



COLEGIO DE POSTGRADUADOS
INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS TABASCO

PROGRAMA PRODUCCIÓN AGROALIMENTARIA EN EL TRÓPICO

**HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO LIBRE Y SUBSUPERFICIAL
PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

EVELIN DEL CARMEN JIMÉNEZ LÓPEZ

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

H. CÁRDENAS, TABASCO, MÉXICO

2014

La presente tesis, titulada: **Humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales** realizada por la alumna: **Evelin del Carmen Jiménez López**, bajo la dirección del Consejo Particular, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

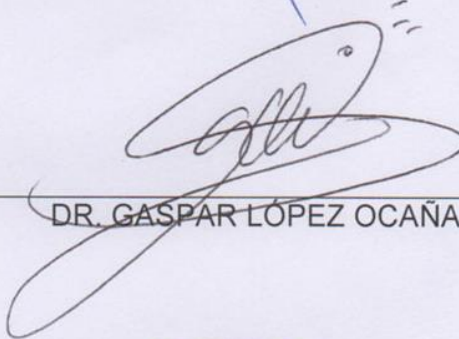
MAESTRA EN CIENCIAS
POSGRADO EN PRODUCCIÓN AGROALIMENTARIA EN EL TRÓPICO
CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:




DR. MEPIVOSETH CASTELÁN ESTRADA

DIRECTOR DE TESIS:



DR. GASPAR LÓPEZ OCAÑA

ASESOR:



DR. ARMANDO GUERRERO PEÑA

H, Cárdenas, Tab 07 de Noviembre de 2014

RESUMEN

El agua es un recurso imprescindible para el desarrollo de cualquier país, sin embargo es limitado, debido a la carga de contaminantes que se agregan y terminan en los cuerpos de agua. En México se generan alrededor de 210 m³/s de aguas residuales, de las cuales reciben tratamiento sólo el 46.5 % (CONAGUA, 2012). Una alternativa de tratamiento son los humedales artificiales (HA), en la cual se aplican procesos naturales de forma ingenieril para tratar el agua residual (Llagas y Gómez 2006). Especies nativas como *Thalia geniculata* y *Paspalum paniculatum* se evaluaron determinando la eficiencia de remoción de contaminantes básicos de aguas residuales domésticas en HA de flujo libre y subsuperficial construidos en la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. El sistema consistió en dos tanques receptores con capacidad de 200 L de agua residual c/u y cuatro unidades experimentales (dos HA de flujo libre y dos HA de flujo subsuperficial 1.20 m x 2.50 m c/u). Cada unidad de HA de flujo libre y subsuperficial tenía vegetación *Thalia geniculata* y *Paspalum Paniculatum*. El Tiempo de retención va de 6.5 - 7.5 días con temperaturas alrededor de 26 °C adecuadas para disminuir la carga de contaminantes en las aguas residuales. Los HA resultaron altamente eficientes con estas especies en el tratamiento de aguas residuales, ya que sus eficiencias de remoción de DBO son superiores del 90 %, la vegetación utilizada es nativa de la región lo cual le da un potencial, ya que disminuye los costos de operación del sistema pues en Tabasco la vegetación de HA es introducida.

Palabras clave: DBO, DQO, eficiencia de remoción

ABSTRACT

Water is essential for development of any country, however, it is a limited resource due to the load of pollutants that are added along its use; these contaminants end up in natural water bodies. Mexico generates about 210 m³.s⁻¹ of wastewater of which only 46.5% receive treatment (CONAGUA 2012). An alternative of treatment are artificial wetlands (AW) in which natural processes are applied through engineering to treat wastewater (Llagas and Gomez, 2006). In this work, the removal efficiency of basic pollutants by native species *Paspalum paniculatum* and *Thalia geniculata* was assessed on domestic wastewater from Universidad Juárez Autónoma de Tabasco; AW of free and subsurface flows were tested. The system consisted of two incoming wastewater tanks of 200 L each, and four experimental units (1.20 m x 2.50 m); two AW free flow and two HA subsurface flow, each type of flow had vegetation of *T. geniculata* and *P. paniculatum*. The results show that the retention time ranges from 6.5 - 7.5 days; temperatures of ~ 26 ° C are performing to reduce highly the load of pollutants in wastewater. All AW were highly efficient in treating wastewater with these plants, as their removal efficiencies of BOD, COD, SST, Nt and Pt were about 90%. The tested vegetation is local, which reduces operating costs of systems, as currently vegetation used at Tabasco for AW is introduced.

Key words: BOD, COD, removal efficiency

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT), por el financiamiento otorgados para la realización de este estudio de maestría. Al proyecto PROMEP-UJAT-PTC-128, por el desarrollo y financiamiento del proyecto

Al Colegio de Posgraduados Campus Tabasco por permitirme realizar mis estudios de posgrado dentro del programa de Producción Agroalimentaria en el Trópico.

A mi director de tesis: Dr. Gaspar López Ocaña por la disponibilidad de tiempo, por transmitirme sus enseñanzas, y dirigir el desarrollo de la tesis.

A mi consejero: Dr. Mepivoseth Castelán Estrada por sus enseñanzas, apoyo incondicional, buenos consejos, confianza e incontable tiempo dedicado.

Dr. Armando Guerrero Peña por su valiosa aportación para mejorar la presente investigación.

A mis compañeros del Colegio de Postgraduados Campus Tabasco y del Tecnológico de Villahermosa por sus valiosas aportaciones y apoyo en el desarrollo de la presente investigación.

DEDICATORIA

A mi madre por su incansable apoyo y consejos para seguir avanzando.

A mi hermano Armando y mi compañero Antonio por su incondicional aliento y su incomparable compañía.

A mi hermana Leticia y mi sobrino Paulo, por sus ánimos para seguir adelante.

Sin ellos mi esfuerzo solo serían palabras plasmadas en el presente trabajo; no así la verdadera vocación que para mí representa.

CONTENIDO

RESUMEN	ii
ABSTRACT	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
DEDICATORIA	v
1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS	3
3. HIPÓTESIS	3
4. REVISIÓN DE LITERATURA	4
4.1 Aguas Residuales y su Problemática.....	4
4.2 Composición de las Aguas Residuales.....	5
4.2.1 Componentes físicos.....	5
4.2.2 Componentes químicos inorgánicos.....	7
4.2.3 Componentes químicos orgánicos.....	9
4.2.4 Componentes biológicos.....	10
4.3 Tratamiento de Aguas Residuales.....	11
4.4 Humedales Artificiales.....	13
4.5 Mecanismos de Remoción.....	14
4.6 Criterios de Diseño de Humedales.....	19
4.6.1 Material de soporte.....	20
4.6.2 Vegetación.....	20
4.6.3 Criterios de remoción para nitrógeno.....	23
4.6.4 Eficiencia de remoción.....	23
5. MATERIALES Y MÉTODOS	25
5.1 Sitio Experimental.....	25
5.2 Selección de la Vegetación.....	25
5.3 Colecta.....	26
5.4 Establecimiento y Estabilización.....	27
5.5 Preparación del Sitio y Dispositivo Experimental.....	28
5.5.1 Construcción del HAFL.....	29
5.5.2 Construcción del HAFS.....	30
5.6 Sistemas de Muestreo y Variables de Estudio.....	32

5.6.1 Fase de estabilización	32
5.6.2 Fase de Operación.....	32
5.7 Determinación de Tiempo de Retención Hidráulico.....	33
5.8 Determinación de la Tasa de Degradación de DBO.....	34
5.9 Diseño Experimental y Análisis Estadístico	34
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	35
6.1 Fase de Estabilización.....	35
6.2 Fase de Proceso.....	38
6.2.1 Sólidos suspendidos totales (SST).....	40
6.2.2 Fósforo total (Pt).....	41
6.2.3 Nitrógeno total (Nt).....	42
6.2.4 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).....	43
6.2.5 Demanda química de oxígeno (DQO)	44
6.2.6 Coliformes totales (CT) y fecales (CF).....	44
6.3 Tren de Tratamiento.....	46
6.4 Carga, Gasto y Temperatura	47
7. CONCLUSIONES.....	49
8. LITERATURA CITADA	50

INDICE DE CUADROS

<i>Cuadro 1. Composición usual de agua residual urbana cruda*</i>	5
<i>Cuadro 2. Componentes físicos de las aguas residuales reportados por diferentes autores*</i>	7
<i>Cuadro 3. Componentes químicos inorgánicos de las aguas residuales reportados por diferentes autores*</i>	8
<i>Cuadro 4. Componentes químicos orgánicos de las aguas residuales reportados por diferentes autores*</i>	10
<i>Cuadro 5. Componentes biológicos de las aguas residuales reportados por diferentes autores*</i>	11
<i>Cuadro 6. Principales mecanismos de remoción y transformación en humedales artificiales para los constituyentes importantes de las aguas residuales*</i>	14
<i>Cuadro 7. Tipo de flujo y vegetación de los prototipos experimentales para el tratamiento de aguas residuales.</i>	27
<i>Cuadro 8. Variables de estudio durante la fase de estabilización de los sistemas de tratamiento</i>	32
<i>Cuadro 9. Variables fase de operación</i>	33
<i>Cuadro 10. Tiempo de retención hidráulico por tipo de flujo medido en la operación del sistema</i>	34
<i>Cuadro 11. Factores y niveles del diseño factorial</i>	34
<i>Cuadro 12. Sistemas de tratamiento de aguas residuales y valores medios de las variables en la fase de estabilización</i>	35
<i>Cuadro 13. Sistemas de tratamiento de aguas residuales, valores medios y eficiencia de remoción de las variables en la fase de proceso</i>	38
<i>Cuadro 14. Factores e interacciones entre factores en los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales.</i>	39
<i>Cuadro 15. Límites máximos permisibles para descarga de contaminantes básicos ...</i>	39
<i>Cuadro 16. Valores medios (UFC) y eficiencias de remoción de coliformes fecales y totales para cada tratamiento de humedales artificiales</i>	45
<i>Cuadro 17. Valores medios (mg/L) y eficiencias de remoción por contaminante en base a tren de tratamiento de humedales artificiales.</i>	46

INDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1. Principios de remoción de contaminantes por las plantas (Tomada de Pilon, 2005).</i>	19
<i>Figura 2. Vista aérea de la División Académica de Ciencias Biológicas. Tomada de la página web: www.ujat.mx.</i>	25
<i>Figura 3. Paspalum paniculatum (camalote)</i>	26
<i>Figura 4. Thalia geniculata (Popal)</i>	26
<i>Figura 5. Typha latifolia (Espadaño)</i>	26
<i>Figura 6. Establecimiento de camalote en el humedal artificial de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales en la División Académica de Ciencias Biológicas</i>	27
<i>Figura 7. Vista de Thalia geniculata recién establecida en el humedal artificial de flujo libre para el tratamiento de aguas residuales en la División Académica de Ciencias Biológicas</i>	28
<i>Figura 8. Tanques receptores de aguas residuales provenientes de los sanitarios de la División Académica de Ciencias Biológicas</i>	29
<i>Figura 9. Instalación interna de tuberías y material de soporte dentro del reactor de flujo libre para el tratamiento de aguas residuales en la División Académica de Ciencias Biológicas</i>	30
<i>Figura 10. Instalación del humedal artificial de flujo subsuperficial en la División Académica de Ciencias Biológicas</i>	31
<i>Figura 11. Sistema de humedales artificiales: Paspalum paniculatum corresponde al tren uno y Thalia geniculata corresponde al tren dos para el tratamiento de aguas residuales</i>	31
<i>Figura 12. Degradación de la materia orgánica en cuatro humedales artificiales por tipo de flujo y vegetación, durante el tratamiento de aguas residuales</i>	48

1. INTRODUCCIÓN

En la medida que la población nacional se ha incrementado, la generación de aguas residuales representa un problema creciente (CONAGUA, 2012). La contaminación del agua produce efectos nocivos, entre ellos, daños a los recursos naturales, riesgos para la salud humana y deterioro de la calidad del agua destinada a la agricultura, la industria, los usos recreativos o el abastecimiento doméstico (Manahan, 2007).

En México se generan alrededor de 210 m³/s de aguas residuales, de las cuales reciben tratamiento solo el 46.5% (CONAGUA, 2012). En Tabasco existen 93 plantas de tratamiento de las cuales sólo 60 se encuentran en operación (SAPAET, 2010). Existe una baja cobertura en el tratamiento de aguas residuales debido en gran medida a un marcado predominio por la importación de tecnologías cuya eficiencia y costos no han dado los resultados esperados (CONAGUA, 2007).

Una alternativa para el tratamiento de las aguas residuales antes de que sean liberadas al medio o reutilizadas, son los humedales artificiales (HA), los cuales son sistemas pocos profundos, en los que se han sembrado plantas acuáticas, y contando con los procesos naturales para depurar el agua residual en gran parte (Llagas y Gómez, 2006). Los HA dependiendo del medio de soporte, pueden ser de flujo libre (HAFL) o flujo subsuperficial (HAFS). Los HA pueden ser una opción para pequeñas comunidades rurales donde no se cuenta con sistemas de tratamiento, debido a que requieren poca o ninguna energía para operar y su mantenimiento no requiere de personal especializado (Chung *et al.*, 2008).

La implementación y operación del HA, pasa por una fase de estabilización, el cual es el periodo durante el cual el sistema mantiene valores estables, debido a que las plantas y microorganismos dentro del sistema alcanzan una etapa de equilibrio, es decir no presenta grandes variaciones en las lecturas. Por otra parte proceso es la operación continua del sistema una vez que se ha estabilizado. El tratamiento de las aguas residuales adquiere mayor importancia para asegurar su adecuada disposición

en los cuerpos receptores, en condiciones que no perjudiquen al ambiente y la salud de la población.

Por lo anterior el principal objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes básicos de aguas residuales urbanas, mediante humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial con *Thalia geniculata* y *Paspalum paniculatum*, determinar los parámetros de la fase de estabilización; conductividad eléctrica, temperatura, pH y turbiedad, y en la fase de operación; Sólidos Suspendidos Totales (SST), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno total (Nt) Fósforo total (Pt), Coliformes Totales (CT) y Coliformes Fecales (CF), pues se desea contribuir a la solución de los problemas en las plantas de tratamiento utilizando en estos vegetación regional, para obtener un efluente que cumpla con la NOM-001-SEMARNAT-1996 que señala los límites máximos permisibles de contaminantes que pueden ser descargados hacia un cuerpo receptor de aguas residuales o bien para reúso en riego agrícola.

2. OBJETIVOS

General

Evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes básicos de aguas residuales domésticas en humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial.

Particulares

Caracterizar los parámetros de estabilización (Turbiedad, pH, Conductividad eléctrica, Temperatura) y de proceso, (SST, DBO, DQO, Nt, Ft t, CT y CF) del influente y efluente.

Evaluar la eficiencia de remoción por *Thalia geniculata* y *Paspalum paniculatum*, en humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial.

Determinar el comportamiento hidráulico y los parámetros de operación como temperatura, carga y de gasto sobre la eficiencia de remoción del sistema

3. HIPÓTESIS

Thalia geniculata y *Paspalum paniculatum* son tolerantes a los descontrol de proceso.

Thalia geniculata es más eficiente que *Paspalum paniculatum* para el tratamiento de aguas residuales.

El humedal de flujo subsuperficial es más eficiente que el de flujo libre en el tratamiento de aguas residuales.

4. REVISIÓN DE LITERATURA

4.1 Aguas Residuales y su Problemática

El agua es un recurso natural imprescindible para el desarrollo de cualquier país, sin embargo es un recurso limitado, debido a la carga de contaminantes que se generan a diario los cuales terminan en los cuerpos de aguas naturales. Se considera agua contaminada cuando se ven alteradas sus características físicas, químicas o biológicas, de modo que pierde su potabilidad para consumo diario o para diversas actividades tanto domésticas, agrícolas e industriales (Rodríguez y Duran, 2006).

