CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO TECNOLÓGICO EN ELECTROQUÍMICA

DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO LIBRE SUPERFICIAL Y SUBSUPERFICIAL PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA DE LAS LOCALIDADES RIBEREÑAS A LA LAGUNA DE YURIRIA.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE

MAESTRO EN CIENCIAS
EN LA ESPECIALIDAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA

IBQ. MARÍA DE LA LUZ MERINO SOLÍS

SANTIAGO DE QUERÉTARO, QRO., MÉXICO, AGOSTO DEL 2009.

CIENCIA Y TECNOLOGÍA

Director de Posgrado

PICYT – CIDESI

Querétaro

Los abajo firmantes, miembros del Jurado del Examen de Grado de la alumna MARIA DE LA LUZ MERINO SOLIS una vez leída y revisada la Tesis titulada **"DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO LIBRE SUPERFICIAL Y SUBSUPERFICIAL PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA DE LAS LOCALIDAES RIBEREÑAS A LA LAGUNA DE YURÍRIA",** aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por la alumna para aspirar al grado de Maestro en Ciencia y Tecnología en la opción terminal de INGENIERIA AMBIENTAL durante el Examen de Grado correspondiente.

Y para que así conste firmamos la presente a los Veintisiete días del mes de Agosto del año dos mil *nueve*

Dr. Eleazar Escamilla Silva
Presidente

Dr. Juan Gabriel García Maldonado
Secretario

Dr. Adrián Rodríguez García
Vocal

Dr. Roberto Contreras Bustos
Vocal

M. en C. Jesús Cárdenas Mijangos
Vocal

RESUMEN

La Laguna de Yuriria localizada en la parte sur del Estado de Guanajuato sufre un fuerte proceso de envejecimiento conocido como eutrofización originado en parte por las descargas de agua residual provenientes de las localidades rurales situadas en su periferia, por los arrastres de las precipitaciones pluviales producto de la pendiente natural del terreno y por un déficit en el sistema de alcantarillado de la región.

Con la finalidad de proporcionar una solución preventiva para la protección, conservación y aprovechamiento de este cuerpo lacustre se diseñó, construyó y monitoreo mediante una serie de muestreos, realizados durante el periodo de Mayo a Septiembre de 2008, el sistema de tratamiento piloto encargado de depurar el agua residual. Dicho sistema enfocó su funcionamiento en el desempeño de dos tipos de humedales artificiales, el sistema de flujo de agua libre superficial y el sistema de flujo subsuperficial conectados en serie (sistema humedal FLS-FS) empleando la planta nativa de la zona *Typha domigensis*.

Los humedales artificiales, una tecnología de reciente aplicación en nuestro país en relación a países europeos que la emplean desde hace más de cincuenta años, son una alternativa ampliamente recomendada para tratar agua residual doméstica e implementar su uso en pequeñas comunidades. El presente documento describe las etapas que antecedieron al dimensionamiento de las celdas humedales para cada localidad ribereña, desde las pruebas experimentales a nivel laboratorio que plantearon en primera instancia lo que podría ocurrir, hasta el análisis y evaluación del comportamiento observado en planta piloto (construida en la localidad de Loma de Zempoala, Yuriria, Gto.) y que marco la pauta para su posterior diseño a escala real, determinado a partir de un modelo de primer orden con una cinética de remoción encontrada de $0.074d^{-1}$ para la remoción de Nitrógeno Total. Las eficiencias de remoción en el sistema FLS-FS al término de la experiencia fueron de 60.91%, 29.02% y 9% para DBO_5, nitrógeno total y fósforo total respectivamente.

ABSTRACT

The reservoir Yuriria is located in the south of the State of Guanajuato and is suffering from eutrophication which has caused damage to the flora and the fauna in the reservoir. The source of this problem is in part the wastewater discharged by the rural towns situated around the reservoir and the contaminants in the rainfall runoff which also drains to the reservoir without treatment.

With the purpose of providing a preventative solution to protect this lake habitat, it was designed, built and monitored by means of sampling –from May to September 2008- the pilot treatment system using constructed wetlands to treat wastewater and runoff from one of the communities, Loma de Zempoala, Yuriria, Gto. The removal of pollutants was analyzed in two types of constructed wetlands: Free Water Surface (FWS) and Subsurface Flow (SSF) planted with *Typha domingensis*. Both wetlands were connected in series in order to integrate the wetland system FWS-SSF.

The constructed wetlands are widely recommended in order to treat the residual domestic water in small communities. Here, in México, this is a technology of recent application in comparison to European countries that have been using the method for more than fifty years. This paper describes the stages completed to design the treatments plants with appropriate dimensions for the different lakeside towns. The experimentation was first initiated at a laboratory scale which demonstrated what might happen in the future using the methods of analysis and evaluation of the pilot plant. This last element marked the guideline for the subsequent real scale design in which there was found a reaction rate coefficient for total nitrogen removal of $0.074d^{-1}$ evaluating a first order model. The efficiencies of removal in the wetland system FWS-SSF at the end of the experience were 60.91%, 29.02% and 9% for BOD_5, total nitrogen and total phosphorus, respectively.

El siguiente trabajo se realizó en el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C. bajo la asesoría del

M.C. Jesús Cárdenas Mijangos

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la realización de los estudios de posgrado en el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S.C. (CIDETEQ).

Al Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica CONACYT-Gobierno del estado de Guanajuato por el apoyo proporcionado a este proyecto con clave GTO-2006-CO1-23842.

Al equipo de trabajo conformado por el Dr. Adrián Rodríguez García, la IBQ. Leticia Montoya Herrera, el IA. Walter Meyer, el IQ. José Abel Paredes, el I.Q. Jaime Vilchiz Valdez, el IM. Arnulfo Terán López quienes colaboraron de manera continúa o en alguna de las etapas del proyecto; muy especialmente al IA. Walter Meyer (U.S. Peace Corps-CONACyT colaborador en CIDETEQ), al IQ. José Abel Paredes y al Señor Rogelio Mauricio de Jesús cuyo apoyo, disponibilidad e interés fue valioso para el logro de este objetivo.

A la I.Q. Carlota Ruíz Juárez y la I.Q. María de la Luz Dorantes Romo por su colaboración con una parte importante de los análisis fisicoquímicos realizados y a la I.Q. María Guadalupe Almanza Martínez por su aportación en la primera etapa del proyecto.

A María Luisa Sanabria Hernández y Ruth Fabiola Rodríguez Ramírez, con quienes tuve el gusto de trabajar durante el periodo de construcción y monitoreo de la planta piloto, gracias chicas por sus contribuciones y por aligerar el peso de la rutina con su sentido del humor y amistad.

A mis sinodales, el Dr. Eleazar Escamilla Silva, el Dr. Juan Gabriel García Maldonado, el Dr. Adrián Rodríguez García y el Dr. Roberto Contreras Bustos por su colaboración y comprensión; así como por tomarse el tiempo de revisar el presente documento y hacer de este un mejor escrito.

A mi asesor, el M.C. Jesús Cárdenas Mijangos por aceptarme como su estudiante, por sacar adelante el proyecto a pesar de los problemas que se fueron presentando y por brindarme la oportunidad de aprender acerca de un tema que me encanta.

DEDICATORIAS

“Si Dios esta conmigo, quien contra mi.”
Romanos 8:31
Gracias Señor por no soltarme y
permitirme cerrar este ciclo.

A la hermosa Familia con la que tengo la dicha de compartir este sueño que llamamos vida; Papá, Mamá, Pily y Lulú gracias por estar siempre a mi lado con ese apoyo y amor incondicional. Este logro es tan mío como suyo.

A mis amigas y amigos que tuve la fortuna de conocer durante mi estancia en Querétaro, mi familia cuando estuve lejos de casa. Gracias por dejarme ser parte de sus vidas y convertirse en una parte importante de la mía. Ely, Btty, Tere, Mingo, Fabi, Luisa, Verito, Servando, Yamilet, Aurelio, Nancy y Lauren siempre atesoraré las risas y lagrimas que compartimos.

A mis amigas y amigos de toda la vida, que a pesar de la distancia no dejan de darme ánimos y de creer en mí, a Ana, Mily, Brenda, Oscar, Mony, Carmen, Erick, Soco, Juan Pablo, Ana Laura, Karen y Vicky.

ÍNDICE DE CONTENIDO

INDICE DE TABLAS iv

INDICE DE FIGURAS vii

LISTA DE ABREVIATURAS x

1. INTRODUCCIÓN 1

1.1 Antecedentes 2

1.2 Justificación 9

1.3 Definición del tema 10

1.4 Hipótesis de investigación 12

1.5 Objetivos 12

1.5.1 Objetivo general 12

1.5.2 Objetivos específicos 12

1.6 Resultado e impacto esperado 13

1.7 Bibliografía 14

2. ANÁLISIS DE FUNDAMENTOS 15

2.1 Humedales Artificiales 16

2.2 Mecanismos para la remoción de materia orgánica y nutrientes 21

2.2.1 Remoción de sólidos suspendidos 21

2.2.2 Remoción de materia orgánica 23

2.2.3 Remoción de nitrógeno 25

2.2.3.1 Volatilización del amoníaco 25

2.2.3.2 Hidrólisis 26

2.2.3.3 Nitrificación 26

2.2.3.4 Desnitrificación 27

2.2.3.5 Fijación del nitrógeno 28

2.2.3.6 Asimilación de las plantas 28

2.2.3.7 Adsorción del amoniaco 28

2.2.3.8 Transformaciones del nitrógeno en el humedal FLS 29

2.2.3.9 Transformaciones del nitrógeno en el humedal FS 29

2.2.4 Remoción de fósforo 31
2.3 Modelos cinéticos de remoción par el diseño de sistemas humedales 33
2.4 Bibliografía 39
3. PROCEDIMIENTO 42
3.1 Consideraciones de diseño 43
3.1.1 Selección de la planta acuática emergente para el tratamiento 45
3.1.2 Selección del tren de tratamiento propuesto 46
3.1.3 Pruebas experimentales a nivel laboratorio 49
3.1.4 Evaluación de desempeño de las pruebas experimentales 51
3.1.4.1 Comportamiento del sistema y eficiencias obtenidas 51
3.1.4.2 Constantes y modelos de remoción 52
3.1.5 Estimación del área superficial para la construcción de las celdas humedales 56
3.2. Construcción de la planta piloto 60
3.2.1 Criba desarenadora 61
3.2.2 Sedimentador primario 62
3.2.3 Filtro percolador 62
3.2.4 Celdas de lodos 64
3.2.5 Humedales artificiales 64
3.2.5.1 Celda humedal FLS 65
3.2.5.2 Celda humedal FS 70
3.3 Operación inicial del sistema 73
3.4 Monitoreo 74
3.4.1 Muestreo 74
3.4.2 Análisis biológicos y fisicoquímicos 81
3.4.3 Operación y mantenimiento 82
3.5 Bibliografía 84
4. DISCUSIÓN DE RESULTADOS 86
4.1 Evaluación de desempeño y eficiencia del tratamiento 87
4.1.1 Comportamiento en la remoción de SST, DBO_5 y DQO 87
4.1.2 Comportamiento en la remoción de nitrógeno 91

4.1.3 Comportamiento en la remoción de fósforo 99
4.2 Obtención de la constante de remoción y comparación de modelos 102
4.3 Dimensionamiento 107
4.4 Bibliografía
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 113
5.1 Conclusiones 114
5.2 Recomendaciones 116
6. ANEXOS 118
Anexo 1. Tablas de resultados generales 119

ÍNDICE DE TABLAS

1.1 Tabla 1.1 Valores resultado de las determinaciones aplicadas a las localidades ribereñas Loma de Zempoala y Rancho Viejo de Torres mostrados en conjunto con los parámetros de la NOM-001-SEMARNAT-1996. 7

3.1 Características de la planta piloto seleccionada, *Typha domingensis.* 45

3.2 Resultados de las pruebas de tratabilidad, humedal FLS. 51

3.3 Resultados de las pruebas de tratabilidad, humedal FS. 52

3.4 Valores de las constantes para la remoción de DBO_5 y Nitrógeno obtenidos durante las pruebas experimentales a nivel laboratorio. 55

3.5 Valores de las constantes para la remoción de Fósforo obtenidos durante las pruebas experimentales a nivel laboratorio. 55

3.6 Valores de las constantes para la remoción de DBO_5 y Nitrógeno encontradas mediante la estimación del área superficial, Reed *et al* (1995). 59

3.7 Valores de las constantes para la remoción de Fósforo encontradas mediante la estimación del área superficial, Reed et al *(1995)*. 59

3.8 Resultados de la estimación del área preliminar para los humedales FLS y FS en la remoción de DBO_5, nitrógeno y fósforo. 59

3.9 Calendario de muestreo. 77

3.10 Preservación de muestras de aguas residuales. 78

4.1 Eficiencia global de DQO, DBO_5 y SST a partir de los valores promedio del tren de tratamiento. 87

4.2 Eficiencias de remoción para DQO, DBO_5 y SST evaluadas en cada proceso del tren de tratamiento. 88

4.3 Eficiencia de DQO, DBO_5 y SST del sistema FLS-SSF a partir de los valores de concentración promedio (mg/l). 89

4.4 Eficiencia del Norgánico, NA, NTK, NTI y NT (mg/l) a partir de los valores promedio encontrados en el sistema de tratamiento. 92

