuraciones de reactores, tales como los reactores anaeróbicos de flujo continuo (ABR), SBR, UASB, MBR, reactores anaeróbicos horizontales, y sus combinaciones. Asimismo, el tiempo de residencia hidráulico (TRH) puede variar, desde 1 hasta más de 20 días, ajustándose según las características del sustrato y la carga orgánica. En este sentido, la DA se presenta como una tecnología flexible que puede adaptarse a las características específicas del sustrato (Cheng *et al.*, 2020).



Figura 1.9 Balance de materia el proceso aerobio y anaerobio (López-Vázquez *et al.*, 2017)

Dado que la DA ocurre exclusivamente en condiciones anaerobias, es esencial que el proceso se realice en espacios cerrados, debido a que los grupos microbianos responsables del proceso requieren condiciones anaerobias para mantener su actividad metabólica y estabilidad. Esta característica del proceso debe ser rigurosamente controlada para maximizar la producción de subproductos de valor agregado. El biogás generado en la DA puede ser almacenado temporalmente y utilizado como sustituto de combustibles fósiles. Entre sus principales aplicaciones comerciales se encuentran la generación de calor y la producción de energía eléctrica. Otro subproducto de valor agregado producido durante la DA es el digestato, que consiste en los sólidos remanentes del proceso y la biomasa generada. Este digestato puede ser separado del efluente del proceso y utilizado como sustituto de productos agroquímicos, ya que contiene diversos nutrientes que pueden favorecer el crecimiento de diversas especies vegetales (Uddin y Wright, 2023).

1.3.2 Etapas de la digestión anaerobia (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis)

Como se mencionó anteriormente, la digestión anaerobia es un proceso biológico que involucra una serie de reacciones bioquímicas organizadas en cuatro etapas principales: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Estas etapas ocurren de manera secuencial y simultánea, y cada una se caracteriza por la intervención de diferentes grupos de microorganismos que trabajan de manera sinérgica para descomponer compuestos orgánicos complejos en compuestos más simples (Kumar *et al.*, 2023). A continuación, se describen las etapas de este proceso:

- **Hidrólisis**

La hidrólisis es la primera etapa de la digestión anaerobia, donde las moléculas complejas como celulosa, almidones y proteínas se descomponen en unidades más simples como glucosa, ácidos grasos y aminoácidos. Este proceso es catalizado por enzimas extracelulares como amilasa, celulasa, lipasa, proteasa y pectinasa,

que son secretadas por bacterias hidrolíticas. Estas enzimas actúan en la fase líquida o se adhieren a las membranas microbianas, formando complejos multienzimáticos llamados celulosomas, que facilitan la degradación de la materia orgánica. La eficiencia de la hidrólisis depende de factores como el tipo de sustrato, el tamaño de las partículas, el pH (óptimo entre 5 y 7) y la temperatura (óptima entre 30 y 50 °C) como se muestra en la Figura 1.10. Bacterias como *Bacteroides*, *Clostridium*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Vibrio* y *Staphylococcus* son clave en esta etapa, ya que su crecimiento varía según los polímeros presentes en el sustrato. Una hidrólisis eficiente es crucial para el éxito de las etapas posteriores (Uddin y Wright, 2023; Menzel *et al.*, 2020).

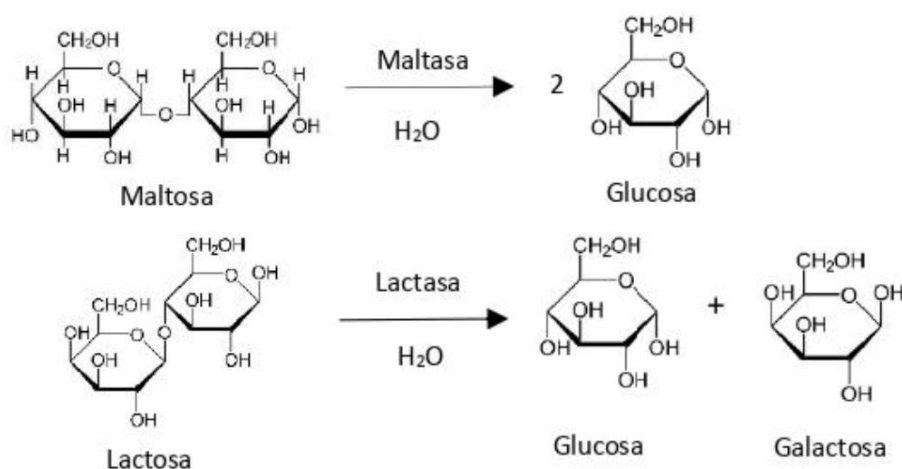


Figura 1.10 Desintegración e hidrólisis (Feria-Lara *et al.*, 2022).

• Acidogénesis

En la acidogénesis, los productos de la hidrólisis son fermentados por bacterias acidogénicas como *Streptococcus*, *Lactobacillus* y *Clostridium*, convirtiéndolos en ácidos grasos volátiles (acético, propiónico y butírico), alcoholes de cadena corta, amonio, dióxido de carbono, hidrógeno y sulfuro de hidrógeno, como se muestra en la Figura 1.11. Estas bacterias prefieren degradar las macromoléculas en ácido acético, ya que esta ruta metabólica genera más energía y acelera su crecimiento, con un tiempo de duplicación de aproximadamente 30 min. Sin embargo, si los ácidos producidos no se metabolizan rápidamente en etapas posteriores, puede

ocurrir una acumulación de ácidos y una caída del pH, lo que afecta negativamente el proceso. Además, la producción excesiva de hidrógeno puede inhibir la formación de productos finales, requiriendo la intervención de la siguiente etapa (Aworanti *et al.*, 2023; Emebu *et al.*, 2022).

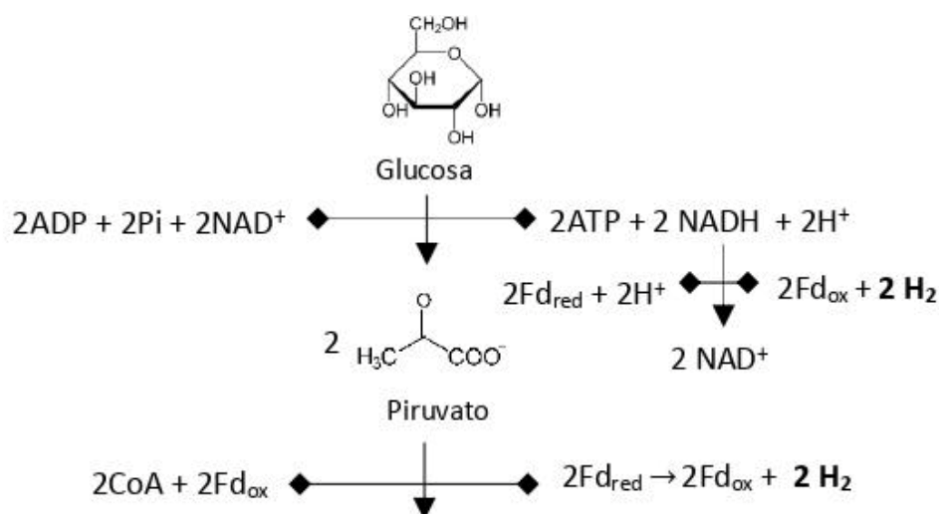
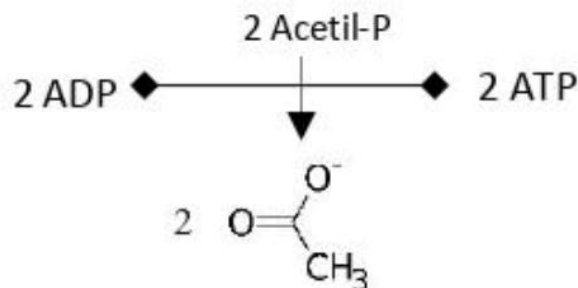


Figura 1.11 Acidogénesis (Feria-Lara *et al.*, 2022).

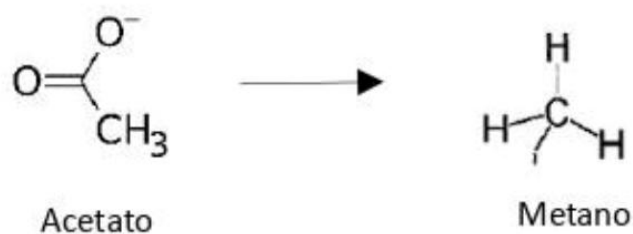
• Acetogénesis

La acetogénesis es la tercera etapa, donde bacterias acetogénicas como *Bacillus*, *Salmonella*, *Streptococcus*, *Escherichia coli* y *Lactobacillus* oxidan los ácidos orgánicos y alcoholes de cadena corta en ácido acético e hidrógeno, como se observa en la Figura 1.12. Estas bacterias son estrictamente anaerobias y prosperan en ambientes ligeramente ácidos (pH 6.0 – 6.2). Su crecimiento es más lento, con un tiempo de duplicación de 2 a 4 días. Si el hidrógeno producido no se metaboliza rápidamente por las bacterias metanogénicas, puede inhibir la metanogénesis, afectando la producción final de metano (Uddin y Wright, 2023; Chew *et al.*, 2021).

Figura 1.12 Acetogénesis (Feria-Lara *et al.*, 2022)

• Metanogénesis

La etapa final, la metanogénesis, representada en la Figura 1.13, es donde se produce metano a partir de los productos generados en las etapas anteriores. Los microorganismos metanogénicos se clasifican en tres grupos según el sustrato que utilizan: acetotróficos (que metabolizan ácido acético), hidrogenotróficos (que usan hidrógeno y dióxido de carbono) y metilotróficos (que metabolizan compuestos como el metilo). Los acetotróficos son los principales productores de metano, aunque su tiempo de duplicación es lento (2-3 días). Los hidrogenotróficos, con un tiempo de duplicación más rápido (4-12 h), contribuyen con aproximadamente el 30% de la producción total de metano. Esta etapa es crucial para la generación de biogás, que consiste principalmente en metano y dióxido de carbono (Aworanti *et al.*, 2023; Chew *et al.*, 2021).

Figura 1.13 Metanogénesis (Feria-Lara *et al.*, 2022).

1.3.3 Reactores anaerobios de biopelícula fija

Los reactores anaerobios de biopelícula fija (FBBR, por sus siglas en inglés de Fixed Bed Biofilm Reactor), representados en la Figura 1.14, son sistemas ampliamente

utilizados en el tratamiento de aguas residuales y en procesos biotecnológicos debido a su eficiencia en la remoción de contaminantes y su capacidad para mantener altas concentraciones de microorganismos. En estos sistemas, los microorganismos se adhieren a un medio soporte, formando una biopelícula que facilita la degradación de sustratos orgánicos e inorgánicos presentes en el agua. La biopelícula actúa como un biocatalizador, lo que permite una alta actividad metabólica y una mayor resistencia a cambios en las condiciones operativas, como variaciones en la carga orgánica o el pH (Murshid *et al.*, 2023).

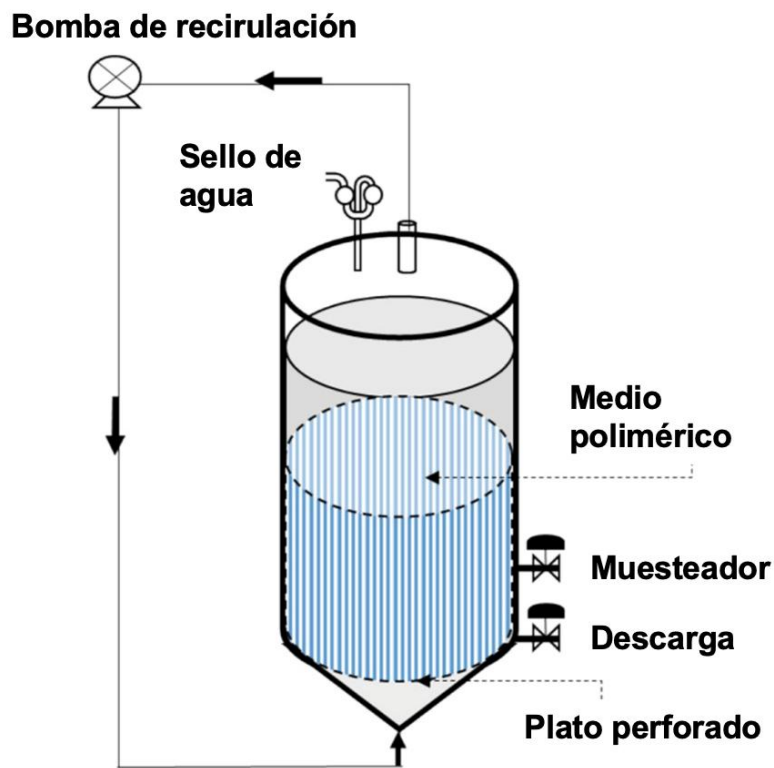


Figura 1.14 Diagrama sistemático de un reactor anaerobio FBBR (Setiyawan *et al.*, 2023).

Una de las principales ventajas de los FBBR es su capacidad para tratar efluentes con bajas concentraciones de sustrato, ya que la biopelícula retiene a los microorganismos dentro del reactor, evitando su lavado. Esto contrasta con los sistemas de lodos activados, en los cuales los microorganismos están suspendidos en el efluente y son más susceptibles a ser arrastrados. Además, los FBBR son especialmente eficientes en la remoción de nutrientes como nitrógeno y fósforo, lo

que los convierte en una opción ideal para el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales (Wang *et al.*, 2021).

Los medios de soporte utilizados en los FBBR pueden ser orgánicos o inorgánicos, y su selección depende de factores como la porosidad, la superficie específica y la resistencia mecánica. Entre los medios más comunes se encuentran la piedra pómez, la cerámica, los plásticos de alta densidad y los materiales compuestos. La elección del medio de soporte influye directamente en la formación y estabilidad de la biopelícula, así como en la eficiencia global del reactor (Lago *et al.*, 2024).

Para aumentar la eficiencia de los reactores, se han desarrollado innovaciones en el diseño de los FBBR, tales como la integración de tecnologías de membranas y el uso de materiales nanoestructurados para mejorar la adhesión microbiana y la transferencia de masa. Estas mejoras han incrementado la eficiencia de los FBBR en la remoción de contaminantes emergentes, como fármacos y microplásticos, los cuales representan un desafío para los sistemas convencionales de tratamiento de aguas (Kazemi *et al.*, 2022).

- **Formación de biopelículas**

La biopelícula es una estructura microbiana compleja inmovilizada en una matriz de polímeros extracelulares, cuya formación sobre la superficie de los biocarriers resulta de una combinación de interacciones fisicoquímicas y biológicas. Su desarrollo depende de la disponibilidad de materia orgánica, nutrientes y oxígeno, factores que determinan la estratificación microbiana en la biopelícula. En la capa externa predominan bacterias heterótrofas debido al mayor acceso al oxígeno, mientras que en las capas internas se establecen bacterias autótrofas y anaerobias. Durante la fase inicial, la biopelícula crece lentamente debido a la turbulencia generada por la aireación, pero con el tiempo se estabiliza y se expande, optimizando la remoción de materia orgánica y nutrientes. La producción de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) juega un papel clave en la adhesión y consolidación de la biopelícula sobre los biocarriers, favoreciendo su resistencia a condiciones ambientales adversas (Gupta *et al.*, 2022).

- **Factores que afectan el desarrollo de biopelículas**

La formación de biopelículas en biocarriers está influenciada por diversos factores fisicoquímicos e hidrodinámicos que determinan su desarrollo, estructura y funcionalidad. Entre los factores clave se encuentran la disponibilidad de nutrientes, el pH, la temperatura, la topografía de la superficie y las condiciones de flujo. Las bacterias obtienen recursos mediante la secreción de polímeros extracelulares y la degradación enzimática de compuestos orgánicos, facilitando así la adhesión y el crecimiento microbiano. Un pH estable en torno a la neutralidad favorece la síntesis de polisacáridos en la matriz extracelular, lo que fortalece la estructura de la biopelícula. Asimismo, la temperatura óptima es crucial para mantener una comunidad microbiana activa, ya que desviaciones fuera del rango óptimo pueden comprometer la eficiencia del proceso biológico (Madan *et al.*, 2022).

Las condiciones hidrodinámicas, como la turbulencia y la velocidad del flujo, también desempeñan un papel determinante en la adhesión microbiana y la formación de la biopelícula. Superficies rugosas favorecen la inmovilización celular, mientras que factores como la hidrofobicidad, la carga electrostática y la elasticidad del material influyen en la adhesión bacteriana. En sistemas con alta turbulencia, la capa límite de baja velocidad se reduce, facilitando la transferencia de sustratos hacia la biopelícula. Sin embargo, una turbulencia excesiva puede comprometer la estabilidad estructural de la biopelícula, generando fuerzas de cizallamiento que inducen su desprendimiento. En reactores de biopelícula, como los MBBR, la regulación de estos factores es fundamental para optimizar el desarrollo y la funcionalidad de la biopelícula (Gupta *et al.*, 2022).

Por otro lado, las propiedades fisicoquímicas de los materiales empleados como soporte desempeñan un papel esencial en la formación de biopelículas, ya que influyen directamente en la adhesión de la biomasa, proceso que inicia en la superficie del sustrato. Entre estas propiedades, la mojabilidad, definida por el carácter hidrofóbico o hidrofílico del material, es un factor determinante, pues afecta la tasa de adhesión microbiana inicial y la interacción con la superficie del soporte. Esta característica puede influir significativamente en la eficiencia del desarrollo de

la biopelícula en sistemas de tratamiento de aguas residuales (Setiyawan *et al.*, 2023).

- **Tipos de soportes utilizados para la formación de biopelículas**

Los materiales utilizados como soporte para la formación de biopelículas, denominados biocarriers, desempeñan un papel fundamental en los sistemas de crecimiento adherido y suspendido, ya que proporcionan una superficie específica para el desarrollo microbiano. Para asegurar su adecuada distribución en los biorreactores, estos materiales deben presentar una densidad ligeramente inferior a la del agua (0.94–0.98 g/cm³), lo que permite su suspensión en el medio de tratamiento. Debido a esta propiedad, se han empleado diversos polímeros, tales como polipropileno (PP), polietileno (PE), poliestireno (PS), poliuretano (PU), polietileno de alta densidad (HDPE) y cloruro de polivinilo (PVC), debido a su alta resistencia mecánica, bajo peso, inercia química y durabilidad. Para su aplicación en sistemas como los MBBR, estos materiales deben cumplir con características esenciales, tales como una superficie específica protegida adecuada por unidad de volumen, contacto eficiente con la fase líquida para optimizar la transferencia de masa, tamaño suficiente para evitar su arrastre fuera del sistema, resistencia a la turbulencia y viabilidad económica (Gupta *et al.*, 2022).

En este contexto, los soportes para la formación de biopelículas juegan un papel clave en la optimización de los procesos de tratamiento de aguas residuales al proporcionar una superficie idónea para la colonización y el crecimiento microbiano. Entre los materiales más estudiados se encuentran los polímeros, debido a su resistencia química, estabilidad estructural y disponibilidad comercial. En particular, el tereftalato de polietileno reciclado (PET) ha sido evaluado como un soporte alternativo de bajo costo en sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas. Su estructura favorece la formación de biopelículas, alcanzando eficiencias de remoción de materia orgánica entre el 70% y el 90%. Además, la implementación de este material en países en desarrollo ha sido promovida como

una estrategia para reducir costos y minimizar el impacto ambiental asociado con la acumulación de residuos plásticos (Setiyawan *et al.*, 2023).

1.4 Humedales contruidos para el tratamiento de aguas residuales

En las últimas décadas, se ha impulsado el desarrollo de nuevas tecnologías para el tratamiento de aguas residuales, con el principal objetivo de lograr una remoción efectiva de contaminantes orgánicos, reducir el impacto ambiental y garantizar su factibilidad económica. Una de las técnicas que ha cobrado relevancia es el uso de los HC, considerados una solución basada en la naturaleza para el tratamiento de aguas residuales. Su aplicación ha ido en aumento debido a la capacidad de diversas especies vegetales para absorber una gran cantidad de sustancias contaminantes. Los principales tipos de humedales incluyen pantanos, marismas y ciénagas, aunque también pueden referirse a turberas y pozos. Por otro lado, los HC son sistemas de tratamiento diseñados y contruidos utilizando procesos naturales que involucran la interacción entre vegetación de humedales, suelos y comunidades microbianas asociadas para mejorar la calidad del agua (Agaton y Guila, 2023).

Los humedales contruidos representan una alternativa sostenible y rentable para el tratamiento de aguas residuales, ya que imitan la estructura y función de los humedales naturales. Estos sistemas están compuestos por sustratos, vegetación, microorganismos y fauna, los cuales facilitan procesos biogeoquímicos que contribuyen a la eliminación de contaminantes, como se muestra en la Figura 1.15.

