

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

OPCIÓN I.- TESIS

TRABAJO PROFESIONAL

**“EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES
EN HUMEDALES ARTIFICIALES SEMBRADOS EN MONOCULTIVO
CON PLANTAS ORNAMENTALES UTILIZANDO EL EFLUENTE
DE UN REACTOR ANAEROBIO”.**

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

PRESENTA:

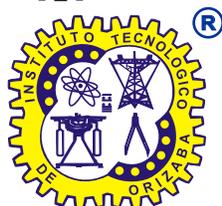
I.Q. Francisco Orduña Gaytán

DIRECTOR DE TESIS:

M. I. Norma Alejandra Vallejo Cantú

CODIRECTOR DE TESIS:

Dr. Alejandro Alvarado Lassman



FECHA: 05/12/2018
DEPENDENCIA: POSGRADO
ASUNTO: Autorización de Impresión
OPCIÓN: I

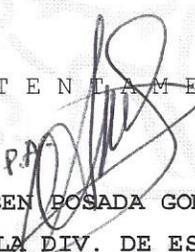
C. FRANCISCO ORDUÑA GAYTAN
CANDIDATO A GRADO DE MAESTRO EN:
CIENCIAS EN INGENIERIA QUIMICA

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:

"EVALUACION DE LA REMOCION DE CONTAMINANTES EN HUMEDALES
ARTIFICIALES SEMBRADOS EN MONOCULTIVO CON PLANTAS ORNAMENTALES
UTILIZANDO EL EFLUENTE DE UN REACTOR ANAEROBIO".

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

A T E N D I E N D O


DR. RUBEN POSADA GOMEZ
JEFE DE LA DIV. DE ESTUDIOS DE POSGRADO

C.A. TITULACIÓN



SECRETARIA DE
EDUCACIÓN PÚBLICA
INSTITUTO
TECNOLÓGICO
DE ORIZABA

ggc

FECHA : 27/11/2018

ASUNTO: Revisión de Trabajo Escrito

C. DR. RUBEN POSADA GOMEZ
JEFE DE LA DIVISION DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACION.
P R E S E N T E

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

FRANCISCO ORDUÑA GAYTAN

la cual lleva el título de:

**"EVALUACION DE LA REMOCION DE CONTAMINANTES EN HUMEDALES ARTIFICIALES
SEBRADOS EN MONOCULTIVO CON PLANTAS ORNAMENTALES UTILIZANDO EL
EFLUENTE DE UN REACTOR ANAEROBIO".**

Y concluyen que se acepta.

A T E N T A M E N T E

PRESIDENTE : M. I. NORMA ALEJANDRA VALLEJO CANTU


FIRMA

SECRETARIO : DR. ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN


FIRMA

VOCAL : DR. JUAN MANUEL MENDEZ CONTRERAS


FIRMA

VOCAL SUP. : M. I. ADRIAN REYES BENITEZ


FIRMA

EGRESADO(A) DE LA MAESTRIA EN CIENCIAS EN INGENIERIA QUIMICA

OPCION: I Tesis



RECONOCIMIENTOS

Agradezco ampliamente a la M.I.Q. Norma Alejandra Vallejo Cantú y al Dr. Alejandro Alvarado Lassman por permitirme haber formado parte de su equipo de investigación, además de su invaluable apoyo, recomendaciones y tiempo dedicado para el desarrollo de este proyecto.

De igual manera al Dr. Juan Manuel Méndez Contreras por las facilidades permitidas para el uso y disposición de sus instalaciones del área de plantas piloto. Al M.I.A. Adrián Reyes Benítez por sus clases impartidas y consejos durante licenciatura y posgrado, por otro lado, a la Dra. Jazel Adame García por sus asesorías y compartir sus conocimientos, para esta investigación.

A CONACYT por otorgarme la beca en apoyo a la investigación con número de registro 701259.

Gracias a mis padres por sus palabras de aliento, apoyo y consideración en cada etapa profesional de mi vida, que en conjunto con mi hermano me ayudaron a concluir esta etapa de mi formación.

Dios, gracias porque sin ti, nada podría ser.

RESUMEN

Evaluación de la remoción de contaminantes en humedales artificiales sembrados en monocultivo con plantas ornamentales utilizando el efluente de un reactor anaerobio

Elaborado por: I.Q. Francisco Orduña Gaytán

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

Dr. Alejandro Alvarado Lassman

Una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales son los Humedales Artificiales (HA), los cuales son sistemas de purificación compuestos por canales de sustrato y plantas a través de los cuales fluye el agua; en este proceso, una reducción de contaminantes se lleva a cabo por medios biológicos y fisicoquímicos. En este estudio se diseñó, construyó y operó un HA con monocultivo y policultivo de la especie *Hippeastrum* y *Spathiphyllum* evaluando eficiencias de remoción de materia orgánica, eliminación de patógenos y nutrientes. Se llevó a cabo en las instalaciones del Instituto Tecnológico de Orizaba, junto a la planta piloto de aprovechamiento de residuos sólidos ubicada en Orizaba Veracruz, México, obteniendo dichos residuos del Mercado Emiliano Zapata en la misma ciudad, los cuales consistieron principalmente de frutas y verduras. Se obtuvo la fracción líquida mediante un pretratamiento y posteriormente se alimentó a un sistema de Digestión Anaerobia en dos etapas para posteriormente alimentar el efluente a las celdas de HA. El período de adaptación de ambas especies se llevó a cabo alimentando el sistema solo con agua natural durante 30 días, posteriormente utilizando el efluente del reactor, sin embargo, fue necesaria una dilución debido a la alta carga orgánica promedio de 20 gDQO/L y pH de 6.5-7, siendo que estos sistemas resisten cargas de 4 gDQO/L (Pelissari et al., 2017). Por lo tanto, se alimentó con cargas de 1 a 8 gDQO/L con tiempos de residencia hidráulica de 3 días, con una carga volumétrica aplicada de 2.6181 gDQO/L, excediendo así el doble de la carga registrada en la bibliografía. De acuerdo con los datos anteriores, son posibles los tratamientos secundarios, que complementan la degradación de materia orgánica en aguas residuales obteniendo remociones de hasta 95% para DQO y hasta un 90% para sólidos totales y volátiles, excediendo el doble de la cantidad presentada en otros estudios.

ABSTRACT

Evaluation of the removal of pollutants in artificial wetlands planted in monoculture with ornamental plants using the effluent of an anaerobic reactor

By: I.Q. Francisco Orduña Gaytán

Advisor: M.I.Q. Norma Alejandra Vallejo Cantú

Dr. Alejandro Alvarado Lassman

A viable alternative for wastewater treatment are Artificial Wetlands (AW), which are purification systems composed of substrate channels and plants through which water flows; in this process, a reduction of pollutants is carried out by biological and physicochemical means. In this study, it was designed built and operated an AW with monoculture and polyculture of the species *Hippeastrum* and *Spathiphyllum* and the evaluation of efficiencies of organic matter removals, pathogens and nutrients removal. It was carried out in the facilities of the Technological Institute of Orizaba, next to the pilot plant for the management of solid waste located in Orizaba Veracruz, Mexico, obtaining this waste of the Emiliano Zapata Market in the same city, it consisted mainly of fruits and vegetables. The liquid fraction was obtained by means of a pretreatment and later it was fed to a system of Anaerobic Digestion in two stages to feed the resultant effluent to the AW cells. The adaptation period of both species was carried out by feeding the system only with natural water for 30 days, then using the anaerobic reactor effluent, however, a dilution was necessary, due to high average organic load of 20 gDQO/L and pH of 6.5-7, where these systems resist loads of 4 gDQO / L (Pelissari et al., 2017). Therefore, it was fed at loads of 1 to 8 gDQO/L with hydraulic residence times of 3 days, with an applied volumetric load of 2.6181 gDQO/L, thus exceeding twice the amount of load registered in the bibliography. According to the data above, secondary treatments are possible, in which complements the degradation of organic matter in wastewater obtaining removals of up to 95% for COD and 90% for total and volatile solids, exceeding twice the amount of the loads presented in other studies.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	V
LISTA DE TABLAS.....	VII
NOMENCLATURA	VIII
INTRODUCCIÓN	1
JUSTIFICACIÓN	2
OBJETIVOS	4
CAPÍTULO 1. FUNDAMENTOS TEÓRICOS	6
1.1 Contaminación del medio natural.....	6
1.2 Humedales y sistemas acuáticos de tratamiento	6
1.3 Tipos de sistemas	7
1.3.1 Humedales artificiales de flujo libre (HAFL).....	7
1.3.2 Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFS)	7
1.3.3 Sistemas acuáticos de plantas flotantes.....	8
1.3.4 Sistemas combinados.....	8
1.3.5 Aplicación de los humedales artificiales y de los sistemas acuáticos	8
1.4 Tipos de humedales.....	10
1.5 Humedales contruidos de flujo subsuperficial	11
1.5.1 Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFS)	13
1.6 Eliminación de materia orgánica y nutrientes en humedales contruidos	14
1.7 Plantas ornamentales utilizadas en humedales contruidos.....	15
1.8 Bacterias en humedales artificiales.....	18
1.9 Digestión y Reactores Anaerobios	20

1.9.1 Reactor de lecho fluidizado.....	24
1.9.2 Sistemas híbridos	24
1.9.3 Sistemas de dos etapas.....	24
1.9.4 Sistemas de dos fases.....	25
1.10 Residuos	25
1.10.1 Residuos sólidos urbanos (RSU).....	26
1.10.2 Impactos de la generación de residuos	26
1.10.3 Generación de RSU.....	27
1.10.4 Composición de los RSU en México.....	29
CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS	32
2.1 Características del sistema	33
2.2 Construcción de celdas de HA.....	33
2.3 Montaje de celdas de HA	33
2.4 Alimentación de reactores anaerobios	35
2.5 Parámetros fisicoquímicos	36
2.5.1 Determinación de pH	36
2.5.2 Determinación de DQO _s y DQO _T	37
2.5.3 Determinación de ST y STV	37
2.5.4 Carga Volumétrica Aplicada (CVA).....	37
2.5.5 Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)	38
2.5.6 Nitrógeno total (NT)	38
2.5.7 Fósforo Total (FT).....	38
2.5.8 Control y modificación de parámetros del sistema de HA	38
2.6 Datos biométricos de la vegetación y condiciones ambientales.....	40

2.6.1 Biomasa.....	40
2.7 Determinación de bacterias presentes en HA.....	41
CAPÍTULO 3. RESULTADOS	42
3.1 Sistema de humedales.....	43
3.2 Carga orgánica suministrada al sistema	57
3.3 Caracterización de RSO	57
3.4 Caracterización del efluente de HA.....	58
3.5 Caracterización microbiológica	58
3.6 Remoción de materia orgánica	59
3.7 Evaluación de nutrientes.....	63
3.8 Determinación de comunidades bacterianas	65
3.9 Eficiencias de remoción	66
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	71
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Clasificación de humedales construidos	11
Figura 1.2 Corte de humedales construidos.....	12
Figura 1.3 Etapas de la digestión anaerobia	22
Figura 1.4 Generación de Residuos Sólidos Urbanos por región.....	28
Figura 1.5 Generación de RSU por entidad federativa.....	28
Figura 1.6 Composición de los RSU en México	30
Figura 2.1 Diagrama de la metodología experimental.....	32
Figura 2.2 Diseño de celda individual.....	35
Figura 2.3 Diagrama de los reactores (RH-EGSB-RLFI).....	36
Figura 2.4 Diagrama de operación de HA	39
Figura 2.5 Mediciones biométricas a considerar	41
Figura 3.1 Ceda de humedal artificial.....	42
Figura 3.2 Celda con tubería para sondas	44
Figura 3.3 Identificación de tallo y hojas	44
Figura 3.4 Reguladores de flujo individuales.....	44
Figura 3.5 Tanque y válvulas de distribución	44
Figura 3.6 Ejemplares en sustrato natural.....	45
Figura 3.7 Colectores y válvulas de salida	45
Figura 3.8 Celdas control sin planta	46
Figura 3.9 Tubería de salida de efluente	46
Figura 3.10 Sistema de humedales artificiales	46
Figura 3.11 Proceso de floración de la especie <i>Spathiphyllum</i>	51
Figura 3.12 Proceso de floración de la especie <i>Hippeastrum</i>	52

Figura 3.13 Ejemplares de Hippeastrum en diferentes soportes.....	54
Figura 3.14 Ejemplares de Spathiphyllum en diferentes soportes.....	55
Figura 3.15 Spathiphyllum con policultivo en diferentes soportes	55
Figura 3.16 Hippeastrum con policultivo en diferentes soportes	56
Figura 3.17 Policultivo de ambas especies	56
Figura 3.18 Gráfica de remoción de contaminantes.....	59
Figura 3.19 Gráfica de remoción de contaminantes en tezontle	60
Figura 3.20 Gráfica de remoción de contaminantes en mezcla de soportes.....	61
Figura 3.21 Interacción con especie	67
Figura 3.22 Interacción con cultivo.....	67
Figura 3.23 Interacción con soporte	68
Figura 3.24 Interacción con especie/soporte.....	68
Figura 3.25 Interacción con especie/cultivo.....	68
Figura 3.26 Interacción con cultivo/soporte.....	69
Figura 3.27 Interacción con cultivo/especie.....	69
Figura 3.28 Interacción con soporte/especie.....	70
Figura 3.29 Interacción con soporte/cultivo	70

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.1 Aplicaciones representativas de los humedales artificiales y de los sistemas acuáticos de tratamiento	9
Tabla 1.2 Comparación de humedales de flujo libre superficial y humedales de flujo su superficial	13
Tabla 2.1 Distribución de ejemplares por especie en los HAFS.....	34
Tabla 2.2 Frecuencia de medición de parámetros generales para vegetación	40
Tabla 3.1 Establecimiento de especies vegetales en celdas de HA.....	44
Tabla 3.2 Valores de DQO y remociones en periodo de 90 días en tezontle	47
Tabla 3.3 Valores de DQO y remociones en periodo de 90 días en tezontle y polietileno	48
Tabla 3.4 Valores medios de parámetros ambientales en el sistema	48
Tabla 3.5 Monitoreo de vegetación inicial en periodo de adaptación 30 días	49
Tabla 3.6 Monitoreo de vegetación inicial en periodo de adaptación 30 días con polietileno	49
Tabla 3.7 Monitoreo de vegetación en periodo de operación de 30 días	50
Tabla 3.8 Monitoreo de vegetación en periodo de operación de 30 días con polietileno	50
Tabla 3.9 Volumen aparente de ejemplares en celdas en tezontle	53
Tabla 3.10 Volumen aparente de ejemplares en celdas en polietileno	53
Tabla 3.11 Caracterización fisicoquímica de sustrato de alimentación de RH	57
Tabla 3.12 Caracterización fisicoquímica de sustrato de alimentación de HA	58
Tabla 3.13 Remociones a 120 días de operación en tezontle.....	62
Tabla 3.14 Remociones a 120 días de operación en tezontle y polietileno.....	63
Tabla 3.15 Caracterización de nutrientes de celdas de HA.....	64
Tabla 3.16 Conteo de UFC en medios de cultivos para HA	65
Tabla 3.17 Diseño factorial.....	66

NOMENCLATURA

Nomenclatura	Significado
AGV	Ácidos Grasos Volátiles
DA	Digestión Anaerobia
HA	Humedal Artificial
HC	Humedal Construido
HN	Humedal Natural
RLFI	Reactor de Lecho Fluidizado Inverso
EGSB	Reactores de Manto de Lodo Granular Expandido
RME	Residuos de Manejo Especial
RP	Residuos Peligrosos
RSU	Residuos Sólidos Urbanos
ST	Sólidos Totales
STV	Sólidos Totales Volátiles
UFC	Unidades Formadoras de Colonias

INTRODUCCIÓN

La depuración de aguas residuales para el control de riesgos de contaminación debido al vertido en fuentes naturales es de suma importancia debido al impacto ambiental que esto genera. Una alternativa viable para el tratamiento son los Humedales Artificiales (HA), los cuales son sistemas de purificación compuestos por canales de sustrato y plantas por donde fluye el agua; en este proceso se realiza una reducción de contaminantes por medios biológicos y fisicoquímicos. Gracias a sus características de diseño, construcción y fácil operación este tipo de sistemas presentan ventajas para el tratamiento de aguas en comparación a los sistemas convencionales de tratamiento. El exceso de Residuos Sólidos Orgánicos (frutas y verduras) producidos en casa habitación, mercados y zonas pobladas genera problemas serios de contaminación, debido a esto, mediante la Digestión Anaerobia (DA) se busca degradar de la fracción líquida, la mayor parte de materia orgánica generando biogás, sin embargo este proceso no realiza la depuración en su totalidad, es por esto, que un tratamiento complementario posterior a la DA es la implementación de HA. Estudios recientes muestran que los policultivos en HA son una solución atractiva para el tratamiento de aguas residuales domesticas inclusive a temperaturas bajas de hasta 8.9°C.

Este estudio aborda el uso de alternativas no convencionales para el tratamiento de aguas residuales con sustratos ricos en material orgánico y nutrientes necesarios para el desarrollo vegetal, pero que en exceso en el medio natural podrían favorecer la eutrofización y desmejorar las condiciones medio ambientales provocadas por el vertido de aguas en bienes nacionales.

Por ello se presenta el estudio del tratamiento de residuos sólidos orgánicos en un reactor anaerobio complementado con humedales en monocultivo y policultivo de plantas ornamentales.

JUSTIFICACIÓN

La depuración de aguas residuales es un tema de gran importancia para controlar los riesgos de contaminación y por lo tanto es necesario buscar alternativas que permitan mejorar las condiciones de los líquidos para poderse verter a fuentes naturales. Existen diferentes tecnologías que presentan ventajas y desventajas dependiendo del contexto entre ellas se encuentran los humedales artificiales o construidos (Marín y Correa, 2010). Los humedales forman parte de los recursos naturales y son definidos como ecosistemas que comparten características terrestres y acuáticas, diferenciados por la presencia de agua, suelo y vegetación (herbácea y/o arbórea) adaptada a vivir en tales condiciones de suelos húmedos (Mitsch y Gosselink, 2007; Moreno-Casasola e Infante, 2010). Los humedales artificiales son sistemas de purificación compuestos por canales de sustrato y plantas por donde fluye el agua; en este proceso se realiza una reducción de contaminantes por medios biológicos y fisicoquímicos (Hernández, 2013).

En México, actualmente en el inventario nacional se identificaron 6331 humedales naturales, los cuales representan el 5 % de la superficie nacional, en comparación a los 142 registrados por la lista Ramsar en 2015 (CONAGUA, 2016), es por ello que se muestra un alza en la importancia en el estudio de este tipo de sistemas naturales de tratamiento de aguas. Al respecto, internacionalmente se ha recomendado el uso de tecnologías no convencionales o naturales como los humedales construidos como alternativa para el tratamiento de efluentes. Esta es una tecnología de tratamiento de aguas residuales entre las que se incluyen aguas domésticas, que consiste en lagunas o canales poco profundos (<1m) plantados con especies vegetales típicas de zonas húmedas (García y Corzo, 2008). En ellos, el tratamiento de las aguas residuales es el resultado de una serie de fenómenos fisicoquímicos y biológicos (Kadleck y Wallace, 2009; Vera et al., 2011). Esta es una alternativa viable gracias al bajo costo de operación y mantenimiento en comparación con sistemas convencionales, debido a su

diseño ingenieril para imitar la función del humedal natural en el mejoramiento de la calidad del agua (Marín-Muñiz, 2016).