4.5 Eficiencia del Norgánico, NTK, NTI y NT (mg/l) a partir de los valores promedio para el sistema FLS-SF. 94

4.6 Evaluación de NO_3 y NO_2 (mg/l) en relación con el pH y temperatura (^{0}C) promedio para el sistema humedal FLS-SF. 96
4.7 Concentraciones promedio de fósforo total (mg/l) en cada punto de muestreo. 99
4.8 Comparación de las constantes obtenidas. 105
4.9 Gastos de diseño y requerimiento de área para la construcción del sistema humedal FLS-FS en las comunidades ribereñas a la Laguna de Yuriria. 110
6.1 Concentraciones de SST (mg/l) encontradas en el tratamiento de ambos humedales monitoreados durante 21 semanas. 119
6.2 Concentraciones de SST (mg/l) encontradas en los puntos de muestreo restantes de la planta piloto, monitoreados durante 21 semanas. 120
6.3 Concentraciones de DBO_5 (mg/l) encontradas en el tratamiento de ambos humedales monitoreados durante 21 semanas. 120
6.4 Concentraciones de DBO_5 (mg/l) encontradas en los puntos de muestreo restantes de la planta piloto, monitoreados durante 21 semanas. 120
6.5 Concentraciones de DQO (mg/l) encontradas en el tratamiento de ambos humedales FLS-FS monitoreados durante 21 semanas 121
6.6 Concentraciones de DQO (mg/l) encontradas en los puntos de muestreo restantes de la planta piloto, monitoreados durante 21 semanas. 121
6.7 Concentraciones de nitrógeno (mg/l) en sus diferentes formas durante 21 semanas de monitoreo para el punto de muestreo 1. 122
6.8 Concentraciones de nitrógeno (mg/l) en sus diferentes formas durante 21 semanas de monitoreo para el punto de muestreo 2. 123
6.9 Concentraciones de nitrógeno (mg/l) en sus diferentes formas durante 21 semanas de monitoreo para el punto de muestreo 3. 123
6.10 Concentraciones de nitrógeno (mg/l) en sus diferentes formas

durante 21 semanas de monitoreo para el punto de muestreo 3A. 124
6.11 Concentraciones de nitrógeno (mg/l) en sus diferentes formas durante 21 semanas de monitoreo para el punto de muestreo 3B. 125
6.12 Concentraciones de nitrógeno (mg/l) en sus diferentes formas durante 21 semanas de monitoreo para el punto de muestreo 4. 125
6.13 Concentraciones de nitrógeno (mg/l) en sus diferentes formas durante 21 semanas de monitoreo para el punto de muestreo 4A. 126
6.14 Concentraciones de nitrógeno (mg/l) en sus diferentes formas durante 21 semanas de monitoreo para el punto de muestreo 4B. 126
6.15 Concentraciones de nitrógeno (mg/l) en sus diferentes formas durante 21 semanas de monitoreo para el punto de muestreo 5. 127
6.16 Concentraciones de fósforo total (mg/l) encontradas en el tratamiento de ambos humedales monitoreados durante 21 semanas. 128
6.17 Concentraciones de fósforo total (mg/l) encontradas en los puntos de muestreo restantes de la planta piloto, monitoreados durante 21 semanas. 128

ÍNDICE DE FIGURAS

1.1 Ubicación del Municipio de Yuriria, GTO. 2

1.2 Mapa de la Laguna de Yuriria con la localización de las localidades ribereñas. 6

2.1 Clasificación básica de los humedales artificiales. 17

2.2 Esquema general de un humedal FLS. 18

2.3 Esquema general de un humedal FS. 20

2.4 Principales procesos ecológicos en humedales FLS. 22

2.5 Principales procesos ecológicos en humedales FS. 25

2.6 Ciclo del nitrógeno en humedales FLS. 29

3.1 *Typha domingensis* 45

3.2 Eficiencias del proceso de tratamiento reactor filtro percolador con humedal artificial tipo sistema de agua libre superficial/sistema de flujo subsuperficial (FLS/FS). 48

3.3 Diagrama de las pruebas experimentales. (a) Celda de prueba FLS, (b) Celda de prueba FS, (c) configuración de las celdas de prueba y ubicación de las plantas. 50

3.4 Comportamiento en la remoción de DBO_5, para las pruebas experimentales a nivel laboratorio en el humedal FLS y FS. 54

3.5 Comportamiento en la remoción de nitrógeno (NTK), para las pruebas experimentales a nivel laboratorio en el humedal FLS y FS. 54

3.6 Comportamiento en la remoción de fósforo total, para las pruebas experimentales a nivel laboratorio en el humedal FLS y FS. 55

3.7 Vista isométrica de la planta piloto. 61

3.8 Criba desarenadora. (a) Vista lateral con sus correspondientes dimensiones en metros, (b) Fotografía del equipo una vez construido. 61

3.9 Sedimentador primario. (a) Vista lateral con sus correspondientes dimensiones en metros, (b) Fotografía en planta piloto 62

3.10 Vista lateral del filtro percolador con sus correspondientes dimensiones en metros. 63
3.11 Fotografía del filtro percolador operando en planta piloto. 63
3.12 Celdas de lodos. (a) Vista lateral con sus correspondientes dimensiones en metros, (b) Fotografía de las celdas de lodos construidas en la planta piloto. 64
3.13 Humedales artificiales. (a) Vista lateral, (b) Vista de planta, (c) Fotografía de la celda humedal FS impermeabilizada. 65
3.14 Sitios de recolección. (a) Sitio ubicado en los alrededores de la planta piloto, (b) Sitio ubicado en la comunidad de La Angostura. 66
3.15 Labor de recolección en el sitio seleccionado 67
3.16 Traslado de plantas. (a) Primeras plantas obtenidas en las cercanías a la planta piloto, (b) plantas obtenidas en La Angostura. 68
3.17 Proceso de siembra de *Typha domingensis* en humedal FLS. (a) Capa de tierra orgánica sobre la geomembrana de polietileno, (b) siembra de plantas punto por punto, (c) siembra de las plantas por hilera. 68
3.18 Distribución de la *Typha domingensis* en el humedal FLS. 69
3.19 Avance y termino del sembrado, humedal FLS. 70
3.20 Proceso de siembra de *typha domingensis* en humedal FS. (a) Acomodo de las plantas a la distancia establecida, (b) adición de los 20cm de grava, (c) verificación del correcto ajuste de las plantas al suelo. 71
3.21 Distribución de la *Typha domingensis* en el humedal FS. 72
3.22 Avance y termino del sembrado, humedal FS. 72
3.23 Puntos de muestreo en el tren de tratamiento. 74
3.24 Estaciones de muestreo. (a) Humedal FLS, (b) Humedal FS 75
3.25 Puntos de muestreo en ambos humedales artificiales con su correspondiente tiempo de residencia. 76
3.26 Material utilizado durante la toma de muestra. 79

3.27 Toma de muestra. (a) Cárcamo de entrada, (b) Sedimentador primario, (c) Humedal FLS, (d) Humedal FS, (e) Efluente. 80
3.28 Preparación de la muestra. 81
3.29 Muestras preparadas y listas para trasladarse. 81
3.30 Mantenimiento de la planta piloto. (a) Remoción de maleza con una bordeadora de césped, (b) Arreglo de bomba, (c) Limpieza de criba desarenadora. 83
4.1 Comportamiento del tren de tratamiento en la remoción de DQO, DBO_5 y SST. 88
4.2 Comportamiento del sistema humedal FLS-FS en la remoción de DQO, DBO_5 y SST. 89
4.3 Comportamiento observado en la remoción de NT, NTI, NOrgánico, NTK y NA en los puntos de muestreo colocados a lo largo de la planta piloto. 93
4.4 Comportamiento observado en la remoción de NT, NTI, NOrgánico, NTK y NA en el sistema humedal FLS-FS. 95
4.5 Comportamiento observado en la concentración promedio de NO_3 y NO_2 con respecto al tiempo de residencia en el sistema humedal FLS-FS. 96
4.6 Comportamiento observado en la remoción de NTK durante el periodo de muestreo. 98
4.7 Comportamiento en la remoción de fósforo total en los cinco puntos monitoreados de la planta piloto. 100
4.8 Comportamiento en la remoción de fósforo total en el sistema humedal FLS-FS. 101
4.9 Evaluación y comparación de los modelos K_{1v}, K_1 y K-C* en la remoción de DBO_5. 103
4.10 Evaluación y comparación de los modelos K_{1v}, K_1 y K-C* en la remoción de NT. 104
4.11 Evaluación del modelo K-C* en la remoción de fósforo total. 105

LISTA DE ABREVIATURAS

a	Factor de resistencia
As	Área superficial del humedal
B	Coeficiente de conversión
C*	Concentración residual
C	Centígrados
C/N	Carbono/Nitrógeno
Ce	Concentración de contaminante en el efluente
Co	Concentración de contaminante en el influente
CO_2	Dióxido de carbono
D	Día
DBO_5	Demanda Bioquímica de Oxígeno determinada en 5 días
DQO	Demanda Química de Oxígeno
FLS	Flujo Libre Superficial
FS	Flujo Subsuperficial
H_2SO_4	Ácido sulfúrico
HDPE	Polietileno de alta densidad
HLR	Carga hidráulica
HNO_3	Ácido nítrico
K_1	Constante de primer orden en relación al área
K_{20}	Coeficiente de reacción a 20^0C
Km	Kilómetros
K_{NH}	Constante de nitrificación
K_s	Conductividad hidráulica
K_T	Coeficiente de reacción a una temperatura dada
K_{V1}	Constante volumétrica de primer orden
l	Litros
L	Longitud de la celda humedal
L:A	Largo/Ancho
m	Metros

mg/l	Miligramos por litro
N	Porosidad o fracción vacía.
N_2	Dinitrógeno o nitrógeno diatómico gaseoso
N_2O	Óxido nitroso
NO_2	Óxido nítrico
NA	Nitrógeno amoniacal
NH_3	Amoniaco
NH_4	Amonio
NMP	Número Mas Probable
NO_2	Nitrito
$N0_3$	Nitrato
NOrgánico	Nitrógeno Orgánico
NT	Nitrógeno Total
NTI	Nitrógeno Total Inorgánico
NTK	Nitrógeno Total Kjendahl
O_2	Oxígeno
p	Pendiente
PVC	Policloruro de vinilo
Q	Flujo volumétrico o caudal medio
r_z	Porcentaje ocupado por la raiz
s	Segundos
Sed	Sedimentador
SST	Sólidos Suspendidos Totales
t	Tiempo de residencia hidráulico
T	Temperatura
t_{FLS}	Tiempo de residencia en el humedal FLS
t_{FS}	Tiempo de residencia en el humedal FS
t_T	Tiempo de residencia total
UASB	Reactor anaerobio de flujo ascendente
W	Ancho de la celda humedal
y	Profundidad de agua

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

El estado de Guanajuato se localiza en la región central de la República Mexicana con una superficie de 30,589 Km^2, que equivale al 1.6% del territorio nacional [1]. En la parte sur del estado se encuentra la Laguna de Yuriria (Figura 1.1) situada en la coordenada geográfica central aproximada de 101° 08´ de longitud al oeste del Meridiano de Greenwich y a los 20° 15´ de latitud norte, con una altitud media de 1740 metros sobre el nivel del mar [2].

Figura 1.1 Ubicación del Municipio de Yuriria, Gto [3].

La Laguna de Yuriria, cuyo nombre proviene del purépecha Yuririapundaro que significa lago de sangre, se encuentra primordialmente entre los municipios de Yuriria, Salvatierra y Valle de Santiago dentro del estado de Guanajuato, región que forma parte del Altiplano Mexicano. En su totalidad la cuenca de captación abarca los siguientes municipios: Yuriria, Uriangato, Moroleón, Salvatierra, Valle de Santiago, Jaral del Progreso y Santiago de Maravatío, en el estado de Guanajuato y los municipios de Puruándiro, Villamorelos, Huandacareo, y Cuitzeo en el estado de Michoacán [2]. Siendo Yuriria el municipio más importante en sus inmediaciones con una población aproximada de 60, 000 habitantes [4].

La fisiografía y las características geomorfológicas del territorio de Guanajuato tienen implicaciones directas en el acceso de agua y en el grado de estabilidad de los cauces [1]. La región de Yuriria no es la excepción ya que al formar parte de un territorio montañoso de naturaleza volcánica fue necesario aprovechar la parte más baja de esta región, la cual era inútil para la agricultura, canalizando las aguas del río Lerma dando lugar así a la Laguna de Yuriria. Sin embargo, esta no es la única causa que dió origen a este depósito artificial, en 1548 está área pantanosa fue inundada por disposición de Fray Diego Chávez de la Orden Agustiniana, quien decidió construir un canal proveniente del río Lerma debido a que ocasionaba problemas de salud pública [5].

Actualmente la Laguna es considerada como la primer obra hidráulica post colombina en toda América. Funciona como vaso regulador para la presa Solís, al recibir y racionar una porción del flujo del río Lerma y dirigir corrientes para la irrigación agrícola. Por lo que habitualmente el nivel de inundación de la laguna no sólo depende de las precipitaciones, sino del ingreso de agua del río y de la que se extrae para riego, manteniéndose así fluctuaciones variables [5].

El vaso de agua dulce se extiende desde la orilla de la ciudad de Yuriria en dirección al norte, mide 13.79 Km de longitud por 5.875 Km de amplitud. Por su magnitud la Laguna de Yuriria no solo es uno de los lagos de agua dulce más importantes del estado sino de la República Mexicana, de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua ocupa la cuarta posición dentro de los principales lagos de México, con un área de cuenca de 80 Km^2 y una capacidad de almacenamiento de 188 hm^3 [6].