Los contaminantes orgánicos son generados por el hombre y son xenobióticos para los organismos. Mucho de ellos son tóxicos, algunos carcinogénicos. Los contaminantes orgánicos son liberados en el ambiente por diferentes actividades: militares (explosivos, armas químicas), agricultura (pesticidas, herbicidas), industria (química, petroquímica), tratamiento de madera, etc. Los contaminantes inorgánicos ocurren de manera natural en la corteza de la tierra y en la atmósfera, pero actividades humanas como: minería, industria, agricultura y actividades militares promueven su liberación en el ambiente, generando toxicidad (Pilon, 2005).

La contaminación del agua produce efectos nocivos; daños a los recursos vivos, riesgos para la salud humana y deterioro de la calidad del agua en relación con los procesos de consumo como la agricultura, la industria, los usos recreativos o el abastecimiento doméstico (Manahan, 2007). En México se generan alrededor de 210 m³/s de aguas residuales, de las cuales reciben tratamiento solo el 46.5% (CONAGUA, 2012), debido a la insuficiente infraestructura, los altos costos, la falta de mantenimiento y de personal capacitado (Romero *et al.*, 2009). En Tabasco existen 93 plantas de tratamiento de las cuales sólo 60 se encuentran en operación (SAPAET, 2010). Existe una baja cobertura en el tratamiento de aguas residuales debido en gran medida a un marcado predominio por la importación de tecnologías cuya eficiencia y costos no han dado los resultados esperados (CONAGUA, 2007).

4.2 Composición de las Aguas Residuales

El agua residual urbana cruda que se transporta en los sistemas de recolección presenta valores comunes en su composición, la presencia de intervalos tan amplios para algunos constituyentes se debe a que no existe un agua residual típica. Estos rangos se basan en un aporte promedio de 120 gal/hab/d (Cuadro 1). Los componentes de las aguas residuales se clasifican en físicos, químicos y biológicos (Crites y Tchobanoglous, 2000^b).

Cuadro 1. Composición usual de agua residual urbana cruda*

Contaminantes	Concentración	
	Intervalo	Valor usual
Sólidos totales mg/L	350-1200	700
Sólidos suspendidos totales mg/L	100-350	210
Demanda bioquímica de oxígeno mg/L	110-400	210
Demanda química de oxígeno mg/L	250-1000	500
Nitrógeno total mg/L	20-85	35
Fósforo total mg/L	4-15	7
Coliformes totales no./100mL	10^6 - 10^9	10^7 - 10^8
Coliformes fecales no./100mL	10^3 - 10^7	10^4 - 10^5

*Tomado de Crites y Tchobanoglous (2000^b),

4.2.1 Componentes físicos

Las principales características físicas de las aguas residuales son; contenido de sólidos, tamaño de partículas, turbiedad, color, olor, temperatura, densidad y conductividad (Cuadro 2).

Sólidos. Las aguas residuales con altos contenidos de sólidos suspendidos o sales disueltas no pueden ser utilizadas en forma directa por las industrias, ni por actividades agrícolas, por ello se determina en forma cuantitativa este parámetro, debido a que la velocidad de degradación biológica de estas partículas depende de su tamaño (NMX-AA-034-SCFI-2001). La materia que sedimenta se define como la cantidad de sólidos que en un tiempo determinado se depositan en el fondo de un recipiente en

condiciones estáticas, generalmente cerca del 60 % del total de los sólidos suspendidos en aguas residuales son sedimentables (Crites y Tchobanoglous, 2000^b).

Temperatura. Temperaturas elevadas son indicadores de actividad biológica, química y física en las aguas residuales. Es un indicador de la presencia de compuestos y contaminantes en el agua, esto influye en los tipos de tratamientos, es también un parámetro establecido como límite máximo permitido en las descargas de aguas residuales (NMX-AA-007-SCFI-2000).

Turbiedad. La turbiedad se debe a la presencia de partículas suspendidas y disueltas, materia en suspensión como arcilla, o materia orgánica e inorgánica finamente dividida, así como compuestos solubles coloridos, plancton y diversos microorganismos. La determinación de la turbiedad es muy útil como indicador de la calidad del agua, y juega un papel importante en el desempeño de las plantas de tratamiento de aguas residuales, formando como parte del control de los procesos para conocer cómo y cuándo el agua debe ser tratada (NMX-AA-038-SCFI-2000).

pH. El valor de pH de las disoluciones acuosas es de gran importancia en la industria para definir la calidad de las mismas. El valor de pH es un parámetro regulado por límites máximos permisibles en descargas de aguas residuales al alcantarillado o a cuerpos receptores, de calidad del agua para usos y actividades agrícolas, para contacto primario y para el consumo humano (NMX-AA-008-SCFI-2000).

Conductividad eléctrica. Es una medida indirecta de la concentración de sólidos disueltos totales o de minerales en el agua. Referencia del grado de mineralización del agua. El valor de la conductividad es un parámetro regulado por límites máximos permisibles en descargas de aguas residuales al alcantarillado o a cuerpos receptores, también es un parámetro de calidad del agua para usos y actividades agrícolas (NMX-AA-093-SCFI-2000).

Cuadro 2. Componentes físicos de las aguas residuales reportados por diferentes autores*

Componente	Método de determinación	Uso o significado	Impacto en el Medio
Sólidos en todas sus formas	Sólidos totales ⁴ ST Sólidos volátiles totales ⁴ SVT Sólidos fijos totales SFT Sólidos suspendidos totales ⁴ SST SST Sólidos suspendidos volátiles SSV Sólidos suspendidos fijos SSF Sólidos disueltos totales ⁴ SDT (ST-SST) Sólidos disueltos volátiles SDV Sólidos disueltos fijos totales SDF Sólidos sedimentables ¹	Determinar la clase de proceso u operación más apropiada para su tratamiento Estimar la reutilización potencial del agua residual Determinar aquellos sólidos que sedimentan por gravedad en un tiempo específico	Formación de depósitos de lodos y condiciones anaerobias en cuerpos de agua
Turbiedad	Turbiedad ⁵ UNT	Evaluar la calidad de las aguas residuales tratadas	Alta turbidez se asocia a altos niveles de microorganismos como virus, parásitos y bacterias patógenos
Conductividad eléctrica	Conductividad eléctrica CE	Estimar si el efluente tratado es apto para uso agrícola	
Temperatura	Temperatura ² °C	Diseño y operación de instalaciones de tratamiento con procesos biológicos	Afecta o regula factores bióticos o abióticos
pH	pH ³	Medida de la acidez o basicidad del agua	Puede afectar el sabor del agua. Corrosión de equipos en contacto con el agua

* Crites y Tchobanoglous (2000^b), Manahan (2007), NOM-001-SEMARNAT-1996, ¹NMX-AA-004-SCFI-2000, ²NMX-AA-007-SCFI-2000, ³NMX-AA-008-SCFI-2000, ⁴NMX-AA-034-SCFI-2001, ⁵NMX-AA-038-SCFI-2001. Modificado

4.2.2 Componentes químicos inorgánicos

Los componentes químicos de las aguas residuales se clasifican en inorgánicos y orgánicos. Los inorgánicos incluyen: elementos individuales como calcio, cloruro, hierro, cromo, zinc, variedad de compuestos como nitratos (NO₃), sulfatos (SO₄), constituyentes no metálicos, metales, gases, nutrientes inorgánicos como amoníaco

libre, nitrógeno orgánico, nitritos, nitratos, fósforo orgánico e inorgánico (Crites y Tchobanoglous, 2000^b) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Componentes químicos inorgánicos de las aguas residuales reportados por diferentes autores*

Componente	Método de determinación	Uso o significado	Impacto en el Medio
Nutrientes	Amonio libre NH_4^+ Nitrógeno orgánico N-org Nitrógeno Total Kjeldahl ¹ NTK (N org + NH_4^+) Nitritos ⁵ NO_2^- Nitratos ⁴ NO_3^- Fósforo inorgánico P inorg Fósforo total ² FT Fósforo orgánico P org	Medida de nutrientes y para establecer el grado de descomposición del agua residual; las formas oxidadas pueden tomarse como una medida del grado de oxidación	Crecimiento excesivo de la vida acuática indeseable, eutroficación, concentración de nitratos en agua para consumo. Nitrógeno y fósforo principalmente
Metales	(As, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Mg, Hg, Mo, Ni, Se, Na, Zn) ³	Estimar la posibilidad de reutilizar el agua residual y los posibles efectos tóxicos en el tratamiento. Las cantidades de metales son importantes en el tratamiento biológico.	Toxicidad

* Crites y Tchobanoglous (2000^b), Manahan (2007), NOM-001-SEMARNAT-1996, ¹NMX-AA-026-SCFI-2001, ²NMX-AA-029-SCFI-2001, ³NMX-AA-051-SCFI-2001, ⁴NMX-AA-079-SCFI-2001 y ⁵NMX-AA-099-SCFI-2006. Modificado

Nitrógeno. Los compuestos nitrogenados se encuentran ampliamente distribuidos en la naturaleza. Las fuentes de nitrógeno incluyen además de la degradación natural de la materia orgánica, fertilizantes, productos de limpieza y tratamiento de agua potable. Debido a que el nitrógeno es un nutriente que estimula el crecimiento de los organismos fotosintéticos, es importante el monitoreo y control de descargas del mismo al ambiente (NMX-AA-026-SCFI-2001).

Fósforo. Se encuentra en aguas naturales, residuales y residuales tratadas como fosfatos. Éstos se clasifican como ortofosfatos, fosfatos condensados y compuestos organofosfatados. Estas formas de fosfatos provienen de una gran cantidad de fuentes, tales como productos de limpieza, fertilizantes, procesos biológicos, etc. El fósforo es un nutriente esencial para el crecimiento de organismos, por lo que la descarga de fosfatos en cuerpos de aguas puede estimular el crecimiento de macro y microorganismos fotosintéticos en cantidades nocivas (NMX-AA-029-SCFI-2001).

Metales. Los efectos de los metales que se encuentran en las aguas naturales, potables y residuales sobre la salud humana, pueden ir desde el intervalo de benéficos, causantes de problemas, hasta tóxicos, esto es dependiendo de su concentración, por lo que su cuantificación en cuerpos de agua es importante. Algunos metales son esenciales, otros pueden afectar adversamente a los consumidores, sistemas de tratamiento de aguas residuales y cuerpos receptores de agua (NMX-AA-051-SCFI-2001).

4.2.3 Componentes químicos orgánicos

La materia orgánica en aguas residuales se constituye básicamente de proteínas (40 a 60 por ciento), carbohidratos (25 a 50 por ciento) grasas y aceites (8 a 12 por ciento). La urea, el mayor constituyente de la orina, es otro componente orgánico importante que hace parte de las aguas residuales frescas. Dada su rápida descomposición no es usual encontrarla en otro tipo de aguas. Los análisis se pueden clasificar en aquellos usados para medir cantidades de materia orgánica agregada compuesta por constituyentes de similares características y los que cuantifican los compuestos orgánicos en forma individual (Crites y Tchobanoglous, 2000^b) (Cuadro 4).

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Es una estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días. El método se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos (NMX-AA-028-SCFI-2001).

Demanda Química de Oxígeno (DQO). Cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua, susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte. El método se basa en medir la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en aguas naturales y residuales. Se determina por la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo

de cinco días de incubación a 20 °C (NMX-AA-030-SCFI-2001). Los compuestos orgánicos biorrefractarios son sustancias pobremente biodegradables, entre los cuales destacan los hidrocarburos arílicos y clorados. Los compuestos biorrefractarios que pueden encontrarse en el agua incluyen benceno, cloroformo, cloruro de metilo, estireno, tetracloroetileno, tricloroetileno y tolueno (Manahan, 2007).

Cuadro 4. Componentes químicos orgánicos de las aguas residuales reportados por diferentes autores*

Componente	Método de determinación	Uso o significado	Impacto en el Medio
Compuestos orgánicos biodegradables	Demanda bioquímica de oxígeno ¹ (DBO5)	Estimar la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica	El consumo de agua con alto contenido de DBO presenta riesgos a la salud. Agotamiento del oxígeno en fuentes naturales y desarrollo de condiciones sépticas
Compuestos orgánicos e inorgánicos	Demanda química de oxígeno ² (DQO)	Estimar la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte	
Compuestos orgánicos refractarios	Cromatografía de gases (CG) Cromatografía líquida de alta resolución (CLAR)	Medir compuestos orgánicos individuales	Problemas de sabor y olor en el agua. Sospechosos de ser carcinogénicos, mutagénicos, teratogénicos o de toxicidad agua alta, ejemplo benceno, cloruro de metilo, etc

* Crites y Tchobanoglous (2000^b), Manahan (2007), NOM-001-SEMARNAT-1996, ¹NMX-AA-028-SCFI-2001 y ²NMX-AA-030-SCFI-2001 Modificado.

4.2.4 Componentes biológicos

En las aguas residuales urbanas predominan las enterobacterias que son las responsables de enfermedades como gastroenteritis, fiebres tíficas y cólera. El control de estas bacterias es riguroso en todas las legislaciones sanitarias, usándose la presencia de *Escherichia coli* como indicador de contaminación fecal, las cifras contaminantes se expresan como total de Coliformes (Cuadro 5).

En este tipo de aguas se encuentran, además, otras bacterias, actinomicetos, hongos y algas, que componen una variada flora, y que contribuyen al desarrollo de las pirámides de detritívoros, sirviendo para reciclar determinados elementos que son

fundamentales para la nutrición vegetal. También pueden contener una gran variedad de protozoos y metazoos de carácter patógeno para los seres humanos, así como varios helmintos parásitos. Los más importante de éstos últimos son los gusanos intestinales, entre los que se encuentra *Ascaris lumbricoides*, *Teania saginata*, etc. Otro componente son los virus que provienen de las excretas intestinales del hombre y de los animales domésticos (Bódalo *et al.*, 2002).

Coliformes. La presencia y extensión de contaminación fecal es un factor importante en la determinación de la calidad de un cuerpo de agua. Las heces contienen una variedad de microorganismos y formas de resistencia de los mismos, involucrando organismos patógenos, los cuales son un riesgo para la salud pública al estar en contacto con el ser humano (NMX-AA-042-1987). Dada la limitada capacidad de algunos miembros del grupo de organismos coliformes para sobrevivir en agua; sus números también pueden emplearse para estimar el grado de contaminación fecal.

Cuadro 5. Componentes biológicos de las aguas residuales reportados por diferentes autores*

Componente	Método de determinación	Uso o significado	Impacto en el Medio
Coliformes	Organismos coliformes ¹ (NMP)	Estimar la presencia de bacterias patógenas y la eficiencia del proceso de desinfección	
Microorganismos específicos	Bacterias, protozoos, helmintos ² , virus	Estimar la presencia de organismos específicos en conexión con la operación de la planta de tratamiento y la reutilización del agua	Transmisión de enfermedades y parasitosis

* Crites y Tchobanoglous (2000^b), Manahan (2007), NOM-001-SEMARNAT-1996, ¹NMX-AA-042-SCFI-2001 y ²NMX-AA-113-SCFI-1999 Modificado.

4.3 Tratamiento de Aguas Residuales

El objetivo básico del tratamiento de aguas residuales es reducir el impacto ambiental, proteger la salud y promover el bienestar de las sociedades. La complejidad del tratamiento de aguas residuales, se da en función de la carga contaminante y se clasifica en pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario o avanzado. El pretratamiento tiene como objetivo remover de las aguas

residuales constituyentes que pueden causar dificultades de operación y mantenimiento en los procesos posteriores o que no pueden tratarse conjuntamente con los demás componentes del agua residual (Romero, 2004).