Estudios recientes muestran que los policultivos en Humedales Artificiales (HA), son una solución atractiva para el tratamiento de sistemas de aguas residuales, los policultivos internos mostraron ser efectivos para el tratamiento de aguas residuales domésticas inclusive en temperatura baja (8.9 °C) (Oon et al., 2017).

Por otro lado, se ha demostrado que las funciones de los humedales pueden ser definidas por la composición y distribución de las comunidades microbianas e influenciadas por el estado de la contaminación del entorno, siendo esto, una parte esencial para la comprensión de la interrelación entre la distribución microbiana y el estado de la contaminación de los humedales para la evaluación del humedal construido (Cao, et al., 2017).

A pesar de la gran aplicación y estudios actuales, se tiene escasa información en materia de procesos biogeoquímicos en los humedales con plantas ornamentales en comparación con plantas de humedales (Montealegre, 2010). Es por ello que el presente tema de tesis aborda los temas relacionados con la identificación, monitoreo y evaluación de parámetros fisicoquímicos de la remoción de contaminantes para este tipo de tratamiento en aguas residuales con plantas ornamentales sin estudios previos.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL:

Evaluar la remoción de contaminantes e identificar los principales grupos de bacterias que intervienen en el proceso de descontaminación mediante humedales artificiales monocultivo sembrados con plantas ornamentales utilizando tezontle y polietileno como soporte en aguas provenientes del tratamiento anaerobio de RSOM.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Diseñar, montar, arrancar y monitorear los humedales artificiales.
- Caracterizar el efluente del reactor anaerobio que trata RSOM (pH, DQO_T, DQO_S, SSV, SST, fósforo, nitrógeno y patógenos).
- Caracterizar el efluente de los humedales artificiales (pH, DQO_T, DQO_S, SSV, SST, fósforo, nitrógeno y patógenos).
- Identificar y cuantificar los principales grupos de microorganismos responsables de la remoción de contaminantes presentes en microcosmos de humedales artificiales en estudio.
- Evaluar y comparar la eficiencia de remoción en las diferentes especies vegetales y soportes.

CAPÍTULO 1

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

CAPÍTULO 1. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

1.1 Contaminación del medio natural

El medio natural cuenta con procesos naturales para el tratamiento de contaminantes generados por el planeta (Ramírez et al., 2009). Sin embargo, las cantidades de materia orgánica que debe de degradar el medio natural son excesivas, esto se debe a la necesidad existente de la población para la satisfacción de sus necesidades básicas por el exceso poblacional.

El recurso hídrico es un medio natural indispensable en la vida de los seres vivos, debido a la necesidad que este representa para el bienestar personal, por lo que el uso posterior de aguas residuales podría generar afectaciones a la salud (Romero-Rojas, 1999). Las acciones para el tratamiento de aguas se han desarrollado desde la antigüedad, por esta razón, en los últimos años se han generado nuevos conocimientos para la remoción de la carga orgánica y la disminución de agentes patógenos (Yan et al, 2017), debido a la importancia para cuidado de los seres vivos (Molinos et al., 2012).

1.2 Humedales y sistemas acuáticos de tratamiento

Los humedales artificiales permiten el tratamiento de aguas residuales por medio de la utilización plantas acuáticas o terrestres, así como también a la formación de biopelículas bacterianas que permiten el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Los sistemas de tratamiento acuático cubren un rango amplio de tipos de sistemas dentro de los que se incluyen una variedad de sistemas humedales artificiales, plantas acuáticas flotantes y la combinación de éstos (Redmond et al., 2014).

1.3 Tipos de sistemas

Los principales tipos de sistemas de humedales y sistemas acuáticos de tratamiento incluyen:

- Humedales Artificiales de Flujo Libre (HAFL)
- Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial (HAFS)
- Sistemas acuáticos de plantas flotantes
- Sistemas combinados

1.3.1 Humedales artificiales de flujo libre (HAFL)

En un HAFL (pantano o ciénaga) la vegetación está parcialmente sumergida en el agua cuya profundidad varía de 100 a 450 mm (4-18in). La vegetación común para los sistemas HAFL incluyen enneas, carrizos, juncias y juncos. Este tipo de sistema consta en general de canales o tanques con una barrera natural o artificial para prevenir la percolación del agua. Algunos de estos sistemas se diseñan de manera que exista la retención completa del agua residual que se aplica a través de percolación y la evapotranspiración. Las bacterias adheridas a las plantas tratan el agua residual a medida que esta fluye a través de la vegetación y por medio de los procesos fisicoquímicos (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.3.2 Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFS).

En un HAFL el agua residual se trata a medida que fluye lateralmente a través de un medio poroso. La vegetación emergente se planta en el medio de soporte, el cual puede ser desde grava gruesa hasta arena. La profundidad del lecho varía entre 0.45 y 1m (1.5 a 3.3ft) además de poseer una pendiente característica de 0 a 0.5% (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.3.3 Sistemas acuáticos de plantas flotantes.

Los dos sistemas principales de plantas flotantes son el Jacinto de agua y la lenteja de agua. El sistema de jacintos de agua (o de plantas similares) involucra plantas flotantes o suspendidas con raíces relativamente largas ubicadas en lagunas de 2 a 4 pies (6 a 1.2 m) de profundidad. La estructura de las raíces sirve como medio para el crecimiento en la película de las bacterias. Por otro lado, la lenteja de agua tiene raíces muy cortas, por lo general <10mm, por consiguiente, actúa como un sistema de sombreado superficial (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.3.4 Sistemas combinados.

Los humedales y los sistemas acuáticos se pueden usar en combinación, generalmente en serie, para lograr objetivos específicos en relación con la calidad del agua. Por ejemplo, un sistema de lentejas de agua o de jacintos de agua se puede usar antes de un Humedal Artificial (HA), para disminuir la concentración de algas (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.3.5 Aplicación de los humedales artificiales y de los sistemas acuáticos

Los HA y los sistemas acuáticos se han utilizado en diferentes aplicaciones para el tratamiento de aguas residuales de diversas características. Los principales tipos de aplicaciones se reportan en la Tabla 1.1., tal y como se analiza a continuación, existen otras tres aplicaciones diferentes: el tratamiento terciario, el tratamiento para agua de lluvia y el desarrollo de hábitad.

Tabla 1.1 Aplicaciones representativas de los humedales artificiales y de los sistemas acuáticos de tratamiento (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Objetivo	Constituyente removido/objetivo
Drenaje ácido de minas	Ácidos y metales
Tratamiento avanzado	Nitrógeno y fósforo
Tratamiento avanzado	Metales pesados, componentes orgánicos refractarios
Tratamiento combinado secundario y avanzado	Materia orgánica (p. ej., DBO ₃). Sólidos suspendidos totales (SST), organismos patógenos, nitrógeno fósforo y
Desarrollo del hábitat	Recursos ambientales mejorados
Agua de retorno de irrigación	Nitrógeno y fósforo
Lixiviado de rellenos	Materia orgánica
Recuperación y reutilización del agua	Materia orgánica Sólidos suspendidos totales (SST), organismos patógenos según estándares de restricción (p. ej., turbidez < 2UNT, SS <5 mg/L, y coliformes totales <2.2 organismos/100 MI)
Tratamiento secundario	Materia orgánica (p. ej., DBO ₃). Sólidos suspendidos totales (SST), organismos patógenos
Tratamiento de efluentes de tanques sépticos	Materia orgánica (p. ej., DBO ₃). Sólidos suspendidos totales (SST), organismos patógenos, nitrógeno y fósforo
Tratamiento para aguas pluviales	Materia orgánica (p. ej., DBO ₃). Sólidos suspendidos totales (SST), organismos patógenos, nitrógeno y fósforo, metales pesados y componentes orgánicos refractarios

1.4 Tipos de humedales

En algunas literaturas, el término humedal creado se refiere a un humedal construido para propósitos de mitigación, y el humedal construido denota un humedal diseñado para el tratamiento de desechos. Los desechos que son comúnmente tratados con los humedales construidos incluyen el alcantarillado doméstico, la escorrentía agrícola, la escorrentía de aguas pluviales y los desechos de minería. Aunque los humedales creados y construidos pueden compartir muchas características en común, los lineamientos para la construcción así como los reglamentos que se aplican son distintos de acuerdo a los objetivos de los mismos (Mihelcic y Zimmerman, 2012; Morales et al., 2013).

Los humedales se pueden clasificar de acuerdo a diversos criterios. La Figura 1 muestra una clasificación de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales basada en la circulación y dirección del flujo de agua. Además, la Figura 1 muestra los tipos de macrófitas (plantas) empleadas por cada tipo de humedal. De forma general se puede hablar de humedal sin medios de soporte (Humedales Superficiales, HS) y humedales con medios de soporte. Estos últimos se dividen en humedales de flujo Subsuperficial Horizontal (HSS) y de flujo Subsuperficial Vertical (VSS).

Los HSS y HSS con medios de soporte ofrecen dos puntos favorables respecto a los Humedales sin Medios (HS): a) evitar la exposición de agentes contaminantes durante el tratamiento, y b) funcionar bien en temperaturas ambientales de congelamiento (<4 °C). En el caso de la vegetación, esta puede ser flotante, sumergida y emergente, y su aplicación cómo lo muestra la Figura 2, depende de la circulación del agua (Kadlec y Wallace, 2009).

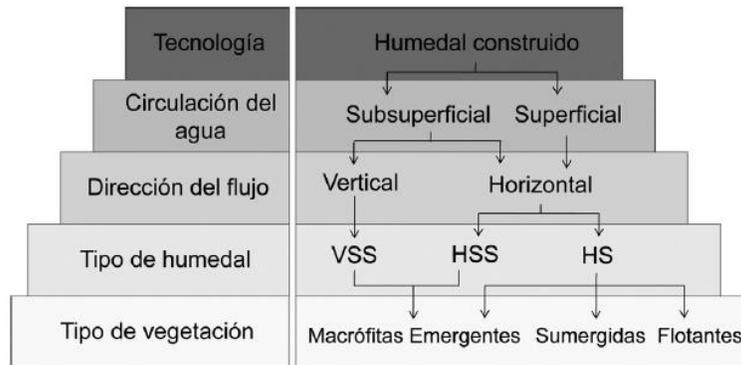
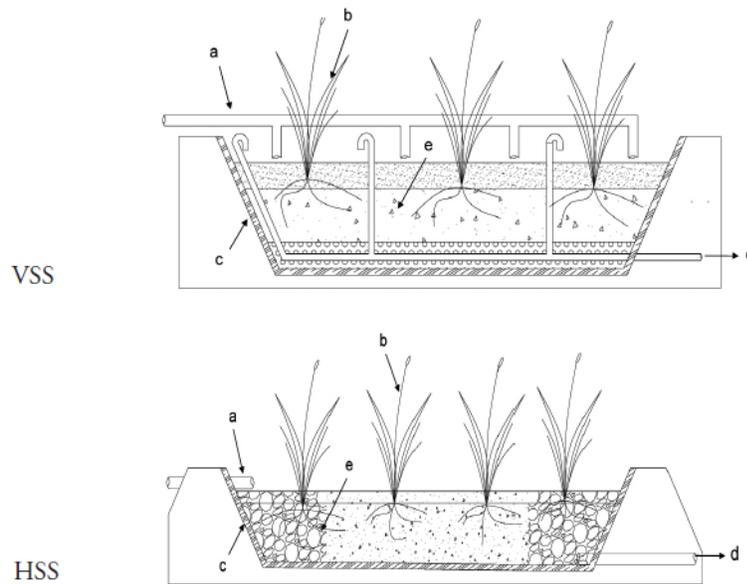


Figura 1.1 Clasificación de humedales construidos (Morales et al., 2013)

Uno de los valores que diferencian a un humedal construido respecto a una tecnología convencional, es el valor estético dado por las plantas. Las plantas utilizadas comúnmente en humedales construidos, corresponde a especies típicas de humedales naturales, como espadaña (*Typha spp.*), caña (*Phragmites spp.*) y junco (*Schoenoplectus spp.*) (Belmont et al., 2004). Sin embargo, estudios recientes han evaluado la posibilidad de sustituir estas especies por macrófitas ornamentales con un valor comercial de sus flores, como son *Zantedeschia aethiopica*, *Canna spp.*, e *Iris spp.* (Zurita-Martínez, 2011).

1.5 Humedales construidos de flujo subsuperficial

Los humedales de flujo subsuperficial son sistemas en los que el agua circula de manera subterránea, a través de un medio granular y en contacto con las raíces y rizomas de las plantas, La figura 3 muestra un corte longitudinal de estos sistemas. Como medio granular suele usarse desde arena gruesa ($D_{10}= 2\text{mm}$) hasta grava gruesa ($D_{10}= 128\text{ mm}$) (Crites et al., 2006). Adherida al medio de soporte y a las raíces y rizomas de las plantas se forma una biopelícula, que tiene un papel fundamental en los procesos de descontaminación (Stottmeister et al., 2003).



a) Estructuras de entrada, b) Vegetación emergente, c) Impermeabilización, d) Salida

Figura 1.2 Corte de humedales construidos (Morales et al., 2013).

En los VSS, la circulación del agua es de tipo vertical y su aplicación se realiza en pulsos, de manera que no están permanentemente inundados. La profundidad del medio granular varía entre 0.5 y 0.8 m. Operan con cargas superiores a los HSS (entre 10 y 25 gDBO₅/m²d), pero son más susceptibles a la colmatación (García, 2004). Estos sistemas presentan tasas de transferencias de oxígeno entre 10 y 24 mgO₂/m²d, las que son superiores a las de los sistemas HSS (2.1-5.7 mg O₂/m²d), produciendo efluentes más oxigenados (Crites et al., 2006).

En los HSS, el agua circula horizontalmente a través del medio granular y las raíces de las plantas. La profundidad puede variar entre 0.3 y 1m (Crites et al., 2006). Se caracterizan por funcionar permanentemente inundados, con una lámina de agua que se encuentra entre 0.05 y 0.1 m por debajo de la superficie. Soportan cargas orgánicas que varían entre 3 y 15 gDBO₅/m²d siendo comúnmente recomendadas cargas de alrededor de 6 gDBO₅/m²d (García y Corzo, 2008).

1.5.1 Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial (HAFS)

En la Tabla 1.2 se muestra la comparación entre HAFS y humedales de flujo libre.

Tabla 1.2 Comparación de humedales de flujo libre superficial y humedales de flujo superficial (Mihelcic y Zimmerman, 2012).

Características	Superficie de flujo libre	Flujo subsuperficial
Exposición a agua residual	Las zonas aeróbicas de agua abierta mejoran la nitrificación biológica y proporcionan hábitat a la vida salvaje.	El agua residual permanece de 2 - 4 in por debajo del medio de superficie, por lo que no existe agua superficial para atraer pájaros acuáticos, poco riesgo de exposición humana y sin cría de mosquitos.
Hidráulica	No es probable el desbordamiento por acumulación de sólidos en la entrada.	La inundación de la superficie ocurrirá en la entrada si hay excesiva acumulación de sólidos.
Estratificación	El medio de enraizamiento de plantas de tierra o de marga arenosa tiene un costo de materiales más bajo que el medio de grava utilizado en los humedales FSS.	El medio de rocas de enraizamiento de plantas debe tener diámetros de 0.25 - 1.5 in y estar relativamente libre de partículas muy pequeñas.
Dimensiones	La proporción de aspecto recomendado (L:W) es de 5:1 a 10:1. La profundidad del agua puede variar de unas cuantas pulgadas en zonas vegetadas a 4 pies en zonas de flujo abierto.	La proporción de aspecto recomendado está en la proporción de 1:1 a 0.25:1. La profundidad de la grava puede ser de 1 a 2 pie.

Los sistemas de flujo subsuperficial en Estados Unidos reciben el nombre de *rock-reed filters*, *microbial rock plant filters*, *vegetated submerged beds*, *marsh beds*, *tule beds* e *hydrobotanical systems*. En Alemania, un tipo de sistema similar que utiliza suelo nativo y juncos se conoce como el método de la zona de raíces. Los sistemas de flujo subsuperficial tienen la ventaja de que se necesitan áreas de tierra menores y evitan los problemas de olores y mosquitos, en comparación con los sistemas de flujo libre. Las desventajas de estos sistemas son el incremento del costo debido al medio de grava y la obstrucción potencial del medio. El tratamiento preliminar necesario para los sistemas de este tipo de humedales consiste en un tratamiento primario.

1.6 Eliminación de materia orgánica y nutrientes en humedales construidos.

En los humedales construidos, la descontaminación se lleva a cabo mediante procesos físicos, químicos y biológicos que incluyen, sedimentación, adsorción, asimilación por las plantas y transformaciones microbianas (Stottmeister et al., 2003). En relación a la materia orgánica, ésta puede estar dividida en particulada y disuelta. La eliminación de la materia orgánica particulada, se produce por filtración, cerca de la entrada de los HSS. En tanto que, la materia orgánica disuelta, es degradada por vías aeróbicas y anaeróbicas. La degradación aeróbica es llevada a cabo por bacterias heterótrofas aeróbicas y se produce cerca de las raíces de las plantas, debido a la disponibilidad de oxígeno allí existente (Aguirre, 2004). Por otro lado, de manera anaeróbica, bacterias fermentativas facultativas crecen originando substratos, que son degradados por microorganismos sulfato reductores y metanogénicos (García y Corzo, 2008; Morales et al., 2013).

Los mecanismos de eliminación, en el caso del nitrógeno, dependen de la forma en que éste se encuentre en el humedal, pudiendo presentarse como nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal (NH_4^+) o nitrógeno oxidado (NO_2^- y NO_3^-) (Aguirre, 2004). La

mayor parte del nitrógeno (60-90%) es eliminado por vía microbiana a través de la nitrificación-desnitrificación (Plaza de los Reyes et al., 2011). No obstante, también se incluyen procesos como la volatilización y adsorción del amonio, los procesos Anammox (por sus sigla del inglés *Anaerobic Ammonium Oxidation*) y la mineralización de nitrógeno orgánico (Vymazal, 2007).

En cuanto a la asimilación por las plantas, esta varía entre 10 y 15%, cuando se tratan aguas residuales domésticas de concentración normal (García et al., 2004). La concentración de NT en el efluente tratado, generalmente es mayor a 10mg/L, lo que corresponde a una eliminación de entre 40 y 60% (Vymazal, 2007; Vera et al., 2011).

En la eliminación del fósforo, los mecanismos bióticos incluyen la asimilación por las plantas y microorganismos. Los abióticos abarcan, la adsorción por el medio granular, precipitación, filtración y sedimentación (Vymazal, 2007; Kadlec y Wallace, 2009). El potencial de eliminación es limitado y está asociado a las propiedades fisicoquímicas e hidrológicas del medio de soporte, ya que el fósforo, es eliminado en hasta un 90% por adsorción (Brix et al., 2001). La incorporación al tejido vegetal, representa entre 5 y 10% de la eliminación de PT (Vymazal, 2007; Wallace y Knight, 2006). En general, la eliminación del fósforo resulta compleja, debido a la escasa movilidad que presentan los compuestos que lo contienen. Así, no suele ser más de 60%, siendo común un valor inferior a 20% y con una concentración efluente de 2 a 12 mg/L.

1.7 Plantas ornamentales utilizadas en humedales construidos

Además de las plantas antes mencionadas, en la actualidad, se ha recomendado la utilización de especies ornamentales para humedales construidos. Esto se debe a que las plantas ornamentales pueden mejorar la infraestructura del sistema de tratamiento, dándole mayor realce estético, y posiblemente otorgar beneficios económicos a la comunidad a través de la producción de flores de corte para su comercialización. Este beneficio económico permitiría recuperar parte de los recursos invertidos en la

construcción y mantenimiento del sistema (Belmont et al., 2004). Así, se ha documentado la utilización de más de 60 especies ornamentales y locales (Vymazal, 2011).