Por ubicarse en medio de una región semi-árida, la Laguna actúa como un generador y regulador del microclima que provee el espejo de agua, fundamental para esta importante región ecológica y de producción agrícola del país [2].

Asimismo una de las funciones más significativas es el soporte que ofrece a una población de entre 24, 000 y 105, 000 aves acuáticas de diferentes especies en períodos críticos de sus ciclos biológicos, contando con la presencia incluso de especies en peligro de extinción como la mascarita transvolcánica (*Geothylpis speciosa*). Esta es una de las razones por la cual fue declarada Área de Importancia para la Conservación de las Aves No. 56 y Sitio Ramsar No. 1361 [5].

También es considerada un área natural protegida categorizada como de Restauración Ecológica, declarada como tal en el decreto gubernativo No. 96 el día 19 de Octubre del 2001. De acuerdo al ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Guanajuato, decreto No. 29 con fecha de 9 de Abril del 2001 y al estudio de diagnóstico físico, Biológico y socio económico elaborado por el Instituto de Ecología a través de la Universidad Iberoamericana, el área cuenta con una extensión de 15,020 ha^2.

Al igual que el cauce recibido del río Lerma a través de un canal de derivación, la Laguna recibe varias aportaciones, entre ellas se encuentran las aportaciones naturales producto de la precipitación directa sobre el vaso lacustre y del escurrimiento de las vertientes locales [2]; y las descargas de agua residual provenientes de las localidades rurales ubicadas en la periferia de la Laguna mismas que son favorecidas por la pendiente natural del terreno y por la carencia de un adecuado servicio de alcantarillado y tratamiento.

Todo este déficit hidráulico es causado primordialmente por la expansión de las actividades agrícolas y el crecimiento de las poblaciones que se encuentran en su cuenca de captación y sus márgenes, actividades que producen descargas de aguas sin el tratamiento apropiado. Por tal motivo es importante hacer mención a las actividades que realizan los pobladores que habitan en las comunidades localizadas en la periferia de la Laguna, ya que la calidad de agua residual que descargan está ligada a sus actividades productivas.

Al hacer referencia a sus actividades productivas predominantes es necesario comenzar con su actividad agrícola ya que la mayor proporción de agua está destinada a dicha actividad; la agricultura de temporal es predominante teniendo como cultivos principales al maíz y el garbanzo; sin embargo se tiene también una gran parte de agricultura de riego en áreas donde el riego es por agua rodada y/o derivada de pozos de bombeo, en esta los cultivos principales son: trigo, cebada, alfalfa, maíz, cebolla y sorgo; y cultivos de invierno como avena y trigo. Respecto a su actividad industrial, esta es poco desarrollada y consiste en micro industrias agropecuarias e industrias maquiladoras de acrilán en pequeños talleres siendo esta la principal fuente de empleo. Dentro del ramo artesanal se encuentran las industrias familiares como ladrilleras y cerámicas. La pesca, y el turismo en menor proporción también son actividades realizadas. La comunidad ribereña de la Angostura situada en la vertiente norte de la Laguna tiene un gran número de pescadores que viven en buena medida del stock pesquero [2].

Esta información fue verificada mediante recorridos de campo efectuados a lo largo de las localidades ribereñas donde se constató que la actividad primordial es la agricultura, es decir se comprobó la falta de existencia de alguna industria o actividad diferente que pudiera alterar las características típicas del agua sanitaria [7].

La delimitación del territorio considerado como el área de estudio para la formulación del plan de restauración de la Laguna de Yuriria y sus zonas aledañas, incluye al área de la cuenca ocupada por los municipios pertenecientes a Guanajuato y descarta el territorio de Michoacán. Dicha área corresponde a una parte de los municipios de Yuriria, Uriangato, Moroleón, Salvatierra, Jaral de Progreso, Valle de Santiago y Santiago Maravatío con un total calculado de 1,148.03 km^2. Específicamente estas localidades son: Loma de Zempoala, La Angostura, Cahuageo, Los Tepetates, Puquichapio, Rancho Viejo de Torres, Puerta de Andaracua, El Granjenal y Potrerillo de Torres (Figura 1.2).

Figura 1.2 Mapa de la Laguna de Yuriria con la localización de las localidades ribereñas.

Una vez terminados los recorridos por las diferentes comunidades se seleccionaron dos localidades, bajo las siguientes consideraciones: que sus descargas operaran continua y directamente a la Laguna, que existiera la disponibilidad de área para implementar un sistema de tratamiento y finalmente, que fuera posible llegar a un convenio con la población de la comunidad para seleccionar el sitio de construcción de la planta piloto. Loma de Zempoala y Rancho Viejo de Torres fueron las localidades seleccionadas con el potencial de cumplir estas expectativas, por tanto en estos sitios se realizaron los muestreos previos. Se estimó un caudal de 1.78 l/s en Loma de Zempoala y de 0.29 l/s en Rancho Viejo de Torres. Las características de sus descargas se encuentran en la Tabla 1.1 mostrada a continuación.

Tabla 1.1 Valores resultado de las determinaciones aplicadas a las localidades ribereñas Loma de Zempoala y Rancho Viejo de Torres mostrados en conjunto con los parámetros de la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Parámetro	Unidad	Loma de Zempoala	Rancho Viejo de Torres	Límites máximos permisibles P.M./P.D*
pH		7.28	6.87	5 a 10
Material flotante		Presente	Presente	Ausente
Sólidos sedimentables	ml/l	2.13	0.81	1 / 2
Sólidos susp. totales	mg/l	333	183	40 / 60
DBO_5	mg/l	364	269	30 / 60
Nitrógeno total	mg/l	70	102	15 / 25
Fósforo total	mg/l	20	21	5 /10
Coliformes fecales	NMP/100ml	>=240000	>=240000	1000 / 2000
Huevos de helminto	huevo/l	Negativo		1
Arsénico	mg/l	Ausente		0.1 / 0.2
Cadmio	mg/l	Ausente		0.1 / 0.2
Cianuros	mg/l	Ausente		½
Cobre	mg/l	Ausente		4.0 / 6.0
Cromo	mg/l	Ausente		0.5 / 1.0
Mercurio	mg/l	Ausente		0.005 / 0.01
Níquel	mg/l	Ausente		2.0 / 4.0
Plomo	mg/l	Ausente		0.2 / 0.4
Zinc	mg/l	Ausente		10.0 / 20.0

*Cuerpo receptor Tipo C, “Embalses Naturales y Artificiales” Uso Público Urbano.

Por otra parte existe una normatividad que cumplir cuando se descargan aguas residuales en aguas y bienes nacionales. De acuerdo con la legislación mexicana, la

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales. Para el caso particular de las localidades ribereñas a la Laguna de Yuríria se pretende cumplir con los límites indicados en el apartado que aplica a embalses naturales y artificiales con uso urbano (C), esto con el propósito de proteger su calidad y posibilitar sus usos [8].

En la Tabla 1.1 también se muestran los valores máximos permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para el destino final que se pretende dar a las aguas residuales de las comunidades que descargan a la laguna de Yuriria, con la finalidad de compararlos y visualizar de manera preliminar el tratamiento requerido.

1.2. Justificación

La contaminación generada por las descargas de agua residual sobre la Laguna de Yuriria constituye uno de los principales problemas ambientales de la zona. El crecimiento urbano en sus alrededores ha contribuido significativa y adversamente a la calidad del agua, ya que solamente una mínima porción de las aguas residuales es colectada y aún menos cantidad es tratada antes de ser vertida [2]. Específicamente, las descargas de agua residual provenientes de las localidades rurales ubicadas en su periferia que facilitadas por la pendiente natural del terreno provocan que la totalidad de la red de drenaje y de las aguas pluviales se descargue directamente en la Laguna. Esto aunado a la carencia de un adecuado sistema de alcantarillado que presenta situaciones como el taponamiento de tubería debajo del nivel de la Laguna o la desviación de líneas de conducción de drenaje que da como consecuencia la formación de más de un punto de descarga. Todo lo citado anteriormente contribuye de manera alarmante al aceleramiento en el proceso de eutrofización.

1.3. Definición del tema

Después de 461 años de haber sido construida, la Laguna de Yuriria enfrenta un problema cuyo impacto podría ser devastador; la eutrofización acelerada derivado principalmente de la contaminación acumulada a lo largo del tiempo.

La eutrofización se puede definir como el enriquecimiento de las aguas de nutrientes vegetales inorgánicos, en especial nitrógeno y fósforo [9]. Como se sabe este es un proceso natural de envejecimiento en cuerpos de agua estancada o de corriente lenta [10]. Los problemas se inician cuando se contaminan ríos y lagos debido a las actividades humanas que incrementan la velocidad del proceso acortando el periodo de vida de todo el ecosistema.

El proceso comienza con la acumulación de los materiales aportados por los escurrimientos que alimentan al lago que aumentan el contenido de flora y fauna acuática. Cuando existe una gran cantidad de nutrientes, en especial nitrógeno y fósforo (que actúan como fertilizantes), las algas comienzan a proliferar en forma anormal, cubriendo la superficie e impidiendo el paso de la luz y la oxigenación del cuerpo. Al morir las plantas se van al fondo en donde se descomponen en condiciones anaerobias. Con el transcurso del tiempo, la acumulación de sedimentos en el fondo y la alta tasa de evaporación provocada por las plantas de la superficie, se va generando el desecamiento del lago y su transformación en pantano [10].

Afortunadamente existen estrategias preventivas y correctivas para el control de la eutrofización. Las estrategias preventivas están enfocadas al control de las aguas residuales, conocidas como reducción de orígenes externos, y los métodos correctivos se enfocan a las acciones en el recipiente o el lago y pueden ser procesos mecánicos, químicos o biológicos.

Los métodos preventivos se refieren al control de las aguas residuales los cuales abarcan los siguientes casos: tratamiento de aguas residuales con remoción de

nutrientes, desviación de las aguas residuales corriente a bajo de la laguna asociado con tratamiento secundario de aguas residuales, traslado de las aguas residuales a otra área fuera de la laguna seguido por tratamiento secundario de aguas residuales e infiltración de aguas residuales en el suelo [11].

El presente estudio plantea una solución preventiva para reducir el impacto de la eutrofización mediante el diseño de un tren de tratamiento que tiene la finalidad de depurar el agua residual; este sistema de tratamiento propuesto se enfoca en el desempeño de humedales artificiales de flujo horizontal los cuales son los encargados de remover los nutrientes. A través de este trabajo se describen las consideraciones del diseño, la construcción, el monitoreo y todos los aspectos que involucran la implementación de una planta piloto de tratamiento en la localidad ribereña de Loma de Zempoala en el municipio de Yuriria dentro del estado de Guanajuato, para que a partir de los datos obtenidos sea posible diseñar y establecer una planta de tratamiento que satisfaga las necesidades de cada localidad ribereña bajo estudio.

1.4 Hipótesis de investigación

Es posible deducir un modelo que describa el comportamiento de los humedales artificiales en la remoción de contaminantes a partir de estudios en planta piloto, dicho modelo y las condiciones hidráulicas que se manejen sentarán las bases para el diseño de los sistemas de tratamiento dentro de la zona donde se localizan las diferentes localidades ribereñas a la Laguna de Yuriria.

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo General

Obtener los modelos que describan el comportamiento de los humedales artificiales diseñados para el tratamiento de los efluentes de las localidades ribereñas de la Laguna de Yuriria y posteriormente realizar la proyección a las diferentes localidades consiguiendo así las dimensiones definitivas.

1.5.2 Objetivos Específicos

a) Obtener modelos y parámetros de diseño del sistema experimental a nivel laboratorio como una evaluación preliminar de su comportamiento.

b) Realizar pruebas en los humedales artificiales incluidos en el sistema piloto de tratamiento de las aguas residuales para la obtención de los modelos y el análisis de desempeño.

c) Proyectar los sistemas de tratamiento con humedales artificiales requerido en cada una de las localidades ribereñas, en base a los parámetros encontrados durante las pruebas a escala piloto.

1.6 Resultado e impacto esperado

Prevenir el proceso acelerado de eutrofización eliminando los contaminantes antes de ser descargados en el vaso receptor es la razón que motiva el desarrollo de este proyecto. La implementación de los humedales artificiales como parte del sistema de tratamiento fomenta la conservación y realce del paisaje ya que estos sistemas tienen la característica de enlazar perfectamente con el entorno de la Laguna y mejorar el hábitat, de esta manera no solo se lograría proteger a esta reserva internacional de los contaminantes vertidos por las comunidades ribereñas también se tendría un impacto ecológico por tratarse de sistemas naturales esenciales para la vida en la tierra.

Otro punto importante son los habitantes de las localidades, mejorando las condiciones de la Laguna también se espera una mejora en su calidad de vida mediante la prevención de enfermedades, la protección de la vida acuática que mantiene una de las actividades productivas de sus pobladores que es la pesca y se mantendría el paso continuo de personas foráneas que visitan y conocen la Laguna por lo que también ayudaría al turismo.