En comparación con los sistemas de tratamiento convencionales, los HC presentan ventajas como menores costos de construcción, operación y mantenimiento, además de un consumo energético reducido (reducción del 72 – 83%). La implementación de HC también aporta beneficios ecológicos y sociales, como la restauración de la biodiversidad, la mitigación del cambio climático y la generación de espacios recreativos y educativos.

Sin embargo, la eficiencia de estos sistemas en la remoción de contaminantes varía ampliamente en función de factores como las condiciones climáticas, las

características hidráulicas (patrones de flujo y tiempo de retención), la composición biológica (especies vegetales y actividad microbiana) y las propiedades fisicoquímicas del sustrato (Wu *et al.*, 2023).

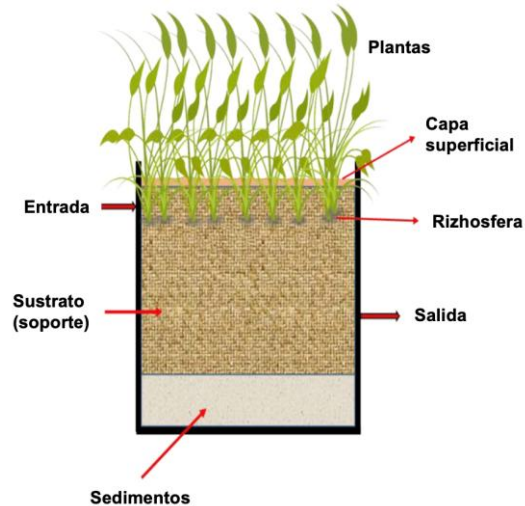


Figura 1.15 Diseño simple de humedal construido de tipo subsuperficial (Shukla *et al.*, 2022).

Desde un punto de vista estructural, un humedal construido consiste en un canal impermeable relleno con un sustrato y plantado con macrófitas acuáticas. A medida que el agua fluye a través del sistema, las plantas transfieren oxígeno al sustrato, favoreciendo el crecimiento microbiano en la rizosfera y promoviendo la degradación de toxinas en las aguas residuales. Estos sistemas han demostrado ser eficaces en la reducción de contaminantes como SST, SDT, dureza, DBO, DQO, NT, PT, metales pesados, carga microbiana y contaminantes emergentes (plaguicidas, antibióticos, productos de cuidado personal y aceites). Los principales mecanismos de remoción incluyen la transformación bioquímica, adsorción, precipitación, volatilización y absorción por las plantas. Además, los HC también se han implementado para el secado de lodos en plantas de tratamiento, logrando reducciones en el volumen de agua de hasta el 97% (Kataki *et al.*, 2021).

Los procesos físicos y químicos que ocurren en los humedales construidos incluyen adsorción, oxidación, degradación química, fotodegradación, volatilización e

hidrólisis de contaminantes, mientras que la biodegradación microbiana y la absorción por las plantas constituyen los principales procesos biológicos. Estos mecanismos pueden ocurrir de manera simultánea y contribuyen al reciclaje de nutrientes, la adsorción de elementos potencialmente tóxicos y la eliminación de contaminantes orgánicos. Los principales componentes de los humedales construidos que participan en la remoción parcial o total de contaminantes son el sustrato, la vegetación y la comunidad microbiana asociada (Cocoza et al., 2023):

- **Sustrato:** desempeña un papel fundamental en la retención de contaminantes mediante procesos de filtración y adsorción, además de servir como soporte para microorganismos y plantas acuáticas.
- **Vegetación:** La vegetación usualmente está constituida por macrófitas típicas de humedales naturales, capaces de sobrevivir bajo condiciones de inundación como *Typha latifolia*, *Phragmites australis* y *Cyperus papyrus* (Sandoval-Herazo et al., 2018). El papel de la vegetación en los humedales construidos (HC) está relacionado principalmente con la presencia de raíces y rizomas. Estas estructuras permiten transportar oxígeno desde la atmósfera, a través de los tallos y hojas, hasta la zona radicular. Este proceso genera microambientes aerobios alrededor de las raíces, lo que favorece el desarrollo de biopelículas bacterianas. Dichos microorganismos aprovechan el oxígeno disponible para llevar a cabo distintos procesos biológicos, como la degradación de materia orgánica y la nitrificación, entre otros (Narváez-Martínez, 2021).
- **Comunidad microbiana asociada:** Dentro de los HC, esta depende de su configuración y diseño, así como de la concentración de diferentes formas de nitrógeno y carbono, la cantidad de material vegetal en descomposición, el oxígeno disponible y los nutrientes presentes. La composición de la comunidad microbiana también está influenciada por el tipo de planta utilizada y el nivel de contaminación del afluente, ya que ciertos microorganismos están asociados con la degradación de compuestos específicos.

1.4.1 Tipos de Humedales Construidos

Los humedales construidos pueden clasificarse de acuerdo con las condiciones de flujo dentro de ellos. Existen los humedales de flujo superficial (SF, por sus siglas en inglés), en los cuales la superficie del flujo de las aguas residuales se encuentra por encima del suelo. Por otro lado, cuando el flujo del agua residual ocurre de manera horizontal o vertical con el nivel del agua por debajo de la superficie del suelo, se les conoce como humedales de tipo subsuperficial (SSF, por sus siglas en inglés). Las características de estos tipos de humedales se detallan a continuación (Hassan *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2023):

- **Humedales de flujo superficial**

En estos sistemas, la superficie del flujo de las aguas residuales se encuentra por encima del sustrato, como se muestra en la Figura 1.16, que generalmente está compuesto por arcilla y arena, materiales que sirven como soporte para las raíces de las plantas y que, junto con estructuras de control, mantienen una profundidad reducida de agua sobre el suelo. Este tipo de humedales no solo se emplea para el tratamiento de aguas residuales, sino también como hábitat para la vida silvestre. En los SF, la concentración de oxígeno varía con la profundidad del agua: en las capas superiores, donde hay mayor contacto con la atmósfera, se presentan concentraciones elevadas de oxígeno, favoreciendo procesos aeróbicos como la nitrificación; mientras que, en las capas inferiores, con menor disponibilidad de oxígeno, predominan procesos anaeróbicos como la desnitrificación. Estos humedales son adecuados para el tratamiento de aguas pluviales, escorrentía agrícola y aguas residuales procedentes de la minería.

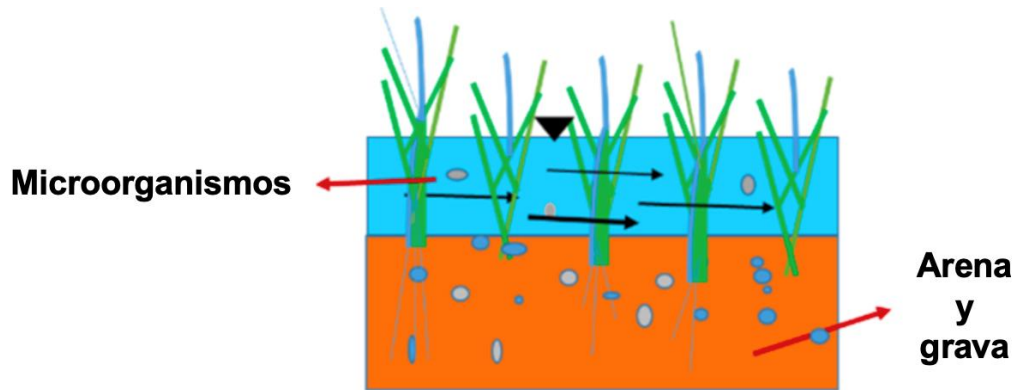


Figura 1.16 Humedal de tipo superficial (Hassan *et al.*, 2021).

- **Humedales de flujo subsuperficial**

En estos sistemas, el nivel del agua se mantiene por debajo de la superficie del suelo, y el flujo de las aguas residuales puede seguir una trayectoria horizontal o vertical, como se muestra en la Figura 1.17. El sustrato está compuesto por materiales porosos y se encuentra sellado en la parte inferior, lo que permite controlar el flujo del agua y optimizar los procesos de tratamiento. Los SSF son adecuados para el tratamiento de aguas residuales con baja concentración de sólidos. El sustrato cumple un doble papel: además de servir como soporte para las especies vegetales, contribuye a la purificación del agua mediante procesos fisicoquímicos como adsorción, filtración, sedimentación, decantación e intercambio iónico. Asimismo, se llevan a cabo procesos biológicos como la absorción de contaminantes por las plantas y la oxidación promovida por microorganismos.

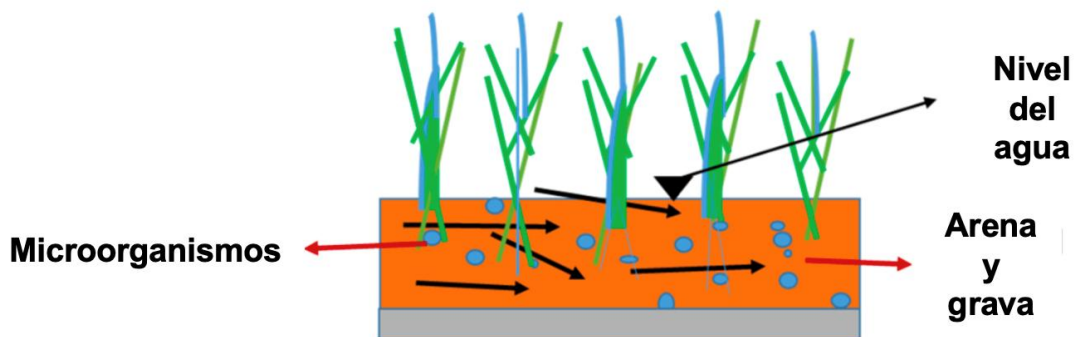


Figura 1.17 Humedal de tipo subsuperficial (Hassan *et al.*, 2021).

1.4.2 Mecanismos de depuración en humedales construidos

En los humedales construidos, los mecanismos físicos, químicos y biológicos actúan de manera sinérgica para la eliminación de contaminantes. Las plantas acuáticas desempeñan un papel clave al liberar oxígeno a través de sus raíces, lo que favorece la actividad microbiana y la formación de biopelículas en el sustrato. Además, diversas especies de macrófitos pueden absorber directamente nutrientes como nitrógeno y fósforo, aunque la eficiencia de este proceso varía según la especie, las condiciones del sitio y la estación del año. El sustrato no solo proporciona un medio de soporte para la vegetación, sino que también contribuye a la remoción de contaminantes mediante procesos como filtración, adsorción y biodegradación, resultando particularmente eficaz en la eliminación de fósforo y otros compuestos. Por otro lado, la actividad microbiana es determinante en la transformación de formas de nitrógeno y fósforo, así como en la degradación de materia orgánica, como se muestra en la Figura 1.18 (Wu *et al.*, 2023).

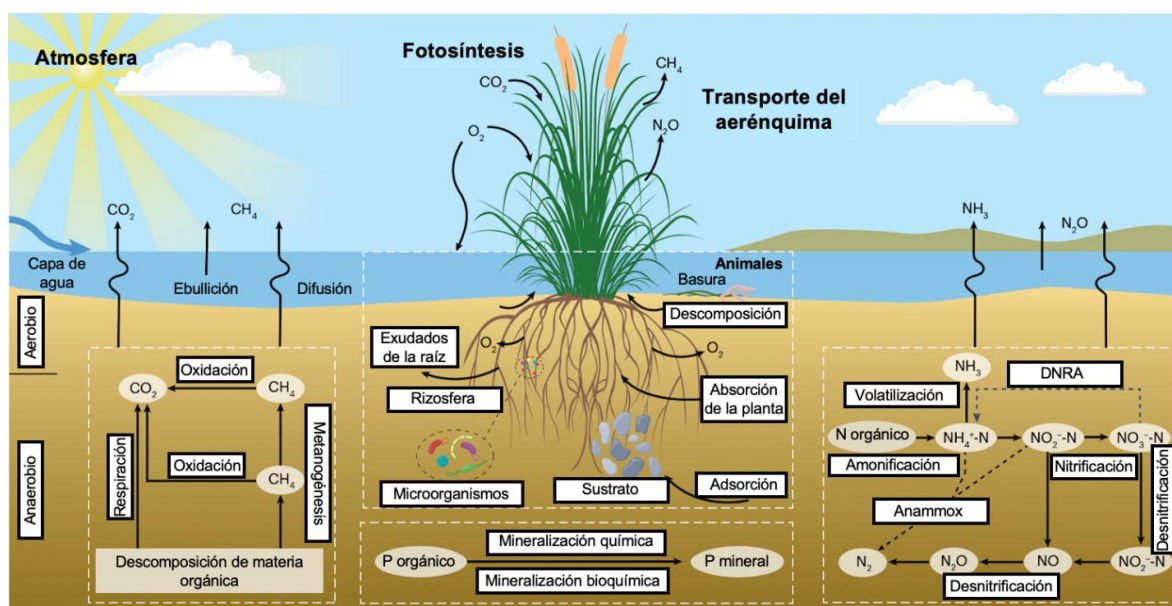


Figura 1.18 Mecanismos bioquímicos en los humedales construidos (Wu *et al.*, 2023).

El proceso de tratamiento en estos sistemas se basa en el flujo de aguas residuales a través de medios de filtración diseñados, donde la interacción entre el sustrato, la vegetación y la comunidad microbiana permite la remoción de contaminantes. Estos

procesos están modulados por factores ambientales, como la temperatura y la disponibilidad de oxígeno, que influyen en la eficiencia del sistema. Los mecanismos involucrados en la depuración del agua pueden agruparse en tres categorías principales (Waly *et al.*, 2022):

- **Mecanismos físicos:** incluyen la sedimentación y filtración, donde los sólidos suspendidos y partículas coloidales son retenidos por el sustrato. Además, la adsorción en la superficie de los materiales porosos contribuye a la remoción de metales pesados y otros contaminantes.
- **Mecanismos químicos:** abarcan procesos como la precipitación, la oxidación-reducción y la volatilización, esenciales para la transformación de compuestos orgánicos y la eliminación de nutrientes como nitrógeno y fósforo.
- **Mecanismos biológicos:** la actividad microbiana es clave en la biodegradación de materia orgánica, mientras que la absorción por macrófitas facilita la remoción de nutrientes y metales pesados. Adicionalmente, la rizosfera de las plantas fomenta la proliferación de microorganismos al suministrar oxígeno y compuestos orgánicos, lo que potencia la degradación de contaminantes.

La combinación de estos procesos convierte a los humedales construidos en una alternativa eficiente y sostenible para el tratamiento de aguas residuales, ofreciendo ventajas como menores costos operativos y un impacto ambiental reducido en comparación con los métodos convencionales.

1.5 Sistemas híbridos de tratamiento de aguas residuales

La gestión de aguas residuales es un desafío global que requiere soluciones innovadoras y sostenibles para proteger tanto el medio ambiente como la salud pública. En este contexto, los sistemas híbridos representan una alternativa eficiente, ya que combinan distintas tecnologías para optimizar la remoción de contaminantes. La integración de procesos físicos, químicos y biológicos en estos sistemas mejora la eliminación de materia orgánica, nutrientes y patógenos, permitiendo su adaptación a diversas condiciones. Su flexibilidad y escalabilidad los

hacen una opción viable para comunidades rurales y urbanas, especialmente en regiones con recursos limitados (Seifi *et al.*, 2025).

Entre los enfoques híbridos con mayor potencial, destaca la combinación de reactores anaerobios con humedales de flujo subsuperficial. Esta configuración aprovecha la capacidad de los reactores anaerobios para degradar la materia orgánica sin oxígeno, generando biogás como subproducto de valor, mientras que los humedales de flujo subsuperficial complementan el tratamiento al remover nutrientes y contaminantes residuales mediante procesos físicos, químicos y biológicos (Sánchez *et al.*, 2023). Además de mejorar la eficiencia del tratamiento, la integración de ambos sistemas reduce los costos operativos y minimiza el impacto ambiental, alineándose con los principios de la economía circular y la sostenibilidad (Vymazal, 2022).

1.5.1 Reactores anaerobios acoplados a humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales

El uso de tecnologías como la digestión anaerobia para el tratamiento de aguas residuales permite reducir la carga orgánica de los efluentes contaminados. Sin embargo, los efluentes generados por este proceso suelen contener concentraciones de contaminantes que exceden los límites normativos para su descarga o reutilización, lo que hace necesario implementar procesos de postratamiento (Yoshida *et al.*, 2022). Para abordar esta limitación, se ha propuesto la integración con humedales construidos, los cuales depuran el agua mediante la acción combinada de plantas, microorganismos y sustratos específicos, ofreciendo una solución sostenible. La combinación de ambos sistemas resulta particularmente efectiva, ya que el reactor anaerobio degrada la materia orgánica y produce biogás, mientras que el humedal construido actúa como un sistema de pulimento que mejora la calidad del efluente, favoreciendo su posible reutilización en riego agrícola. No obstante, es fundamental considerar desafíos como la acumulación de sólidos en el sustrato y la necesidad de procesos adicionales de desinfección para garantizar la eliminación de microorganismos patógenos (Mancuso *et al.*, 2024).

La integración de digestión anaerobia con HC representa una estrategia innovadora y sostenible para el tratamiento descentralizado de aguas residuales, especialmente en zonas rurales y periurbanas. Los reactores anaerobios, como los de lecho de lodos de UASB, han demostrado una alta eficiencia en la reducción de la carga orgánica y los sólidos suspendidos, optimizando el espacio requerido para el tratamiento. Sin embargo, su capacidad para la eliminación de nutrientes como el nitrógeno es limitada. En este contexto, la combinación con humedales construidos de flujo subsuperficial y vertical mejora el rendimiento del sistema al generar condiciones alternantes de anaerobiosis y aerobiosis, favoreciendo procesos como la nitrificación y la desnitrificación. Además, la recirculación del efluente nitrificado desde el HC hacia el digestor anaerobio contribuye a la remoción simultánea de materia orgánica y nitrógeno, optimizando el desempeño del conjunto (Zhang *et al.*, 2023; Sánchez *et al.*, 2023). Estudios han reportado eficiencias superiores al 90% en la eliminación de SST y DQO, lo que evidencia el potencial de esta integración para mejorar la calidad del efluente tratado y reducir el impacto ambiental del vertido de aguas residuales. No obstante, para garantizar la sostenibilidad del sistema a largo plazo, es crucial ajustar las condiciones operacionales y las tasas de recirculación, minimizando el arrastre de biomasa desde el digestor hacia el HC y evitando problemas de colmatación (Pascual *et al.*, 2016).

1.6 Comparación entre sistemas con y sin biopelícula fija en humedales

Las biopelículas en los humedales construidos son comunidades microbianas complejas conformadas por bacterias, algas, protozoarios y metazoarios, las cuales se adhieren a sustratos naturales o artificiales mediante la secreción de polímeros extracelulares. Su desarrollo ocurre en varias etapas, desde la adsorción inicial y la agregación microbiana hasta la colonización irreversible y la formación de la matriz extracelular. Estas biopelículas desempeñan un papel clave en la transformación y eliminación de contaminantes mediante procesos bioquímicos como la degradación de materia orgánica y la nitrificación-desnitrificación. En los humedales construidos, el tipo de sustrato influye significativamente en la composición y funcionalidad de las biopelículas. Los sustratos bióticos, como las macrófitas sumergidas,

proporcionan una interfaz activa que favorece el desarrollo de comunidades microbianas especializadas. La interacción entre estas macrófitas y las biopelículas contribuye a la depuración del agua mediante la absorción de nutrientes y la transformación de compuestos nitrogenados, facilitando la remoción de amonio, nitrato y nitrito (Jiang *et al.*, 2024).

1.7 Antecedentes y avances

En los últimos años, se han realizado diversas investigaciones orientadas al uso de ecotecnologías para el tratamiento de aguas residuales de origen industrial y agroindustrial. Entre estas alternativas, los sistemas híbridos que integran humedales construidos con biopelículas fijas han despertado creciente interés debido a su eficiencia, bajo costo de operación y adaptabilidad a contextos rurales. Estos sistemas combinan la capacidad depuradora de las plantas y el sustrato con la actividad metabólica de comunidades microbianas adheridas a superficies sólidas, lo que permite mejorar la remoción de materia orgánica, nutrientes y metales pesados. A continuación, se presenta una revisión detallada del estado del arte.

