



EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Boca del Río

"2020, Año de Leona Vicario, Benemérita Madre de la Patria"

SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE BOCA DEL RÍO
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

**"TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES UNIVERSITARIAS MEDIANTE
UN HUMEDAL ARTIFICIAL CON SUSTRATOS HIBRIDOS Y PLANTAS
ORNAMENTALES TROPICALES"**

TESIS

PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS DE LA INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA

I.Q. Marimar Lara Acosta

DIRECTOR DE TESIS

Dra. Fabiola Lango Reynoso

CO- DIRECTOR

Dr. Luis Carlos Sandoval Herazo

ASESORES

Dra. Maria Del Refugio Castañeda Chávez

Dr. Jesús Montoya Mendoza

05 DE MARZO DEL 2021

BOCA DEL RÍO, VERACRUZ,



Km. 12 Carretera Veracruz-Córdoba C.P.94290

Boca del Río, Veracruz. Tel. (229) 690-5010 e-mail: dir01_bdelrio@tecnm.mx

www.tecnm.mx | www.bdelrio.tecnm.mx





ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

Número Registro: A-08013-150119

En la ciudad de Boca del Río, Ver., siendo las 10:00 horas del día 25 del mes de enero de 2021 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Consejo del Posgrado de la Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental del ITBOCA, para examinar la Tesis de Grado titulada:

“TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES UNIVERSITARIAS MEDIANTE UN HUMEDAL ARTIFICIAL CON SUSTRATOS HÍBRIDOS Y PLANTAS ORNAMENTALES TROPICALES”

Que presenta el (la) alumno(a):

MARIMAR LARA ACOSTA

Aspirante al Grado de:

Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental

Después de escuchar las opiniones sobre el documento escrito e intercambiar puntos de vista, los miembros de la Comisión manifestaron SU APROBACIÓN, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes para su defensa ante el jurado correspondiente.

LA COMISIÓN REVISORA:

DRA. FABIOLA LANGO REYNOSO
Director

DR. LUIS CARLOS SANDOVAL HERAZO
Co-Director

DRA. MARÍA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHAVEZ
Asesor

DR. JESÚS MONTOYA MENDOZA
Asesor





Boca del Río, Ver., **25/ENERO /2021**
Asunto: **CONSTANCIA DE
NO INCONVENIENCIA**

LIC. MAGALI DE LOURDES MARTÍNEZ CANALES
JEFA DEL DEPTO. DE SERVICIOS ESCOLARES
Presente.

AT'N.LIC. SONIA CONCEPCIÓN SOLÍS SOLÍS
GESTOR DE TITULACIÓN
Presente.

Por medio del presente, me permito hacer constar que el(a) candidato(a) a Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental **C. MARIMAR LARA ACOSTA** de la generación enero 2018 – diciembre 2020 con número de control **18990037**, cumplió con todos los requisitos para su liberación como tesista, mismos que incluyen la presentación del manuscrito final de tesis autorizado por su director de tesis **DRA. FABIOLA LANGO REYNOSO** y él envío del producto derivado de su tesis de grado.

Por lo anterior no tengo inconveniente en que realice los trámites correspondientes para el acto recepcional para la obtención del grado de Maestro en Ciencias, en la fecha y hora que defina el candidato con su Director de tesis.

Sin otro particular y para los fines legales que corresponda, quedo de usted.

ATENTAMENTE

Excelencia en Educación Tecnológica®
Por nuestros mares responderemos

 M.C. ANA LETICIA PLATAS PINOS	<p>Vo.Bo.</p>  DRA. FABIOLA LANGO REYNOSO
JEFA DE LA DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN	DIRECTOR DE TESIS



c.c.p. Coordinador de MCIAMB
c.c.p. Expediente





LICENCIA DE USO OTORGADA POR (MARIMAR LARA ACOSTA), de nacionalidad Mexicana mayor de edad, con domicilio ubicado en Fraccionamiento hacienda sotavento, Calle: Laguna Lizamba 63B, Veracruz, Ver., en mi calidad de titular de los derechos patrimoniales y morales y autor de la tesis denominada **“TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES UNIVERSITARIAS MEDIANTE UN HUMEDAL ARTIFICIAL CON SUSTRATOS HÍBRIDOS Y PLANTAS ORNAMENTALES TROPICALES”** en adelante **“LA OBRA”** quien para todos los fines del presente documento se denominará **“EL AUTOR Y/O EL TITULAR”**, a favor del **Instituto Tecnológico de Boca del Río** del Tecnológico Nacional de México, la cual se registrá por las clausulas siguientes:

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

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

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

en medio óptico, magnético, electrónico, en red, mensajes de datos o similar, conocido o por conocerse.

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

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

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

Dado en la Ciudad de Veracruz, a los 05 días del mes de marzo de 2021.

“EL AUTOR Y/O TITULAR” “EL INSTITUTO TECNOLÓGICO DE BOCA DEL RÍO”

I.Q. MARIMAR LARA ACOSTA



Km. 12 Carr. Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver.
C.P. 94290. Tel. (229) 690 5010 ext. 102
dir01_bdelrio@tecnm.mx
tecnm.mx | bdelrio.tecnm.mx



Dedicatoria

Este trabajo lo dedico infinitamente a Dios por bendecir mi vida, por guiarme a lo largo de mi existencia, ser el apoyo y fortaleza en aquellos momentos de dificultad y darme fuerza para continuar en este proceso al obtener uno de mis anhelos más deseados.

A mi familia por ser los principales promotores de mis sueños, gracias a ellos por cada día confiar y creer en mí y en mis expectativas.

A mi madre Margarita,

Por ser una madre valiente e invencible ante la vida y luchadora por tus hijos. Gracias por hacerme crecer, por defenderme, por darme tu apoyo siempre y enseñarme a creer en que todo lo puedo lograr, pero sobre todo por tu amor infinito.

A mi padre Evencio,

Por todo lo que me enseñaste con tu ejemplo de persona honesta, por la gran fuerza de perseverancia que te ha caracterizado para sacarnos adelante. Por inculcarme valores que hoy me han hecho ser una persona de bien, pero sobre todo por tu infinito amor.

A mi hermana Paty,

Por brindarme un espacio en su familia y por brindarme los consejos y el apoyo en momentos de dificultad.

A mis hermanos Mago y Luis. A,

Por estar para mí siempre que los necesito, por la motivación y el apoyo moral que me brindan.

Agradecimientos

Mis agradecimientos al Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Boca del Río por el respaldo y los recursos otorgados durante mi desarrollo en el posgrado. Al departamento de Posgrados del Instituto Tecnológico de Boca del Río a CONACyT por la beca otorgada con número 920951 durante mi periodo en este trabajo de investigación.

Agradezco a las personas que se involucraron directamente en el proyecto de investigación, procurando que los recursos indispensables para que este se llevara a cabo los obtuviéramos en tiempo y forma. Por su invaluable apoyo en todas las fases;

A mi directora de tesis a la Dra. Fabiola Lango Reinoso por sus observaciones hacia mi trabajo lo que me permitió mejorar las técnicas y discusiones en el estudio.

A la Dra. Ma. Del Refugio Castañeda Chávez por brindarme los medios requeridos para el trabajo de laboratorio en el desarrollo este proyecto.

A mi codirector de tesis Dr. Luis Carlos Sandoval Herazo por sus observaciones hacia mi trabajo y por brindarme la asesoría necesaria en base a su experiencia para mejorarlo.

De la misma manera agradezco a mi compañera Arq. Alejandra Amaya Ortiz por su gran aportación al obtener un diseño único y por la colaboración con trabajo arduo para llevar a cabo este proyecto de investigación, no pude a ver tenido mejor equipo.

A mi amiga Sujey por el apoyo y la motivación mediante el procesamiento de las muestras y por estar siempre en momentos de dificultad.

Tratamiento de aguas residuales universitarias mediante un humedal artificial con sustratos híbridos y plantas ornamentales tropicales

RESUMEN

La concentración de contaminantes en las descargas de aguas residuales es un tema preocupante en cada entidad, porque pone en riesgo la calidad hídrica de las fuentes receptoras. Los humedales artificiales generalmente se clasifican dentro del grupo de los sistemas naturales en el tratamiento de aguas residuales. Por lo que el objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de eliminación de contaminantes presentes en aguas residuales universitarias mediante un novedoso humedal artificial con sustratos alternativos de PET, conchas de ostión, caracol y tezontle, utilizando monocultivos y policultivos de 11 especies de plantas ornamentales tropicales. Se utilizaron 7 celdas como tren de tratamiento en un sistema de humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) con base en diseño arquitectónico. Fueron alimentados con agua residual universitaria de manera intermitente y evaluados para la eliminación de DQO₅, DBO, PT, NT, SST, SS, SDT. Los resultados mostraron que durante el periodo aclimatación solo se logró adaptar el 64.2% de la vegetación, sin embargo, en el sistema puesto en marcha todas las plantas generaron una ganancia estética por la belleza de su inflorescencia, dando lugar a diversas funciones como plantas ornamentales fitorremediadora. Para las eficiencias de remoción de contaminantes no se presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre cada uno del tratamiento, en general fueron altas: La DBO₅ y la DQO se removieron en más del 70%; el NT en más de 50%; PT más del 10%; los SST y SS en más del 90%; los SDT más del 40%. Los resultados obtenidos demuestran que se logró obtener un efluente con la remoción indicada para cumplir con los límites máximos permisibles de contaminantes en relación con NOM-001-SEMARNAT-1996. Por lo que es posible implementar HAFSSH para el tratamiento de aguas residuales universitarias, gracias al efecto favorable de la vegetación ornamental, y al reusó sostenible de los sustratos alternativos.

Palabras Clave: Humedales artificiales, plantas ornamentales, aguas residuales, tratamientos, remoción.

Treatment of university wastewater using an artificial wetland with hybrid substrates and tropical ornamental plants.

ABSTRACT

The concentration of pollutants in wastewater discharges is a matter of concern in each entity, because it jeopardizes the water quality of the receiving sources. Artificial wetlands are generally classified within the group of natural systems in wastewater treatment. Therefore, the objective of this study was to evaluate the removal efficiency of pollutants present in university wastewater by means of a novel artificial wetland with alternative substrates of PET, oyster shells, snail and tezontle, using monocultures and polycultures of 11 species of tropical ornamentals. Seven cells were used as a treatment train in a horizontal subsurface flow constructed wetland system based on architectural design. They were fed with university wastewater intermittently and evaluated for the removal of COD₅, BOD, PT, NT, TSS, SS, TDS. The results showed that during the acclimatization period only 64.2% of the vegetation was able to adapt, however, in the system implemented all the plants generated an aesthetic gain due to the beauty of their inflorescence, giving rise to various functions as phytoremediating ornamental plants. For pollutant removal efficiencies, there were no significant differences ($p > 0.05$) between each treatment, in general they were high: BOD₅ and COD were removed by more than 70%; NT by more than 50%; PT by more than 10%; TSS and SS by more than 90%; TDS by more than 40%. The results obtained show that an effluent was obtained with the indicated removal to comply with the maximum permissible limits of pollutants in relation to NOM-001-SEMARNAT-1996. Therefore, it is possible to implement HAFSSH for the treatment of university wastewater, thanks to the favorable effect of ornamental vegetation, and the sustainable reuse of alternative substrates.

Key words: Artificial wetlands, Ornamental plants, Wastewater, Treatment, removal.

INDICE

I.	Introducción.....	17
II.	Antecedentes	20
III.	Marco teórico.....	24
	3.1 Aguas residuales	24
	3.1.1 Aguas residuales domésticas:.....	24
	3.2 Tratamiento de aguas residuales.....	25
	3.3 Etapas de tratamiento del agua residual.....	27
	3.3.1 Tratamineto primario	27
	3.3.1.1 Tratamiento Secundario	27
	3.3.1.1.1 Tratamiento Terciario	28
	3.4 Tratamiento convencional.....	28
	3.5 Tratamientos no convencionales	29
	3.6 Humedales artificiales.....	29
	3.7 Clasificación de los humedales artificiales.....	30
	3.7.1 Humedal Artificial de Flujo Superficial (HAFS)	31
	3.7.1.1 Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial (HAFSS)	32
	3.7.1.1.1 Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Horizontal (HAFSSH)	32
	3.7.1.1.1.1 Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Vertical (HAFSSV)	33
	3.8 Componentes de un humedal artificial	34
	3.9 La vegetación en los humedales artificiales.....	35
	3.10 El papel de la vegetación en los HA	36
	3.11 Mecanismos depuradores propios de las plantas	39
	3.12 Plantas típicas de humedales artificiales.....	41
	3.13 Plantas ornamentales en los humedales artificiales.....	42

3.14 Selección de la vegetación en los HA	44
3.15 Procesos de transformación de contaminantes en aguas residuales mediante los humedales artificiales.	45
3.16 Mecanismos de remoción por tipo de contaminante.....	47
3.16.1 Materia organica.....	47
3.16.1.1 Sólidos en suspensión	49
3.16.1.1.1 Nitrogeno.....	49
3.16.1.1.1.1 Fosforo	50
3.16.1.1.1.1.1 Asimilación de biomasa.....	51
IV. Justificación	52
VII. Objetivos	53
7.1. Objetivo general.....	53
7.2. Objetivos específicos	53
VIII. Materiales y métodos	54
8.1 Área de estudio.....	54
.....	54
8.2. Descripción del sistema	54
8.2.1 Descripción del HAHFSS	55
8.2.1.1 Suministro de agua	57
8.3 Diseño experimental	58
8.3.1 Selección de la vegetación:.....	58
.....	63
8.3.2 Implementación de la vegetación	63
8.3.3 Periodo de adaptación de la vegetación empleada.....	64
8.3.4 Siembra de la vegetación.....	66

8.3.5 Mediciones fisiológicas de las plantas.....	68
8.3.6 Monitoreo del sistema	70
IX. Resultados y discusión.....	74
Características químicas del agua residual utilizada para este estudio	74
Calidad del agua residual.....	82
X. Conclusión	88
XI. Literatura citada.....	89

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Numeración de región hidrológica Muestreadas en México	26
Tabla 2. Síntesis de las observaciones realizadas con respecto a la calidad del agua en cada región hidrológica	26
Tabla 3. Los cuatro géneros de plantas más comúnmente utilizados en HA en todo el mundo, identificados durante los 87 estudios de encuesta en 21 países, agrupados por continentes.....	43
Tabla 4. Mecanismos que contribuyen a la depuración de aguas residuales en HAFSS: Humedales artificiales de flujo subsuperficial, HAS: Humedales artificiales de flujo superficial, HAFV; Humedales artificiales de flujo vertical	46
Tabla 5. Dimensiones de cada celda y cantidad por sustrato utilizado en el sistema de en el HAHFSS	56
Tabla 6. Tota de plantas al inicio del periodo de adaptación por fracción de agua residual.....	66
Tabla 7. Vegetación adaptada y sembrada en el sistema HAFSSH	68
Tabla 8. Parámetro y equipo utilizado para las mediciones fisiológicas.....	69
Tabla 9. Metodos ex situ para la evaluación del agua residual	72
Tabla 10. Metodos In situ para la evaluación del agua residual.....	73
Tabla 11. Caracterización del agua residual universitaria (Cárcamo ITBOCA)	74
Tabla 12. Parámetros de calidad de aguas residuales y eliminación de contaminantes en cada una de las celdas que componen el HAHFSS.....	82

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. a) Sistema convencional de lodos activados. b) Tratamiento por biodiscos	28
Figura 2. Clasificación de los humedales artificiales.....	30
Figura 3. Humedal artificial de flujo superficial.. ..	31
Figura 4. Humedal artificial de flujo subsuperficial.	32
Figura 5. Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal.	33
Figura 6. Humedal artificial de flujo subsuperficial de flujo vertical.....	34
Figura 7. Formas de crecimiento de la macrofitas en los humedales artificiales. ...	36
Figura 8. Interacción de los componentes de un humedal artificial en el tratamiento de aguas residuales.	38
Figura 9. Efecto de las inundaciones sobre la microflora. Desplazamiento y exclusión del oxígeno aéreo (1), el atrapamiento de gases generados metabólicamente en el suelo y las consecuencias, a lo largo del tiempo, de la respiración bacteriana para el potencial redox del suelo, la pérdida de nitrato libre y la consiguiente generación de productos finales químicamente reducidos.	39
Figura 10. Fitorremediación La UAM y el Agua.....	40
Figura 11. Plantas típicas utilizadas en humedales artificiales, a) Espadaña (<i>Typha latifolia</i>); b) Juncos (<i>Scirpus</i>); c) Papiro (<i>Cyperus papyrus</i>); d) Carrizo (<i>Phragmites australis</i>); e) Lenteja de agua (<i>Lemna Sp</i>); f) Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	42
Figura 12. Comportamiento del nitrógeno y fósforo dentro de un humedal artificial.	51
Figura 13. Ubicación geográfica del municipio de Boca del Río, modificada con la vista aérea del ITBOCA.....	54
Figura 14. Sistema HAHFSS; a) Render suministro de agua, b) Tubo de alimentación a la primera celda.....	55
Figura 15. Sustratos utilizados en el HAFSH. A) Caracol, b) Concha de ostión, c) Tezontle, d) PET.	56
Figura 16. Isométrico del HAHFSS con descripción de cada celda.	57

Figura 17. Plantas utilizadas en el HAFSSH; adaptadas al clima tropical 1 a) <i>Strelitzia reginae</i> , b) <i>Alpina purpurata</i> , c) <i>Canna Indica</i> , d) <i>Xanthosoma robustum</i> , e) <i>Cyperus papyrus</i> , f) <i>Pistia stratiotes</i>	61
Figura 18. Plantas utilizadas en el HAFSSH; adaptadas al clima tropical 2. a) <i>Spathiphyllum wallisii</i> , b) <i>Iris germánica</i> , c) <i>Pennisetum purpureum</i> , c) <i>Ruellia brittoniana</i>	63
Figura 19. <i>Heliconia psittacorum</i>	64
Figura 20. a) Selección y numeración de la vegetación. b) medición de clorofila indirecta.....	65
Figura 21. Preparación de la vegetación para el periodo de la adaptación. a) División Individuos colocados en los contenedores, b) Riego de las plantas con agua natural, c) Preparación de las fracciones de agua residual, d) Agregado de agua residual al 100%, 75%, 50%.....	65
Figura 22. Siembra de la vegetación previamente adaptada. a) Preparación de la vegetación (<i>canna indica</i>) 40cm de altura, b y c) Preparación de cada celda “Excavación de 30-50cm de profundidad, d) Siembra de la vegetación.....	67
Figura 23. Mediciones fisiológicas durante el periodo de adaptación de la vegetación y en el HAFSSH puesto en marcha. a) Medicion fisiológica (Grosor del tallo) en el sistema puesto en marcha, b) Extracción de la planta para medición de biomasa, d) Extracción de la planta para medición de biomasa.	69
Figura 24. Medición de biomasa aérea, cuerpo y raíz. a) Planta dividida en tres y secada a la intemperie por 48 h, b) Planta secada en la estufa por 72hr a 100°C.	70
Figura 25. Aclimatación del HAHFSS a las nuevas condiciones de agua residual. a) HAFSSH después del crecimiento de la vegetación, b) Toma de muestra del influente, entrada en el tanque de alimentación.	71
Figura 26. Recolección muestra para los analisis de la calidad del agua residual. a) Salida del agua residual de cada celda para permitir los muestreos, b) Toma de muestra.	73
Figura 27. Mediciones a) Temperatura, b) pH.....	74
Figura 28. Especies perdidas durante el periodo de adaptación. a) <i>Coleos</i> , b) <i>Lantanas</i> . c) <i>Esparragos</i> , d) <i>Duranta</i>	76

Figura 29. pH en el sistema HAFSSH puesto en marcha.	77
Figura 30. en el sistema HAFSSH puesto en marcha.	78
Figura 31. Grosor del tallo de las plantas en el sistema HAFSSH puesto en marcha	80
Figura 32. Numero de flores de las plantas en el sistema HAFSSH puesto en marcha	81
Figura 33. Clorofila Indirecta de las plantas en el sistema HAFSSH puesto en marcha.	81
Figura 34. Biomasa de las plantas en el sistema HAFSSH puesto en marcha	82
Figura 35. Biomasa de las plantas en el sistema HAFSSH puesto en marcha.	82

I. Introducción

En los últimos años la degradación de los ecosistemas, la utilización a gran escala de los recursos hídricos y la contaminación del agua se han convertido en factores importantes que generan problemas eco-ambientales en las cuencas fluviales, afectando todos los aspectos de la producción humana y la vida (Guan et al., 2019). Hasta la fecha, estudios recientes ha demostrado que 21 de los 37 acuíferos más grandes del mundo han cruzado sus puntos de inflexión de sostenibilidad por lo que 1.600 millones de personas se enfrentan a una escasez económica de agua (Hasan et al., 2019).

En México cerca de dos tercios de su territorio en áreas áridas o semiáridas enfrentan escasez natural de agua, y solo un tercio con una abundancia relativa de agua muy alta (Arreguin et al., 2019). Se ha demostrado que la escasez por contaminación del agua se debe tanto los procesos naturales como los antropogénicos. Las actividades agrícolas, industriales, urbanas y las descargas de aguas residuales que se consideran fuentes importantes de contaminación (Gradilla et al., 2020).

Esto debido a las escorrentías generadas por el riego de cultivos y desechos industriales, que provocan la degradación de la calidad del agua, la contaminación del agua subterránea, la sedimentación y la toxicidad directa para los organismos. Lo que en consecuencia afecta la biodiversidad, la pesca, la recreación y la salud pública, haciendo que estas fuentes no sean aptas para el consumo (Wang et al., 2018). De acuerdo con Hernández et al. (2018), México cuenta con 4904 plantas de tratamiento, de las cuales, 2617 tratan aguas residuales industriales. Logrando que solo el 50% de las aguas residuales entre municipales e industriales reciban tratamiento. Lo cual indica que el porcentaje restante llega a mares, ríos, lagos y riegos agrícolas sin ningún tipo de tratamiento (CONAGUA, 2018).

Hasta el 2019 de los indicadores de calidad de agua en México fueron monitoreados: Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO_5), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Coliformes Fecales (CF y Porcentaje de Saturación de Oxígeno (OD%) (CONAGUA, 2020). Dejando a un lado indicadores de eutrofización como nitrógeno y fosforo en aguas

superficiales de países en vía de desarrollo (Gao et al., 2019). Así como productos farmacéuticos que, debido a su naturaleza recalcitrante, se ha reportado su presencia en efluentes de plantas de tratamiento convencionales en un amplio rango de concentraciones (Tejeda et al., 2015). Y que aún en concentraciones ultra bajas pueden afectar negativamente a los organismos, incluyendo la vida silvestre y seres humanos (Cervantes et al., 2017).

Existen muchas tecnologías de tratamiento de aguas residuales que parecen ser altamente eficientes, sin embargo, requieren de un mayor consumo energía y producen más emisiones de carbono dependiendo de la escala en la que se encuentren (Chang et al., 2017). Pero que difícilmente son consideradas en comunidades de poblaciones pequeñas (cerca de $5000 \leq 2500$ habitantes), en tales casos las comunidades tienden a descargar sus aguas residuales a cielo abierto convirtiéndose en un foco de infección (Vidal, 2018).

Por estas razones esencial pensar en fuentes de agua no convencionales para satisfacer el aumento de la tasa de demanda de agua dulce. La reutilización de agua (aguas grises o aguas recuperadas) mediante el tratamiento de aguas residuales se ven como una opción viable para superar la escasez en el suministro de agua (Almukhtar et al., 2018). Lo que conlleva a una implementación estratégica de la reutilización del agua importante para cumplir las agendas políticas hacia los objetivos de desarrollo sostenible (Landa et al., 2020).

Por lo que una alternativa viable y amigable con el medio ambiente para el tratamiento del agua son los humedales artificiales los cuales consisten principalmente en estanques poco profundos en los que se implantan especies vegetales adaptadas a la vida acuática y en los que la depuración se basa en procesos naturales de tipo microbiológico, biológico, físico y químico, son de bajo costo de implementación, construcción y fácil operación (Li et al., 2018; Liu et al., 2019). En los cuales el papel que juegan las plantas ornamentales terrestres se ha evaluado, con relación a los contaminantes, sustrato y el tipo de agua que se desea tratar (Sandoval et al., 2019a). Entre los que se destacan micrófitos que le brindan al sistema la principal fuente de oxígeno a través de un proceso que ocurre en la zona de la raíz, llamada pérdida de oxígeno radial. Las plantas mediante la

producción de raíces y rizomas proporcionan sustratos para las bacterias adheridas y la oxigenación en áreas adyacentes a la raíz, para absorber los contaminantes del agua.

El nitrógeno (N), el fósforo (P) y otros nutrientes son absorbidos principalmente por las plantas de los humedales a través de la epidermis y los haces vasculares de las raíces, siendo transportadas hacia el tallo y las hojas (Sandoval et al., 2019). El N se elimina principalmente por la nitrificación y la desnitrificación, mientras que el 20-30% de N puede ser eliminado por absorción de la planta. Un amplio rango de bacterias anaeróbicas facultativas, siendo las más comunes *Pseudomonas sp.*, *Achromobacter sp.* y *Aerobacter sp.*, realizan el proceso. Toda la reacción que incluye como primer paso la conversión de nitrato a nitrito, seguida por la producción de óxido nítrico y gas nitrógeno (Delgadillo et al., 2012). las plantas pueden desempeñar muchos otros papeles clave en los humedales artificiales, incluida la reducción de la velocidad del viento, proporcionando enormes superficies para nitrificadores y desnitrificadores, excretando carbono orgánico en las áreas circundantes (Wang et al., 2018).

Mientras que la eliminación de fósforo se debe principalmente a la adsorción en los medios del sustrato, aunque la precipitación, la absorción por las plantas y un mayor nivel de oxígeno disuelto (OD) podría acelerar la adsorción de fósforo y la precipitación al sustrato (Ilyas y Masih, 2017).

Por otra parte, se sabe que los humedales artificiales con flujo subsuperficial horizontal son buenos en desnitrificación, pero pobres en nitrificación, mientras que los humedales construidos con flujo subsuperficial vertical muestran rendimientos contrarios. Esto ha llevado a los investigadores a desarrollar un sistemas de humedales artificiales con flujo subsuperficial horizontal, así como humedales artificiales con flujo subsuperficial vertical o sistemas combinados, por otra parte la implementación de monocultivos y policultivos para la mejora en la eliminación de contaminantes (Vymazal, 2014; Vymazal y Kröpfelová, 2011).

Debido a lo anterior la utilización de tecnologías no convencionales como sistemas humedales artificiales es una opción como tratamiento las aguas residuales del Instituto tecnológico de boca del Rio (ITBOCA) centro educativo ubicado en la zona

conurbada boca del río Veracruz, en el estado de Veracruz, México, esta institución de educación superior con una superficie aproximada de siete hectáreas, distribuidas en diferentes áreas, destinadas a actividades administrativas, atención a estudiantes, docencia e investigación. La cual alberga una matrícula de 2659 estudiantes, y no cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales, por lo que sus descargas son directamente al río Jamapa, sin recibir tratamiento alguno. En este sentido se propone evaluar la concentración de contaminantes como lo son materia orgánica, nitrógeno, fósforo y sólidos empleando policultivos y monocultivos de plantas ornamentales y sustratos híbridos en un humedal artificial horizontal de flujo subsuperficial implementado en esta institución.