El tratamiento primario se refiere a la remoción parcial de sólidos suspendidos, materia orgánica u organismos patógenos, mediante sedimentación u otro medio, este tratamiento remueve alrededor del 60 % de los sólidos suspendidos del agua residual y un 35 a 50 % de la DBO. El tratamiento secundario remueve DBO soluble y sólidos suspendidos principalmente, e incluye, procesos biológicos de lodos activados, filtros percoladores, sistemas de lagunas y sedimentación. El tratamiento terciario, generalmente remueve nutrientes para prevenir la eutrofización de las fuentes receptoras o para mejorar la calidad de un efluente secundario con el fin de adecuar el agua residual para su reúso (Romero, 2004).

La fitorremediación es el uso de plantas y otros microorganismos asociados para abatir contaminantes del ambiente, el cual ha ganado aceptación por su rentabilidad, por ser una alternativa no invasiva para la base de ingeniería en los métodos de remediación. Esta tecnología hace uso de procesos que ocurren de manera natural por el cual las plantas y los microorganismos de la rizosfera degradan y retienen contaminantes orgánicos e inorgánicos (Pilon, 2005).

Dependiendo en sus propiedades, los contaminantes orgánicos pueden ser degradados en la zona de la raíz de las plantas o por absorción de la misma, seguido por la degradación, retención o volatilización. Los contaminantes orgánicos que han sido exitosamente fitorremediados incluyen solventes orgánicos como Tricloroetileno (TCE) (el contaminante más común de aguas subterráneas), herbicidas como atrazina, etc. Los contaminantes inorgánicos no pueden ser degradados, sin embargo pueden ser fitorremediados vía estabilización o secuestro en los tejidos de las plantas. Los contaminantes orgánicos que pueden ser fitorremediados incluyen macronutrientes como nitrato y fosfato, elementos traza como Cr, Cu, Fe, Mn, Mo y Zn, etc (Pilon, 2005).

4.4 Humedales Artificiales

Una alternativa de tratamiento de las aguas residuales son los humedales artificiales (HA), los cuales son sistemas de tratamiento poco profundo, en el que se han sembrado plantas acuáticas, y mediante procesos naturales tratan el agua residual (Llagas y Gómez, 2006). Los humedales artificiales pueden ser construidos en pequeñas comunidades rurales donde no se cuenta con sistemas de tratamiento, ya que tienen ventaja con respecto a otros sistemas de tratamiento alternativos, debido a que requieren poca o ninguna energía para operar y su mantenimiento no requiere de un personal especializado (Chung *et al.*, 2008).

En 1970 y 1980, los humedales artificiales eran exclusivamente para el tratamiento de aguas residuales de origen municipal, pero desde 1990 también se utilizan para tratar aguas residuales de procesos de comida, producción de leche y sus derivados, de origen industrial, químicos, producción de papel y refinerías de aceite, granjas de agricultura y lodos (Editorial, 2005).

Los HA se pueden clasificar en humedales artificiales de flujo libre (HAFL) y en humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFS), en los primeros la vegetación está parcialmente sumergida en el agua, la vegetación común incluye eneas, carrizos, juncias y juncos. Este tipo de sistema consta en general de canales o tanques con una barrera natural o artificial para prevenir la percolación del agua. En los HAFS el diseño consiste en zanjas o canales rellenos con un material filtrante, la vegetación es enraizada (Crites y Tchobanoglous, 2000^b). Otra clasificación de los HA son los sistemas de flujo vertical con características de aguas arriba o aguas abajo y una carga continua intermitente (Stottmeister *et al.*, 2003).

Las aguas residuales tratadas mediante humedales artificiales pueden ser utilizadas para: Irrigación de cultivos no destinados directamente a la alimentación (Morari y Giardini, 2009), cultivo de plantas ornamentales (*Heliconia ssp* conocida como ave de paraíso) (Rousseau *et al.*, 2008), como fertilizantes químicos ya que las aguas

residuales tienen nutrientes esenciales y minerales (Katsenovich *et al.*, 2009), forraje para el ganado (Katsenovich *et al.*, 2009), fibra para hacer papel y producción de biogas (Xiao *et al.*, 2007). Las plantas al cumplir su proceso de remoción de contaminantes, pueden ser transformadas en composta o suplementos alimenticios para animales previos análisis (Ciria *et al.*, 2005).

4.5 Mecanismos de Remoción

Las bacterias adheridas a las plantas tratan el agua residual a medida que ésta fluye a través de la vegetación. En los HAFS, el agua se trata a medida que fluye lateralmente a través de un medio poroso. Las remociones de contaminantes dependen del tiempo de retención, las características del medio, las tasas de la carga y las prácticas de manejo. Principales mecanismos de remoción y transformación de HA (Cuadro 6).

Cuadro 6. Principales mecanismos de remoción y transformación en humedales artificiales para los constituyentes importantes de las aguas residuales*

Proceso	Descripción	Constituyente
Adsorción y desorción	Muchos constituyentes químicos tienden a adherirse o sorberse sobre sólidos. Las descargas de aguas residuales implican que una fracción importante de algunos químicos tóxicos esté asociada con sólidos suspendidos presentes en los efluentes. Los procesos de adsorción combinados con sedimentación de sólidos promueven la remoción de estos constituyentes que en muchas ocasiones no son degradados.	Sólidos
Síntesis algal	La síntesis algal emplea nutrientes presentes en aguas residuales para la formación de tejido celular.	Fósforo, Nitrógeno
Degradación bacterial	La degradación bacterial (aeróbica o anaeróbica) es el proceso más importante de transformación de los constituyentes liberados al ambiente. El consumo de oxígeno en la conversión aerobia de desechos orgánicos se conoce también como desoxigenación. Los sólidos presentes en aguas residuales tratados son parcialmente orgánicos y al sedimentarse se descomponen por acción bacterial en forma aerobia o anaerobia, dependiendo de las condiciones locales. La transformación bacterial de compuestos orgánicos tóxicos es también de gran importancia.	DBO Compuestos orgánicos biodegradables

Cuadro 6. Principales mecanismos de remoción y transformación en humedales artificiales para los constituyentes importantes de las aguas residuales*

Proceso	Descripción	Constituyente
Filtración	Remoción de sólidos suspendidos y coloidales por filtración (mecánica y de contacto), sedimentación, intercepción, impactación y adsorción.	SST, partículas coloidales
Degradación natural	Los constituyentes se pueden degradar por mortalidad en el caso de las bacterias y oxidación fotoquímica en algunos constituyentes orgánicos. La degradación natural sigue el comportamiento de una cinética de primer orden.	Organismos patógenos
Sedimentación	Los sólidos suspendidos presentes en las aguas residuales tratadas se sedimentan en los cuerpos de agua receptores. Este sedimento se incrementa por floculación y disminuye por turbulencia del medio.	Sólidos suspendidos totales
Volatilización	La volatilización es el proceso donde líquidos y sólidos se convierten en vapor y escapan a la atmósfera. Los compuestos orgánicos que se volatilizan rápidamente son llamados COV (Compuestos orgánicos volátiles). El mecanismo físico de este fenómeno es muy similar al de absorción de gases, excepto que el flujo neto de sustancia volátil se da hacia la atmósfera.	Compuestos orgánicos volátiles

* Tomado de (Crites y Tchobanoglous, 2000^a).

Estos son diseñados para aprovechar las ventajas de muchos de los procesos que ocurren en humedales naturales, pero a diferencia de ellos estos, son controlados ambientalmente. La combinación de varios tipos de humedales artificiales que se han desarrollado son llamados sistemas híbridos, se utilizan para optimizar el tratamiento, especialmente para nitrógeno (Vymazal, 2005).

Remoción de sólidos suspendidos. Aunque la mayor parte de los sólidos suspendidos y sedimentables son removidos en el tratamiento primario, los humedales filtran y sedimentan los remanentes complementando la remoción. Las raíces de las macrofitas y el sustrato reducen la velocidad del agua favoreciendo los procesos de filtración y sedimentación. La remoción de sólidos es efectiva en los dos tipos de humedales. La gran parte de la remoción ocurre en los primeros metros a la entrada, debido a las condiciones tranquilas y a la poca profundidad del agua en el sistema (Delgadillo *et al.*, 2010).

Remoción de DBO. En estos sistemas la remoción de la DBO soluble y suspendida se lleva a efecto por una serie de mecanismos diferentes. La DBO que se encuentra en forma soluble es removida mediante la degradación biológica realizada por los microorganismos adheridos a la superficie de las plantas y los detritos, así como por los microorganismos que se encuentran en la columna de agua, como sucede en los sistemas con flujo libre o los que se encuentran adheridos al medio de soporte en los sistemas con flujo subsuperficial.

Por otra parte, las bajas velocidades que se producen en el sistema, así como la presencia de las plantas y del medio de soporte para el caso de los sistemas con flujo subsuperficial, hacen que se favorezca la filtración, floculación y sedimentación de la materia orgánica que se encuentra en forma suspendida. Los sólidos orgánicos removidos por sedimentación y filtración, así como la vegetación muerta ejercen una demanda de oxígeno. Como resultado la DBO se remueve rápidamente a medida que el agua avanza en el sistema (Delgadillo *et al.*, 2010).

Remoción de Nitrógeno. La remoción de nitrógeno puede ser muy efectiva en ambos tipos de sistemas de humedales artificiales y los principales mecanismos de eliminación son similares para los dos casos. Aunque ocurre la asimilación de nitrógeno por parte de las plantas, solo una fracción del nitrógeno total puede ser eliminada por esta vía, aproximadamente 10 % y solamente si el manejo incluye poda de plantas. La remoción general de nitrógeno en humedales puede alcanzar valores por encima del 80 % (Delgadillo *et al.*, 2010).

Los humedales artificiales alimentan el proceso de desnitrificación usando fuentes de carbón derivado de la biomasa producida dentro del humedal. La nitrificación es realizada por bacterias autótrofas aeróbicas que aprovechan el poder reductor del amonio y éste se convierte en nitrato. La reacción de la desnitrificación permite eliminar el nitrato formado previamente por la nitrificación y convertirlo en nitrógeno que se volatiliza (N_2). Esta reacción solo ocurre en condiciones anóxicas y en presencia de

materia orgánica, ya que es realizada por bacterias heterotróficas. Debido a que en las aguas residuales la mayor parte del nitrógeno se encuentra en estado reducido, para que ocurra remoción del nitrógeno en forma de compuestos gaseosos, es necesario que ocurra la nitrificación primero y luego la desnitrificación (Delgadillo *et al.*, 2010).

Por otra parte, para que ocurra la nitrificación se requiere que se haya removido la mayor parte de la DBO (a menos de 20 mg/ L); sin embargo, para la desnitrificación se requiere que haya una cierta cantidad de materia orgánica. Se estima que se requieren entre 5-9 mg/ L de DBO para desnitrificar 1 g de N-NO_3^- . La mayor fuente de materia orgánica utilizada en los humedales para la desnitrificación son los detritos de plantas y otras fuentes naturales, es por esto que generalmente los sistemas con flujo libre son más eficientes que los sistemas con flujo subsuperficial en la remoción de nitrógeno (Delgadillo *et al.*, 2010).

Remoción de Fósforo. La eliminación de fósforo en los humedales es limitada. Esta limitación se puede compensar diseñando lechos sumergidos que sirven de material de soporte, la presencia de arcilla, hierro y aluminio en estos lechos aumenta el potencial para remover fósforo. Sin embargo, el uso de estos medios reduce la capacidad hidráulica y se requiere un área más grande para el tratamiento. Los mecanismos principales para la remoción del fósforo son: la adsorción, la formación de complejos, la precipitación y la captura por las plantas (Delgadillo *et al.*, 2010).

La remoción de fósforo inorgánico a través de la captura por la planta es una vía rápida, sin embargo, es necesaria la poda y extracción de plantas para evitar que el fósforo ya asimilado retorne al sistema (Ciria *et al.*, 2005). La adsorción del fósforo a las partículas del suelo es un proceso de remoción importante. La capacidad de adsorción depende de la presencia de hierro, aluminio o calcio en el suelo, así como de la presencia de minerales de arcilla o materia orgánica (Delgadillo *et al.*, 2010).

Remoción de metales. Los metales pueden encontrarse en formas solubles o como partículas asociadas, siendo las primeras las formas más biodisponibles. Se considera

que la remoción de metales es semejante a la remoción del fósforo; pero poco se conoce acerca de los mecanismos que ocurren. Entre los mecanismos propuestos se incluyen la adsorción, sedimentación, precipitación química y absorción por las plantas. Al igual que en el proceso de remoción de fósforo, los metales pueden liberarse durante cierto período, los cuales se han asociado a cambios en los potenciales redox dentro del sistema.

Los procesos biológicos de remoción de metales se basan en la extracción por plantas, algas y bacterias. En el caso de las macrófitas, la extracción se realiza a través del sistema radical, y la capacidad de extracción depende del tipo de metal y de la especie vegetal que se trate (Figura 1). Para asimilar la capacidad de extracción, cuanto más biomasa pueda formar la planta mayor será la cantidad que se habrá eliminado del sistema (Avelar, 2011).

Remoción de patógenos. Los organismos patógenos presentes en las aguas residuales a tratar se eliminan en los humedales artificiales por diferentes mecanismos: La adsorción de los patógenos sobre las partículas del sustrato filtrante, la toxicidad que sobre los organismos patógenos ejercen los antibióticos producidos por las raíces de las plantas y la acción depredadora de bacteriófagos y protozoos (Delgadillo *et al.*, 2010).

En el caso de los humedales de flujo libre, las radiaciones ultravioleta también pueden provocar la muerte de los patógenos. La eliminación de coliformes fecales se da en los primeros tramos de los humedales de forma que hacia la mitad de los mismos ya se han removido cerca del 80% de estos microorganismos (Delgadillo *et al.*, 2010). En la Figura 1 se muestran esquemáticamente los procesos de remoción de contaminantes por la vegetación en los humedales artificiales.

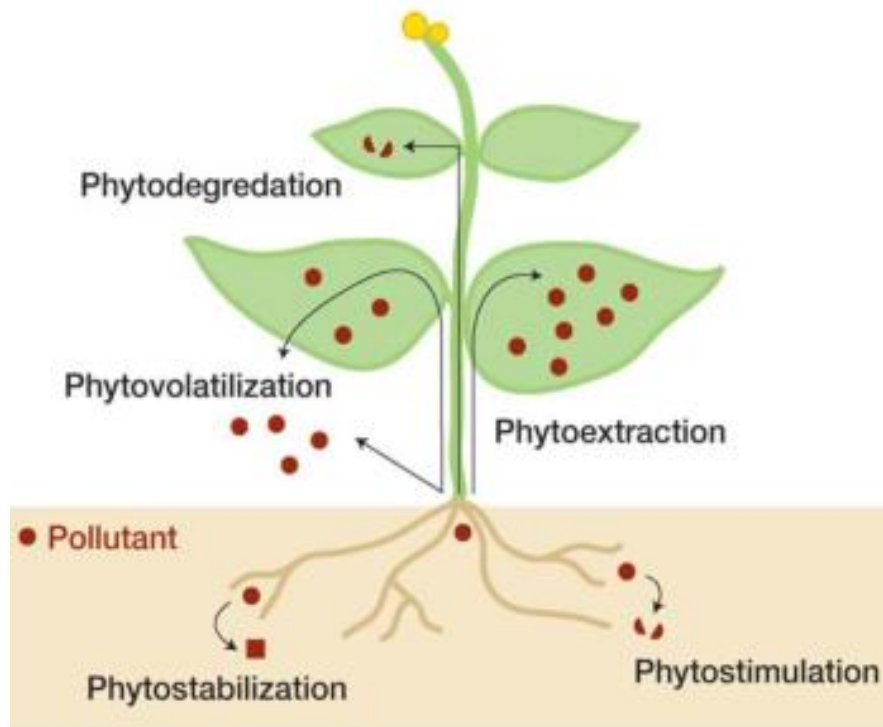


Figura 1. Principios de remoción de contaminantes por las plantas (Tomada de Pilon, 2005).