1.7 Bibliografía

1. Comisión Estatal del Agua, (2006), Memoria Institucional 2000-2006 de la Comisión Estatal del Agua de Guanajuato (CEAG).
2. Comisión Estatal del Agua Gobierno del estado de Guanajuato, (2004), Ficha Informativa de los Humedales Ramsar.
3. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, (2005), Enciclopedia de los Municipios de los municipios de México. Estado de Guanajuato, Yuriria.
4. INEGI, II Conteo de población y vivienda, (2005). http://www.inegi.gob.mx/lib/olap/generalver4/DMXQueryDatos.asp?#Regreso&c=101401.
5. Organización no-gubernamental Ducks Unlimited de México, A.C., DUMAC, (2008), Laguna de Yuriria, http://wwww.dumac.org.
6. Comisión Nacional del Agua, Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, (2008), Estadísticas del agua en México 2008.
7. Metcalf and Eddy, (2003), Wastewater engineering: treatment and reause, Mc Graw Hill.
8. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, http:// www.economia-noms.gob.mx/.
9. Kiely, G., (1999), Ingeniería ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión, Mc Graw Hill/Interamericana de España S.A.U., pp 375.
10. Cisneros, B., (2001), La contaminación ambiental en México. Causas, efectos y tecnología apropiada, Limusa S.A. de C.V.
11. Reed, C., Crites R. W. and Middlebrooks E. J., (1995), Natural systems for waste management and treatment, Mc Graw Hill.

2. ANÁLISIS DE FUNDAMENTOS

2.1 Humedales Artificiales

Los humedales son definidos como aquellas tierras donde el nivel de agua se mantiene cerca de la superficie con una frecuencia y duración tales que sean suficientes para mantener condiciones de saturación de suelo durante gran parte del año y así, facilitar el crecimiento de vegetación específica [1,2,3].

La observación de la mejora en la calidad del agua en humedales naturales como son las praderas inundadas, ciénagas, pantanos, marismas o riveras, llevó al desarrollo de humedales artificiales tratando de reproducir en ecosistemas construidos los beneficios de calidad del agua y hábitat pero con condiciones más controladas sobre el régimen hidráulico del sistema [1,4,5] . Por tanto, los humedales artificiales son sistemas de ingeniería, diseñados y construidos para tomar ventaja de los procesos que ocurren en los humedales naturales, basados en una simbiosis biológica existente entre la vegetación y los microorganismos; y sus interacciones con la química del suelo para proporcionar un tratamiento al agua residual [5,6]. Estos humedales artificiales conocidos también como humedales construidos, creados o pantanos artificiales consisten de una excavación poco profunda, en la mayoría de los casos en forma de recipiente rectangular en donde el suelo excavado es reemplazado por plantas acuáticas con medios de soporte que dependen del tipo de sistema a construir. Las excavaciones están revestidas con una membrana de recubrimiento como impermeabilizante para prevenir la percolación al agua freática susceptible a contaminación; además poseen estructuras de entrada y salida para asegurar una distribución uniforme del agua residual aplicada y su recolección [4,7].

Entre los beneficios que aportan estos sistemas destaca su bajo costo de operación y mantenimiento, el mínimo gasto de energía y el no empleo de productos químicos, además de ofrecer un buen desempeño y proporcionar una apariencia natural que realza el paisaje [8,9]. No obstante el requerimiento de grandes extensiones de área no los hace convenientes para algunas aplicaciones. Esta no es la situación en estudios que establecen el uso de esta tecnología en pequeñas comunidades, ya

que el requerimiento de terreno no parece ser un problema principal, aunque también se tendrían que considerar aspectos como la topografía o la ubicación de la descarga [8].

La vegetación ejerce un rol integral en estos sistemas, ya que transfiere oxígeno a la parte inferior de los depósitos de tratamiento a través de rizomas y raíces, y proporciona un medio adecuado, situado por debajo de la superficie, para el soporte y desarrollo de los microorganismos responsables de gran parte del tratamiento biológico [1].Utilizan para su construcción formas superiores de vida vegetal como plantas flotantes, sumergidas y emergentes [10]. Las especies emergentes también llamadas semiacuáticas o subacuáticas usadas más comúnmente en los humedales artificiales son la caña o carrizo (*Phragmites australis*), los juncos (*Scirpus ssp*.); y las espadañas y aneas (*Typha ssp*.) [11].

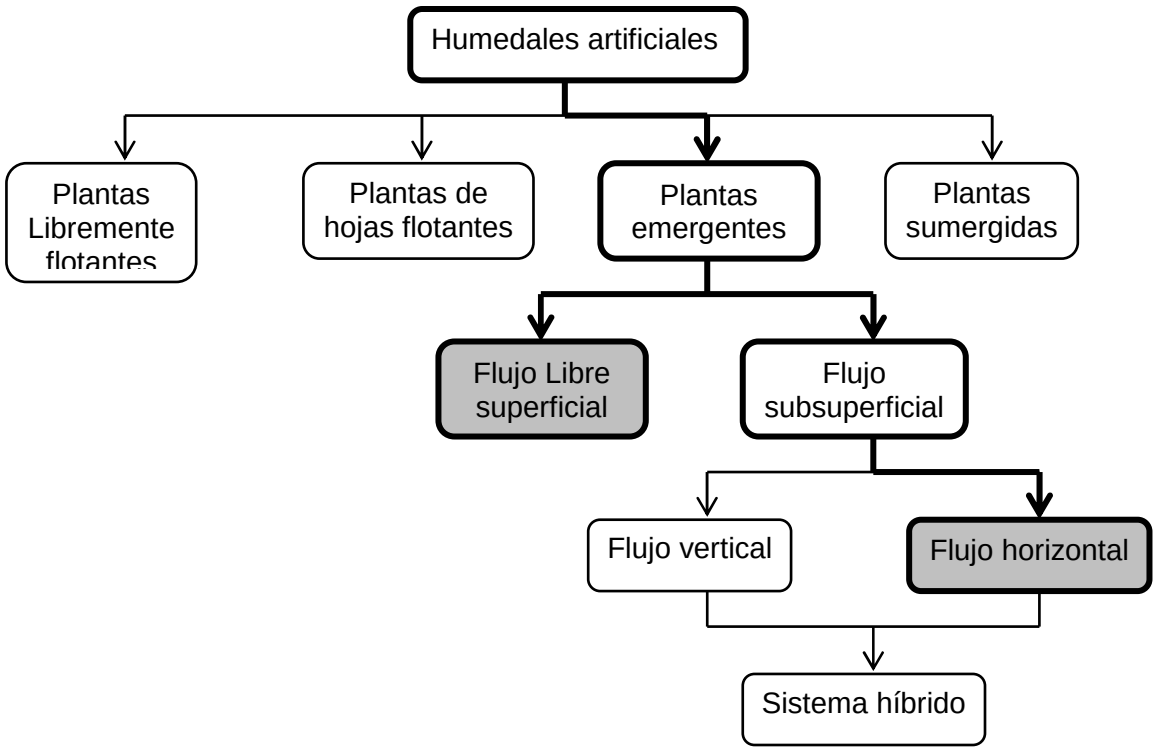


Figura 2.1 Clasificación básica de los humedales artificiales [5].

La clasificación básica de los humedales artificiales está en función a las características de la especie macrófita que predomina y en el régimen del flujo de agua, en la Figura 2.1 se aprecia esta clasificación [5,12]. Este documento se limita al estudio de dos tipos de humedales artificiales (señalados en recuadros grises dentro de la Figura 2.1), ambos de flujo horizontal y sembrados con plantas emergentes que se describen a continuación.

El primero de ellos denominado de flujo libre superficial (FLS, free water surface wetland) constituido por agua, suelo y vegetación [4]. En este humedal el agua está sobre la superficie del terreno expuesta a la atmósfera, la cama contiene una densa población de vegetación que emerge sobre la superficie del agua y una capa de suelo en el fondo que funciona como soporte para que se fije la raíz; su construcción también involucra la colocación de una membrana de recubrimiento para la protección del agua subterránea y estructuras adecuadas de entrada y salida [2,11]. El tratamiento se produce durante la circulación del agua a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente. Un diagrama del humedal FLS se presenta en la Figura 2.2.

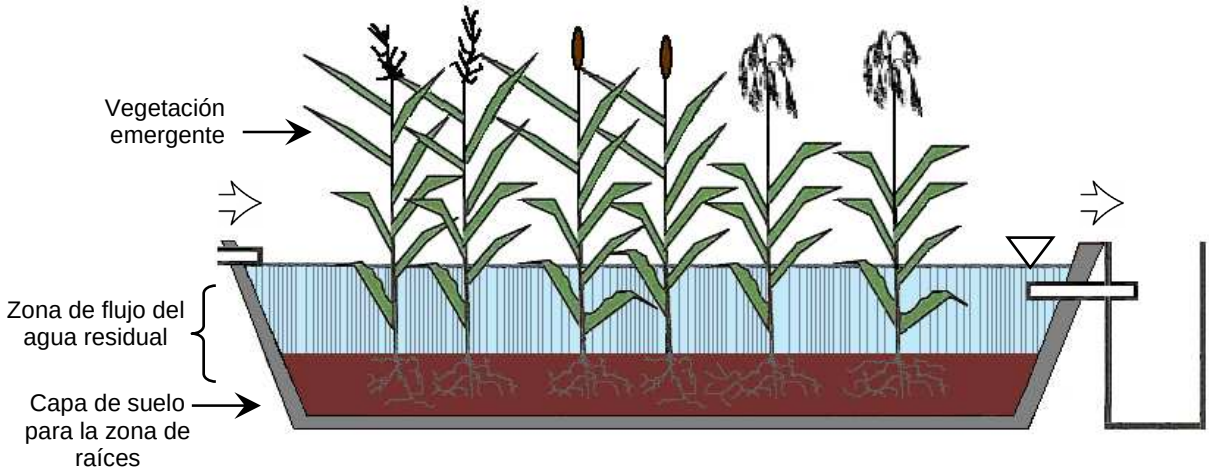


Figura 2.2 Esquema general de un humedal FLS.

Los sistemas de flujo libre pueden ser construidos para desempeñar funciones básicas del tratamiento hasta diseños que requieran un tratamiento avanzado o de pulimento [4]. También pueden ser diseñados con el objetivo de crear nuevos hábitat

para la fauna y la flora o para mejorar las condiciones de humedales naturales próximos. La profundidad del agua varía dependiendo del propósito del humedal ya que pueden medir hasta 0.8 m, pero generalmente se recomienda una profundidad inferior a 0.4 m [2,11].

El segundo tipo de humedal utilizado ha sido bastante estudiado por la ventajas que ofrece en el control de mosquitos, prevención de olores, eliminación del riesgo de que el público entre en contacto con el agua residual parcialmente tratada y el requerimiento de una menor superficie en comparación al humedal FLS ya que sus tasas de reacción microbianas pueden ser mayores para muchos contaminantes; este sistema es el de flujo subsuperficial (FS, subsurface flow wetland). Conformado por un lecho permeable y plantas emergentes a través del cual se hace fluir el agua. En el caso de los humedales subsuperficiales la cuenca excavada es llenada con un medio poroso de arena o grava como sustrato para el crecimiento de las raíces de las plantas. En estos sistemas el nivel del agua está por debajo del medio poroso, en otras palabras el agua fluye por gravedad, horizontalmente a través de la cama de arena o grava donde está en contacto con una mezcla de microorganismos facultativos que viven en asociación con el sustrato y las raíces de las plantas. Aquí también es usada una membrana de recubrimiento para proteger la calidad del agua subterránea y se utilizan profundidades recomendadas entre 0.3 y 0.6 m [2,11,13]. Un ejemplo que describe al humedal FS se observa en la Figura 2.3 de la página siguiente.

Los humedales artificiales son sistemas altamente complejos, que remueven o transforman los contaminantes en el agua residual a través de una variedad de mecanismos físicos, químicos y biológicos. Un contaminante puede ser afectado por dos o más mecanismos de manera simultánea o secuencial, dependiendo del tipo de contaminante y su localización en el humedal [8,14]. El subtema siguiente explica el funcionamiento de estos mecanismos y su desempeño en la remoción de componentes específicos.

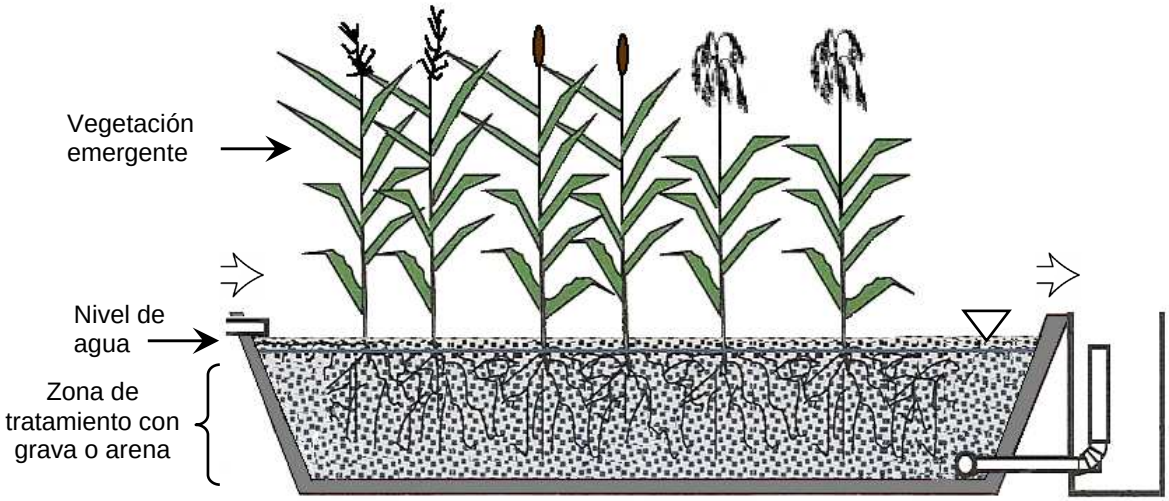


Figura 2.3 Esquema general de un humedal FS.