Buddy *et al.* (2025) evaluaron el desempeño de sistemas columnares (humedales de tipo subsuperficial) plantados con *Cyperus alternifolius* para la remediación de drenaje ácido de mina (DAM), utilizando melaza de caña de azúcar (MCA) como fuente de carbono. Esta especie vegetal fue seleccionada por su capacidad de tolerar ambientes contaminados con metales pesados y por su contribución a la actividad microbiana, en particular la de bacterias sulfato reductoras. El experimento se realizó en condiciones controladas dentro de un invernadero, utilizando un diseño completamente aleatorizado con seis columnas de grava, de las cuales cinco fueron inoculadas con diferentes volúmenes de MCA (20, 40, 60, 80 y 100 mL), y una unidad de control. Los sistemas fueron operados sin replicación, y el pH inicial del MCA fue ajustado a 7. En las columnas inoculadas con MCA, se alcanzaron eficiencias de remoción superiores al 94% para Cu, Fe, Mn, Zn y Al, mientras que en los controles sin MCA las eficiencias no superaron el 42%. Asimismo, se observó una reducción del 99% en las concentraciones de sulfato y nitrato, atribuida

principalmente a la actividad microbiana. Adicionalmente, se obtuvo una eficiencia del 92.15% en la remoción de la DQO. Los resultados validan el uso potencial de sustratos orgánicos, como la melaza de caña, en sistemas de humedales contruidos para el tratamiento de aguas residuales de la industria minera, representando una alternativa sostenible y de bajo costo frente a métodos convencionales.

Wei *et al.* (2024) desarrollaron un sustrato ligero denominado Al-NLS, compuesto por lodo de alúmina y poliuretano, con el fin de mejorar la eficiencia de humedales contruidos en el tratamiento de aguas residuales. El sistema experimental consistió en un humedal de flujo vertical operado con agua residual doméstica real, bajo tres tiempos de retención hidráulica (HRT) de 3, 2 y 1 día. Los resultados mostraron altas eficiencias de remoción de fósforo total (TP), alcanzando hasta 98.6% con 3 días de HRT, mientras que la remoción de DQO fue de 74.3%, 69.9% y 65.9% para cada HRT, respectivamente. El sustrato presentó una porosidad del 60.2%, lo que favoreció la formación de biopelículas y el desarrollo de comunidades microbianas como *Proteobacteria* y *Bacteroidota*, asociadas con los procesos de nitrificación y degradación de materia orgánica. También se observaron remociones de nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) de hasta 61.1% y de nitrógeno total (TN) de 45.6% bajo condiciones óptimas. El estudio concluyó que el sustrato Al-NLS no solo reduce significativamente los costos de transporte y construcción por su bajo peso (0.43 g/cm³), sino que también mejora el rendimiento del humedal, al permitir un entorno más estable para el desarrollo microbiano. Además, su diseño cilíndrico facilita el mantenimiento y reemplazo en caso de obstrucción, representando una solución viable y sostenible para la implementación de humedales en contextos rurales o con recursos limitados.

Ali *et al.* (2024) evaluaron el desempeño de humedales contruidos de flujo superficial modificados para el tratamiento de aguas residuales procedentes de plantas asociadas con ingenios azucareros. Se compararon tres configuraciones distintas: HC1 (compuesto por escombros de ladrillo, lignito y *Lemna minor* L.), HC2 (escombros de ladrillo y lignito), y HC3 (únicamente *Lemna minor* L.), bajo un tiempo

de retención hidráulica de 7 días. Los resultados mostraron que el sistema HC1 obtuvo las mayores eficiencias de remoción para la DBO (72.19%), DQO (74.82%), amonio (79.62%), nitrato (77.84%), fósforo ortofosfato (87.73%), sólidos disueltos totales (78%), nitrógeno total (74.1%), fósforo total (81.07%) y sólidos suspendidos totales (72.90%). Adicionalmente, mediante secuenciación del gen 16S rRNA, se observó una mayor diversidad microbiana en HC1, predominando los grupos de Proteobacteria, Spirochaetota, Bacteroidota, Desulfobacterota y Chloroflexi, así como una elevada proporción de la familia Rhodobacteriaceae, asociada con la desnitrificación. Con estos resultados se respalda el uso de combinaciones de sustrato y vegetación específicas para mejorar la eficiencia de remoción en humedales construidos aplicados al tratamiento de efluentes industriales.

Boopathi y Kadarkara (2022) evaluaron un sistema de humedal subsuperficial a escala de laboratorio empleando variedades de caña de azúcar (CO 86032 y CO 15027) como especie fitorremediadora. El sistema fue construido con dimensiones de 0.92 m de longitud, 0.61 m de ancho y 0.45 m de profundidad, utilizando como sustrato una mezcla de agregado grueso (20 mm), grava de ladrillo (20 mm) y suelo rojo combinado con fibra de coco en una proporción volumétrica de 1:3. Durante tiempos de retención de 2 a 48 horas, se alcanzaron eficiencias de remoción del 77–89% de DBO, 66–81% de DQO, 70–91% para ST y 68–84% para el NT, lo que evidencia el potencial de estos sistemas en el tratamiento descentralizado de aguas residuales domésticas.

Al mismo tiempo, la presente línea de investigación ha avanzado en el estudio y evaluación de sistemas de tratamiento de aguas residuales que integran tecnologías naturales, como humedales construidos, con diversas configuraciones de vegetación y sustratos, así como su combinación con procesos anaerobios.

Castro-Méndez (2022) evaluó un sistema híbrido compuesto por un reactor anaerobio de biopelícula (RABP) y un humedal construido a escala mesocosmos (HCMe) para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria azucarera. El estudio se desarrolló en dos etapas: una fase hidrolítica anaerobia

con el RABP y una fase de pulido mediante el HCMe. En la primera etapa, se aplicaron diferentes cargas volumétricas (6 a 50 gDQO/L·d) y tiempos de residencia hidráulica (8 a 24 horas), observándose una remoción máxima de DQO del 51.11% con una carga de 15 gDQO/L·d y un TRH de 24 h. En condiciones de alta carga (50 gDQO/L·d), la eficiencia de remoción disminuyó al 32.81%, indicando un comportamiento sensible a la sobrealimentación orgánica. Además, se monitoreó la producción de biogás en el RABP, obteniéndose hasta 25 L de biogás con un 27.61% de contenido de metano bajo condiciones de baja carga. Sin embargo, al aumentar la carga orgánica, la proporción de metano disminuyó drásticamente a solo 2.15%, lo que sugiere una posible inhibición de los microorganismos metanogénicos. La operación del humedal, alimentado con el efluente del RABP, mostró remociones de DQO de hasta 87.29%, contribuyendo a una eficiencia global del sistema híbrido de 91.93%.

Orduña-Gaytán (2018) diseñó, construyó y operó un humedal artificial (HA) que incorporó tanto monocultivos como policultivos de *Hippeastrum* y *Spathiphyllum*, en combinación con un reactor anaerobio. Este sistema fue evaluado para determinar su eficiencia en la remoción de materia orgánica, nutrientes y patógenos. El estudio mostró remociones de hasta 95% en demanda química de oxígeno (DQO), y de hasta 90% en sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV), bajo una carga orgánica de 8 gDQO/L y un tiempo de retención hidráulica de tres días. Estos resultados demostraron el alto potencial de los sistemas híbridos humedal-reactor anaerobio para el tratamiento de aguas residuales con alta carga contaminante.

Sandoval-Herazo *et al.* (2018) evaluaron la eficiencia de remoción de contaminantes y la adaptación de plantas ornamentales terrestres en microcosmos de humedales contruidos, utilizando grava volcánica roja (RVG) y tereftalato de polietileno (PET) como sustratos. Las especies vegetales estudiadas fueron *Lavandula sp.*, *Spathiphyllum wallisii* y *Zantedeschia aethiopica*. Los resultados mostraron que los sistemas vegetados lograron mayores eficiencias de remoción de DBO (hasta 68%), nitratos (hasta 50%), fosfatos (hasta 38%) y coliformes fecales (hasta 64%) en comparación con los sistemas sin vegetación. Además, *S. wallisii* y *Z. aethiopica*

demonstraron buena adaptación al sistema, con producción de flores y resistencia al estrés hídrico, lo que resalta su potencial no solo como agentes fitodepuradores, sino también como elementos ornamentales que pueden fomentar la aceptación comunitaria de estas tecnologías.

Estos estudios proporcionan fundamentos sólidos que refuerzan el diseño de sistemas híbridos para el tratamiento descentralizado de aguas residuales. Su integración de vegetación adaptada, materiales reutilizables y procesos biológicos sinérgicos orienta el desarrollo de nuevas propuestas sustentables, como el sistema híbrido humedal construido-biopelícula fija propuesto en la presente investigación, aplicable a los efluentes generados por la industria piloncillera.

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS

CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Metodología general

El presente trabajo de investigación tuvo como objetivo evaluar el desempeño de un sistema híbrido compuesto por un reactor anaerobio de biopelícula fija acoplado a humedales construidos, aplicado al tratamiento de aguas residuales generadas por la industria piloncillera. La metodología se diseñó bajo un enfoque experimental y comparativo, con el propósito de analizar el efecto de la incorporación de biopelícula fija en la eficiencia del proceso de depuración.

El desarrollo experimental se llevó a cabo en dos sedes académicas. La fase principal se realizó en la Planta de Aprovechamiento de Residuos del Instituto Tecnológico de Orizaba, ubicada en Orizaba, Veracruz, México, donde se diseñó, montó y operó el sistema híbrido completo. Este sistema estuvo conformado por un reactor anaerobio de biopelícula fija (FBBR) seguido de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal.

En la etapa de humedales construidos se implementaron seis celdas experimentales, las cuales se distribuyeron en dos configuraciones: tres humedales con soporte para biopelícula (HC-BF) y tres humedales sin soporte para biopelícula (HC). Estas unidades funcionaron como unidades experimentales paralelas, lo que permitió comparar el desempeño del sistema con y sin la incorporación de matrices de biopelícula fija.

De manera complementaria, se desarrolló una estancia académica en la Xi'an University of Technology, en Xi'an, China, donde se realizaron experimentos adicionales con humedales construidos utilizando sustratos alternativos. Esta fase tuvo un carácter complementario y permitió profundizar en el análisis de materiales de soporte y su posible aplicación en sistemas de tratamiento basados en humedales. El esquema general de la metodología experimental se presenta en la Figura 2.1.

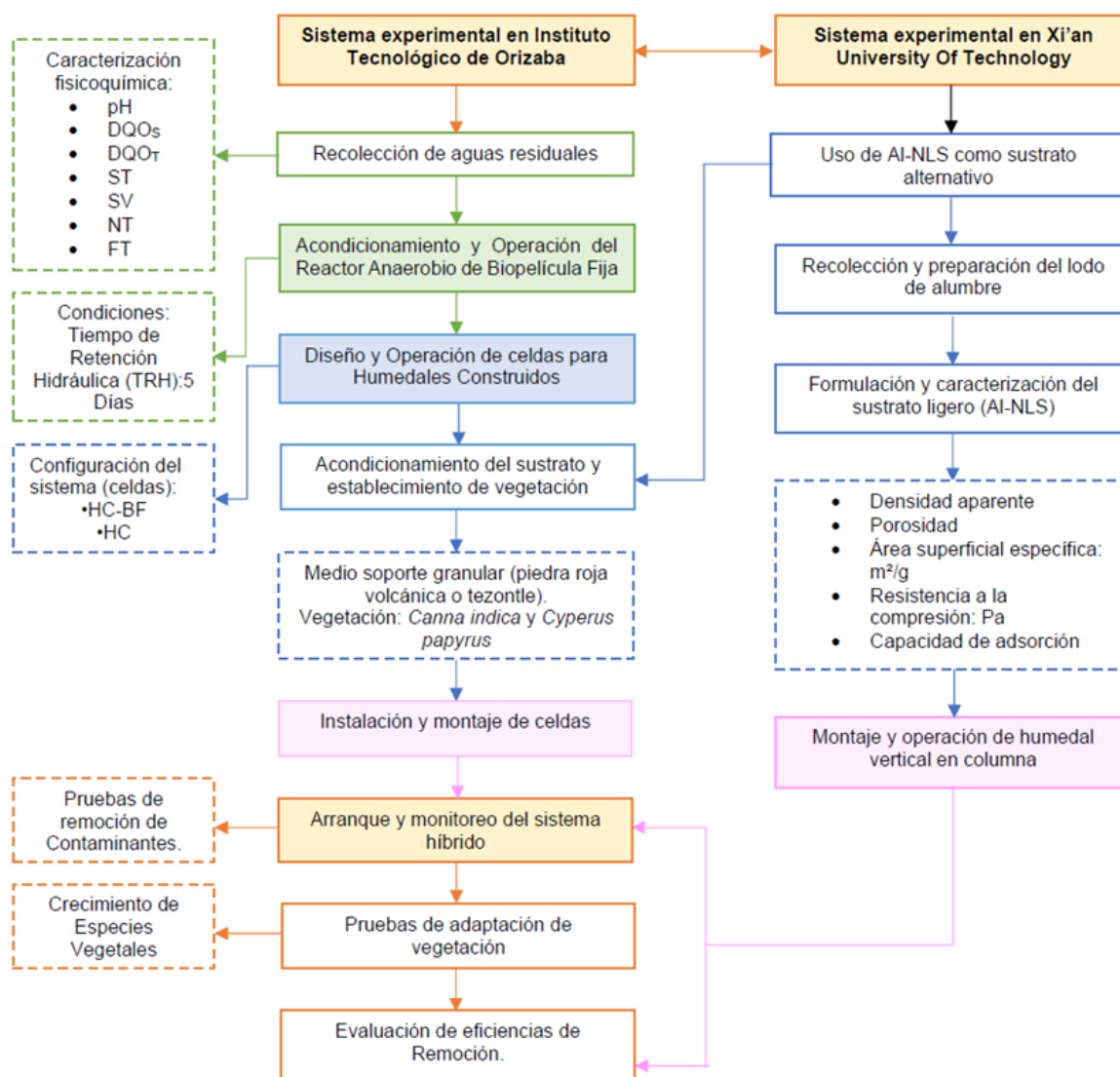


Figura 2.1 Diagrama de flujo general de la experimentación.

La metodología general comprendió las siguientes etapas:

- i) recolección y caracterización del agua residual piloncillera;
- ii) diseño, acondicionamiento y operación del reactor anaerobio de biopelícula fija;
- iii) montaje y operación de humedales construidos de flujo subsuperficial con y sin soporte para biopelícula;

- iv) monitoreo de parámetros fisicoquímicos relevantes para la evaluación del sistema; y
- v) análisis comparativo del desempeño del tratamiento.

2.2 Descripción de las sedes experimentales

2.2.1 Instituto Tecnológico de Orizaba, México

La fase principal del estudio se desarrolló en la Planta de Aprovechamiento de Residuos del Instituto Tecnológico de Orizaba, ubicada en el municipio de Orizaba, Veracruz, México. Esta instalación cuenta con infraestructura especializada para el tratamiento experimental de aguas residuales, lo que permitió la implementación y operación del sistema híbrido compuesto por un reactor anaerobio de biopelícula fija y humedales contruidos a escala piloto.

La región de Orizaba se caracteriza por una importante actividad agroindustrial asociada al cultivo y procesamiento de la caña de azúcar, lo que facilitó la obtención de aguas residuales representativas de la industria piloncillera utilizadas en el presente estudio.

2.2.2 Xi'an University of Technology, China

Las actividades experimentales complementarias se realizaron en los laboratorios de la Xi'an University of Technology, en Xi'an, China. Esta institución cuenta con experiencia en el desarrollo y evaluación de tecnologías naturales para el tratamiento de aguas residuales.

Durante esta estancia académica se evaluaron configuraciones alternativas de humedales contruidos, enfocadas principalmente en el estudio de materiales de soporte y en el desarrollo de biopelículas bajo diferentes condiciones operativas. Estos experimentos tuvieron un carácter complementario y permitieron explorar el uso de sustratos alternativos para mejorar el desempeño de los sistemas basados en humedales contruidos.

2.3 Caracterización del agua residual de la industria piloncillera

El agua residual utilizada en el presente estudio provino de trapiches artesanales dedicados a la producción de piloncillo ubicados en la región de Orizaba, Veracruz, México. Este tipo de efluente se genera principalmente durante las etapas de lavado de la caña de azúcar, extracción del jugo y limpieza de equipos, y se caracteriza por presentar una alta carga orgánica asociada a la presencia de azúcares, compuestos orgánicos fácilmente biodegradables y sólidos en suspensión.

Las muestras de agua residual fueron recolectadas directamente en los puntos de descarga de los trapiches utilizando recipientes de polietileno de alta densidad previamente lavados y acondicionados con el mismo efluente. Posteriormente, las muestras se transportaron al laboratorio del Instituto Tecnológico de Orizaba, donde se almacenaron en condiciones controladas hasta su utilización en la operación del sistema de tratamiento.

La caracterización inicial del efluente incluyó la determinación de diversos parámetros fisicoquímicos relevantes para la evaluación del desempeño de sistemas anaerobios y humedales construidos. Entre los parámetros analizados se incluyeron pH, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), demanda química de oxígeno total (DQO_t), demanda química de oxígeno soluble (DQO_s), nitrógeno total (NT) y fósforo total (FT). Estos parámetros fueron considerados por su uso común en la evaluación de la carga orgánica y del contenido de nutrientes en aguas residuales agroindustriales (Metcalf & Eddy, 2014; Vymazal, 2011).

Los procedimientos analíticos empleados para la determinación de estos parámetros se describen en la sección 2.8 Métodos analíticos, mientras que los resultados obtenidos de la caracterización fisicoquímica del efluente se presentan y discuten en el Capítulo 3.

2.4 Diseño del sistema híbrido de tratamiento

El sistema de tratamiento implementado se diseñó como un proceso secuencial compuesto por un reactor anaerobio de biopelícula fija seguido de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal. Esta configuración permitió combinar las ventajas del tratamiento anaerobio, orientado principalmente a la reducción de la carga orgánica del efluente, con los procesos de pulimiento asociados a los humedales construidos, tales como filtración, adsorción y degradación biológica.

El sistema híbrido fue concebido para evaluar el efecto de la incorporación de biopelícula fija en la eficiencia del tratamiento de aguas residuales de la industria piloncillera, comparando el desempeño de humedales construidos con y sin soporte para el desarrollo de biopelículas microbianas.

2.4.1 Reactor anaerobio de biopelícula fija

El reactor anaerobio de biopelícula fija (FBBR) empleado presentó un volumen total de 215 L y un volumen útil de operación de 150 L (Figura 2.2). El reactor fue operado bajo condiciones estrictamente anaerobias con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 5 días, seleccionado con base en estudios previos que reportan una adecuada estabilidad del proceso para el tratamiento de aguas residuales con alta carga orgánica (Lettinga et al., 2001).

El reactor constituyó la primera etapa del sistema híbrido y tuvo como función principal la reducción inicial de la carga orgánica del efluente piloncillero, favoreciendo la degradación de compuestos orgánicos complejos mediante procesos anaerobios.



Figura 2.2 Reactor anaerobio de biopelícula fija (FBBR) instalado en la Planta de Aprovechamiento de Residuos del Instituto Tecnológico de Orizaba.

2.4.2 Humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal

La segunda etapa del sistema consistió en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal. Estos sistemas se montaron en seis celdas experimentales de polipropileno, cada una con una capacidad total de 30 L.

Cada celda fue acondicionada con un lecho filtrante compuesto por piedra volcánica roja (tezontle), con un tamaño de partícula aproximado de 10–25 mm y una altura de lecho uniforme de 25 cm, material ampliamente utilizado en sistemas de tratamiento debido a su alta porosidad, resistencia mecánica y disponibilidad local.

Las celdas fueron plantadas con las especies *Canna indica* y *Cyperus papyrus*, seleccionadas por su capacidad de adaptación a ambientes saturados, su

contribución a la oxigenación de la rizosfera y su uso documentado en sistemas de humedales construidos (Kadlec & Wallace, 2009).

Con el fin de evaluar el efecto de la biopelícula fija en el proceso de tratamiento, se establecieron dos configuraciones experimentales:

- Humedales contruidos con soporte para biopelícula (HC-BF)
- Humedales contruidos sin soporte para biopelícula (HC)

El sistema experimental estuvo conformado por seis celdas en total, distribuidas en tres unidades HC-BF y tres unidades HC, las cuales funcionaron como unidades experimentales paralelas. En las celdas con biopelícula se incorporaron estructuras poliméricas que contenían matrices de fibra sintética, diseñadas para favorecer la adhesión y el desarrollo de comunidades microbianas.

El diseño de la celda con soporte para biopelícula se presenta en la Figura 2.3.



Figura 2.3 Diseño de la celda experimental con soporte para la formación de biopelícula.

2.5 Materiales empleados

2.5.1 Materiales estructurales

Los principales materiales estructurales utilizados para la construcción y operación del sistema experimental incluyeron celdas de polipropileno, tuberías de PVC para la conducción del flujo hidráulico, válvulas de control y recipientes de polietileno para el almacenamiento del agua residual. Asimismo, se emplearon emisores de goteo calibrados para la distribución y dosificación del flujo hacia las celdas de los humedales construidos.

2.5.2 Materiales de soporte para biopelícula

Como material de soporte para el desarrollo de la biopelícula se emplearon fibras sintéticas de polietileno tipo Scotch-Brite™ 96, las cuales se utilizaron tanto en el reactor anaerobio de biopelícula fija como en los humedales construidos.