En síntesis los HA correctamente diseñados y construidos pueden depurar las aguas de origen municipal e industrial y son eficientes en la eliminación de contaminantes como sólidos suspendidos, nitrógeno, fósforo, hidrocarburos y metales. Son una tecnología efectiva para el tratamiento y recirculación del agua si se operan adecuadamente (Romero *et al.*, 2009).

4.6 Criterios de Diseño de Humedales

Dentro de los aspectos más importantes a tener en cuenta para la construcción de humedales son la selección y colocación del medio granular, el establecimiento de la vegetación, las estructuras de entrada del agua residual y salida del agua tratada y los criterios de remoción para las principales variables como DBO y nitrógeno entre otros (Delgadillo *et al.*, 2010).

4.6.1 Material de soporte

El medio es responsable directo de la extracción de algunas sustancias contaminantes mediante interacciones físicas y químicas. El tamaño del medio granular afecta directamente al flujo hidráulico del humedal y por ende en el caudal de agua a tratar (Stottmeister *et al.*, 2003). El material de soporte de los humedales artificiales se da en función del tipo de flujo, en los sistemas de flujo libre principalmente es arena y en los sistemas de flujo subsuperficial es con frecuencia grava. La principal característica del medio es que debe tener la permeabilidad suficiente para permitir el paso del agua a través de él. Esto hace necesario utilizar suelos de tipo granular en los sistemas de flujo subsuperficial, principalmente grava seleccionada con un diámetro de 3 a 32 mm aproximadamente (Delgadillo *et al.*, 2010).

El tamaño de partícula > 0.06 mm hasta 10 mm hace posible suficiente permeabilidad, la cual trae impactos positivos en el crecimiento de la raíz y la conductividad hidráulica del material de soporte, por lo tanto se da una mejor remoción de contaminantes (Stottmeister *et al.*, 2003). Si el lecho granular está constituido por elevadas cantidades de arcilla y limo, se consigue una mayor capacidad de absorción y una mejor filtración. De forma indirecta, el medio granular contribuye a la eliminación de contaminantes porque sirve de soporte al crecimiento de las plantas y colonias de microorganismos que llevan a cabo la actividad biodegradadora (Delgadillo *et al.*, 2010). La mezcla de arena y grava produce los mejores resultados de remoción de contaminantes en ambos sistemas de humedales (Stottmeister *et al.*, 2003).

4.6.2 Vegetación

La interacción de la vegetación en los humedales está determinada fundamentalmente por las raíces y rizomas enterrados. Las plantas tienen la habilidad de transferir oxígeno desde la atmósfera a través de hojas y tallos hasta el medio donde se encuentran las raíces. Este oxígeno crea regiones aerobias donde los microorganismos utilizan el oxígeno disponible para producir diversas reacciones de degradación de

materia orgánica y nitrificación (Crites y Tchobanoglous, 2000^b). Las macrófitas son la vegetación que domina en los humedales y pantanos, la clasificación más utilizada es la que se muestra a continuación la cual ha demostrado ser útil en los estudios morfológicos, fisiológicos y ecológicos (Margalef, 1983):

Macrófitas emergentes. Sus raíces crecen desde 0.5 m por debajo de la superficie del suelo hasta 1.5 m o más. En general, producen tallos aéreos, hojas y un extenso sistema de raíces y rizomas. Este ocurre en sedimentos permanentemente anaeróbicos y debe obtener el oxígeno desde los órganos aéreos. De manera similar, el follaje joven bajo el agua debe ser capaz de respirar anaeróbicamente durante un breve período hasta que las partes aéreas de las plantas se desarrollen, puesto que el contenido de oxígeno del agua es bajo en comparación con el del aire. Una vez que el follaje se ha convertido en un hábitat aéreo, los canales de gas intracelulares y cavidades incrementan en tamaño y facilitan el intercambio gaseoso entre los tejidos de las raíces y la atmósfera (Wetzel, 2001).

Las macrofitas emergentes contribuyen al tratamiento de las aguas residuales y escorrentía de varias maneras: estabilizan el sustrato y limitan la canalización del flujo, dan lugar a velocidades bajas de agua y permiten que los materiales suspendidos se depositen, toman nutrientes (N, P) y elementos traza y los incorporan a los tejidos de la planta, transfieren gases de la atmósfera a los sedimentos, la salida de oxígeno desde las estructuras subsuperficiales de las plantas oxigena otros espacios dentro del sustrato, el tallo y los sistemas de la raíz dan lugar a sitios para la fijación de microorganismos (Delgadillo *et al.*, 2010).

Macrófitas sumergidas. Ocurren en todas las profundidades dentro de la zona de penetración de la luz (zona fótica), principalmente en los primeros 10 m (1 atm de presión hidrostática). Pueden obtener sus requerimientos de fósforo por absorción directa de los sedimentos. Las tasas de absorción del fósforo por el follaje son proporcionales y dependen de las concentraciones en el agua. Cantidades considerables de fósforo son rápidamente asimiladas hasta reducir las concentraciones

significativamente. Muchas macrófitas sumergidas utilizan el CO₂ como fuente de carbono, sin embargo la utilización de HCO₃⁻ en condiciones naturales ha sido reportada para un gran número de especies sumergidas (Wetzel, 2001).

Macrófitas libres de hojas flotantes. Estas se encuentran sumergidas o en la superficie, presentan gran diversidad en la forma y hábitat, que van desde grandes plantas de hojas aéreas o flotantes y raíces sumergidas bien desarrolladas, por ejemplo, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* o plantas flotando en la superficie con pocas o ninguna raíz como *Lemna minor*, *L. gibba*, *L. trisulca*, *Salvinia natans*, *Wolffia* spp. (Brix y Schierup, 1989). Las macrófitas libremente flotantes están generalmente restringidas a los hábitats protegidos y aguas de corriente lenta. La absorción de nutrientes es completamente del agua, y la mayoría se encuentran en cuerpos de agua ricos en sales (Wetzel, 2001).

Macrófitas enraizadas de hojas flotantes. Son principalmente angiospermas unidas a sedimentos sumergidos en la profundidad del agua desde aproximadamente 0.5 a 3 m. La superficie del agua es un hábitat sujeto a fuerte estrés mecánico producido por los movimientos del viento y corrientes. Las adaptaciones a este estrés hacen que las hojas sean fuertes, gruesas, de forma circular con el margen entero, tienen generalmente superficies hidrófobas y peciolo largo y flexible (Wetzel, 2001).

De 150 especies reportadas en 43 países, las especies mayormente evaluadas son; *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Juncus effusus*, *Scirpus lacustris*, *Scirpus californicus* y *Phalaris arundinacea*. En Norteamérica la más utilizada es *Typha latifolia*, en Centro y Sudamérica es *Typha domingensis* (Vymazal, 2013). *Thalia geniculata* y *Paspalum paniculatum* en estos sistemas de humedales no han sido reportadas, sin embargo los resultados de este estudio muestran un gran potencial para el tratamiento de aguas residuales, ya que la absorción de las plantas es una ruta significativa para la eliminación de nutrientes, especialmente en bajas tasas de carga (Vymazal, 2013).

4.6.3 Criterios de remoción para nitrógeno

Los tiempos de retención largos son necesarios, en especial para la nitrificación y la remoción de nitrógeno, más que para la remoción de DBO. Además, la tasa de carga de DBO debe ser relativamente lenta, de manera que las bacterias responsables de la nitrificación puedan obtener cantidades adecuadas de oxígeno para funcionar (Crites y Tchobanoglous, 2000^b). La ecuación (1) de primer orden con flujo de pistón se puede utilizar para predecir la remoción de nitrógeno amoniacal:

$$\frac{N_e}{N_o} = e^{-kt} \quad (1)$$

Donde:

N_e = concentración de nitrógeno amoniacal en el efluente, mg/L

N_o = concentración de nitrógeno amoniacal en el afluente, mg/L

$k = 0.2187 \text{ d}^{-1}$ (a 20°C)

t = tiempo de retención, días

4.6.4 Eficiencia de remoción

La eficiencia de remoción en los tratamientos se calcula como los porcentajes de remoción de cada variable analizada (Chung *et al.*, 2008). De acuerdo a la ecuación (2)

$$R = \left[\frac{C_e - C_s}{C_e} \right] \times 100 \quad (2)$$

Donde:

Ce es la concentración de entrada de agua residual

Cs es la concentración de salida del agua residual tratada.

Las ecuaciones antes mencionadas forman parte de la memoria de cálculo que se utilizó para el diseño de los humedales artificiales, tomando en cuenta el volumen de agua a tratar, las condiciones de temperatura que se registran en la entidad y las concentraciones de contaminantes, entre otras variables **(VER ANEXO I)**.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Sitio Experimental

El experimento se instaló en la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBIOL) la cual se ubica al oeste de la ciudad de Villahermosa, en el km 0.5 de la Carretera Federal 180 (Costera del Golfo, tramo Villahermosa-Cárdenas) y la intersección con la carretera Bosques de Saloya, en el municipio del Centro. Colinda al este con la carretera a Bosques de Saloya, al oeste con terrenos del gobierno del Estado y al norte con terrenos particulares. Se localiza en las coordenadas 17° 59'26" y 17° 59'17" N y, 92° 58'16" y 92°58'37" W (Figura 2).



Figura 2. Vista aérea de la División Académica de Ciencias Biológicas. Tomada de la página web: www.ujat.mx.

5.2 Selección de la Vegetación

La selección de la vegetación se basó en la literatura (Crites y Tchobanoglous, 2000^b; Manuales de la USEPA, 2000 y CONAGUA, 2007), en la cual se menciona que para los sistemas de flujo libre la vegetación más usada incluye: *Typha latifolia*, *Phragmites australis* y *Scirpus spp.* En los sistemas de flujo subsuperficial la vegetación más común incluye *Scirpus spp.* y *Phragmites australis*. Durante la selección se consideraron tres especies (*Typha latifolia*, *Paspalum paniculatum* y *Thalia geniculata*)

existentes en el estado de Tabasco, principalmente en humedales naturales, pantanos y zonas bajas de la región.

5.3 Colecta

Los ejemplares se colectaron en Julio de 2013 de acuerdo a las técnicas de Matteuci, 1982. *Paspalum paniculatum* fue colectada de un dren ubicado en la Ranchería Buena Vista segunda sección km 2, Villahermosa, Tabasco. *Typha latifolia* fue colectada en una zona pantanosa ubicada en la Carretera Federal Villahermosa Cárdenas km 1.0. *Thalia geniculata* fue colectada de una zona pantanosa en la Ranchería Emiliano Zapata Km 3, Villahermosa, Tabasco. Todos los materiales colectados se llevaron a la DACBiol para trasplantarlos a un canal receptor de aguas negras, con la finalidad de adaptarlos a las aguas negras durante dos semanas. En las Figuras 3, 4 y 5 se muestran los ejemplares colectados y establecidos dentro de dicho canal.



Figura 3. *Paspalum paniculatum* (camalote)



Figura 4. *Thalia geniculata* (Popal)



Figura 5. *Typha latifolia* (Espadaño)

5.4 Establecimiento y Estabilización

Una vez adaptados los ejemplares *Paspalum paniculatum* y *Thalia geniculata* dentro del dren de aguas negras, se establecieron dentro de los prototipos experimentales. Cada ejemplar fue colocado para los dos diferentes flujos bajo estudio (Cuadro 7).

Cuadro 7. Tipo de flujo y vegetación de los prototipos experimentales para el tratamiento de aguas residuales.

Tipo de Flujo	Tipo de Vegetación
Flujo libre	<i>Paspalum paniculatum</i> (camalote)
Flujo libre	<i>Thalia geniculata</i> (popal)
Flujo subsuperficial	<i>Paspalum paniculatum</i> (camalote)
Flujo subsuperficial	<i>Thalia geniculata</i> (popal)

La raíz de la vegetación en el HAFS se estableció en el medio de soporte de grava con un diámetro alrededor de 19.05 mm y arena gruesa con un diámetro alrededor 2 mm. El tamaño del tallo fue de 10 cm de largo y la raíz se colocó a 5 cm por debajo de la superficie del medio de soporte (Crites y Tchobanoglous, 2000^b) (Figura 6).



Figura 6. Establecimiento de camalote en el humedal artificial de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales en la División Académica de Ciencias Biológicas

La vegetación en el prototipo de HAFL se estableció en la superficie del agua, estas plantas variaron de 50 cm a 1 m de altura desde la punta de sus flores hasta sus raíces (Crites y Tchobanoglous, 2000^b) (Figura 7).



Figura 7. Vista de *Thalia geniculata* recién establecida en el humedal artificial de flujo libre para el tratamiento de aguas residuales en la División Académica de Ciencias Biológicas

La estabilización de *Thalia geniculata* y *Paspalum paniculatum* dentro del prototipo experimental de humedales, se mantuvo intermitentemente con agua residual proveniente de los sanitarios de DACBIOL, previa eliminación de sólidos suspendidos.

5.5 Preparación del Sitio y Dispositivo Experimental

Para llevar a cabo la construcción e instalación de las unidades experimentales, se hizo un recorrido en la DACBIOL, cuyo fin fue conocer el área donde se instalaron los humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial. Se midió un espacio de (8 m de ancho x 12 m de largo) haciendo un área total de 96 m², posteriormente se eliminó la maleza del sitio.

Se construyó un muro de contención en uno de los laterales del terreno para protegerlo de la erosión, formado por una herrería electrosoldada prefabricada de varillas corrugadas de grado 60 y estribos lisos de grado 50 donde las cadenas fueron armex (15 x 20 x 6 cm), acomodadas horizontalmente, donde cada 4.04 m se levantaron castillos con armex (10x10x4 cm), y se reforzó con varilla corrugada de 3/8 de pulg, para mejorar la adherencia e inhibir el movimiento entre la varilla y el concreto, posteriormente se vació el concreto en la estructura de fierro, finalizada esta actividad, se colocó el dispositivo experimental. Este constó de dos tanques receptores de aguas

residuales (cada tanque con capacidad de 200 L) proveniente de las instalaciones sanitarias de la DACBIOL y cuatro unidades de tratamiento (2.5 m de largo x 1.2 m de ancho x 0.5 m de tirante).

Para la distribución del agua residual hacia los tanques receptores se instaló una bomba de $\frac{1}{4}$ de HP y PVC hidráulico de 1 pulg para que descargaran las aguas residuales hacia las unidades de tratamiento, estos tanques receptores se colocaron sobre una columna de concreto y placa de metal a una altura de 1.0 m, para que quedaran elevados por encima de las unidades de tratamiento, permitiendo una distribución del agua residual por gravedad. Cuentan con salida de agua libre de espuma y materia residual flotante, así como a la vez una salida para desazolve de lodos causados por los sólidos sedimentables (Figura 8).



Figura 8. Tanques receptores de aguas residuales provenientes de los sanitarios de la División Académica de Ciencias Biológicas

5.5.1 Construcción del HAFL

La preparación del reactor empezó por eliminar la corrosión, para posteriormente aplicar un esmalte anticorrosivo (primario 1) y color blanco en la parte externa. En la parte interna se aplicó un impermeabilizante comercial en pasta acrílica a base de resinas y cargas minerales de consistencia pastosa, a 1 cm de grosor. Posteriormente se aplicó una capa de impermeabilizante elastomérico, que se complementó con capas de una fibra textil (pellón) cortando una longitud de 4 metros, este procedimiento se repitió 5 veces dentro del reactor para evitar filtraciones.

Una vez que el impermeabilizante secó, se procedió con la instalación de todos los accesorios y tuberías hidráulicas de PVC de 1 pulg, como válvulas, codos, conectores, etc. La entrada de agua residual fue desde la parte inferior del reactor donde se colocaron tuberías de 1 pulg con orificios para permitir la salida del agua, se colocó un sistema de aireación natural. Posteriormente se puso dentro del reactor una capa de 10 cm de arena, para fijar la vegetación luego se llenó a una altura de 40 cm. (Figura 9).