Dentro de las plantas estudiadas en sistemas subsuperficiales se encuentran las siguientes especies:

Zantedeschia aethiopica: de nombre común Cala, es una planta herbácea perenne. Crece en áreas con abundante agua. Se distribuye en todas las regiones subtropicales del mundo, con temperaturas entre 12 y 25 °C, aunque soporta las heladas. Alcanza los 1.5 m de altura y produce de 2 a 3 flores blancas por cada bulbo (Sacoto, 2010).

Canna spp.: denominadas Achiras, son plantas de rizoma corto y robusto que pueden alcanzar los 3m de altura. Se distribuyen a lo largo de regiones subtropicales, desde Estados Unidos hasta Argentina. Se han cultivado para la decoración ya que poseen flores de color rojo oscuro a amarillo (Maas-Van de Kamer y Maas, 2008).

Iris spp.: comúnmente llamadas Lirios, *Iris pseudacorus* (Lirio amarillo), es una de la más utilizadas. Es una hierba perenne de hasta 1.5 m de altura, con un rizoma robusto. Se encuentra en cuerpos de agua de toda Europa, en el Medio Oriente y África norte. Las especies, *Iris versicolor* e *Iris sibirica* también son utilizadas en humedales construidos en América del Norte y en Europa, respectivamente (Vymazal, 2011).

La profundidad de penetración de plantas ornamentales varía entre 10 y 20cm, la que es menor a la de macrófitas como *Phragmites australis*, cuyas raíces pueden llegar hasta 1 m de profundidad. Por otro lado, la altura máxima alcanzada por plantas ornamentales, de entre 1.2 y 3 m, es inferior a la de macrófitas comunes, que varían entre 3 y 5 m. Respecto a la calidad del agua las plantas ornamentales toleran bajas concentraciones de salinidad (<0.5 ppm), en relación a las especies comúnmente utilizadas (<20 ppm).

Considerando que sistemas plantados con *Phragmites spp.*, *Typha spp.*, y *Schoenoplectus spp.*, presentan valores de eliminación promedio entre 30 y 95 % para DBO₅, y entre 10 y 60 % para nutrientes (NT y PT) (Konnerup, 2009, Zurita et al., 2006).

Las especies ornamentales *Zantedeschia aethiopica* (Cala), *Strelitzia reginae* (Ave del paraíso), *Anthurium andraenum* (Flor de flamenco), *Agapanthus africanus* (Agapanto) y *Hemmerocallis dumortieri* (Lirio de día) fueron estudiadas en sistemas HSS y VSS a escala de laboratorio. Al respecto, la eliminación de materia orgánica (DBO₅) y nutrientes (NT y PT) fue superior al 70%. Comparativamente, las especies *Z. aethiopica* y *C. hybrids* mostraron una mejor tasa de crecimiento respecto de las otras tres especies. Lo anterior se manifestó en la producción del número de flores y brotes por planta, siendo más alta la *Z. aethiopica*, con alrededor de 6 brotes y 10 flores producidas. En tanto, *C. hybrids*, produjo hasta 3 flores y 4 brotes por planta (Zurita et al., 2006). Asimismo, en sistemas HSS y VSS a escala piloto que utilizaron tres de estas especies, las eliminaciones promedio fueron de hasta 80, 52 y 50%, para DBO₅, NT y PT, respectivamente (Zurita et al., 2009).

La especie *Z. aethiopica* fue estudiada de forma independiente en sistemas VSS y HSS a escala piloto alimentados con aguas residuales. Los valores efluentes promedio que se obtuvieron fueron de 23, 14 y 4 mg/L para DBO₅, NT y PT, respectivamente. Estos valores son similares a los alcanzados por sistemas con especies comunes y muestran la factibilidad de usar esta especie en los dos tipos de humedales subsuperficiales (Zurita et al., 2008).

Además, se documentó que las especies *Heliconia psittacorum* (Platanillo) y *Canna generalis*, tuvieron un buen desarrollo durante el tratamiento de aguas residuales domésticas también a escala piloto. La eliminación de nutrientes, en sistemas con *Canna generalis*, varió entre 31 y 43 %, y entre 26 y 44 % para NT y PT, respectivamente. En comparación con sistemas de humedales que usaron *H. psittacorum*, que mostraron eficiencias de hasta 22 % para NT y PT, podría concluirse

que la especie *C. generalis* presenta un mejor comportamiento depurativo (Konnerup et al., 2009). Debido a los buenos resultados a escala piloto y laboratorio, existen reportes recientes del uso de especies ornamentales en sistemas de humedales construidos (HS, VSS y HSS) a escala real, obteniéndose como principal ventaja el mejoramiento paisajístico. En este sentido, las macrófitas, *Canna*, *Heliconia* y *Papyrus*, empleadas en estos escalamientos reales, han registrado valores de efluentes de 25 mg/L para DBO₅ y 11 mg/L para PT (Brix et al., 2011).

De igual manera, humedales del tipo VSS a escala real fueron plantados con una mezcla entre especies comunes y ornamentales (*I. pseudacorus*), alcanzando eliminaciones de hasta 20 y 44% para NT y PT, respectivamente (Xie et al., 2011).

La implementación de humedales resulta una necesidad como acción local ligada a las alternativas de solución a problemas ambientales a nivel internacional para lograr la sustentabilidad (Lascurain, 2016).

1.8 Bacterias en humedales artificiales

Se ha encontrado que, las rizobacterias tienen especial relevancia en los humedales construidos y naturales debido a su capacidad para sobrevivir en número suficiente y colonizar satisfactoriamente las raíces de las plantas. Esta capacidad puede ser indicativa éxito y versatilidad para el uso y la interacción con los compuestos presentes en el suelo (Kuiper et al., 2004). Estas características pueden ser utilizadas para mejorar la el rendimiento de los humedales a través de técnicas como la bioaumentación (Tyagi et al., 2011). Estos aspectos pueden provocar el fortalecimiento de esta tecnología y la consecución de mejor uso de los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas (Salgado et al., 2017).

Las bacterias desnitrificantes desempeñan un papel clave en la remoción de nitrógeno y constituyen así un grupo importante en la comunidad microbiana de los humedales.

Durante el proceso de desnitrificación, el nitrato inorgánico (NO_3^-) y Nitrito (NO_2^-) se reducen paso a paso a óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) y nitrógeno gaseoso (N_2) (Zumft, 1992). Las bacterias Anammox (oxidación anaeróbica del amonio) constituyen otro grupo bacteriano, el Planctomycetes, que contribuye a la eliminación del nitrógeno mediante la oxidación del amoniaco en nitrógeno gaseoso utilizando nitrito como aceptor de electrones en condiciones anóxicas (Dong y Reddy, 2010)

En humedales con una tasa de carga orgánica promedio de $4 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y una carga hidráulica de 24.5 mm d^{-1} se ha encontrado que para los períodos de descanso de la celda de humedales producen influencia sobre la abundancia de bacterias oxidantes del amoniaco (AOB) (8 y 3% para los períodos de alimentación y descanso, respectivamente), y bacterias oxidantes de nitritos (NOB) (5 y 2% para los períodos de alimentación y de descanso, respectivamente).

Sin embargo, no hubo influencia de los períodos de descanso en las bacterias desnitrificantes. AOB sólo se identificaron en la capa superior (AOB β - proteobacterias) tanto en los períodos operativos como de descanso. Por otra parte, el NOB (*Nitrospira* y *Nitrospina gracilis*) se identificaron en los períodos de alimentación sólo en la capa superior y durante los períodos de descanso sólo en el intermedio de capa. Se identificaron las bacterias desnitrificantes (*Pseudomonas* spp. Y *Thiobacillus denitrificans*) a partir del intermedio capa hacia abajo, y se mantuvo estable en ambos períodos. Basado en la dinámica bacteriana identificada (Pelissari et al., 2017).

En sistemas para remoción de humedales para a degradación de ibuprofeno (IBP) en los lechos plantados presentan la diversidad de la comunidad bacteriana. En total, 20 *phyla* que comprende 265 géneros fueron identificados. Los *phyla* más predominantes fueron *Firmicutes* (27.6%), *Actinobacteria* (26.0%) y *Proteobacteria* (24,9%). Otros *phyla* dominantes en suelos de humedales fueron *Chloroflexi* (7.3%), *Bacteroidetes* (2.7%), *Synergistetes* (2,1%) y *Acidobacteria* (2.0%). Un perfil distinto de la comunidad bacteriana en los mesocosmos del humedal se observó después del enriquecimiento

de IBP, este aumento en cuanto a la abundancia relativa de *Actinobacteria*, *Bacilli* y *Proteobacteria* a nivel de clase. (Zhang et al., 2016)

1.9 Digestión y Reactores Anaerobios

La digestión anaerobia es una fermentación microbiana en ausencia de oxígeno que da lugar a una mezcla de gases (principalmente metano y dióxido de carbono), conocida como "biogás" y a una suspensión acuosa o "lodo" que contiene los microorganismos responsables de la degradación de la materia orgánica. La materia prima preferentemente utilizada para ser sometida a este tratamiento es cualquier biomasa residual que posea un alto contenido en humedad, como restos de comida, restos de hojas y hierbas al limpiar un jardín o un huerto, residuos ganaderos, lodos de plantas depuradoras de aguas residuales urbanas y aguas residuales domésticas e industriales (Acosta et al., 2005).

El producto principal de la digestión anaerobia es el biogás, mezcla gaseosa de metano (50 a 70%) y dióxido de carbono (30 a 50%), con pequeñas proporciones de otros componentes (nitrógeno, oxígeno, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno), cuya composición depende tanto de la materia prima como del proceso en sí. La cantidad de gas producido es muy variable, aunque generalmente oscila alrededor de los 350 L/kg de sólidos degradables, con un contenido en metano del 70%.

El proceso de degradación anaerobia (Figura 1.3) se lleva a cabo en ausencia de oxígeno. Un gran número de microorganismos que trabajan en serie o en serie-paralelo, degradan la materia orgánica en sucesivas etapas. En la práctica ingenieril se acostumbra a considerar tres etapas para residuos sólidos o lodos (hidrólisis, acidogénesis, metanogénesis) y dos para residuos líquidos (acidogénesis y metanogénesis); el enfoque más novedoso lo constituye el de las cuatro etapas o niveles tróficos hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Jewell, 1987).

- Hidrólisis o licuefacción. En esta etapa los compuestos orgánicos son solubilizados por enzimas excretadas por bacterias hidrolíticas que actúan en el exterior celular por lo que se consideran exoenzimas. La hidrólisis es, por tanto, la conversión de los polímeros en sus respectivos monómeros.
- Acidogénesis. En esta etapa los compuestos orgánicos solubles que comprenden los productos de la hidrólisis son convertidos en ácidos orgánicos tales como acético, propiónico y butírico, fundamentalmente.
- Acetogénesis. Se le conoce también como acidogénesis intermediaria en la cual los productos correspondientes son convertidos en ácido acético, hidrógeno y CO₂.
- Metanogénesis. En esta etapa metabólica el CH₄ es producido a partir del ácido acético o de mezclas de H₂ y CO₂, pudiendo formarse también a partir de otros sustratos tales como ácido fórmico y metanol. El rol de las bacterias metanogénicas se define por el tipo de sustrato disponible.

Existen numerosos reactores biológicos para el tratamiento de aguas residuales. Estos reactores pueden ser clasificados según (Lorenzo y Obaya, 2006):

El proceso bioquímico:

- Proceso Aeróbico (lodos activados, lagunas de maduración, filtros biológicos, lagunas de alta velocidad).
- Proceso Anaeróbico (lagunas anaeróbicas, reactores anaeróbicos tipo UASB *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).
- Proceso Facultativo (lagunas facultativas, algunos tipos de humedales artificiales *wetlands*, reservorios de aguas residuales).

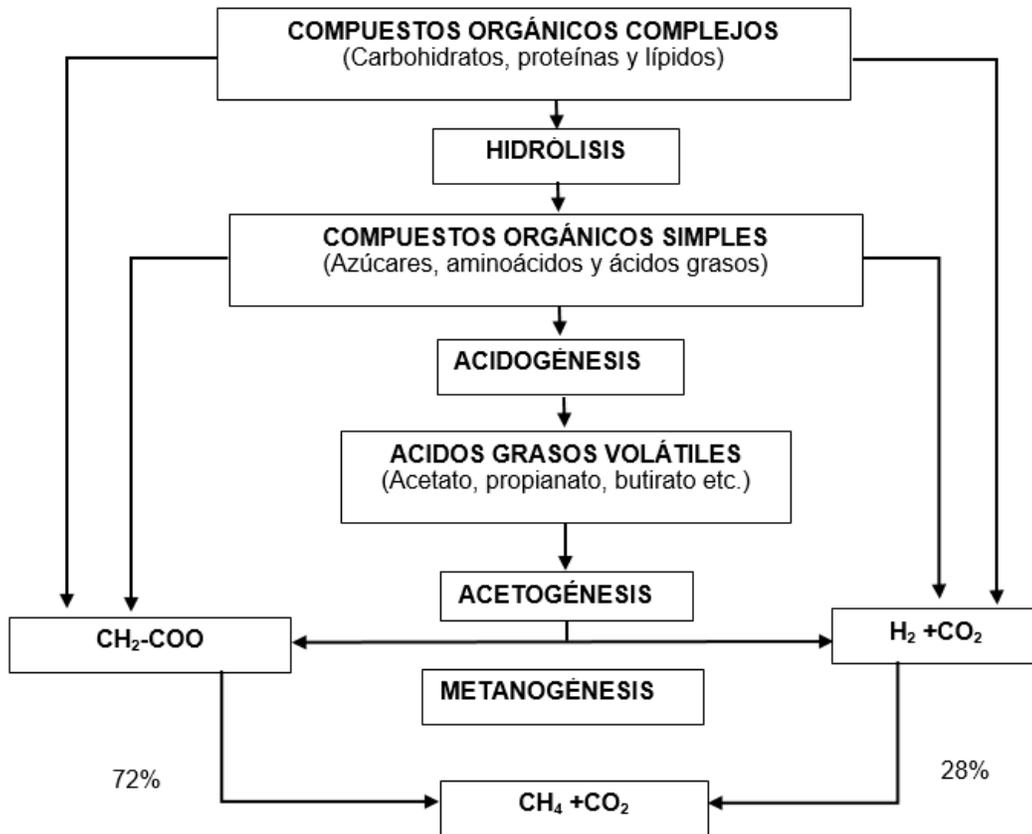


Figura 1.3 Etapas de la digestión anaerobia (Pavlostathis y Gómez, 1991)

La intensidad del proceso:

- Reactores Intensivos (ejemplos, lodos activados, reactores anaeróbicos tipo UASB, filtros biológicos de alta velocidad).
- Reactores Super-Intensivos (ejemplos, reactores de membrana, lodos activados combinados con biomasa fija).
- Reactores Extensivos (ejemplos, lagunas de estabilización, reservorios de aguas residuales, *SAT-Soil Aquifer Treatment*, humedales artificiales, lagunas de macrófitas).

- Reactores Semi-intensivos (ejemplos, lagunas anaeróbicas, lagunas airadas de baja energía, filtros biológicos de baja tasa, lagunas de alta tasa).

El régimen operacional:

- Reactores de flujo continuo (ejemplos, lodos activados de flujo continuo, reactores anaeróbicos tipo UASB, filtros biológicos, lagunas de estabilización, humedales artificiales, lagunas de macrófitas).
- Reactores batch secuenciales (ejemplos, lodos activados secuenciales, reservorios de aguas residuales secuenciales).
- Reactores por pulsos (ejemplos, algunos tipos de humedales artificiales de flujo vertical, filtros de arena intermitentes).
- Reactores de mezcla completa y en flujo de pistón.

Las características de la biomasa:

- Reactores con biomasa suspendida (ejemplos, lodos activados, reactores anaeróbicos tipo UASB, lagunas de estabilización, lagunas aireadas).
- Reactores con biomasa fija (o biofilms) (ejemplos, filtros biológicos, humedales artificiales, lagunas de macrófitas, filtros de rocas).
- Reactores con biomasa combinada.

Dependiendo de las sustancias que conformen el residual (orgánicas e inorgánicas) así será su biodegradación anaerobia. Por ejemplo, se ha demostrado que en general, mientras más complejo es el residual, más ácidos grasos volátiles (AGV) se producen y al final, el rendimiento de CH_4 es mayor (Montalvo, 2000)

Los reactores de digestión anaerobia se pueden clasificar de acuerdo a sus funciones y capacidades, el reactor más sencillo operacionalmente y por su diseño es el reactor de mezcla completa o CSTR por sus siglas en inglés (Campos et al., 2012).

1.9.1 Reactor de lecho fluidizado

En este tipo de dispositivos, las colonias bacterianas se encuentran fijas formando una biopelícula adherida a partículas pequeñas de material inerte de soporte, las cuales se encuentran en fluidización mediante un flujo ascendente adecuado al fluido. Cabe mencionar que, para mantener el caudal y evitar el desplazamiento del soporte colonizado a la salida del reactor se recurre a la recirculación, lo cual mejora y asegura una correcta fluidización y expansión del lecho.

1.9.2 Sistemas híbridos

Se refiere a la combinación de características operacionales o de diseño de los diferentes reactores descritos o modificados que existan en bibliografía. Por otro lado, se han realizado diseños de reactores con retención de biomasa híbridos, en los cuáles la parte baja de éste se comporta como un UASB y la parte superior como un filtro.

1.9.3 Sistemas de dos etapas

Consisten en un reactor con un elevado tiempo de retención, el cual favorece la etapa de la hidrólisis en la digestión anaerobia, seguido de un reactor de bajo tiempo de retención que digiere la materia orgánica disuelta y los ácidos producidos en la primera etapa. Si la primera etapa consiste en un reactor discontinuo, el líquido tratado en la segunda es el obtenido por percolación en la primera una vez recirculado el efluente de la segunda. Este sistema permite mantener fácilmente la temperatura en el reactor discontinuo, controlando la temperatura del efluente del segundo reactor. Ha sido aplicado con éxito para tratar residuos sólidos cuya etapa limitante es la hidrólisis: frutas, verduras, residuos sólidos urbanos, de ganado vacuno, etc. (Campos *et al.*, 2012).

1.9.4 Sistemas de dos fases

A diferencia de los sistemas de dos etapas, la separación de fases se refiere a mantener dos reactores en serie, en los cuáles se realizan, respectivamente, las fases de acidogénesis y metanogénesis, y su objetivo es conseguir un tiempo de retención global inferior al correspondiente a un único reactor de mezcla completa. La separación es de tipo cinético, controlando el tiempo de retención de cada reactor, el cuál será inferior en el primero, debido a las más altas tasas de crecimiento de las bacterias acidogénicas. Este tipo de sistema ha sido aplicado con éxito a la digestión de residuos con alta concentración de azúcares y bajo contenido en sólidos, pero no para residuos con fibras y, en general, sustratos complejos cuyo limitante es la hidrólisis (Campos *et al.*, 2012).

1.10 Residuos

Los residuos se definen en la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) como aquellos materiales o productos cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentran en estado sólido o semisólido, líquido o gaseoso y que se contienen en recipientes o depósitos; pueden ser susceptibles de ser valorizados o requieren sujetarse a tratamiento o disposición final conforme a lo dispuesto en la misma Ley (DOF, 2003). En función de sus características y orígenes, se les clasifica en tres grandes grupos: residuos sólidos urbanos (RSU), residuos de manejo especial (RME) y residuos peligrosos (RP).