Estas fibras se colocaron dentro de estructuras de polipropileno transparente diseñadas para facilitar su distribución dentro del sistema y proporcionar una superficie adecuada para la adhesión y crecimiento de comunidades microbianas. La incorporación de estos soportes permitió favorecer la formación de biopelículas y mejorar el contacto entre los microorganismos y el sustrato orgánico presente en el efluente.

2.5.3 Especies vegetales

Las especies vegetales utilizadas en los humedales construidos fueron *Canna indica* y *Cyperus papyrus*, seleccionadas por su capacidad de adaptación a ambientes saturados y su uso reportado en sistemas de tratamiento basados en humedales.

Antes de su incorporación al sistema experimental, las plantas fueron sometidas a un proceso de aclimatación de aproximadamente 16 días, con el fin de asegurar su adaptación a las condiciones hidráulicas y a la calidad del agua del sistema de tratamiento.

2.6 Acondicionamiento y operación del sistema

2.6.1 Operación del reactor anaerobio

El reactor anaerobio de biopelícula fija fue acondicionado y operado bajo un régimen semicontinuo. Durante la operación se realizaron alimentaciones periódicas de 20 L de agua residual piloncillera. Debido a la elevada carga orgánica del afluente original, el agua residual fue diluida en una proporción 1:4, con el fin de obtener una concentración aproximada de 15 g DQO L⁻¹, lo que permitió evitar fenómenos de inhibición microbiana y favorecer el establecimiento progresivo de la biopelícula en los soportes del reactor (Figura 2.4).

El reactor se operó con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 5 días, el cual se mantuvo constante durante el periodo experimental. Estas condiciones operativas se seleccionaron con el propósito de favorecer la hidrólisis de compuestos orgánicos complejos presentes en el agua residual piloncillera y evitar el lavado de biomasa adherida en los soportes del reactor.

El periodo total de operación del reactor fue de 120 días, durante los cuales se monitoreó el desempeño del sistema en términos de reducción de la carga orgánica y estabilidad del proceso anaerobio.

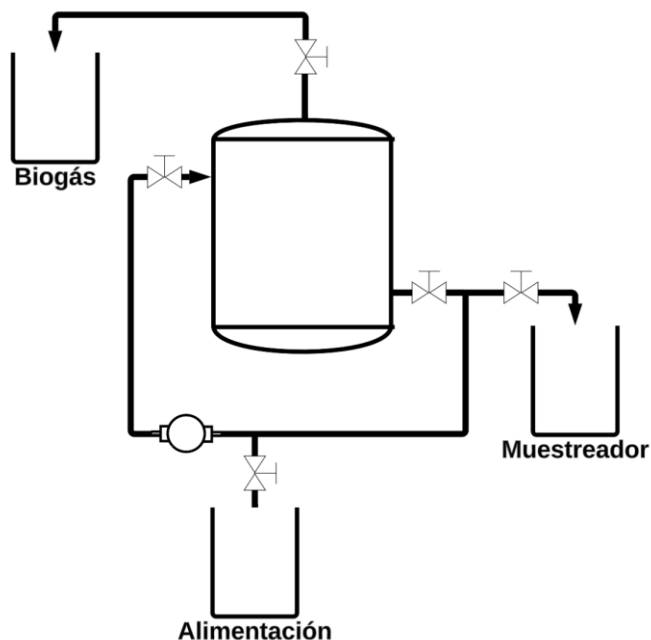


Figura 2.4 Diagrama general del reactor anaerobio en fase de hidrólisis para el tratamiento del agua residual de la industria piloncillera.

2.6.2 Operación de los humedales construidos

Los humedales construidos fueron operados bajo un esquema de flujo subsuperficial horizontal, recibiendo el efluente proveniente del reactor anaerobio como afluente del sistema.

El sistema experimental estuvo conformado por seis celdas de humedales construidos, distribuidas en dos configuraciones experimentales: tres celdas con soporte para biopelícula (HC-BF) y tres celdas sin soporte para biopelícula (HC). Estas unidades funcionaron como unidades experimentales paralelas para evaluar el efecto de la biopelícula en el desempeño del sistema.

Antes de su alimentación a los humedales construidos, el efluente proveniente del reactor anaerobio fue diluido en una proporción 1:10, con el fin de reducir la carga orgánica aplicada y evitar efectos inhibitorios sobre la vegetación y las comunidades microbianas presentes en el sistema. El tiempo de retención hidráulica de los humedales construidos se estableció en 24 h durante el periodo experimental.

La alimentación del sistema se realizó mediante un tanque de distribución conectado a emisores de goteo, los cuales permitieron mantener condiciones hidráulicas relativamente constantes en las celdas. Durante la operación se promovió el desarrollo de procesos físicos, químicos y biológicos asociados a filtración, adsorción y degradación microbiana de los contaminantes presentes en el efluente.

2.7 Parámetros de control y monitoreo

Durante la operación del sistema híbrido se monitorearon diversos parámetros fisicoquímicos con el fin de evaluar el desempeño del tratamiento. Entre los parámetros analizados se incluyeron pH, temperatura, demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), nitrógeno total (NT), amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) y fósforo total (FT).

El monitoreo de estos parámetros se realizó tanto en el afluente como en el efluente de las diferentes etapas del sistema de tratamiento, incluyendo el reactor anaerobio y los humedales construidos.

2.8 Métodos analíticos

Los análisis fisicoquímicos se realizaron de acuerdo con los procedimientos estandarizados descritos en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA & WEF, 2017). Para cada parámetro analizado se siguieron los métodos normalizados correspondientes, con el fin de garantizar la reproducibilidad y confiabilidad de los resultados obtenidos. Los métodos empleados se presentan en la Tabla 2.1.

Con el fin de asegurar la precisión y reproducibilidad de los resultados, todas las determinaciones analíticas se realizaron por triplicado. Los valores reportados corresponden al promedio de las mediciones obtenidas, y la variabilidad de los datos se expresó mediante la desviación estándar.

Tabla 2.1 Métodos analíticos utilizados en la caracterización y el monitoreo del sistema experimental.

Parámetro	Unidad	Método	Equipo	Referencia
pH	–	Método potenciométrico	Potenciómetro (medidor de pH)	APHA (2017), 4500-H ⁺ B
Sólidos totales (ST)	mg L ⁻¹	Método gravimétrico	Estufa de secado y balanza analítica	APHA (2017), 2540 B
Sólidos volátiles (SV)	mg L ⁻¹	Método gravimétrico	Horno mufla y balanza analítica	APHA (2017), 2540 E
Demanda química de oxígeno total (DQO _t)	mg L ⁻¹	Reflujo cerrado, método colorimétrico	Espectrofotómetro	APHA (2017), 5220 D
Demanda química de oxígeno soluble (DQO _s)	mg L ⁻¹	Reflujo cerrado, método colorimétrico (muestra filtrada)	Espectrofotómetro	APHA (2017), 5220 D
Nitrógeno total (NT)	mg L ⁻¹	Método espectrofotométrico UV–visible	Espectrofotómetro	APHA (2017), 4500-N C
Amonio (NH ₄ ⁺ -N)	mg L ⁻¹	Método colorimétrico (Nesslerización)	Espectrofotómetro	APHA (2017), 4500-NH ₃ C
Fósforo total (FT)	mg L ⁻¹	Método del ácido ascórbico	Espectrofotómetro	APHA (2017), 4500-P E
Temperatura	°C	Método termométrico	Termómetro digital	APHA (2017), 2550 B

2.8.1 Comportamiento del pH durante la operación del sistema

El pH del agua residual de la industria piloncillera y del efluente del biorreactor anaerobio se determinó mediante el método potenciométrico 4500-H⁺ B descrito en los Standard Methods. Asimismo, se realizó el monitoreo del pH a la salida de cada una de las celdas del sistema de humedales construidos, con el fin de evaluar la

estabilidad del proceso y las condiciones del medio para el desarrollo microbiológico y vegetal.

2.8.2 Evolución de la DQO total y soluble

La determinación de la demanda química de oxígeno total (DQO_t) y soluble (DQO_s) se realizó mediante el método colorimétrico de reflujo cerrado 5220 D de los Standard Methods. A partir de los valores obtenidos en el afluente y efluente del sistema, se calculó el porcentaje de remoción de DQO utilizando la Ecuación (2.1).

$$\% \text{ Remocion DQO} = \frac{DQO_{\text{Entrada}} - DQO_{\text{Salida}}}{DQO_{\text{Entrada}}} * 100 \quad (2.1)$$

2.8.3 Determinación de ST y SV

Los sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) se cuantificaron utilizando el método gravimétrico, de acuerdo con lo establecido en la Norma NMX-AA-034-SCFI-2015. Para estimar el porcentaje de remoción de estos parámetros se aplicaron las Ecuaciones (2.2) y (2.3), correspondientes a los sólidos totales y a los sólidos volátiles, respectivamente.

$$\% \text{ Remocion ST} = \frac{ST_{\text{Entrada}} - ST_{\text{Salida}}}{ST_{\text{Entrada}}} * 100 \quad (2.2)$$

$$\% \text{ Remocion SV} = \frac{SV_{\text{Entrada}} - SV_{\text{Salida}}}{SV_{\text{Entrada}}} * 100 \quad (2.3)$$

2.8.4 Determinación de la Carga Volumétrica Aplicada (CVA)

La carga volumétrica aplicada (CVA) se controló durante la alimentación de las celdas de humedales construidos debido a las variaciones en la concentración de materia orgánica previamente tratada en el biorreactor anaerobio. El control de este parámetro resultó fundamental para evitar efectos adversos, como la inhibición microbiológica o el deterioro del desarrollo vegetal.

El cálculo de la CVA se realizó considerando el volumen útil de cada unidad, el volumen de alimentación y la concentración de materia orgánica expresada como DQO total, de acuerdo con la Ecuación (2.4).

$$CVA = \frac{V_{Alimentación} \left(\frac{L}{d} \right) - DQO_T \left(\frac{g}{L} \right)}{V_{Útil}} = \frac{dDQO_T}{L} * d \quad (2.4)$$

2.8.5 Determinación del Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)

El tiempo de retención hidráulica (TRH) es un parámetro que indica el tiempo promedio durante el cual el sustrato o el agua permanece dentro del sistema. Este factor es relevante porque durante ese periodo se llevan a cabo procesos como la remoción de materia orgánica y la absorción de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, dentro de las celdas de los Humedales Construidos. El cálculo de este parámetro se realizó utilizando la Ecuación (2.5).

$$TRH = \frac{\text{Volumen útil (L)}}{\text{Volumen de alimentación} \left(\frac{L}{d} \right)} = d \quad (2.5)$$

2.8.6 Nitrógeno Total (NT) y Fósforo (FT)

La concentración de nitrógeno total en la alimentación del sistema y en el efluente de los humedales construidos se determinó mediante el método estandarizado HACH 10071, el cual emplea digestión con persulfato y lectura espectrofotométrica, con un rango de medición de 0.5 a 25.0 mg L⁻¹ de N.

Por su parte, la determinación de fósforo total se llevó a cabo mediante el método estándar HACH 8180 de bajo rango, con un intervalo de medición de 0.06 a 5.00 mg L⁻¹ de PO₄³⁻, utilizando espectrofotometría, considerando las condiciones operativas de los humedales construidos.

2.9 Criterios de evaluación experimental

La evaluación del desempeño del sistema híbrido se realizó mediante el análisis comparativo de las diferentes configuraciones experimentales, considerando la reducción de los parámetros de calidad del agua seleccionados y el comportamiento general del sistema durante el periodo de operación.

Las eficiencias de remoción se calcularon a partir de la diferencia entre las concentraciones de entrada y salida de cada parámetro, permitiendo comparar el desempeño del reactor anaerobio, de los humedales con soporte para biopelícula (HC-BF) y de los humedales sin soporte para biopelícula (HC).

Los resultados experimentales se expresaron como promedio $\pm$ desviación estándar de las unidades experimentales correspondientes a cada configuración. El análisis de los datos se realizó con fines descriptivos y comparativos, sin aplicar pruebas estadísticas inferenciales.

2.10 Experimentos adicionales empleando configuraciones alternativas

2.10.1 Evaluación experimental en China: uso de Al-NLS como sustrato alternativo

Durante la estancia académica realizada en la Xi'an University of Technology, en Xi'an, China, se desarrolló una investigación complementaria orientada a evaluar el desempeño de un sustrato alternativo para humedales construidos denominado Al-NLS (Alum Sludge–Novel Lightweight Substrate). Este material fue elaborado a partir de lodo de alumbre proveniente de procesos de potabilización y espuma de poliuretano.

A diferencia del sistema híbrido secuencial evaluado en México, esta fase experimental se enfocó exclusivamente en el análisis del sustrato dentro de un humedal construido de flujo vertical, alimentado con aguas residuales domésticas reales.

2.10.2 Recolección y preparación del lodo de alumbre

El lodo de alumbre utilizado en la elaboración del sustrato se obtuvo de una planta potabilizadora local que emplea sulfato de aluminio como agente coagulante. El material recolectado fue secado al aire, posteriormente molido y tamizado para obtener partículas con tamaños comprendidos entre 0.25 mm y 1.5 cm.

2.10.3 Formulación del sustrato ligero (Al-NLS)

Para la preparación del sustrato se elaboraron dos mezclas:

- **Compuesto blanco:** compuesto por polioles, isocianato, catalizadores (trietilendiamina y octoato de estaño), agente nivelante (aceite de silicona) y cloruro de metileno.
- **Compuesto negro:** constituido exclusivamente por lodo de alumbre previamente preparado.

Ambos compuestos se mezclaron en proporciones optimizadas para generar una reacción de expansión que produjo una espuma ligera. Posteriormente, el material espumado se dejó curar de manera natural y fue cortado en cilindros con dimensiones aproximadas de 2–3 cm (como se muestra en la Figura 2.5).

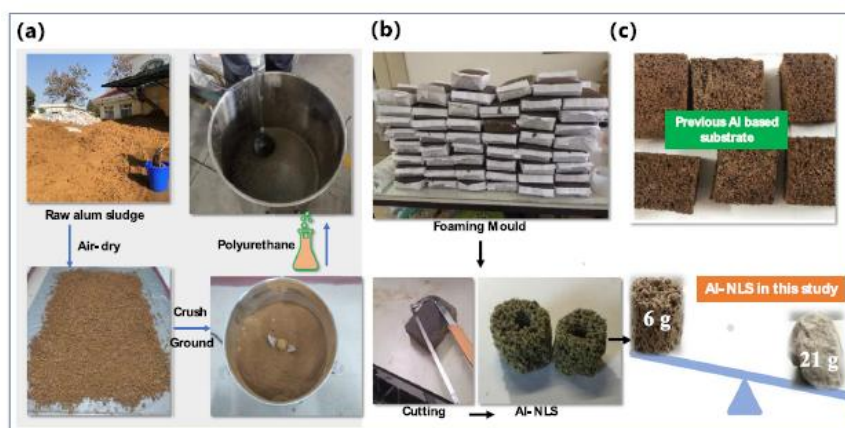


Figura 2.5 Proceso de producción del sustrato Al-NLS.

2.10.4 Caracterización del sustrato Al-NLS

El sustrato obtenido fue caracterizado mediante la determinación de diversas propiedades físicas y estructurales. Entre los parámetros evaluados se incluyeron:

- **Densidad aparente:** 0.43 g cm^{-3} .
- **Porosidad:** 60.2%.
- **Área superficial específica:** $8.40 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ (determinada mediante el método BET).
- **Resistencia a la compresión:** 505 Pa a 75% de deformación.

2.10.5 Evaluación de la capacidad de adsorción de fósforo

La capacidad de adsorción de fósforo del sustrato Al-NLS se evaluó mediante ensayos en lote utilizando soluciones de fosfato con concentraciones entre 5 y 50 mg L^{-1} , ajustadas a pH 7.

Los datos obtenidos se ajustaron a los modelos de adsorción de Langmuir y Freundlich con el fin de estimar la capacidad máxima de adsorción del material (1.12 mg g^{-1}). Asimismo, se realizaron estudios cinéticos para evaluar el comportamiento del proceso de adsorción, ajustando los resultados a modelos de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden.

2.11 Montaje del humedal vertical en columna

Se construyó un humedal construido de flujo vertical en una columna de plexiglás con dimensiones de 80 cm de altura y 30 cm de diámetro. La parte inferior de la columna se rellenó con una capa de grava de 10 cm, mientras que el lecho principal del sistema, con una altura aproximada de 60 cm, se llenó con partículas del sustrato Al-NLS, como se muestra en la Figura 2.6.

En la parte superior del sistema se colocaron plantas de *Epipremnum aureum*, distribuidas sobre una capa superficial de aproximadamente 5 cm, con el fin de

favorecer la interacción entre el sustrato, la rizosfera y las comunidades microbianas.

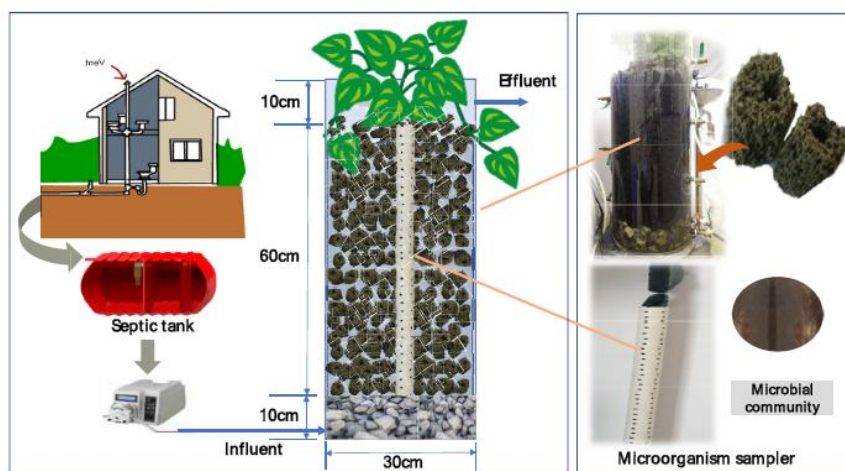


Figura 2.6 Sistema de humedal construido de flujo vertical basado en Al-NLS (VFCW).

2.11.1 Operación del humedal con aguas residuales reales

El sistema fue alimentado con aguas residuales domésticas reales, provenientes de instalaciones residenciales cercanas, sin dilución previa. Se evaluaron tres condiciones operativas correspondientes a diferentes tiempos de retención hidráulica (TRH): 3 días, 2 días y 1 día.

El sistema se sometió inicialmente a un periodo de estabilización de 45 días, seguido de una fase experimental con una duración total de 160 días. Durante este periodo se realizaron muestreos con una frecuencia de 3 a 5 veces por semana, determinándose parámetros de calidad del agua tales como pH, demanda química de oxígeno (DQO), amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), nitrógeno total (NT) y fósforo total (FT).

En conjunto, esta fase complementaria permitió explorar el uso de materiales alternativos para humedales construidos y ampliar la comprensión sobre el comportamiento de sustratos avanzados en el tratamiento de aguas residuales.

CAPÍTULO 3

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CAPÍTULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Este capítulo presenta los resultados obtenidos durante la evaluación del sistema híbrido compuesto por un reactor anaerobio de biopelícula fija (FBBR) acoplado a humedales construidos con biopelícula fija (HC-BF) para el tratamiento de aguas residuales de la agroindustria piloncillera.

Los resultados se organizan de acuerdo con los objetivos de la investigación e incluyen el análisis del desempeño del reactor anaerobio, el comportamiento de los humedales construidos y la comparación entre las configuraciones con y sin soporte para biopelícula. Asimismo, se discuten los resultados obtenidos en relación con estudios previos reportados en la literatura.

El esquema general del sistema experimental evaluado se presenta en la Figura 3.1.

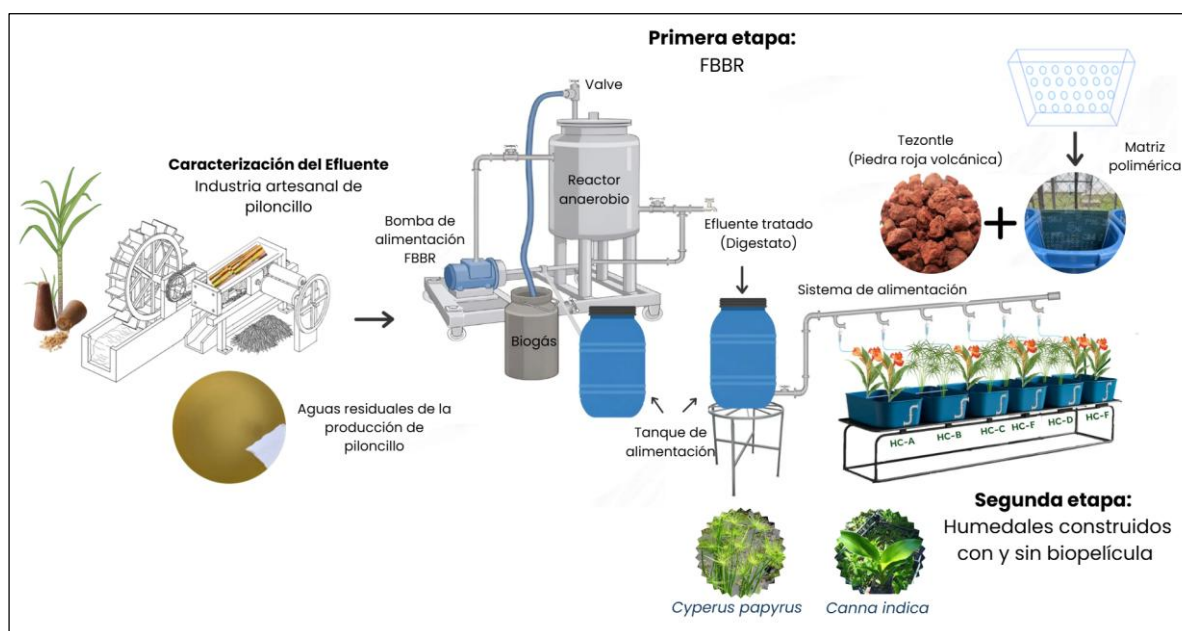


Figura 3.1 Diagrama general del sistema híbrido.