Figura 9. Instalación interna de tuberías y material de soporte dentro del reactor de flujo libre para el tratamiento de aguas residuales en la División Académica de Ciencias Biológicas

5.5.2 Construcción del HAFS

La preparación externa fue similar al de flujo libre, a excepción de la parte interna ya que la distribución hidráulica consistió en darle una caída al agua residual desde una altura de 50 cm. De igual manera que la instalación del humedal de flujo libre se colocó un sistema de aireación natural. Posteriormente se vaciaron 10 cm de arena en el fondo y 40 cm de grava para fijar la vegetación. (Figura 10).



Figura 10. Instalación del humedal artificial de flujo subsuperficial en la División Académica de Ciencias Biológicas

La distribución de los reactores del dispositivo experimental quedó de la siguiente manera (Figura 11). Dos tanques receptores con capacidad de 200 L cada uno. Del lado superior derecho iniciando con el humedal de flujo subsuperficial se plantó *Thalia geniculata*, seguido del humedal de flujo libre con la misma vegetación. En el lado superior izquierdo iniciando con el humedal de flujo libre, se plantó *Paspalum paniculatum*, de igual manera seguido del humedal de flujo subsuperficial.

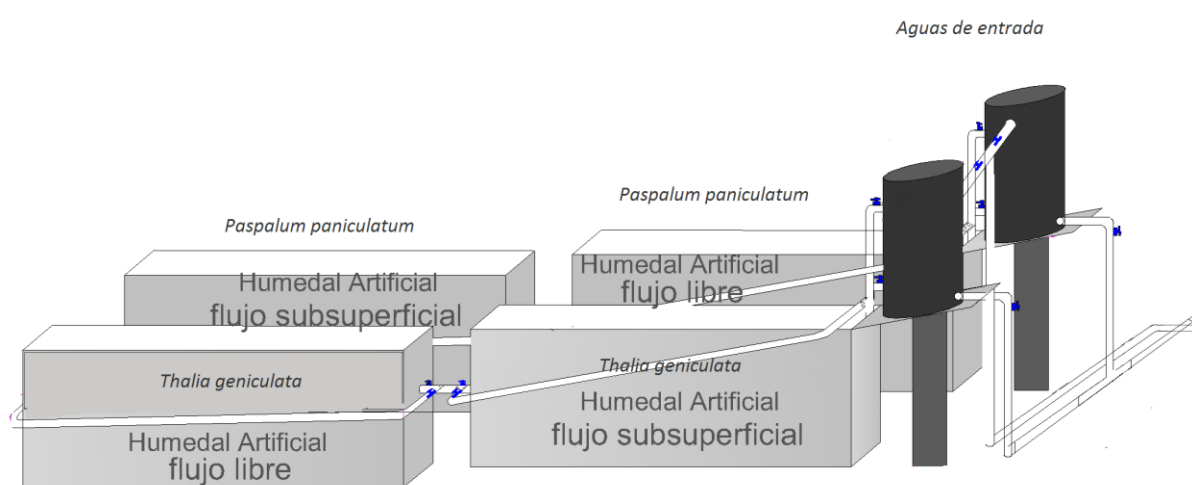


Figura 11. Sistema de humedales artificiales: *Paspalum paniculatum* corresponde al tren uno y *Thalia geniculata* corresponde al tren dos para el tratamiento de aguas residuales

5.6 Sistemas de Muestreo y Variables de Estudio

5.6.1 Fase de estabilización

Los sistemas de muestreo dentro de la fase de estabilización se programaron en Agosto-Noviembre de 2013, las variables monitoreadas se muestran en el Cuadro 8.

Cuadro 8. Variables de estudio durante la fase de estabilización de los sistemas de tratamiento

Parámetros de control de procesos	
Variable	Método de la NMX
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000 Determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas
Turbiedad	NMX-AA-038-SCFI-2001 Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas *Unidades nefelométricas de turbiedad (UNT)
Conductividad eléctrica pH	NMX-AA-093-SCFI-2000 Determinación de la conductividad electrolítica NMX-AA-008-SCFI-2000 Determinación del pH

La NOM-001-SEMARNAT-1996 menciona que en base al número de horas por día que labora el proceso de descarga, es el número y el intervalo de horario de muestreos. Los horarios de muestreo fueron a las 7:00 am, 10:00 am, 1:00 pm y 4:00 pm por 16 días consecutivos durante Agosto y Septiembre de 2013. Se analizaron cuatro unidades de tratamiento y la entrada del tanque receptor que distribuye las aguas residuales, dando un total de 320 muestras analizadas.

5.6.2 Fase de Operación

La fase de operación se llevó a cabo después de finalizar la etapa de estabilización. El monitoreo se llevó a cabo en Marzo de 2014. Los horarios de muestreo fueron a las 7:00 am, 10:00 am, 1:00 pm y 4:00 pm, se recolectaron las muestras de una jornada diaria para formar muestras compuestas por 7 días consecutivos en base a los criterios de la NOM-001-SEMARNAT-1996. Se analizaron cuatro unidades de tratamiento y la entrada del tanque receptor que distribuye las aguas residuales, dando un total de 35 muestras analizadas (Cuadro 9).

Cuadro 9. Variables fase de operación

Parámetros de operación	
Variable	Método de la NMX
SST	NMX-AA-034-SCFI-2001 Análisis de agua - determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas
DBO	NMX-AA-028-SCFI-2001 Análisis de agua determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO ₅) y residuales tratadas
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001 Análisis de agua determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas
Nitrógeno	NMX-AA-026-SCFI-2001 Análisis de agua determinación de nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas
Fósforo	NMX-AA-029-SCFI-2001 Análisis de aguas, determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
Coliformes totales y fecales	NMX-AA-42-1987 Calidad del agua determinación del número más probable (nmp) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y <i>escherichia coli</i> presuntiva

5.7 Determinación de Tiempo de Retención Hidráulico

Los criterios de diseño para estos reactores (López *et al.*, 2013) establecieron que para estos sistemas la concentración de entrada (C_o) estaría alrededor de 833 mg/L de DBO, y la concentración de salida (C_t) debería de estar en menos de 30 mg/L de DBO para cumplir con el límite máximo permisible de descarga más estricto de protección a la vida acuática y de 75 mg/L para descargas hacia un humedal natural con base en la NOM-001-SEMARNAT-1996. En función a este criterio los tiempos de retención hidráulica de los HAFL serían de 12.5 días, mientras que los de HAFS estarían alrededor de los 5.9 días. Sin embargo durante la realización de nuestras fases experimentales se estableció un medio de soporte de grava mixta y las concentraciones de entrada fueron menores a las que se planteó en el diseño por los que los nuevos tiempos de retención establecidos durante la estabilización y operación se presentan en el Cuadro 10.

Cuadro 10. Tiempo de retención hidráulico por tipo de flujo medido en la operación del sistema

Humedal	Tiempo de retención hidráulico
Humedal artificial de flujo libre	6.9 días
Humedal artificial de flujo subsuperficial	4.5 días

5.8 Determinación de la Tasa de Degradación de DBO

Considerando que el comportamiento de las aguas residuales es de primer orden la tasa de reacción k fue estimada de los humedales, quedando HAFL-P con $k = 0.37$, FS-T con $k = 0.33$, FL-T con $k = 0.23$ y FS-P con $k = 0.03$ posteriormente se calculó la cinética de degradación en función de la ecuación (3), donde se presenta el grafico del comportamiento de degradación de DBO.

$$t = \frac{-\ln (C_n/C_o)}{K_o} \quad (3)$$

Donde:

t = Tiempo de retención medidos en el reactor

C_n = Concentración de DBO en el efluente del reactor n de la serie (mg/L)

C_o = Concentración en el influente

K_o = Constante de degradación

5.9 Diseño Experimental y Análisis Estadístico

El diseño experimental empleado fue un factorial 2x2 (dos factores con dos niveles) (Cuadro 11). Los datos resultantes se analizaron estadísticamente mediante el SAS versión 9.4, se realizó un ANOVA y una prueba múltiple de medias (Tukey 0.05).

Cuadro 11. Factores y niveles del diseño factorial

Factor	Nivel
Flujo	Libre Subsuperficial
Vegetación	<i>Thalia Geniculata</i> <i>Paspalum paniculatum</i>

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Fase de Estabilización

La estabilización es el periodo durante el cual el sistema alcanza valores estables de pH, temperatura (Temp), conductividad (CE) y turbiedad (Turb); estas son las principales variables que indican que las plantas y microorganismos dentro del sistema han llegado a una etapa de equilibrio. Valores medios de las aguas residuales en la etapa de estabilización por flujo horizontal libre y subsuperficial con *Paspalum paniculatum* y *Thalia geniculata*, indican diferencias entre tratamientos. La eficiencia de remoción para turbiedad se muestra en la última columna (Cuadro 12).

Cuadro 12. Sistemas de tratamiento de aguas residuales y valores medios de las variables en la fase de estabilización

Tratamiento	pH	Temp ° C	CE mS	Turb UTN	% ER Turb
FS-T	7.595 ^a ± 0.162	25.842 ^a ± 1.594	2.946 ^a ± 0.617	20.764 ^a ± 10.902	38.736
FL-T	7.412 ^b ± 0.137	25.746 ^a ± 1.439	2.650 ^a ± 0.328	4.238 ^b ± 2.432	79.589
FL-P	7.605 ^a ± 0.174	25.962 ^a ± 1.493	2.852 ^a ± 0.453	16.426 ^a ± 11.843	51.535
FS-P	7.500 ^{ab} ± 0.121	25.613 ^a ± 1.374	2.60 ^a ± 0.369	7.633 ^b ± 5.506	53.530
Aguas de entrada	7.884 ± 0.255	27.043 ± 1.705	3.097 ± 0.702	33.893 ± 12.291	—

FL= Flujo libre FS= Flujo subsuperficial T=*Thalia geniculata* P=*Paspalum paniculatum* Aguas de entrada =Tanque distribuidor de aguas residuales

ER= eficiencia de remoción con respecto al agua de entrada (%).

Literales diferentes dentro de columnas indican diferencias estadísticas significativas.

n = 16

En esta etapa se evaluaron continuamente las variables pH, temperatura, conductividad eléctrica y turbiedad, hasta que el sistema se estabilizó. El análisis de los tratamientos muestra diferencias estadísticas altamente significativas con una ($P < 0.05$) para la turbiedad, donde la media del agua de entrada registró 33.893 mg/L (Cuadro 12), siendo los tratamientos más estables FS-P con 7.633 mg/L y FL-T con 4.238 mg/L. La turbiedad indica el desempeño de las plantas de tratamiento, formando parte del control de los procesos para conocer cómo y cuándo el agua debe ser tratada, debido a

que elevados niveles de turbiedad indican alta población microorganismos (NMX-AA-038-SCFI-2001).

La temperatura del agua residual no presentó variación, todos los tratamientos mostraron temperaturas alrededor de 25 °C, la temperatura del agua de entrada fue de 27 °C en promedio. Bajas temperaturas en los sistemas de humedales artificiales se ven reflejadas en bajas eficiencias de remoción, los microorganismos responsables de la remoción de nitrógeno funcionan óptimamente con temperaturas superiores de 15 °C, la remoción de fósforo también muestran una remoción con temperaturas superiores de 15 °C, ya que bajas temperaturas descomponen la biomasa microbiana y el fósforo es liberado de los precipitados, lo que da paso a la solubilización de fósforo en el agua (Akratos y Tsihrintzis 2007).

Según el análisis de factores la temperatura es determinada por el ambiente, sin que los tratamientos tengan influencia marcada sobre estos valores. Kadlec (2009) menciona aspectos importantes en el comportamiento de la temperatura; el balance de energía de los humedales artificiales se centran en la temperatura del agua como modulador de los procesos microbiológicos, ya que un humedal artificial de cualquier variedad típicamente contiene dos regiones termales; una región de entrada y una región de salida en el que la temperatura del agua se ajusta a las condiciones ambientales. La temperatura no cambia con la distancia o el tiempo de retención. El valor alcanzado se determina por el equilibrio de los flujos de energía, y se denomina balance de la temperatura. Las temperaturas del balance hídrico de los humedales artificiales son iguales a la temperatura del aire de acuerdo a la temporada del año.

Por su parte los valores medios del pH se clasifican como neutros ya que oscilan entre 7.4 y 7.6, los cuales concuerdan con los valores caracterizados por Gikas y Tsihrintzis (2012) donde obtuvieron rangos entre 7.4 y 7.7 en un humedal artificial de flujo vertical para tratar aguas residuales. Se carece de normatividad aplicable para las aguas de origen residual en cuanto al pH, sin embargo la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano, límites permisibles de

calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización", establece que para pH el límite permisible se encuentra entre 6.5 y 8.5, lo cual nuestra agua cae dentro de esos valores.

En cuanto a la conductividad no hay diferencias estadísticas ya que la conductividad oscila entre 2.6 y 3.0 dS m⁻¹. Gikas y Tsihrintzis 2012 encontraron valores alrededor de 1.4 dS m⁻¹ para un sistema de flujo vertical con *Phragmites australis*. Los valores que encontramos se encuentran dentro del rango de 0-3 dS m⁻¹ para cumplir con la especificación de riego agrícola (Salgado *et al*, 2013). Esto significa que estas aguas no producen salinidad y que aunado a otros análisis pudieran ser disponibles para riego de determinados cultivos.

6.2 Fase de Proceso

Lo que llamamos proceso es la operación continua del sistema una vez que se ha estabilizado, es decir que la vegetación y microorganismos se han adaptado al medio y por consiguiente tienen la capacidad de retener y degradar contaminantes. Esta etapa se evaluó durante una semana continua. Valores medios de las aguas residuales en la etapa de proceso por flujo horizontal libre y subsuperficial con *Paspalum paniculatum* y *Thalia geniculata*, con una varianza muestra diferencias estadísticas altamente significativas ($P < 0.05$) entre tratamientos y porcentajes de eficiencia de remoción para cada contaminante (Cuadro 13).

Cuadro 13. Sistemas de tratamiento de aguas residuales, valores medios y eficiencia de remoción de las variables en la fase de proceso

Tratamiento	SST	Nt	Pt	DBO	DQO
FS-T	48.514 ^a ± 12.84	11.757 ^a ± 3.11	2.085 ^a ± 0.57	55.314 ^a ± 14.66	138.24 ^a ± 36.59
% ER	85.33	85.34	85.28	85.06	85.33
FL-T	9.743 ^c ± 4.26	2.371 ^c ± 1.02	0.428 ^c ± 0.20	11.086 ^c ± 4.87	27.76 ^c ± 12.16
% ER	79.91	79.83	79.47	79.95	79.91
FL-P	19.971 ^{cb} ± 2.13	4.843 ^{cb} ± 0.52	0.857 ^{cb} ± 0.08	22.771 ^{cb} ± 2.43	56.93 ^{cb} ± 6.05
% ER	93.96	93.96	93.95	93.97	93.95
FS-P	28.786 ^b ± 16.23	6.986 ^b ± 3.93	1.242 ^b ± 0.69	32.814 ^b ± 18.49	82.06 ^b ± 46.20
% ER	- 44.13	- 44.24	- 44.92	- 44.10	- 44.14
Aguas de entrada	330.686 ± 51.39	80.214 ± 12.46	14.171 ± 2.18	376.971 ± 58.59	942.443 ± 146.44

FL= Flujo libre FS= Flujo subsuperficial T=*Thalia geniculata* P=*Paspalum paniculatum* Aguas de entrada =Tanque distribuidor de aguas residuales a los tratamientos.