2.2 Mecanismos para la remoción de materia orgánica y nutrientes.

El funcionamiento de los humedales se basa en la actividad bioquímica de diversos microorganismos que se irán mencionando en los subtemas siguientes, el aporte de oxígeno a través de las plantas durante el día, el aporte de nutrientes por medio de la columna de agua y el apoyo físico del lecho humedal ya que funciona como soporte y hábitat para las plantas y microorganismos. En conjunto los elementos anteriores ayudan a la eliminación de materiales disueltos y suspendidos en el agua residual que produce la biodegradación de la materia orgánica hasta mineralizarla y ser provechosa para las plantas [15]. Las Figuras 2.4 y 2.5 resumen los principales procesos ecológicos ocurridos en cada uno de los humedales estudiados. Aunque es sabido que ocurre remoción de organismos patógenos y metales no se explicarán estos procesos, ya que durante la experiencia el desempeño de estos parámetros no se determino.

2.2.1 Remoción de sólidos suspendidos

La baja velocidad del agua y el flujo esencialmente laminar proporcionan una remoción muy efectiva del material particulado en ambos tipos de humedales [2,14]. Este material particulado, caracterizado como sólidos suspendidos totales (SST), contiene componentes con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), distintos arreglos de nitrógeno total y fósforo total, y trazas de metales y compuestos orgánicos más complejos. Además del flujo lento, la existencia de una abundante superficie de intercepción ayuda a cada uno de los mecanismos de remoción de sólidos suspendidos, entre los que se encuentran la sedimentación, floculación e intercepción [14].

En los humedales FLS los sólidos suspendidos totales son removidos y producidos por los mismos procesos naturales del sistema. Los restos de vegetación favorecen la sedimentación reduciendo la mezcla y la resuspensión; además de favorecer la floculación reduciendo las fuerzas de ruptura entre las partículas agregadas. Por otra parte, la biopelícula adherida a la superficie de las plantas es el único mecanismo de

remoción por intercepción de las partículas. La resuspensión en estos sistemas puede ocurrir principalmente por la turbulencia creada por animales, altos flujos o vientos. He aquí que la importancia de las plantas toma lugar ya que reduce la velocidad del viento y del agua, lo cual mejora las condiciones para la sedimentación [8,9,14].

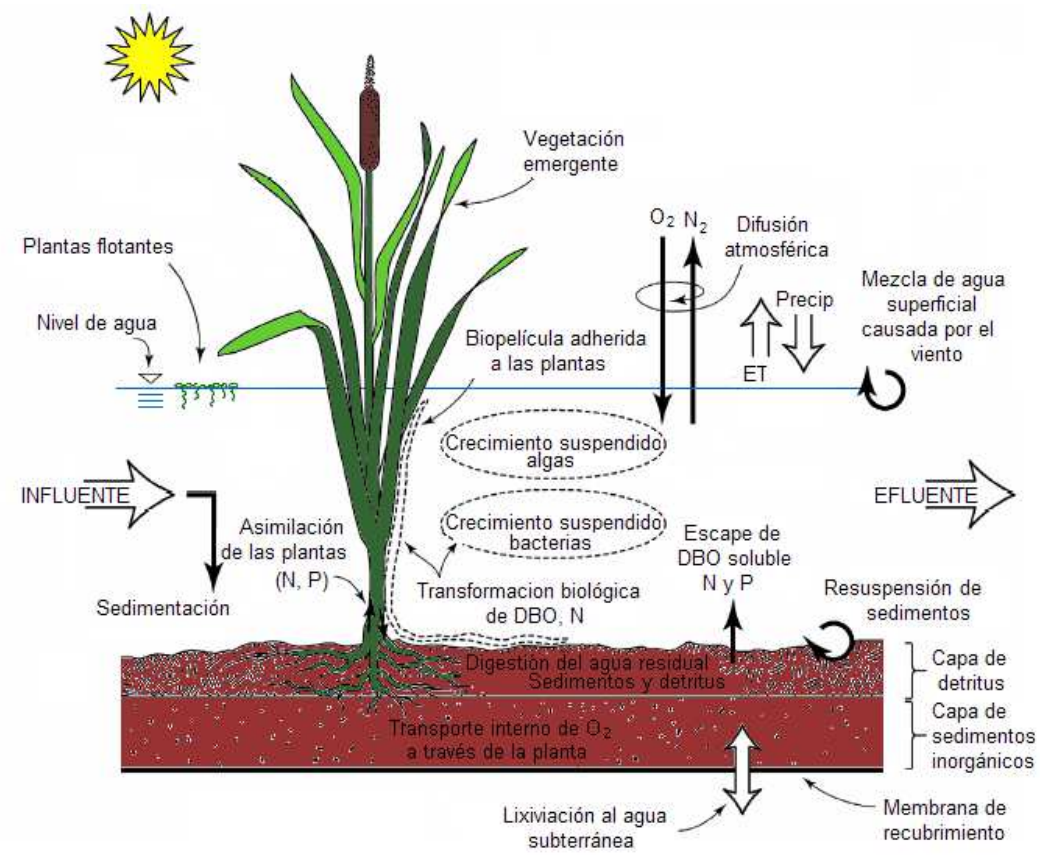


Figura 2.4 Principales procesos ecológicos en humedales FLS [14].

Los humedales FS actúan como filtros de grava, de ese modo hay oportunidad de separar los sólidos por gravedad, por captura física y de presión; y por adsorción sobre la película de biomasa fija a la grava y a las raíces. Sin embargo, el atascamiento de estos medios de filtración por la acumulación de los sólidos retenidos es motivo de preocupación por lo que se han realizado estudios donde se demuestra que la carga de sólidos suspendidos en el influente juega un papel importante en este fenómeno. La contribución de los procesos biológicos ocurridos

en el interior del humedal es probablemente similar a lo encontrado en los humedales FLS, aunque en este caso la aportación de algas es insignificante. La resuspensión de los sólidos separados es mínima porque la velocidad del sistema es baja, no hay vientos, ondas, ni movimientos animales [8,14].

No se cuenta con un modelo cinético de remoción de sólidos suspendidos, pero las investigaciones indican que sigue el mismo patrón que la DBO_5. De forma que cuando se diseña un sistema para la remoción de una concentración particular de DBO_5, se puede esperar una remoción de sólidos suspendidos comparable, siempre y cuando se mantengan las condiciones de flujo de diseño [16].

2.2.2 Remoción de materia orgánica

El agua residual contiene un amplio rango de compuestos orgánicos y otras substancias que demandan una cantidad de oxígeno para su descomposición. Los humedales artificiales, al ser alimentados con agua residual se da lugar a que ocurran reacciones físicas, químicas y bioquímicas para transformar y/o separar la materia orgánica. Aunque existe remoción por procesos de separación física, las conversiones bioquímicas son mecanismos importantes ya que el cambio en la concentración y composición de la materia orgánica biodegradable es generalmente muy alto. La degradación biológica de los compuestos orgánicos es llevada a cabo por complejos microbianos soportados en la superficie de las plantas, el suelo, el medio, los sedimentos y la biomasa de las plantas. Estos microorganismos consumen la materia orgánica como fuente de energía, con fines de reproducción y supervivencia.

El tipo de descomposición de la materia orgánica está determinado por el balance entre la carga de materia orgánica y la tasa de transferencia de oxígeno. Si la transferencia de oxigeno es superior a su demanda predominaran condiciones aerobias. En cambio si la transferencia no satisface las demandas habrá condiciones anaerobias. El metabolismo aerobio efectuado por bacterias heterótrofas, necesita de oxigeno disuelto y de materia orgánica soluble como fuente de carbono, para dar

como resultado una conversión muy eficiente de materiales biodegradables, que llegan hasta la mineralización de los productos finales, la formación de gases y de biomasa. La respiración anaerobia, por otra parte, es un proceso multi-etapas que ocurre en la ausencia del oxígeno disuelto. Los procesos anaerobios pueden ser llevados a cabo por bacterias heterótrofas facultativas o estrictamente anaerobias. En dichos procesos, los carbohidratos de alto peso molecular se rompen para dar forma a compuestos orgánicos de bajo peso molecular. En la primera etapa, se liberan ácidos grasos (ácido acético, butírico y láctico), alcoholes y los gases CO_2 y H_2 como productos finales de la fermentación. Después las bacterias metanogénicas, las cuales son estrictamente anaerobias se encargan de los productos finales de la fermentación para producir metano. Ocurren también reacciones anóxicas que utilizan nitratos, carbonatos o sulfatos como últimos aceptores de electrones. Estos elementos son subsecuentemente reducidos por estas reacciones dando como productos finales óxidos de nitrógeno, nitrógeno libre, azufre y tiosulfato. La degradación anaerobia es mucho más lenta que la degradación aerobia. Sin embargo cuando el oxígeno es limitado por las altas concentraciones de carga orgánica, la degradación anaerobia es predominante.

En los humedales FLS tienden a prevalecer las condiciones aerobias en las zonas cercanas a la superficie de la columna de agua, donde la difusión atmosférica del oxígeno es un mecanismo significativo para su aporte al sistema; mientras que en el fondo predominan las condiciones anaerobias. Por otra parte, debido a la baja tasa de transferencia de oxígeno que existe en los humedales FS predominan los procesos anaerobios para la eliminación de la materia orgánica. En estos humedales la mayor parte del oxígeno presente se encuentra en la zona ubicada por debajo de la superficie de la columna de agua y en la zona cercana a las raíces de la planta [8,14,17]. La remoción de materia orgánica sedimentable es muy rápida en ambos sistemas cerca del 50% de la DBO_5 aplicada es removida al pasar los primeros metros. En el humedal FLS es debido primordialmente a la poca velocidad de flujo mientras en el humedal FS es a causa de la deposición y filtración de estos componentes [2,16].

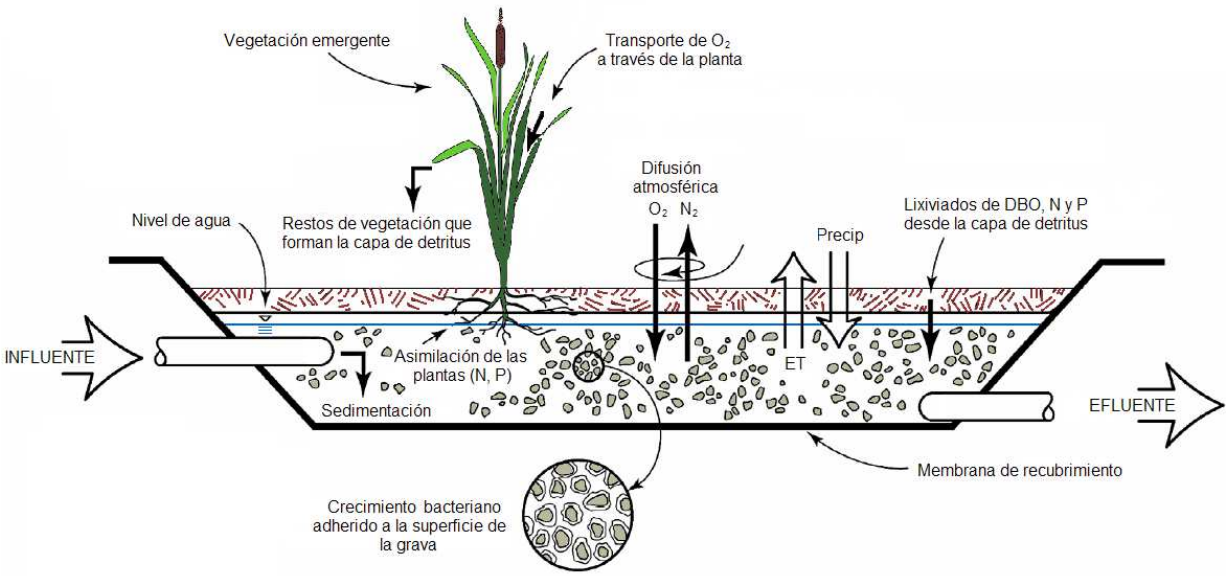


Figura 2.5 Principales procesos ecológicos en humedales FS [14].

2.2.3 Remoción de nitrógeno

La química del nitrógeno es compleja por los muchos estados de oxidación que el nitrógeno puede asumir y el cambio en los estados de oxidación que aportan los organismos vivientes. Las formas más comunes y de mayor interés en el agua residual son el ión amonio (NH_4^+), el nitrito (NO_2^-), el nitrato (NO_3^-) y el nitrógeno orgánico [18]. En sus formas gaseosas el nitrógeno puede existir como dinitrógeno (N_2), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2 y N_2O_4) y amoniaco (NH_3) [5]. Como consecuencia, en los humedales el nitrógeno puede existir en diferentes formas dependiendo de las condiciones de óxido reducción [15]. La transformación de estos compuestos nitrogenados, forman parte del ciclo del nitrógeno y puede ocurrir a través de varios mecanismos [8,10].