II. Antecedentes

La utilización de HA se remonta a los inicios del siglo XX, tuvo su origen en Alemania a principios de 1950 (Dahl & Allord, 1997). En la actualidad esta ecotecnología se ha extendido alrededor del mundo, en las que varía el tipo de humedal artificial, el tipo de agua residual a tratar, la vegetación y los sustratos a utilizar.

En humedales experimentales plantados con *Typha latifolia*, aireación artificial y bolas de polipropileno huecas de poliedro (PHPB) como parte del sustrato. En China, se observaron las siguientes mejoras: 10.38 g DQO / m² día, 1.34 g NH₄ – N / m² día, 1.04 g TN / m² día, 0.07 g SRP / m² día y 0.07 g TP / m² día de eliminación, en comparación con humedales no aireados sin presentar PHPB (Tang et al., 2009).

En relación con humedales artificiales de flujo vertical en China, se investigó la eficiencia de eliminación de nitrógeno (N) y fósforo (P) en las aguas residuales del campus de la Universidad Agrícola del Sur de China, bajo tres sustratos diferentes (BFAS), escoria artificial de alto horno, CBAS escoria artificial de combustión de carbón y MSAS escoria artificial de arena mediana), con y sin siembra de *Canna indica*. Los resultados obtenidos mostraron que el porcentaje de eliminación de P total y N de amonio por los sustratos fue BFAS > CBAS > MSAS debido a los altos contenidos de Ca y Al en el sustrato BFAS (Cui et al., 2010). Estos sistemas son una opción viable para el tratamiento de efluentes industriales y eliminación de componentes tóxicos, por lo que, en la India, realizaron una investigación sobre la

eficiencia de los macrófitos acuáticos como *Typha sp.*, *Eichhornia sp.*, *Salvinia sp.*, *Pistia sp.*, *Azolla sp.* y *Lemnasp.* Para tratar los efluentes de una fábrica de lácteos, en condiciones de laboratorio en humedales artificiales. En los resultados se observó que la demanda biológica de oxígeno y la demanda química de oxígeno de los efluentes lácteos se redujeron hasta 65.4-83.07% y 70.4-85.3%, respectivamente (Dipu et al., 2011).

Un año más tarde mediante un humedal artificial a gran escala que combina un humedal construido verticalmente (AVCW) y un humedal construido de flujo horizontal (HCW) plantados con *Acorus calamus* y *Canna indica* se trataron aguas residuales. El sistema redujo efectivamente la producción anual promedio de DBO₅ (52.0%), NH₄ – N (58.41%) y TP (41.61%) (Pan et al., 2012).

El suministro de oxígeno y de fuentes de carbono generalmente es insuficiente en los humedales construidos con flujo subsuperficial por lo que en China se investigó la eliminación simultánea de contaminantes orgánicos y nitrógeno en cinco humedales construidos con flujo vertical operado por lotes en diferentes condiciones de operación. Se crearon regiones alternativas aeróbicas y anaeróbicas bien con aireación intermitente. Presentado resultados favorables en la eliminación de compuestos orgánicos, nitrógeno de amonio (NH₄ –N) y nitrógeno total (TN) simultáneamente, que fueron 97, 96 y 82%, respectivamente (Fan et al., 2013).

Otra situación se observó al estudiar la eliminación de iones fluoruro en humedales construidos por (Li et al., 2014), donde la eliminación de contaminantes en sistemas sin plantas fue un 20% menor que en sistemas con vegetación.

Después en mediante el uso de humedales subsuperficiales de flujo horizontal (HSSFH), humedales subsuperficiales de flujo vertical (HSSFV) y lagunas de estabilización (LE) utilizando *Zantedeschia aethiopica*, *Iris sibirica* y *Thypha latifolia* como vegetación en el tratamiento de aguas residuales con adición de carbamazepina donde los resultados revelaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la eficiencias de remoción de los sistemas híbridos, con un promedio de $60 \pm 4.45\%$ (Tejeda et al., 2015). En Actopan Veracruz, México se instalaron doce microcosmos fueron implementados; seis con tepezil (ST) y seis con piedra porosa de río (PPR), mostrando una eficiencia de N- NO₃, P-PO₄ y DBO₅ fueron 60.3, 55.4

y 80.1 %, respectivamente en humedales con *typha spp.* mientras que en los humedales sin vegetación las remociones fueron de 19.6, 18.8, 63.6 para de N-NO₃, P-PO₄ y DBO₅ respectivamente (Marín-Muñiz, 2016).

De acuerdo con Núñez-Delgado (2017) en Chile evaluaron la eficiencia de eliminación de materia orgánica, nutrientes, parámetros microbiológicos y las emisiones de metano utilizando humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial a escala piloto. Los resultados muestran que el HFHSS en régimen de policultivo alcanzó mayores eficiencias de eliminación, logrando eficiencias de 69%, 64%, 34%, 33% para DBO₅, DQO, NT, PT.

Por otra parte, mediante humedales artificiales de flujo vertical se trataron aguas artificiales de colorantes textiles AB113, BR46 con *Phragmites australis* como vegetación en reino unido, donde los humedales con largos tiempos de contacto fueron significativamente mejores ($p < 0.05$) que los humedales que tuvieron cortos tiempos de contacto en términos de reducción de la demanda de colorante, color y oxígeno químico. Respecto al nitrato nitrogenado (NO₃-N), las tasas de porcentaje de reducción de AB113, BR46 y una mezcla de tinte de ambos estaban entre 85 y 100% (Hussein y Scholz, 2018). En ese mismo año Saraiva et al., (2018) evaluaron la eficiencia de seis diferentes humedales construidos de flujo subterráneo horizontal con diferentes sustratos (grava y botellas de PET trituradas). Obtuvieron que el PET triturado tuvo una eficiencia similar a la grava en la eliminación de la DBO₅, DQO, PT y KT incluso obtuvo mejores resultados en turbidez y sólidos suspendidos totales.

Posteriormente en un humedal de tratamiento flotante (FTW) utilizando sustratos artificiales (AS) Perifiton mostraron eficiencia en eliminación de nitrógeno de 60.4% en los tratamientos de AS y 65.3% en los FTW, mientras que la eficiencia de eliminación de fósforo total fue de 83.7% en los tratamientos de AS y 39.45% en los FTW (Gao et al., 2019). En ese mismo año en México Sandoval et al. (2019) a través de 10 unidades experimentales con tezontle y PET como sustrato y *Spathiphyllum blandum* como vegetación plantada y alimentadas con agua de río. Presentaron una eficiencia en la eliminación de DQO (77%), NT (49%), N-NH₄ (47%), PT (64%), SST (51%) y IB (71%) en sistemas con vegetación mientras que en sistemas sin

vegetación la eliminación de DQO (70%), NT (37%), N-NH₄ (36%), PT (64%), SST (32%) y IB (52%).

Después en una revisión de Sandoval et al., (2019) describe la importancia del uso de plantas con flores ornamentales en humedales artificiales como sistemas de tratamiento de aguas residuales, además de resaltar qué especies como *Canna*, *Iris*, *Heliconia* y *Zantedeschia* se han probado en términos de su capacidad para adaptarse y eliminar contaminantes para que puedan usarse en nuevos diseños de humedales domiciliarios, rurales y urbanos, generando mejor saneamiento del agua, estética paisajística y potencial económico.

Posterior a esto (Mateo et al., 2020) evaluaron el efecto del uso de *Canna hybrids* en humedales, de construcción vertical, parcialmente saturados alimentados con aguas porcinas. Demostrando que la utilización de *Canna hybrids* favoreció la eliminación de SS 69%, PT 39%, N-NO₄ 65%, y CF 62%.

En cuanto a especies vegetales, ya se han utilizado varias plantas, desde micrófitos presentes en ambientes acuáticos, flores ornamentales y gramíneas forrajeras en los humedales artificiales (Chang et al., 2012; Borges et al., 2015). El uso de plantas ornamentales para la eliminación de contaminantes en estos sistemas se ha aplicado en diferentes países alrededor del mundo comúnmente en áreas tropicales y subtropicales. Entre las que destacan la utilización de la *canna*, *iris*, *Spathiphyllum blandum*, *Heliconia* y *Zantedeschia* (Tejeda et al., 2015; Sandoval et al., 2019; Mateo et al., 2020). Obteniendo altas eficiencia al ser aplicadas como tren de tratamiento favoreciendo en la eliminación de sólidos suspendidos, fósforo total, nitrógeno amoniacal y coliformes fecales (Mateo et al., 2019). Contribuyendo a que el agua tratada cumpla con la calidad para ser reutilizada en el riego de hortalizas (Rodríguez-López y Cubas-Becerra, 2019). Sin embargo, el conocimiento actual sobre el papel que juegan las plantas ornamentales terrestres en los humedales artificiales apenas ha sido estudiado (Sandoval et al., 2019). Asimismo, se ha prestado poca atención al uso de nuevos medios de soporte o relleno para HA en su mayoría la grava, la arena, la piedra porosa de río son los materiales más utilizados como medio de soporte vegetal, pocos son los estudios para evaluar el uso de materiales alternativos inertes y fáciles de adquirir, puede convertirse en una

solución interesante en cuanto a los costes asociados. Mejorando la calidad de las aguas residuales tratadas.

III. Marco teórico

3.1 Aguas residuales

El agua residual se caracteriza en términos de su composición física, química y biológica. El grado de depuración o limpieza que deba alcanzar, va de acuerdo con los objetivos de calidad deseados, los cuales pueden ser:

- Proteger los cuerpos receptores de la disminución del contenido de oxígeno disuelto y por lo tanto del daño a la ecología del sistema.
- Producir efluentes con calidad específica para ser reutilizada.
- Cumplir con las normas de calidad establecidas, según sea el caso (Pérez et al., 2009).

De acuerdo con el Diario Oficial de la Federación “Las aguas residuales son aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso así como la mezcla de ellas” (DOF, 2018).

El Real Decreto-Ley 11/95 de 28 de diciembre, que transpone la Directiva 91/271/CEE, relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas (ARU), establece las siguientes definiciones:

3.1.1 Aguas residuales domésticas: Aquellas procedentes de zonas de vivienda y de servicios generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas.

3.1.1.1 Aguas residuales industriales: Todas las aguas residuales vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial, que no sean aguas residuales domésticas ni aguas de escorrentía pluvial. Son enormemente variables en cuanto a caudal y composición; las características de los vertidos no únicamente cambian de una industria a otra, sino también dentro de un mismo tipo de industria.

3.1.1.1.1 Aguas residuales urbanas: Las aguas residuales domésticas o la mezcla de estas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial. Todas ellas habitualmente se recogen en un sistema colector y son enviadas mediante un emisario terrestre a una planta EDAR (Estación Depuradora de Aguas Residuales). Las industrias que realicen el vertido de sus aguas residuales en esta red colectora habrán de acondicionar previamente sus aguas (Hernández et al., 2018).

De los tres posibles componentes de las aguas residuales urbanas: Las aguas residuales domésticas siempre estarán presentes.

Las aguas residuales se componen principalmente de agua, sólidos disueltos y sólidos suspendidos. La cantidad de sólidos es casi siempre menos del 0.1 % en peso. Pero la fracción que representa mayor problema para su tratamiento y disposición. El agua provee solamente el volumen y es vehículo para transporte de sólidos, que pueden estar disueltos, suspendidos o flotando. Las aguas residuales en su estado inicial no producen olores desagradables debido a que existe oxígeno disuelto en el agua que permite la descomposición aeróbica. Una vez que el oxígeno disuelto se agota, las aguas residuales entran en descomposición anaeróbica, donde los sólidos producen ácido sulfhídrico y otros gases de olor fétido; así también existen sólidos en suspensión que da al agua un color negruzco (Jabo y Nicole, 2018).

3.2 Tratamiento de aguas residuales

En las áreas de alta densidad poblacional, en el centro del país, se presenta la mayoría de los problemas de contaminación del agua por materia orgánica y contaminantes biológicos. El 89% de la carga total de contaminantes por DBO se genera en 20 cuencas hidrológicas que albergan 93% de la población y 72% de la producción industrial. La insuficiente infraestructura de tratamiento de agua residual municipal e industrial, así como las descargas no controladas a los cuerpos de agua, ocasionan serias repercusiones en la salud humana y en los ecosistemas acuáticos. Esto se debe a la falta de normatividad, pero también, y en mayor medida, al incumplimiento de las normas vigentes y a la falta de vigilancia de su cumplimiento (Roldán et al., 2019).

Durante el año 2017, México contaba con 2 526 plantas de tratamiento en operación de las cuales trataron 135.6 m³/s. Lo que representa el 57.6% del agua total que se genera en el país. En las cuales más del 50% utilizaban lodos activados como tecnología (CONAGUA, 2018).

Tabla 1. Numeración de región hidrológica Muestreadas en México

I. Península de Baja California	VIII. Lerma Santiago Pacífico
II. Noroeste	IX. Golfo Norte
III. Pacífico Norte	X. Golfo Centro
IV. Balsas	XI. Frontera Sur
V. Pacífico Sur	XII. Península de Yucatán
VI. Río Bravo	XIII. Aguas del Valle de México
VII. Cuencas Centrales del Norte	Nacional

Fuente: CONAGUA (2017)

Según el reporte de CONAGUA la evaluación en 2017 los indicadores de la calidad del agua se realizaron en base la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST) Y Coliformes Fecales (CF). En la Tabla 2 se puede comprobar que estos indicadores no se logran eliminar al 100% mediante el tratamiento de aguas residuales utilizando tecnologías convencionales, donde se muestra el color azul para agua de calidad excelente, verde de buena calidad, amarilla como aceptable, naranja como contaminada y el rojo para aguas extremadamente contaminadas, de acuerdo con el número de región hidrológica muestreada (Tabla 1).

Tabla 2. Síntesis de las observaciones realizadas con respecto a la calidad del agua en cada región hidrológica

RHA	Par.	2013	2014	2015	2016	2017
	SST	46	46	49	55	55
VIII	DBO ₅	639	647	654	649	677
	DQO	641	647	654	651	677
	SST	733	743	758	757	757
IX	DBO ₅	242	242	252	253	263
	DQO	243	241	251	253	263
	SST	292	295	309	313	313
X	DBO ₅	249	247	262	266	274
	DQO	249	247	262	267	274
	SST	306	307	325	332	329
XI	DBO ₅	256	252	261	263	259
	DQO	256	252	261	263	259
	SST	353	349	357	354	351

Fuente: CONAGUA (2017)

Para el estado de Veracruz que forma parte de la región hidrológica Golfo centro para el año 2017, con respecto a la DQO se tuvieron 274 observaciones la mayoría de las cuales interpretadas como calidad aceptable y contaminadas. A diferencia de los SST y la DBO₅ que con un mayor número de observaciones se interpretaron como de excelente calidad (Tabla 2).

Los sistemas convencionales para el tratamiento de aguas residuales presentan tres secuelas fundamentales al medio ambiente; a) el agotamiento de recursos no renovables por altos consumos; b) la degradación ambiental por el uso desmesurado de petróleo y sus derivados; y c) el destino de grandes cantidades de productos resultantes de diferentes procesos no ambientales. Por otra parte, los sistemas convencionales no reducen el contenido de microorganismos patógenos de forma sustancial (Hernández et al., 2018; Zurita et al., 2011).

3.3 Etapas de tratamiento del agua residual

3.3.1 Tratamiento primario

El tratamiento primario se considera la primera línea de defensa en la depuración de fluidos residuales porque establece el escenario para la mayoría de las tecnologías de tratamiento biológico que siguen, este proceso consta del cribado, eliminación de arenilla y precipitación primaria, esta última se utiliza para reducir inicialmente la alta concentración de sólidos suspendidos totales (SST). Los sólidos sedimentados se eliminan en forma de lodo para su posterior tratamiento, deshidratación y eliminación (Delgado y Rocha, 2019).

3.3.1.1 Tratamiento Secundario

Este procedimiento generalmente consiste en la separación de sólidos del agua residual y contenido orgánico diluida por medio de la absorción y el crecimiento microbiano. Por lo tanto, este tratamiento es fundamentalmente una fase biológica donde se alienta a las bacterias y los hongos a crecer en lagunas, tanques mixtos y estanques, o en superficies fijas. Las principales tecnologías de tratamiento secundario son estanques facultativos, lagunas aireadas y lodos activados (Delgado y Rocha , 2019).

3.3.1.1.1 Tratamiento Terciario

Consiste en procesos físicos y químicos especiales con los que se consigue limpiar las aguas de contaminantes concretos: fósforo, nitrógeno, minerales, metales pesados, virus, compuestos orgánicos, etc. Es un tipo de tratamiento más caro que los anteriores y se usa en casos más especiales como por ejemplo para purificar desechos de algunas industrias. Algunas veces el tratamiento terciario se emplea para mejorar los efluentes del tratamiento biológico secundario. Se ha empleado la filtración rápida en arena para poder eliminar mejor los sólidos y nutrientes en suspensión y reducir la demanda bioquímica de oxígeno. Una mejor posibilidad para el tratamiento terciario consiste en agregar uno o más estanques en serie a una planta de tratamiento convencional (Loor, 2018).

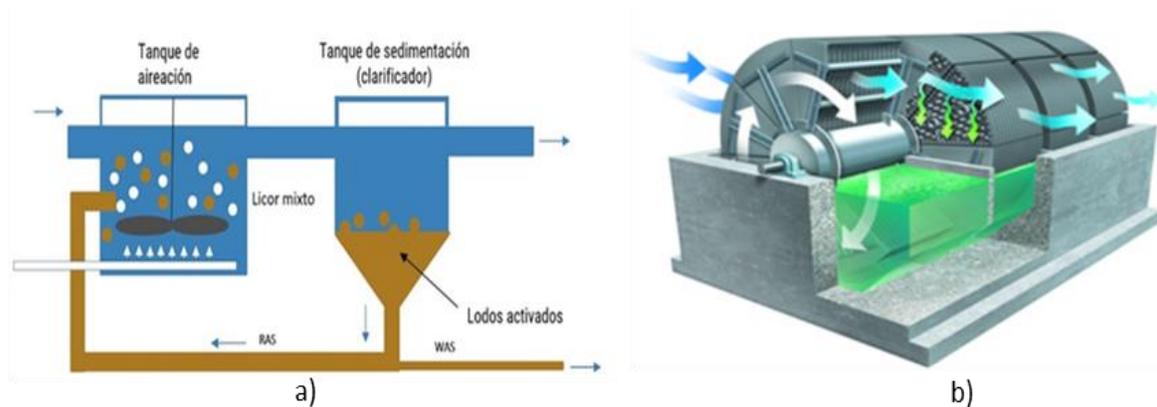


Figura 1. a) Sistema convencional de lodos activados. b) Tratamiento por biodiscos, Fuente: Walker Process Equipment (2018)

3.4 Tratamiento convencional

Procesos de tratamiento bien conocidos y utilizados en la práctica. Generalmente se refiere a procesos de tratamiento primario o secundario. Se excluyen los procesos de tratamiento terciario o avanzado. Estos procesos de tratamiento convencional de aguas residuales son intensivos con respecto al uso de energía, aditivos químicos, con la utilización de personal calificado muchas veces técnicos especialistas. Algunos ejemplos de tratamientos convencionales son: filtros goteadores, lagunas de estabilización, lodos activados, Biodiscos, reactores continuos secuenciales (Figura1) (Chipana y Reynaldo, 2015).

3.5 Tratamientos no convencionales

Las tecnologías no convencionales se caracterizan por recurrir a métodos naturales para la oxigenación de las aguas residuales a tratar, con lo que los costes asociados a esta operación son nulos o muy reducidos. Entre estos métodos naturales de oxigenación destacan: la fotosíntesis (lagunajes), la difusión de oxígeno por las raíces de plantas emergentes (humedales artificiales) y la alternancia de ciclos encharcado secado (filtros verdes, humedales artificiales y filtros de turba) (Durán y Mnovaduran, 2016).

El propósito principal del tratamiento del agua residual es remover el material contaminante, orgánico e inorgánico, el cual puede estar en forma de partículas en suspensión y/o disueltas, con objeto de alcanzar una calidad de agua requerida por la normativa de descarga o por el tipo de reutilización a la que se destinará. El objetivo de depurar un agua residual se logra mediante la integración de operaciones (físicas) y procesos (químicos y biológicos) unitarios, que serán seleccionados en función de las características del agua residual a tratar y de la calidad deseada del agua tratada (Lopez y Geralth, 2020). La metodología de selección tecnológica más apropiada para el tratamiento de las aguas residuales debe ayudar en la toma de decisiones en inversión de recursos económicos para descontaminar los cuerpos de aguas. Por ello esta debe estar basada en factores de sostenibilidad, el análisis del ciclo de vida y los costos asociados a la inversión, operación y mantenimiento (Miranda et al., 2015)

3.6 Humedales artificiales

Los HA han sido definidos como “sistemas de ingeniería, diseñados y construidos para utilizar las funciones naturales de los humedales, de la vegetación, los suelos y de sus poblaciones microbianas para el tratamiento de contaminantes en aguas residuales”. Otros sinónimos de "humedales artificiales" incluyen: humedales construidos, pantanos artificiales, pantanos construidos, biofiltros, y otros sinónimos locales, aunque también se utiliza el nombre en inglés: “wetland” y el nombre más completo que es “constructed wetland” (Hoffmann et al., 2011).

Son sistemas no-mecánicos que dependen de la naturaleza para llevar a cabo su trabajo, mejorado a través de la optimización de las reacciones cinéticas. La proyección física del sistema es diseñada para minimizar al máximo cortos circuitos y zonas muertas. Las plantas y los microorganismos tienen a su vez un papel muy importante dentro del sistema, que tendrá una influencia muy alta en la eficiencia global del mismo (Alarcón y Domínguez, 2012).

En el espectro de la tecnología de tratamiento de aguas residuales, los HA son sistemas de baja velocidad. Son sistemas simples y a la vez muy complejos porque incorporan diversos aspectos tales como: Procesos de precipitación, adsorción, absorción, reacciones químicas, crecimiento bacteriano que se presentan tanto en sistemas de lodos activados, como de película adherida, remoción de nutrientes, (nitrificación y desnitrificación) aspectos avanzados de mecánica de fluidos y biología de plantas. Al igual que en los sistemas de tratamiento convencional de aguas residuales, las plantas de los humedales remueven nutrientes (nitrógeno y fósforo) para la producción de biomasa a través de absorción y asimilación. Estos sistemas tienen la habilidad única de transportar oxígeno para permitir que las raíces crezcan en medios anaerobios. Además de llevar el oxígeno a las raíces de las plantas, éste oxígeno es liberado en el medio del agua y suelo circundantes incrementando de esta forma la capacidad del sistema para la descomposición aerobia de los contaminantes.

3.7 Clasificación de los humedales artificiales

La clasificación básica de los humedales artificiales está en función de las características de la especie macrófita que predomina y del régimen de flujo de agua (Figura 2) (Vymazal, 2007)

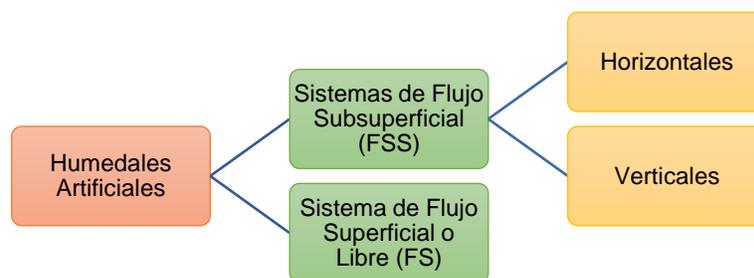


Figura 2. Clasificación de los humedales artificiales. Fuente: Elaboración propia

3.7.1 Humedal Artificial de Flujo Superficial (HAFS)

En estos humedales el agua fluye expuesta a la atmósfera de forma horizontal a través de las plantas sobre la superficie del terreno, son típicamente usados para pulimento de efluentes de procesos de tratamiento secundario y necesitan de grandes áreas superficiales asociadas con largos tiempos de retención (TRH) (Merino, 2017). El TRH se utiliza a menudo como uno de los principales parámetros para establecer la eficiencia del tratamiento de un FS. Influye en la tasa de eliminación de contaminantes y, por lo tanto, es un factor clave en el diseño de estas tecnologías (Pugliese et al., 2020).

Los humedales artificiales de flujo superficial generalmente tienen agua sobre el sustrato, donde la superficie de agua está expuesta a la atmósfera y la trayectoria del flujo es horizontal. Son utilizados principalmente para tratamientos terciarios y, en algunos casos, para secundarios. Ejemplo de estos sistemas son las lagunas o zanjas vegetadas, lagunas en balsa y pantanos artificiales, existiendo siempre una superficie de agua libre (Martínez et al., 2010). A los sistemas FS normalmente se les alimenta agua residual pretratada, con algún tipo de tratamiento físico, de forma continua. El tratamiento se produce durante la circulación del agua a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente. en el que están enraizadas las plantas del humedal, lo que constituye un hábitat adecuado para la mejora de la biodiversidad (Figura 3).

Mientras que algunos sistemas de flujo superficial tienen mucha vegetación con poca agua superficial visible, otros incorporan áreas sustanciales de agua abierta en el diseño y pueden estar formados por uno o más estanques (Becerra et al., 2012; Borin et al., 2001; Spieles & Mitsch, 2000).

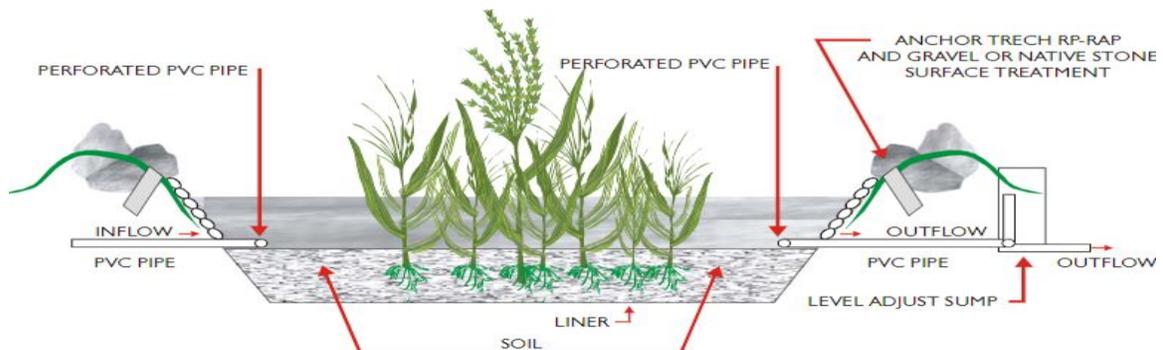


Figura 3. Humedal artificial de flujo superficial. Fuente: Chafloque & Gómez (2006).