% ER= indica eficiencia de remoción para cada contaminante con respecto al agua de entrada de cada sistema de tratamiento

Literales diferentes indican diferencias estadísticas altamente significativas

n= 7

Los tratamientos FS-P, FS-T, FL-T son los que muestran eficiencias superiores para todas las variables, sin embargo el tratamiento FS-P muestra eficiencias negativas (Cuadro 13), debido a que este tratamiento se vio afectado por la falta de mantenimiento de la vegetación ya que no se eliminaron las hojas muertas, esto ocasionó que los contaminantes atrapados en un primer tiempo se liberan nuevamente al sistema, ya que la vegetación se satura y pierde la capacidad de absorber más

contaminantes (Ciria *et al.*, 2005). Las plantas muertas consumen oxígeno y por consiguiente causan una demanda de oxígeno negativa en la remoción de contaminantes, para una efectiva remoción de contaminantes las plantas deben ser cosechadas al final de cada ciclo vegetativo. De acuerdo al análisis estadístico factorial, en esta fase respecto a todas las variables analizadas el factor flujo es el que determina, ya que muestra diferencias estadísticas altamente significativas; caso contrario ocurre con el factor vegetación. La interacción entre los factores no potencia la eficiencia de los tratamientos (Cuadro 14).

Cuadro 14. Factores e interacciones entre factores en los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales.

Tratamiento	SST	Nt	Pt	DBO	DQO
F	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
V	0.2696	0.2697	0.2668	0.2704	0.2704
F*V	0.0016	0.0016	0.0019	0.0016	0.0016

F = Flujo

V = Vegetación

F*V = Interacción de flujo y vegetación

La NOM-001-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, específicamente hacia humedales naturales (SST y DBO) y para uso en riego agrícola (Nt y Pt) (Cuadro 15). Los valores obtenidos durante este experimento fueron inferiores por lo que cumple con la normatividad. Las aguas después del tratamiento se descargan en un humedal que se encuentra dentro de la universidad.

Cuadro 15. Límites máximos permisibles para descarga de contaminantes básicos

Parámetro	Descarga (mg/L)	
	PD	PM
SST	75	125
DBO	75	150
Nitrógeno	40	60
Fósforo	20	30

PD = Promedio diario

PM = Promedio mensual

NA = No es aplicable

6.2.1 Sólidos suspendidos totales (SST)

Los SST son el indicador que determina cual es la clase de proceso u operación más adecuada para tratamiento. Los tratamientos con eficiencias superiores fueron; FL-P con 93.96 % y FS-T con 85.33 % y FL-T con 79.91 %. El tratamiento FS-P mostró eficiencias negativas con respecto a los otros tratamientos. En el caso de las eficiencias superiores de acuerdo con Karathanasis *et al.* (2003), estas son equiparables en un 88-90 % con *Typha latifolia* y *Festuca arundinacea* para la remoción de sólidos suspendidos totales. Katsenovich *et al.* (2009) encontró remociones del 84 a 94 % con humedales artificiales de flujo subsuperficial con *Thalia geniculata*, el tratamiento FS-T presenta una remoción negativa que dista de las remociones encontradas por Katsenovich *et al.* (2009) para el mismo tipo de flujo y vegetación (Cuadro 13).

Encontramos que altas eficiencias obedecen al efecto del flujo, ya que la vegetación en un análisis factorial no muestra significancia en la variable SST. Esto indica que el flujo es el principal responsables de la remoción de SST, ya que la remoción de sólidos es un asentamiento físico y un proceso de filtración, generalmente independiente de la actividad microbiana (Karathanasis *et al.*, 2003) (Cuadro 14).

Por otra parte las concentraciones de sólidos suspendidos totales encontrados en este trabajo fueron: FS-T 48.514 mg/L, FS-P 28.786 mg/L, FL-P 19.971 mg/L y FL-T 9.743 mg/L. La media de las aguas sin tratamiento se encontró en 330.686 mg/L. En base la NOM-001-SEMARNAT-1996 las concentraciones permitidas de descargas hacia cuerpos receptores de aguas residuales es de 125 mg/L. Las aguas después del tratamiento son descargadas en un humedal que se encuentra dentro de la Universidad. Las concentraciones de descarga después de los tratamientos están por debajo del límite máximo permisible que señala la normatividad (Cuadro 15).

6.2.2 Fósforo total (Pt)

El fósforo total es una medida de nutrientes aportados, es importante debido a que en exceso causa crecimiento incontrolado de algas y otros organismos biológicos. Los tratamientos con eficiencias superiores fueron; FL-P con 93.95 %, FS-T con 85.28 % y FL-T con 79.95 %. Resultados similares son reportados por Akrotos y Tsihrintzis (2007) donde encontraron eficiencias al 86.6 % con un sistema de flujo subsuperficial con grava fina como material de soporte y *Phragmites australis*. Katsenovich *et al.* (2009) encontró eficiencias al 63 % con 1.76 mg/L de concentración en humedales de flujo libre con *Thalia geniculata*. Para el caso del tratamiento con características similares al reportado por Katsenovich *et al.* (2009), FS-T tuvo eficiencia al 85.28 % con una concentración de 2.085 mg/L (Cuadro 13).

Las eficiencias encontradas para nuestros tratamientos obedecen al efecto del flujo. El balance de nutrientes en los tratamientos de humedales artificiales depende de varios factores y puede variar año con año, con las altas temperaturas la acumulación del N y P se puede dar tanto en el sustrato y sobre la biomasa donde puede incrementar significativamente. En los humedales artificiales de flujo subsuperficial con baja carga hidráulica y de nutrientes, la remoción puede ser significativa, aunque también hay que tener en cuenta que los nutrientes en el material filtrante y sedimentos juegan un papel importante en la producción de biomasa sobre todo en la entrada de aguas residuales (Maddison *et al.*, 2009). La vegetación, los detritus, fauna y microorganismos son un importante medio para degradar el P a corto plazo, pero el sustrato es el principal medio para degradar P en largo plazo (Chung *et al.*, 2008) (Cuadro 14).

La concentración media en el agua de entrada fue de 14.171 mg/L de Pt, todos los tratamientos muestran concentraciones debajo de 2 mg/L de Pt. En cuanto a la NOM-001-SEMARNAT-1996 aplica valores de descarga para aguas residuales con 20 mg/L de fósforo. Crites y Tchobanoglous (2000^b) mencionan que las aguas residuales sin tratar pueden contener entre 4 y 12 mg/L de Pt.

6.2.3 Nitrógeno total (Nt)

Debido a que el nitrógeno es esencial para la síntesis de proteínas, se necesitan conocer los rangos en los que se encuentra para evaluar la tratabilidad de las aguas residuales mediante procesos biológicos. La concentración media con respecto al agua de entrada fue de 80.214 mg/L de Nt (Cuadro 13). Los tratamientos con eficiencias superiores fueron: FL-P con 93.96 %, FS-T con 85.33 % y FL-T con 79.91 %, al final del proceso todos los tratamientos mostraron concentraciones por debajo de 11 mg/L de Nt. De acuerdo con Chung *et al.* (2008) el rápido decremento de Nitrógeno total en el efluente indica la degradación de N orgánico a través de la amonificación. El tratamiento de flujo libre con *Thalia geniculata* (FS-T) tuvo eficiencias similares (79.91 %), con respecto a la reportada por Katsenovich *et al.*, (2009), el cual encontró remociones de 73.68 % para humedales artificiales con flujo libre y *Thalia geniculata*.

De acuerdo a los datos encontrados en esta investigación, el flujo también es el principal factor de la remoción de N (Cuadro 14). Las eficiencias de remoción con respecto al nitrógeno tienen dependencia al tamaño del medio poroso ya que al comparar las eficiencias de remoción los medios porosos más finos presentan remociones al 82.5 % y son más eficaces que los más gruesos 74.1 % (Akratos y Tsihrintzis, 2007).

Morari y Giardini (2009) muestran que el medio de soporte con grava en los sistemas de flujo subsuperficial y con vegetación llevan a cabo una mejor asimilación que los sistemas sin plantar, debido a que las macrófitas son un hábitat disponible para una gran variedad de microorganismos descomponedores y proveen un relevante almacenamiento de nutrientes cuando la vegetación es nueva y está creciendo activamente, produciendo una larga cantidad de biomasa, ya que obtuvieron remociones de nitrógeno del 92 % para *Phragmites australis* y del 90 % para *Typha latifolia* en sistema de humedales de flujo vertical. En cuanto a la NOM-001-SEMARNAT-1996 los valores de 40 mg/L N para aguas residuales, hace que todos los tratamientos arrojen concentraciones por debajo de la normatividad.

6.2.4 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La determinación de la DBO indica la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar biológicamente un residuo. Los tratamientos con eficiencias superiores fueron; FL-P con 93.97%, FS-T con 85.06 % y FL-T con 79.95 % (Cuadro 13). Morari y Giardini (2009) encontraron remociones superiores del 90 % en humedales artificiales de flujo vertical con *Typha* y *Phragmites*. Por su parte Karathanasis *et al.* (2003) encontró eficiencias superiores del 79 % para humedales artificiales con *Typha latifolia*.

Existen diferencias altamente significativas en cuanto al factor flujo con respecto a la vegetación, esto indica que el flujo es el principal responsable de la remoción de DBO (Cuadro 14). Verhoeven y Meuleman (1999) señalan que las altas tasas de eliminación de DQO y DBO son causados por la sedimentación de sólidos en suspensión y por procesos de descomposición rápida en el agua y en las capas superiores del sustrato.

El buen desempeño en la remoción de DBO para los humedales artificiales ha demostrado que el oxígeno liberado de la raíz de diferentes macrófitas es mucho menor, que la cantidad necesaria para la degradación aeróbica de las sustancias liberadas con aguas residuales. La remoción es generalmente alta porque los componentes orgánicos son degradados aeróbicamente e anaeróbicamente por las bacterias adheridas a los órganos internos de las plantas (raíces y rizomas) y al medio superficial (Abidi *et al.*, 2009).

Por otra parte la NOM-001-SEMARNAT-1996 permite descargas con concentraciones de 75 mg/L de DBO hacia cuerpos receptores de agua residuales. Las concentraciones de descarga después de los tratamientos están por debajo del límite máximo permisible que señala la normatividad, en orden decreciente los valores medios de las concentraciones de DBO fueron: FS-T 55.134 mg/L, FS-P 32.814 mg/L, FL-P 22.771 mg/L y FL-T 11.086 mg/L. La media de DBO de las aguas sin tratamiento se encontró en 376.971 mg/L (Cuadros 13 y 15).

6.2.5 Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO indica la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte. La concentración en el agua de entrada fue de 942.44 mg/L de DQO. Los tratamientos con eficiencias superiores fueron; FL-P con 93.95 %, FS-T con 85.33 % y FL-T con 79.91 % (Cuadro 13). Similares eficiencias de remoción son reportadas por Jia *et al.* (2010) obtuvieron remociones superiores al 90 % en humedales artificiales de flujo vertical con *Phragmites australis*. Solano *et al.*, (2004) encontró eficiencias superiores del 80 % con *Typha* y *Phragmites* en el segundo año de evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial.

Al igual que en las otras variables el factor flujo es el principal responsable de la remoción de DQO, esta es debida a procesos físicos tales como sedimentación y filtración, más que a procesos biológicos (Ciria *et al.*, 2005; Solano *et al.*, 2004). En cuanto a la NOM-001-SEMARNAT-1996 no aplica valores de descarga para aguas residuales con DQO.

6.2.6 Coliformes totales (CT) y fecales (CF)

La presencia y extensión de contaminación fecal es un factor importante en la determinación de la calidad de un cuerpo de agua. Las heces contienen una variedad de microorganismos y formas de resistencia de los mismos, involucrando organismos patógenos, los cuales son un riesgo para la salud pública al estar en contacto con el ser humano. El examen de muestras de agua para determinar la presencia de microorganismos coliformes que habitan normalmente en el intestino humano y de otros animales de sangre caliente, da una indicación. Dada la limitada capacidad de algunos miembros del grupo de organismos coliformes para sobrevivir en agua, sus números estiman el grado de contaminación fecal.

Los tratamientos presentaron remociones superiores al 90 % tanto para CF y CT. Similares porcentajes de remoción fueron reportados por Katsenovich *et al.* (2009) quien encontró remociones para CF alrededor de 90 % para sistemas de flujo subsuperficial con *Thalia sp* (Cuadro 16).

Cuadro 16. Valores medios (UFC) y eficiencias de remoción de coliformes fecales y totales para cada tratamiento de humedales artificiales.

Tratamiento	Coliformes Fecales	Coliformes Totales
FS-T	1000	1000
% ER	99	99.9
FL-T	100	100
% ER	90	90
FL-P	1000	1000
% ER	99	99.9
FS-P	100	100
% ER	90	90
Aguas de entrada	100000	1000000

FL= Flujo libre FS= Flujo subsuperficial T=*Thalia geniculata* P=*Paspalum paniculatum*
 Aguas de entrada =Tanque distribuidor de aguas residuales a los tratamientos.

% ER= indica eficiencia de remoción con respecto al agua de entrada de cada sistema de tratamiento

n=7

Ciria *et al.* (2005) encontró remociones superiores al 95 % durante el segundo año de operación de un sistema de humedal plantado con *Cattail*. De acuerdo con Stottmeister *et al.* (2003), los factores importantes que influyen en la reducción de patógenos son; físicos como filtración, sedimentación adsorción y agregación, biológica que consiste en la muerte natural de patógenos, bacterias líticas, bacteriófago, y por ultimo química que consiste en acción de las toxinas de otros microorganismos y plantas sobre los coliformes.

6.3 Tren de Tratamiento

Lo que llamamos tren de tratamiento es la operación de manera conjunta de los sistemas de humedales artificiales; el tren uno se compone por el humedal de flujo libre, seguido del flujo subsuperficial con *Paspalum paniculatum*. El tren dos se forma de humedal de flujo subsuperficial y humedal de flujo libre con *Thalia geniculata*. Los sistemas por tren de tratamiento en cuanto a sus porcentajes de eficiencia con respecto a las aguas de entrada, se analizaron hasta la salida de los dos sistemas de tratamiento FL-T y FS-P. Como sistemas compuestos en tren de tratamiento, las eficiencias son superiores, el mejor tren de tratamiento es el dos el cual muestra eficiencias superiores al 93 %, y el tren uno con eficiencias alrededor del 91 % (Cuadro 17).

Cuadro 17. Valores medios (mg/L) y eficiencias de remoción por contaminante en base a tren de tratamiento de humedales artificiales.

	SST	Nt	Pt	DBO	DQO	CT	CF
TREN 1	28.786	6.986	1.242	32.814	82.06	100	100
% ER	91.30	91.29	91.23	91.30	91.29	99.90	99.99
TREN 2	9.743	2.371	0.428	11.086	27.76	1000	1000
% ER	93.96	93.96	93.95	93.96	93.96	99.90	99.00
Aguas de entrada	330.686	80.214	14.171	376.971	942.44	1000000	1000000

TREN 1 = (Flujo libre, *Paspalum paniculatum*) + (Flujo subsuperficial, *Paspalum paniculatum*)

TREN 2 = (Flujo subsuperficial, *Thalia geniculata*) + (Flujo libre, *Thalia geniculata*)

Aguas de entrada = Tanque distribuidor de aguas residuales

% ER= indica eficiencia de remoción para cada contaminante con respecto al agua de entrada y a la salida de cada tren de tratamiento

n= 7

La especie *Thalia geniculata* no es muy citada en la literatura, *Paspalum Paniculatum* no se ha reportado previamente, sin embargo en este estudio muestran un gran potencial para el tratamiento de aguas residuales, ya que de acuerdo con Vymazal (2013) los efectos más importantes de macrófitas emergentes en el tratamiento de aguas residuales son; efectos físicos del tejido de la planta, por ejemplo, reducción de la velocidad del viento que soporta la sedimentación de sólidos en suspensión, el efecto de filtración o adherencia de los microorganismos y la absorción de las plantas que puede ser una ruta significativa para la eliminación de nutrientes, especialmente en

bajas tasas de carga. Por lo anterior *Thalia geniculata* y *Paspalum paniculatum* resultaron altamente eficientes, por lo que son ampliamente recomendables para el tratamiento de aguas residuales.