2.2.3.1 Volatilización del amoniaco

Proceso fisicoquímico ocurrido en condiciones acuosas donde existe un equilibrio del nitrógeno amoniacal dependiente del pH y la temperatura del agua, encontrando su forma no ionizada (NH_3) o ionizada (NH_4^+) [2,8]. Las pérdidas de amoniaco por este proceso no son muy significativas cuando el pH está por debajo de 8, sin embargo la fotosíntesis de las algas y la vegetación sumergida pueden aumentar el pH de 8 a

8.5 durante su periodo de actividad disminuyendo el dióxido de carbono y los iones de bicarbonato en la columna de agua. La volatilización del amoniaco es controlada por la concentración de NH_4^+ en el agua, la temperatura, la velocidad del viento, la radiación solar, el tipo y número de plantas acuáticas presentes y la capacidad del sistema para cambiar el pH durante ciclos diurnos [8,14].

2.2.3.2 Hidrólisis

La fracción orgánica consiste de una mezcla compleja de ácidos nucleicos, proteínas, péptidos y urea. Los componentes de la fracción orgánica pueden ser solubles o particulados [8,18]. El nitrógeno en estos compuestos es convertido en buen grado a nitrógeno amoniacal a través de un proceso bioquímico, multi-etapas y que libera energía, llevado a cabo por la acción de microorganismos acuáticos o que se encuentran en el suelo [5,18]. Por consiguiente, la transformación biológica del nitrógeno orgánicamente combinado a nitrógeno amoniacal durante la degradación de la materia orgánica en condiciones aerobias o anaerobias se conoce como mineralización o hidrólisis [8]. La tasa de hidrólisis en los humedales depende de la temperatura, el pH, la relación C/N, la disponibilidad de nutrientes así como también de las características del substrato (textura y estructura). El rango óptimo de pH para que ocurra la mineralización está entre 6.5 y 8.5, mientras el rango óptimo de temperatura se encuentra entre 40 y 60^0C [5,14]. Una vez que se ha formado el nitrógeno amoniacal puede ser absorbido por las plantas a través de sus raíces, inmovilizado en los sedimentos para su intercambio iónico, solubilizado y regresado a la columna de agua, volatilizado en forma de amoniaco, convertido anaeróbicamente por los microorganismos a materia orgánica, absorbido por el fitoplancton flotante o nitrificado aeróbicamente por microorganismos aerobios [8].

2.2.3.3 Nitrificación

El proceso de nitrificación es efectuado por una población de bacterias que oxidan secuencialmente el amoniaco a nitrato, con la formación de un compuesto intermedio que es el nitrito [10]. El primer paso, la oxidación del amoniaco a nitrito, es llevado a cabo bajo condiciones estrictamente aerobias por proteobacterias que incluyen

bacterias del género *Nitrosovibio, Nitrosolobus, Nitrosomonas*, *Nitrosospira* y *Nitrosococcus* [5]. Aunque estudios recientes han descubierto que en estos microorganismos también tiene lugar un metabolismo anaerobio, en donde los óxidos de nitrógeno (NO y NO_2) juegan un complicado papel. El dióxido de nitrógeno no es un compuesto disponible en los ambientes naturales bajo condiciones anaerobias, así que la capacidad de esta bacteria depende de que tan cerca se localice de los entornos aerobios donde el NO_2 puede ser producido [14]. Estos microorganismos se distinguen por su habilidad para oxidar compuestos específicos de nitrógeno, por esta razón no pueden completar la oxidación a nitrato [8]. En este último paso las bacterias encargadas de la oxidación aerobia del nitrito son las bacterias del genero *Nitrobacter*, *Nitrospira* y *Nitrocystis* [14,19]. Las temperaturas óptimas para la nitrificación están entre 30 y 35^{0}C, este proceso disminuye con un pH menor que 6 y se minimiza cuando el pH es mayor que 5 [19]. Por lo tanto el proceso completo es dependiente del pH, la temperatura, la alcalinidad del agua, la fuente inorgánica de carbono, la humedad, la población microbiana y las concentraciones de nitrógeno amoniacal y oxígeno disuelto, además del tiempo de retención hidráulico. Generalmente las reacciones están acopladas y suceden rápidamente por lo que la concentración de nitritos es baja [2,5,8,10]. El nitrato resultante puede ser absorbido por las plantas o microorganismos, convirtiéndolo a biomasa o reduciéndolo subsecuentemente por desnitrificación [8,10].

2.2.3.4 Desnitrificación

La desnitrificación es la reducción biológica del nitrato a dinitrógeno, pasando por nitrito que subsecuentemente se transforma en óxido nitroso hasta llegar a mineralizarse en los productos finales, los gases N_2 y N_2O que escapan del humedal fácilmente. Un amplio rango de bacterias heterótrofas como son las *Pseudomonas, Achromobacter, Bacillus* y *Micrococcus*, y algunos hongos son capaces de alcanzarla ya que este tipo de organismos está presente en la mayoría de los ambientes naturales debido en parte, al hecho de ser facultativos; lo cual quiere decir que pueden usar oxígeno, nitrato o nitrito como último aceptor de electrones. Así, el proceso de desnitrificación se desarrolla bajo condiciones anóxicas con una

adecuada fuente orgánica de carbono, una temperatura óptima entre 25 y 65^{0}C, y un rango óptimo de pH entre 6 y 8. Los factores ambientales que influyen en las tasas de nitrificación son la ausencia de O_2, el potencial redox, la humedad del suelo, la temperatura, el pH, la presencia de organismos desnitrificantes, el tipo de suelo, la materia orgánica y la concentración de nitrato [2,5,10,14,19].

2.2.3.5 Fijación del nitrógeno

El nitrógeno gaseoso (N_2) puede ser convertido a nitrógeno orgánico por organismos especializados que contengan la enzima nitrogenasa. La reacción puede realizarse en condiciones aerobias o anaerobias. Una amplia gama de *Actinomycetes,* bacterias heterótrofas y algas verde azul pueden fijar el nitrógeno en los humedales. Las tasas de fijación son probablemente muy bajas o hasta insignificantes comparado con otros procesos de transformación [5,8].

2.2.3.6 Asimilación de las plantas

La asimilación de nitrógeno se refiere a una variedad de procesos biológicos que convierten el nitrógeno inorgánico a nitrógeno orgánico como parte importante del metabolismo de las plantas, ya que es usado para la formación de su estructura y tejidos. Las dos formas de nitrógeno usadas generalmente son el amoniaco y el nitrato. Durante el periodo de crecimiento de la vegetación se remueven cantidades considerables de nitrógeno por esta vía. Pese a esto el crecimiento vegetativo no es el único proceso de asimilación, también los microorganismos y algas utilizan nitrógeno a través del amoniaco, que se incorpora fácilmente a los amino ácidos [5,8].

2.2.3.7 Adsorción de amoniaco

El amoniaco puede ser adsorbido de la solución por reacciones de intercambio catiónico con el detritus, sedimentos inorgánicos o el suelo. El amoniaco adsorbido está débilmente enlazado al substrato y puede ser liberado fácilmente cuando las condiciones químicas del agua cambian. El ión amonio es intercambiado generalmente en las arcillas, quimio-adsorbido por las sustancias húmicas o fijado en la arcilla cristalina. Parece ser que estas reacciones ocurren simultáneamente y son

influenciadas por la naturaleza y cantidad de arcilla, la variación de zonas sumergidas y secas, la naturaleza y cantidad de materia orgánica en el suelo, los periodos de inundación y la presencia de vegetación [5].

2.2.3.8 Transformaciones del nitrógeno en el humedal FLS

Las separaciones físicas en humedales FLS se dan para el nitrógeno asociado con los sólidos suspendidos (nitrógeno orgánico particulado) que incluyen la floculación, sedimentación, filtración y procesos de intercepción; y para el intercambio del ión amonio con los minerales de la arcilla del suelo. Entre tanto, los compuestos biodegradables son hidrolizados, nitrificados y desnitrificados [8]. En conclusión la mayor parte de las transformaciones del nitrógeno ocurren en estos humedales, la Figura 2.6 muestra el ciclo del nitrógeno.

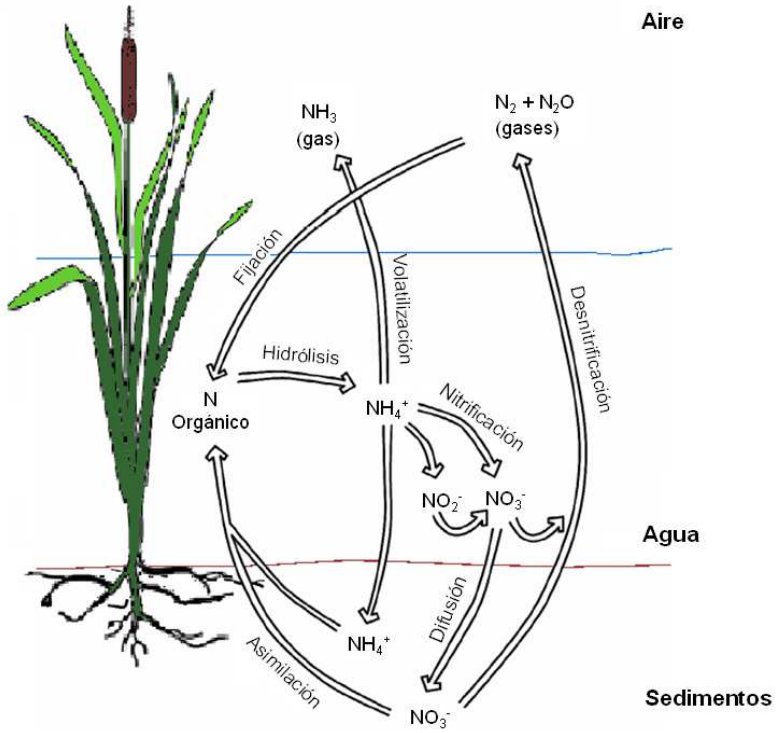


Figura 2.6 Ciclo del nitrógeno en humedales FLS [14].

2.2.3.9 Transformaciones del nitrógeno en el humedal FS

En los humedales FS las raíces de las plantas sumergidas proporcionan sustrato para los procesos microbiológicos y dado que la mayoría de las macrófitos

emergentes pueden transmitir oxígeno de las hojas a las raíces, se presentan microzonas aeróbicas en la superficie de las raíces y los rizomas. El resto del medio sumergido de los humedales FS tiende a carecer de oxígeno. Esta falta general de oxígeno limita la remoción biológica del amoniaco por nitrificación en los humedales FS, pero aún así el sistema es efectivo en la remoción de DBO_5, SST, metales y algunos contaminantes orgánicos prioritarios, dado que su tratamiento puede ocurrir bajo condiciones aeróbicas y anóxicas. La remoción de nitratos por desnitrificación biológica también puede ser muy efectiva dado que las condiciones anóxicas requeridas están siempre presentes y se cuenta con suficientes fuentes de carbono. Sin embargo, la disponibilidad limitada de oxígeno en los humedales FS disminuye la capacidad de remoción de amoniaco por nitrificación biológica [13]. Por otro lado, la volatilización, adsorción y asimilación de las plantas posee un papel poco importante en la remoción de nitrógeno. La volatilización se ve afectada por la falta de agua expuesta a la atmósfera, de ahí que la actividad de las algas sean mínima y los valores de pH no incrementen [17].

Resumiendo, 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. El diseño de humedales considera las cargas de nitrógeno, la temperatura esperada y el estado del oxígeno en el sistema. Se cree que la mejor forma para remover el amoniaco en ambos tipos de humedales es la nitrificación biológica seguida por desnitrificación [2]. Prueba de esto es la implementación de la remoción de nitrógeno como un objetivo para el tratamiento de aguas residuales en Europa, que consideran se logra mediante la nitrificación y desnitrificación, liberando moléculas de N_2 a la atmósfera al final de todos los pasos del tratamiento [10].

La disponibilidad de oxígeno en los humedales FLS está relacionada con la eficiencia en la transferencia de oxígeno atmosférico y en los humedales FS se relaciona con el alcance de la penetración de las raíces [2]. Por tanto, es de gran importancia si se quiere tener una buena eficiencia en el proceso de nitrificación, que a la hora de

diseñar humedales FS se hagan con una profundidad igual a la penetración potencial de las raíces, ya que cualquier flujo bajo la zona de las raíces será anaerobio y la nitrificación en esta zona no será posible [16].

2.2.4 Remoción de fósforo

El fósforo es un nutriente requerido para el crecimiento de las plantas y es frecuentemente el factor limitante para la producción vegetativa, un exceso en la adición este elemento puede tener profundos efectos en la estructura del ecosistema [8,11].

En las aguas naturales y residuales aparece principalmente en forma de fosfatos ya sea en solución o como partícula [8]. El fosfato particulado sedimenta, mientras el fósforo soluble es asimilado por los microorganismos y las plantas, adsorbido en el suelo e incorporado en la materia orgánica descompuesta procedente de los tejidos de la planta. Por tanto, los procesos involucrados en la remoción de fósforo son fisicoquímicos y biológicos. En los procesos fisicoquímicos los minerales presentes en el sustrato como son el fierro, calcio y aluminio promueven la adsorción de este nutriente mientras los procesos biológicos, responsables de la mayor parte de la remoción, están relacionados con el aprovechamiento del nutriente a través de las plantas [10]. Cuando se suministran diferentes concentraciones de fósforo, como respuesta se readapta el almacenamiento, las rutas y la estructura del humedal [11].

En humedales FLS el fósforo es removido por la sedimentación y adsorción sobre las partículas de arcilla del suelo, la precipitación de fosfatos insolubles y la asimilación de las plantas [14]. La asimilación del fósforo por las plantas es rápida y esta seguida de la muerte de la planta, posterior a su muerte el fósforo entra a un ciclo donde puede ser reciclado rápidamente a la columna de agua o depositado en los sedimentos y así servir de nutriente para nuevas plantas [20]. En general el patrón y la cantidad de fosfato removido está determinado por la forma del fosfato, el tipo y densidad de plantas acuáticas, la carga inicial de fosfato y el clima [8].