3.7.1.1 Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial (HAFSS)

Estos sistemas principalmente son canales o zanjas excavadas y rellenos de material granular poroso, donde el agua fluye por debajo de la superficie del medio soporte, sembrado de plantas emergentes. La profundidad del medio en estos humedales FSS tiene un rango de 0,30 y 0,90 m, siendo el valor más común el de 0,60 m. En el que son de poca profunda y contiene grava suficientemente grande para permitir un flujo subterráneo a largo plazo sin obstrucciones. Las raíces y tubérculos (rizomas) de las plantas crecen en los espacios de poros en la grava, como consecuencia, la ecología de los humedales no es un factor crítico en los sistemas de HAFSS. Pueden considerarse como un reactor biológico tipo “proceso biopelículas sumergida” (Bayona et al., 2004; Lara, 1999).

En este tipo de humedales requieren mínimo personal y equipos electromecánicos; no emitirá ruido ni malos olores, asimismo, aportara al paisajismo del lugar, debido a que se mezclaran con el entorno, y lo más importante es que no requiere de elementos mecánicos para la generación de oxígeno (Burga y Huaranga, 2016). Estos sistemas de HAFSS se catalogan según el sentido de circulación del agua en horizontales y verticales. Además, al combinarse entre ellos forman sistemas híbridos (Figura 4).

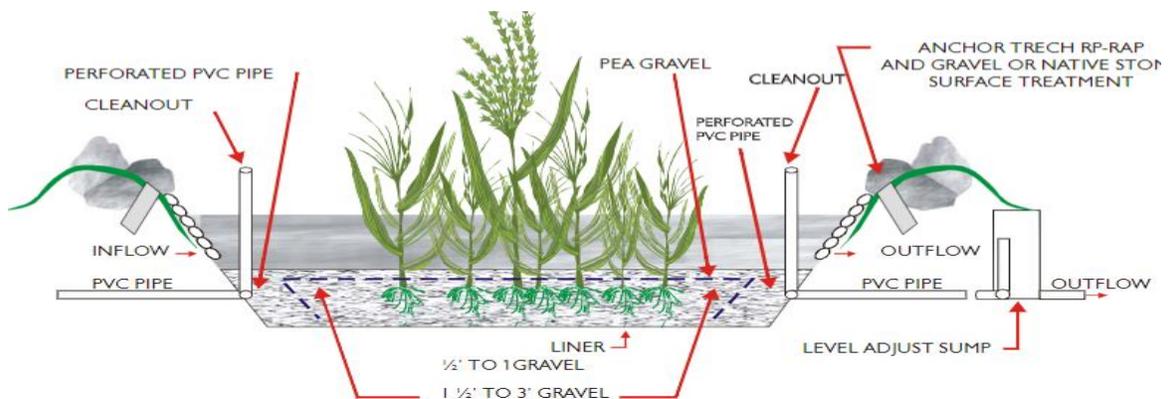


Figura 4. Humedal artificial de flujo subsuperficial. Fuente: Chafloque & Gómez, (2006).

3.7.1.1.1 Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Horizontal (HAFSSH)

En los humedales de flujo subsuperficial horizontal, el agua circula horizontalmente a través del sustrato, rizomas y raíces de las plantas (Figura 5). La profundidad del agua es de entre 0,3 y 0,9 m. Se caracterizan por funcionar permanentemente

inundados (el agua se encuentra entre 0,05 y 0,1 m por debajo de la superficie) favoreciendo las condiciones anaerobias al mantenerse el nivel del agua por debajo del sustrato. (Alarcón et al., 2018). Se alimentan continuamente con aguas residuales y, por lo tanto, el lecho de filtración es mayoritariamente anóxico y las zonas aeróbicas ocurren solo en las zonas adyacentes a las raíces. La recogida del agua depurada se realiza en la parte inferior del lado opuesto al de la alimentación. El nivel de agua es regulado con una tubería flexible manteniendo en todo momento el lecho saturado de agua (Bakhshoodeh et al., 2020; López, 2014).

Los HAFSS son sistemas utilizados para el tratamiento de aguas residuales que son particularmente adecuados para comunidades pequeñas y generalmente se utilizan como un proceso de pulido para el efluente de varios sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales (Hua et al., 2017).

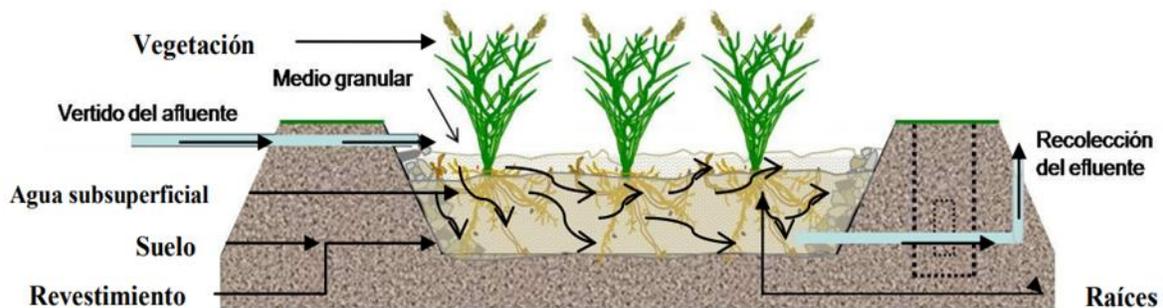


Figura 5. Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Fuente: Gallego, (2010).

3.7.1.1.1 Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Vertical (HAFSSV)

Esta tipología de humedales fue desarrollada en Europa como alternativa a los humedales horizontales para producir efluentes nitrificados. En general los sistemas verticales se combinan con horizontales para que se sucedan de forma progresiva los procesos de nitrificación y desnitrificación y se consiga así eliminar nitrógeno. La circulación del agua es de tipo vertical y tiene lugar a pulsos, de manera que el medio granular no está permanentemente inundado (Figura 6). La profundidad del medio granular es de entre 0,5 y 0,8 m (Cooper, 2005; Serrano y Hernández, 2008). Los sistemas verticales tienen una mayor capacidad de tratamiento que los

horizontales (requieren de menor superficie para tratar una determinada carga orgánica). Por otra parte, son más susceptibles a la colmatación (Vergara, 2015)

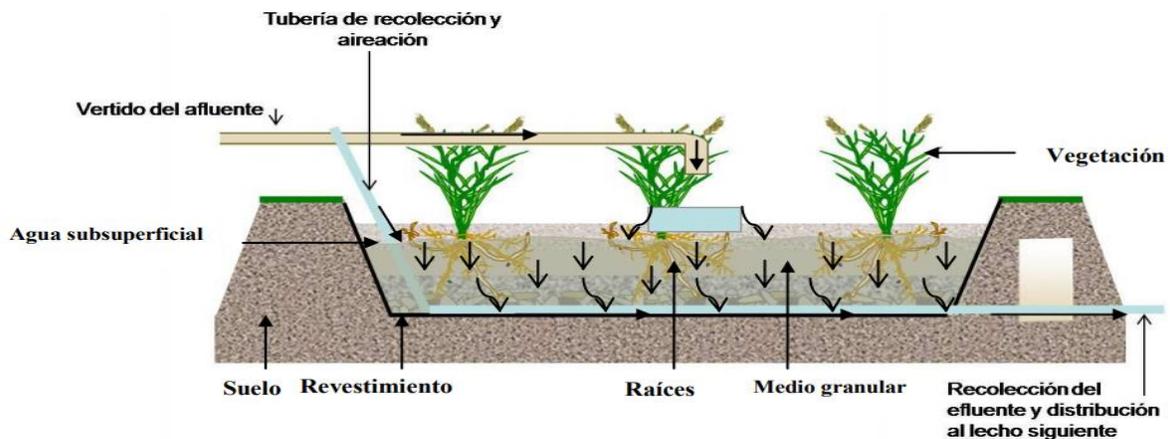


Figura 6. Humedal artificial de flujo subsuperficial de flujo vertical. Fuente: Gallego, (2010)

3.8 Componentes de un humedal artificial

3.8.1 Agua Residual

Las aguas residuales municipales son las que provienen del sistema de abastecimiento de agua de una población. Después de haber sido modificadas por diversos usos en actividades domésticas, industriales y comunitarias, son recogidas por una red de alcantarillado que las conducirá hacia el humedal (Atienza Grefa y Hernández Yarpaz, 2020).

3.8.1.1 Sustrato

El sustrato es el parámetro de diseño crítico en HA, en particular, ya que puede proporcionar un medio de cultivo adecuado para la planta y también permitir el movimiento exitoso de las aguas residuales. Por otra parte, la sorción sustrato puede jugar el papel más importante en la absorción de diversos contaminantes, tales como fósforo (Castañeda Sarmiento, 2017).

3.8.1.1.1 Vegetación

El mayor beneficio de la vegetación es la transferencia de oxígeno a la zona de la raíz. Su presencia física en el sistema (tallos, raíces y rizomas) permite la penetración de la tierra o medio de soporte y transporta el oxígeno de manera más profunda de lo que llegaría naturalmente a través de la sola difusión. Lo más importante en los humedales artificiales es que las porciones sumergidas de las

hojas y tallos muertos se degradan y se convierten en restos de vegetación, que sirven como sustrato para el crecimiento de microorganismo (Birkett, 2018).

3.8.1.1.1.1 Microorganismos

Los microorganismos son los encargados de realizar el tratamiento biológico. En la zona superior del humedal, donde predomina el oxígeno liberado por las raíces de las plantas y el oxígeno proveniente de la atmósfera se desarrollan colonias de microorganismos aerobios; en el resto del lecho granular predominan los microorganismos anaerobios. Los principales procesos que llevan a cabo los microorganismos son la degradación de la materia orgánica, la eliminación de nutrientes y elementos traza (Reed et al., 1995). La actividad microbiana tiene la función de transformar un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas e insolubles y alterar las condiciones de potencial de reducción y oxidación del sustrato, afectando la capacidad de proceso del humedal. Asimismo, gracias a la actividad biológica, muchas de las sustancias contaminantes se convierten en gases que son liberados a la atmósfera (Asprilla J et al., 2020).

3.9 La vegetación en los humedales artificiales

Una característica que distingue los humedales artificiales de otro tipo de tratamiento final de efluentes, es la presencia de vegetación. La vegetación en los HA presenta un efecto termorregulador que promueve una variedad de procesos biológicos y químicos, aumentando el efecto de filtrado y la porosidad en toda la distribución de las raíces, captando y almacenando algunos nutrientes esenciales en sus tejidos y actuando como reacción de purificación al mejorar la diversidad del proceso en la rizosfera. Por lo tanto, conocer el tipo de plantas y el papel que desempeñan es clave en el proceso de selección de especies para los HA (Türker et al., 2016).

En un cuerpo de agua natural, las macrofitas pueden encontrarse una secuencia de formas de crecimiento a lo largo del gradiente de profundidad que se extiende desde la costa hasta las partes más profundas. En los HA se intenta representar este tipo de gradiente plantando los diferentes tipos de macrofitas correspondientes a sus formas de crecimiento (Figura 7). Por lo que en los bordes de un HAFS sería conveniente plantar especies emergentes, mientras que en las zonas centrales de mayor profundidad se desarrollarían especies flotantes (Maine et al.,

2009, 2013). Sin embargo, en los HAFSS se utilizan especies emergentes capaces de desarrollarse en el sustrato utilizado.

Las especies arraigadas con hojas flotantes se desarrollan en las partes más profundas y las flotantes libres pueden ser desplazadas por las corrientes, mientras que la mayor parte de las sumergidas pueden encontrarse bajo el agua mostrando partes aéreas sobre la superficie (Alarcón Herrera et al., 2018).

Por lo anterior la eficiencia de las plantas para promover el rendimiento en el tratamiento de las aguas residuales depende de varios factores: tipo de aguas residuales (por ejemplo, flujo vertical, horizontal, superficial o subsuperficial, con o sin recirculación), calidad y cantidad de las cargas de aguas residuales, especies de plantas y sus combinaciones, clima, tipo medio y manejo de plantas (Shelef et al., 2013).

3.10 El papel de la vegetación en los HA

Las plantas pueden proporcionar a los microorganismos superficies de adherencia, oxígeno de los medios vegetales y una excreción de carbono que contribuye al proceso de desnitrificación, lo que aumenta la eliminación de contaminantes en condiciones anóxicas (Brix, 1997; Wang et al., 2016).

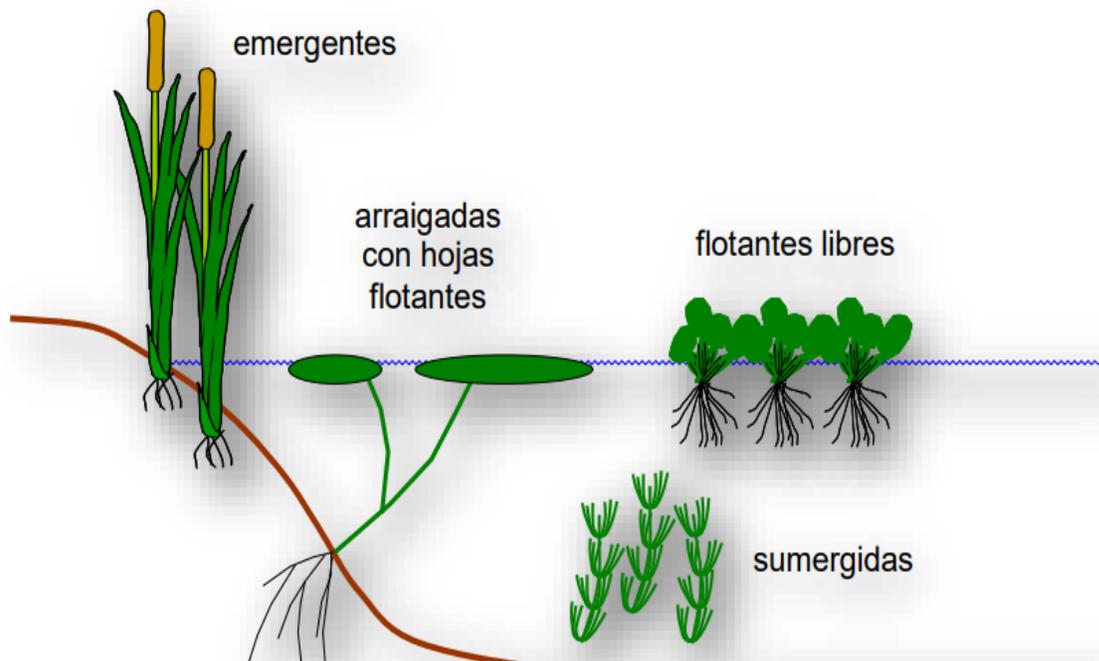


Figura 7. Formas de crecimiento de la macrofitas en los humedales artificiales. Fuente: Alarcón Herrera et al. (2018)

La fuente de carbono es inicialmente proporcionada mediante la inclusión de materia orgánica en el sustrato del humedal. Esto a menudo tiene la forma de abono de hongos. Sin embargo, con el tiempo este material se ira agotando gradualmente por las bacterias, por lo que para que el humedal siga funcionando, el carbono necesita reponerse dentro del humedal. La forma principal en que esto ocurre es a través de la rotación anual de la planta hojas y brotes (Betty, 2003). Se presenta una simbiosis entre plantas y microorganismos. Los productos metabólicos de los microorganismos, al degradar la materia orgánica, en conjunto con nitrógeno, fósforo, potasio y otros minerales, son tomados por las plantas, las que a su vez proporcionan a los microorganismos el oxígeno que necesitan, conduciéndolo vascularmente desde las hojas hasta las raíces (Hernández, 2000).

Una de las principales limitantes para el desarrollo de una planta es la insuficiencia de oxígeno, el transporte de oxígeno en sistemas acuosos es 10, 0000 veces más lento que la de un medio poroso, por lo que en sistemas inundados muchas plantas mueren al no disponer de oxígeno, en consecuencia, generan un amplio rango de respuestas para el estrés (Figura 9) (Gómez Tercero, 2016). La adaptación más importante de la vegetación en estas condiciones es el desarrollo del aerénquima , que es un tejido caracterizado por una gran cantidad de canales de aire lo que permite la difusión de oxígeno desde la parte aérea de la planta hasta las raíces (Alarcón Herrera et al., 2018; Moreno y Waner, 2009).

De esta forma la vegetación le brinda aireación al sustrato a través del sistema aerenquimal, permitiendo tener gradientes de óxido-reducción desde anaerobiosis hasta aerobiosis. Los gradientes de óxido-reducción en los humedales son sumamente importantes para los procesos biogeoquímicos que ocurren en ellos y que mayoritariamente son responsables de la eliminación de contaminantes en los HA. Entre estos procesos están la metanogénesis, la respiración aerobia y la desnitrificación, a través de los cuales se remueve carbono y nitrógeno (Alarcón, 2016; Brix, 1994).

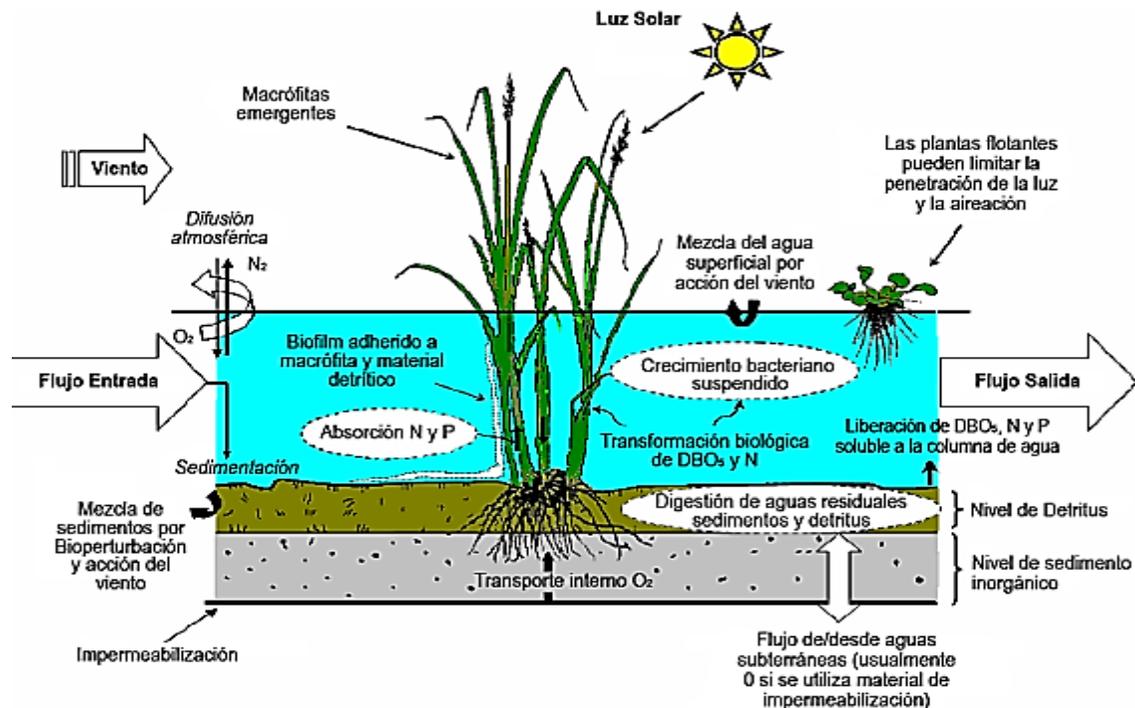


Figura 8. Interacción de los componentes de un humedal artificial en el tratamiento de aguas residuales. Fuente: Vidal et al. (2009); adaptado de Wallace (2007)

Por otro lado, las plantas ayudan a filtrar los sólidos suspendidos del efluente que fluye a través de los humedales, mientras que el tiempo de retención juega un papel importante en la eficiencia de remoción de sólidos. En la (Figura 8) se muestra la interacción de las plantas con los componentes de un humedal. Los nutrientes (N y P) y otras impurezas son absorbidos principalmente por las plantas de los humedales a través de la epidermis y los haces vasculares de las raíces y luego transportados hacia la planta (Valipour et al., 2014). La eficiencia de absorción de la planta difiere en relación con la configuración del sistema, el rango de carga, la concentración de contaminantes en las aguas residuales y las condiciones ambientales. La tasa de absorción de las plantas también está limitada por su productividad neta (tasa de crecimiento) y las concentraciones de nutrientes en los tejidos. Además, la edad influye mucho en la actividad fisiológica de las plantas, especialmente en sus raíces. Las raíces de las plantas más jóvenes pueden tener una mayor capacidad para absorber impurezas y liberar oxígeno que las plantas más viejas debido al aumento de los procesos de lignificación y suberización que ocurren con el aumento de la edad de las plantas y los tejidos (Valipour et al., 2015).

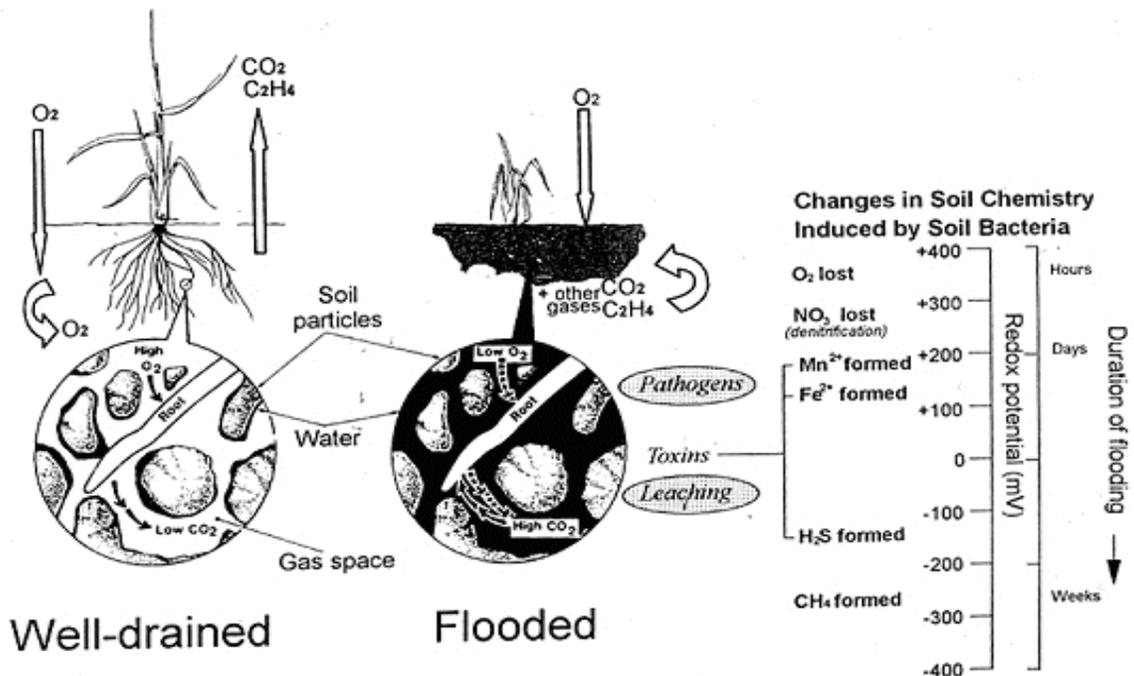


Figura 9. Efecto de las inundaciones sobre la microflora. Desplazamiento y exclusión del oxígeno aéreo (1), el atrapamiento de gases generados metabólicamente en el suelo y las consecuencias, a lo largo del tiempo, de la respiración bacteriana para el potencial redox del suelo, la pérdida de nitrato libre y la consiguiente generación de productos finales químicamente reducidos. Fuente: Jackson, (2004)

3.11 Mecanismos depuradores propios de las plantas

La Fitorremediación son mecanismos depuradores propios de las plantas, en otros casos también de la carga microbiana, en el proceso de depuración, uno de los sistemas de fitorremediación son los humedales que comprenden los sustratos orgánicos, las plantas emergentes y subemergentes como Juncos, Totoras o Carrizos, siendo utilizadas para el tratamiento de aguas residuales, en los países europeos (Lazo y Fabiola, 2018)

“Conjunto de métodos para degradar, asimilar, metabolizar o detoxificar metales pesados y compuestos orgánicos por medio de la utilización de plantas”.

Los procesos que utiliza la Fitorremediación son:

Fitoestabilización: las plantas inmovilizan los contaminantes en el ambiente manteniendo un control hidráulico, debido a la evapotranspiración y la humedad de los suelos.

Fitoestimulación: es la estimulación para el desarrollo o crecimiento de los microorganismos las cuales degradan los contaminantes orgánicos.

Rizofiltración: usa las raíces para descontaminar las aguas tanto superficiales como subterráneas (sin tierra) es otro tipo de Fitorremediación es una mejor opción de costo y beneficio. Se destaca esta técnica para regenerar las aguas residuales.

Fitodegradación: degradan compuestos orgánicos para volverlos menos tóxicos o no tóxicos, a través de reacciones enzimáticas, y secuestradas por las vacuolas. Por su gran eficiencia son llamadas plantas hiperacumuladoras.

Fitoextracción: Es importante porque remueve a través de sus tejidos los contaminantes que no son degradados.

Fitovolatilización: transpiración de la planta, captan y modifican materia orgánica o metales pesados (Figura 10).