6.4 Carga, Gasto y Temperatura

Para determinar cómo influye la carga, el gasto y la temperatura en el tiempo de degradación de contaminantes, se analizó la remoción de DBO, la cual se logra de forma biológica y física, principalmente bajo condiciones anaerobias. Sin embargo, los microorganismos facultativos eliminan una parte de la DBO. La tasa de remoción se relaciona con el tiempo de retención y la temperatura. La temperatura durante la fase de proceso fue de 27 °C en promedio. El tiempo de retención fue de 6.9 días para el flujo subsuperficial y de 4.5 días para el flujo libre.

En nuestro estudio a una k de 0.33 con respecto al humedal de flujo subsuperficial con *Thalia geniculata* (FS-T), el tiempo de retención hidráulico para que cumpla con lo establecido por la norma 001-SEMARNAT- 1996, que señala un promedio diario de descarga de 75 mg/L se da entre el cuarto y quinto día. Para el caso del humedal de flujo libre con la misma vegetación (FL-T), pero con una k de 0.23, mantiene la tendencia de degradación de igual manera que el humedal de flujo subsuperficial (Figura 12).

El comportamiento de la degradación para el humedal artificial de flujo libre con *Paspalum paniculatum* (FL-P) con una k de 0.37, el tiempo de retención hidráulico para remoción de contaminantes se da entre el cuarto y quinto día. Caso contrario sucedió con el tratamiento de flujo subsuperficial con *Paspalum paniculatum* (FS-P), ya que al no tener un control adecuado en el mantenimiento de la vegetación, al pasar los días los contaminantes atrapados se liberaron nuevamente al sistema (Figura 12).

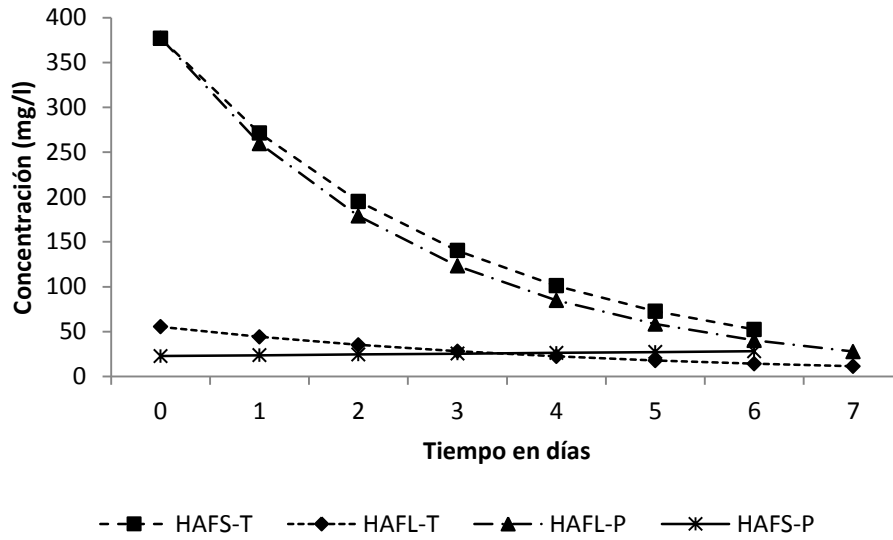


Figura 12. Degradación de la materia orgánica en cuatro humedales artificiales por tipo de flujo y vegetación, durante el tratamiento de aguas residuales

Todos los tratamientos a excepción del humedal artificial de flujo subsuperficial con *Paspalum paniculatum*, con un tiempo de retención hidráulico de 6 días son suficientes para obtener remociones superiores del 90 % y cumplir con el criterio más estricto que marca la normatividad para la protección de la vida acuática. Resultados similares encontraron Akratos y Tsihrintzis (2007) donde concluyen que 8 días de tiempo de retención hidráulico es adecuado para la remoción de materia orgánica con temperaturas superiores a los 15°C.

7. CONCLUSIONES

Las especies evaluadas en la fase de estabilización se adaptaron al sistema diseñado para el tratamiento de aguas residuales-

Thalia geniculata resultó más eficiente para el tratamiento de aguas residuales que *Paspalum paniculatum*, mientras que el flujo libre resultó más eficiente que el flujo subsuperficial en cuanto al comportamiento hidráulico y parámetros de operación.

Todos los tratamientos con un tiempo de retención de seis días con temperaturas alrededor de 26 °C son los adecuados para disminuir la carga de contaminantes en las aguas residuales empleadas

Los HA con un mantenimiento adecuado son aptos para el tratamiento de aguas residuales, ya que sus eficiencias son superiores del 90 %, la vegetación utilizada es nativa de la región lo cual le da un potencial, ya que disminuye los costos de operación del sistema.

Thalia geniculata y *Paspalum paniculatum* con un mantenimiento adecuado resultaron ser especies efectivas para el tratamiento de aguas residuales, aunado a que son especies nativas, lo cual la hace disponible y disminuye costos.

8. LITERATURA CITADA

- Abidi S, Kallali H, Jedidi N, Bouzaiane O, Hassen A. 2009. Comparative pilot study of the performances of two constructed wetland wastewater treatment hybrid systems. *Desalination* 246: 370-377.
- Akratos S, C. Tsihrintzis A, V. 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 29: 173-191.
- Avelar J U. 2011. Tratamiento de aguas residuales con humedales artificiales en Tlapanaloya, municipio de Tequisquiác, Estado de México. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. 120 p.
- Bódalo A, Gómez E, Máximo M. 2002. Química en Murcia. Universidad de Murcia. 341 p.
- Brix H, Schierup H.H. 1990. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. *Water Research* 29: 259-266.
- Chung A K C, Wu Y, Tam N F Y, Wong M H. 2008. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecological Engineering* (32): 81-89.
- Ciria M P, Solano M L, Soriano P. 2005. Role of macrophyte *Thypha latifolia* in a constructed wetlands for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering* 92 (4): 535-544.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2007. Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento: Paquetes tecnológicos para el tratamiento de excretas y aguas residuales en comunidades rurales. 188 p.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2012. Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. 280 p.
- Crites R., Tchobanoglous G^a. 2000. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. McGraw-Hill. Colombia. 776 p.
- Crites R., Tchobanoglous G^b. 2000. Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. McGraw-Hill. Colombia. 1043 p.

- Delgadillo O, Camacho A, Pérez L F, Andrade M. 2010. Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Bolivia. 105 p.
- Editorial. 2005. Constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25: 475-477.
- Gikas G D, Tsihrintzis V A. 2012. A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. *Ecological Engineering*. 44: 337-343
- Jia W, Zhang J, Wu J, Xie H, Zhang B. 2010. Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment. *Desalination*. 262: 202-208.
- Kadlec R H. 2009. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering*. 35: 159-174.
- Karathanasis A, D. Potter C, L. Coyne M, S. 2003. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 20: 157-169.
- Katsenovich P, Y. Hummel B, A. Ravinet, J, A. Miller F J. 2009. Performance evaluation of constructed wetlands in a tropical region. *Ecological Engineering*. 35: 1529-1537.
- Llagas W.A., Gómez E.G .2006. Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. *Revista del Instituto de Investigación FIGMMG* 15 (17): 85-96.
- López O G, Torres B C A, Bautista M R G, Hernández B J R, Gutiérrez V J J, De la Cruz L E, Ferrer S M I. 2014. Diseño de sistemas experimentales de humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial. *Compilación de investigaciones científicas*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Maddison M, Mairing T, Remm K, Lesta M, Mander U. 2009. Dynamics of *Typha latifolia* L. populations in treatment wetlands in Estonia. *Ecological engineering* 35: 258-264.
- Manahan S. 2007. *Introducción a la química ambiental*. Ed Reverté. España. p 246-247.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Omega. Barcelona. 1010 p.

Morari F. Giardini L. 2009. Municipal wastewater treatment with vertical flow constructed wetlands for irrigation reuse. *Ecological Engineering* 35: 643-653.

NMX-AA-004-SCFI-2000 Análisis de agua. Determinación de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario oficial de la Federación. 13 de diciembre de 1989.

NMX-AA-007-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario oficial de la Federación. 23 de Julio de 1980.

NMX-AA-008-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 25 de Marzo de 1980.

NMX-AA-026-SCFI-2010. Análisis de agua. Determinación de nitrógeno total kjedahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 03 de Marzo de 2011.

NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 06 de Julio de 1981.

NMX-AA-029-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 21 de Octubre de 1981.

NMX-AA-030-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 17 de Abril de 2001.

NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 03 de Julio de 1981.

NMX-AA-038-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 07 de Abril de 1982.

- NMX-AA-042-SCFI-1987. Calidad del agua. Determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario oficial de la Federación. 22 de Junio de 1987
- NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario oficial de la Federación. 13 de Agosto de 2001
- NMX-AA-079-SCFI-2001. Análisis de aguas. Determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario oficial de la Federación. 13 de Agosto de 2001
- NMX-AA-093-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de la conductividad electrolítica Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 14 de Diciembre de 1984.
- NMX-AA-099-SCFI-2006 Análisis de agua. Determinación de nitrógeno de nitritos en aguas naturales y residuales. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario oficial de la Federación. 21 de Agosto de 2001
- NMX-AA-113-SCFI-1999. Análisis de agua. Determinación de huevos de helminto. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario oficial de la Federación. 05 de Agosto de 1999.
- NOM-001-SEMARNAT-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. 23 de Abril de 2003.
- Pilon E. 2005. Phytoremediation. Annual Reviews. U.S.A. 56: 15-39.
- Rodríguez J. Duran C. (2006). Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco. *Tecnol. Ciencia*. 21: 25-33.
- Romero M, Colín A, Sánchez E, Ortiz M. 2009. Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: Evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 25 (3): 157-167.

- Romero R J A. 2004. Tratamiento de aguas residuales “Teoría y principios de diseño”.3a Edición. Escuela Colombiana de Ingeniería. 1248 p.
- Rousseau L P D, Lesage E, Story A, Vanrolleghem A P, De Pauw N. 2008. Constructed wetlands for water reclamation. Desalination. 218: 181-189.
- Salgado G S, Palma L D J, Castelán E M, Lagunes E L C, Ortiz L H. 2013. Manual para el muestreo de suelos, plantas y aguas e interpretación de análisis para la producción sostenible de alimentos. Colegio de Postgraduados-Campus Tabasco. 101 p.
- Sistema de agua potable y alcantarillado del estado de Tabasco (SAPAET). 2010. Inventario de las plantas de tratamientos de aguas residuales. Reporte técnico.
- Solano M L, Soriano P, Ciria M P.2004. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. Biosystems Engineering 87 (1): 109-118
- SSA (1994) Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Secretaria de Salud. Diario oficial de la Federación. 22 de Noviembre de 2000.
- Stottmeister U, Wiebner A, Kusch P, Kappelmeyer U, Kastner M, Bederski O, R A Muller, Moormann H. 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. Biotechnology Advances 22: 93-117.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2000. Design Manual: Constructed wetlands treatment of municipal wastewater. 165 p.
- Universidad Juárez Autónoma de Tabasco www.ujat.mx.
- Verhoeven T A J, Meuleman F M A. 1999. Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. Ecological Engineering 12: 5-12.
- Vymazal J. 2005. Constructed wetlands for wastewater treatment. Ecological Engineering 25: 475–477.
- Vymazal J. 2013. Emergent plants used in free water Surface constructed wetlands: A review. Ecological Engineering. 61: 582-592
- Wetzel G. R (2001). Limnología. Omega. Barcelona. pp. 378-390.

Xiao B Z, Peng L, Yue S Y, Wen R C.2007. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes. *Journal of Enviromental Sciences*. 19: 902-909.

ANEXO I. MEMORIA DE CÁLCULO

Datos del proyecto

Parámetros	Valor	Unidad
Población Proyecto (P_p)=	17.0	hab
Dotación (D_{ot})=	60	l/hab/día
Aportación= 0.8 Dot=	48.00	l/hab/día
Carga Orgánica Unitaria (COU)=	40.0	gr/hab/día
No. Módulos=	4.0	
Coficiente de Seguridad (Cs)=	1.5	
Coficiente de Harmon (M)=	4.39	

$$M = 1 + \frac{14}{4 + \sqrt{\frac{P_p}{1,000}}}$$

Datos meteorológicos

Parámetros	Mes cálido (junio)		Mes más frío (diciembre)	
Temperatura Media Mensual	29.6	°C	24.3	°C
Precipitación Media Mensual	227.4	mm / mes	162.0	mm / mes
Evaporación Media Mensual	5.0	mm / mes	2.0	mm / mes
Infiltración	5	mm / día	5	mm / día

Gastos de diseño

Caudal	Cálculo	Gasto total de proceso		Gasto por módulo	
		l / seg	m ³ /día	l / seg	m ³ /día
$Q_{med} =$	$(A_p * P_p) / 86,400 =$	0.01	0.82	0.002	0.20
$Q_{min} =$	$0.5 Q_{med}$	0.00	0.41	0.001	0.10
$Q_{máx. inst} =$	$Q_{med} * M$	0.04	3.58	0.010	0.90
$Q_{máx. ext} =$	$Q_{máx. inst} * 1.5$	0.06	5.37	0.016	1.34

Dimensionamiento preliminar de unidades de tratamiento (Q módulo)

$t_{r1} =$	7.5	d
$h_1 =$	0.50	m
$V_{TQ1} = V_d * t_{r1}$	1.53	m ³
$A_{TQ1} = V_{TQ1} / h_1$	3.06	m ²

$t_{r2} =$	7.5	d
$h_2 =$	0.50	m
$V_{TQ2} = V_d * t_{r2}$	1.53	m ³
$A_{TQ2} = V_{TQ2} / h_2$	3.06	m ²

TQ3: PULIMENTO

$t_{r1} =$	7.0	d
$h_1 =$	0.5	m
$V_{TQ1} = V_d * t_{r1}$	1.43	m ³
$A_{TQ1} = V_{TQ1} / h_1$	2.86	m ²

	Area (ha)	
TQ1 =	0.00031	0.00041
TQ2 =	0.00031	
TQ3 =	0.00029	
Total:	0.00090	

$$A_T = 1.2 (A_{TQ1} + A_{TQ2} + A_{TQ3}) \quad 10.8 \quad m^2 \quad \text{ó} \quad 0.0011 \quad Ha$$

Dimensionamiento preliminar de tubería de interconexión

V=	0.6 m/s	Q=AV
A=	9.4E-06 m ²	
∅=	3.5E-03 m=	0.14 in

Criterios de diseño de Humedales Artificiales

Humedal	Tirante (m)	Tr (días)	S (%)	n	K
HAFL	0.1 - 0.45	6 a 14	0-0.5		0.40-0.65
HAFS	0.45 - 1.0	14	0-0.5	0.3-0.75	0.25-0.40
HAE	0.6-1.2	7 a 14			0.20-0.25

Fuente: Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2007. Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento: Paquetes tecnológicos para el tratamiento de excretas y aguas residuales en comunidades rurales. 188 p.