El fósforo captado por las plantas en los humedales FS concluye en las etapas iníciales del desarrollo y crecimiento de la planta; de esta manera los mecanismos restantes son la sedimentación y la adsorción. La capacidad de adsorción de fósforo es afectada principalmente por el tipo de material del lecho, la concentración de fósforo inicial y el tiempo de residencia hidráulico del sistema [14]. El medio usado en estos humedales usualmente no contiene grandes cantidades de fierro, aluminio o calcio por consiguiente la remoción de fósforo generalmente es baja [17].

2.3 Modelos cinéticos de remoción para el diseño de sistemas humedales.

Debido a la necesidad existente por cuantificar el desempeño de un proceso y optimizar su diseño y operación, se proponen modelos que describen algún comportamiento de interés. Actualmente en la ingeniería de diseño es posible usar modelos de regresión empírica que ayudan a la interpolación de la información en estudios a escala piloto y de laboratorio. El diseño de estos sistemas puede ser basado en algún parámetro (carga hidráulica, tiempo de retención, carga de nitrógeno, etc.) o en algún criterio de operación, donde es necesario conocer las limitaciones del efluente [8].

Los humedales artificiales pueden ser considerados como reactores biológicos de biomasa adherida, en los cuales su funcionamiento puede ser estimado de acuerdo con una cinética de primer orden para un reactor flujo pistón. Aunque estudios realizados con trazadores demuestran que en los humedales no existe un total ajuste a un flujo pistón ideal, se acerca más a esta definición que a un reactor de mezcla completa [21]. Por tanto es reconocido que la remoción de básicamente todos los contaminantes de interés puede ser descrita usando modelos cinéticos de primer orden, de hecho a la fecha este es el diseño más apropiado para describir la remoción de contaminantes [22]. La ecuación 2.1 muestra la relación básica en reactores con flujo pistón en base al volumen

$$\frac{Ce}{Co} = \exp(-K_{v1}\, t) \qquad (2.1)$$

siendo:

Ce = Concentración de contaminante en el efluente (mg/l)

Co = Concentración de contaminante en el influente (mg/l)

K_{v1} = Constante volumétrica de primer orden, dependiente de la temperatura (d^{-1})

t = Tiempo de residencia hidráulico (d)

Este modelo propuesto por Reed es utilizado en diversas investigaciones para describir la remoción de DBO_5 y nitrógeno [2,23,24]. El tiempo de residencia hidráulico (expresado en la ecuación 2.2) es definido como la relación entre volumen útil que puede ser ocupado por el agua y el caudal promedio que fluye a través del humedal [8]. Se deduce usando la siguiente ecuación [2]:

$$t = \frac{LWyn}{Q} \tag{2.2}$$

donde:

t = Tiempo de retención hidráulica (d)

L = Longitud de la celda humedal (m)

W = Ancho de la celda humedal (m)

Q = Flujo volumétrico o caudal medio del sistema (m^3/d)

y = profundidad o tirante de agua (m)

n = Porosidad o fracción vacía. Porcentaje expresado en forma decimal.

La porosidad es el espacio utilizado por el agua para fluir a través del humedal. En los humedales FLS la vegetación y las plantas ocupan un espacio, mientras que en los humedales FS el medio, las raíces y otros sólidos hacen lo mismo [2]. La ecuación 2.3 determina la carga hidráulica, que representa la profundidad del agua distribuida sobre la superficie del humedal en un intervalo específico de tiempo [8].

$$HLR = \frac{Q}{As} \tag{2.3}$$

donde:

HLR = carga hidráulica (m/d)

As = área superficial del humedal (m^2)

El área superficial (As) se obtiene multiplicando la longitud (L) por el ancho (W) de la celda. Combinando la ecuación básica de modelo de flujo pistón con el balance de masa de agua que involucra a las ecuaciones 2.2 y 2.3, tenemos:

$$\frac{Ce}{Co} = \exp[-K_{v1}(LWyn/Q)] = \exp[-K_{v1}(Asyn/Q)] = \exp[-K_{v1}(yn/HLR)] \quad (2.4)$$

Agrupando $K_{v1}yn=K_1$ como el efecto de la profundidad y considerando el inverso de la carga hidráulica, el modelo pasa de ser volumétrico a estar definido en base al área superficial de un volumen control [20,22,25]:

$$\frac{Ce}{Co} = \exp(-K_1/HLR) \quad (2.5)$$

Un gran número de humedales artificiales ha mostrado un decremento exponencial en el nivel de la concentración del contaminante en relación con la distancia recorrida a través del humedal. Esta observación es coherente con el modelo de remoción de primer orden, en donde la tasa de remoción es proporcional a la concentración del contaminante [26]. Esta relación exponencial entre las concentraciones de entrada y salida (ecuación 2.5) ha sido propuesta por Brix y empleada para explicar el comportamiento en la remoción de DBO_5, DQO, nitrógeno y fósforo por diferentes investigadores [2,11,24,25,27].

Kadlec y Knight [11] proponen un modelo de primer orden basado en remociones por unidad de área (más tarde conocido como modelo K-C*) que se indica en la ecuación siguiente:

$$\frac{Ce-C^*}{Co-C^*} = \exp(-K_1/HLR) \quad (2.6)$$

Este modelo integra un valor residual C*, considerado como un remanente de la concentración de DBO_5, SST, nitrógeno y fósforo que existe naturalmente en los humedales artificiales. El valor de C* en ambos humedales para el nitrógeno orgánico y el nitrógeno total es de 1.5mg/l, para fósforo total es de 0.02mg/l. La relación para el valor residual de DBO_5 válida para ambos humedales es:

$$C^* = 3.5 + 0.053Co \quad (2.7)$$

Para obtener C* de SST en humedales FLS, se utiliza la ecuación:

$$C^* = 5.1 + 0.16Co \quad (2.8)$$

Mientras en los humedales FS:

$$C^* = 7.8 + 0.063Co \tag{2.9}$$

Relacionando la ecuación 2.6 con la ecuación 2.3 y asumiendo que el caudal es igual al volumen entre el tiempo de residencia es posible expresar la ecuación 2.6 de las formas siguientes:

$$\frac{Ce-C^*}{Co-C^*} = \exp[-K_1(As/Q)] = \exp[-K_1(t/n\gamma)] \tag{2.10}$$

Se espera que los valores de K_1 y de C* varíen de un humedal a otro dependiendo de factores específicos del sitio tales como el tipo y densidad de vegetación así como de las variables hidráulicas. El modelo K-C* ha sido utilizado para predecir el comportamiento de DBO_5, nitrógeno y fósforo en diferentes investigaciones [22,28,29,30,31].

Se ha probado que procesos como la hidrólisis, nitrificación y desnitrificación son dependientes de la temperatura [29]. Los principales procesos responsables de la remoción de DBO_5 y nitrógeno son llevados a cabo por microorganismos, por tanto la velocidad de remoción depende de la temperatura de acuerdo a la siguiente relación, dada por la ecuación de Arrenhius:

$$K_T = K_{20}\,\theta^{(T-20)} \tag{2.11}$$

K_T es el coeficiente de reacción a una temperatura dada (T) en ^{0}C y puede estar expresado en relación al volumen (K_{v1}) o al área (K_1). La ecuación 2.11 toma una temperatura de referencia de 20^{0}C, ya que es un valor medio representativo de la temperatura que se da en los cuerpos de agua [2,21,29]. El valor de θ para humedales artificiales se encuentra en un rango entre 1.00 y 1.09, pero su valor aún no está bien definido [11].

El primer paso en el diseño de un sistema humedal es determinar el tamaño de las celdas, esto se logra a partir del cálculo del área superficial (As) usando el modelo de diseño limitante para la remoción de contaminantes el cual proporciona una

aproximación cuantitativa para predecir el tamaño necesario para reducir la concentración de entrada (Co) a la concentración de salida (Ce) [2,11,29]. Las formulas generales para cada modelo, basados en el volumen o el área, son expuestas a continuación:

$$As = LW = \frac{Q \ln(Co/Ce)}{K_{v1}\, y\, n} \tag{2.12}$$

$$As = LW = \frac{Q \ln(Co/Ce)}{K_1} \tag{2.13}$$

Si se elige trabajar con los modelos K_1 (con respecto al área) los valores de la profundidad de agua y porosidad deben de ser conocidos [11].

Por otra parte, los modelos de diseño de humedales FLS y FS han estado disponibles en publicaciones desde finales de la década de 1980. Trabajos más recientes han sido compilados en tres libros de texto Reed et al (1995), Kadlec & Knight (1996) y Crites & Tchobanloglous (1998), donde se presentan modelos de diseño propuestos a partir de la base de datos recolectada por cada autor [4,14]. Existen ecuaciones producto de regresiones lineales para predecir las concentraciones del efluente para los SST, DBO_5, nitrógeno y fósforo [11,17]. En el caso particular de los SST, las ecuaciones sirven solamente para realizar la estimación del orden de magnitud de la descarga, pero no como parámetro de diseño, ya que la remoción de SST es muy rápida en comparación con la de DBO_5 y nitrógeno [17].

Otro aspecto de diseño es la relación largo/ancho, misma que tiene gran influencia en el régimen hidráulico y en la resistencia al flujo del sistema. La resistencia es impuesta por las plantas vivas y los detritos en sistemas FLS, y el medio, las raíces de las plantas y los sólidos acumulados en los sistemas FS. En teoría grandes relaciones asegurarían un flujo pistón, pero tienen el inconveniente de que en la parte alta se desborda debido al incremento en la resistencia al flujo causado por la acumulación de residuos de vegetación principalmente en sistemas FLS [4,16]. Para

evitar problemas hidráulicos se recomienda un cociente de longitud a ancho de 4:1 a 6:1 para lograr los desempeños esperados [20]. La siguiente ecuación permite determinar la longitud máxima aceptable de una celda humedal de flujo libre superficial y es obtenida de la ecuación de Manning [16]:

$$L = \left[\frac{As\ y^{8/3}\ p^{1/2}\ (86.40)}{a\ Q} \right]^{2/3} \tag{2.14}$$

donde

p = pendiente del fondo del lecho, expresado en decimal. Típicamente entre el 1 y 3% de la pérdida de carga disponible.

a = factor de resistencia ($s.m^{1/6}$)

0.4 $s.m^{1/6}$ para vegetación escasa y profundidad mayor a 0.4m

1.6 $s.m^{1/6}$ para vegetación moderadamente densa y profundidad de aproximadamente 0.3 m

6.4 $s.m^{1/6}$ para vegetación muy densa y profundidad menor o igual a 0.3 m.

En humedales FS la ecuación 2.10, elaborada a partir de la ley de Darcy la cual describe el régimen de flujo en un medio poroso, permite calcular directamente el ancho mínimo [16].

$$W = \frac{1}{y} \left[\frac{Q\ As}{p\ k_s} \right]^{0.5} \tag{2.15}$$

donde

k_s = conductividad hidráulica de una unidad de área del humedal perpendicular a la dirección de flujo ($m^3/m^2/d$)

Desde hace más de veinte años se ha implementado la utilización de unidades de pretratamiento, aplicable en ambos tipos de humedales, con el objeto reducir la concentración de los sólidos orgánicos fácilmente degradables que de otra manera se acumularían en la zona de entrada del humedal y tendrían la capacidad de producir atascamientos, posibles olores, y efectos negativos en las plantas de esta zona [16,33].

2.4 Bibliografía

1. Paredes, D., (2007), Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia.
2. Reed, C., Crites, R.W. y Middlebrooks, E.J., (1995), Natural systems for waste management and treatment, Mc Graw Hill.
3. United States Environmental Protection Agency, (1993), Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment, EPA 832-R-93-008.
4. United States Environmental Protection Agency, (2000), Folleto informativo de tecnología de aguas residuales, humedales de flujo libre superficial, EPA 832-F-00-024.
5. Vymaza, J., (2007), Removal of nutrients in various types of constructed wetlands, *Science of the Total Environment*, 380, pp 48-65.
6. Schulz, C., Gelbrecht,J., y Rennert, B., (2003), Treatment of rainbow rout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow, *Aquaculture*, 217, pp 207-221.
7. Bitton, G., (2005), Wastewater Microbiology, Ed. Wiley-Liss.
8. United States Environmental Protection Agency, (2000), Manual, Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters, EPA/625/R-99/010.
9. Brix, H. y Arias, C. A., (2007), Constructed Wetlands: desing considerations. CW Workshop, Pereira, Colombia.
10. United States Environmental Protection Agency, Manual, Nitrogen Control, EPA/625/R-93/010.
11. Kadlec, R., y Knight, R., (1996), Treatment wetlands, Lewis Publishers.
12. Orozco, C. E., Cruz, A. M., Rodríguez, M. A. y Pohlan, A. J., (2006), Humedal subsuperficial de flujo vertical como sistema de depuración terciaria en el proceso de beneficiado de café, *Higiene y Sanidad Ambiental*, 6, pp190-196.
13. United States Environmental Protection Agency, (2000), Folleto informativo de tecnología de aguas residuales, humedales de flujo subsuperficial, EPA 832-F-00-023.
14. Wallace, S. D. y Knight, R. L., (2006). Small-Scale constructed Wetland Treatment Systems, Water Environment Research Foundation (WERF).