3.1 Recolección y caracterización de aguas residuales

Las propiedades fisicoquímicas del agua residual proveniente de la agroindustria piloncillera se presentan en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1 Caracterización fisicoquímica del agua residual de la agroindustria piloncillera.

Parámetro	Efluente Piloncillo
pH	4.2 ± 0.3
Sólidos Totales (ST, g L ⁻¹)	7.35 ± 1.12
Sólidos Volátiles (SV, g L ⁻¹)	5.12 ± 0.95
Demanda Química de Oxígeno Total (DQO _t , g L ⁻¹)	49.72 ± 11.8
Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQO _s , g L ⁻¹)	32.15 ± 8.4
Nitrógeno Total (NT, g L ⁻¹)	1.05 ± 0.21
Fosfato (PO ₄ ³⁻ , g L ⁻¹)	0.043

Estos valores indican una alta concentración de materia orgánica biodegradable, asociada principalmente a la presencia de azúcares y compuestos orgánicos solubles derivados del procesamiento de la caña de azúcar.

3.2 Acondicionamiento y Operación del Reactor Anaerobio de Biopelícula Fija

El reactor anaerobio de biopelícula fija (FBBR) fue construido en fibra de vidrio reforzada con resina epoxi-viniléster Derakane Momentum 411-350, con un volumen total de 215 L y un volumen efectivo de operación de 150 L (como se muestra en la Figura 3.2A y la Figura 3.2B). Como material soporte para el desarrollo de la biopelícula se emplearon tubos de polietileno corrugado de 3.81 cm de diámetro y 8 cm de longitud (Figura 3.2C), rellenos con una matriz de fibra polimérica, lo que proporcionó un área superficial específica superior a 300 m² m⁻³ para la adhesión y crecimiento microbiano (Figura 3.2D).

El objetivo de esta etapa fue promover la hidrólisis de la materia orgánica compleja presente en el efluente, transformándola en compuestos más simples que pudieran ser posteriormente tratados en los humedales construidos. El esquema general del reactor y del material soporte empleado para el desarrollo de la biopelícula se presentan en la Figura 3.2.

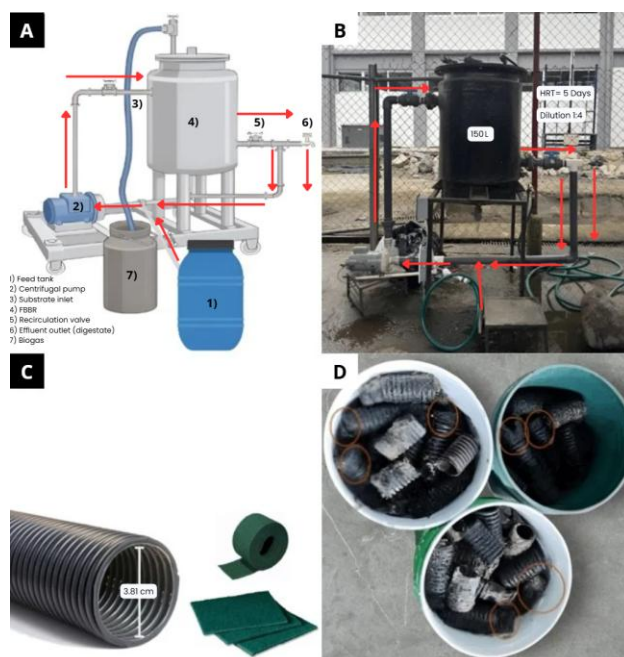


Figura 3.2 Diseño general del reactor anaerobio de biopelícula fija y material soporte para la formación de biopelícula.

3.2.1 Remoción de DQO total en el FBBR durante la fase de hidrólisis

La evolución de la demanda química de oxígeno total (DQO_t) durante la operación del reactor anaerobio se presenta en la Figura 3.3. La concentración promedio de DQO del afluente diluido fue de $12.43 \pm 2.95 \text{ g L}^{-1}$, mientras que el efluente alcanzó 4.87 g L^{-1} al final del periodo experimental, lo que corresponde a una remoción de 58.74%.

Durante los primeros 20 días de operación, la remoción de DQO fue inferior al 21%, lo que puede asociarse al periodo de adaptación de la biomasa y al establecimiento progresivo de la biopelícula sobre los materiales de soporte.

Posteriormente, entre los días 25 y 70, la eficiencia de remoción aumentó gradualmente hasta aproximadamente 42.7%, coincidiendo con la estabilización del proceso hidrolítico dentro del reactor.

En la etapa final del experimento (días 70–120), la remoción de DQO se mantuvo en un intervalo entre 45 y 58%, alcanzando su valor máximo al final del periodo de operación. Estos resultados indican que el FBBR logró reducir de forma importante la carga orgánica del efluente, aunque sin lograr la mineralización completa de la DQO dentro del tiempo de retención hidráulica establecido.

Este comportamiento es consistente con el papel del reactor como etapa de pretratamiento, donde la hidrólisis y acidogénesis transforman compuestos orgánicos complejos en moléculas más simples que pueden ser tratadas posteriormente en los humedales construidos.

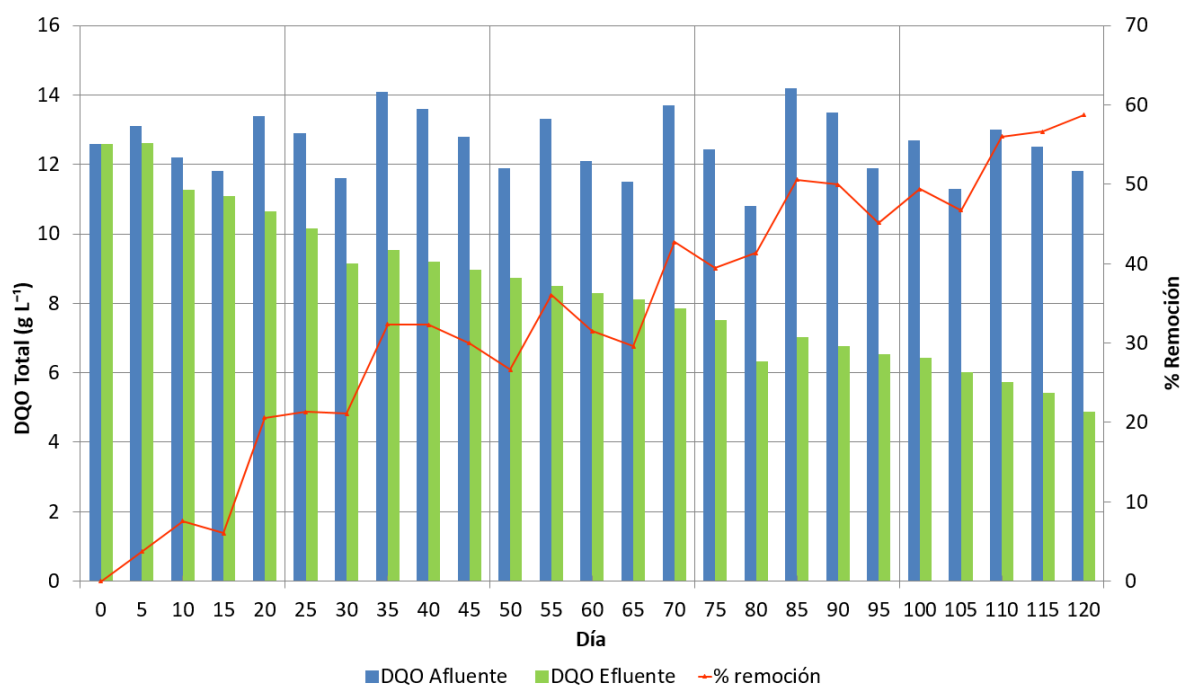


Figura 3.3 Remoción de DQO total en el FBBR.

3.2.2 Evolución del pH en el reactor anaerobio

La evolución del pH durante la operación del reactor anaerobio se muestra en la Figura 3.4. El afluente presentó un pH promedio de 4.2 ± 0.3 , característico de las aguas residuales generadas durante la producción de piloncillo.

Durante el periodo experimental de 120 días, el pH del efluente aumentó progresivamente hasta alcanzar 6.7 ± 0.1 , lo que indica una reducción de la acidez del sistema. Este incremento se asocia al consumo de ácidos orgánicos y a la formación de compuestos alcalinos, principalmente bicarbonatos, derivados del metabolismo microbiano durante la fase de hidrólisis.

Los valores finales de pH se encuentran dentro de un intervalo adecuado para el desarrollo de procesos biológicos en la etapa posterior de tratamiento mediante humedales construidos.

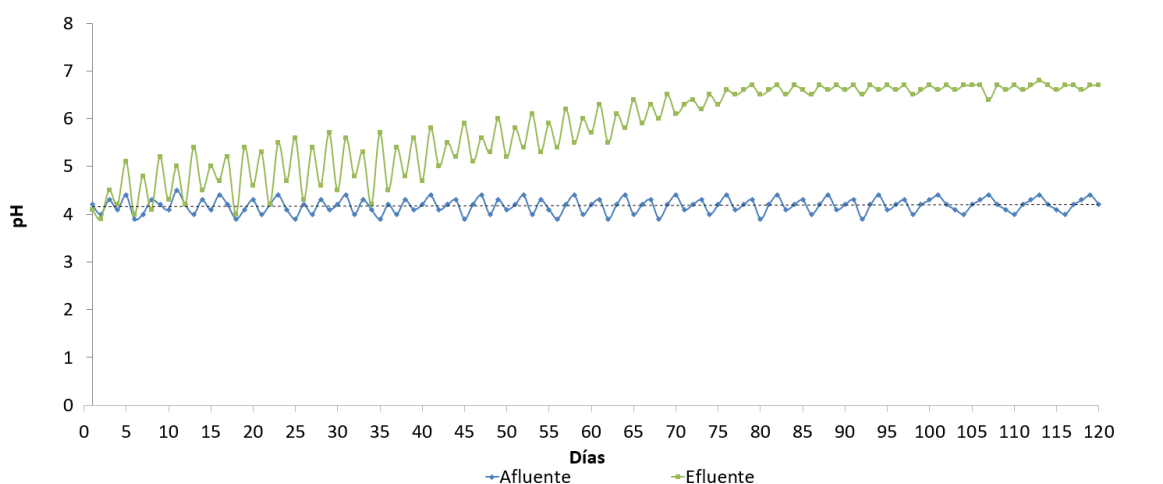


Figura 3.4 Evolución del pH en el reactor anaerobio.

3.3 Operación de celdas para Humedales Construidos

El efluente del reactor anaerobio fue alimentado a seis celdas de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, operadas en dos configuraciones experimentales: humedales con soporte para biopelícula (HC-BF) y humedales sin soporte para biopelícula (HC). El sistema fue alimentado mediante un tanque de distribución que permitió mantener una carga hidráulica constante durante el periodo experimental.

Las celdas fueron plantadas con *Canna indica* y *Cyperus papyrus* y operaron con un tiempo de retención hidráulica de 24 h durante 120 días. Con el fin de evitar

efectos inhibitorios asociados a la elevada carga orgánica del digestato, el efluente del FBBR fue diluido en una proporción 1:10 antes de su alimentación al sistema.

El diseño general de las celdas experimentales y de los soportes para biopelícula se muestran en la Figura 3.5. La distribución de las especies vegetales y el tipo de soporte utilizado en cada celda experimental se presentan en la Tabla 3.3.



Figura 3.5 Celdas de humedales construidos y soporte para biopelícula.

Tabla 3.2 Distribución de especies vegetales por celda y tipo de soporte.

Celda	Biopelícula	Medio de soporte	Especie Vegetal		Ejemplares por especie
HC-A	✓	Tezontle	<i>Canna indica</i>		2
HC -E					
HC -B	✓	Tezontle	<i>Cyperus papyrus</i>		2
HC -F					
HC-C	✓	Tezontle	<i>Canna indica</i>	<i>Cyperus papyrus</i>	1
HC-D		Tezontle	<i>Canna indica</i>	<i>Cyperus papyrus</i>	

3.3.1 Pruebas de adaptación de vegetación

Se observó una notable respuesta biológica en el desarrollo de las plantas en las unidades de tratamiento. Las celdas HC-BF mostraron un crecimiento mejorado de las plantas (Figura 3.6A) y una floración más temprana (Figura 3.6B), mientras que las plantas en las celdas HC (sin soporte de biopelícula) mostraron un desarrollo retrasado, una menor densidad de brotes y una acumulación más lenta de biomasa (Figura 3.6C). Esta diferencia sugiere que la presencia de biopelícula adherida no solo mejoró la remoción de contaminantes, sino que también contribuyó a una mayor disponibilidad de nutrientes e interacción entre las raíces y los microorganismos, favoreciendo finalmente la fisiología de las plantas.

Se sabe que los sistemas ricos en biopelícula proporcionan un suministro más estable de nutrientes mineralizados (N, P, elementos traza), microgradientes de oxígeno y bacterias promotoras del crecimiento vegetal, que en conjunto estimulan el desarrollo de las raíces y la actividad metabólica (Gonzalez-Tineo et al., 2020). En este estudio, la vegetación del HC-BF, particularmente *Canna indica* y *Cyperus papyrus*, alcanzó las etapas de floración más temprano y mantuvo un follaje más verde y un mayor vigor en los rizomas. Esto puede atribuirse a un ciclo de nitrificación-desnitrificación mejorado, una mayor retención de fósforo y una conversión más eficiente de la materia orgánica en nutrientes disponibles para las plantas en el humedal con soporte de biopelícula.

Por el contrario, la respuesta vegetativa más lenta en las unidades HC sin biopelícula puede explicarse por tasas más bajas de transformación de nutrientes, una estabilización microbiana más débil y una posible fitotoxicidad en las primeras etapas debido a los ácidos orgánicos residuales y el amonio que no fueron biodegradados eficientemente. Se han reportado patrones similares en humedales construidos que tratan aguas residuales de alta carga orgánica, donde el vigor de las plantas estuvo estrechamente relacionado con la densidad de la biopelícula microbiana y la madurez del sistema (Masi et al., 2018). Estas observaciones refuerzan el papel de los sistemas asistidos por biopelícula en la promoción de la

salud de las plantas y en el mantenimiento del rendimiento a largo plazo de los humedales.

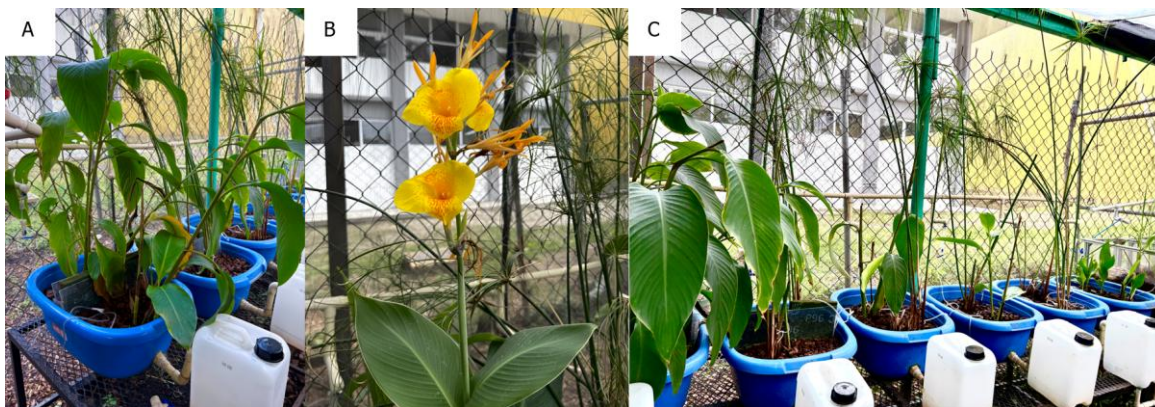


Figura 3.6. (A) Las celdas HC-BF con un crecimiento mejorado de las plantas (B) floración HC-BF (c), celdas HC con desarrollo retrasado.

3.4 Remoción de DQO en los humedales construidos

3.4.1 Desempeño de remoción de DQO Total en HC-BF

La evolución de la DQO total en las celdas de humedales construidos con biopelícula fija (HC-BF) se presenta en la Figura 3.7. La concentración promedio de DQO del afluente fue de 1.26 g L^{-1} , mientras que el efluente alcanzó 0.097 g L^{-1} al final del periodo experimental, lo que corresponde a una remoción de 79.99%.

Durante los primeros días de operación se observaron eficiencias de remoción bajas, asociadas al periodo inicial de adaptación microbiana. Posteriormente, la remoción de DQOt aumentó progresivamente conforme se estabilizó el sistema, alcanzando valores superiores al 70% hacia el final del periodo de operación.

Estos resultados indican que el sistema HC-BF logró una reducción importante de la carga orgánica, lo cual puede atribuirse a la presencia de biopelícula adherida al material soporte, que proporciona una mayor superficie para el desarrollo microbiano y favorece la degradación de la materia orgánica.

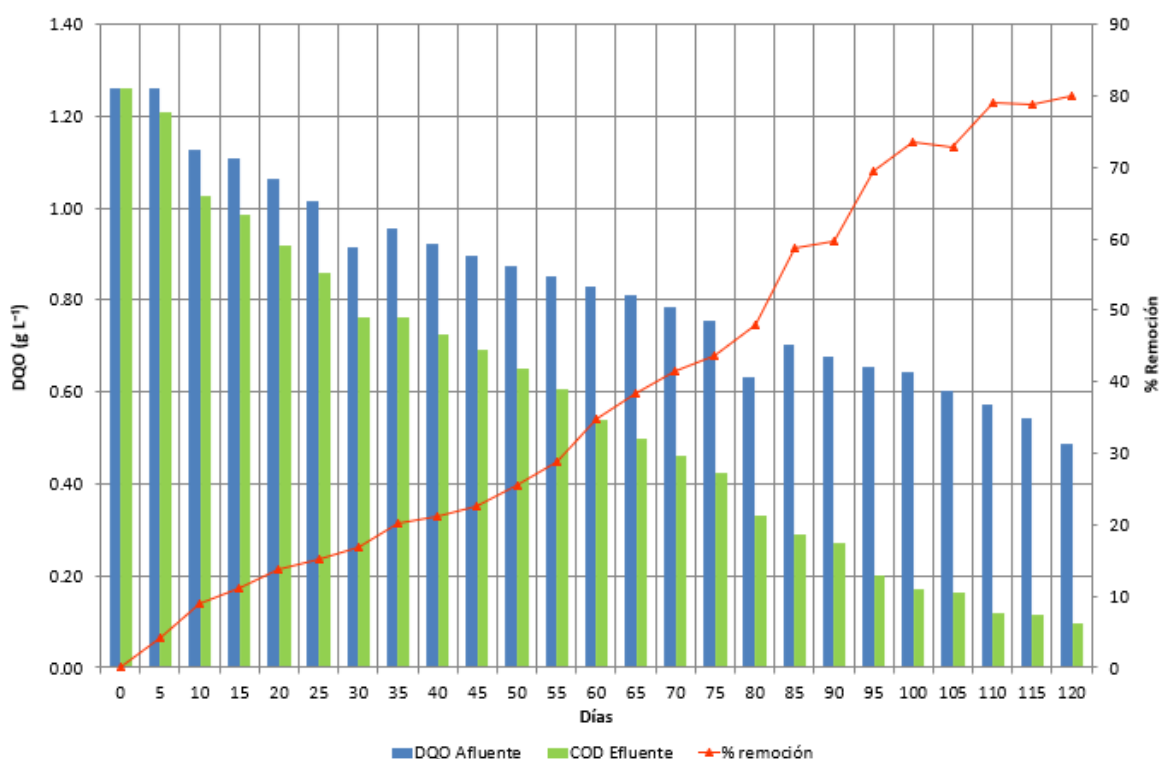


Figura 3.7 Remoción DQO total en HC-BF.