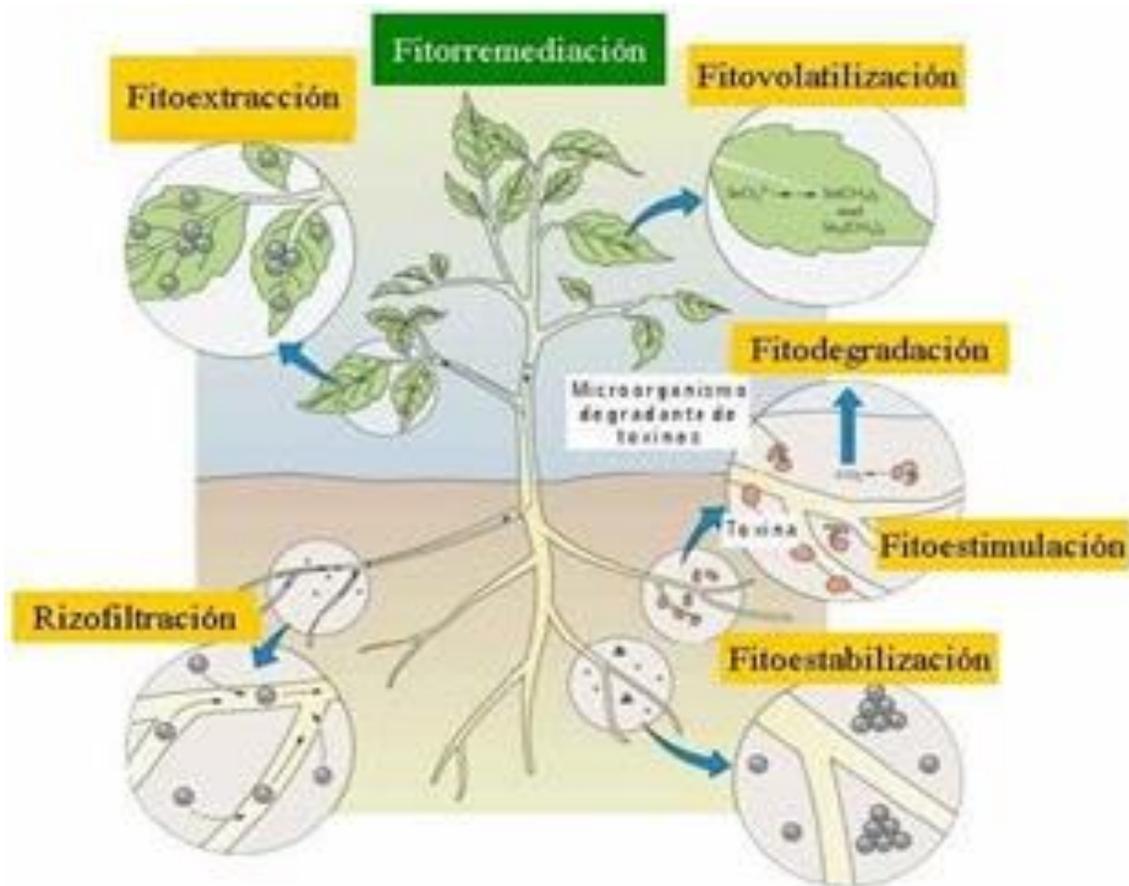


Figura 10. Fitorremediación La UAM y el Agua. Fuente: Lumelli, (2009)

3.12 Plantas típicas de humedales artificiales

Las diferentes macrofitas que habitan en una región pueden utilizarse en los humedales construidos, ya que presentan la ventaja de estar adaptadas al clima y las condiciones hídricas y edáficas predominantes. Por lo que es necesario encontrar plantas endémicas a las condiciones ambientales donde se va a llevar a cabo el tratamiento.

Generalmente las plantas utilizadas para HA en áreas tropicales e intertropicales son macrófitas típicas de los humedales naturales, como *Phragmites australis* y especies de los géneros *Typha*, *Scirpus* y *Cyperus* (Sandoval et al., 2019). Se han realizado muchos estudios para encontrar las plantas más utilizadas en los humedales de todo el mundo. Por ejemplo, en encuestas realizadas sobre macrófitas emergentes comunes utilizadas en el flujo superficial de agua libre. Los resultados han mostrado que *P. australis* es la planta más popular en Europa y Asia, mientras que *T. latifolia* se registra como la especie más utilizada en América del Norte (Figura 11). En África, *Cyperus papyrus* L. se usa comúnmente así como la *P. australis* y *Typha domingensis* (Almukhtar et al., 2018).

Con respecto a los tipos de plantas utilizados en los humedales subsuperficial, un estudio de revisión realizado por mostró que *P. australis* es la especie más utilizada a nivel mundial. Además, *Typha spp.* tales como *T. latifolia*, *T. domingensis*, *T. orientalis* C. Presl, se encuentran en Australia, América del Norte, Asia Oriental y África (Vymazal, 2014; Vymazal y Kröpfelová, 2011).

Sin embargo, en los sistemas de tratamiento basados en macrofitas de hojas flotantes: El Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), la lenteja de agua (*Lemna Sp.*) y *pistia stratiotes* (lechuga de agua) son las especies más utilizadas para estos sistemas (Chota y Salvador, 2018; Delgadillo et al., 2012).



Figura 11. Plantas típicas utilizadas en humedales artificiales, a) Espadaña (*Typha latifolia*); b) Juncos (*Scirpus*); c) Papiro (*Cyperus payrus*); d) Carrizo (*Phragmites australis*); e) Lenteja de agua (*Lemna Sp*); f) Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*).

3.13 Plantas ornamentales en los humedales artificiales

Las plantas ornamentales aparecen como una alternativa prometedora en los sistemas de HA, debido a su valor estético y comercial, la posibilidad de integración del sitio y otros valores agregados relacionados con la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

Las especies ornamentales de humedales se han aplicado en algunos casos en entornos tropicales donde la apariencia estética es importante (Calheiros et al., 2015). 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).

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 (Orduña Gaytán et al., 2018)

Estos sistemas de HA con plantas ornamentales han logrado eficiencias de remoción de sólidos suspendidos totales (TSS), demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno (DBO 5) superiores al 60% (Burgos et al., 2017; Calheiros et al., 2015). Además, se han documentado eficiencias de eliminación de nitrógeno amoniacal (NH₄ + -N) y fósforo total (TP) en los rangos de 48-55% y 24-50%, respectivamente (Merino-Solís et al., 2015).

En otros estudios se han alcanzado eficiencias de remoción de nitrógeno y fósforo superiores a 50% y demanda química de oxígeno y coliformes cercanas a 100% de remoción (Marín-Muñiz, 2017). Estos resultados sugieren que es posible utilizar plantas ornamentales en HA sin reducir la eficiencia del sistema de tratamiento.

Tabla 3. Los cuatro géneros de plantas más comúnmente utilizados en HA en todo el mundo, identificados durante los 87 estudios de encuesta en 21 países, agrupados por continentes.

Especie	Asia	Europa	América			África	Total
			Norte América		Central and South America		
			USA	Mexico			
<i>Canna</i>	22	4	5	4	2	2	39
<i>Iris</i>	5	5	4	2	2		18
<i>Heliconia</i>	4			4	4		12
<i>Zantedeschia</i>		2	1	13	3	1	20

Fuente: Sandoval et al. (2019)

En una encuesta realizada por Sandoval et al., (2019) mostró que los cuatro géneros de plantas ornamentales más utilizados son: *Canna spp*, *Iris spp*, *Heliconia spp*, *Zantedeschia spp* (Fig. 19,20). Las especies del género *Canna* se utilizan en todos los continentes, siendo Asia el que las utiliza con mayor frecuencia. El género *Iris* también se usa en Asia, junto con Europa y América del Norte. Las especies del género *Heliconia* se utilizan comúnmente en Asia y América, incluidos México, América Central y del Sur. Mientras *Zantedeschia* se usa con mayor frecuencia en México (un país de América del Norte), se encuentran con menos frecuencia en Europa, África y América Central y del Sur (Tabla 3).

La mayoría de los estudios en los humedales artificiales se han realizado utilizando monocultivos de plantas ornamentales, solo son pocos con policultivo de plantas ornamentales. Los cuales han mostrado una buena adaptación y una alta remoción de contaminantes en México, ya que los HA con cultivos de plantas mixtas pueden tener una distribución más eficaz de su biomasa de raíces y pueden proporcionar un hábitat para organismos microbianos más diversos en comparación con los sistemas con solo especies (Marín-Muñoz et al., 2020). También se ha demostrado que el policultivo de plantas de humedales puede mejorar la liberación de exudados de raíces que podrían estimular la absorción de compuestos de nitrógeno y fosfato (Canari et al., 2019). Sin embargo, raras veces se ha documentado el efecto sobre el rendimiento de los HA subsuperficiales con especies de plantas ornamentales, así como las comparaciones de este efecto entre diferentes especies de plantas ornamentales (Bakhshoodeh et al., 2020).

3.14 Selección de la vegetación en los HA

Criterios para la selección de la vegetación plantada en un humedal se basa en:

- Factores fitogeográficos y edáficos
- Factores climáticos
- Factores biológicos
- Características de los aportes de aguas residuales (Paredes, 2019)

Lo más recomendable es el uso de especies de plantas que crecen naturalmente en los humedales o riberas de los ríos debido a que sus raíces ya están adaptadas a crecer en condiciones de agua saturadas, así como especies locales o autóctonas que generalmente resultan ser las más adecuadas. Deben ser especies que toleren los contaminantes de las aguas tratada, ya que serán de gran crecimiento, tendiendo a alcanzar la mayor biomasa posible, puesto que así se consigue una mayor asimilación de nutrientes. Igualmente han de poseer un vigoroso sistema radicular para facilitar el crecimiento de la biopelícula y de la propia planta. Y un buen sistema de aporte de oxígeno hacia las raíces para facilitar la nitrificación y los procesos aeróbicos (Hoffmann et al., 2011)

Sin embargo, solo varios roles de las macrófitas se aplican a los humedales artificiales con flujo subsuperficial horizontal (HAHFSS). Por lo tanto, las plantas utilizadas en HF CW diseñadas para el tratamiento de aguas residuales deben:

1. ser tolerantes a altas cargas orgánicas y de nutrientes
2. Tener órganos subterráneos ricos (es decir, raíces y rizomas) para proporcionar sustrato para las bacterias adheridas y la oxigenación (incluso muy limitada) de las áreas adyacentes a las raíces y rizomas
3. Tener una alta biomasa aérea para el aislamiento invernal en regiones frías y templadas y para la eliminación de nutrientes mediante la cosecha (Vymazal, 2011).

3.15 Procesos de transformación de contaminantes en aguas residuales mediante los humedales artificiales.

En un humedal artificial se desarrollan diferentes mecanismos de remoción de contaminantes del agua residual a tratar, evidentemente un amplio rango de procesos biológicos, físicos y químicos tienen lugar. Por lo tanto, la influencia e interacción de cada componente involucrado es bastante compleja (Delgadillo et al., 2010). Los principales mecanismos que contribuyen a la acción depuradora de los contaminantes son la filtración, sedimentación, precipitación, fotooxidación, volatilización, absorción o adsorción de compuestos, entre otros (Quezada, 2016).

Tabla 4. Mecanismos que contribuyen a la depuración de aguas residuales en HAFSS: Humedales artificiales de flujo subsuperficial, HAS: Humedales artificiales de flujo superficial, HAFV; Humedales artificiales de flujo vertical

Contaminante	Proceso		
	HAFSS	HAFS	HFV
Materia Orgánica	Reducción por intervención biológica, por interacción de bacterias facultativas anaeróbicas adheridas a las superficies de las plantas y los detritos del medio de relleno del humedal.	Reducción de la DBO soluble por conversión biológica por efecto de bacterias aerobias, facultativas y anaerobias que crecen en la superficie de las plantas y sobre los detritos. La DBO particulada se elimina las por adsorción, por filtración y por sedimentación en el fondo del lecho.	Reducción por conversión biológica por medio de bacterias facultativas y anaeróbicas adheridas a las superficies de las plantas y detritos.
Material en suspensión	Filtración y sedimentación	Filtración y sedimentación	Filtración
Nitrógeno	Nitrificación/desnitrificación, asimilación por plantas y volatilización	Procesos de nitrificación/desnitrificación, asimilación por plantas y volatilización	Nitrificación/desnitrificación, asimilación por plantas y volatilización
Fósforo	Filtración, sedimentación y adsorción, por parte de las plantas y los microorganismos asimilación.	Reducción por sedimentación y por asimilación por medio de las plantas y microorganismos	Adsorción a las raíces de las plantas, sedimentación y filtración
Metales pesados	Adsorción a las raíces de las plantas y los detritos, sedimentación.	Adsorción a las plantas, superficie de detritos y por sedimentación.	Adsorción a las raíces de las plantas, sedimentación y filtración

Trazas de contaminantes orgánicos	Adsorción Y biodegradación.	Volatilización, adsorción Y biodegradación.	Volatilización, adsorción Y biodegradación.
Patógenos	Por muerte natural, por depredación, sedimentación, secreción de antibióticos desde las raíces de las plantas	Muerte natural, depredación, radiación UV, sedimentación, secreción de antibióticos de las raíces de las plantas.	Muerte natural, depredación, sedimentación, secreción de antibióticos de las raíces de las plantas.

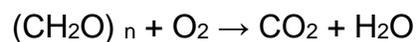
Fuente: Adaptado de Critcs & Tchobanoglous, (1998)

3.16 Mecanismos de remoción por tipo de contaminante

3.16.1 Materia organica

La remoción de materia orgánica tiene lugar principalmente mediante biodegradación aeróbica o anaeróbica. Todos los microorganismos involucrados en este proceso de tratamiento requieren una fuente de energía y carbono para la síntesis de nuevas células, como también otros nutrientes y elementos traza. Dos clases diferentes de biodegradación microbiana, la aeróbica o la anaeróbica, tienen lugar en los humedales construidos, dependiendo de la presencia de oxígeno disuelto (Parrao-López, 2018).

La materia organica está compuesta por una mezcla compleja de biopolímeros tales como proteínas, carbohidratos y lipidos los cuales son fácilmente degradados por macroorganismos. El Oxígeno requerido para la degradación aerobia puede ser tomado directamente de la atmósfera por las plantas y traslocado a la zona de raíces o puede ser difundido directamente desde la atmósfera. La oxidación de la materia orgánica soluble es realizada por bacterias heterotróficas con forme con la siguiente reacción:

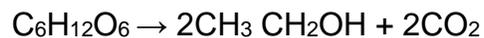


Simultáneamente es posible encontrar otro grupo de bacterias, denominadas nitrificantes que oxidan compuestos orgánicos nitrogenados, dando lugar a la formación de nitratos. Ambos grupos consumen oxígeno, pero la mayor tasa metabólica la presentan las bacterias heterotróficas por lo cual ellas son las

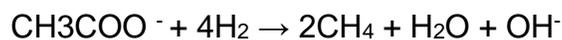
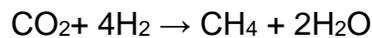
principales responsables de la reducción de la DBO en el sistema. Un insuficiente abastecimiento del oxígeno limitará la oxidación biológica, dando lugar a procesos anaerobios. Por el contrario, si hay suficiente cantidad de Oxígeno, la oxidación aerobia, gobernará todo el proceso de oxidación de la materia orgánica. Por otra parte la degradación anaerobia de la materia orgánica es un proceso en múltiples etapas que puede ser desarrollado por bacterias heterotróficas facultativas o anaerobias obligadas (Londoño & Marín , 2009).

En la primera etapa Proceso de fermentación, los microorganismos facultativos transforman la materia orgánica (moléculas complejas) en ácidos orgánicos y alcoholes (monómeros simples). Los productos finales en esta etapa son ácido acético y ácido láctico, alcoholes CO₂ e hidrógenos (Alarcón et al., 2018).

Fermentación primaria ocurre en zonas anóxicas y anaeróbicas:

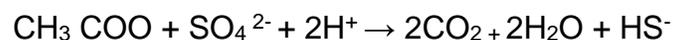
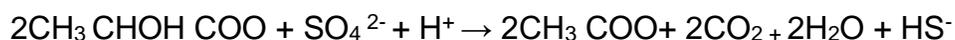


Finalmente, las bacterias sulfato reductoras y bacterias formadoras de metano ambas estrictamente anaeróbicas, utilizan los productos finales de la fermentación secundarias para sus actividades metabólicas dando lugar a la formación de CO₂ y CH₄ proceso llamado metanogénesis:



En los mecanismos de eliminación de materia orgánica por vía anaeróbica el NO₃²⁻ y SO₄²⁻ sirven como aceptores de electrones, este proceso es realizado por bacterias nitrificantes y sulfato reductoras (Parrao , 2018).

Sulfato reducción en zonas anaeróbicas:



Desnitrificación en zonas anóxicas y anaerobias:



3.16.1.1 Sólidos en suspensión

La eliminación de sólidos suspendidos en los HA ocurre principalmente a través de procesos físicos como la filtración mediante el sustrato, raíces y rizomas de las plantas. Por lo que la baja velocidad en la que circula el agua en los HA favorece la eficiencia del sistema en la eliminación de SS (Parrao, 2018). Los materiales en suspensión son retenidos en la zona próxima al afluente, especialmente en el caso de los humedales horizontales. Su concentración decrece exponencialmente a lo largo de la instalación. La eliminación comienza los primeros 5 metros de distancia desde la entrada y consiguiendo siempre valores de salida inferiores a los 20mg/L. En humedales verticales la eliminación de materiales en suspensión se realiza cerca de la superficie, y los gradientes de concentración son similares a los de flujo horizontal (LaHora, 2003; Roig Bondia, 2014).

3.16.1.1.1 Nitrogeno

En las aguas residuales, el nitrógeno puede estar presente en diferentes formas y puede transformarse cuando las aguas residuales se tratan mediante diferentes mecanismos (Nakase et al., 2019). Los diferentes mecanismos de transformación del nitrógeno en los humedales dependen del tipo de humedal. Los de flujo horizontal subsuperficial están constantemente saturados, prevaleciendo condiciones anóxicas / anaeróbicas que favorecen la desnitrificación (si hay materia orgánica), mientras que en los de flujo vertical la presencia de oxígeno es mayor, dada su alimentación intermitente, por lo que se favorece la nitrificación (Nakase et al., 2019; Vymazal, 2007). La remoción de nitrógeno se realiza tanto por métodos clásicos como rutas descubiertas. Las vías clásicas biológicas incluyen, amonificación, nitrificación, desnitrificación, absorción de plantas, asimilación de biomasa, reducción de nitratos y rutas fisicoquímicas como la volatilización y adsorción del amoníaco (Saeed y Sun, 2012).

En los humedales de tratamiento, el primer paso para la remoción de N total, es la transformación del N org a $N-NH_4^+$ (amonificación) mediante microorganismos aerobios o anaerobios, aunque las reacciones son más lentas en condiciones anaerobias seguidas por la nitrificación y desnitrificación. El $N-NH_4^+$ formado o presente en el influente, puede seguir diversas rutas. Puede ser asimilado por las

raíces de las plantas o por microorganismos anaerobios y transformarse de nuevo a N_{Org} . Si el pH es superior a 8, el amonio se transformará a amoniaco y una parte se volatilizará del sistema, también puede ser inmovilizado mediante intercambio iónico con el medio filtrante (Kadlec y Knight, 1996; Torres-Bojorges et al., 2017). Sin embargo, la conversión a NO_3^- bajo condiciones aerobias por las *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, es el mecanismo principal que reduce la concentración de $N-NH_4^+$ en los humedales de tratamiento. El último paso es la remoción del NO_3^- del sistema, el cual se lleva a cabo por dos vías, la primera es la asimilación por las plantas, mediante el ingreso del NO_3^- a las raíces por difusión o con el flujo de agua. La segunda vía es la desnitrificación, que se favorece en condiciones anóxicas/anaerobias (Li et al., 2019). A través de ella, el NO_3^- se transforma a óxido nítrico (NO), a óxido nitroso (N_2O) y finalmente a nitrógeno gas (N_2) (Vymazal, 2007).

El proceso de nitrificación se puede resumir en la siguiente ecuación.



Ecuación que resume el proceso de desnitrificación.



3.16.1.1.1.1 Fosforo

El fósforo está normalmente presente en aguas residuales en forma de ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. La remoción de fósforo por medio de humedales artificiales se realiza de forma biológica y fisicoquímica. Si bien la interacción planta-nutriente del humedal es importante para eficientizar el proceso de purificación del cuerpo de agua, la absorción de nutrientes por plantas y microbios dentro de los humedales es un proceso complejo, que incluye una serie de reacciones químicas y biológicas (Arteaga-Cortez et al., 2019). La eliminación de fósforo total en los humedales artificiales varía entre 40 y 60% dependiendo de la carga de entrada y del tipo de humedal (Vymazal, 2007). Los microorganismos toman parte del fósforo inorgánico que es utilizado como nutriente, sin embargo, como el ciclo de vida es corto se retorna nuevamente al agua en fósforo orgánico disuelto y en fósforo suspendido. En relación con la vegetación, el fósforo es absorbido por las raíces de la planta, pero estas cantidades suelen ser muy bajas (Naranjo, 2017). La

eliminación de fósforo se debe principalmente a la adsorción en los medios del sustrato, aunque la precipitación, la absorción por las plantas y un mayor nivel de oxígeno disuelto (OD) podría acelerar la adsorción de fósforo y la precipitación al sustrato (Ilyas y Masih, 2017).

3.16.1.1.1.1 Asimilación de biomasa

La asimilación de biomasa se produce mediante la incorporación de $\text{NH}_4\text{-N}$ en la biomasa heterotrófica células para satisfacer los requisitos de nutrientes. Dado que el N es un componente principal (12,4%) de la célula de biomasa ($\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$), la inmovilización de $\text{NH}_4\text{-N}$ en la célula de biomasa (para completar el metabolismo) podría ser una ruta importante junto con la nitrificación, particularmente en sistemas de humedales donde se observan tasas de remoción (Sun et al., 2005). Las extracciones orgánicas más altas están asociadas con una mayor producción de biomasa, que podría aumentar la inmovilización de $\text{NH}_4\text{-N}$ en células de biomasa. Teniendo en cuenta la cantidad de componente de N en la célula de biomasa (es decir, 12,4%), se podría promover la inmovilización de 0,074 g de $\text{NH}_4\text{-N}$ en la biomasa celular (Saeed y Sun, 2017)

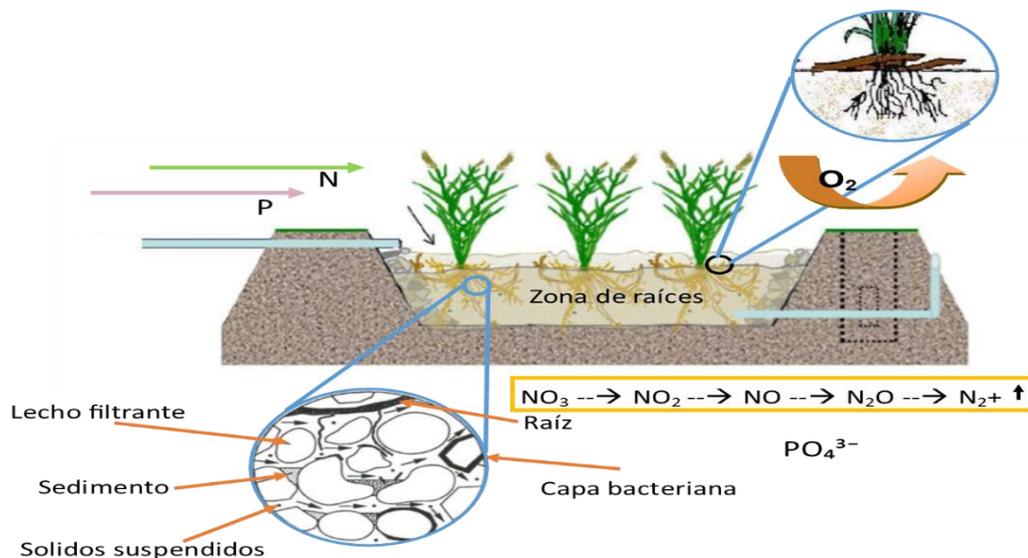


Figura 12. Comportamiento del nitrógeno y fósforo dentro de un humedal artificial. Fuente: adaptación Gallegos., 2010; Lara., 2020

IV. Justificación

El Estado de Veracruz posee una gran riqueza hidrológica: 35% de las aguas superficiales mexicanas atraviesan el territorio veracruzano y cuenta con más de 40 ríos integrados en diez cuencas hidrológicas. Por esto, cualquiera que sea el uso del agua, público o industrial, antes de reintroducirse de nuevo al ciclo debe recibir un tratamiento.

Los HA son una ecotecnología sostenible en el tratamiento de aguas residuales que desarrollan procesos físicos, químicos y biológicos, sin costes de energía y con poco mantenimiento.

Sin embargo, hasta la fecha se desconoce la función y aportación de la vegetación de forma concisa en la eliminación de contaminantes. La mayor parte de las investigaciones sobre el uso de plantas y sustratos empleados en HA, se han realizado usando plantas macrófitas no ornamentales típicas de los humedales naturales y sustratos de zeolita, arena y tezontle.

Existen pocos estudios que consideren el uso de plantas ornamentales y aún menos, el uso de sustratos poliméricos como el PET (tereftalato de polietileno) aplicado en zonas tropicales y subtropicales, donde las temperaturas son más cálidas con una intensidad de luz solar mayor en todas las épocas del año, lo que puede favorecer el rápido desarrollo de la vegetación y así, acelerar la absorción de contaminantes en los tejidos de las plantas para su crecimiento.

Por otra parte, los pocos estudios con conchas de mar como biofiltros han obtenido remociones en términos PT y N del 79.9% y 93.7%. Las cuales en zonas costeras como Veracruz el volumen de captura supera las 20 000 toneladas anuales de las cuales sólo un 10% de cada kilogramo es comestible en restaurantes, lo que produce grandes cantidades de desechos.

Por lo anterior se propone implementar un sistema de tratamiento de aguas residuales con el cual se verá favorecida la eliminación de contaminantes como, Nitrógeno total, Fosforo total, DBO, DQO y sólidos en la fitorremediación de las aguas residuales del Instituto tecnológico de boca del río. utilizando sustrato híbrido (Tezontle, PET, conchas y caracol) monocultivo y policultivos ornamentales como

vegetación mediante la implantación de un sistema de humedades artificiales de flujo horizontal.

V. Pregunta de investigación

¿Cuál es la eficiencia de un HAHFSS con sustrato híbrido utilizando monocultivos y policultivos de plantas ornamentales tropicales en la eliminación de contaminantes presentes en las aguas residuales universitarias?

VI. Hipotesis

La eficiencia en un HAHFSS para eliminación de nitrógeno, fósforo, sólidos, DBO y DQO presentes en las aguas residuales universitarias está relacionada con el tratamiento mediante el uso de sustratos híbridos con monocultivo y policultivos de plantas ornamentales.

VII. Objetivos

7.1. Objetivo general

Determinar la eficiencia en la eliminación de contaminantes presentes en las aguas residuales universitarias, mediante un HAHFSS con sustrato híbrido, utilizando policultivos y monocultivos ornamentales como vegetación emergente.

7.2. Objetivos específicos

- 1.- Evaluar el proceso de adaptación de la vegetación ornamental a diferentes concentraciones de agua residual universitaria en clima tropical.
- 2.- Determinar la eficiencia de eliminación del nitrógeno, fósforo, sólidos DBO y DQO a través de la utilización de monocultivos y policultivos ornamentales en un HAHFSS con sustrato de PET, Concha/caracol y tezontle.
- 3.- Comparar los resultados obtenidos en la remoción DBO, DQO, nitrógeno, fósforo y sólidos con los parámetros que establece la NOM-001-SEMARNAT-1996 utilizando vegetación ornamental.

VIII. Materiales y métodos

8.1 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en Boca del río dentro de las instalaciones del Instituto tecnológico de boca del río, localidad que se localiza en la zona centro costera del estado, en las coordenadas 19° 07' latitud norte y 96° 06' longitud oeste, a una altura de 10 metros sobre el nivel del mar. Limita al norte y noroeste con Veracruz, al este con el Golfo de México, al sureste con Alvarado, al sur con Medellín (Figura 13).



Figura 13. Ubicación geográfica del municipio de boca del río, modificada con la vista aérea del ITBOCA. Fuente: Sistema de información municipal, 2016; Google Earth

El municipio se encuentra ubicado en la zona central del estado, sobre la parte costera de las Llanuras del Sotavento. Su clima es cálido-regular con una temperatura promedio de 25 °C; su precipitación pluvial media anual es de 1,694mm.