El desarrollo económico, la industrialización y la implantación de modelos económicos que conllevan al aumento sostenido del consumo, han impactado significativamente el volumen y la composición de los residuos producidos por las sociedades del mundo. Las consecuencias ambientales de la inadecuada disposición de los residuos pueden ser negativas para la salud de las personas y de los ecosistemas naturales (SEMARNAT, 2015).

1.10.1 Residuos sólidos urbanos (RSU)

Los residuos sólidos urbanos son los que se generan en las casas habitación como resultado de la eliminación de los materiales que se utilizan en las actividades domésticas (p. e., de los productos de consumo y sus envases, embalajes o empaques) o los que provienen también de cualquier otra actividad que se desarrolla dentro de los establecimientos o en la vía pública, con características domiciliarias, y los resultantes de las vías y lugares públicos siempre que no sean considerados como residuos de otra índole (DOF, 2003).

1.10.2 Impactos de la generación de residuos

Generación de contaminantes y gases de efecto invernadero: la descomposición de los residuos orgánicos produce biogases que resultan desagradables no sólo por los olores que generan, sino que pueden ser peligrosos debido a su toxicidad o por su explosividad. Algunos de ellos son también gases de efecto invernadero que contribuyen al cambio climático global. Entre estos gases destacan el bióxido y monóxido de carbono (CO_2 y CO , respectivamente), metano (CH_4), ácido sulfhídrico (H_2S) y compuestos orgánicos volátiles (acetona, benceno, estireno, tolueno y tricloroetileno).

Contaminación de los suelos y cuerpos de agua: la descomposición de los residuos y su contacto con el agua puede generar lixiviados (es decir, líquidos que se forman por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales) que contienen, en forma disuelta o en suspensión, sustancias que se infiltran en los suelos o escurren fuera de los sitios de depósito. Los lixiviados pueden contaminar los suelos y los cuerpos de agua, provocando su deterioro y representando un riesgo para la salud humana y de los demás organismos.

Proliferación de fauna nociva y transmisión de enfermedades: los residuos orgánicos que se disponen atraen a un numeroso grupo de especies de insectos, aves y mamíferos que pueden transformarse en vectores de enfermedades peligrosas como la peste bubónica, tifus murino, salmonelosis, cólera, leishmaniasis, amebiasis, disentería, toxoplasmosis, dengue y fiebre amarilla, entre otras.

1.10.3 Generación de RSU

La estimación acerca de la generación de Residuos sólidos urbanos (RSU) a nivel nacional, presenta un déficit por no referirse a una medición directa de los residuos producidos. Estos RSU son calculados por la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL) en base a lo estableció en la norma NMX-AA-61-1985 sobre la determinación de la Generación de Residuos sólidos; la cual presenta que para el año 2011 se generaron cerca de 41 millones de toneladas, es decir aproximadamente 112.5 mil toneladas diarias.

La generación de RSU se ha incrementado notablemente en los últimos años; tan sólo entre los años 2003 y 2011 creció 25%, como resultado principalmente del crecimiento urbano, el desarrollo industrial, las modificaciones tecnológicas, el gasto de la población.

Si se analiza la evolución de la generación de RSU por región, las regiones que más incrementaron su generación entre 1997 y 2011 fueron: Frontera Norte (20.7%), Centro (49%), Sur (44%) y ciudad de México; antes Distrito federal (19%) como se muestra en la Figura 1.4.

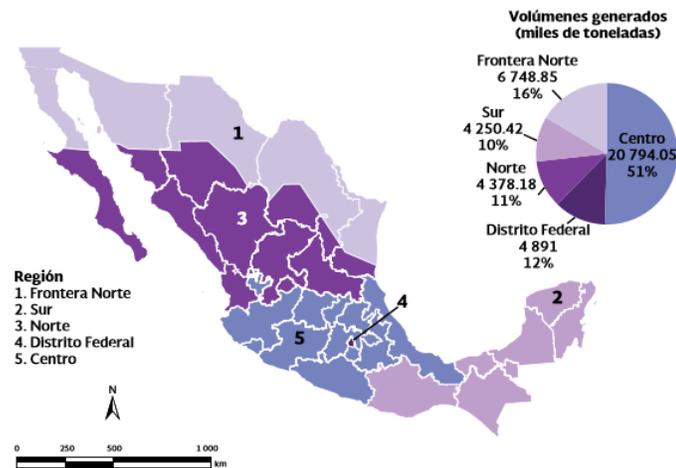


Figura 1.4 Generación de Residuos Sólidos Urbanos por región.

Fuente: Dirección General de Equipamiento e Infraestructura en Zonas Urbano-Marginadas, (Sedesol. México. 2012)

Por entidad federativa, las que generaron los mayores volúmenes de RSU en 2011 fueron el estado de México (16% del total nacional), Ciudad de México (12%), Jalisco (7%), Veracruz (5.5%) y Nuevo León (5%), mientras que las que registraron los menores volúmenes fueron Nayarit y Tlaxcala (cada una con 0.8%), Baja California Sur y Campeche (cada una con 0.6%) y Colima (0.5%) (Figura 1.5).

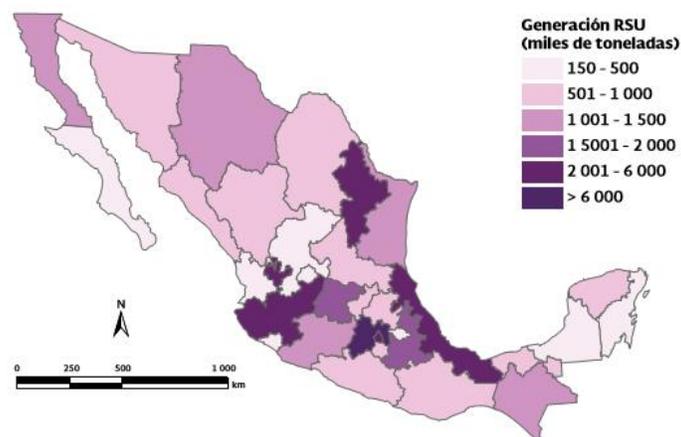


Figura 1.5 Generación de RSU por entidad federativa

Fuente: Dirección General de Equipamiento e Infraestructura en Zonas Urbano-Marginadas (Sedesol. México. 2012).

1.10.4 Composición de los RSU en México

En México, el sistema integral de residuos urbanos (RSU) es un tema nuevo y que empieza a ser de interés para muchos sectores, así como su aplicación correcta y funcional de los planes del sistema, debido a la fuerte cantidad de desechos producidos a nivel nacional; El Plan Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2007-2012 presentado por la SEMARNAT establece que, la generación de RSU en el país se estima en 94,800 toneladas diarias, equivalentes a 35.3 millones de toneladas anuales, con una composición aproximada de un 53% de residuos orgánicos y de la fracción inorgánica, 28% potencialmente reciclables y 19% residuos no aprovechables (Figura 1.6).

La recolección de residuos no es absoluta puesto a que la tecnificación de los métodos y el nivel de educación en materia de la deposición y separación de residuos, es por ello que en México solo se recolecta el 87% de los residuos generados de los cuales el 64 % se envía a 88 rellenos sanitarios y 21 sitios controlados, y el resto se deposita en tiraderos a cielo abierto o sitios sin control.

La disposición final de los residuos sólidos es la última etapa del Sistema de Aseo Urbano de cualquier ciudad y está íntimamente relacionada con la preservación del ambiente, así como con la salud de la población, por lo que se le debe tratar y controlar mediante un sistema adecuado que minimice los impactos negativos hacia el entorno ecológico. La infraestructura para dar un manejo adecuado a los residuos sólidos urbanos y de manejo especial peligrosos es aún insuficiente



Figura 1.6 Composición de los RSU en México

Fuente: Dirección General de Equipamiento e Infraestructura en Zonas Urbano-Marginadas (Sedesol. México. 2012).

Ante este panorama surge la necesidad de cubrir un rubro de vital importancia para consolidar los esfuerzos aplicados a la implementación de los sistemas de relleno sanitario, tal como la capacitación y formación de los recursos humanos que satisfagan la demanda de personal con un perfil mínimo de conocimientos que aseguren el óptimo funcionamiento de los sistemas de relleno sanitario, tal como el aprovechamiento máximo del espacio disponible, la minimización de los posibles efectos negativos hacia el ambiente y la salud de la población y la seguridad de los mismos operadores

En México el manejo y disposición de los residuos sólidos urbanos representa un gran reto ambiental, pues se calcula que apenas el 35% de los rellenos sanitarios bajo supervisión municipal cumplen con las normas ambientales, tanto de operación como de construcción de un relleno sanitario, de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 que define las especificaciones para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial.

CAPÍTULO 2
MATERIALES Y MÉTODOS

CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS

En la Figura siguiente se describe el diagrama de la metodología general seguida en este estudio.

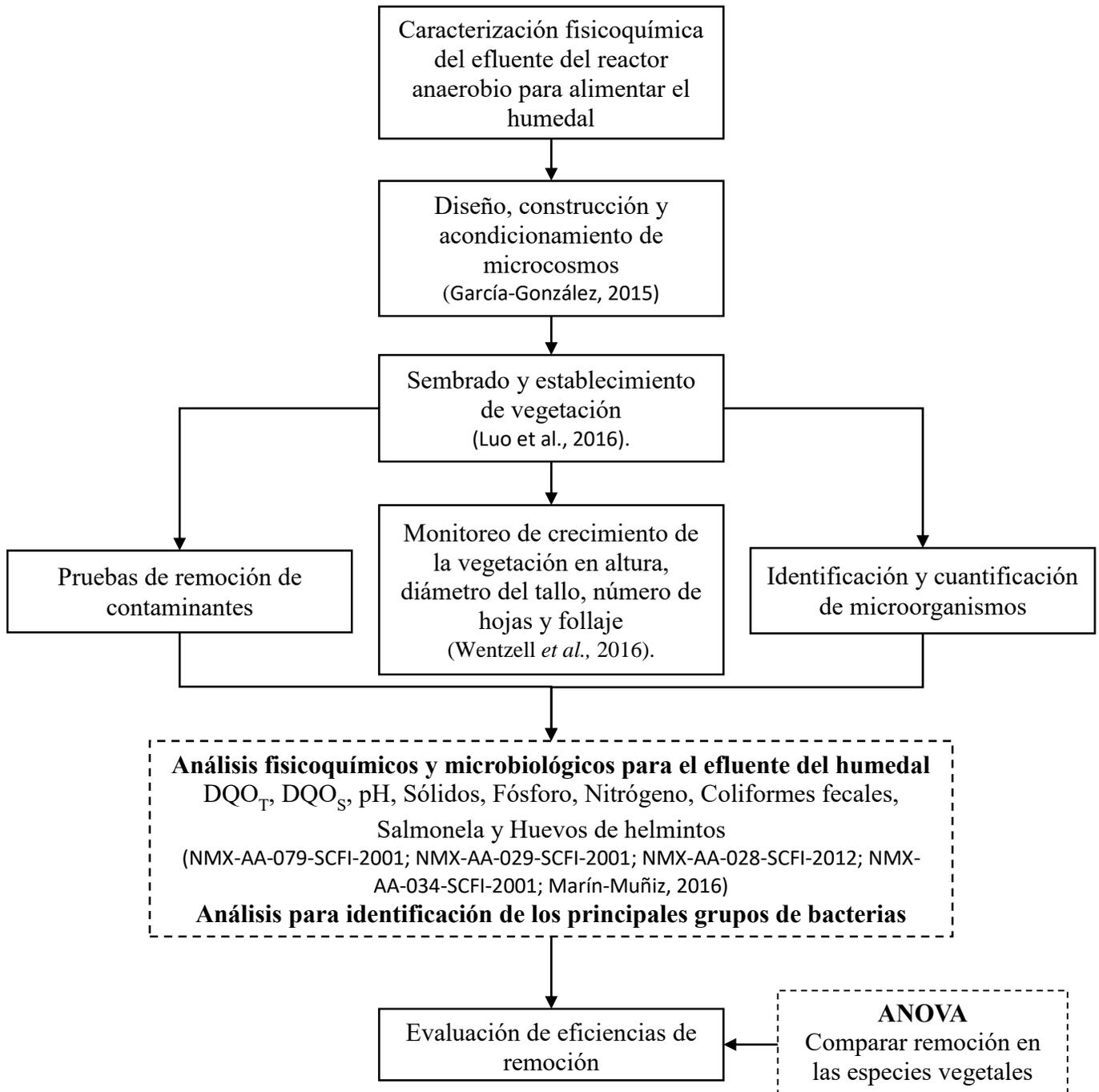


Figura 2.1 Diagrama de la metodología experimental

2.1 Características del sistema

El estudio se llevó a cabo en las instalaciones del Instituto Tecnológico de Orizaba, a un costado de la planta piloto para el tratamiento de residuos sólidos, ubicado en el municipio de Orizaba Veracruz, México (18°51'N 97°06'O), en la región de las altas montañas con altitud de 2351 msnm, con clima templado-húmedo durante todo el año, alcanzando una precipitación anual total de 2237.9 mm con 179.5 días de precipitación (≥ 0.1 mm) de acuerdo al Servicio Meteorológico Nacional, con una temperatura promedio anual de 18.8°C.

2.2 Construcción de celdas de HA

La construcción de los humedales artificiales se realizó en escala microcosmo, por lo cual se construyeron unidades experimentales individuales, simulando sistemas de flujo subsuperficial con alimentación vertical, en celdas de acrílico rectangulares con dimensiones de 45 cm largo, 20 cm ancho y 20 cm de altura con capacidad neta de 30 L.

Se construyeron un total de 18 celdas (Figura 2.2), donde, a una altura de 3 cm de la parte inferior exterior del lado más angosto se adaptara una tubería con dos codos en forma de "S", para terminar a una altura de 10 cm con tubería de 3/4". Por otro lado, 54 sacos de malla plástica resistente al agua de 15 cm de alto por 10 cm de diámetro rellenas con el material de soporte correspondiente; estos sacos fueron los que se extrajeron para el análisis de identificación de grupos bacterianos.

2.3 Montaje de celdas de HA

Se llenaron 9 celdas con 3 sacos de soporte, la puzolana roja como material de soporte de 10-25 mm de diámetro a una altura de 10 cm, esta roca es de superficie porosa, de baja dureza y baja densidad (Zurita y White, 2014) insertando una sonda de 20 cm de

largo de diámetro 3/4” con perforaciones aleatorias, la cual fungió como vía para mediciones *in situ*. El sembrado de la vegetación se hizo a 5 cm de profundidad desde la superficie, y el número de ejemplares se realizara como se muestra en la Tabla 2.1, del mismo modo con las nueve celdas restantes con material de polietileno+grava.

Tabla 2.1 Distribución de ejemplares por especie en los HAFS

Celda	Soporte	Especie	Ejemplares por especie
1	Tezontle	<i>Hippeastrum</i>	1
2	Tezontle	<i>Hippeastrum</i>	1
3	Tezontle	<i>Spathiphyllum</i>	1
4	Tezontle	<i>Spathiphyllum</i>	1
5	Tezontle	<i>Hippeastrum/Spathiphyllum</i>	1
6	Tezontle	<i>Hippeastrum/Spathiphyllum</i>	1
7	Tezontle	<i>Hippeastrum/Spathiphyllum</i>	2
8	Tezontle	<i>Hippeastrum/Spathiphyllum</i>	2
9	Tezontle	-	-

Con las otras 9 celdas se repitió el método, sustituyendo la puzolana por trozos de polietileno (Poliflex comercial) con el objetivo de crear un ambiente propicio para el desarrollo de comunidades bacterianas, gracias a los canales que conforman el corrugado del material. El montaje final de la celda se puede observar en la Figura siguiente.

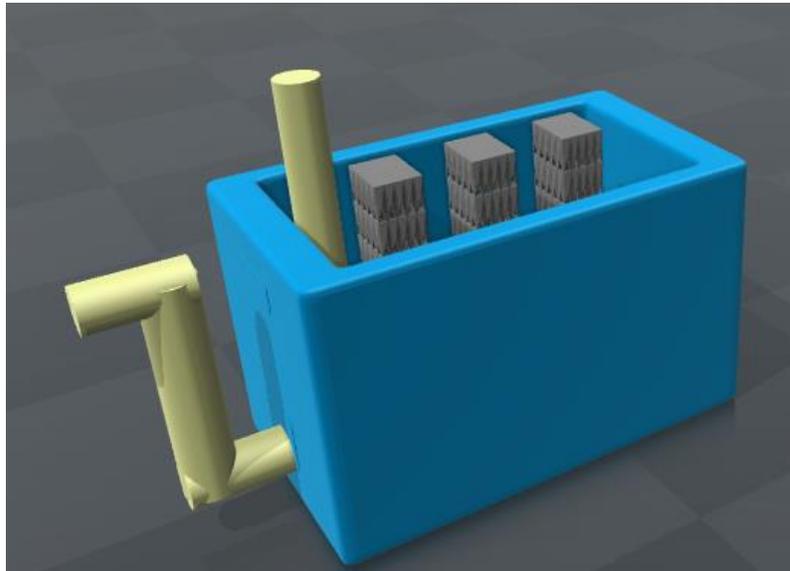


Figura 2.2 Diseño de celda individual

2.4 Alimentación de reactores anaerobios

Los RSU se obtuvieron del Mercado Municipal Emiliano Zapata de la ciudad de Orizaba Veracruz, donde en su mayor parte consistían en frutas y verduras. Dichos residuos se separaron manualmente para quitar material inorgánico y componentes fibrosos o lignocelulosicos no útiles, y realizar la reducción preliminar de tamaño para evitar daños a la trituradora.

Posteriormente se realizó la trituración en un molino triturador de cuchillas con tornillo transportador marca VEYCO modelo MCV 320 con una capacidad máxima de 100 Kg/h solubilizando la mezcla resultante con agua a 50-50. La mezcla se filtró con mallas de calibre de hasta 2 mm para almacenar la fracción líquida y alimentar el reactor de hidrólisis (RH) y posteriormente los reactores EGSB (reactores de manto de lodo granular expandido) y RLF (reactor de lecho fluidizado inverso) como se muestra en la Figura 2.3.

Se tomaron 350L de la fracción líquida para alimentación del RH con TRH de 24 horas para la etapa de hidrólisis, posteriormente se colectaban 200L para alimentación del EGSB y 150L al RLFI.

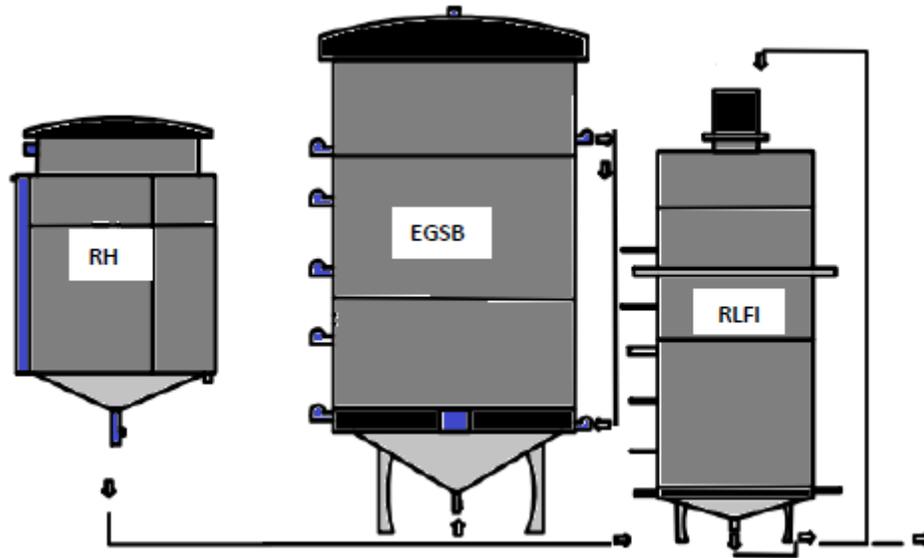


Figura 2.3 Diagrama de los reactores (RH-EGSB-RLFI)

2.5 Parámetros fisicoquímicos

La medición de los siguientes parámetros se realizó para la caracterización de la alimentación y salida del sistema.