3.4.2 Desempeño de remoción de DQO Total en HC

La evolución de la DQO en las celdas de humedales construidos sin soporte para biopelícula (HC) se muestra en la Figura 3.8. La concentración de DQO del afluente fue similar a la observada en los sistemas HC-BF, con valores iniciales cercanos a 1.26 g L^{-1} . Al final del periodo experimental (día 120), la concentración de DQO en el efluente alcanzó aproximadamente 0.99 g L^{-1} , lo que corresponde a una remoción de 19.90%.

Durante el periodo de operación, las eficiencias de remoción se mantuvieron bajas en comparación con las observadas en los sistemas con biopelícula. Estos resultados sugieren que, en ausencia de soporte para biopelícula, la degradación de la materia orgánica dependió principalmente de la biomasa suspendida y de la actividad microbiana asociada al sustrato y a la rizosfera.

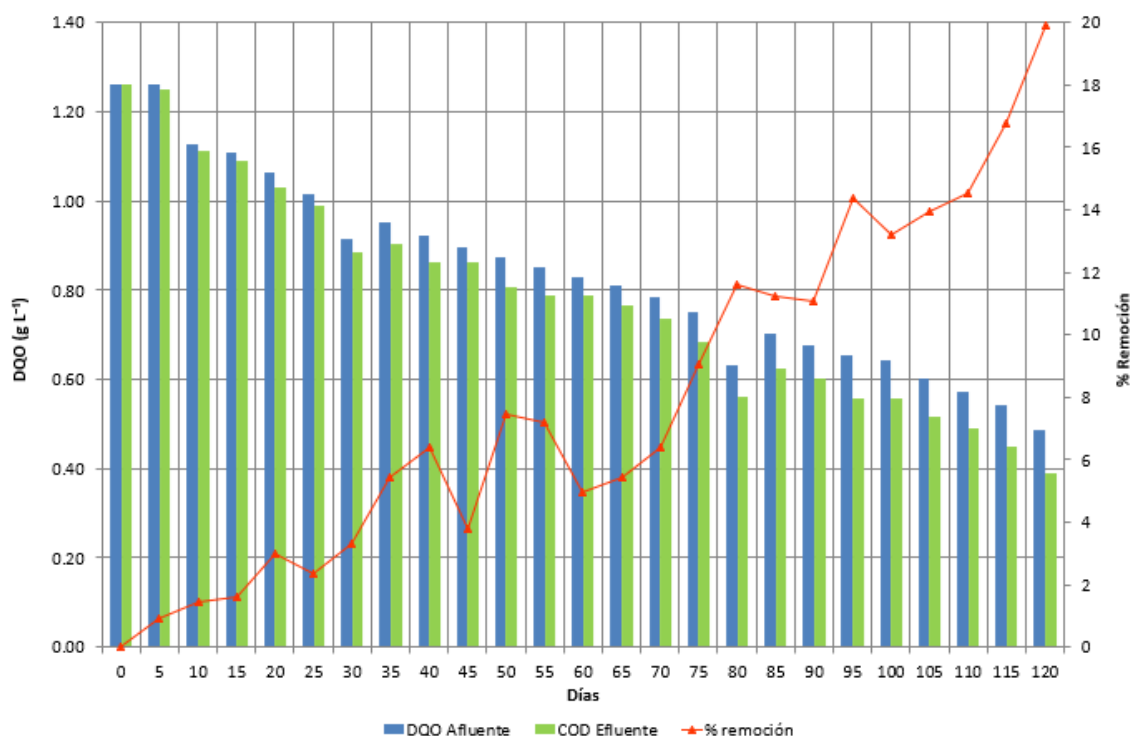


Figura 3.8 Remoción DQO total en HC.

3.4.3 Comportamiento comparativo de DQO total entre HC-BF vs. HC

La comparación del desempeño entre los humedales con biopelícula fija (HC-BF) y los humedales sin biopelícula (HC) muestra diferencias en la remoción de DQO a lo largo del periodo experimental. A partir de aproximadamente el día 40, las celdas HC-BF comenzaron a presentar eficiencias de remoción mayores que las observadas en las celdas HC.

Al final del periodo de operación (día 120), los humedales HC-BF alcanzaron una remoción de DQO cercana al 80 %, mientras que las celdas HC registraron aproximadamente 20 % de remoción bajo las mismas condiciones operativas.

Estos resultados indican que la incorporación de superficies adicionales para el crecimiento microbiano en los sistemas HC-BF favorece el desarrollo de biopelículas y aumenta la capacidad del sistema para degradar la materia orgánica presente en el efluente.

3.5 Remoción global de DQO en los sistemas híbridos

La remoción global de DQO se evaluó considerando el desempeño conjunto del reactor anaerobio de biopelícula fija (FBBR) y los humedales construidos, comparando las configuraciones FBBR + HC-BF y FBBR + HC.

Como se muestra en la Figura 3.9, el sistema FBBR + HC-BF alcanzó eficiencias de remoción superiores al 90 %, con un valor máximo cercano al 92 % al final del periodo experimental. En contraste, el sistema FBBR + HC presentó una eficiencia global aproximada de 67 % bajo las mismas condiciones operativas.

Estos resultados indican que la incorporación de soporte para biopelícula en los humedales construidos incrementó la capacidad del sistema híbrido para reducir la carga orgánica del efluente tratado.

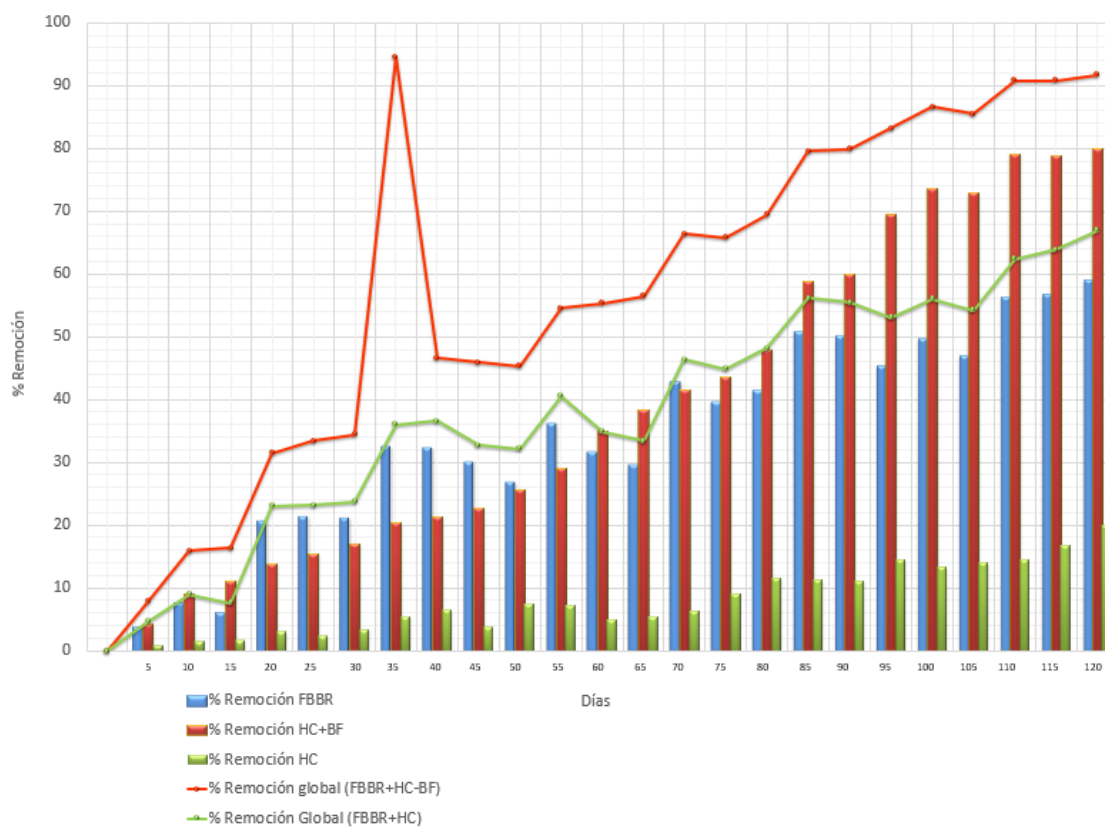


Figura 3.9 Remoción global de DQO en los sistemas híbridos.

3.6 Remoción de sólidos y nutrientes

Los resultados de remoción de sólidos y nutrientes obtenidos en las diferentes etapas del sistema se presentan en la Tabla 3.4. En general, los humedales con soporte para biopelícula (HC-BF) registraron mayores eficiencias de remoción de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), nitrógeno total (NT), amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) y fósforo total (FT) en comparación con los humedales sin biopelícula (HC).

Al considerar el desempeño global del sistema híbrido, la configuración FBBR + HC-BF alcanzó las mayores eficiencias de remoción, con valores de 89.3 % para sólidos totales, 91.4 % para sólidos volátiles, 83.9 % para amonio y 67.1 % para fósforo total. En contraste, el sistema FBBR + HC presentó eficiencias globales menores para los mismos parámetros bajo las condiciones operativas evaluadas.

Estos resultados muestran una mayor reducción de sólidos y nutrientes en el sistema híbrido que incorpora soporte para biopelícula en los humedales construidos.

Tabla 3.3 Remoción de sólidos y nutrientes en las diferentes etapas del sistema.

Parámetro	FBBR (%)	HC-BF (%)	HC (%)	(%) Global FBBR+ HC-BF	(%) Global FBBR+HC
Sólidos Totales (ST)	58.2 ± 4.1	74.9 ± 3.6	62.4 ± 4.2	89.3 ± 2.2	81.6 ± 3.1
Sólidos Volátiles (SV)	61.5 ± 4.8	77.1 ± 3.2	65.8 ± 3.7	91.4 ± 2.0	84.1 ± 2.9
Nitrógeno Total (NT)	39.4 ± 5.3	54.8 ± 4.1	43.6 ± 3.8	72.5 ± 3.3	64.2 ± 4.0
Amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)	52.7 ± 4.7	68.2 ± 3.5	59.1 ± 4.1	83.9 ± 2.6	76.8 ± 3.5
Fósforo Total (FT)	31.8 ± 4.5	49.4 ± 3.4	36.8 ± 3.6	67.1 ± 2.9	55.2 ± 3.8

3.7 Operación por lotes y evaluación de la respuesta del sistema híbrido bajo cargas orgánicas crecientes

Después de la etapa de operación continua del sistema híbrido durante los primeros 120 días, se realizó una segunda fase experimental para evaluar el comportamiento del sistema bajo condiciones de carga orgánica progresivamente mayor.

Entre el 13 de agosto y el 10 de noviembre se alimentaron 24 lotes de agua residual piloncillera al reactor anaerobio de biopelícula fija (FBBR). Cada lote consistió en 20 L de afluente, retirándose simultáneamente 20 L de efluente del reactor, con una frecuencia de dos alimentaciones por semana. Este esquema permitió simular condiciones de operación por pulsos asociadas a la producción artesanal de piloncillo.

El efluente del reactor anaerobio fue posteriormente diluido en una proporción 1:4 y almacenado en el tanque de alimentación de los humedales construidos. La distribución hacia las celdas se realizó mediante emisores de goteo, suministrando $8 \text{ L} \cdot \text{día}^{-1}$ por humedal, por lo que cada lote fue alimentado durante un periodo aproximado de dos días.

3.7.1 Acumulación de DQO en el reactor anaerobio durante la operación por lotes

Durante la operación por lotes se observó un incremento progresivo de la concentración de DQO en el reactor anaerobio, en contraste con la primera etapa experimental (0–120 días), donde se registraron remociones de hasta 58.7 %.

Este comportamiento indica que, bajo condiciones de alimentación por pulsos y mayores cargas orgánicas, el reactor no consumió completamente la DQO dentro del tiempo de retención hidráulica establecido, lo que generó una acumulación gradual de materia orgánica en el sistema. Como consecuencia, la carga orgánica aplicada a los humedales construidos también aumentó progresivamente.

Este resultado es consistente con el papel del FBBR como etapa hidrolítica, cuya función principal es transformar compuestos orgánicos complejos en formas más biodegradables para su posterior tratamiento en los humedales construidos.

3.7.2 Respuesta de los humedales construidos ante el incremento de carga orgánica

El aumento de la carga orgánica tuvo un efecto directo en el desempeño de los humedales construidos. Durante esta etapa se observaron respuestas diferenciadas entre las configuraciones experimentales (Figura 3.10).

Las celdas con soporte para biopelícula (HC-BF) mantuvieron la viabilidad de la vegetación bajo condiciones de carga orgánica elevada. En contraste, en algunas unidades sin soporte para biopelícula se observaron signos de estrés vegetal.



Figura 3.10 Celdas A y B (HC-BF) sometidas a elevadas cargas orgánicas.

En particular, en la celda F (HC) se registró un secado total de la vegetación durante esta etapa (Figura 3.11). Sin embargo, tras la reducción de la carga orgánica, las

plantas mostraron capacidad de rebrote (Figura 3.12), lo que sugiere una afectación temporal asociada al incremento de la carga orgánica.

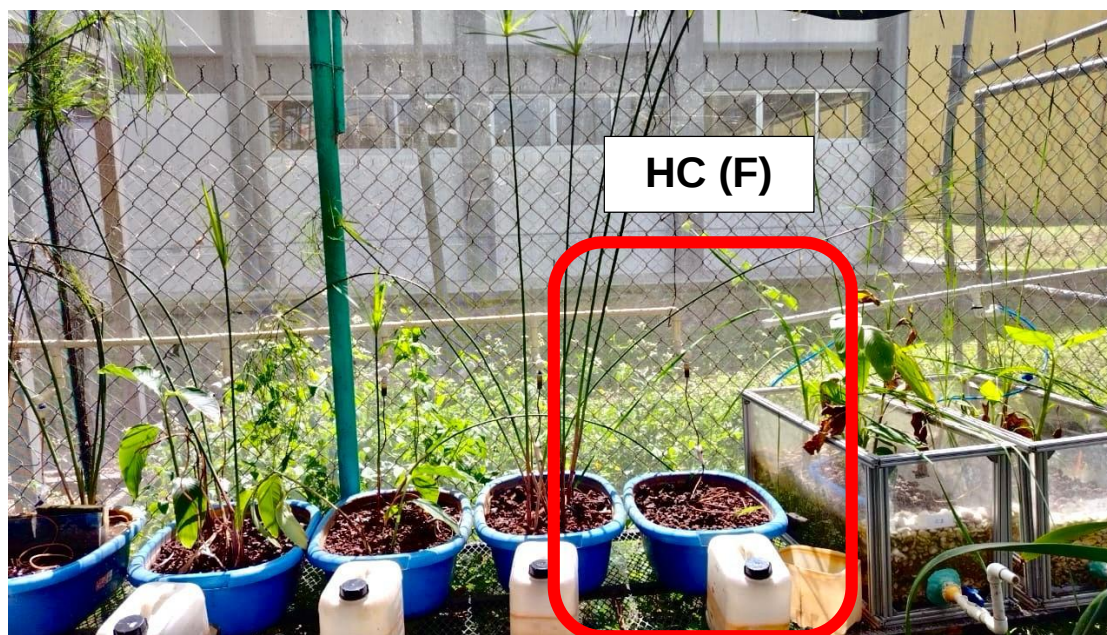


Figura 3.11 Celda F (HC) sometida a elevadas cargas orgánicas.



Figura 3.12 Celda F (HC) rebrote.

Por el contrario, las celdas A y B (HC-BF) conservaron la viabilidad de la vegetación durante todo el periodo de evaluación (Figura 3.13).



Figura 3.13 Celdas A y B (HC-BF) viabilidad de la vegetación.

Estos resultados contrastan con la primera etapa experimental, en la cual todos los humedales presentaron un crecimiento vegetal adecuado, y confirman que la presencia de biopelícula incrementa la tolerancia del sistema a cargas orgánicas elevadas, al favorecer una degradación más eficiente de la materia orgánica y una mejor transformación de nutrientes.

3.7.3 Ensayos finales de remoción de nutrientes

Con el fin de evaluar la capacidad del sistema para remover nutrientes específicos, se realizaron ensayos controlados de alimentación con soluciones nutritivas.

En el lote del 24 de octubre se añadió una solución de cloruro de amonio y nitrato de sodio con concentraciones de $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cada compuesto, evaluándose las remociones alcanzadas después de 24 h de operación.

Posteriormente, el 31 de octubre, se alimentó una solución que contenía amonio, nitratos, fosfatos y potasio, con el objetivo de evaluar la respuesta del sistema ante la presencia simultánea de macronutrientes.

Los resultados obtenidos indicaron mayores remociones de nitrógeno y fósforo en las celdas con soporte para biopelícula en comparación con los humedales sin biopelícula.

3.7.4 Comportamiento del sistema durante el periodo sin alimentación

El 10 de noviembre se realizó la última alimentación del sistema y posteriormente se suspendió el suministro de agua residual hasta el 20 de noviembre, con el fin de observar el comportamiento del sistema en condiciones de reposo.

Durante este periodo, el reactor anaerobio mantuvo actividad degradativa residual, lo que sugiere la presencia de biomasa activa capaz de continuar transformando la materia orgánica acumulada. Los humedales con biopelícula conservaron condiciones estructurales y vegetativas más estables, mientras que las unidades sin soporte bacteriano mostraron una recuperación más lenta.

En conjunto, los resultados obtenidos en esta segunda etapa experimental complementan los observados durante la operación inicial del sistema, evidenciando la respuesta del sistema híbrido bajo condiciones de carga orgánica elevada.

3.8 Experimentos adicionales empleando configuraciones alternativas.

Como parte de un estudio complementario realizado durante la estancia académica en China, se evaluó el desempeño de un sustrato ligero denominado AI-NLS (Alum Sludge–Novel Lightweight Substrate) para su posible aplicación en humedales construidos.

3.8.1 Caracterización del sustrato ligero Al-NLS

La caracterización morfológica del sustrato ligero Al-NLS se realizó mediante microscopía electrónica de barrido (SEM). En la Figura 3.14 se observa que el material presenta una estructura altamente porosa, con macroporos interconectados que favorecen la retención hidráulica y la colonización microbiana. A mayor aumento, la superficie mostró una textura relativamente lisa atribuida al recubrimiento de poliuretano, dentro del cual se encontraron embebidas partículas finas de lodo de aluminio.

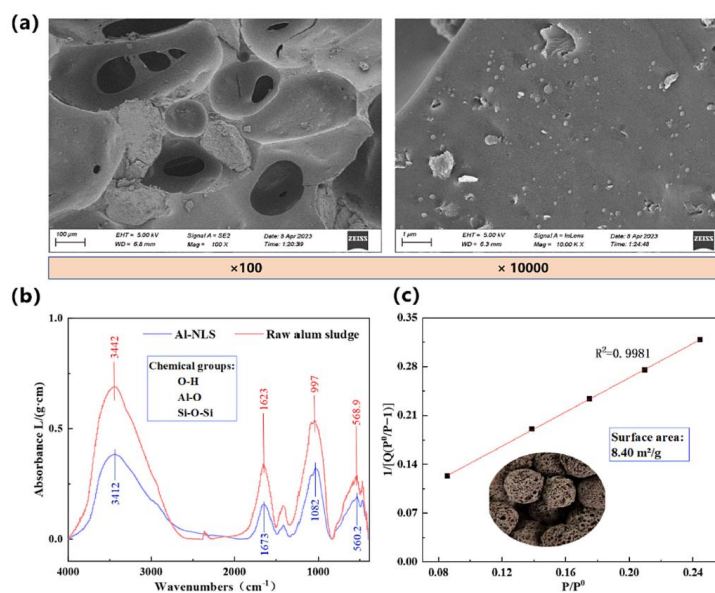


Figura 3.14 Micrografías SEM del sustrato Al-NLS mostrando (a) estructura porosa a 100× y (b) superficie recubierta a 10 000×.

Desde el punto de vista físico-mecánico, el sustrato presentó una densidad aparente de 0.43 g/cm^3 , lo que representa una reducción aproximada del 80% respecto a la grava convencional, lo cual tiene implicaciones directas en la reducción de costos de transporte y construcción. La porosidad total fue de 60.2%, valor adecuado para su uso como medio filtrante en humedales construidos, estas propiedades se desglosan en la Tabla 3.5.

Tabla 3.4 Propiedades físico-químicas del sustrato Al-NLS. (densidad, porosidad, resistencia a compresión, área superficial específica, volumen de poro).

Propiedad	Valor
Densidad aparente	0.4327 g/cm ³
Porosidad total	60.2%
Resistencia a compresión (75% de deformación)	505 Pa
Estructura química predominante	Al-O / Si-O / N-H / C=O
Área superficial específica (BET)	8.40 m ² /g
Volumen de poro	0.012 cm ³ /g

3.8.2 Análisis químico superficial (FTIR y BET)

El análisis por espectroscopía infrarroja (FTIR) evidenció la presencia de grupos funcionales relevantes para la adsorción de fósforo. En la Figura 3.15 se identifican bandas características asociadas a grupos hidroxilo (–OH), Al–O y Si–O–Si, los cuales son típicos del lodo de aluminio y responsables de los procesos de intercambio iónico y quimisorción.