8.2. Descripción del sistema

El experimento se desarrolla en HAFSS el cual el agua ingresa al sistema desde un tanque de 2500 L que funge como sedimentador (Figura 14). Este estudio se realizó

en periodos de (diciembre de 2019 a febrero de 2020), que es el tiempo que asigno para la maduración y valoración del sistema.



Figura 14 .Sistema HAHFSS; a) Render suministro de agua, b) Tubo de alimentación a la primera celda. Fuente: Amaya., 2019

8.2.1 Descripción del HAHFSS

Para la realización de este proyecto se construyeron 7 celdas como tren de tratamiento con diferentes dimensiones, con base en diseño arquitectónico. Hechas de losa de concreto y muros de block, rellenas de tres diferentes sustratos. Tezontle material de superficie porosa (0.70), de baja dureza y densidad, recolectado en un banco de material dentro del municipio de Veracruz. PET residuo donados por la comunidad estudiantil (ITBOCA), al cual se le realizaron cortes de entre (1.5-3cm) de diámetro con la finalidad de incrementar su porosidad y obtener un 80% de porosidad (Sandoval et al., 2019). Concha de ostión y Caracol recolectados de lugares donde son vertidos como desecho, se lavaron y enjuagaron con equipo de hidro-lavado (Figura 15).

Cada celda rellena por el sustrato hasta 0.6 de altura (Tabla 5). Donde la alimentación se realiza por medio gravedad y flujo continuo. El tren de tratamiento termina en la celda 7 con una salida de agua en forma de cuello de ganso imitando el principio de Bernoulli.



Figura 15. Sustratos utilizados en el HAFSH. A) Caracol, b) Concha de ostión, c) Tezontle, d) PET. Fuente: Lara., 2020

Tabla 5. Dimensiones de cada celda y cantidad por sustrato utilizado en el sistema de en el HAHFSS

Tren de tratamiento	Sustrato (m ³)				Dimensiones (m ³)
	Tezontle	Concha	Caracol	PET	
Celda 1	18.7000	0	4.3500	0	13.0500
Celda 2	6.7260	2.2420	4.4840	0	13.4520
Celda 3	6.9390	0	0	6.9390	13.8780
Calda 4	9.4020	0	0	0	9.4020
Celda 5	6.1320	0	0	0	6.1320
Celda 6	11.2980	0	0	0	11.2980
Calda 7	16.1880	0	0	0	16.1880

Fuente: Amaya., 2019

8.2.1.1 Suministro de agua

Como inicio del proceso tenemos el agua residual cruda proveniente de las instalaciones de drenaje, que se concentran en un cárcamo dentro del (ITBOCA). De este punto se bombea el agua mediante tubería de policloruro de vinilo (PVC) de 2 plg al área de pretratamiento (tanque de sedimentación 2500 L) con una red en la boquilla que funge como coladera, donde se separan los sólidos de gran tamaño. El tanque cuenta con una salida a los 50 cm de altura logrando que los sólidos se queden sedimentados, lo que constituye la etapa del pretratamiento (Fig. 17). El agua se conduce a través de tubería de PVC y una válvula de 4plg a un tubo con orificios colocado de manera horizontal el cual alimenta la primera celda con un volumen descrito en la (Tabla 5). Alimentadas por gravedad a flujo continuo. El sistema opera con tiempo de retención hidráulica de 4 días, suministrando al sistema 31.5 m³ /día de forma continua (Figura 16).

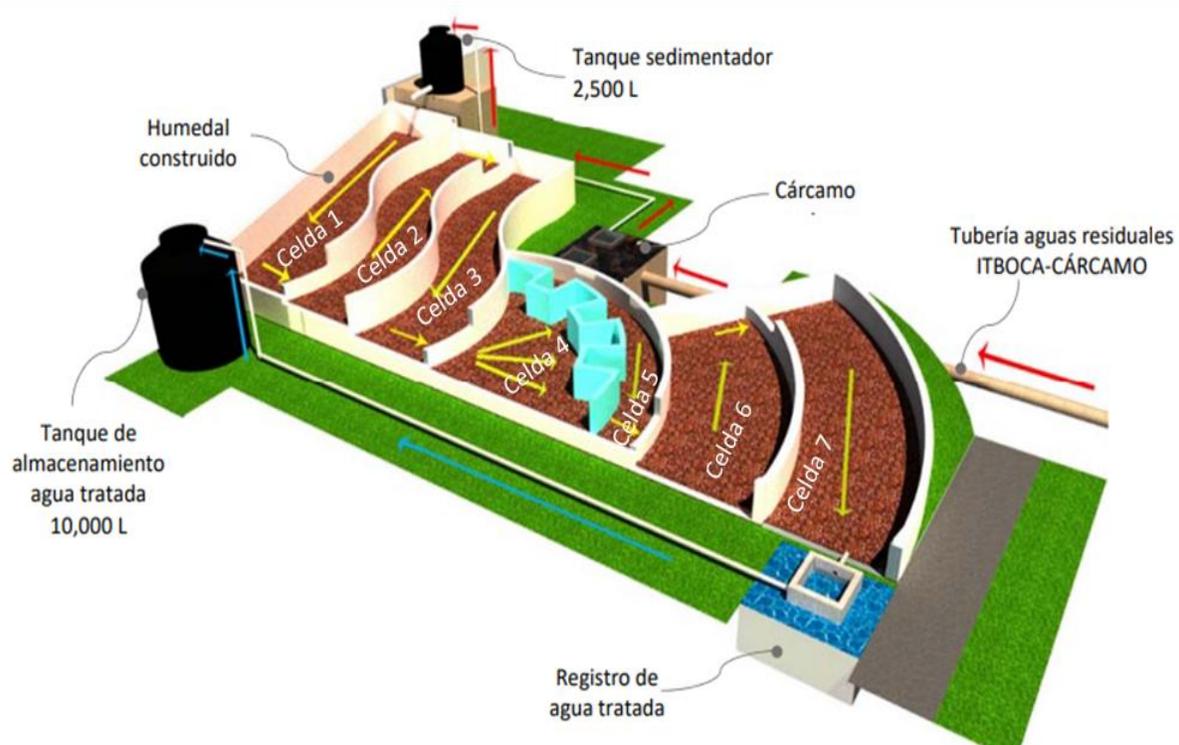


Figura 16. Isométrico del HAHFSS con descripción de cada celda. Fuente: Amaya., 2019

8.3 Diseño experimental

8.3.1 Selección de la vegetación:

Los primeros sistemas de tratamiento de aguas residuales a base de plantas se implementaron en los países europeos a principios de 1960 donde se utilizaban juncos como fitorremediadores- acuáticos, desde (Gutiérrez-Báez et al., 2017) ese entonces hasta la fecha estos sistemas se han perfeccionado y diversificado, teniendo una su aceptación y aplicación cada vez es mayor (Tejeda et al., 2015). Llegando a la utilización de plantas ornamentales en el tratamiento de aguas residuales.

Como inicio del proceso para selección de la vegetación utilizada se tuvo en cuenta que las plantas fueran de fácil adaptación, y en su mayoría resistentes a agentes del intemperismo, adicionalmente que fueran de interés comercial y puedan aprovecharse estos sistemas como medios de cultivo (Marín-Muñiz, 2017; L. Sandoval et al., 2016; Zurita et al., 2009; Zurita et al., 2006).

Las vegetación se adquirió de un vivero local dentro del estado de Veracruz, Plantas endémicas de climas tropicales con base al listado florístico del estado de Veracruz (Gutiérrez-Báez et al., 2017). Individuos jóvenes completos entre 15cm-20cm de altura, incluyendo flores, para su posterior adaptación.

Las características de la vegetación se describirán a continuación:

Strelitzia reginae

La Ave de paraiso (*strelitzia reginae*) es una planta ornamental perenne corta y sin tallo que se origina de Sudáfrica (Coombs y Peter, 2009). Es una planta que produce flores a través del año, especialmente durante el verano, requiere un mínimo de cuatro horas de sol todos los días (Figura 17a).

La mejor producción se obtiene de climas cálidos tropicales, temperaturas óptimas cercanas a 25 °C y mínimas de 10 °C y humedad relativa de 70%, aunque, también se produce favorablemente en regiones subtropicales con temperaturas nocturnas cercanas a 12 °C (Ramírez-Guerrero et al., 2017). Su utilización en humedales artificiales ha tenido buenos efectos como el realizado por (Zurita et al., 2009) donde

la remoción de contaminantes alcanzo SDT: 62, DQO: 80, DBO: 82, PT: >50, NT: >49.

Alpinia purpurata

El ginger rojo (*alpinia purpurata*) o hawaiana es una planta rizomatosa perenne originaria de Malasia y es cultivada como planta ornamental (Figura 17b). Es una planta monocotiledonea perteneciente a la familia Zingiberaceae. Está representada por 50 géneros y casi 1300 especies. Se encuentra en zonas tropicales y subtropicales, pero principalmente en el sudeste de Asia.

Su temperatura óptima de producción se encuentra entre 24 y 30 °C con una temperatura de suelo de 18 a 23 °C, a una humedad relativa óptima está entre el 60 y el 80% (Beraun & Flor, 2013).

El uso de esta planta en sistemas de humedales artificiales ha sido evaluado tanto en sistemas de monocultivos como en policultivos donde la remoción obtenida oscila, TDS; 28.0 ± 8.4%, VS; 55,3 ± 5,26%, NH₃-N; 63.8 ± 6.3%, PO₄-P; 78,2 ± 10,9% (Marín-Muñiz et al., 2020).

Canna indica

La *Canna indica* es una especie de vegetal perenne pertenece a la familia de las cannáceas, particularmente al género *Canna* (Figura 17c). Su origen fue Sudamericano, los investigadores han encontrado que se cultivaba en Perú hace 4.500 años.

En Colombia los chibchas la utilizaban en su alimentación (Hernández-Vásquez, 2017). Puede crecer a pleno sol o en áreas semi sombreadas y en suelos laminados, con planos que varían de 0.75 a 3.00. se utilizan en todos los continentes, Asia las utiliza con mayor frecuencia después América del Norte (Sandoval et al., 2019b). Se han implementado recientemente en HC para el tratamiento de aguas residuales, urbanas, industriales y domésticas efectuando una eliminación de DQO; 86%, NP; 33% y PT; 44% (Marín-Muñiz et al., 2017).

Xanthosoma robustum

La *Xanthosoma robustum* o hoja elegante género neotropical *Xanthosoma* actualmente incluye 140 especies descritas, cuyo rango de distribución se extiende

desde México y las Indias Occidentales hasta el norte de Argentina (Figura 17d). Estas especies son ecológicamente versátiles, y ocurren en selvas tropicales (Milet-Pinheiro et al., 2017). Aunque se reconoce mejor como hierbas robustas de hoja perenne con grietas rocosas o incluso como heófitas emergentes en márgenes de arroyos o sabanas inundadas estacionalmente, entre (15cm-3 m de altura), con hojas comparativamente variables (Gonçalves, 2013). Por estas características se ha utilizado en el restaura miento de humedales naturales (Moreno-Casasola y Sánchk-Higueredo, 2011).

Cyperus papyrus

El *Cyperus papyrus* o papiro es una especie acuática nativa del norte África (Figura 17e). Es utiliza principalmente como planta ornamental en jardines de agua o estanques, aunque también puede verse en espacios interiores cálidos y húmedos. planta perenne y robusta que puede crecer hasta llegar a los 4 o 5 metros de altura, y está conformada por un culmo (falso tallo) de sección triangular que en su extremo superior porta un penacho liviano y plumoso en forma de estrella con largas hojas de color verde claro (Rubén, 2017) . En los humedales artificiales esta especie contribuyen a la remoción de carga contaminante, ayudan a la estabilización del medio granular, estimulan la descomposición aeróbica de la materia orgánica y al crecimiento de bacterias nitrificantes (Palacios, 2019). Por lo que su utilización en estos sistemas ha sido muy estudiada alcanzando un porcentaje en eliminación del fósforo total (50%), nitrógeno amoniacal (69.69%), demanda bioquímica de oxígeno (69.87%), demanda química de oxígeno (80.69%), coliformes totales (98.08%) y coliformes fecales (95,61%) (García-Ávila, 2020).

Pistia stratiotes

La Lechuga de agua *Pistia stratiotes* es una planta de crecimiento rápido que se renueva con rapidez (Figura 17f). La planta pertenece a la familia Araceae, y es una planta tropical de clima cálido y como tal no soporta temperaturas bajas. *Pistia stratiotes* es una planta acuática flotante, cuyas hojas forman rosetones pulposos, verdes, reproduce por estolones. La planta requiere aire húmedo y una gran intensidad de luz y el agua debe ser rica en nutrientes (Mendoza et al., 2018). Han sido ampliamente estudiadas por su potencial de fitorremediación para remover

diversos contaminantes presentes en las aguas residuales como la demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, N y P (Gómez y Magaly, 2018).



Figura 17. Plantas utilizadas en el HAFSSH; adaptadas al clima tropical 1 a) *Strelitzia reginae*), b) *Alpina purpurata*), c) *Canna Indica*, d) *Xanthosoma robustum*, e) *Cyperus papyrus*, f) *Pistia stratiotes*. Fuente: Lara., 2020

Iris Germánica

Comprende más de 300 especies, se cultiva como planta ornamental y aromática en muchas áreas del mundo (Xie et al., 2017) (Figura 18b). Es uno de los tipos más importantes de *Iris* barbudo, que son plantas altas perennes rizomatosas sin arilo. El *Iris germánica* se utiliza en la planificación del paisaje (especialmente en jardines de rocas), como flores cortadas y plantas en maceta; También se utiliza como fuente

de fragancia (Gradilla-Hernández et al., 2020). Se han realizado investigaciones en HA donde la utilización de otras especies de iris como (*Iris pseudacorus*) ha presentado remociones de la eliminación media de DQO en un 81%, y de 75 a 96% para nitrógeno amoniacal en HA de flujo vertical (Reyes et al., 2013).

Spathiphyllum wallisii

El Cuna de moises (*Spathiphyllum wallisii*) es una planta ornamental herbácea de importancia comercial caracterizada por el reverdecimiento de su espata originalmente blanca durante el período posterior a la antesis y el desarrollo del fruto (Figura 18a). Este género es originario de las selvas tropicales umbrosas y húmedas de Colombia y Venezuela. (Pavlović et al., 2019). Varios estudios encaminados a conocer su eficiencia en HA han demostrado remociones en demanda química de oxígeno, sólidos totales suspendidos, nitrógeno y fosfato entre 20-50% para aguas residuales municipales (Sandoval et al., 2019).

Ruellia brittoniana

La Ruellia, (*Ruellia brittoniana*) es género de la familia de las Acanthaceae con unas 300 especies, es una planta herbácea perenne ornamental (A. S. Miranda & Vieira, 2014). Nativa de América del Norte y América del Sur de climas tropicales y templados (Figura 18d). Tiene una tasa promedio de remoción de 56.49% de nitrógeno y 15.58% de fósforo (Chang et al., 2014).

Pennisetum purpureum

El pasto pennisetum (*Pennisetum purpureum*) es originario de África tropical (Figura 18c). Es una hierba perenne de la familia Poaceae con alta tolerancia a inundaciones en regiones tropicales y subtropicales (Wang et al., 2018). Alcanza alturas 2 a 4 m, sus hojas son alternas, dispuestas en 2 hileras sobre el tallo con densas raíces, con las venas paralelas, divididas en 2 porciones, su fluorescencia es en forma de espiga densa, de hasta 25 cm, amarilla o a veces púrpura, compuesta de numerosas espiguillas (Conabio, 2010). Estudios han demostrado tasa de remoción del 94.76 % y 91.65% para SST, 74.12% y 57.41% para DBO₅, 77.92% y 65.61% para DQO, 42.01% y 38.07% para NTK y 24.01% y 22.00% para PT, respectivamente. Cuando se ha utilizado esta especie en el tratamiento de agua residual sintética por medio de HA (Cadavid, 2018).



Figura 18. Plantas utilizadas en el HAFSSH; adaptadas al clima tropical 2. a) *Spathiphyllum wallisii*, b) *Iris germánica*, c) *Pennisetum purpureum*, c) *Ruellia brittoniana*. Fuente; Lara., 2020

8.3.2 Implementación de la vegetación

Durante el periodo de adaptación la pérdida de vegetación total fue de un 20% por lo que el uso de plantas ornamentales probadas en HA y plantas valor mundial en la floricultura adaptadas a climas tropicales fueron una opción viable.

Ya que estas en un tiempo de aproximado de 45 días se adaptarían a sus nuevas condiciones, tales como;

Heliconia psittacorum

El género *Heliconia*, está dentro de la familia *Heliconiaceae* del orden *Zingiberales* (Gilón, 2014). Estas emiten brotes y vástagos, compuestos por un tallo, llamado técnicamente pseudotallo, el cual se forma por la superposición de las vainas de las hojas, las flores están arregladas en una inflorescencia que van desde erectas, pequeñas, medianas y grandes a unas majestuosas pendulares, todas ellas de variadas formas y colores (Restrepo, 2015). Muchas especies y variedades nativas de Brasil ahora se cultivan como plantas en macetas y como plantas de corte (Figura

19). El número de especies de Heliconia varía de 120 a más de 400 (Sandoval et al., 2019). Existen estudios que proponen el uso de heliconia para el tratamiento de aguas residuales como el de (Peña-Salamanca et al., 2013; Romero y Alexandra, 2017) los cuales han mostrado buenos resultados en remoción de contaminantes del agua, así como el estudio realizado por (Méndez-Mendoza et al., 2015) donde se trataron aguas domesticas alcanzando remociones de DBO; 48%, DQO; 64%, NP; 39% y PT; 49% considerando a la heliconia una planta viable como especie fitorremediadora.



Figura 19. Heliconia psittacorum. Fuente: Lara., 2020

8.3.3 Periodo de adaptación de la vegetación empleada

Los individuos adquiridos se le realizaron perforaciones en su envoltura para colocarlos en contenedores de 0.5mt x 2mt con agua del medio natural, para evitar el estrés. Cada especie utilizada se dividió entre tres, se formaron 3 concentraciones a partir del agua residual generada por las instalaciones de ITBOCA al 50%, 75%, 100% y el blanco (agua natural). Se colocaron individuos de cada especie en cada una de las concentraciones con la finalidad de que se adaptaran al medio nuevo, donde permanecieron por 40 días (Figura 21). La (Tabla 6) muestra el total de individuos colectados por fracción de agua residual.



Figura 21. Preparación de la vegetación para el periodo de la adaptación. a) División Individuos colocados en los contenedores, b) Riego de las plantas con agua natural, c) Preparación de las fracciones de agua residual, d) Agregado de agua residual al 100%, 75%, 50%. Fuente: Lara., 2019



Figura 20. a) Selección y numeración de la vegetación. b) medición de clorofila indirecta. Fuente: Lara., 2019

A partir de los criterios de valoración en la fisiología de la planta se seleccionaron y utilizaron 3 plantas de cada especie, a las cuales se les asignó un código numérico con la finalidad de obtener una muestra representativa. Valorando grosor del tallo, clorofila y % de supervivencia y número de flores (Figura 20).

Tabla 6. Tota de plantas al inicio del periodo de adaptación por fracción de agua residual

Tipo	Número de individuos colectados por fracción de agua residual				
	Nombre común	75%	100%	50%	B
Canna indica		5	5	4	1
Ave de paraiso		5	5	4	1
Hawaiana		5	5	4	1
Hoja elegante		5	5	3	1
Papiro		3	3	2	1
Cuna de moises		26	27	26	1
Cóleos		5	5	4	1
Pasto pennisetum		3	3	3	1
Amaranto		15	15	14	1
Lantana		10	10	9	1
Duranta		15	15	14	1
Ruellia		5	5	4	1
Espárragos		1	1	1	0
Lechuga de agua		15	15	15	30

Elaboración propia

8.3.4 Siembra de la vegetación

Para este sistema las plantas empleadas fueron individuos e hijuelos que sobrevivieron a la adaptación previa (Tabla 7). Incluyendo *Heliconia psittacorum* e *Iris germánica* con la finalidad de reponer la vegetación perdida durante el periodo de adaptación. Con una longitud de crecimiento de 40 cm fueron sembradas en policultivos a 1m de distancia en plantas de la misma especie y entre 30-50 cm de profundidad en cada celda (CONAGUA, 2015) (Figura 22). Previo a este proceso, el humedal se inundó con el agua residual de ITBOCA, la siembra se realizó en la semana 18 y 21.

En la primera unidad experimental se sembraron 35 plantas en policultivos de *Cana Indica* (Platanillo) y *Strelitzia reginae* (ave del paraíso). La segunda unidad experimental sembrada con 20 plantas en monocultivos de *Alpinia purpurata* (hawaiana). La tercera unidad experimental sembrada con 35 plantas en policultivos de *Heliconia psittacorum* (avecilla) y *Xanthosoma robustum* (hoja elegante). La cuarta unidad experimental sembrada 35 plantas en policultivos de *Cyperus papyrus* (papiro) y *Eichhornia crassipes* (Lirio acuático). La quinta unidad experimental de flujo superficial sembrada con monocultivo de *Pistia stratiotes* (Lechuga de agua). La sexta unidad experimental en policultivos sembrados con 50 plantas de *Iris germánica* (Lirio azul), *Pennisetum purpureum* (Pasto Pennisetum), *Spathiphyllum wallisii* (cuna de moisés). Nuestro tren de tratamiento termina en la séptima unidad experimental sembrados con policultivos de *Ruellia brittoniana* (petunia mexicana), *Cyperus papyrus* (papiro), *Pennisetum purpureum* (Pasto Pennisetum).



Figura 22. Siembra de la vegetación previamente adaptada. a) Preparación de la vegetación (canna indica) 40cm de altura, b y c) Preparación de cada celda "Excavación de 30-50cm de profundidad, d) Siembra de la vegetación. Fuente: Lara., 2019

Las celdas se mantuvieron a condiciones ambientales normales del estado de Veracruz (a la intemperie) y se procedió a ser alimentadas con aguas residual directa del tanque de alimentación.

Tabla 7. Vegetación adaptada y sembrada en el sistema HAFSSH

N° Celda	Nombre científico	Nombre Común
1	<i>Strelitzia reginae</i>	Ave de paraiso
	<i>Canna Indica</i>	Platanillo
2	<i>Alpinia purpurata</i>	Hawaiana
3	<i>Heliconia psittacorum</i>	Avecilla
	<i>Xanthosoma robustum</i>	Hoja elegante
4	<i>Cyperus papyrus</i>	Papiro
5	<i>Pistia stratiotes</i>	Lechuga de agua
6	<i>Iris germaica</i>	Iris
	<i>Spathiphyllum wallisi</i>	Cuna de moises
	<i>Pennisetum purpureum</i>	Pasto pennicetum
7	<i>Ruellia brittoniana</i>	Petunia Mexicana
	<i>Cyperus papyrus</i>	Papiro
	<i>Pennisetum purpureum</i>	Pasto pennicetum

Fuente: Elaboración propia

8.3.5 Mediciones fisiológicas de las plantas

Con el objeto de conocer el desarrollo de la vegetación seleccionada en los sistemas de inundación, se realizaron las siguientes mediciones; Porcentaje de supervivencia, Grosor del tallo, N° de flores en especies con flores y Clorofila indirecta. Por un periodo de 40 días (periodo de adaptación). Para conocer la influencia del sistema puesto en marcha en el desarrollo de la planta, cuando las plantas estaban bien establecidas en cada celda (5 meses después), se realizaron mediciones en cuanto a número de flores, número de hijos, grosor del tallo, y clorofila indirecta (Tabla 8) (Figura 23).

Ecu1.

$$S (\%) = 100 (\text{número final} / \text{número inicial})$$



Figura 23. Mediciones fisiológicas durante el periodo de adaptación de la vegetación y en el HAFSSH puesto en marcha. a) Medición fisiológica (Grosor del tallo) en el sistema puesto en marcha, b) Extracción de la planta para medición de biomasa, d) Extracción de la planta para medición de biomasa. Fuente: Lara., 2020

Tabla 8. Parámetro y equipo utilizado para las mediciones fisiológicas

Parámetro	Equipo
Clorofila indirecta	SPAD 502 plus
Grosor del tallo	Vernier Caliper 0-150 Mm

Fuente: Elaboración propia

Producción de biomasa

Después de tener buen desarrollo de plantas y producción vegetativa con gran número de hijuelos, se extrajeron ($n = 1$ para cada tipo de especie utilizada en la tabla 7 para determinar la biomasa aérea, raíz y cuerpo, para los que las plantas se separaron en tres. Cada sección de las plantas se lavó y se secó al aire libre durante

48 y luego se colocó en un horno a 100 ° C durante al menos 72 h para obtener su peso constante (Figura 24). Finalmente, para obtener la producción de biomasa, las plantas se pesaron mediante una balanza analítica digital.



Figura 24. Medición de biomasa aérea, cuerpo y raíz. a) Planta dividida en tres y secada a la intemperie por 48 h, b) Planta secada en la estufa por 72hr a 100°C. Fuente: Lara., 2020

8.3.6 Monitoreo del sistema

La puesta en marcha de HAHFSS constará de una fase de adecuación de 45 días. Periodo en el que el sistema se adaptará a las nuevas condiciones de contaminación del agua, en el que las plantas alcanzaran un tamaño radicular óptimo. En el que los primeros 10 días las plantas se adaptaran al sustrato (Tezontle, PET, conchas de ostión y caracol) distribuidos en cada una de las 7 unidades experimentales. Adaptándose a las nuevas condiciones de pH y temperatura esto garantiza una distribución apropiada de las plantas en cada unidad experimental durante todo el periodo de estudio (Mendoza et al., 2018).

Logrando la fase de estabilización del sistema, se inició la fase de muestreos los meses de (enero-febrero 2020).

Caracterización del influente

Para realizar la caracterización del influente se valoraron los días con mayor afluencia de alumnos, las horas pico de entrada a clase y el uso de laboratorios y sanitarios. Realizando el muestro en miércoles a las 10 de la mañana.

El primer punto de toma de muestra fue el influente (Figura 25), el cual procede del cárcamo ubicado en las instalaciones del Itboca, tomando la muestra a la entrada del tanque de sedimentación. En este punto se tomaron muestras simples captadas en botellas de polietileno con un volumen de 1lt las cuales fueron transportadas al Laboratorio de investigación de recursos acuáticos (LIRA) ubicado en el Instituto tecnológico de boca del rio, Veracruz. En el cual se realizaron los análisis descritos en la (Tabla 9).

8.3.7 Métodos de análisis

Los métodos mostrados en la (Tabla 9), están referenciados en norma oficial mexicana nom-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales y métodos Estándar para el análisis de agua potable y agua residuales (APHA, AWWA, WEF, 2005). El porcentaje de remoción de contaminantes (Em) se determinará de acuerdo con Zhang et al., (2012); Marín-Muñiz (2016): Sandoval et al., (2019).