2.5.1 Determinación de pH

Se determinó el pH por el método potenciométrico 4500-H⁺B de *Standard Methods* del efluente de los reactores RH-EGSB-RLFI para la alimentación del sistema de HA, dentro y a la salida de cada celda, además de la medición en la mezcla del sistema con las 18 celdas.

2.5.2 Determinación de DQOs y DQO_T

Estas determinaciones se efectuaron mediante el método colorimétrico 5220 de los Standard Methods donde se calcula el porcentaje de remoción como lo marca la Ecuación 2.1

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

2.5.3 Determinación de ST y STV

Se determinaron Sólidos Totales (ST) y Sólidos Totales Volátiles (STV) por el método gravimétrico de acuerdo a la Norma NMX-AA-034-SCFI-2001), el porcentaje de remoción de ST se calculó con la Ecuación 2.2 y los STV con la Ecuación 2.3.

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

$$\% \text{ Remoción STV} = \frac{STV_{Entrada} - STV_{Salida}}{STV_{Entrada}} * 100 \quad (2.3)$$

2.5.4 Carga Volumétrica Aplicada (CVA)

La CVA se controló a la entrada del sistema de tratamiento en los HC debido a que fuertes cambios en la concentración de materia a la entrada, podría provocar la muerte de las plantas o colonias de bacterias en formación; esta se calcula con los datos de volumen útil, volumen de alimentación y la concentración de la materia orgánica del parámetro de DQOs como se muestra en la Ecuación 2.4.

$$CVA = \frac{\text{Volumen de alimentación } \left(\frac{L}{d}\right) * DQO_T \left(\frac{g}{L}\right)}{\text{Volumen util (L)}} = \frac{gDQO_T}{L} * d \quad (2.4)$$

2.5.5 Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)

El TRH es un parámetro que describe el tiempo promedio que el sustrato permanece en el interior del sistema, este parámetro es importante, debido a que, durante este tiempo se realiza la remoción de residuos orgánicos y absorción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en la celdas de HA. Este se calculó mediante la Ecuación 2.5.

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

2.5.6 Nitrógeno total (NT)

Las determinaciones para la concentración de nitrógeno presente en la alimentación del sistema y a la salida de los HA se realizaron mediante el método estandarizado HACH 10071 con un rango de medición de 0.5-25.0 mg/L N mediante la digestión de persulfato y lectura con espectrofotómetro.

2.5.7 Fósforo Total (FT)

Las mediciones para fósforo total se llevaron a cabo mediante el método estándar 8180 HACH de bajo rango con 0.06-5.00 mg/L PO₄ con lectura y determinación en espectrofotómetro debido a las condiciones de HA.

2.5.8 Control y modificación de parámetros del sistema de HA

Debido a que este tipo de sistemas no ha sido estudiado anteriormente, y por falta de datos de alimentación además de cargas soportadas por el sistema, se efectuaron modificaciones al flujo de alimentación y carga volumétrica aplicada hasta alcanzar la estabilidad del proceso sin dañar las especies vegetales y así mantener el proceso controlado garantizando la fiabilidad del mismo. Por lo anterior se estableció el siguiente diagrama de proceso.

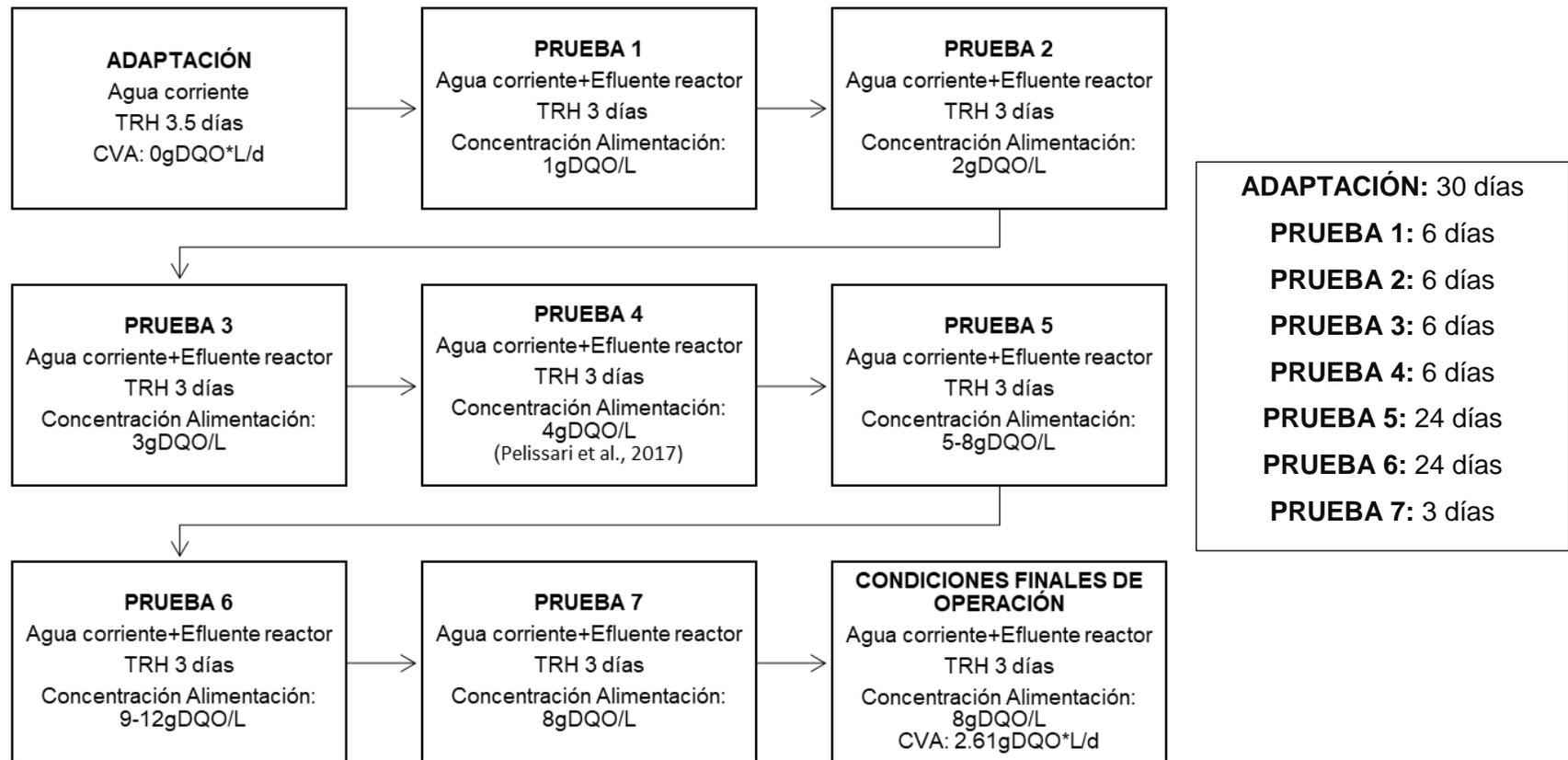


Figura 2.4 Diagrama de operación de HA

2.6 Datos biométricos de la vegetación y condiciones ambientales

Para el análisis estadístico sobre el desarrollo vegetal y su relación con la remoción de contaminantes orgánicos se realizó la medición biométrica como se muestra a continuación en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2 Frecuencia de medición de parámetros generales para vegetación

Parámetro	Frecuencia de medición
Hojas (Número, ancho y largo)	15 días
Diámetro de tallo	15 días
Número de hojas y plantas muertas	15 días
Número de brotes	15 días
Humedad del ambiente	3 veces al día
Intensidad lumínica del lugar	3 veces al día
Temperatura ambiente	3 veces al día

Las mediciones diarias se verificaron en tres horarios diferentes:

- Salida de Sol 7:00 horas
- Medio día 12:00 horas
- Puesta de Sol 18:00 horas

2.6.1 Biomasa

La determinación de biomasa fue determinada mediante el procedimiento de biomasa no destructiva de acuerdo a Sandoval-Herazo (2017) y Pottier y Jabot (2017). En el cual se realizó la medición de vegetación considerando tres mediciones biométricas para estimar el volumen mínimo de la planta: altura máxima, circunferencia basal, y circunferencia a media altura.

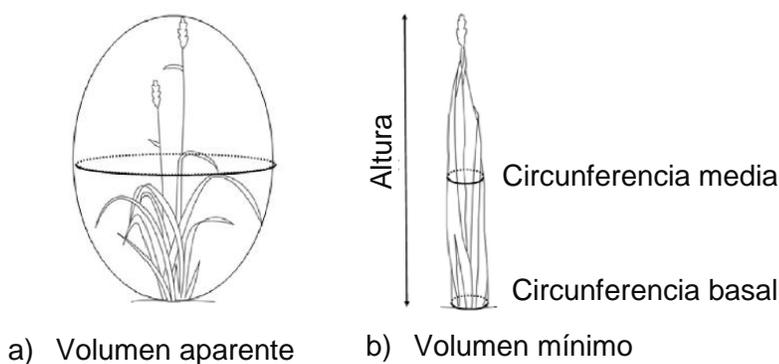


Figura 2.5 Mediciones biométricas a considerar

2.7 Determinación de bacterias presentes en HA

Para este análisis se efectuaron conteos de biomasa bacteriana en medios selectivos y así conocer qué tipo de bacterias conforman la diversidad bacteriológica en esta configuración de humedales artificiales. Las muestras se procesaron empleando el método de dilución en placa, colocando 10g de muestra en 90ml de solución de fosfatos (KH_2PO_4) para inhibir el desarrollo de las bacterias (dilución 10^{-1}), posteriormente se tomará 1 ml de la dilución 10^{-1} y se colocaron en un tubo con 9 ml de la solución de fosfatos, hasta obtener las diluciones 10^{-2} y 10^{-3} , debido a que se desconoce un parámetro de biomasa bacteriana y no será necesario realizar mayor número de diluciones como en otros métodos hasta 10^{-9} . Seguido de esto; se colectaron 100 μl de cada dilución para colocarlos en cajas Petri que contengan medio de cultivo Agar Nutritivo, para realizar el primer conteo de unidades formadoras de colonias (UFC) por lo cual se inocularon tres repeticiones por dilución y se procedió a incubar a 30°C durante 72 horas. Una vez transcurrido el periodo de incubación se continuó con el conteo del número total de UFC de cada caja. En base a las características morfológicas macroscópicas se estimó el número total de cepas diferentes obtenidas de cada muestra. Posterior a esto, se realizó el mismo procedimiento pero en medios selectivos para bacterias Fijadoras de Nitrógeno (ELMARC) y Solubilizadoras de Fósforo (SRSM) identificando y cuantificando los principales grupos de microorganismos que intervienen en el proceso.

CAPÍTULO 3

RESULTADOS

CAPÍTULO 3. RESULTADOS

3.1 Sistema de humedales

Los HA se establecieron en el área anexa a la planta de tratamiento de residuos sólidos municipales del Instituto Tecnológico de Orizaba en el vivero bajo sombra, donde se construyeron bases metálicas para las celdas de los humedales para evitar la colonización de insectos y la depredación de plantas las plantas sembradas en estas condiciones.

Las celdas construidas como se establece en el apartado 2.3 se muestran en la imagen 3.1., en la cual se aprecia el recipiente recolector de efluente por desbordamiento gracias a la tubería en “s” de CPVC, la toma de muestra de efluente individual se realiza por el orificio de la tapa del colector de salida.



Figura 3.1 Ceda de humedal artificial

Se instalaron y sembraron las 8 celdas para el soporte de tezontle y la celda de control sin planta, mientras las 9 restantes se realizaron con la mezcla de tezontle y polietileno.

El sembrado de las celdas de humedales con monocultivos y policultivos para su posterior comparación se realizó conforme a la Tabla siguiente para ambos soportes con las especies *Hippeastrum* y *Spathiphyllum* a 5 cm de profundidad desde la superficie.

Tabla 3.1 Establecimiento de especies vegetales en celdas de HA

Celda	Soporte	Especie	Ejemplares por especie	Total de ejemplares
1T	Tezontle rojo	<i>Hippeastrum</i>	1	1
2T	Tezontle rojo	<i>Hippeastrum</i>	1	1
3T	Tezontle rojo	<i>Spathiphyllum</i>	1	1
4T	Tezontle rojo	<i>Spathiphyllum</i>	1	1
5T	Tezontle rojo	<i>Hippeastrum/Spathiphyllum</i>	1	2
6T	Tezontle rojo	<i>Hippeastrum/Spathiphyllum</i>	1	2
7T	Tezontle rojo	<i>Hippeastrum/Spathiphyllum</i>	2	4
8T	Tezontle rojo	<i>Hippeastrum/Spathiphyllum</i>	2	4
9T	Tezontle rojo	-	-	-

A continuación se muestra en las Figuras 3.2 y 3.3 las características de la celda y su identificación.



Figura 3.2 Celda con tubería para sondas



Figura 3.3 Identificación de tallo y hojas

Para el almacenamiento de alimentación se instaló un tanque con capacidad de 200 litros con una válvula que distribuye a través de dos tuberías el flujo al sistema. De igual forma se instalaron accesorios de venoclisis para regular el flujo de acuerdo al TRH indicado, como se muestra en las Figuras 3.4 y 3.5.



Figura 3.4 Reguladores de flujo individuales



Figura 3.5 Tanque y válvulas de distribución

Debido a la necesidad de comparar el desarrollo de vegetación en plantas sembradas bajo estas condiciones contra plantas sembradas en sustrato orgánico natural (suelo) se sembraron 2 ejemplares de cada especie en la misma área de estudio, como se muestra en la Figura 3.6.



Figura 3.6 Ejemplares en sustrato natural



Figura 3.7 Colectores y válvulas de salida

En las Figura 3.7 se observan los colectores y su válvula de salida de efluente, por otro lado, en la Figura 3.8 se presentan los controles sin planta de ambos sustratos. En la Figura 3.9 se observa como todas las celdas tienen una misma salida, la cual facilita la descarga del sistema.



Figura 3.8 Celdas control sin planta



Figura 3.9 Tubería de salida de efluente

Por último en la Figura 3.10 se presenta el sistema de HA instalados con las 18 celdas y el tanque de distribución. La selección del lugar de estudio se llevó a cabo por la cercanía de los reactores que tratan residuos orgánicos y su facilidad de adaptación para alimentar el efluente de dichos reactores al sistema de humedales.



Figura 3.10 Sistema de humedales artificiales

El periodo de adaptación de las plantas sembradas en sustrato natural a condiciones de humedales se realizó sembrando las especies en las celdas, y durante 15 días alimentadas sólo con agua, posteriormente se varió la concentración de efluente a 1 g/L DQO durante 3 días, posteriormente se realizó el aumento de concentración del efluente a 2 g/L DQO como se indica en el apartado 2.5.8, así sucesivamente hasta alcanzar una concentración de 4 g/L DQO establecida para HA (Pelissari et al., 2017).

Sin embargo se trabajó a una concentración de 8 g/L debido a que el efluente de los reactores al final del proceso ronda esta concentración buscando que el proceso se escale al efluente total de una planta piloto de tratamiento.

Completando 90 días de operación el sistema presentó valores oscilantes entre el 70 y 75%, donde los monocultivos obtuvieron las eficiencias más bajas en comparación con los policultivos de ambas especies vegetales, tal y como se muestra en la Tabla 3.2 y 3.3.

Tabla 3.2 Valores de DQO y remociones en periodo de 90 días en tezontle

Celda	DQO	DQO	%
	Entrada (mg/L)	Salida (mg/L)	
	TOTAL	TOTAL	Remoción
1T	1047	315	69.9
2T	1047	312	70.1
3T	1047	275.7	73.6
4T	1047	275	73.7
5T	1047	256	75.5
6T	1047	255	75.6
7T	1047	248.6	76.2
8T	1047	251.4	75.9
9T	1047	260	75.1

Tabla 3.3 Valores de DQO y remociones en periodo de 90 días en tezontle y polietileno

Celda	DQO	DQO	%
	Entrada (mg/L)	Salida (mg/L)	
	TOTAL	TOTAL	Remoción
1P	1047	360	65.6
2P	1047	356	65.9
3P	1047	351	66.4
4P	1047	348	66.7
5P	1047	346.5	66.8
6P	1047	347	66.8
7P	1047	306.9	70.6
8P	1047	302.4	71.1
9P	1047	327.5	68.7

De acuerdo con los datos obtenidos, las celdas 5T y 8T con su réplica presentaron las mayores remociones con un 75 % debido a los 4 ejemplares en total que se presentan en cada celda, por otra parte para las celdas con la mezcla de polietileno los mejores resultados se obtuvieron en las celdas 7P y su réplica, de igual modo, donde se tienen 4 ejemplares.

Los valores promedio de los factores ambientales durante el proceso de adaptación se muestran en la Tabla 3.4

Tabla 3.4 Valores medios de parámetros ambientales en el sistema

Parámetro	Valor promedio
Temperatura ambiente	23 °C
Temperatura de alimentación	25 °C
Temperatura interna de celda	21 °C
Temperatura de efluente	23 °C
Humedad del ambiente	70 %
Intensidad lumínica captada del sistema	3000 luxes al medio día

En cuanto al monitoreo del crecimiento de la vegetación se presenta en las Tablas 3.5 y 3.6 donde se muestran el número de ejemplares por especie en cada celda, longitud y ancho de hoja, número de brotes y muertes, por otra parte en las Tablas 3.7 y 3.8 se muestran los resultados obtenidos después de 30 días de operación a concentraciones de 1 gDQO/L.