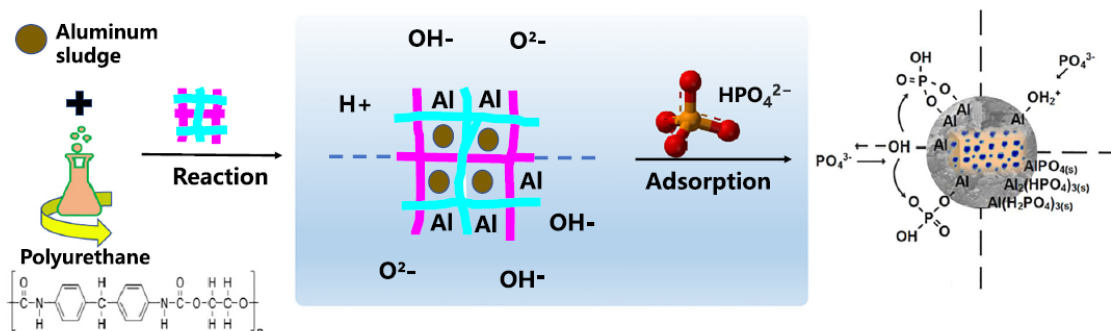


Figura 3.15 Espectros FTIR del Al-NLS y del lodo de aluminio original.

El análisis BET mostró un área superficial específica de 8.40 m²/g, inferior a la del lodo de aluminio puro, lo cual se atribuye al recubrimiento parcial por el polímero. No obstante, este valor sigue siendo suficiente para promover procesos de adsorción y biofilmización dentro del humedal.

3.8.3 Capacidad de adsorción de fósforo del sustrato Al-NLS

- **Isotermas de adsorción**

Los ensayos batch demostraron que la capacidad de adsorción de fósforo aumenta conforme se incrementa la concentración inicial de fosfato. La Figura 3.16a muestra el ajuste de los datos experimentales a los modelos de Langmuir y Freundlich.

El modelo de Langmuir presentó un mejor ajuste ($R^2 = 0.998$), indicando que la adsorción ocurre predominantemente en monocapa sobre sitios activos homogéneos. La capacidad máxima de adsorción (Q_m) fue de 1.12 mg P/g de sustrato, valor superior al de sustratos tradicionales como grava y arcilla expandida.

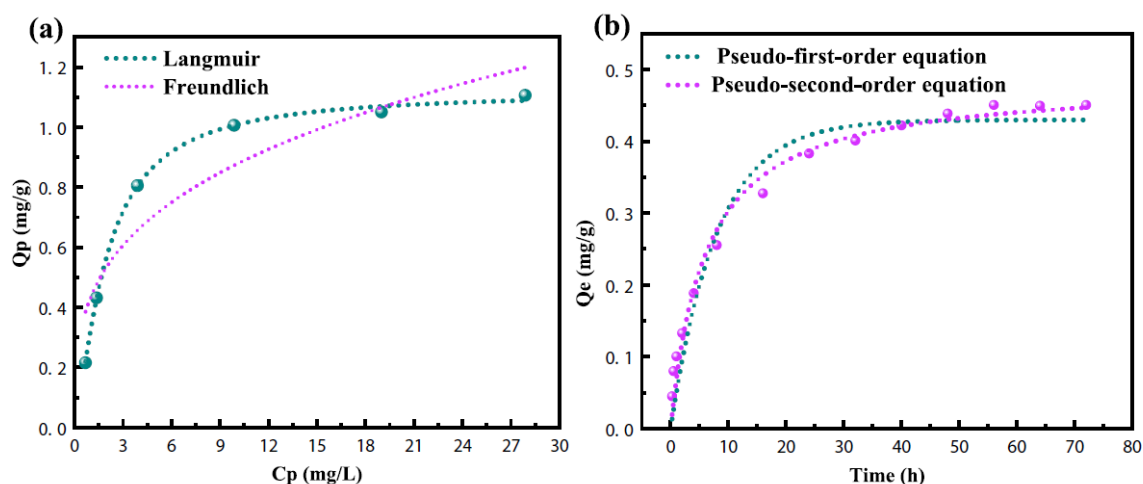


Figura 3.16 (a) Isotherma de adsorción de fósforo; (b) ajuste cinético de adsorción.

Tabla 3.5 Parámetros de los modelos de adsorción de Langmuir y Freundlich.

Modelo	Parámetro	Valor
Langmuir	Capacidad máxima de adsorción, Q_m (mg/g)	1.119
	Constante de Langmuir, K^L (L/mg)	0.303
	Coeficiente de determinación, R^2	0.998
Freundlich	Constante K^f	0.434
	$1/n$	0.305
	Coeficiente de determinación, R^2	0.881

3.8.4 Cinética de adsorción

La cinética de adsorción mostró una rápida captación de fósforo durante las primeras 24 h, alcanzando el equilibrio aproximadamente a las 54 h. El modelo de pseudo-segundo orden presentó el mejor ajuste ($R^2 = 0.983$), lo que sugiere que el proceso está controlado por quimisorción, asociado a reacciones químicas entre el fósforo y especies de aluminio activas.

Este comportamiento confirma que el Al-NLS conserva los mecanismos de adsorción del lodo de aluminio, aunque con una ligera reducción de capacidad debido al encapsulamiento parcial del material activo.

3.8.5 Desempeño del humedal construido de flujo vertical (VFCW)

- **Remoción de fósforo total (PT)**

Durante los 160 días de operación con aguas residuales reales, el humedal mostró una remoción de fósforo superior al 85 % en todos los periodos evaluados. La Figura 3.17a presenta la evolución temporal de concentraciones de entrada y salida bajo distintos tiempos de retención hidráulica (HRT).

Los mejores resultados se obtuvieron con un HRT de 2 días, alcanzando una remoción promedio de 94.3 %, mientras que a 1 día la eficiencia disminuyó a 86.9 %, evidenciando la importancia del tiempo de contacto para los procesos de adsorción.

- **Remoción de materia orgánica (DQO)**

La remoción de DQO fue consistente a lo largo del experimento, con eficiencias promedio de 74.3 %, 69.9 % y 65.9 % para HRT de 3, 2 y 1 día, respectivamente (presentado en la Figura 3.17b). Las concentraciones de salida se mantuvieron por debajo de los límites normativos, demostrando que el sustrato favorece tanto la adsorción como la actividad microbiana.

- **Remoción de nitrógeno ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ y NT)**

La remoción de amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) presentó un comportamiento no lineal, alcanzando su valor máximo (61.1 %) con HRT de 2 días (como se muestra en la Figura 3.17c). En contraste, la remoción de nitrógeno total (NT) fue moderada, con valores entre 35.4 % y 45.6 %, lo cual se atribuye a la limitada disponibilidad de oxígeno y a la configuración de una sola etapa del humedal.

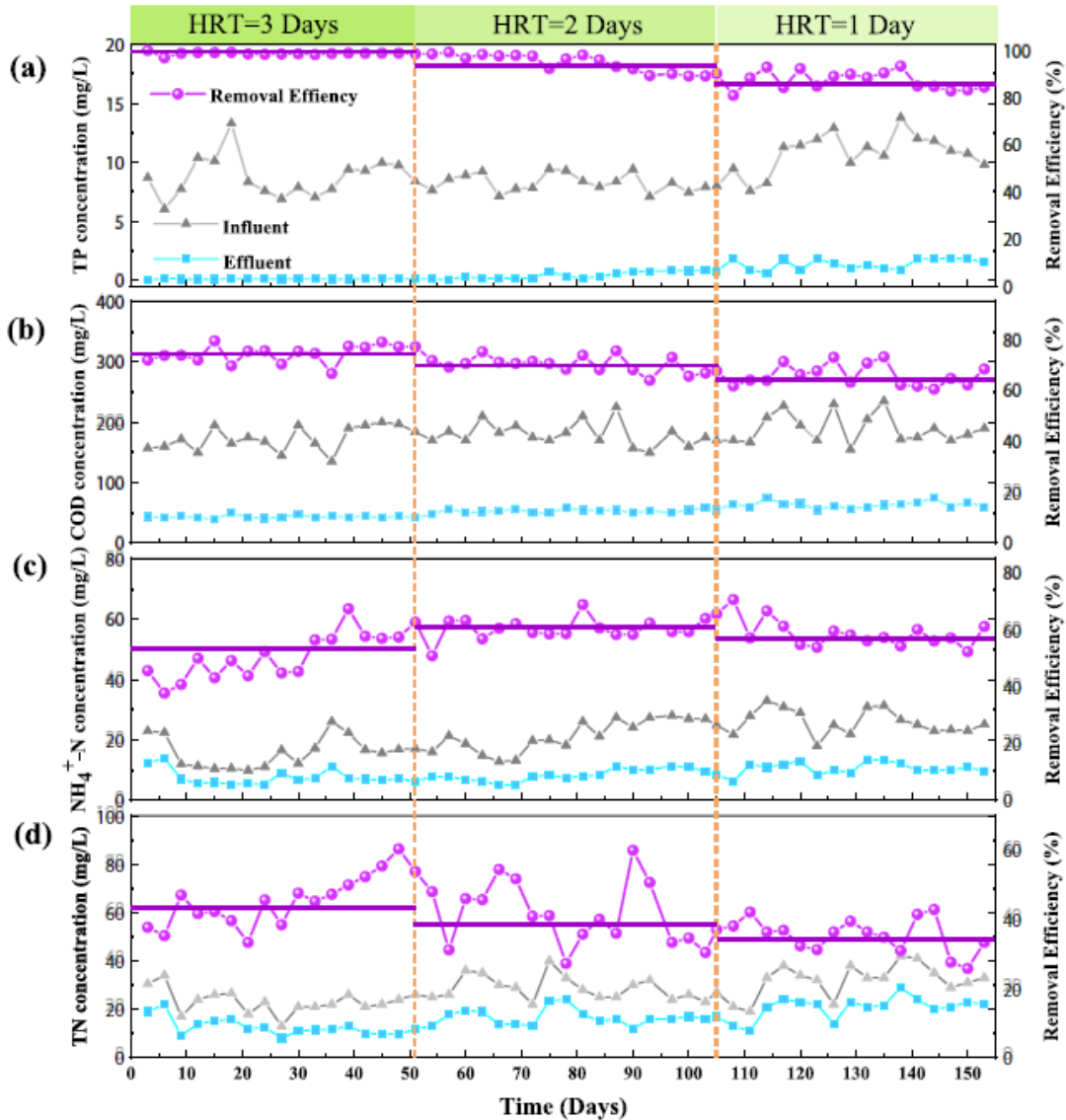


Figura 3.17 Desempeño del VFCW: (a) PT, (b) DQO, (c) $\text{NH}_4^+\text{-N}$, (d) NT.

3.8.6 Comunidad microbiana asociada al sustrato AI-NLS

- **Diversidad microbiana**

Los índices de diversidad (Shannon, Simpson, Chao1 y ACE) indicaron una mayor riqueza y diversidad microbiana en el HRT de 2 días (Tabla 3.6). Esto sugiere que el sustrato proporciona un ambiente favorable para el desarrollo microbiano, particularmente bajo condiciones hidráulicas intermedias.

Tabla 3.6 Índices de diversidad microbiana en el humedal construido con AI-NLS.

Muestra	HRT	ACE	Chao1	Shannon	Simpson	Cobertura
A1	2 días	559.78	580.52	5.579	0.907	0.999
A2	2 días	623.52	624.56	4.917	0.855	0.999
A3	2 días	462.63	463.12	4.648	0.783	0.989
A4	1 día	488.15	495.18	4.477	0.854	0.999
A5	1 día	514.93	536.08	4.031	0.815	0.999
A6	1 día	503.74	514.55	4.971	0.864	0.989

3.8.7 Composición taxonómica

A nivel de filo, Proteobacteria, Bacteroidota y Firmicutes representaron más del 80 % de la comunidad microbiana (Figura 3.18). Proteobacteria fue dominante en todos los casos, asociándose con procesos de nitrificación y remoción de nutrientes.

A nivel de género, se identificaron microorganismos clave como *Pseudomonas*, *Acinetobacter* y *Flavobacterium*, relacionados con la degradación de materia orgánica y procesos de nitrificación-desnitrificación.

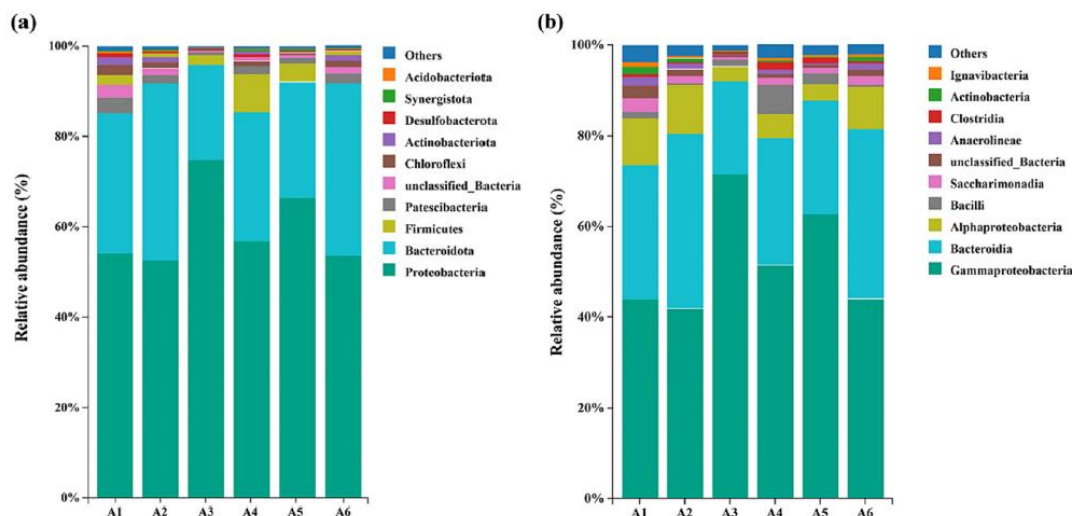


Figura 3.18 Abundancia relativa de comunidades microbianas por filo, clase y género.

3.8.8 Discusión integrada de los resultados

Durante la primera etapa de operación, el reactor anaerobio de biopelícula fija operó con una concentración promedio de entrada de 12.43 g DQO L⁻¹ y un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 5 días, alcanzando remociones cercanas al 58.7 % de DQO. Este comportamiento es consistente con sistemas anaerobios operados bajo condiciones hidrolíticas, donde la principal función del reactor es la transformación de compuestos orgánicos complejos en formas más biodegradables. Al acoplar el reactor anaerobio con los humedales construidos, se observó una mejora significativa en la eficiencia global del sistema. El sistema FBBR + HC-BF alcanzó remociones globales de DQO cercanas al 92 %, mientras que el sistema FBBR + HC alcanzó aproximadamente 67 %. Estos resultados sugieren que la presencia de biopelícula en los humedales construidos incrementa la superficie disponible para el crecimiento microbiano y favorece la degradación de materia orgánica.

El efecto del biofilm en la estabilización del sistema puede explicarse por la capacidad de las biopelículas para mantener una mayor densidad microbiana y mejorar la resistencia frente a variaciones en la carga orgánica. En sistemas de humedales construidos, el biofilm facilita la formación de microgradientes redox que

favorecen procesos simultáneos de degradación aerobia y anaerobia, contribuyendo a una mayor eficiencia en la remoción de contaminantes. Por otra parte, el tiempo de retención hidráulica (TRH) constituye un parámetro crítico para el desempeño del sistema. En este estudio, los humedales construidos operaron con un TRH de 24 h, lo cual permitió alcanzar eficiencias elevadas de remoción de DQO y nutrientes. Sin embargo, durante la operación por lotes con incrementos de carga orgánica se observó acumulación de materia orgánica en el reactor anaerobio, lo que sugiere que el TRH aplicado puede representar una limitación cuando el sistema es sometido a cargas orgánicas más elevadas.

El pH también desempeñó un papel importante en la estabilidad del sistema anaerobio. El afluente presentó valores iniciales cercanos a 4.2, característicos de las aguas residuales piloncilleras. Durante la operación del reactor, el pH del efluente aumentó gradualmente hasta valores cercanos a 6.7, lo cual indica una reducción de la acidez asociada al consumo de ácidos orgánicos. Este rango de pH se encuentra dentro de valores adecuados para el desarrollo de comunidades microbianas anaerobias y contribuye a la estabilidad del proceso biológico.

Al comparar los resultados obtenidos con estudios previos, se observa que las eficiencias globales reportadas en este trabajo se encuentran dentro del rango de valores reportados para sistemas híbridos anaerobio–humedal que tratan efluentes agroindustriales con alta carga orgánica. Sin embargo, es importante considerar que las comparaciones entre estudios deben realizarse tomando en cuenta factores como tipo de efluente, concentración inicial de DQO, configuración del reactor, tiempo de retención hidráulica y carga orgánica aplicada, ya que estas variables influyen directamente en el desempeño del sistema.

Los resultados confirman que el sustrato Al-NLS combina ventajas físicas (ligereza y porosidad) con capacidad funcional (adsorción y soporte biológico). Aunque la capacidad de adsorción de fósforo es inferior a la del lodo puro, su desempeño global dentro del humedal es elevado debido a la sinergia entre adsorción química

y procesos biológicos. El HRT de 2 días se identifica como la condición óptima, al maximizar la eficiencia de remoción y la estabilidad microbiana, lo cual es clave para aplicaciones a escala real. Los resultados obtenidos muestran que la eficiencia del sistema híbrido estuvo estrechamente relacionada con la carga orgánica aplicada (OLR) y con las condiciones operativas del sistema.

En conjunto, los resultados obtenidos confirman que la integración de reactores anaerobios de biopelícula fija con humedales construidos asistidos por biopelícula representa una alternativa efectiva para el tratamiento de aguas residuales piloncilleras, particularmente bajo condiciones de alta carga orgánica y variabilidad operativa.

CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos en esta investigación, se concluye que el sistema híbrido conformado por un reactor anaerobio de biopelícula fija (FBBR) acoplado a un humedal construido con soporte para biopelícula (HC-BF) representa una alternativa eficiente para el tratamiento de aguas residuales de la industria piloncillera, las cuales se caracterizan por presentar altas concentraciones de materia orgánica, contenido importante de sólidos, presencia de nutrientes y variaciones en la carga aplicada, condiciones que dificultan su manejo y justifican la necesidad de un tratamiento específico antes de su descarga.

En relación con el objetivo específico 1, la caracterización del agua residual permitió confirmar que se trató de un efluente agroindustrial complejo, con elevada carga contaminante y naturaleza ácida, lo cual evidencia su potencial de impacto ambiental si no se trata adecuadamente. Los valores determinados de pH, sólidos totales, sólidos volátiles, demanda química de oxígeno y nutrientes mostraron que el agua residual piloncillera contiene una gran cantidad de materia orgánica biodegradable y compuestos en suspensión, características asociadas al procesamiento de la caña y a la generación de subproductos líquidos concentrados. Esta caracterización fue fundamental, ya que permitió definir la necesidad de un sistema de tratamiento por etapas y proporcionó la base para evaluar el comportamiento del reactor anaerobio y de los humedales construidos bajo diferentes condiciones operativas.

En relación con el pretratamiento anaerobio, el FBBR mostró un desempeño favorable como etapa inicial de depuración, al alcanzar remociones de DQO de hasta 58.7 % durante 120 días de operación continua. Esto indica que el reactor fue capaz de disminuir de manera importante la carga orgánica del agua residual y favorecer la transformación de compuestos orgánicos complejos en formas más biodegradables, generando condiciones más adecuadas para el tratamiento posterior en los humedales construidos.

Respecto a la evaluación de los humedales, se observó que los humedales contruidos con biopelícula fija presentaron un comportamiento superior en comparación con los humedales sin soporte microbiano. Los sistemas HC-BF alcanzaron remociones cercanas al 80 % de DQO, mientras que los humedales sin biopelícula registraron aproximadamente 20 % bajo las mismas condiciones operativas. Estos resultados evidencian que la incorporación de una matriz para el desarrollo de biopelícula incrementó de manera importante la capacidad de remoción de materia orgánica, al proporcionar mayor superficie para la colonización microbiana y favorecer los procesos biológicos dentro del sistema.

Al analizar el desempeño del sistema híbrido completo, la configuración FBBR + HC-BF alcanzó una remoción global de hasta 92 % de DQO, mientras que el sistema FBBR + HC presentó aproximadamente 67 %, lo que demuestra de manera clara el efecto positivo de la incorporación de biopelícula en la etapa de humedal. Asimismo, el sistema híbrido con biopelícula mostró mejores eficiencias de remoción de otros contaminantes, alcanzando valores globales de 89.3 % para sólidos totales, 83.9 % para amonio y 67.1 % para fósforo total, lo que confirma que esta configuración no solo mejoró la depuración de materia orgánica, sino también la reducción de sólidos y nutrientes.