Figura 25. Aclimatación del HAHFSS a las nuevas condiciones de agua residual. a) HAHFSSH después del crecimiento de la vegetación, b) Toma de muestra del influente, entrada en el tanque de alimentación. Fuente: Lara., 2019

$$Em = \left(\frac{ci - ce}{ci} \right) * 100\% \quad Ecu (1)$$

Donde:

Em= Porcentaje de remoción de contaminante

ci: Es la concentración del contaminante en el influente (miligramos sobre litro) y
 ce: es la concentración en el efluente (miligramos sobre litro).

Tabla 9. Metodos ex situ para la evaluación del agua residual

Parámetro	Medición	Equipo	Referente
DQO	Cada mes	Digestor HACH modelo 200 Espectrofotómetro Rayleigh modelo VIS-7220G	NMX-AA-028-SCFI-2001
DBO	Cada mes	Digestor HACH BOD Track II Espectrofotómetro Rayleigh modelo VIS-7220G	NMX-AA-028-SCFI-2001
NTK	Cada mes	Bloque digestor Trade Raypa, Destilador microkjeldahl	NMX-AA-029-SCFI-2001
PT	Cada mes	Espectrofotómetro Rayleigh modelo VIS-7220G	NMX-AA-029-SCFI-2001
SST SDT	Cada mes	Estufa Memmert y mufla Thermo Scientific	NMX-AA-034-SCFI-2015
Ph	Cada mes	Potenciómetro marca Consort	Sthandar Methods

Fuente: Elaboración propia

Recolección de las muestras (análisis ex situ) Como se puede apreciar en la (Figura 26a), el HAHFSS en cada una de sus celdas cuenta con una salida donde el agua se encuentra expuesta lo que permite la tomar de muestras de las 7 celdas que la componen, con las cuales se pueden examinar cada uno de los parámetros.

Las muestras del efluente de cada celda, así como de las que llegan al tanque de almacenamiento fueron tomadas y analizadas mensualmente, recolectadas en botellas de polietileno de 1lt (Figura 26b) y frascos ámbar con respecto a las variables de análisis (Tabla 9). Fueron transportadas LIRA para su refrigeración a 4°C y posterior análisis.



Figura 26. Recolección muestra para los análisis de la calidad del agua residual. a) Salida del agua residual de cada celda para permitir los muestreos, b) Toma de muestra. Fuente: Lara., 2020.

Análisis in situ

Cada 7 días y en jornada de muestreo se llevaron a cabo análisis en el sitio del Influyente, así como del efluente en cada unidad experimental y tanque de disposición final (Tabla 10) (Figura 27).

Tabla 10. Metodos In situ para la evaluación del agua residual

Parámetro	Medición	Horario	Equipo
Temperatura	Cada 7 días	10-12am	Hidrómetro digital (INI-T A12T)
Humedad	Cada 7 días	10-12am	Hidrómetro digital (INI-T A12T)
Ph	Cada 7 días	10-12am	Tiras reactivas pH-Fix 4.5-10



Figura 27. Mediciones a) Temperatura, b) pH. Fuente: Lara., 2020.

Análisis de datos

Los datos fueron comparados mediante un análisis de varianza anova, utilizando un diseño de bloques al azar y una prueba de tukey para detectar diferencias estadísticas significativas ($P \leq 0.05$) de la remoción de contaminantes entre los tratamientos con un valor de confianza de 95% entre medias. Todo ello con ayuda del programa estadístico Minitab Versión 19.

IX. Resultados y discusión

Características químicas del agua residual utilizada para este estudio

El resultado obtenido para cada parámetro se resume en la siguiente tabla 11

Tabla 11. Caracterización del agua residual universitaria (Cárcamo ITBOCA)

Características químicas del agua residual	
Parámetro	Valor (mg/L)
DBO	219
DQO	482.15
PT	4.79
NTK	0.75
SST	75
SDT	845
pH	7.9

Elaboración propia

Todos los valores medidos se encuentran entre los parámetros permisibles que marca la NOM-001-SEMARNAT-1996, a excepción DBO la cual indica como valor máximo de promedio mensual 219mg/L y el máximo valor máximo permisible es de 150mg/L.

Desarrollo de la vegetación durante el periodo de adaptación

El periodo de adaptación de la vegetación juega un papel muy importante en los humedales artificiales sin embargo la manera en la que realiza varía. Para este trabajo se tuvo en cuenta tres concentraciones de agua residual 50%, 75% y 100% con los mismos tipos de plantas. Lo que permitió observar el tipo de plantas con mayor capacidad de sobrevivir altas concentraciones de contaminantes, obteniendo así el orden en que estas serían sembradas. Determinando las plantas con mayor funcionalidad como plantas fitorremediadoras en los sistemas de HA. A diferencia de Gallegos et al., 2017 realizó una adaptación diferente donde colocó la vegetación en contenedores con 20L de agua residual con la finalidad de que se adaptaran al medio nuevo, donde permanecieron 10 días.

Posteriormente fueron sembradas en HA manteniendo a 0.3 m de agua residual durante 14 días, para disminuir el tiempo de crecimiento y propagación. A los 24 días de la siembra, se aumentó el nivel del agua a 0.5 m para iniciar el periodo de estabilización. Lo cierto es que en la mayoría de los casos la adaptación de la vegetación se realiza en los sistemas en operación, esperando durante un mes para que las plantas se adapten a las nuevas condiciones (Solís et al., 2016).

Durante el periodo de adaptación de las 14 especies iniciales solo sobrevivieron un total 11 especies es decir el 78.5 % del total. El porcentaje de supervivencia de las plantas para una fracción de agua residual universitaria del 50%, 75% y 100% osciló entre 28%-100%, 26%-100%, 20-100% respectivamente. Sin embargo, durante este periodo de adaptación la *alpinia purpurata*, *Spathiphyllum wallisii*, *Cana indica*, *Xanthosoma robustum* y *cyperus papyrus* mostraron un crecimiento más acelerado y produjeron un gran número de hijuelos lo que indica mayor habilidad de estas para inducir mecanismos de adaptación en ambientes inundados, en su mayoría las plantas se observaron saludables a excepción de la vegetación perdida como los

coleos, espárragos, lantana, amarantos y duranta que a pocos días mostraron un estado de salud menos definido (Figura 28).



Figura 28. Especies perdidas durante el periodo de adaptación. a) Coleos, b) Lantanas. c) Esparragos, d) Duranta. Fuente: Lara., 2019

Las especies con floración la *Spathiphyllum* produjo un mayor número de flores (más de 7 flores) en comparación con la *alpinia purpurata* (alrededor de 3-5 flores) y *strelitzia reginae* que a pesar de su utilización en sistemas de humedales artificiales con aguas domésticas por (Martínez et al., 2018) esta no presento desarrollo ni floración en ninguna de las fracciones de agua residual. La coloración de las especies mostro una relación directa con el proceso fotosintético llevado a cabo durante el experimento y el contenido de clorofila, lo que permitió relacionarlo con su nivel de contaminación respecto a las fracciones de agua residual universitaria del 50%, 75% y 100%. Para la clorofila solo se analizaron 7 especies ya que las especies con hojas pequeñas no podían ser leídas en el infrarrojo,

mostrando mayor concentración de clorofila a una fracción de 75% de agua residual en la *roellia*, *Canna indica* y *strelitzia reginae* de 51-65, 42-47, 52-61 en unidades SPAD respectivamente. Por lo que después de un periodo de adaptación de 40 días, es recomendable la simbra en el sistema.

Condiciones de la operación del sistema puesto en marcha

Este sistema fue operado a las condiciones ambientales de diciembre a marzo del 2020, Para las que se tomaron como referencia el pH y la temperatura. De acuerdo con Sandoval et al., (2019) el pH óptimo para favorecer la remoción de contaminantes se encuentra en rangos 6.5 – 8.5 y el pH adecuado para el desarrollo de la vegetación según Zurita et al., (2008) debe ser 7.0 a 8.5. Los datos reportados en este estudio se encuentran entre estos rangos de 7.4 - 8.3. Dichos valores cumplen con lo reportado en la NOM-001-SEMARNAT-1996, ya que establece que el límite permisible máximo de pH es de 5 a 10 (Figura 29).

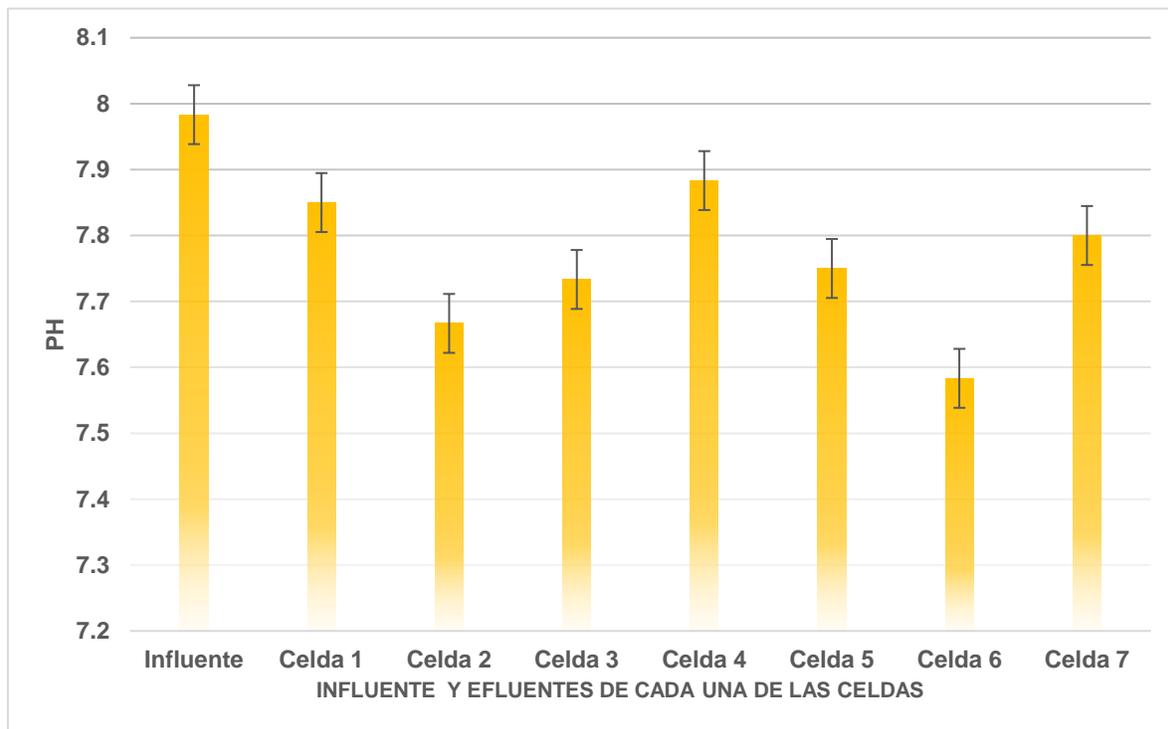


Figura 29. pH en el sistema HAFSSH puesto en marcha. Fuente: Elaboración propia

Por otro lado, los resultados obtenidos demuestran una disminución desde el influente hasta la última celda del efluente lo cual concuerdan con lo reportado por (Gallegos-Rodríguez et al., 2018) quienes exponen que en los procesos de nitrificación microbiana se liberan H^+ , lo cual hace que el pH disminuya. Sin embargo, la disminución del pH no es mayor, debido, principalmente, a las interacciones entre los sustratos utilizados y la biopelícula, a la presencia de vegetación y a la acción del $CaCO_3$ presente entre los sustratos.

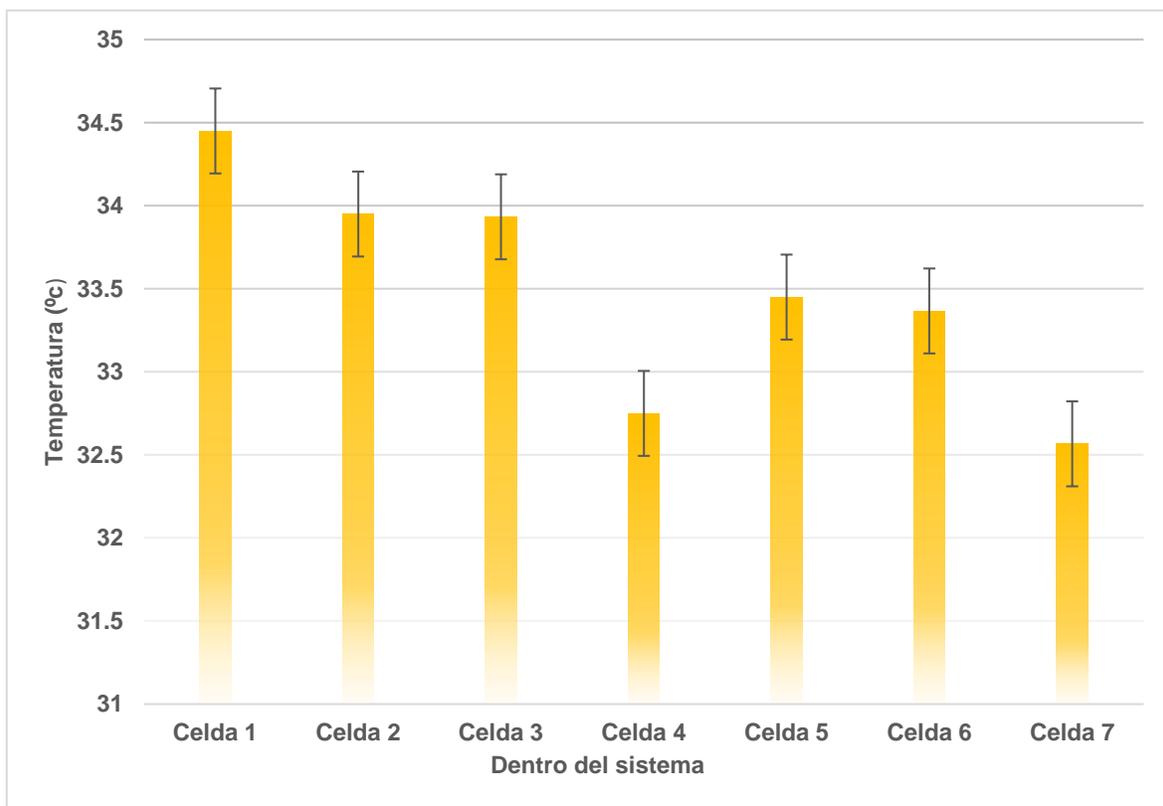


Figura 30. en el sistema HAFSSH puesto en marcha. Fuente: Elaboración propia

Para este estudio la temperatura de entrada y de salida oscila entre 34.9-31.1 °C. Los valores que se encuentran por debajo de lo establecido por la NOM-001-SEMARNAT-1996 menores a los 40 °C, para el uso público urbano y la protección a la vida acuática. Por lo que este sistema se encuentra en condiciones óptimas donde no se deben superar los 15°C según (Kuschik et al., 2003). Para que se lleven a cabo los procesos bioquímicos (Akratos y Tsihrintzis, 2007).

Desarrollo de la vegetación en el sistema puesto en marcha

Los resultados obtenidos para las valoraciones fisiológicas de la vegetación, después de la puesta en marcha del sistema describen a continuación;

Grosor del tallo y numero de flores

En cuanto a las respuestas fisiológicas con respecto al tallo se han demostrado mayores tasas de crecimiento el primer tercio del largo de los HA en el sentido del flujo, en comparación con el resto de este, debido posiblemente a que la mayor parte de la materia orgánica y los nutrientes son consumidos en esta longitud (Peña-Salamanca et al., 2013). Por lo que para este sistema el grosor del tallo entre las mismas especies demostró tener un crecimiento más acelerado en el primer tercio de alimentación para las celdas 1, 2 y 3 con diferencias significativas de ($p=0.005$) para todas las especies del humedal. Siendo más representativas la especies como *Canna indica*, *Xanthosoma robustum* con grosor de tallo de 44.4mm y 63.5mm respectivamente para los 5 meses del humedal (Figura 31).

Con respecto al número de flores la *spathiphyllum wallisii* fue la especie con mayor cambio del periodo de adaptación al sistema puesto en marcha, demostrando que las condiciones en las que se expuso no fueron favorables. Seguido de la *strelitzia reginae* la cual no se obtuvo producción de flores, esto debido a que se encontró en una siembra de policultivo en conjunto con la *Canna indica* la cual demostró un gran desarrollo, produciendo hasta 5 flores por planta (Figura 33).

Clorofila Indirecta

La emisión de fluorescencia de la clorofila en plantas es una prueba sensitiva de la eficiencia fotosintética de la planta y permite reflejar a largo plazo perturbaciones e el aparato fotosintético. Por tanto, la clorofila de la vegetación en un humedal pueden ser consideradas un indicador fisiológico del metabolismo de la planta y de su participación en la transformación de los diferentes nutrientes en el sistema (Pérez et al., 2007). Para este sistema la clorofila indirecta mostro un comportamiento mayor a 20 unidades SPAD en todas las especies con ($p=0.005$). Con valores más representativos en la *Ruellia brittoniana*, *strelitzia reginae*, *Cannindica*, *Alpinia purpurata*, *Heliconia psittacorum* y *Xanthosoma robustum*.

Indicando una alta capacidad de aclimatación a las condiciones de contaminación en la que fueron sometidas durante el estudio (Figura 32).

Biomasa

Si las plantas presentan un bajo desarrollo del sistema radicular, los productos solubles o de fácil asimilación que se encuentran en el gradiente respecto a la altura del sustrato, no son absorbidos (Cadavid, 2018). En cuanto a la producción de biomasa la (Figura 32) muestra la biomasa producida en tres secciones diferentes de las plantas, raíz, área y cuerpo. Las especies con valores significativamente diferentes son *C.indica*, *S. reginae*, *H. psittacorum*, *X. robustum* y *C. papyrus*. Estas especies son adecuadas para su uso en HA, por su rápido crecimiento y adaptación. También se muestra que la mayor cantidad de biomasa se queda concentrada en la raíz y el cuerpo de la planta a excepción de la *R. brittoniana* y el *I. germánico* donde su mayor concentración es la parte aérea $6.23g \pm 0.30g$, $12.93g \pm 0.42g$ respectivamente, Teniendo al *P. pennisetum* con la menor producción de biomasa en las tres áreas $1.51g \pm 0.12g$, $1.2g \pm 0.36g$, $4.5g \pm 0.69g$ respectivamente.

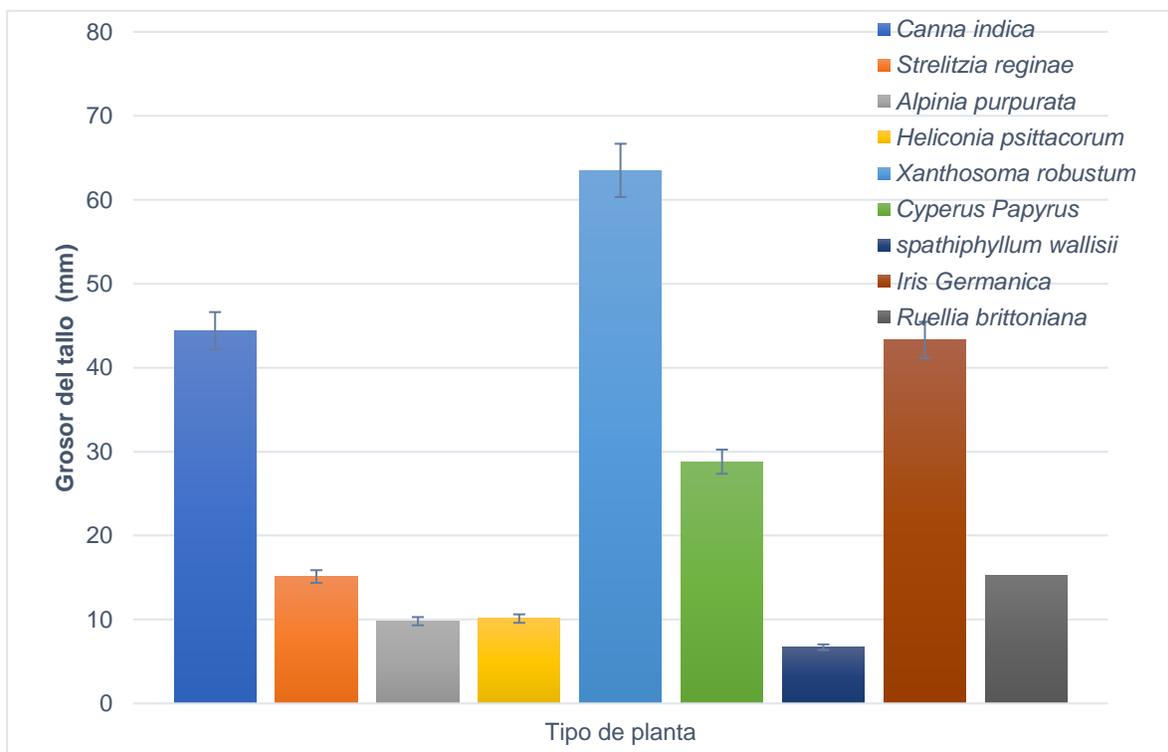


Figura 31. Grosor del tallo de las plantas en el sistema HAFSSH puesto en marcha, Fuente: Elaboración propia

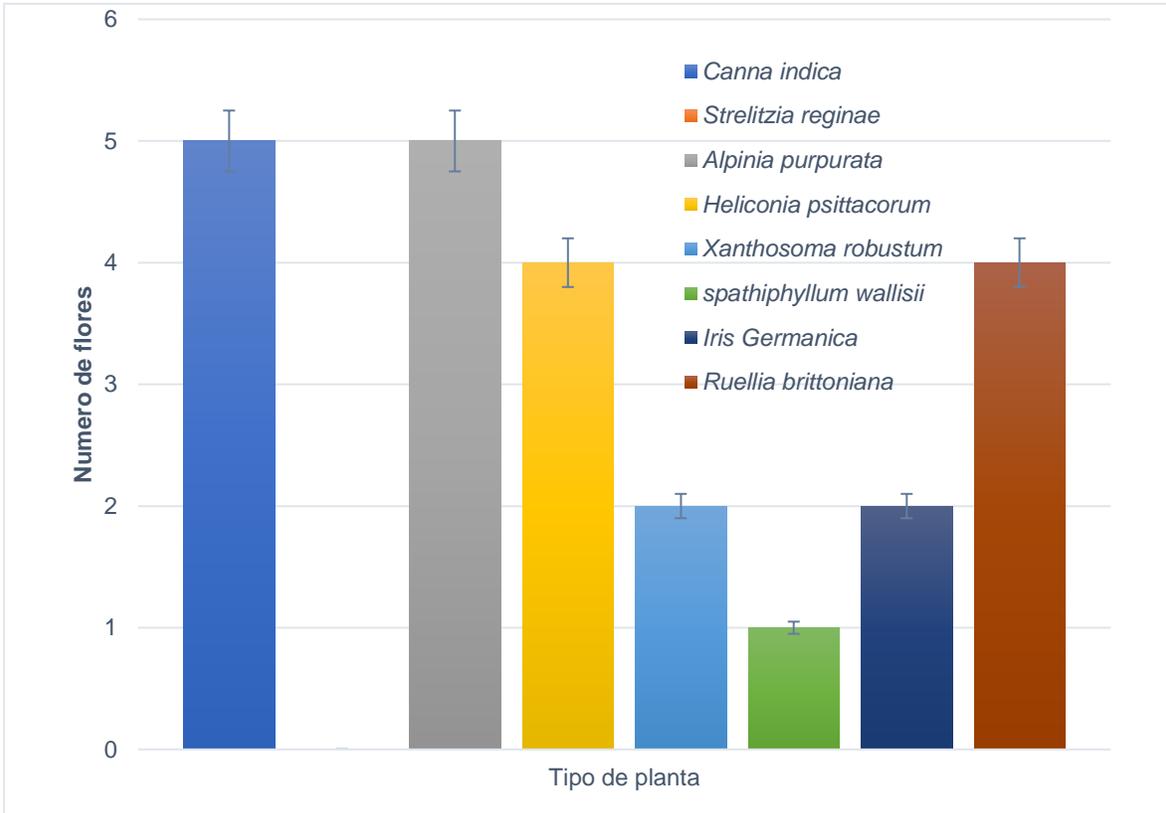


Figura 32. Numero de flores de las plantas en el sistema HAFSSH puesto en marcha, Fuente: Elaboración propia

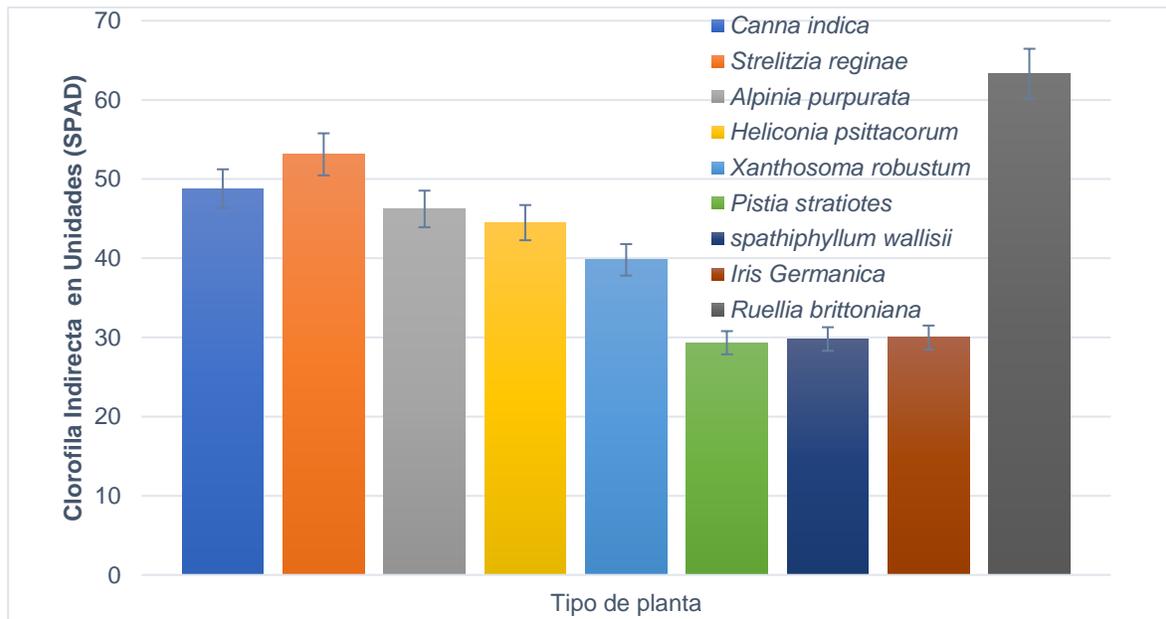


Figura 33. Clorofila Indirecta de las plantas en el sistema HAFSSH puesto en marcha. Fuente: Elaboración propia