Tabla 3.5 Monitoreo de vegetación inicial en periodo de adaptación 30 días

Celda	Especie	Ejemplar por especie	Longitud de hoja		Ancho de hoja		Total de hojas	
			máximo	mínimo	máximo	mínimo	muertes	brotes
1P	<i>Spathiphyllum</i>	1	20	8	5	1.5	1	1
2P	<i>Spathiphyllum</i>	1	19	13	5	4.5	1	1
3P	<i>Hippeastrum</i>	1	27	12	3	3	2	1
4P	<i>Hippeastrum</i>	1	19	19	4	2	1	1
5P	<i>Hippeastrum</i>	1	31	19	3.5	2.5	3	1
	<i>Spathiphyllum</i>	1	23.2	9	6	3	2	2
6P	<i>Hippeastrum</i>	1	35.5	24	3.5	3.5	0	5
	<i>Spathiphyllum</i>	1	14	11	4	4	1	3
7P	<i>Hippeastrum</i>	2	40	30	4	5	2	2
	<i>Spathiphyllum</i>	2	14	6	5	3.5	2	3
8P	<i>Hippeastrum</i>	2	7	7	3.5	3.5	2	6
	<i>Spathiphyllum</i>	2	17	12	6	3.5	3	6

Tabla 3.6 Monitoreo de vegetación inicial en periodo de adaptación 30 días con polietileno

Celda	Especie	Ejemplar por especie	Longitud de hoja		Ancho de hoja		Total de hojas	
			máximo	mínimo	máximo	mínimo	muertes	brotes
1P	<i>Spathiphyllum</i>	1	23	16.5	7	5.5	3	3
2P	<i>Spathiphyllum</i>	1	17	12	4.5	3	1	1
3P	<i>Hippeastrum</i>	1	35	34	3	3	2	2
4P	<i>Hippeastrum</i>	1	32	19	3	3	1	5
5P	<i>Hippeastrum</i>	1	31	19	4	2	1	1
	<i>Spathiphyllum</i>	1	17	12	13.5	3	4	0
6P	<i>Hippeastrum</i>	1	15	14	3	3	2	4
	<i>Spathiphyllum</i>	1	14	12	4.5	3	2	0
7P	<i>Hippeastrum</i>	2	38	12	4	3.5	1	0
	<i>Spathiphyllum</i>	2	16	15	9	5	2	3
8P	<i>Hippeastrum</i>	2	25	15	3	2	2	3
	<i>Spathiphyllum</i>	2	15	6	4	2	4	2

Tabla 3.7 Monitoreo de vegetación en periodo de operación de 30 días

Celda	Especie	Ejemplar por especie	Longitud de hoja		Ancho de hoja		Total de hojas	
			máximo	mínimo	máximo	mínimo	muertes	brotos
1P	<i>Spathiphyllum</i>	1	25	10	7	1.5	2	3
2P	<i>Spathiphyllum</i>	1	23	15	10	5	1	1
3P	<i>Hippeastrum</i>	1	35	6	5	3	3	1
4P	<i>Hippeastrum</i>	1	32	19	4	2.3	2	1
5P	<i>Hippeastrum</i>	1	39	17	5	5	4	2
	<i>Spathiphyllum</i>	1	24.6	16	6	4.3	1	4
6P	<i>Hippeastrum</i>	1	38	23	5	5	3	2
	<i>Spathiphyllum</i>	1	17	10	4	4	2	3
7P	<i>Hippeastrum</i>	2	40	30	4.5	3.5	2	1
	<i>Spathiphyllum</i>	2	18	17	6	6	3	2
8P	<i>Hippeastrum</i>	2	15	2	3.5	3.5	5	3
	<i>Spathiphyllum</i>	2	23	10	6	3.5	2	3

Tabla 3.8 Monitoreo de vegetación en periodo de operación de 30 días con polietileno

Celda	Especie	Ejemplar por especie	Longitud de hoja		Ancho de hoja		Total de hojas	
			máximo	mínimo	máximo	mínimo	muertes	brotos
1P	<i>Spathiphyllum</i>	1	27	15	8	7.1	2	2
2P	<i>Spathiphyllum</i>	1	19	12.2	5	3.5	2	2
3P	<i>Hippeastrum</i>	1	30	25	3.5	3	3	5
4P	<i>Hippeastrum</i>	1	35	21	4	3	4	1
5P	<i>Hippeastrum</i>	1	33	20	4	4	2	3
	<i>Spathiphyllum</i>	1	25	18.3	5	5	3	2
6P	<i>Hippeastrum</i>	1	16	12	3.3	2	2	3
	<i>Spathiphyllum</i>	1	19	13	4.8	3.6	3	2
7P	<i>Hippeastrum</i>	2	35	11	6	5	2	4
	<i>Spathiphyllum</i>	2	20	12	8	3	1	2
8P	<i>Hippeastrum</i>	2	23	12.5	4	2.2	1	3
	<i>Spathiphyllum</i>	2	20	7	2	1	0	3

El periodo de adaptación de las especies vegetales se llevó a cabo con éxito (García-González, 2015), presentando una disminución en el ciclo de vida de las especies, es decir, aumentaron el número de muertes y brotes, pero el crecimiento del mayor número de hojas se mantuvo constante.

Para la especie *Spathiphyllum*, el periodo de floración se llevó a cabo posterior a 60 días de instaladas las celdas de humedales de manera aleatoria alcanzando longitudes de ejemplares de hasta 30 cm, con hojas rondando de 5 a 15 cm de ancho por 10 a 25 cm de largo sobreviviendo entre 7 y 15 días, como se puede observar en las Figura 3.11.



Figura 3.11 Proceso de floración de la especie *Spathiphyllum*

A diferencia de esta especie, los ejemplares de *Hippeastrum* florecieron durante el periodo de primavera en los meses de marzo y abril, cumpliendo 250 días en condiciones de humedales, coincidiendo con su época normal de floración, sin en cambio los ejemplares sembrados directo en el suelo natural no presentaron flores, como se presenta a continuación en la Figura 3.12.



Figura 3.12 Proceso de floración de la especie *Hippeastrum*

Al término del experimento de 12 meses, se calculó la biomasa estimado mediante el volumen mínimo de la planta, obteniendo los siguientes resultados de la Tabla 3.9, para cada una de los ejemplares en las diferentes celdas de HA con tezontle.

Para las celdas restantes con polietileno se realizó el mismo procedimiento (Tabla 3.10), cabe recalcar que los valores de las celdas de control no están registradas debido a que no tenían especies vegetales sembradas. Por otra parte en el sustrato natural (suelo), las especies vegetales no presentaron floración alguna, y el número de brotes fue mínimo con 1 a 2 brotes por mes, sin variaciones significativas en el color.

Tabla 3.9 Volumen aparente de ejemplares en celdas en tezontle

Celdas	Plantas	Volumen aparente (cm ³)	Altura (cm)	Circunferencia media (cm)	Circunferencia basal (cm)
1T	1	88668.51	36	28	16
2T	1	15833.66	35	12	10
3T	1	3506.02	31	6	5
4T	1	4410.80	39	6	4
5T	1	27093.15	44	14	17
	2	19006.68	50	11	9
6T	1	7830.83	34.5	8.5	7.5
	2	38792.47	63	14	9
7T	1	30787.68	50	14	7
	2	18535.44	59	10	9
	3	5849.65	38	7	6
	4	5315.58	47	6	8
8T	1	7238.24	36	8	5
	2	5852.8	23	9	8
	3	37560.96	61	14	7
	4	24328.55	64	11	8

Tabla 3.10 Volumen aparente de ejemplares en celdas en polietileno

Celdas	Plantas	Volumen aparente (cm ³)	Altura (cm)	Circunferencia media (cm)	Circunferencia basal (cm)
1P	1	70371.84	56	20	16
2P	1	4618.15	30	7	3
3P	1	7081.16	46	7	5
4P	1	9852.05	49	8	7
5P	1	13508.88	43	10	7
	2	7841.43	39	8	4
6P	1	2591.82	33	5	5
	2	144199.44	51	30	12
7P	1	15079.68	48	10	8
	2	9449.93	47	8	6
	3	77547.25	51	22	12
	4	6311.47	41	7	7
8P	1	22830	43	13	9
	2	16725.87	44	11	7
	3	9123.20	24	11	14
	4	9669.84	38	9	6

Posteriormente se extrajeron ejemplares de las celdas para observar el desarrollo de su raíz en comparación a las demás celdas. En la Figura 3.13 se puede apreciar la diferencia de enraizamiento comparado con ambos soportes, es clara la diferencia del tipo de raíz, donde tiene mayor volumen la sembrada con tezontle en comparación a la mezcla de soportes para la especie *Hippeastrum*.

En comparación, la imagen 3.14 presenta el monocultivo de la especie *Spathiphyllum*, en el cual se observa nuevamente un mayor desarrollo en la raíz para el soporte con tezontle, sin embargo, en el soporte de polietileno mezclado con tezontle la raíz presento un crecimiento con mayor profundidad y mayor desarrollo vegetal en altura.

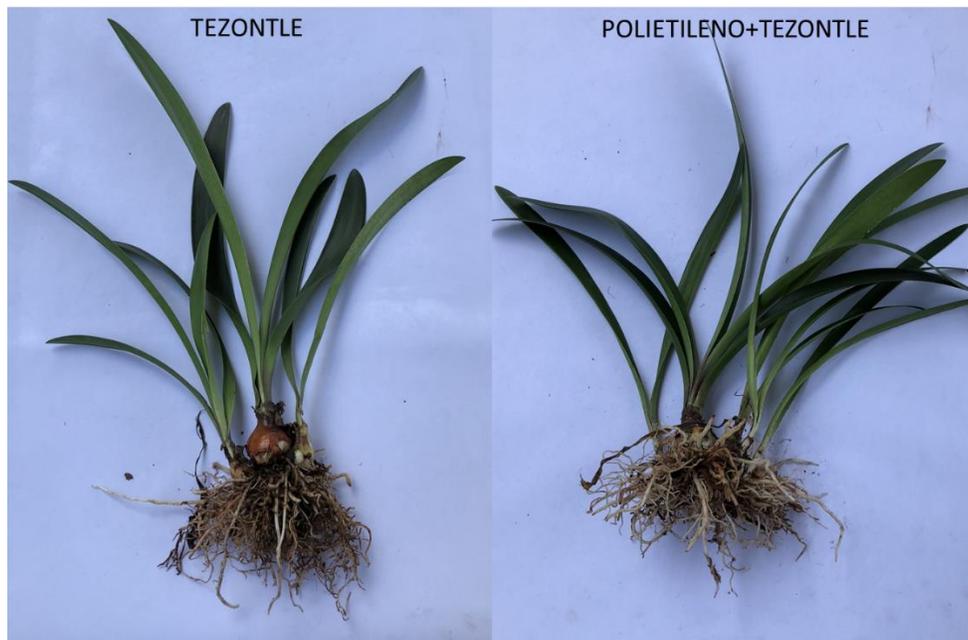


Figura 3.13 Ejemplares de *Hippeastrum* en diferentes soportes

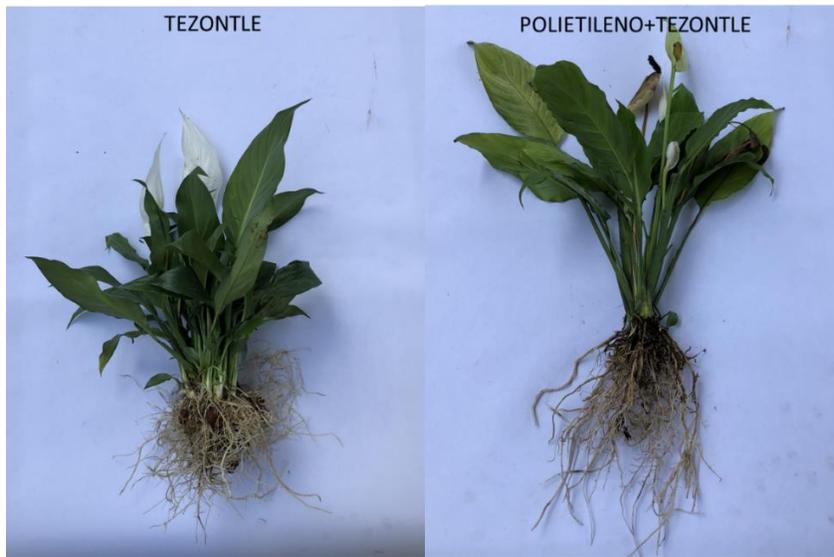


Figura 3.14 Ejemplares de *Spathiphyllum* en diferentes soportes

Para las celdas con dos ejemplares de cada especie, se presenta a continuación en la Figura 3.15 con la especie *Spathiphyllum*, para estos casos el crecimiento de la raíz fue muy similar con algunas variaciones, pero en cuanto al desarrollo vegetal, en algunos ejemplares sembrados en la mezcla de soportes fue deficiente en comparación al tezontle.



Figura 3.15 *Spathiphyllum* con policultivo en diferentes soportes

De la misma manera se presenta el desarrollo de la especie *Hippeastrum* (Figura 3.16), existe un mayor desarrollo de raíz con el tezontle, y para la mezcla del polietileno no se aprecia mayor diferencia entre la misma especie, con la raíz más profunda y poco desarrollo vegetal.

Para los policultivos el desarrollo vegetal fue el mismo para ambos tipos de soporte, como se muestra en la Figura 3.17, esto se debe a la competencia por ambas especies por los nutrientes disueltos y material orgánico diverso en la disolución de alimentación.



Figura 3.16 *Hippeastrum* con policultivo en diferentes soportes



Figura 3.17 Policultivo de ambas especies

3.2 Carga orgánica suministrada al sistema

De la Ecuación 2.4 se obtiene la CVA donde:

$$CVA = \frac{3.6 \frac{L}{d} * 8 \frac{g}{L} DQO_T}{11 L} = 2.6181 \frac{gDQO_T}{L} * d$$

De acuerdo a la Ecuación 2.5 se obtiene que para el TRH del sustrato en el sistema con volumen útil determinado de 11 L se tiene:

$$TRH = \frac{11 L}{3.6 \frac{L}{d}} = 3 \text{ dias}$$

3.3 Caracterización de RSO

Se realizó la caracterización fisicoquímica de los RSO de frutas y verduras utilizados para alimentar el reactor RH de planta piloto del Instituto Tecnológico de Orizaba para posteriormente realizar la comparación con el efluente producido, debido a que, este será la alimentación para el sistema de HA y su efluente final a la salida del sistema. En promedio los residuos obtenidos del mercado Emiliano Zapata de Orizaba, Ver., generan 186 litros de fracción líquida para la alimentación, por cada 186 kg de residuos, generalmente con 20 % de material remanente (cáscaras, troncos y huesos). En la Tabla 3.11 se muestra la caracterización del sustrato de alimentación y efluente para el reactor RH, donde se ajusta su pH de 5.5 a 7.5 para favorecer las condiciones de operación anaerobias y la producción de biogás y evitar la inhibición de las bacterias (Velmurugan, 2011).

Tabla 3.11 Caracterización fisicoquímica de sustrato de alimentación de RH

Parámetros	DQO _T (g/L)	DQO _S (g/L)	ST (g/L)	SVT (g/L)	pH
Alimentación	44	32	22.5	17.33	3.81
Efluente	17.390	15.15	7.19	4.4	6.8

Como se observa en la Tabla anterior el proceso de digestión anaerobia es eficiente para el tratamiento de este tipo de residuos, debido a la cantidad excesiva de humedad de esta mezcla de RSO (frutas y verduras) impide otro tipo de tratamiento como la incineración como lo establece Sitorus et al., (2013).

3.4 Caracterización del efluente de HA

La caracterización se llevó a cabo al alcanzar una concentración de alimentación de 8 g/L DQO donde se obtuvieron los datos mostrados en la Tabla 3.12, debido a que, a concentraciones mayores se presentó una disminución en la capacidad del sistema para degradar la materia orgánica y deterioro aparente en las hojas de las especies vegetales además de variaciones considerables en los datos recopilados.

Tabla 3.12 Caracterización fisicoquímica de sustrato de alimentación de HA

Parámetros	DQO _T (g/L)	DQO _s (g/L)	ST (g/L)	SVT (g/L)	pH
Alimentación	8	6	5.2	2.38	6.9
Efluente	1	0.5	1.87	1.2	7.1
Remoción %	87.5	91	54.2	49.6	-

3.5 Caracterización microbiológica

Los resultados obtenidos de la caracterización microbiológica y de los análisis posteriores fueron los siguientes de acuerdo a las normas NOM-004 SEMARNAT 2002, NMX-AA-042-SCFI-2015 y NMX-AA-113-SCFI-1999 respectivamente.

- Salmonella spp: <3 NMP/100 ml
- Coliformes fecales: <3 NMP/100 ml
- Huevos de Helminto: 0 H_L

Cabe resaltar que los resultados anteriores fueron los mismos durante todo el tratamiento, es decir desde la recolección del material orgánico para alimentación al reactor hasta el efluente del humedal. Es por ello que, se descarta la presencia de agentes patógenos debido a la naturaleza del tratamiento ecológico reafirmando la seguridad de este tipo de tratamiento para estos residuos.

3.6 Remoción de materia orgánica

La remoción de material orgánico debido a la acción de comunidades bacterianas, desarrollo vegetal y características de construcción del sistema se presenta a continuación. Una forma de evaluar y monitorear los resultados es de acuerdo a las variaciones de los tratamientos del experimento es mediante el promedio de las muestras analizadas (Figura 3.17).

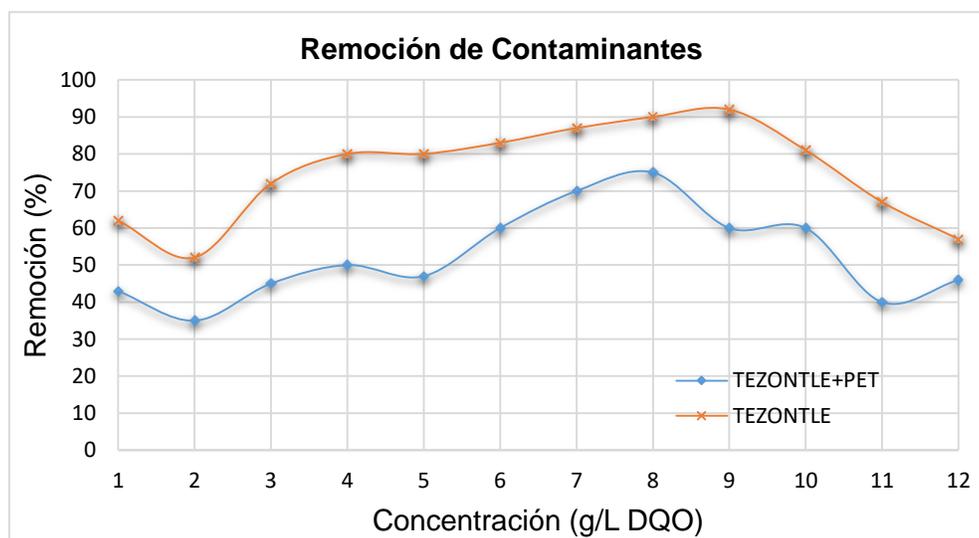


Figura 3.17 Gráfica de remoción de contaminantes

De acuerdo a la Figura anterior se puede establecer que las mayores remociones se llevan a cabo a mayores concentraciones, esto se debe a que los días de adaptación han trascendido y el desarrollo de comunidades bacterianas es favorable para la degradación de la materia orgánica y la absorción de nutrientes por parte de la

vegetación. En esta Figura se aprecia que la mayor eficiencia de remoción se lleva a cabo en el sustrato de tezontle debido a la mayor porosidad y por ende superficie de contacto el cual favorece la filtración de material sólido en suspensión, sin embargo, cuando se alcanzan cargas superiores a los 9 gDQO las remociones disminuyen oscilando en remociones solo del 40 al 60%, representando solo 4 gDQO removidos.

Por otra parte se presenta a continuación los valores medios de monitoreo para las remociones obtenidas durante el periodo de 35 días posteriores a las condiciones finales de operación del sistema (Figura 3.19), donde se puede observar un aumento considerable en la degradación de la materia orgánica disuelta.