Adicionalmente, durante la operación por lotes con cargas orgánicas crecientes, los humedales con biopelícula mantuvieron la viabilidad de la vegetación y una mayor estabilidad en el funcionamiento del sistema, mientras que algunas unidades sin soporte microbiano presentaron signos de estrés vegetal. Esto sugiere que la presencia de biopelícula no solo incrementó la eficiencia depuradora, sino que también favoreció condiciones más estables para el desarrollo de las especies vegetales y para la resistencia del sistema ante variaciones en la carga orgánica.

En este sentido, puede afirmarse que la variable determinante en el desempeño del sistema híbrido fue la presencia de biopelícula fija, ya que esta incrementó la superficie disponible para el crecimiento microbiano, fortaleció los mecanismos de degradación de la materia orgánica y contribuyó a la estabilidad general del

tratamiento. El hallazgo principal de esta investigación demuestra que la incorporación de matrices de biopelícula en humedales contruidos acoplados a un reactor anaerobio permite incrementar la eficiencia global de remoción de DQO de aproximadamente 67 % a 92 % en el tratamiento de aguas residuales piloncilleras.

Por lo tanto, se concluye que el objetivo general de la investigación se cumplió satisfactoriamente, ya que fue posible evaluar y demostrar la efectividad del sistema híbrido humedal construido–biopelícula fija para la descontaminación de aguas residuales de la industria piloncillera. Además, este trabajo aporta evidencia experimental relevante sobre la aplicación de sistemas híbridos FBBR–humedal construido asistido por biopelícula como una alternativa viable, eficiente y sustentable para el tratamiento de efluentes agroindustriales con alta carga orgánica.

RECOMENDACIONES

A partir del desarrollo del presente trabajo y de las desviaciones observadas respecto a los objetivos iniciales, se proponen las siguientes recomendaciones para investigaciones futuras:

- Evaluar tiempos de retención hidráulica mayores en el reactor anaerobio, con el fin de analizar la posibilidad de incrementar la mineralización de la DQO y reducir la acumulación de materia orgánica en el licor mezclado. Esto permitiría determinar si el sistema puede operar de manera más eficiente bajo condiciones de carga constante sin comprometer la estabilidad microbiológica.
- Explorar diferentes configuraciones de humedales construidos, incluyendo sistemas de flujo vertical o configuraciones híbridas vertical–horizontal, para mejorar la oxigenación del medio y potenciar los procesos de nitrificación y desnitrificación, particularmente en escenarios de alta carga orgánica y concentración de nutrientes.
- Realizar estudios de operación a largo plazo, que permitan evaluar la durabilidad de los materiales de soporte para biopelícula, la evolución de la comunidad microbiana y el comportamiento del sistema frente a variaciones estacionales en la composición del efluente piloncillero.
- Analizar con mayor profundidad la comunidad microbiana asociada al sistema híbrido, mediante técnicas de biología molecular, con el objetivo de identificar los grupos funcionales dominantes y su relación con la remoción de materia orgánica y nutrientes bajo diferentes condiciones de operación.
- Optimizar la selección de especies vegetales, considerando plantas con mayor tolerancia a cargas orgánicas elevadas y mayor capacidad de asimilación de nutrientes, lo cual podría incrementar la estabilidad del sistema en condiciones de estrés.
- Evaluar la viabilidad económica y el análisis de costos del sistema híbrido, comparándolo con tecnologías convencionales de tratamiento de aguas

residuales, para fortalecer su potencial de implementación a escala real en comunidades rurales y pequeñas agroindustrias.

- Investigar el aprovechamiento de subproductos del proceso anaerobio, como la posible recuperación de biogás o el uso del lodo generado, con el fin de integrar el sistema híbrido dentro de un enfoque de economía circular.
- Validar el desempeño del sistema a escala piloto y preindustrial, considerando condiciones reales de operación continua en trapiches artesanales, lo cual permitiría confirmar su aplicabilidad práctica y facilitar su transferencia tecnológica.

Estas recomendaciones no solo evidencian las limitaciones y desviaciones del trabajo realizado, sino que también abren líneas claras de investigación futura orientadas a consolidar y mejorar el uso de sistemas híbridos basados en biopelícula y humedales construidos para el tratamiento sostenible de aguas residuales agroindustriales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agaton, C. B., & Guila, P. M. C. (2023). Ecosystem services valuation of constructed wetland as a nature-based solution to wastewater treatment. *Earth*, 4(1), 78–92. <https://doi.org/10.3390/earth4010006>

Aguilar-Rivera, N. (2019). Un marco para el análisis de la sostenibilidad socioeconómica y geográfica de la agroindustria de la caña de azúcar. *Ciencias de la Planificación Socioeconómica*, 66, 149–160. <https://doi.org/10.1016/j.seps.2018.07.006>

Ali, H., Min, Y., Yu, X., Kooch, Y., Marnn, P., & Ahmed, S. (2024). Composition of the microbial community in surface flow-constructed wetlands for wastewater treatment. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1421094. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1421094>

Amador-Báez, K. S., & Rangel-Calderón, H. (2019). *Propuesta de un sistema de tratamiento de agua residual industrial en el proceso de elaboración de la panela en la empresa Doña Panela LTDA* [Tesis de licenciatura, Fundación Universidad de América]. Fundación Universidad de América, Facultad de Ingenierías, Programa de Ingeniería Química, Bogotá, D.C.

Anastopoulos, I., Bhatnagar, A., Hameed, B. H., Ok, Y. S., & Omirou, M. (2017). A review on waste-derived adsorbents from sugar industry for pollutant removal in water and wastewater. *Journal of Molecular Liquids*, 240, 179–188. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2017.05.063>

Aworanti, O. A., Agbede, O. O., Agarry, S. E., Ajani, A. O., Ogunkunle, O., Laseinde, O. T., & Fattah, I. M. R. (2023). Decoding anaerobic digestion: A holistic analysis of biomass waste technology, process kinetics, and operational variables. *Energies*, 16(8), 3378. <https://doi.org/10.3390/en16083378>

Boopathi, N., & Kadarkarai, R. (2022). A laboratory-scale study of residential greywater treatment with sugarcane in a constructed wetland. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(40), 61178–61186. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-630390/v1>

Buddy, Z. M., Njau, O. E., Rugaika, A. M., & Njau, K. N. (2025). Assessing the performance of constructed wetland for acid mine drainage treatment using sugarcane molasses as a carbon source. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 13(4), 295–309. <https://doi.org/10.4236/gep.2025.134016>

Cabrera-Martínez, H., & Aguilar-Rivera, N. (2018). Sustentabilidad socioeconómica y ambiental de la producción de piloncillo en la región centro de Veracruz. En J. J. Cervantes Niño, L. Márquez Mireles, & D. Molina Rosales (Coords.), *Medio ambiente, sustentabilidad y vulnerabilidad social* (pp. 302–677). México: COMECOSO. <https://www.comecso.com/ciencias-sociales-agenda-nacional/cs/article/download/648/413> (Consultado en agosto, 2024).

Castillo, M. A. S., Jasso, C. M. M., González, F. P., Lourdes, C. E., & Torres, S. A. G. (2024). El trapiche: Corazón de la comunidad piloncillera Tének. *Revista Universitarios Potosinos*, 21(278), 3–10. <https://leka.uaslp.mx/index.php/universitarios-potosinos/article/view/688> (Consultado en septiembre, 2024).

Castro-Méndez, L. (2022). *Evaluación del sistema híbrido reactor anaerobio de biopelícula-humedal construido en el tratamiento de un agua residual azucarera a escala mesocosmos* [Tesis de maestría, Instituto Tecnológico de Orizaba]. División de Estudios de Posgrado e Investigación.

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. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01220-z>

Cocozza, C., Di Iaconi, C., Murgolo, S., Traversa, A., De Mastro, F., De Sanctis, M., & Mascolo, G. (2023). Use of constructed wetlands to prevent overloading of wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 311, 137126. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137126>

Comisión Nacional del Agua [CONAGUA]. (2015). *NMX-AA-034-SCFI-2015: Análisis de agua – Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residenciales y residuales tratadas – Método de prueba*.

Comisión Veracruzana de Comercialización Agropecuaria [COVECA]. (2022). *Monografía del piloncillo*. <https://siiba.conadesuca.gob.mx/siiaca/Consulta/verDoc.aspx?num=411> (Consultado en septiembre, 2024).

Comité Nacional para el Desarrollo Sustentable de la Caña de Azúcar [CONADESUCA]. (2022). *Programa Nacional de la Agroindustria de la Caña de Azúcar 2021–2024*. <https://www.gob.mx/conadesuca/articulos/programa-nacional-de-la-agroindustria-de-la-cana-de-azucar-2021-2024-pronac-ver-mas> (Consultado en febrero, 2025).

Emebu, S., Pecha, J., & Janáčová, D. (2022). Review of anaerobic digestion models: Model classification and process phenomena development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 160, 112288. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112288>

Feria-Lara, A. L., de la Cruz-Romero, D., Pérez-Vidal, H., Pacheco-Sosa, J. G., Torres-Torres, J. G., & López-Cuauhtémoc, I. (2022). Producción biológica de hidrógeno mediante fermentación oscura. *Emerging Trends in Education*, 8(23), 45–56. <https://doi.org/10.19136/jobs.a8n23.5344>

Figuerola-Rodríguez, K. A., García-García, A. M. T., Mayett-Moreno, Y., Hernández-Rosas, F., & Figuerola-Sandoval, B. (2015). Factores que explican el rendimiento de caña de azúcar a nivel municipal en México. *Revista Mexicana*

de Ciencias Agrícolas, 6(6), 1345–1358.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342015000600016 (Consultado en septiembre, 2024).

Fito, J., Tefera, N., & Van Hulle, S. W. (2019a). An integrated treatment technology for blended wastewater of the sugar industry and ethanol distillery. *Environmental Science and Pollution Research*, 6(2), 475–491. <https://doi.org/10.1007/s40710-019-00366-x>

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. <https://doi.org/10.1186/s40538-019-0144-5>

Fito, J., Tefera, N., Kloos, H., & Van Hulle, W. H. (2018). Physicochemical properties of the sugar industry and ethanol distillery wastewater and their impact on the environment. *Sugar Tech*, 21(2), 265–277. <https://doi.org/10.1007/s12355-018-0633-z>

Gupta, B., Gupta, A. K., Ghosal, P. S., Lal, S., Saidulu, D., Srivastava, A., & Upadhyay, M. (2022). Recent advances in application of moving bed biofilm reactor for wastewater treatment: Insights into critical operational parameters, modifications, field-scale performance, and sustainable aspects. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107742. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107742>

Hassan, I., Chowdhury, S. R., Prihartato, P. K., & Razzak, S. A. (2021). Wastewater treatment using constructed wetland: Current trends and future potential. *Processes*, 9(11), 1917. <https://doi.org/10.3390/pr9111917>

Ji, Z., Tang, W., & Pei, Y. (2022). Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal.

Chemosphere, 286(Part 1), Article 131564.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131564>

Jiang, X., Wang, M., He, D., Zhu, J., Yang, S., Fang, F., & Yang, L. (2024). Submerged macrophyte promoted nitrogen removal function of biofilms in constructed wetland. *Science of The Total Environment*, 914, 169666. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169666>

Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Dwivedi, S. K., & Gupta, D. K. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, 283, 111986. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>

Kazemi, K., Ghahramani, Y., & Kalashgrani, M. Y. (2022). Nano biofilms: An emerging biotechnology applications. *Benefits*, 9(11). [https://doi.org/10.47277/AANBT/3\(2\)15](https://doi.org/10.47277/AANBT/3(2)15)

Kumar, M., Kumar, K., Sasikala, P., Sampath, B., Gopi, B., & Sundaram, S. (2023). Sustainable green energy generation from wastewater: IoT and ML integration. In *Sustainable Science and Intelligent Technologies for Societal Development* (pp. 440–463). IGI Global. <https://doi.org/10.4018/979-8-3693-1186-8.ch024>

Kushwaha, J. P. (2015). A review on sugar industry wastewater: Sources, treatment technologies, and reuse. *Desalination and Water Treatment*, 53(2), 309–318. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.838526>

Lago, A., Rocha, V., Barros, O., Silva, B., & Tavares, T. (2024). Bacterial biofilm attachment to sustainable carriers as a clean-up strategy for wastewater treatment: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 63, 105368. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105368>

Lettinga, G., Rebac, S., & Zeeman, G. (2001). Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. DOI: 10.1016/s0167-7799(01)01701-2

- López-Vázquez, C. M., Buitrón-Méndez, G., García, H. A., & Cervantes-Carrillo, F. J. (2017). Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño. *Water Intelligence Online*, 16. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- Madan, S., Madan, R., & Hussain, A. (2022). Advancement in biological wastewater treatment using hybrid moving bed biofilm reactor (MBBR): A review. *Applied Water Science*, 12(6), 141. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01662-y>
- Mancuso, G., Foglia, A., Chioggia, F., Drei, P., Eusebi, A. L., Lavrnić, S., & Toscano, A. (2024). Scale up-flow anaerobic sludge blanket reactor coupled with hybrid constructed wetlands for energy-carbon efficient agricultural wastewater reuse in decentralized scenarios. *Journal of Environmental Management*, 359, 121109. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121109>
- Metcalf & Eddy. (2014). Wastewater engineering: Treatment and resource recovery (5th ed.). McGraw-Hill.
- Menzel, T., Neubauer, P., & Junne, S. (2020). Role of microbial hydrolysis in anaerobic digestion. *Energies*, 13(21), 5555. <https://doi.org/10.3390/en13215555>
- Moussa, A. W. N., Sawadogo, B., Konate, Y., Sidibe, S. D. S., & Heran, M. (2023). Critical state of the art of sugarcane industry wastewater treatment technologies and perspectives for sustainability. *Membranes*, 13(7), 709. <https://doi.org/10.3390/membranes13080709>
- Muñoz-Güemes, A. (2018). Producción de piloncillo en San Luis Potosí: ¿Industria emergente o actividad productiva residual? *Saskab: Revista de discusiones filosóficas desde acá*, (12). <http://www.idealz-institute.com/sp/CUADERNO12/C126.pdf> (Consultado en agosto, 2024).
- Murshid, S., Antonysamy, A., Dhakshinamoorthy, G., Jayaseelan, A., & Pugazhendhi, A. (2023). A review on biofilm-based reactors for wastewater treatment: Recent advancements in biofilm carriers, kinetics, reactors,

economics, and future perspectives. *Science of The Total Environment*, 892, 164796. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164796>

Narváez-Martínez, A. J. (2021). Eficiencia de eliminación de materia orgánica y nutrientes del agua residual doméstica vía humedales construidos de flujo sub superficial horizontal [Trabajo de grado, Universidad del Atlántico].

Orduña-Gaytán, F. (2018). *Evaluación de la remoción de contaminantes en humedales artificiales sembrados en monocultivo con plantas ornamentales utilizando el efluente de un reactor anaerobio* [Tesis de Maestría, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Orizaba].

Pascual, A., de la Varga, D., Arias, C. A., Van Oirschot, D., Kilian, R., Álvarez, J. A., & Soto, M. (2016). Hydrolytic anaerobic reactor and aerated constructed wetland systems for municipal wastewater treatment – HIGHWET project. *Environmental Technology*, 38(2), 209–219. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1188995>

Quezada-Moreno, W. F., Contreras-Moya, A. M., Domínguez, E. R., Quezada Torres, D., Molina Borja, F. A., & Rojas Molina, J. O. (2017). Environmental impact evaluation of the industry of panela by life cycle analysis. *International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology*, 2(1). <https://dx.doi.org/10.22161/ijeab/2.1.68>

Rasapoor, M., Young, B., Brar, R., Sarmah, A., Zhuang, W. Q., & Baroutian, S. (2020). Recognizing the challenges of anaerobic digestion: Critical steps toward improving biogas generation. *Fuel*, 261, 116497. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116497>

Sahu, O. (2018). Assessment of sugarcane industry: Suitability for production, consumption, and utilization. *Annals of Agrarian Science*, 16(4), 389–395. <https://doi.org/10.1016/j.aasci.2018.08.001>

Sahu, O., Rao, D. G., Thangavel, A., & Ponnappan, S. (2017). Treatment of sugar industry wastewater using a combination of thermal and electrocoagulation processes. *Water Science and Technology*, 76(1), 16–25. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.217>

Sánchez, M., Ruiz, I., & Soto, M. (2023). Sustainable wastewater treatment using a new combined hybrid digester–constructed wetland system. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110861. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110861>

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. <https://doi.org/10.3390/su10051594>

Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural [SADER]. (2021). *Concluye, con crecimiento, producción de caña y azúcar de la zafra 2020/2021*. <https://www.gob.mx/agricultura/prensa/concluye-con-crecimiento-produccion-de-cana-y-azucar-de-la-zafra-2020-2021-agricultura> (Consultado en septiembre, 2024).

Seifi, M., Kamran-Pirzaman, A., Dehghani Kiadehi, A., & Rahimnejad, M. (2025). A comprehensive comparison of various methods and hybrid systems in leachate treatment: A review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 1–96. <https://doi.org/10.1007/s13762-025-06367-8>

Setiyawan, A. S., Nur, A., Fauzi, M., Oginawati, K., & Soewondo, P. (2023). Effects of different polymeric materials on the bacterial attachment and biofilm formation in anoxic fixed-bed biofilm reactors. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(3), 147. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06174-2>

Shukla, A., Parde, D., Gupta, V., Vijay, R., & Kumar, R. (2022). A review on effective design processes of constructed wetlands. *International Journal of*

Environmental Science and Technology, 19(12), 12749–12774.
<https://doi.org/10.1007/s13762-021-03549-y>

Singh, P. K., Tripathi, M., Singh, R. P., & Singh, P. (2018). Treatment and recycling of wastewater from sugar mill. En R. L. Singh & R. P. Singh (Eds.), *Advances in biological treatment of industrial wastewater and their recycling for a sustainable future* (pp. 199–223). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-13-1468-1_7

Solís-Pacheco, J. R., Pérez-Martínez, F., Orozco-Ávila, I., Flores-Montaña, J. L., Ramírez-Romo, E., Hernández-Rosales, A., & Aguilar-Uscanga, B. (2006). Descripción de un proceso tecnificado para la elaboración de piloncillo a partir de caña de azúcar. *e-Gnosis*, 4(1), 1–8. <http://www.e-gnosis.udg.mx/vol4/art1> (Consultado en septiembre, 2024).

Uddin, M. M., & Wright, M. M. (2023). Anaerobic digestion fundamentals, challenges, and technological advances. *Physical Sciences Reviews*, 8(9), 2819–2837. <https://doi.org/10.1515/psr-2021-0068>

Uddin, M. N., Siddiki, S. Y. A., Mofijur, M., Djavanroodi, F., Hazrat, M. A., Show, P. L., & Chu, Y. M. (2021). *RETRACTED: Prospects of Bioenergy Production From Organic Waste Using Anaerobic Digestion Technology: A Mini Review*. *Frontiers in Energy Research*, 9, 627093. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2021.627093>

Vymazal, J. (2022). The historical development of constructed wetlands for wastewater treatment. *Land*, 11(2), 174. <https://doi.org/10.3390/land11020174>

Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands* (2nd ed.). CRC Press.

Waly, M. M., Ahmed, T., Abunada, Z., Mickovski, S. B., & Thomson, C. (2022). Constructed wetland for sustainable and low-cost wastewater treatment. *Land*, 11(9), 1388. <https://doi.org/10.3390/land11091388>

Wang, R., Xu, Q., Chen, C., Li, X., Zhang, C., & Zhang, D. (2021). Microbial nitrogen removal in synthetic aquaculture wastewater by fixed-bed baffled reactors packed with different biofilm carrier materials. *Bioresource Technology*, 331, 125045. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125045>

Wei, T., Zhao, Y., Guo, J., Ji, B., Pun García, Á., & Esteve-Núñez, A. (2024). Developing a novel lightweight substrate for constructed treatment wetland: The idea and the reality. *Journal of Water Process Engineering*, 57, 104587. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104587>

Wu, H., Wang, R., Yan, P., Wu, S., Chen, Z., Zhao, Y., & Zhang, J. (2023). Constructed wetlands for pollution control. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(4), 218–234. <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00395-z>

Yoshida, G., Seyama, T., Andriamanohiarisoamanana, F. J., et al. (2022). High-rate anaerobic digestion of sewage sludge by membrane separation solubilization coupled with UASB process. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 24, 402–409. <https://doi.org/10.1007/s10163-021-01331-3>

Zhang, R., Liu, X., Wang, L., Xu, P., Li, K., Chen, X., & Van Hulle, S. W. (2023). Combining a novel biofilm reactor with a constructed wetland for rural, decentralized wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 455, 140906. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.140906>