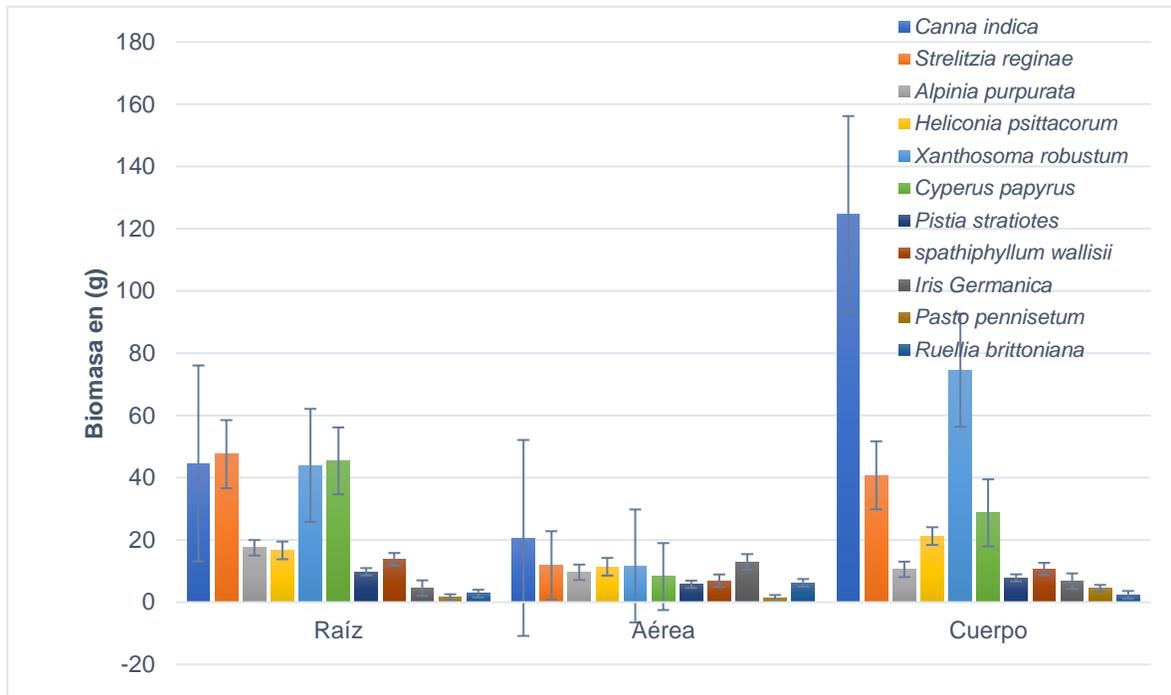


Figura 34. Biomasa de las plantas en el sistema HAFSSH puesto en marcha, Fuente: Elaboración propia

Calidad del agua residual

Remoción de contaminantes

Los resultados obtenidos con relación a los porcentajes de remoción se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 12. Parámetros de calidad de aguas residuales y eliminación de contaminantes en cada una de las celdas que componen el HAHFSS

Parámetro	Tratamiento	Calidad del agua en los humedales (concentración mg/L)		Eficiencia de eliminación %
		Entrada (mg/L)	Salida (mg/L)	
DBO ₅	Celda1	211 ± 12.16	137.5 ± 40.31	34.8
	Celda2		119.5 ± 20.51	43.4
	Celda3		94 ± 42.43	55.5
	Celda4		74.5 ± 62.93	64.7
	Celda5		56 ± 35.36	73.5
	Celda6		56.5 ± 45.96	73.2
	Celda7		53 ± 41.01	74.9
DQO	Celda1	473.73 ± 20.21	419.5 ± 228.55	11.5
	Celda2		216.15 ± 14.96	54.4

	Celda3		258.5 ± 124.98	45.4
	Celda4		312.6 ± 41.61	34.0
	Celda5		86.68 ± 78.48	81.7
	Celda6		99.37 ± 74.32	79.0
	Celda7		75.45 ± 73.66	84.1
PT	Celda1	6.77 ± 0.15	5.36 ± 0.03	1.5
	Celda2		5.39 ± 0.06	1.0
	Celda3		5.38 ± 0.04	1.1
	Celda4		5.27±0.013	3.1
	Celda5		4.79 ± 1.34	11.9
	Celda6		4.85 ± 0.34	10.9
	Celda7		5.35 ± 0.72	1.7
NT	Celda1	0.76 ± 1.28	0.42 ± 0.09	44.4
	Celda2		0.32 ± 0-04	58.3
	Celda3		0.25 ± 0.04	67.6
	Celda4		0.25 ± 0.04	67.6
	Celda5		0.25 ± 0.04	67.6
	Celda6		0.350.09	53.7
	Celda7		0.32 ± 0.34	58.3
SST	Celda1	75.6± 2.08	55 ± 2.08	27.3
	Celda2		41.5 ± 2.12	45.2
	Celda3		20 ± 1.41	73.6
	Celda4		16.5 ± 0.70	78.2
	Celda5		11 ± 1.41	85.5
	Celda6		6.5± 0.70	91.4
	Celda7		4.5 ± 0.70	94.1
SS	Celda1	0.34 ± 0.05	0.125 ± 0.03	63.2
	Celda2		0.06 ± 0.01	82.4
	Celda3		0.06 ±0.01	82.4
	Celda4		0.04 0.014	88.2
	Celda5		0.04 ±0.014	88.2
	Celda6		0.105± 0.13	69.1
	Celda7		0.01 ± 0	97.1
SDT	Celda1	845.33 ± 4.5	794 ± 5.65	6.07
	Celda2		689 ± 2.12	18.43
	Celda3		705 ± 3.53	16.54
	Celda4		674.5 ± 2.12	20.20
	Celda5		547 ± 7.07	35.29
	Celda6		523.5 ± 16.26	38.07
	Celda7		493.5 ± 6.36	41.62

Fuente: Elaboración propia

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

En este estudio las concentraciones de DBO para el influente se observaron entre 211 ± 12.16 mg/L, después de pasar por los 7 tratamientos los valores obtenidos fueron 53 ± 41.01 mg/L, el valor reportado en cada una de las celdas cumplen con la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece como límites máximos 75 mg/L para usos público urbano y 150 mg/L para riego agrícola en descargas a ríos. En la (Tabla 12). se presentan el comportamiento de la concentración de DBO₅ en cada una de las celdas durante el periodo de estudio; mostrando diferencias significativas entre las medias con ($p > 0.05$) para las celdas 1, 5, 6 y 7 con Tezontle como medio de sustrato en comparación con las celdas 2 y 3 con PET y Conchas de Ostión, por lo que se infiere que el tipo de planta utilizado en celda así como el tipo de sustrato tienen un efecto significativo en el sistema. La DBO₅ en su estado soluble es eliminada mediante la degradación biológica en la que participan microorganismos tanto aerobios como anaerobios adheridos en las superficies de las plantas y a los medios de sustratos, por ello es que los porcentajes de eliminación de DBO₅ en HA son relativamente altos (Guerra et al., 2018). Para este caso la eficiencia de eliminación de DBO se mostró en aumento en relación con el trayecto del agua residual por los tratamientos con valores mínimos de 34.8% alcanzando los 74.9 % en eliminación (Tabla 12). Por lo que se observa una buena eficiencia de remoción de DBO debido a la baja concentración en las que se encuentra el agua residual universitaria, ya que a estas condiciones la cantidad de oxígeno requerido para la biodegradación aerobia es menor (Zurita, 2008). Estos resultados son consistentes con otros estudios en los que se han utilizado policultivos de plantas ornamentales alcanzado una eliminación de 46% a mitad del tratamiento y 80% al finalizar (Merino-Solís et al., 2015). Y se encuentran entre el rango observado en humedales artificiales de tipo subsuperficial plantados con especies ornamentales (Landa-Cansigno et al., 2020; Núñez-Delgado et al., 2017; Zurita, 2008).

Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO es uno de los principales parámetros utilizados para medir el contenido de materia orgánica en las aguas residuales y se refiere a la capacidad de las aguas residuales para agotar el contenido de oxígeno disuelto (Nakase et al., 2019). Por lo que corresponde a este estudio las concentraciones de la DQO del agua residual del cárcamo se observaron entre 473.73 ± 20.21 mg/L disminuyendo su concentración al pasar por cada una de las celdas con valores de 419.5 ± 228.55 a 75.45 ± 73.66 al concluir con el tratamiento. La (Tabla 12) muestra las concentraciones de DQO por cada una de las celdas mostrando diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las celdas 1, 5, 6 y 7 esto puede deberse al manejo de policultivos ya que estas celdas se utilizaron más de dos especies de plantas ornamentales emergentes y flotantes para los cuales no se manejó ninguna celda sin vegetación, estos difiere a los resultados obtenidos utilizando mesocosmos y humedales subsuperficiales donde no encontraron diferencias significativas entre sistemas con vegetación y sistemas sin vegetación (Li et al., 2018; Sandoval et al., 2019). Varios estudios han demostrado que las altas tasas de eliminación de DQO son causadas por la sedimentación de sólidos en suspensión, y por procesos de descomposición rápida en el agua y en las capas superiores del sustrato (Verhoeven y Meuleman, 1999).

La eliminación para la DQO difiere por cada uno de los tratamientos, sin embargo, se percibe mayor eliminación a partir de la celda número 5 sembrada con *pista stratiotes*, en la cual el agua se encuentra expuesta a los rayos libres, lo que permite un suministro suficiente de oxígeno y mejora en gran medida la degradación de la materia orgánica al aumentar la oxidación bioquímica (Kumar y Dutta, 2019). La eliminación promedio de DBO vario entre de 11.5mg/L y 84.1 mg/L, esto debido a que las eficiencias fueron muy variables entre las primeras celdas, y después se mostraron más similares, probablemente una mayor estabilidad del sistema en las celdas 5, 6 y 7 con *iris gemaico*, *sphiphyllum*, *crossandra*, *Cyperus sp* y *ruellia brittoniana* como vegetación. Estos valores obtenidos son similares a los reportados en un estudio de humedales construidos con flujo horizontal subsuperficial a escala piloto donde se obtuvo 77% de eliminación de DQO (Aalam y Khalil, 2019).

Indice de biodegradabilidad

La relación DBO₅/DQO es un factor que indica la biodegradabilidad de las aguas residuales. Para este estudio de agua residual universitaria el valor observado fue de 0.45 mostrando una biodegradabilidad similar en comparación con el valor de 0.49 para aguas grises y negras (Paulo et al., 2013). Cuando la DBO₅/DQO es menor a 0.3, el vertimiento es no biodegradable, valores entre 0.3 y 0.7 lo hacen poco biodegradable, mientras que valores superiores a 0.7 favorecen las condiciones de recuperación por métodos biológicos (Bedoya-Pérez et al., 2014). Por lo que se puede afirmar que este efluente es poco biodegradable; donde la mayor cantidad de materia orgánica e inorgánica presente no se puede oxidar bioquímicamente, por lo que intervienen otros procesos como la oxidación, reducción, volatilización, adsorción, absorción, sedimentación y filtración dentro de cada una de celdas que compone al humedal (Crites y Tchobanoglous, 2000; Karathanasis et al., 2003).

Fosforo total (TP)

Con respecto al comportamiento de TP el valor del influente se observó bajo 6.77 ± 0.15 mg/L, valor semejante al de la caracterización del agua domestica utilizada para evaluar la eficacia de *Zantedeschia* en humedales artificiales de flujo horizontal (Zurita et al., 2008; Zurita et al., 2009). Por lo que en cuestiones de fosforo total se cumple con la NOM-001-SEMARNAT-1996 ya que este no sobrepasa los límites maximos establecidos. Es bien sabido que la eliminación de TP en humedales artificiales puede ser complicada debido al acoplamiento de los mecanismos de eliminación orgánicos e inorgánicos disponibles para P en los sistemas de humedales, así como la regeneración de P a partir de materia orgánica en la columna de agua (Zurita y White, 2014). En nuestro caso, la disminución en la concentración de TP en el efluente de las 7 celdas no fue significativa ($p > 0.05$) en comparación con el uso de un humedal artificial horizontal de flujo subsuperficial en el cual se utilizó almeja triturada como medio de soporte, obtenido eliminaciones de

TP hasta de 80% (Nguyen et al., 2020). La falta de eliminación de TP en este trabajo probablemente se debió que, al ser los primeros tres meses de arranque, la vegetación no se adapta al 100% y esto pudo tener ingerencia y en algunos casos desecarse en las celdas. A medida que las plantas decaen y decaen, esencialmente liberan P a los sistemas (Zhao et al., 2011).

Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)

El valor de la concentración de nitrógeno total residual universitaria al entrar al sistema fue 0.76 ± 1.28 , por lo que al ser comparado con la NOM-001-SEMARNAT-1996 este no sobrepasa límites máximos establecidos. Sin embargo, al pasar por cada una de las celdas los resultados que se observaron fueron 0.32 ± 0.34 al finalizar con los tratamientos. Para este estudio la utilización de diferentes tipos de vegetación tuvo influencia significativa en la eliminación de NTK, esto podría explicarse por un mayor suministro de oxígeno a la rizosfera a través de las raíces de las plantas (Vymazal, 2011). Ya que todas las celdas se mostraron significativamente diferentes ($p > 0.05$). En eliminación de nitrógeno la nitrificación y la desnitrificación se ven directa o indirectamente afectadas por la vegetación. Las plantas pueden mejorar el proceso de nitrificación al liberar oxígeno y nutrientes desde sus raíces al sedimento o a la capa superior de un cuerpo de agua, apoyando el crecimiento de nitrificadores con el oxígeno y la energía necesarios (Li et al., 2018). Los valores observados para la eliminación de NTK fueron de 44.4% a 67.6%, donde los valores más altos de eliminación representan la presencia de *Cyperus sp*, *Heliconia psittacorum*, *Xanthosoma robustum* y *pistia stratiotes* como vegetación. Estos resultados son similares con lo reportado por otros autores donde han evaluado la eficiencia de remoción de nitrógeno utilizado *Cyperus sp* y *Heliconia psittacorum* como vegetación obteniendo valores del 56.5% y 67% (Parra et al., 2015; Sarmiento et al., 2013). Es probable que los valores más bajos se deban a la distribución del tamaño de partícula del medio filtrante ya que en esas celdas 1 y 2 se utilizaron conchas de ostión y de caracol como medio de soporte, lo que impidió la formación de zonas anóxicas/anaerobias más amplias, deseables para la desnitrificación (Torres et al., 2017).

Sólidos suspendidos, sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos totales (SS, SST, SDT).

La eliminación de sólidos en los sistemas de HA ocurre principalmente a través de procesos físicos. Puede ocurrir por filtración a través de la grava, raíces, y rizomas de las plantas; sedimentación de la materia particulada y floculación por agregación de pequeñas partículas que acaban sedimentando (Alarcón et al., 2018). En relación con los sólidos evaluados para este estudio; SST, SS, SDT los valores del influente fueron 75.6 ± 2.08 , 0.34 ± 0.05 , 845.33 ± 4.5 respectivamente. Para los que se observó una disminución significativa ($p < 0.05$) en los efluentes después del tratamiento en cada celda con relación al influente SST; 41.5 ± 2.12 , SS; 0.01 ± 0 , SDT; 493.5 ± 6.36 . El valor reportado para SST en cada una de las celdas cumple con la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece como límites máximos 75 mg/L para usos público urbano y 150 mg/L para riego agrícola en descargas a ríos. En los resultados observados de la (Tabla 12) se produce una remoción considerable de sólidos con valores en la última celda de tratamiento para SST, SS, SDT; 94.4, 97.2, 41.62% respectivamente. Estos porcentajes de eliminación son muy parecidos a los reportados en un estudio donde utilizaron espuma de plástico, caucho, poliestireno y grava como sustrato alternativo mejorando notablemente la eficacia de eliminación en 83 al 88,5% para SS al tratar aguas residuales domésticas (Khalifa et al., 2020). Y a los encontrados por medio del uso de un humedal de flujo horizontal donde se obtuvieron remociones del 77% para SDT, en el cual a diferencia de este utilizaron peces *Gambusia* para el tratamiento (Saharimoghaddam et al., 2019). Por los resultados y el tipo de sustrato utilizado se puede atribuir que la eficiencia en cuanto al tratamiento podría incrementar de aquí a 20 años debido a la obstrucción parcial de los lechos de filtración, lo que tiene un efecto positivo en la retención de partículas (Vymazal, 2019).

X. Conclusión

La utilización de HAHFSS resultó ser eficiente en la eliminación de nitrógeno, fósforo, sólidos, DBO y DQO presentes en las aguas residuales universitarias y se

relacionó con el tratamiento mediante el uso de sustratos híbridos con monocultivo y policultivos de plantas ornamentales.

XI. Literatura citada

- Aalam, T., y Khalil, N. (2019). Performance of horizontal sub-surface flow constructed wetlands with different flow patterns using dual media for low-strength municipal wastewater: A case of pilot scale experiment in a tropical climate region. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 54(12).
- Akratos, C. S., y Tsihrintzis, V. A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29(2), 173-191.
- Alarcón Herrera, M. T., Zurita Martínez, F., Lara-Borrero, J. A., y Vidal Sáez, G. C. (2018). Humedales de tratamiento: Alternativa de saneamiento de aguas residuales aplicable en América Latina. *Pontificia Universidad Javeriana*. <http://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/34519>.
- Alarcón, M. E. H. (2016). Humedales ornamentales con participación comunitaria para el saneamiento de aguas municipales en México. *RINDERESU*, 1(2), 01-12.
- Alarcón-Herrera, M., y Martín-Dominguez, I. (2012). Los humedales como tecnología emergente para la remoción del arsénico del agua. *Researchgate* (pp. 133-160).
- Almuktar, S. A. A. N., Abed, S. N., y Scholz, M. (2018). Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(24).

- Arenas-Fuentes, V., Arias-De León, C., y Lango-Reynoso, F. (2014). La pesquería mexicana del ostión *crassostrea virginica* (gmelin, 1791) del golfo de México: Limitantes de su desarrollo *Universidad Veracruzana*.
- Arreguin-Cortes, F. I., Saavedra-Horita, J. R., Rodriguez-Varela, J. M., Tzatchkov, V. G., Cortez-Mejia, P. E., Llaguno-Guilberto, O. J., Sainos-Candelario, A., Sandoval-Yoval, L., Ortega-Gaucin, D., Mendoza-Cazares, E. Y., y Navarro-Barraza, S. (2019). Municipal level water security indices in Mexico. *SN Applied Sciences*, 1(10), 1194.
- Arteaga-Cortez, V. M., Quevedo-Nolasco, A., Valle-Paniagua, D. H. del, Castro-Popoca, M., Bravo-Vinaja, Á., Ramírez-Zierold, J. A., Arteaga-Cortez, V. M., Quevedo-Nolasco, A., Valle-Paniagua, D. H. del, Castro-Popoca, M., Bravo-Vinaja, Á., y Ramírez-Zierold, J. A. (2019). Estado del arte: Una revisión actual a los mecanismos que realizan los humedales artificiales para la remoción de nitrógeno y fósforo. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(5), 319-343.
- Asprilla J, W., Ramírez S, J., y Rodriguez, D. C. (2020). Vista de Humedales artificiales subsuperficiales: Comparación de metodologías de diseño para el cálculo del área superficial basado en la remoción de la materia orgánica | Ingenierías USBMed. *McGraw-Hill, Inc.*, 11(1).
- Atienza Grefa, J. B., & Hernández Yarpaz, V. M. (2020). *Diseño de un sistema de alcantarillado y depuración de aguas residuales domésticas mediante humedales artificiales en la Comunidad Cotococha*.
<https://repositorio.uea.edu.ec/handle/123456789/801>

- Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Oldham, C., Santos, R. M., Babaei, A. A., Vymazal, J., y Paydary, P. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. *Ecological Engineering*, 146.
- Bayona, j, M., Garcia, J., & Morato, J. (2004). Consejo Superior de Investigaciones Científicas. *Barcelona: Delegación en Cataluña.*
- Becerra-Jurado, G., Harrington, R., & Kelly-Quinn, M. (2012). A review of the potential of surface flow constructed wetlands to enhance macroinvertebrate diversity in agricultural landscapes with particular reference to Integrated Constructed Wetlands (ICWs). *Hydrobiologia*, 692(1), 121-130.
- Bedoya Pérez, J. C., Ardila Arias, A. N., & Reyes Calle, J. (2014). Evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial en el tratamiento de las aguas residuales generadas en la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia, Colombia. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(3), 275-283.
- Beraun, C., & Flor, M. (2013). Efecto de la enmienda dolomita y el abono orgánico bokashi sobre el crecimiento del ginger rojo (*alpinia purpurata* k. Schum.) bajo condiciones de suelos degradados. *Repositorio Institucional - UNAS.*
- Betty, L. (2003). Wetland Plants – More Than Just a Pretty Face? *ResearchGate*, 11, 173-180.
- Birkett, J. (2018). *Microbiology and Chemistry for Environmental Scientists and Engineers*. CRC Press.
- Borin, M., Bonaiti, G., Santamaria, G., & Giardini, L. (2001). A constructed surface flow wetland for treating agricultural waste waters. *Water Science and Technology*, 44(11-12), 523-530.

- Brix, H. (1994). Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands. *Water Science and Technology*, 29(4), 71-78.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35(5), 11-17.
- Burga, R. M. F. N., & Huaranga, M. C. (2016). Tratamiento de aguas residuales domésticas a nivel familiar, con Humedales Artificiales de flujo subsuperficial Horizontal, mediante la especie macrófita emergente *Cyperus Papyrus* (Papiro). *Universidad Peruana Union*.
- Burgos, V., Araya, F., Reyes-Contreras, C., Vera, I., & Vidal, G. (2017). Performance of ornamental plants in mesocosm subsurface constructed wetlands under different organic sewage loading. *Ecological Engineering*, 99, 246-255.
- Cadavid, J. D. R. (2018). Evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la caracterización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista Científica en Ciencias Ambientales y Sostenibilidad*, 4(1), Article 1.
- Calheiros, C. S. C., Bessa, V. S., Mesquita, R. B. R., Brix, H., Rangel, A. O. S. S., y Castro, P. M. L. (2015). Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecological Engineering*, 79, 1-7.
- Canari, A., Kaiser, C., Merchat, A., Richter, A., y Wolgan, W. (2019). Root Exudation of Primary Metabolites: Mechanisms and Their Roles in Plant Responses to Environmental Stimuli | Plant Science. *Plant Sci*, 10, 1. - 19.

- Castañeda Sarmiento, L. A. (2017). Una revisión sobre el uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domesticas en América latina: Diseño, operación y resultados. *Bioresource Technology*, 1, 1-16.
- Cervantes, S. P., Londoño, Y. A., Gutiérrez, F. R., y Peñuela, G. A. (2017). Evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial en la remoción de diferentes concentraciones de ibuprofeno empleando *Cyperus papyrus*. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(5), 105-116.
- Chafloque, W. L., y Gómez, E. G. (2006). Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*, 9(17), 85-96.
- Chang, J., Lee, W., y Yoon, S. (2017). Energy consumptions and associated greenhouse gas emissions in operation phases of urban water reuse systems in Korea. *Journal of Cleaner Production*, 141, 728-736.
- Chang, Y.-H., Wu, B.-Y., y Lai, C.-F. (2014). The effect of a green energy landscape fountain on water quality improvement. *Ecological Engineering*, 73, 201-208.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.062>
- Chipana, C., y Reynaldo, V. (2015). Influencia del crecimiento biológico de la biopelícula sobre el comportamiento de humedales artificiales de Flujo subsuperficial sin vegetación. *Universidad mayor de san andrés*. [Thesis].
<http://repositorio.umsa.bo/xmlui/handle/123456789/5573>
- Chota, J., y Salvador, L. (2018). Evaluación del humedal artificial de lecho fluidizado ascendente con macrofitas flotantes, en la remoción de aguas residuales del

- matadero municipal de la. Ciudad de Moyobamba 2017. *Universidad Nacional de San Martín-Tarapoto*. <http://repositorio.unsm.edu.pe/handle/11458/2813>
- Conabio. (2010). *Pennisetum purpureum—Ficha informativa*. <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/poaceae/pennisetum-purpureum/fichas/ficha.htm>
- CONAGUA. (2018). *Estadísticas de agua en México 2018*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Coombs, G., y Peter, C. I. (2009). Do floral traits of *Strelitzia reginae* limit nectar theft by sunbirds? *South African Journal of Botany*, 75(4), 751-756.
- Cooper, P. (2005). The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Water Science and Technology*, 51, 91-97.
- Crites, R., y Tchobanoglous, G. (2000). *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*. McGraw-Hill.
- Cui, L., Ouyang, Y., Lou, Q., Yang, F., Chen, Y., Zhu, W., y Luo, S. (2010). Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions. *Ecological Engineering*, 36(8), 1083-1088.
- Dahl, T. E., & Allord, G. J. (1997). *History of Wetlands in the Conterminous United States*. U.S. Geological Survey.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., y Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Nelson Antequera.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., y Andrade, M. (2012). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Centro AGUA.

- Dipu, S., Kumar, A. A., y Thanga, V. S. G. (2011). Phytoremediation of dairy effluent by constructed wetland technology. *The Environmentalist*, 31(3), 263-278.
- DOF. (2018). *Normas Oficiales Mexicanas*. SEMARNAT. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGAA-15-13.pdf>
- Durán, N., & Mnovaduran, M. (2016). *Evaluación de la incidencia del medio granular en un humedal subsuperficial en el proceso de remoción de nutriente*. <http://repobib.ubiobio.cl/jspui/handle/123456789/2236>.
- Fan, J., Liang, S., Zhang, B., y Zhang, J. (2013). Enhanced organics and nitrogen removal in batch-operated vertical flow constructed wetlands by combination of intermittent aeration and step feeding strategy. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(4), 2448-2455.
- Franco Loor, A. G. (2018). Estudio del comportamiento de la DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) en el humedal artificial de flujo subsuperficial tratando agua residual doméstica. *Universidad Laica Vicente Rocafuerte de Guayaquil*. <http://repositorio.ulvr.edu.ec/bitstream/44000/2462/1/T-ULVR-2258.pdf>
- Gallegos-Rodríguez, J., López-Ocaña, G., Bautista-Margulis, R. G., y Torres-Balcázar, C. A. (2018). Evaluation of free flow constructed wetlands with *Sagittaria latifolia* and *Sagittaria lancifolia* in domestic wastewater treatment. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 10(2), 49-65.
- Gao, X., Wang, Y., Sun, B., y Li, N. (2019). Nitrogen and phosphorus removal comparison between periphyton on artificial substrates and plant-periphyton

- complex in floating treatment wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(21), 21161-21171.
- García-Ávila, F. (2020, junio 1). Treatment of municipal wastewater by vertical subsurface flow constructed wetland: Data collection on removal efficiency using *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus*. *Data in Brief*, 30, 105584.
- Gilón, L. P. (2014). Remoción de contaminantes en la estabilización de humedales construidos de flujo vertical, sembrados con heliconia (sp), para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Universidad tecnológica de pereira*, 10-82.
- Gómez, G., y Magaly, M. (2018). Estudio De Factibilidad De La Implementación De Humedales Artificiales Para El Tratamiento De Aguas Residuales En Ecosistema De Alta Montaña En Toquilla. *instname:Universidad Libre*. <http://repository.unilibre.edu.co/handle/10901/11576>
- Gómez Tercero, M. del C. (2016). *Procesos biogeoquímicos y eliminación de nitrógeno y fósforo de aguas eutrofizadas en humedales del entorno del Mar Menor: Resultados experimentales en mesocosmos* [Doctoral]. Universidad Politécnica de Catagena.
- Gonçalves, E. (2013). Five new Brazilian species for the tribe Caladieae. *Aroideana*, 36, 73-86.
- Gradilla-Hernández, M. S., Anda, J. de, Garcia-Gonzalez, A., Meza-Rodríguez, D., Montes, C. Y., & Perfecto-Avalos, Y. (2020). Multivariate water quality analysis of Lake Cajititlán, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(1), 1-22.