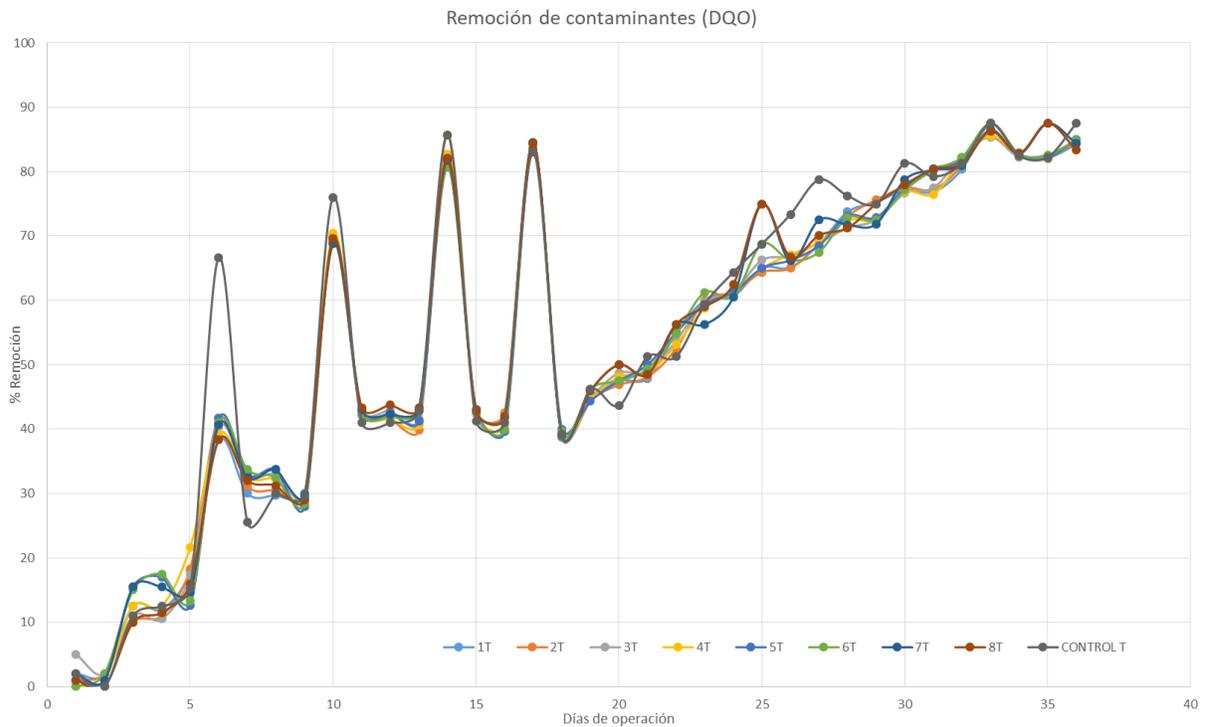


Figura 3.19 Gráfica de remoción de contaminantes en tezontle

En la Figura 3.19 se observa un aumento en la remoción de materia orgánica tomando como factor la DQO, esto debido al desarrollo vegetal en aumento y las condiciones favorables para el establecimiento y propagación de comunidades bacterianas que realizan en conjunto la mejora del sistema (Sandoval-Herazo, 2018).

Durante los días 5 al 20 se presentan alteraciones considerables donde se duplica la remoción, sin embargo se debe a las lluvias, por lo cual se justifica esta anomalía en la tendencia sin mostrar bajas importantes posterior a ello, por lo anterior, se puede inferir que la similitud entre los rendimientos de cada celda es gracias al material filtrante y su porosidad, reteniendo la mayor cantidad de material suspendido contribuyendo a la fijación de materia para su posterior degradación por actividad vegetal.

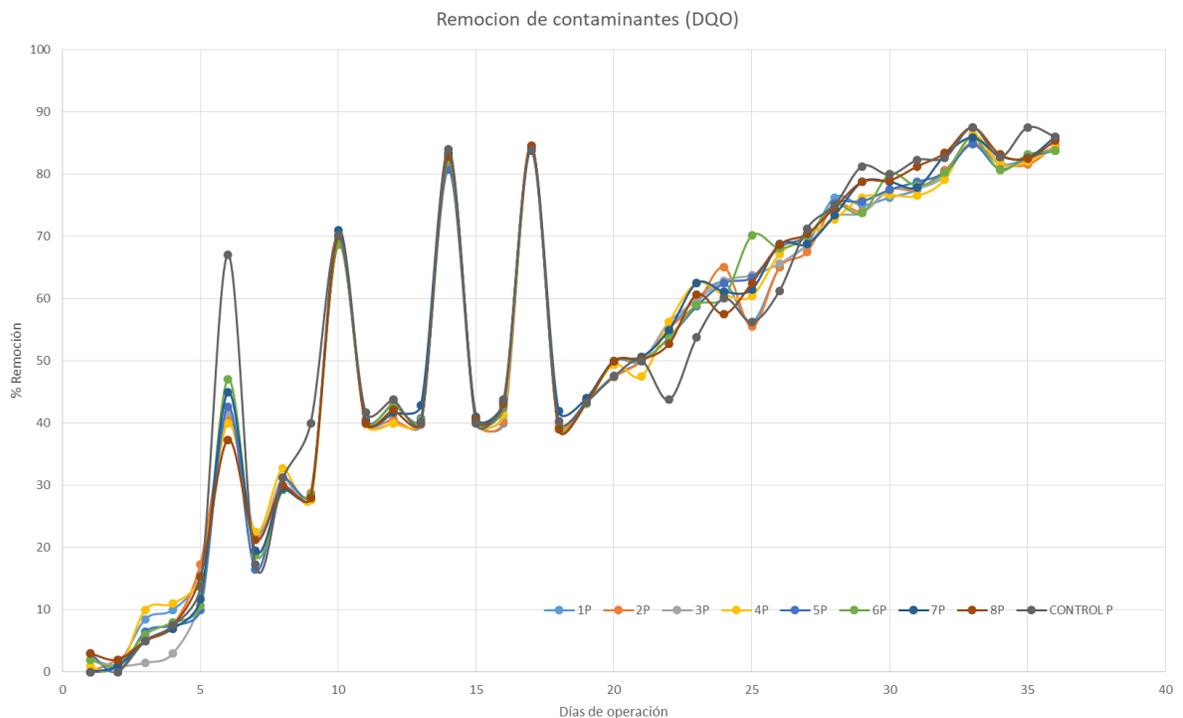


Figura 3.20 Gráfica de remoción de contaminantes en mezcla de soportes

Por otro lado, en la Figura 3.20 se presentan los valores promedio obtenidos para las celdas con la mezcla de tezontle con polietileno para el mismo periodo de tiempo anteriormente mencionado, donde se presentan las mismas alteraciones debidas a la lluvia pero con déficits en la estabilización por los espacios existentes entre el soporte y la falta de material poroso en este tipo de celdas, en vista que, este tipo de soporte

crea espacios sin material poroso se presentan bajas remociones en comparación a las celdas con tezontle, donde se compacta el espacio aumentando la superficie de contacto y favoreciendo la retención de material suspendido en la alimentación.

Al completar 120 días de operación se obtuvieron los mejores resultados, los cuales se muestran en las Tablas 3.13 y 3.14, con una concentración de entrada de 8 gDQO/L con 5.2 g/L de ST y 2.38 g/L de STV.

Tabla 3.13 Remociones a 120 días de operación en tezontle

Celda	DQO	DQO	%
	Entrada (g/L)	Salida (g/L)	
	TOTAL	TOTAL	Remoción
1T	8	0.638	92.03
2T	8	0.847	89.41
3T	8	0.396	95.05
4T	8	0.346	95.68
5T	8	0.69	91.38
6T	8	0.625	92.19
7T	8	0.397	95.04
8T	8	0.356	95.55
9T	8	1.237	84.54

Para la celda 3T y su réplica con la especie *Spathiphyllum* en monocultivo se obtuvo una remoción del 95%, al igual que la celda 7T y 8T, con 4 ejemplares (2 de cada especie). Por otra parte, los resultados obtenidos por las celdas 5P y 6P con soporte mezclado con los rendimientos superiores al 90% con 1 ejemplar de *Spathiphyllum* e *Hippeastrum*.

Con lo anterior se puede inferir que la especie *Spathiphyllum* aporta una ventaja para la degradación de materia orgánica y adsorción de nutrientes, debido al mayor número de hojas y brotes que presenta esta especie en comparación con el tipo de follaje de la otra especie vegetal.

Tabla 3.14 Remociones a 120 días de operación en tezontle y polietileno

Celda	DQO	DQO	%
	Entrada (g/L)	Salida (g/L)	
	TOTAL	TOTAL	Remoción
1P	8	0.836	89.55
2P	8	0.862	89.23
3P	8	0.736	90.8
4P	8	0.678	91.53
5P	8	0.629	92.14
6P	8	0.654	91.83
7P	8	0.719	91.01
8P	8	0.807	89.91
9P	8	1.432	82.1

3.7 Evaluación de nutrientes

Se evaluó la cantidad de nutrientes a la entrada de cada celda de HA y su efluente individual en base a la configuración con la cual se alimentó el sistema, por lo cual se aprecian variaciones en los valores de entrada, con lo anterior se obtuvieron los resultados de la caracterización a la máxima carga de alimentación de 8 gDQO/L como se aprecia en la Tabla 3.15 de acuerdo con los valores promedio analizados.

Tabla 3.15 Caracterización de nutrientes de celdas de HA

Celda	ALIMENTACIÓN (mg/L)		EFLUENTE (mg/L)	
	Fosfatos	Nitrógeno Total	Fosfatos	Nitrógeno Total
1P	14	14.6	4.8	3.1
2P	12.3	13.8	4.2	4
3P	15.1	14.6	3.9	3.6
4P	15.3	14.8	4.1	3.8
5P	13.6	16.2P	2.7	2.8
6P	13.4	14.6	3.1	2.3
7P	12.6	15.6	2.8	2.1
8P	18	21.1	1.8	1.3
9P	16	15.3	1.2	1
1T	16.3	18.3	4.6	3.9
1T	14.8	14.3	4	3.7
2T	13	17.6	3.6	3
3T	15.8	13.7	3.2	2.4
4T	11.9	14.2	2.6	2.1
5T	13.8	10	2.9	1.9
6T	14.6	13.9	1.8	1.3
7T	10.8	19.2	1.9	1.4
8T	13.7	17.7	1.1	0.8
9T	15.6	12.1	1.3	0.7

En base a los resultados anteriores, se puede observar una reducción importante a la salida del sistema de estos nutrientes, con ello, se afirma la factibilidad de este tipo de sistemas para la reducción de agentes nocivos debido al exceso de cargas vertidas a la naturaleza y así reducir su impacto ambiental. Sin embargo, las celdas 9P y 9T, las cuales no contenían alguna especie vegetal, de igual forma presentaron remoción de estos elementos; esto se debe a las condiciones del sistema y su posible degradación por el medio natural, igualmente por la acción de comunidades bacterianas relacionadas con la fijación del nitrógeno y la solubilización del fósforo por parte de bacterias de vida libre y en el caso de celdas con ejemplares, se debió a que estas especies consumen estos elementos para su crecimiento y desarrollo.

3.8 Determinación de comunidades bacterianas

El conteo realizado para UFC de las muestras que se colectaron para analizar en el soporte y raíz de las celdas de HA, se presentan en la Tabla 3.16.

Tabla 3.16 Conteo de UFC en medios de cultivos para HA

Muestra	UFC AGAR NUTRITIVO						UFC ELMARC						UFC SRSM						% UFC ELMARC	% UFC SRMS
	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³					
1P SOPORTE	50	30	21	60	30	25	15	21	16	10	5	0	8	2	2	12	1	3	31.02	12.96
1P RAÍZ	33	24	50	62	20	42	18	25	0	15	18	25	10	0	8	5	2	20	43.72	19.48
3P SOPORTE	36	50	20	36	21	24	33	0	11	12	1	12	8	13	5	21	17	0	36.90	34.22
3P RAÍZ	21	25	51	42	55	37	21	21	15	10	3	15	5	8	10	24	12	3	36.80	26.84
5P SOPORTE	36	35	25	52	42	41	0	12	8	11	5	18	16	4	14	0	4	5	23.38	18.61
5P RAÍZ	64	60	36	36	38	56	26	16	13	2	9	20	12	6	0	14	3	8	29.66	14.83
7P SOPORTE	36	26	48	56	59	27	14	3	23	6	7	17	3	6	10	10	15	18	27.78	24.60
7P RAÍZ	58	58	63	45	45	58	30	10	21	8	20	36	5	3	11	8	13	15	38.23	16.82
9P CONTROL	30	21	14	42	34	27	5	5	4	18	12	10	0	4	3	4	2	0	32.14	7.74
1T SOPORTE	43	22	51	23	15	38	2	2	15	5	16	0	12	10	1	9	0	0	20.83	16.67
1T RAÍZ	65	36	26	71	47	22	4	3	13	17	21	15	14	8	0	5	1	0	27.34	10.49
3T SOPORTE	36	35	34	52	85	54	6	8	10	12	17	10	21	17	10	7	12	10	21.28	26.01
3T RAÍZ	57	38	52	36	12	41	15	7	0	11	2	14	18	12	0	10	1	0	20.76	17.37
5T SOPORTE	35	48	36	21	41	21	20	2	5	10	8	24	11	10	17	10	8	0	34.16	27.72
5T RAÍZ	64	50	29	24	21	25	24	25	4	0	9	17	10	2	0	4	8	4	37.09	13.15
7T SOPORTE	24	66	30	42	25	36	26	12	6	8	26	13	2	8	8	3	17	18	40.81	25.11
7T RAÍZ	22	34	21	50	26	25	34	0	7	12	4	10	2	11	16	2	4	0	37.64	19.66
9T CONTROL	69	35	24	25	80	34	11	30	8	7	31	0	0	10	17	0	1	15	32.58	16.10

Se contabilizaron UFC en el agar nutritivo de acuerdo a las características morfológicas y posteriormente en el medio ELMARC para comunidades bacterianas fijadoras de nitrógeno, se contabilizaron las colonias que presentaron una coloración rojo intenso en el punto central y para el medio SRSM para solubilizadoras de fósforo, se contaron las cepas que desarrollaron un halo de coloración amarillo en su alrededor. Con lo anterior se observa que se contabilizaron hasta en un 43% del total de UFC en agar nutritivo, bacterias relacionadas con la fijación del nitrógeno; comprobando su presencia en este tipo de sistemas y favoreciendo el desarrollo de la vegetación y disminuyendo este nutriente a concentraciones menores para su vertido final. Por otra parte para las UFC relacionadas con la actividad del fósforo alcanzaron valores de casi 35% del total de bacterias contabilizadas, con lo cual se infiere que gracias a esto, las especies vegetales lograron su desarrollo y propagación al ser este un elemento necesario para que nuevos brotes crezcan.

3.9 Eficiencias de remoción

Para evaluar las eficiencias de remoción y su relación con este tipo de sistemas se planteó un diseño factorial 2^k , planteando dos niveles y tres factores (2^3), $\alpha=0.05$ con ocho grados de libertad y como variable de respuesta (Y) a la remoción promedio del experimento obtenida del HA, utilizado el software NCSS (2007), con el cual se obtuvo lo siguiente. En la Tabla 3.17 se muestran los factores y niveles que se establecieron para el análisis del experimento:

Tabla 3.17 Diseño factorial

FACTOR	NIVEL +	NIVEL -
Especie vegetal	<i>Hippeastrum</i>	<i>Spathiphyllum</i>
Tipo de cultivo	Policultivo	Monocultivo
Soporte	Tezontle	PET + Tezontle

Con lo anterior, se realizó el análisis obteniendo los datos siguientes:

Analysis of Variance Table						
Source		Sum of	Mean		Prob	Power
Term	DF	Squares	Square	F-Ratio	Level	(Alpha=0.05)
A: Especie	1	0.2877564	0.2877564	0.12	0.734831	0.061137
B: Cultivo	1	4.847756	4.847756	2.07	0.187922	0.245915
AB	1	3.391026E-02	3.391026E-02	0.01	0.907129	0.051306
C: Soporte	1	26.83391	26.83391	11.47	0.009541*	0.841828
AC	1	7.75641E-03	7.75641E-03	0.00	0.955491	0.050298
BC	1	1.423141	1.423141	0.61	0.457826	0.106129
ABC	1	1.963141	1.963141	0.84	0.386374	0.127958
S	8	18.71167	2.338958			
Total (Adjusted)	15	53.14437				
Total	16					

* Term significant at alpha = 0.05

De acuerdo al ANOVA, se puede observar que para este tipo de sistemas es significativo el tipo de soporte con $\alpha = 0.05$, esto es recurrente con los datos obtenidos anteriormente, puesto que, en general las celdas de humedales con mejores remociones fueron las que contenían puzolana en comparación a las de la mezcla de polietileno con tezontle.

Las Figuras 3.21 a la 3.23 muestran los mejores resultados de acuerdo a la interacción de los factores y sus niveles.

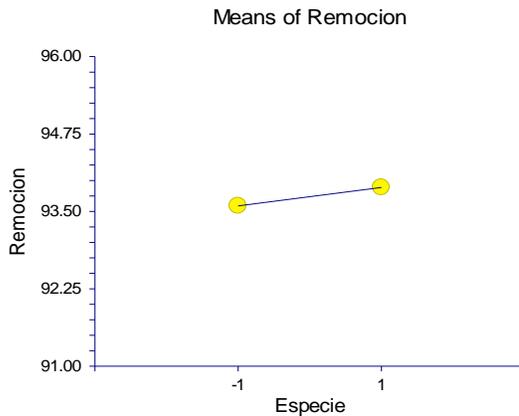


Figura 3.21 Interacción con especie

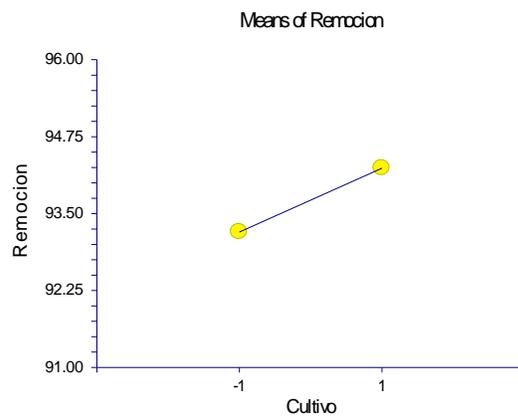


Figura 3.22 Interacción con cultivo

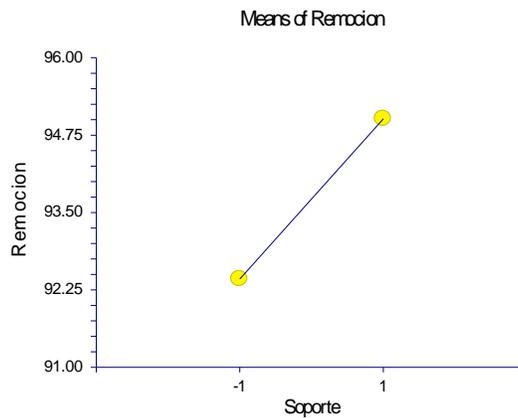


Figura 3.23 Interacción con soporte

Se puede observar en la Figura 3.21, remociones ligeramente mejores en el nivel alto, el cual corresponde a la especie *Hippeastrum*, por otro lado la Tabla 3.22 muestra mejores resultados la configuración de policultivos, además de observar en la Figura 3.23 al medio de soporte de tezontle (nivel alto) presentando la mayor eficiencia de remoción.

Debido a que se trata de un análisis de interacción, el análisis de varianza se complementa con las Figuras 3.24 a la 2.29 donde se observan las condiciones bajo las cuales se obtienen mejores remociones.

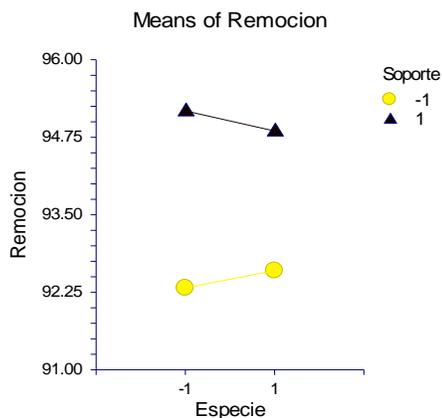


Figura 3.24 Interacción con especie/soporte

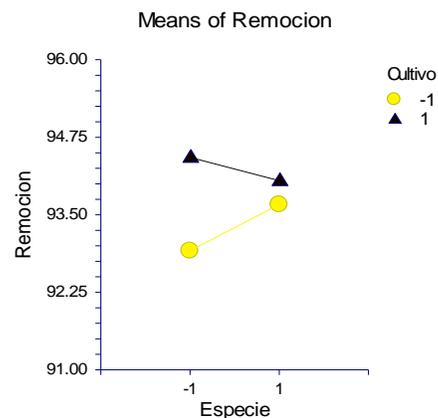


Figura 3.25 Interacción con especie/cultivo

En los gráficos anteriores comparando la especie contra el tipo de soporte y cultivo, podemos establecer, de acuerdo a la Figura 3.23 que la especie *Hippeastrum* en comparación a los ejemplares de *Spathiphyllum* presentan mejores remociones cuando se trabaja con medio de soporte tezontle, por otra parte en la Figura 3.24 se afirma que el policultivo (nivel alto) de especies *Spathiphyllum* (nivel bajo) presenta mejores resultados en comparación al monocultivo de cualquier especie vegetal.