Parámetros de entrada al sistema de tratamiento

Concentración de entrada al sistema			Conc. por modulo	
COT=	0.68	kg/día	0.17	kg/día
F _{VOL} =	0.82	m ³ /día	0.20	m ³ /día
C _{DBO} =	833	mg/l	833	mg/l

Eficiencia requerida del sistema		
NOM-001-SEMARNAT-1996		
C LMP DBO=	30	mg/l
C LMP SST=	50	mg/l
ER DBO=	96.4	%

Parámetros de entrada		
T _{amb}	32	°C
T _{agua}	28	°C
C DBO	833	mg/l
CSST	1250	mg/l
C SSSED	60	ml/l

Media

Parámetros	g/hab/día	g/hab/día	M (kg/día)	C (mg/l)
DBO ₅	40 a 120	40.0	0.680	833
DQO	110 a 295	110.0	1.870	2292
SST	60 a 150	60.0	1.020	1250
NH ₃	5 a 12	5.0	0.085	104
N org N	4 a 10	4.0	0.068	83
NTK	9 a 21.7	9.0	0.153	188
P _{ORG COMO P}	0.9 a 1.8	0.9	0.015	19
P _{INORG COMO P}	1.8 a 2.7	1.8	0.031	38
P _{TOTAL COMO P}	2.7 a 4.5	2.7	0.046	56
GyA	10 a 40	10.0	0.170	208

Datos generales del proyecto

Humedal Artificial de Flujo Libre		
Criterio de Diseño		
Parámetro	Valor	Unidad
Q med =	0.20	m ³ /día
Q mín =	0.10	m ³ /día
Q máx. inst =	0.90	m ³ /día
COU=	40.00	gr/hab/día
Fme=	0.17	kg/día
K ₁ =	0.45	d ⁻¹
trh=	7.78	días
Ce=	833.33	mg/l
Cs=	60.41	mg/l
ER DBO=	92.75	%

Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial		
Criterio de Diseño		
Parámetro	Valor	Unidad
Q med =	0.20	m ³ /día
Q mín =	0.10	m ³ /día
Q máx. inst =	0.90	m ³ /día
COU=	40.00	gr/hab/día
Fme=	0.17	kg/día
K ₁ =	0.25	d ⁻¹
trh=	5.83	días
Ce=	833.33	mg/l
Cs=	193.93	mg/l
ER DBO=	76.73	%

Tasas de reacción para la remoción de constituyentes en humedales artificiales

Coefficiente de remoción en base al volumen. Reed et al., 1995,

El principio supone a un unico constituyente que es la DBO.

$$r_{\text{DBO}} = -k \text{ DBO}$$

r_{DBO} = Tasa de remoción de DBO por unidad de tiempo por volumen (ML⁻³T⁻¹)

k = Coeficiente de la velocidad para la remoción de DBO, (T⁻¹)

DBO = Concentración de DBO carbonácea, ML⁻³

	HAFL	HAFS	HAE	Unidad
k =	0.45	0.25	0.2	
Ce DBO =	833	833	833	mg/l
Cs DBO(TC) =	25.2	119.3	176.0	mg/l
Cs DBO(TSC) =	60.4	193.9	259.6	mg/l
$\eta_{(TC)}$ =	97.0	85.7	78.9	%
$\eta_{(TSC)}$ =	92.8	76.7	68.8	%

Tren	Ce	Cr	Cs	ER DBO
HAFL	833	773	60	92.8
HAFS	60	46	14	76.7
HAPF	14	10	4	68.8

ETR 99.5

Coeficiente de remoción en base al área. Kadlec y knight 1996

$$r_{\text{DBO}} = -k(A/V) \text{DBO} = -(k_A/H)(\text{DBO})$$

r_{DBO} =	tasa de remoción de DBO por unidad de tiempo por volumen ($\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$)	
k_A =	coeficiente de la velocidad para la remoción de DBO, (LT^{-1})	
DBO=	concentración de DBO carbonácea, mg/l	
A=	Area de la superficie, m^2	
V=	Volumen, m^3	
H=	Profundidad, m	
	Flujo Libre	Flujo Subsuperficial
k_A =	0.65	0.4
DBO=	833 mg/l	
A=	3 m^2	
V=	1.2 m^3	
H=	0.52 m	
$C_{\text{DBO(TC)}}$ =	0.0019 mg/l	0.28 mg/l
$C_{\text{DBO(TSC)}}$ =	0.5543 mg/l	9.24 mg/l
$\eta_{\text{(TC)}}$ =	100.00 %	99.97 %
$\eta_{\text{(TSC)}}$ =	99.93 %	98.89 %

Tiempo de retención teórico en un humedal artificial

$$\text{trh} = V/Q = ndA/Q$$

Area prop	32.93 pie ²	
n = Porosidad del medio (0.35-0.75)	0.75	
a = ancho	4.1 pie =	1.2 m
b = largo	8.1 pie =	2.5 m
Ti = tirante o profundidad	1.7 pie =	0.52 m
Q = Gasto ($\text{m}^3/\text{día}$)	7.20 pie ³ /día =	0.20 $\text{m}^3/\text{día}$
	<i>n real</i>	Con hid
Tiempo r h=	5.8 días	7.8 días
Volumen =	1.2 m^3	1.6 m^3
Area	2.29 m^2	3.06 m^2
Factor que indica el excedente de correcció	1.33	b= 3.3 m
		Con F. C.
		10.4 días
		2 m^3
		4.08 m^2

Determinación del efluente teórico de DBO en un flujo pistón (ideal)

$$\text{DBO}_{\text{eff}} = \text{DBO}_{\text{efl}} e^{-kt}$$

DBO_{inf} =	833 mg/l	
k =	0.45 d^{-1}	
t =	5.8 días	
DBO_{eff} =	60.41 mg/l	η proceso = 92.8 % R DBO

Ajuste a n reactores de mezcla completa con volúmenes iguales en serie

$$C_n = \frac{C_o}{(1 + kV/nQ)^n}$$

Cn= Conc. De DBO en reactor n de la serie (mg/l)	41.17
Co= Conc. Del Influyente (mg/l)	833.33
K = Cte global de tasa de remoción de DBO = 1.2 d ⁻¹	1.20
V= Volumen total del Humedal	1.19
n = Numero de reactores	2.00
Q = Gasto medio (m ³ /día)	0.20

Calculo de la tasa aparente de remoción

$$K_{aparente} = \frac{\ln(DBO_{eff}/DBO_{efl})}{t} = K$$

0.52 d⁻¹

Modelado de la remoción de DBO

$$k = K_{global}/(1+rt)^n$$

	Diseño	
k= Cte de la TR en el tiempo (d ⁻¹)		0.24
k _{global} = Cte inicial TRG en el tiempo (d ⁻¹)		0.52
r= Coeficiente de retardo, (d ⁻¹)	0.1 - 0.4	0.2
t = tiempo (dist/vel)		5.8
n = exponente relacionado con el constituyente removido	0.0 - 1.0	1
L= longitud		
V = velocidad		

Modelado de la remoción de SST

$$SST_n = \frac{C_o}{(1 + (k_o/1+rt \times V/nQ))^n} = \frac{C_o}{(1 + (0.25 k_o t/1+rt))^n}$$

SSTn= Conc. De SST en reactor n de la serie (mg/l)	173.7	173.7	Con retardo
SSTo= Conc. Del Influyente (mg/l)	1250		
K _o = Cte global de tasa de remoción de SST sin retardo =	1.25		
V= Volumen total del Humedal	1.19		
n = Numero de reactores	2.00		
Q = Gasto medio (m ³ /día)	0.20		
r= Coeficiente de retardo, (d ⁻¹)	0.20		
t = tiempo de retencion	5.83		
SSTn sin retardo	156.9	mg/l	
η _{SST} =		86.1 %	

Impacto de los tiempos de retención sobre las tasas de remoción

$$\ln(C_s/C_0)/t=K$$

Condiciones expe. con un TRH= 0.8 d

Cs= 29 mg/l

Co= 1250.00 mg/l

t= 0.8 d

K= 4.70 d⁻¹

Condiciones expe. con un TRH=6.4 d

Cs= 12

Co= 1250.00 mg/l

t= 6.4 d

K= 0.73 d⁻¹

Efecto de la temperatura en los humedales artificiales

$$k_2 = k_1 \theta^{(T_2 - T_1)}$$

Condiciones expe. con un TRH= 0.8 d

$\theta = 1.06$

T1= 10 °C

T2= 26 °C

K₁= 4.70 d⁻¹

K₂= 11.95 d⁻¹

Nuevo t= 0.3 d

Condiciones expe. con un TRH=6.4 d

$\theta = 1.06$

T1= 10 °C

T2= 26 °C

K₁= 0.73 d⁻¹

K₂= 1.84 d⁻¹

Nuevo t= 2.5 d

HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO LIBRE

DBO máxima residual en el efluente de HAFL

DBO inf=	833.33 mg/l	$DBO_{RARA} = DBO_{EHA} - DBO_{DV}$
DBO dv=	5 mg/l	
DBO eha=	25 mg/l	
DBO rara=	20 mg/l	

Tasa de remoción global de DBO

Condiciones expe. con un TRH= 0.8 d		Considerado n=1
θ =	1.03	T= 4.8838041
T1=	20 °C	
T2=	34 °C	
K_1 =	0.45 d ⁻¹	
K_2 =	0.68 d ⁻¹	$k_2 = k_1 \theta^{(T_2 - T_1)}$

Determinación del tiempo de retención para la DBO

Se considera el efecto de dispersión axial y el efecto de las temperaturas

$T = V / Q$	1.875 días	$t = \left[\frac{1}{(C_n / C_o)^{1/n}} - 1 \right] \times n / k_o$
η =	0.75	
tn=	1.40625	
FCC=	1.33	

t = Tiempo de retención para la remoción de la DBO, d	12.5
V= Volumento total del humedal (m ³)	1.5
Q= Gasto medio (m ³ /d)	0.8
Cn= Conc de DBO en el efluente del reactor n de la serie (mg/l)	30
Co= Conc en el influente (mg/l)	833
n= Numero de reactores de mezcla completa en serie	2
k _o = Cte GTR de DBO, corregida para la temperatura, (d ⁻¹)	0.681

Tasa de la carga orgánica

Limite máximo permisible= 110 kg/had

tco= tasa de carga orgánica (lb/ac d)

C= Conc en el influente (mg/l)

η = porosidad con respecto al no. De plantas (0.65 - 0.75)

F2= 3,07ac ft /Mgal

F1= 8.34 lb /(Mgal*(mg/l))

dw= profundidad del flujo (ft)

C=	0.03	kg/m ³
mc=	0.02448	kg/día
Area=	0.000	ha
tco=	262	kg/had

0.932688 m²

8
30.00
0.75
3.07
8.34
1.64

9.0 kg/had

$$tco = \frac{C d_w \eta F_1}{t/F_2}$$

Área neta del humedal para remoción de DBO

$$A = Qt/d_w \eta$$

$$w = \left(\frac{A}{R_A} \right)^{1/2}$$

Area= 0.002730 ha

27.3 m²

No. Módulos= 4

w= ancho del humedal de flujo libre

L= largo del canal

RA= relación largo ancho

Total	Unidad	Módulo	Unidad
4	m	0.9	m
7	m	2	m
2			

Tasa de carga para la remoción de SST

$$Cs = Co[0.1139 + 8.4 \times 10^{-4} (L_w)]$$

Cs= 146 mg/l

Co= 1250 mg/l

Cte 1= 0.1139

Cte 2= 0.00084

Lw= 3 in/día

Tasa de carga hidráulica del agua residual (1-3 in)

Tiempo de retención para la remoción de nitrógeno

$$\ln(N_{inf}/N_{eff})/-k_N = t$$

Ninf= Conc. De NT en el influente (mg/l)

188

Neff= Conc. De NT en el efluente (mg/l)

5

Kn= Cte de remoción de nitrógeno 20°C d⁻¹

-0.2187

Tiempo de retención para la remoción de N, días =

16.57

Calculo del área neta del humedal para remover nitrógeno

$$A = QF/L_w \qquad n = a / d_w^{1/2}$$

A= Área neta del humedal para remover nitrógeno (ha)	0.0011	m ²
Q= Gasto promedio (m ³ /día)	0.82	10.71
F= Factor de conversión (0.1 ha*mm/m ³)	0.1	
Lw= tasa de carga hidráulica del agua residual (mm/d)	76.2	

Calculo de la velocidad del fluido en la sección del humedal

	$V = Q / d_w W$	$s = [Vn / d_w^{2/3}]^2$	
Q Mod=	0.20 m ³ /día	n= cte de maning=	0.297 s* ft ^{1/3}
dw=	0.5 m	a= factor de resistencia (s ft ^{1/6})	
W Mod=	1 m	a= 0.487	si dw>1.3 ft
Velocidad=	0.00001 m/s	a= 1.949	si dw=1 ft
S=	1.2815E-11	a= 7.795	si dw <1 ft

HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL

Tasa de remoción global de DBO

Condiciones expe. con un TRH= 0.8 d

θ=	1.06		
T1=	20 °C	$k_2 = k_1 \theta^{(T_2 - T_1)}$	
T2=	34 °C		
K ₁ =	0.25 d ⁻¹		
K ₂ =	0.57 d ⁻¹	K aparente	

Determinación del tiempo de retención para la DBO

Se considera el efecto de dispersión axial y el efecto de las temperaturas

T= V/ Q	1.875	días	$t = -\ln(C_n/C_o)/k_o$
η=	0.75		
tn=	1.40625		
FCC=	1.33		

t=Tiempo de retención para la remoción de la DBO, d	5.9
V= Volumento total del humedal (m ³)	2
Q= Gasto medio (m ³ /d)	0.8
C _n = Conc de DBO en el efluente del reactor n de la serie (mg/l)	30
C _o = Conc en el influente (mg/l)	833
n= Numero de reactores de mezcla completa en serie	2
k _o = Cte GTR de DBO, corregida para la temperatura, (d ⁻¹)	0.565

Tasa de la carga orgánica

Limite máximo permisible= 110 kg/had

$$tco = \frac{C d_w \eta F_1}{t/F_2}$$

tco= tasa de carga orgánica (lb/ac d)	253
C= Conc en el influente (mg/l)	833.33
η= porosidad con respecto al no. De plantas (0.3 - 0.5)	0.40
F2= 3,07ac ft /Mgal	3.07
F1= 8.34 lb /(Mgal*(mg/l))	8.34
d _w = profundidad del flujo (ft)	1.64
C= 0.83333333 kg/m ³	
mc= 0.68 kg/día	283.1 kg/had
Area= 0.0 ha	
tco= 7291 kg/had	

Área neta del humedal para remoción de DBO

$$A = Qt/d_w \eta$$

$$w = \left(\frac{A}{R_A} \right)^{1/2}$$

Area=	0.0024	ha=	24 m ²
No. Módulos=	4		

w= ancho del humedal de flujo libre
L= largo del canal
RA= relación largo ancho

Total	Unidad	Módulo	Unidad
3	m	0.9	m
7	m	2	m
2			

Tasa de carga para la remoción de SST

$$C_s = C_o [0.1139 + 8.4 \times 10^{-4} (L_w)]$$

Cs=	144	mg/l	
Co=	1250	mg/l	
Cte 1=	0.1139		
Cte 2=	0.00084		
Lw=	2	in/día	Tasa de carga hidráulica del agua residual (1-3 in)

Tiempo de retención para la remoción de nitrógeno

$$\ln(N_{inf}/N_{efl}) / -k_N = t$$

Ninf= Conc. De NT en el influente (mg/l)	188
Nefl= Conc. De NT en el efluente (mg/l)	5
Kn= Cte de remoción de nitrógeno 20°C d ⁻¹	-0.2187
Tiempo de retención para la remoción de N, días =	16.57

Calculo del área neta del humedal para remover nitrógeno

$$A = QF/L_w$$

A= Área neta del humedal para remover nitrógeno (ha)	0.002	16.1	m2
Q= Gasto promedio (m ³ /día)	0.82		
F= Factor de conversión (0.1 ha*mm/m ³)	0.1		
Lw= tasa de carga hidráulica del agua residual (mm/d)	50.8		

Calculo de la velocidad del fluido en la sección del humedal

$$V = Q / d_w W$$

$$n = a / d_w^{1/2}$$

Q Mod=	0.20 m ³ /día	n= cte de maning=	0.297	s* ft ^{1/3}
dw=	0.5 m	a= factor de resistencia (s ft ^{1/6})		
W Mod=	1 m	a=	0.487	si dw > 1.3 ft
Velocidad=	0.000	m/s	1.949	si dw = 1 ft
			7.795	si dw < 1 ft

$$s = [Vn / d_w^{2/3}]^2$$

La pendiente del canal sera= 1.4582E-11