- Guerra, J., Vargas, J., Aguirre, R., y Huaranga, M. (2018). Evaluación de la eficiencia en el tratamiento de aguas residuales para riego mediante humedales Artificiales de flujo libre superficial (FLS) con las especies *Cyperus Papyrus* y *Phragmites Australis*, en Carapongo-Lurigancho. *Revista de Investigación Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 1. <https://doi.org/10.17162/rictd.v1i2.954>
- Gutiérrez-Báez, C., Zolá-Báez, M. G., Avendaño-Reyes, S., y Zamora-Crescencio, P. (2017). Listado florístico del municipio de Veracruz, Veracruz, México. *Foresta Veracruzana*, 19(2), 19-32.
- Hasan, Md. K., Shahriar, A., y Jim, K. U. (2019). Water pollution in Bangladesh and its impact on public health. *Heliyon*, 5(8),2145.
- Hernández, A. R. (2000). *Humedales introducción a la tecnología*. 3, 105-125.
- Hernández Puerta, N., & Galvis, J. L. (2016). Prueba piloto para la evaluación de la eficiencia de las plantas fitorremediadoras del humedal Las Tinguas, en el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Ingeniería Ambiental y Sanitaria*. https://ciencia.lasalle.edu.co/ing_ambiental_sanitaria/347
- Hernández Vásquez, W. (2017). Tratamiento de Aguas Residuales Empleando las Especies Achira (*Canna Índica*) y Carrizo (*Praghmites Australis*) a través de Humedales Artificiales, Chalamarca 2017. *Universidad César Vallejo*. <http://repositorio.ucv.edu.pe/handle/UCV/28154>
- Hernández-Salazar, A., Moreno-Seceña, J., C., y Sandoval-Herazo, L., C. (2018). Tratamiento de aguas residuales industriales en México: Una aproximación a su situación actual y retos por atender. *Revista Internacional de desarrollo regional sustentable*, 2, 75-88.

- Hoffmann, H., Christoph, P., Winker, M., y Muench, E. von. (2011). Technology Review of Constructed Wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. *Agencia de Cooperación Internacional de Alemania, GIZ*, 1-38.
- Hoffmann, H., Platzer, C., y Winker, M. (2011). *Technology Review of Constructed Wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment*. Agencia de Cooperación Internacional de Alemania, GIZ Programa de Saneamiento Sostenible ECOSAN.
- Hua, Y., Peng, L., Zhang, S., Heal, K. V., Zhao, J., y Zhu, D. (2017). Effects of plants and temperature on nitrogen removal and microbiology in pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 108, 70-77. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.007>
- Hussein, A., & Scholz, M. (2018). Treatment of artificial wastewater containing two azo textile dyes by vertical-flow constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(7), 6870-6889. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0992-0>
- Ilyas, H., y Masih, I. (2017). Intensification of constructed wetlands for land area reduction: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(13), 12081-12091. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8740-z>
- Jabo, M., y Nicole, S. (2018). Tratamiento de aguas residuales en el tanque IMHOFF para disminuir la contaminación en la quebrada Sicacate del distrito de Montero. *Universidad Nacional de Piura / UNP*. <http://repositorio.unp.edu.pe/handle/UNP/1154>

- Kadlec, R. H., & Knight, R. L. (1996). Treatment wetlands. *CRC Press*, 928.
- Karathanasis, A. D., Potter, C. L., y Coyne, M. S. (2003). Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 20(2), 157-169.
[https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00011-9)
- Khalifa, M. E., El-Reash, Y. G. A., Ahmed, M. I., y Rizk, F. W. (2020). Effect of media variation on the removal efficiency of pollutants from domestic wastewater in constructed wetland systems. *Ecological Engineering*, 143, 105668.
- Kumar, S., y Dutta, V. (2019). Constructed wetland microcosms as sustainable technology for domestic wastewater treatment: An overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(12), 11662-11673.
- Kusch, P., Wießner, A., Kappelmeyer, U., Weißbrodt, E., Kästner, M., y Stottmeister, U. (2003). Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Research*, 37(17), 4236-4242.
- LaHora, A. (2003). Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: La EDAR de los Gallardos (Almería). *Ecología, manejo y conservación de humedales*, 99-102.
- Landa-Cansigno, O., Behzadian, K., Davila-Cano, D. I., y Campos, L. C. (2020). Performance assessment of water reuse strategies using integrated framework of urban water metabolism and water-energy-pollution nexus. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(5), 4582-4597.
- Lara, j. (1999). Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales. *Barcelona: Universidad Politécnica de Cataluña*.

- Lazo, P., & Faviola, Y. (2018). Diseño de un Humedal Artificial con la Especie “Schoenoplectus Californicus” en el tratamiento de aguas residuales, en el distrito de Ahuac, Junín—2018. *Universidad César Vallejo*. <http://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/20575>
- Li, H., Liu, F., Luo, P., Chen, X., Chen, J., Huang, Z., Peng, J., Xiao, R., y Wu, J. (2019). Stimulation of optimized influent C:N ratios on nitrogen removal in surface flow constructed wetlands: Performance and microbial mechanisms. *The Science of the Total Environment*, 694, 133575.
- Li, J., Liu, X., Yu, Z., Yi, X., Ju, Y., Huang, J., y Liu, R. (2014). Removal of fluoride and arsenic by pilot vertical-flow constructed wetlands using soil and coal cinder as substrate. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 70(4), 620-626.
- Li, Xi, Zhang, M., Liu, F., Chen, L., Li, Y., Li, Y., Xiao, R., y Wu, J. (2018). Seasonality distribution of the abundance and activity of nitrification and denitrification microorganisms in sediments of surface flow constructed wetlands planted with *Myriophyllum elatinoides* during swine wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 248, 89-97.
- Li, Xiaoyan, Ding, A., Zheng, L., Anderson, B. C., Kong, L., Wu, A., y Xing, L. (2018). Relationship between design parameters and removal efficiency for constructed wetlands in China. *Ecological Engineering*, 123, 135-140.
- Liu, C., Hu, Y., Yu, T., Xu, Q., Liu, C., li, xi, y Shen, C. (2019). Optimizing the Water Treatment Design and Management of the Artificial Lake with Water Quality Modeling and Surrogate-Based Approach. *ResearchGate*, 11, 2-15.

- Liu, Y.-X., Yang, T. O., Yuan, D.-X., y Wu, X.-Y. (2010). Study of municipal wastewater treatment with oyster shell as biological aerated filter medium. *Desalination*, 254(1), 149-153.
- Londoño Cardona, L. A., & Marín Vegas, C. (2009). Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética. *Universiad Tecnológica de Pereira*. 12-67.
- Lopez, H., & Geralth, E. (2020). Evaluación del proceso de tratamiento de agua residual y sus lodos como subproducto, en una planta compacta de depuración por lodos activados. *Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa*. <http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/UNSA/11024>
- López, O. J. B. (2014). Diseño de una unidad piloto de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical para el tratamiento de aguas residuales domésticas en el campus UMNG-CAJICÁ con fines de reuso. *Universidad Jorge Tadeo Lozano*.
- Luo, H., Huang, G., Fu, X., Liu, X., Zheng, D., Peng, J., Zhang, K., Huang, B., Fan, L., Chen, F., y Sun, X. (2013). Waste oyster shell as a kind of active filler to treat the combined wastewater at an estuary. *Journal of Environmental Sciences*, 25(10), 2047-2055.
- Madera-Parra, C. A., Peña-Salamanca, E. J., Peña, M. R., Rousseau, D. P. L., y Lens, P. N. L. (2015). Phytoremediation of Landfill Leachate with *Colocasia esculenta*, *Gynerum sagittatum* and *Heliconia psittacorum* in Constructed Wetlands. *International Journal of Phytoremediation*, 17(1), 16-24.

- Maine, M. A., Hadad, H. R., Sánchez, G. C., Mufarrege, M. M., Di Luca, G. A., Caffaratti, S. E., y Pedro, M. C. (2013). Sustainability of a constructed wetland faced with a depredation event. *Journal of Environmental Management*, 128, 1-6.
- Maine, M. A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., y Bonetto, C. (2009). Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 355-363.
- María Reyes, R.-G., Judith, M.-B., Alfredo, J.-B., y Joaquín, S.-L. (2013). Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales domésticas. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 14(2), 223-235.
- Marín-Muñiz, J. (2016). Removal of wastewater pollutant in artificial wetlands implemented in actopan, veracruz, Mexico. 15, 553-563.
- Marín-Muñiz, J. L. (2017). Humedales construidos en México para el tratamiento de aguas residuales, producción de plantas ornamentales y reusó del agua. *AgroProductividad*, 10(5), Article 5.
- Marín-Muñiz, José Luis, Hernández, M. E., Gallegos-Pérez, M. P., & Amaya-Tejeda, S. I. (2020). Plant growth and pollutant removal from wastewater in domiciliary constructed wetland microcosms with monoculture and polyculture of tropical ornamental plants. *Ecological Engineering*, 147, 105658.
- Martínez, S. A. A., Toro, F. M. B., Rojas, G. G., Giraldo, J. P. S., y Ángel, M. L. H. (2010). *Phytoremediation with artificial wetlands for the treatment of swine wastewate. Universidad Pontificia Bolivariana.*

- Mateo, N., Nani, G., Montiel, W., Nakase, C., Salazar-Salazar, C., y Sandoval, L. (2020). Efecto de *Canna hibryds* en humedales construidos parcialmente saturados para el tratamiento de aguas porcinas. *RINDERESU*, 4(1-2), 59-68.
- Mendoza, Y. I., I. Pérez, J., Galindo, A. A., Mendoza, Y. I., I. Pérez, J., y Galindo, A. A. (2018). Evaluación del Aporte de las Plantas Acuáticas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* en el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales. *Información tecnológica*, 29(2), 205-214.
- Merino-Solís. (2017). Mecanismos de remoción de materia orgánica y nutrientes en un sistema de tratamiento pasivo de aguas residuales municipales [Doctoral]. *CIATEJ*. 1-11.
- Merino-Solís, M. L., Villegas, E., De Anda, J., y López-López, A. (2015). The Effect of the Hydraulic Retention Time on the Performance of an Ecological Wastewater Treatment System: An Anaerobic Filter with a Constructed Wetland. *Water*, 7(3), 1149-1163.
- Milet-Pinheiro, P., Gomes Gonçalves, E., do Amaral Ferraz Navarro, D. M., Nuñez-Avellaneda, L. A., y Maia, A. C. D. (2017). Floral scent chemistry and pollination in the Neotropical aroid genus *Xanthosoma* (Araceae). *Flora*, 231, 1-10.
- Miranda, A. S., y Vieira, M. F. (2014). *Ruellia subsessilis* (Nees) Lindau (Acanthaceae): A species with a sexual reproductive system that responds to different water availability levels. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 209(12), 711-717.

- Miranda, J. P. R., Ubaque, C. A. G., y Pinzón, J. P. (2015). Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. *Tecnura*, 19(46), 149-
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C. J., Jørgensen, S. E., y Brix, H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28(4), 583-597.
- Moreno Casasola, P., y Waner G, B. (2009). Brevario para describir y manejar humedales. *Instituto de ecología, Ramsar, CONANP*, 1, 406.
- Morgan, J. A., y Martin, J. F. (2008). Performance of an ecological treatment system at three strengths of dairy wastewater loading. *Ecological Engineering*, 33(3), 195-209.
- Nakase, C., Zurita, F., Nani, G., Reyes, G., Fernández-Lambert, G., Cabrera-Hernández, A., y Sandoval, L. (2019). Nitrogen Removal from Domestic Wastewater and the Development of Tropical Ornamental Plants in Partially Saturated Mesocosm-Scale Constructed Wetlands. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(23).
- Naranjo Rios, Y. (2017). *Estudio para mejorar la eliminación de fósforo en humedales artificiales empleando fangos generados en la potabilización del agua, mediante procesos de adsorción. Aplicación a la potabilizadora La Presa (Manises, Valencia).*
- Nguyen, T. A. H., Ngo, H. H., Guo, W. S., Nguyen, T. H. H., Soda, S., Vu, N. D., Bui, T. K. A., Vo, T. D. H., Bui, X. T., Nguyen, T. T., y Pham, T. T. (2020). White hard clam (*Meretrix lyrata*) shells media to improve phosphorus removal in lab-scale horizontal sub-surface flow constructed wetlands: Performance, removal pathways, and lifespan. *Bioresource Technology*, 312, 123602.

- Orduña Gaytán, F., Vallejo Cantú, N. A., & Alvarado Lassman, A. (2018). *Evaluación de la remoción de contaminantes en humedales artificiales sembrados en monocultivo con plantas ornamentales utilizando el efluente de un reactor anaerobio*. [Thesis, TecNM campus Orizaba]. <http://repositorios.orizaba.tecnm.mx:8080/xmlui/handle/123456789/278>
- Palacios, M. F. M. (2019). *Eficiencia de humedales artificiales para el tratamiento de aguas lixiviadas* [Ingeniería Ambiental, Universidad Católica de Manizales].
- Pan, J., Zhang, H., & Li, W. (2012). Experimento a gran escala sobre el tratamiento de aguas residuales domésticas mediante la combinación de un sistema de humedales artificiales de aireación vertical y horizontal. *Agua Aire Suelo Pollut*, 223, 5673–5683.
- Paredes, K. A. (2019). *Diseño de un sistema de tratamiento de aguas residuales con humedales artificiales para la comunidad de Charcay, Provincia del Cañar (Ecuador)* [Master]. Universidad Politécnica de Valencia.
- Parrao López, L. A. (2018). *Diseño y construcción de un prototipo de humedal artificial de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales domésticas*. [Universidad Técnica Federico Sanata María].
- Paulo, P. L., Azevedo, C., Begosso, L., Galbiati, A. F., y Boncz, M. A. (2013). Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. *Ecological Engineering*, 50, 95-100.
- Pavlović, I., Tarkowski, P., Prebeg, T., Lepeduš, H., y Salopek-Sondi, B. (2019). Green spathe of peace lily (*Spathiphyllum wallisii*): An assimilate source for developing fruit. *South African Journal of Botany*, 124, 54-62.

- Peña-Salamanca, E. J., Madera-Parra, C. A., Sánchez, J. M., y Medina-Vásquez, J. (2013). Bioprospecting of native plants for their use in bioremediation process: *Heliconia psittacorum* case (heliconiaceae). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 37(145), 469-481.
- Peréz A, J. M., Peña Salamanca, E. J., y Torres G, C. (2007). Efecto del nitrógeno y la irradianza en la eficiencia fotosintética del anamú *Petiveria allicea* (Phytolaccaceae). *Revista de la academia colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales*, 31(118), 49-55.
- Peréz-Lopez, Ma. E., Gónzales Sánchzs, G., y Martínez Prado, A. (2009). "Selección de plantas acuáticas para establecer humedales en el estado de Durango" [Doctoral]. CENTRO DE INVESTIGACION DE MATERIALES AVANZADOS, S.C.
- Pugliese, L., Kusk, M., Iversen, B. V., y Kjaergaard, C. (2020). Internal hydraulics and wind effect in a surface flow constructed wetland receiving agricultural drainage water. *Ecological Engineering*, 144, 105661.
- Quezada de la Cruz. (2016). *Remoción de contaminantes nitrogenados de las aguas residuales de café por diferentes sistemas de humedales artificiales* [Maestría]. El Colegio de la Frontera Sur.
- Ramírez-Guerrero, L., García-Villanueva, E., Navarrete-Valencia, A. L., García-Osorio, C., y Arévalo-Galarza, L. (2017). Bird of paradise (*Strelitzia reginae* Ait) fundamental aspects for its commercial production. *Agroproductividad*, 10(3), 43-49.

- Reed, S. C., Crites, R. W., & Middlebrooks, E. J. (1995). Natural systems for waste management and treatment. *Natural Systems for Waste Management and Treatment., Ed. 2.*
- Restrepo, D. G. (2015). *Remoción de contaminantes en humedales construidos de flujo vertical sembrados con heliconia psittacorum y alimentados con diferentes frecuencias.* Universidad Tecnológica De Pereira.
- Roig Bondia, J. (2014). *Eliminación de contaminantes emergentes mediante humedales artificiales como sistema alternativo o complementario a un tratamiento de aguas convencional.*
- Roldán, G., Tundisi, J., Jiménez, B., & Vammen, K. (2019). Calidad del Agua en las Américas Riesgos y Oportunidades. IANAS.
- Romero, O., & Alexandra, J. (2017). *Evaluación de la eficacia de la Heliconia psittacorum (heliconiaceae) cultivada hidropónicamente para la fitorremediación de aguas con presencia de cromo (VI).*
- Rubén. (2017). El papiro (Cyperus papyrus): Características y cultivo Acuaticas. *Flor de Planta.* <https://www.flordeplanta.com.ar/acuaticas/el-papiro-cyperus-papyrus-caracteristicas-y-cultivo/>
- Saeed, T., y Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management, 112, 429-448.*
- Saeed, T., y Sun, G. (2017). A comprehensive review on nutrients and organics removal from different wastewaters employing subsurface flow constructed wetlands. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 47(4),*

- Saharimoghaddam, N., Massoudinejad, M., y Ghaderpoori, M. (2019). Removal of pollutants (COD, TSS, and NO₃ -) from textile effluent using *Gambusia fish* and *Phragmites australis* in constructed wetlands. *Environmental Geochemistry and Health*, 41(3), 1433-1444. h
- Sandoval Herazo, L. C., Marín Muniz, J. L., Zurita Martínez, F., Vidal Álvarez, M., Adame García, J., y del Ángel Coronel, O. (2019). Efecto de *Spathiphyllum blandum* en la eliminación de contaminantes convencionales e ibuprofeno de aguas residuales mediante humedales construidos. *Academia de Desarrollo Regional Sustentable*.
- Sandoval, L., Marín-Muñiz, J. L., Zamora-Castro, S. A., Sandoval-Salas, F., y Alvarado-Lassman, A. (2019a). Evaluation of Wastewater Treatment by Microcosms of Vertical Subsurface Wetlands in Partially Saturated Conditions Planted with Ornamental Plants and Filled with Mineral and Plastic Substrates. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(2).
- Sandoval, L., Zamora, S. A., Vidal-Álvarez, M., & Marín-Muñiz, J. L. (2019). Role of Wetland Plants and Use of Ornamental Flowering Plants in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. *Applied Sciences*, 9(4), 685.
- Sandoval, L., Zamora, S., Marín-Muñiz, J. L., Fernández-Lambert, G., y Hernández-Orduña, M. G. (2019). Impact of Ornamental Vegetation Type and Different Substrate Layers on Pollutant Removal in Constructed Wetland Mesocosms Treating Rural Community Wastewater. *Processes*, 7(8), 531.
- Sandoval-Herazo, L. C., Id, A., Alvaro-Lassma, A., Id, L., Marín-Muñiz, J. L., Méndez-Contreras, J., y Zamora, S. (2018). Effects of the Use of Ornamental

Plants and Different Substrates in the Removal of Wastewater Pollutants through Microcosms of Constructed Wetlands | Request PDF. *Sustainability*, 10.

Sandoval-Herazo, L., Marín-Muñiz, J., Alvarado-Lassman, A., Castelán, R., y López, D. (2016). Diseño de un Mesocosmo de Humedal Construidos con Materiales Alternativos Para el Tratamiento de Aguas Residuales en la Comunidad de Pastorías Actopan, Ver. *Congreso Interdisciplinario de Ingenierías 2395-9649*, 1, 43.

Sarmiento, A. P., Borges, A. C., & de Matos, A. T. (2013). Effect of cultivated species and retention time on the performance of constructed wetlands. *Environmental Technology*, 34(8), 961-965.

Segura Delgado, P., & Rocha Vera, W. A. (2019). Eficiencia de remoción de contaminantes de lixiviados generado en un relleno sanitario, mediante un biodigestor y humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal a través de la especie macrófita emergente carrizo (*phragmites australis*). *Universidad Peruana Union*.

Serrano, J. G., & Hernández, A. C. (2008). *Depuración con Humedales Construidos: Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial*.

Shelef, O., Gross, A., & Rachmilevitch, S. (2013). Role of Plants in a Constructed Wetland: Current and New Perspectives. *Water*, 5(2), 405-419.

Spieles, D. J., & Mitsch, W. J. (2000). Macroinvertebrate community structure in high-and low-nutrient constructed wetlands. *Wetlands*, 20(4), 716-729.

- Sun, G., Zhao, Y., & Allen, S. (2005). Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *Journal of Biotechnology*, 115(2), 189-197.
- Tang, X., Huang, S., Scholz, M., & Li, J. (2009). Nutrient Removal in Pilot-Scale Constructed Wetlands Treating Eutrophic River Water: Assessment of Plants, Intermittent Artificial Aeration and Polyhedron Hollow Polypropylene Balls. *Water, Air, and Soil Pollution*, 197(1), 61-73.
- Tejeda, A., López, Z., Rojas, D., Reyna, M. Z., Barrera, A., Zurita, F., Tejeda, A., López, Z., Rojas, D., Reyna, M. Z., Barrera, A., & Zurita, F. (2015). Eficiencia de tres sistemas de humedales híbridos para la remoción de carbamazepina. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(6), 19-31.
- Torres Bojorges, Á. X., Hernández Razo, N. A., Fausto Urquieta, A. A., Zurita Martínez, F., Torres Bojorges, Á. X., Hernández Razo, N. A., Fausto Urquieta, A. A., y Zurita Martínez, F. (2017). Evaluación de tres sistemas de humedales híbridos a escala piloto para la remoción de nitrógeno. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 33(1), 37-47.
- Türker, O. C., Türe, C., Böcük, H., Çiçek, A., y Yakar, A. (2016). Role of plants and vegetation structure on boron (B) removal process in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 88, 143-152.
- Valipour, A., Azizi, S., Raman, V. K., Jamshidi, S., y Hamnabard, N. (2014). The Comparative Evaluation of the Performance of Two Phytoremediation Systems for Domestic Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Science & Engineering*, 56(3), 319-326.

- Valipour, Alireza, Raman, V. K., y Ahn, Y.-H. (2015). Effectiveness of Domestic Wastewater Treatment Using a Bio-Hedge Water Hyacinth Wetland System. *Water*, 7(1), 329-347.
- Vergara, D. A. R. (2015). Humedales de flujo subsuperficial como biofiltros de aguas residuales en Colombia. *Cuaderno Activa*, 7, 99-108.
- Verhoeven, J. T. A., y Meuleman, A. F. M. (1999). Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, 12(1), 5-12.
- Vidal-Álvarez, M. (2018). Wastewater treatment in Mexico: Public health problems and opportunity to use sustainable ecotechnologies. *RINDERESU*, 3, 41-58.
- Vymazal. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 380(1), 48-65.
- Vymazal, J. (2014). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales industriales: Una revisión. *Ecología Energía*, 73, 724–751.
- Vymazal, J, y Kröpfelová, L. (2011). Un humedal construido experimentalmente en tres etapas para el tratamiento de aguas residuales domésticas: Los primeros 2 años de operación. *Ecología y Energía*, 37, 90-98.
- Vymazal, Jan. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review. *Hydrobiologia*, 674(1), 133-156.
- Vymazal, Jan. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, 73, 724-751.
- Vymazal, Jan. (2019). Is removal of organics and suspended solids in horizontal sub-surface flow constructed wetlands sustainable for twenty and more years? *Chemical Engineering Journal*, 378, 122117.

- Vymazal, Jan, y Kröpfelová, L. (2011). A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecological Engineering*, 37(1), 90-98.
- Wang, C., Yan, H., Li, J., Zhou, S., Liu, T., Zhang, X., y Huang, L. (2018). Genome survey sequencing of purple elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schum 'Zise') and identification of its SSR markers. *Molecular Breeding*, 38(7), 1-10.
- Wang, M., Zhang, D., Dong, J., y Tan, S. K. (2018). Application of constructed wetlands for treating agricultural runoff and agro-industrial wastewater: A review. *Hydrobiologia*, 805(1), 1-31.
- Wang, Q., Xie, H., Ngo, H. H., Guo, W., Zhang, J., Liu, C., Liang, S., Hu, Z., Yang, Z., y Zhao, C. (2016). Microbial abundance and community in subsurface flow constructed wetland microcosms: Role of plant presence. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(5), 4036-4045.
- Wang, R., Bai, N., Xu, S., Zhuang, G., Bai, Z., Zhao, Z., y Zhuang, X. (2018). The adaptability of a wetland plant species *Myriophyllum aquaticum* to different nitrogen forms and nitrogen removal efficiency in constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(8), 7785-7795.
- Xie, G., Qin, X., Chen, Y., Wen, R., Wu, S., & Qin, M. (2017). Alkaloids from the Rhizomes of *Iris germanica*. *Chemistry of Natural Compounds*, 53(1), 196-198.
- Zamora-Hernández, A., Rustrian-Portilla, E., Sanchez-Reyes, B. P., y Gonzales-Lopez, G. I. (2017). Tecnología SIG para el monitoreo de la calidad del agua en Veracruz. *Revista de Ciencias Naturales y Agropecuarias*, 4, 36-45.

- Zhang, D.-Q., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Tan, S. K., y Ng, W. J. (2015). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000–2013). *Journal of Environmental Sciences*, 30, 30-46.
- Zhao, Y. J., Hui, Z., Chao, X., Nie, E., Li, H. J., He, J., y Zheng, Z. (2011). Efficiency of two-stage combinations of subsurface vertical down-flow and up-flow constructed wetland systems for treating variation in influent C/N ratios of domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 37(10), 1546-1554.
- Zurita, F., Belmont, M. A., De Anda, J., y 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, M.F., de Anda, J., y Belmont, M. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35, 861-869.
- Zurita M.F. y White, J. R. (2014). Comparative Study of Three Two-Stage Hybrid Ecological Wastewater Treatment Systems for Producing High Nutrient, Reclaimed Water for Irrigation Reuse in Developing Countries. *Water*, 6(2), 213-228.
- Zurita Martínez, F. (2008). *Tratamiento de aguas residuales domesticas por humedales artificiales de tipo subsuperficial con plantas de ornato de interes comercial* [Doctoral]. Centro de investigación y asistencia en tecnología y diseño para el estado de Jalisco, A.C.

Zurita Martínez, F., De anda, J., y Belmont, M. (2006). Download citation of Performance of Laboratory-Scale Wetlands Planted with Tropical Ornamental Plants to Treat Domestic Wastewater. *ResearchGate*, 41.

Zurita-Martínez, F., astellanos-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*, 2, 139-150.