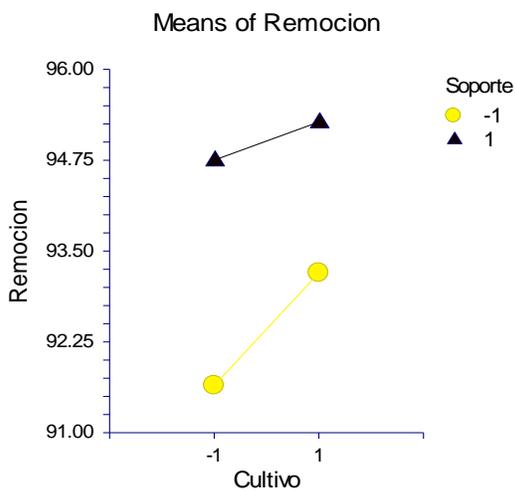


Figura 3.26 Interacción con cultivo/soporte

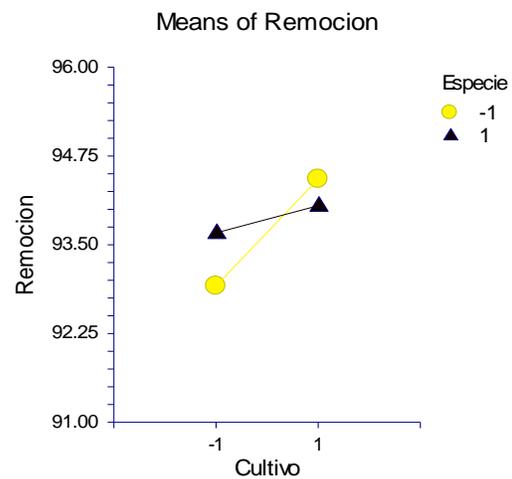


Figura 3.27 Interacción con cultivo/especie

Por medio de la Figura 3.26 donde se compara el cultivo con el tipo de soporte, se establece que el tipo de cultivo de cualquier tipo no tendrá mayores efectos si se trata de la mezcla de soporte mixta (polietileno y tezontle), a menos que se tome como referencia el tipo de especie con el cultivo (Figura 3.27), donde se aprecia un factor significativo en el cruce de los factores, afirmando que la especie *Spathiphyllum* trabaja mejor con policultivos, casi al igual que la otra especie.

En la Figura 3.28 y 3.29 se determina el tipo de soporte comparado con la especie y el tipo de cultivo con el cual se configuro el humedal, esto, nos indica en la Figura 3.28

que el tipo de soporte tezontle es más efectivo invariablemente de la especie, siempre y cuando se trabaje con policultivos como en la Figura 3.29 (nivel alto).

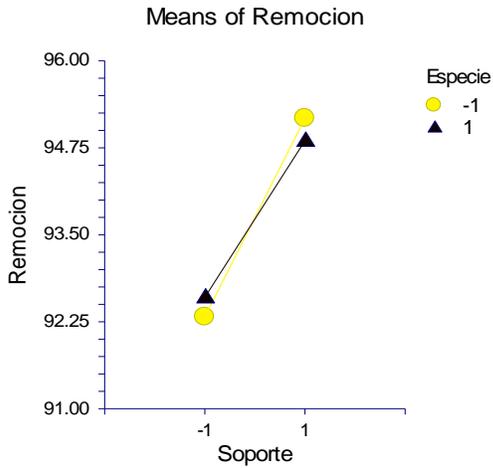


Figura 3.28 Interacción con soporte/especie

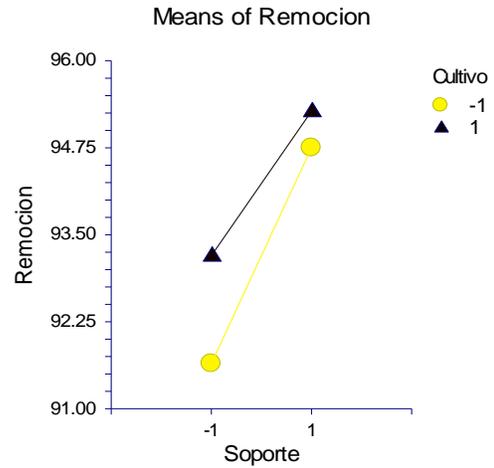


Figura 3.29 Interacción con soporte/cultivo

CONCLUSIONES
RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES

La adaptación de las especies a condiciones de humedales es factible debido a las características de las mismas, reflejado en el buen desarrollo de las especies vegetales y el número de brotes.

Durante el periodo de prueba para concentraciones de alimentación de 1 a 4 gDQO/L se mantuvieron las remociones del 75% con una temperatura ambiente oscilando entre 4°C por la madrugada y 14°C por el día, de acuerdo con esto, se comprueba lo establecido por Oon et al., 2017. La remoción de contaminantes a concentraciones bajas se realiza de manera eficiente oscilando en un rango de 70 al 80% para DQO y superando en algunos casos el 90% en periodos de operación mayores a 120 días.

Los HA son un sistema de tratamiento complementario a los sistemas de tratamientos frecuentemente utilizados y pueden llegar a ser útiles para la reproducción de bacterias de interés para su posterior siembra dentro de los reactores. Las celdas instaladas solo con tezontle rojo como soporte presentan remociones de hasta un 95% a concentraciones de 8 gDQO/L a temperaturas de operación promedio de 24°C en comparación con polietileno que solo alcanzaron eficiencias en algunos casos del 80%.

La microbiota identificada del sistema de HA, son las bacterias benéficas solubilizadoras de fósforo y fijadoras del nitrógeno, las cuales influyeron en el desarrollo vegetal al degradar fosfatos y así promover el desarrollo de raíces además de fijar el nitrógeno para las hojas y tallos.

En general la implementación de un sistema complementario de tratamiento de aguas residuales con alto contenido orgánico, conformado por un reactor anaerobio y un sistema de HA, es factible obteniendo buenos resultados para cargas orgánicas rondando entre 5 y hasta 9 gDQO/L en algunos casos, debido a la complementariedad

que conforma el tren de tratamiento, incluyendo la parte biológica y disminuir el impacto ambiental, con la finalidad de diversificar este tipo de tratamientos alternativos y poder implementar en un futuro nuevas fuentes de alimentación como efluentes de industrias alimenticias o para la degradación de sustratos más complejos.

RECOMENDACIONES

Se recomiendan estudios posteriores para la utilización y análisis específico del efluente de los humedales artificiales como agua de dilución para la mezcla de alimentación de residuos sólidos para el reactor. De igual forma realizar estudios más específicos para la actividad microbiana y propagación de la misma mediante análisis de fosfolípidos como referente de la fijación de bacterias en la superficie de los soportes, por otra parte sería conveniente realizar el estudio complementario de PCR para la identificación de las bacterias aisladas en medios selectivos y así conocer el género o familia de las bacterias que intervinieron en el proceso para conocer los aportes que estos tienen.

Además, de realizar el escalamiento de este tipo de sistemas, tomar en cuenta el caudal de flujo y el área de superficie de tratamiento para conocer con anticipación la fiabilidad del proyecto y la capacidad de tratamiento, sin comprometer el lavado del soporte y dificultar el crecimiento de comunidades bacterianas evitando emisiones nocivas al medio ambiente como el metano generado por humedales naturales.

**REFERENCIAS
BIBLIOGRÁFICAS**

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguirre P. (2004), Mecanismos de eliminación de la materia orgánica y de los nutrientes en humedales construidos de flujo subsuperficial. En: García J. Morató J. Bayona J. (2004), nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. Barcelona: cpet, pp 17-30

Belmont, M., Cantellano, E., Thomps, S., Williamson, M., Sánchez, A., Metcalfe, C. (2004), Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecological Engineering* 23:299-311.

Brix, H., Arias, C., Bubba, M. (2001), Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 44:47- 54.

Campos, E., Elias, X., & Flotats, X. (2012). *Procesos biológicos: la digestión anaerobia y el compostaje*. Ediciones Díaz de Santos.

Cao, Q., Wang, H., Chen, X., Wang, R., y Liu, J. (2017). Composition and distribution of microbial communities in natural river wetlands and corresponding constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 98, 40-48.

CONAGUA 2016 (Comisión Nacional del Agua). *Numeragua*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

Crites y Tchobanoglous. (2000). *Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones*. McGraw-Hill Interamericana, S.A. Santafé de Bogotá. 776p.

Crites, R.; Middlebrooks, J.; Reed, S. (2006), Natural wastewater treatment systems. Boca Raton: Taylor y Francis Group, pp 537.

DOF. (2003) Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos. México.

Dong, X., y Reddy, G. B. (2010). Soil bacterial communities in constructed wetlands treated with swine wastewater using PCR-DGGE technique. *Bioresource technology*, 101(4), 1175-1182.

García González, M. C. F. D. P. (2015). Estudio del crecimiento de plantas y evaluación de la capacidad de remoción de contaminantes en aguas residuales mediante microcosmos de humedales artificiales.

García, J. (2004), Humedales construidos para controlar la contaminación: perspectiva sobre una tecnología en expansión. En: García J, Morató J, Bayona J. Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. Barcelona: CPET, pp 7-16.

García, J., Corzo A. (2008), Depuración con humedales construidos: Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial, Departamento de Ingeniería Hidráulica Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya, pp 108.

Hernández A., M.E. (2013). Ecological engineering for controlling water pollution in Latin America En. Yañez- Arancibia, A., R. Dávalos S., J.W. Day y E.Reyes (eds.) *Ecological Dimensions for Sustainable Socio Economic Development*. (pp. 465-481). WIT Press UK 465-482 pp

Hernández-Alarcón, M. E. (2016). Humedales ornamentales con participación comunitaria para el saneamiento de aguas municipales en México. RINDERESU (Revista Internacional de Desarrollo Regional Sustentable), 1(2), 01-12.

Herschhorn A, Hizi A. Retroviral reverse transcriptases. Cell Mol Life Sc. 2010; 67: 2717-2747.

Jewell, W. J. (1987). Anaerobic sewage treatment. Part 6. Environmental science & technology, 21(1), 14-21.

Kadlec, R., Wallace, S. (2009), Treatment Wetlands. Boca Raton: Taylor y Francis Group, pp 1016.

Kadlec, R., Wallace, S. (2009), Treatment Wetlands. Boca Raton: Taylor y Francis Group, pp 1016.

Konnerup, D., Koottatep, T., Brix, H. (2009), Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. Ecological Engineering 35: 248–257.

Kuiper, I., Lagendijk, E. L., Bloemberg, G. V., y Lugtenberg, B. J. (2004). Rhizoremediation: a beneficial plant-microbe interaction. Molecular plant-microbe interactions, 17(1), 6-15.

Fernández, M. L. (2016). Una estrategia para el desarrollo sustentable en tiempos de globalización económica. RINDERESU, 1(1), 35-48.

Lorenzo, Y., & Obaya, M. C. (2006). La digestión anaerobia y los reactores UASB. Generalidades. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, 40(1), 13-21.

Luo, F. L., Huang, L., Lei, T., Xue, W., Li, H. L., Yu, F. H., y Cornelissen, J. H. (2016). Responsiveness of performance and morphological traits to experimental submergence predicts field distribution pattern of wetland plants. *Journal of vegetation science*, 27(2), 340-351.

Maas-Van De Kamer, H., Maas, P. (2008), *The Cannaceae of the world*. *Blumea* 53:247–318

Marín Montoya, J. P., y Correa Ramírez, J. C. (2010). Evaluación de la remoción de contaminantes en aguas residuales en humedales artificiales utilizando la *Guadua angustifolia* Kunth (Tesis doctoral de Pereira: Universidad Tecnológica de Pereira).

Marín-Muñiz, J. L. (2016). Removal of wastewater pollutant in artificial wetlands implemented in Actopan, Veracruz, Mexico. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 15(2), 553-563.

Mihelcic, J., y Zimmerman, J. (2012). *Ingeniería ambiental. Fundamentos, sustentabilidad y diseño*. Alfaomega, México DF, México.

Mitsch, W. J., y Gosselink, J. G. (2007). The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological economics*, 35(1), 25-33.

Molinos-Senante, M., Garrido-Baserba, M., Reif, R., Hernández-Sancho, F., y Poch, M. (2012). Assessment of wastewater treatment plant design for small communities: Environmental and economic aspects. *Science of the Total Environment*.

Montalvo, S. (2000). Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Generalidades. (Monografía), 1-36.

Montealegre, B. 2010. Evaluacion de dos generos de plantas del orden Zingiberales en humedales construidos para mejorar la calidad del agua del rio Sordo y su efecto en la emisión de gases invernadero. Tesis de la universidad Veracruzana- Xalapa, Veracruz, Mexico.

Morales, G., López, D., Vera, I., y Vidal, G. (2015). Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas (Constructed wetlands with ornamental plants for removal of organic matter and nutrients contained in sewage). *Theoria*, 22(1), 33-46.

Moreno-Casasola, P., H. López Rosas, D. Infante Mata, L. Peralta, A. Travieso-Bello y B. Warner. 2009. Environmental and anthropogenic factors associated with coastal wetland differentiation in La Mancha, Veracruz, Mexico. *Plant Ecology* 200 (1): 37-52

Mullis KB. The unusual origin of the polymerase chain reaction. *Sci Am.* 1990; 262: 56-61.

Oon, Y. L., Ong, S. A., Ho, L. N., Wong, Y. S., Dahalan, F. A., Oon, Y. S., & Nordin, N. (2017). Role of macrophyte and effect of supplementary aeration in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. *Bioresource technology*, 224, 265-275.

Pavlostathis, S. G., & Giraldo-Gomez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 21(5-6), 411-490.

Pelissari, C., Ávila, C., Trein, C. M., García, J., de Armas, R. D., y Sezerino, P. H. (2017). Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical

subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of The Total Environment*, 574, 390-399.

Plaza De Los Reyes, C., Vera, I., Salvato, M., Borin, M. y Vidal, G. (2011), Consideraciones para la eliminación de nitrógeno en humedales artificiales. *Tecnología del Agua* 330:40-49.

Pottier, J., & Jabot, F. (2017). Non-destructive biomass estimation of herbaceous plant individuals: A transferable method between contrasted environments. *Ecological indicators*, 72, 769-776.

Ramírez-Carrillo H.F, Luna- Pabello V. M., Arrendondo-Figueroa J.L. 2009. Evaluación de un humedal artificial de flujo vertical intermitente, para obtener agua de buena calidad para la acuicultura. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*.

Redmond, E. D., Just, C. L., y Parkin, G. F. (2014). Nitrogen removal from wastewater by an aerated subsurface-flow constructed wetland in cold climates. *Water Environment Research*, 86(4), 305-313.

Romero Rojas, J. A. (1999). Tratamiento de aguas residuales, teoría y principios de diseño. JA Romero Rojas, Tratamiento de aguas residuales, teoría y principios de diseño, 17-23.

Sacoto, G. (2010), Respuesta fitotécnica de tres variedades de *Zantedeschia aethiopica* L. Spreng, a la aplicación de ácido giberélico y fertilización orgánica, en el Quinche, Provincia de Pichincha. Tesis Ingeniería Agronómica, Universidad Estatal de Bolívar, Venezuela, pp 144.

Saiki, R. K., Gelfand, D. H., Stoffel, S., Scharf, S. J., y Higuchi, R. (1988). Primer-directed enzymatic amplification of DNA with a thermostable DNA polymerase. *Science*, 239(4839), 487.

Salgado, I., Cárcamo, H., Carballo, M. E., Cruz, M., y del Carmen Durán, M. (2017). Domestic wastewater treatment by constructed wetlands enhanced with bioremediating rhizobacteria. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-8.

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.

Sitorus, B., & Panjaitan, S. D. (2013). Biogas recovery from anaerobic digestion process of mixed fruit-vegetable wastes. *Energy Procedia*, 32, 176-182.

Stottmeister U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Küstner, M., Bederski, O., Müller, R., Moormann, H. (2003), Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances* 22:93-17.

Tyagi M, Da Fonseca M, De Carvalho C (2011) Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. *Biodegradation* 22:231–241

Velmurugan, B., & Ramanujam, R. A. (2011). Anaerobic digestion of vegetable wastes for biogas production in a fed-batch reactor. *International Journal of Emerging Sciences*, 1(3), 478-487.

Vera, I., García, J., Sáez, K., Moraga, L., Vidal, G. (2011), Performance evaluation of eight years experience from constructed wetlands systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering* 37:364-371.

Vymazal, J. (2007), Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380:48-65.

Wallace, S., Knight, R., (2006), Smallscale constructed wetland treatment systems: Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements, Water Environment Research Foundation: Alexandria, Virginia, pp 350.

Watson JD, Crick FH. A structure for desoxyribose nucleic acid. *Nature*. 1953; 421: 397-378.

Wentzell, B. M., Boylen, C. W., y Nierzwicki-Bauer, S. A. (2016). Wetland ecosystem comparison using a suite of plant assessment measures. *Ecological Indicators*, 67, 283-291.

Wentzell, B. M., Boylen, C. W., y Nierzwicki-Bauer, S. A. (2016). Wetland ecosystem comparison using a suite of plant assessment measures. *Ecological Indicators*, 67, 283-291.

Xie, X., He, F., Xu, D., Dong, J., Cheng, S., Wu, Z. (2011), Application of largescale integrated vertical-flow constructed wetland in Beijing Olympic forest park: design, operation and performance. *Water and Environmental Journal* 26:100-107.

Yan, D., Wünnemann, B., Hu, Y., Frenzel, P., Zhang, Y., y Chen, K. (2017). Wetland evolution in the Qinghai Lake area, China, in response to hydrodynamic and eolian processes during the past 1100 years. *Quaternary Science Reviews*, 162, 42-59.

Zhang, D., Luo, J., Lee, Z. M. P., Maspolim, Y., Gersberg, R. M., Liu, Y., y Ng, W. J. (2016). Characterization of bacterial communities in wetland mesocosms receiving pharmaceutical-enriched wastewater. *Ecological Engineering*, 90, 215-224.

Zumft, W. G., Dreusch, A., Löchelt, S., Cuypers, H., Friedrich, B., y Schneider, B. (1992). Derived amino acid sequences of the *nosZ* gene (respiratory N₂O reductase) from *Alcaligenes eutrophus*, *Pseudomonas aeruginosa* and *Pseudomonas stutzeri* reveal potential copper-binding residues. *The FEBS Journal*, 208(1), 31-40.

Zurita, F., de Anda, J., & Belmont, M. A. (2006). Performance of laboratory-scale wetlands planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater. *Water Quality Research Journal*, 41(4), 410-417.

Zurita, F., De Anda, J., & Belmont, M. A. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35(5), 861-869.

Zurita, F., Belmont, M. A., De Anda, J., & Cervantes-Martinez, J. (2008). Stress detection by laser-induced fluorescence in *Zantedeschia aethiopica* planted in subsurface-flow treatment wetlands. *ecological engineering*, 33(2), 110-118.

Zurita Martínez, F., Castellanos-Hernández, O. A. y Rodríguez-Sahagún, A. (2011). El tratamiento de las aguas residuales municipales en las comunidades rurales de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 1, 139-150.