15. Latchinian, A., Iniciativas locales para retos globales, Nombre del programa: La multiplicación de las aguas, Sección: El Jardín Purificador. Micromacro T.V. http://www.micromacro.tv/pdfs/sinopsis_espanol/EL_JARDÍN_PURIFICADOR_DE_AGUA.pdf.
16. Lara, J.A., (1999), Depuración de aguas residuales con humedales artificiales, Tesis de maestría en ingeniería y gestión ambiental, Instituto Catalán de Tecnología, Universidad Politécnica de Cataluña.
17. Vymazal, J., (2005), Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands for wastewater treatment, *Ecological Engineering*, 25, pp. 478-490.
18. Metcalf y Eddy, (2003), Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, Mc Graw Hill.
19. Hammer, D. A. y Knight, R. L., (1994), Designing constructed wetlands for nitrogen removal, *Water Science and Technology*, 29, pp. 15-27.
20. Crites, W. R., (1994), Desing criteria and practice for constructed wetlands, *Water Science and Technology*, 29, pp 1-6.
21. Rodríguez, C., (2003), Humedales construidos, estado del arte. (II), *Ingeniería hidraúlica y ambiental*, 24, pp. 43-48.
22. Lin, Y., Jing, S., Lee, D., Chang, Y. y Shih, K., (2008), Nitrate removal from groundwater using constructed wetlands under various hydraulic loading rates, *Biosource Technology*, 99, pp 7504-7513.
23. Tuncsiper, B., Ayaz, S.C., y Akca, L., (2006), Modelling and evaluation of nitrógeno renoval performance in subsurface flow and free water surface constructed wetlands, *Water Science and technology*, 53, pp 111-120.
24. Ran, N., Agami, M. y Oron, G., (2004), A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemma gibba L.*) for treatment of domestic primary effluent in Israel, *Water Research*, 38, pp. 2241-2248.
25. García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L. y Bayona, J.M., (2004), Initial contaminant removal performane factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater, *Water Research*, 38, pp. 1669-1678.

26. Brix, H., (1994), Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives, *Water Science and Technology*, 30, pp 209-223.
27. Platzer, M., Cáceres, V. y Fog, N., (2002), Investigaciones y experiencias con biofiltros en nicaragua, centro américa, XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
28. Huanguo, W., Jawitz, J. W., White, J. R., Martinez C. J. y Sees, M. D., (2006), Rejuvenating the largest municipal treatment wetland in Florida, *Ecological Engineering*, 26, pp 132-146.
29. Öövel, M., Tooming, A., Mauring, T. y Mande, Ü., (2007), Schoolhouse wastewater purification in LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia, *Ecological Engineering*, 29, pp 17-26.
30. A. Drizo, C.A. Frost, J. Grace y K. Smith, (2000), Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate, *Water Research*, 34, pp 2483-2490.
31. Tanner, C.C., Nguyen, M.L. y Sukias, J.P.S., (2005), Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105, pp 145-162.
32. Barros P., Ruiz, I. y Soto, M., (2008), Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community, *Ecological Engineering*, 33, pp 142-149.
33. Cooper, P.F., Hobson, J. A., y Findlater, C., (1900). The use of reed bed treatment systems in the UK, *Water Science and Technology*, 22, pp. 57-64.

3. PROCEDIMIENTO

3.1 Consideraciones de diseño

A continuación se describen los pasos que antecedieron la construcción de la planta piloto, desarrollados durante una primera etapa del proyecto, relevantes porque definieron la ingeniería básica del sistema a nivel piloto.

3.1.1 Selección de la planta acuática emergente para el tratamiento

Los humedales no pueden ser llamados humedales en ausencia de las plantas. Las plantas juegan un papel muy importante ya que protegen del sol la columna de agua reduciendo así el crecimiento de las algas, proporcionan superficies para el crecimiento de la película microbiana, facilitan la filtración y la adsorción de los constituyentes del agua residual que se incorporan a los ciclos de asimilación de nutrientes y carbón; además de que permiten la transferencia de oxígeno a la zona de la raíz.

Idealmente, las plantas que se utilizan para el tratamiento de aguas residuales en un humedal artificial, deben ser tolerantes a niveles altos de contaminantes, tener la capacidad de propagarse a través del extendimiento de su raíz, ser tolerantes a condiciones saturadas del suelo y además, ser capaces de propagarse en ambientes anaerobios [1].

La planta seleccionada es de la especie *Typha domingensis*, dentro de su taxonomía pertenece a la familia *Typhaceae* y al género *Typha* [2]. Dicha planta forma parte de la vegetación característica de la Laguna de Yuriria denominada localmente como “tular”. Esta comunidad cubre amplias extensiones hacia la parte sur y sureste, formando manchones dispersos de 10 m^2 hasta varios kilómetros cuadrados. Es más restringida en las porciones norte y noroeste. El tular se desarrolla desde los márgenes de la Laguna hasta los sectores más profundos (2 m) [3]. Son fáciles de reconocer por su inflorescencia en forma cilíndrica y por mantenerse verdes todo el año [4].

Las plantas emergentes dominantes en el tular, *Typha domingensis y Scirpus californicus*, tienen uso artesanal; sin embargo, su empleo no se realiza a nivel local ya que generalmente los cortes se concesionan a personas de otros poblados que se ocupan de los trabajos artesanales [3].

En este caso se escogió plantar *Typha domingensis* (Figura 3.1), ya que es una especie robusta, capaz de crecer bajo diversas condiciones medioambientales, además de que se propaga fácilmente por lo que representa una especie de planta ideal para un humedal artificial. De acuerdo a lo publicado en trabajos previos de investigación [3], y a lo observado durante recorridos realizados a lo largo de la ribera de la Laguna de Yuriria se pudo constatar que es una especie muy abundante. En la Tabla 3.1 se describen algunas de sus características.

Typha domingensis
Espadaña, tule, masa de agua, cola de gato,
cola de pecho, vela de sabana, petalzimicua.

Tabla 3.1 Características de la planta seleccionada,
Typha domingensis [5,6,7,8].

Usado en humedales:	FLS o FS
Hidrología	
*Salinidad	30 ppmil
Profundidad de agua	Hasta 1.5 m
*pH	4-10
Identificación y descripción	
Hábito y forma de vida	Hierba acuática, enraizada y emergente
Tamaño	Hasta 2.5 m de altura
Hábitat	Lagos, lagunas, pantanos, zanjas y canales
Siembra	
Floración	Primavera
*Temperatura de germinación de semilla	12-24^{0}C
*Profundidad de raíz	de 30 hasta 75 cm
Distribución en México	Aguascalientes, Baja California Norte y Sur, Campeche, Chiapas, Coahuila, Colima, Distrito Federal, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, Sinaloa, Tlaxcala, Veracruz y Yucatán
Estado migratorio en México	Nativa

*Datos de género

Figura 3.1 *Typha domingensis*[9].

3.1.2 Selección del tren de tratamiento propuesto

La selección de los procesos de tratamiento de aguas residuales o la serie de procesos de tratamiento depende de un cierto número de factores, entre los que se incluyen [10]:

a. Características del agua residual: DBO_5, materia en suspensión, pH, productos tóxicos
b. Calidad del efluente de salida requerido
c. Coste y disponibilidad de terrenos
d. Consideraciones de las futuras ampliaciones o la previsión de límites de calidad de vertido más estrictos, que necesiten el diseño de tratamientos más sofisticados en el futuro.
e. Costo local del agua, por ejemplo: ciertos tratamientos sofisticados (osmosis inversa) podrían justificarse en determinadas regiones en que el costo del agua es elevado, y estarían fuera de lugar en regiones de bajo costo de agua.

Una vez considerado lo anterior se establecieron las siguientes alternativas de pretratamiento que pueden ser acoplados a humedales artificiales:

1. Lodos activados, convencional.
2. Lagunas de oxidación o estabilización.
3. Filtros percoladores.
4. Reactores anaerobios UASB.
5. Laguna Anaerobia.

Para facilitar la toma de decisiones fue necesaria la evaluación por proceso de cada uno de los cinco sistemas propuestos, donde se revisaron las eficiencias de remoción, el valor removido y la concentración del efluente de salida en base a la eficiencia de remoción, partiendo con los valores correspondientes a la calidad de agua residual promedio de la localidad de Loma de Zempoala. Durante el análisis,

estos datos se compararon de manera conjunta con la descripción y las características de cada proceso, así como sus ventajas y desventajas en relación a los costos de construcción, operación y mantenimiento; requerimiento de área, equipo y energía; y a la facilidad de operación.

En el caso de los lodos activados la principal desventaja fue el requerimiento de energía el cual es un requisito que incrementa los costos de operación; en el reactor anaerobio la limitante fue el costo y la operación, ya que es más caro que el filtro percolador y requiere un adecuado manejo de biogas. Por otra parte se encuentra la laguna anaerobia y la laguna de oxidación que a pesar de su bajo costo, el requerimiento de área no las convierte en la opción más viable para este caso en particular. Lo mismo sucede con el proceso que incluye sedimentador primario puesto que necesitaba de una mayor área para el tratamiento del agua residual, así como de celdas para el tratamiento de lodos.

Como resultado del análisis de factibilidad, al cual solo se hace referencia a manera de conclusión, el proceso de pretratamiento que ofreció una mayor ventaja fue el integrado por el desarenador, sedimentador primario y filtro percolador debido a su mínimo requerimiento de área, sencillez en su operación, garantía de una eficiencia confiable del sistema y a la flexibilidad de su diseño que permite el uso de roca de la región que abarata el sistema. Aunque la generación de lodos es un inconveniente en este proceso, se propone su solución incluyendo una celda humedal para el tratamiento de lodos [11].

La Figura 3.2 muestra el primer bosquejo del tren de tratamiento completo con sus correspondientes concentraciones esperadas al final de cada etapa, partiendo de las concentraciones encontradas en la comunidad de Loma de Zempoala. La descripción de cada etapa del proceso se explicara en las subsecuentes secciones.

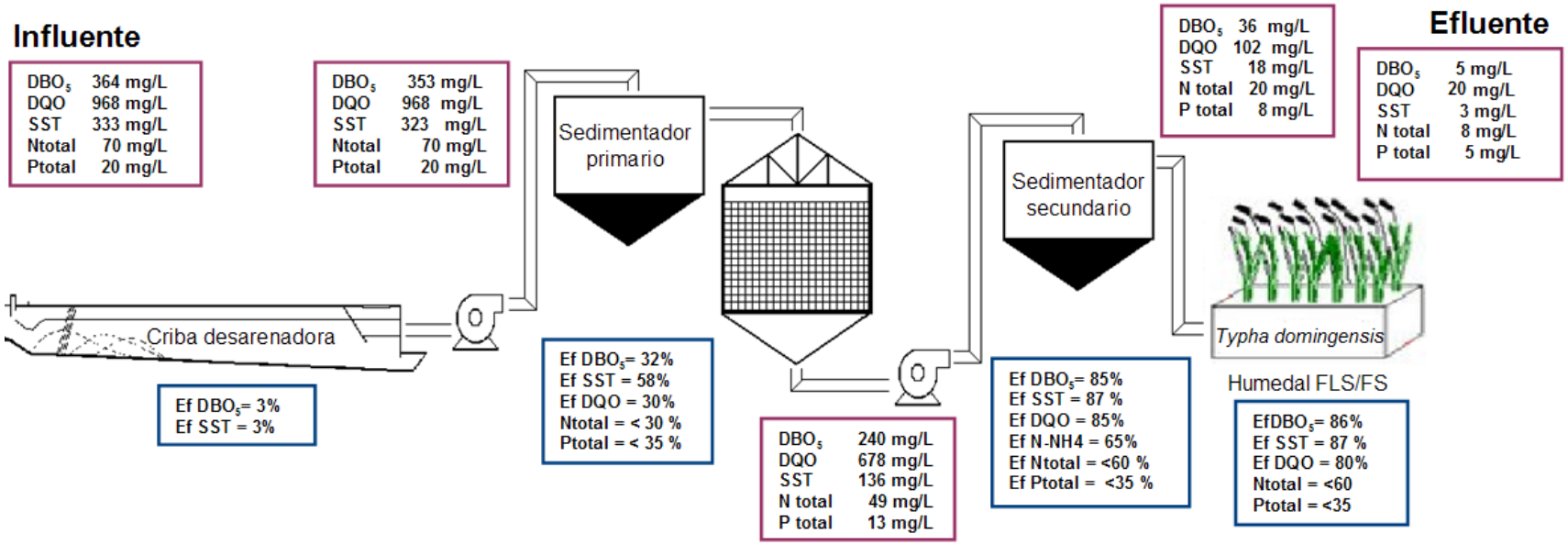


Figura 3.2 Eficiencias del proceso de tratamiento reactor filtro percolador con humedal artificial tipo sistema de agua libre superficial/sistema de flujo subsuperficial (FLS/FS) [12,13,14].

3.1.3 Pruebas experimentales a nivel laboratorio

Para llevar a cabo estas pruebas se recolectaron cerca de 45 ejemplares de la especie vegetativa *Typha domingensis* de los alrededores de la Laguna específicamente de la comunidad de Cahuageo durante el mes de marzo en el año 2007, mismas que fueron transportadas hasta el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico (CIDETEQ, S.C.) en un contenedor de 60 cm de ancho, 114 cm de largo y 60 cm de profundidad junto con agua tomada de la misma Laguna.

Una vez en el CIDETEQ se plantaron en celdas de prueba, por lo que se construyeron dos secuencias de tratamiento cada una representando a un diferente sistema humedal. Cada secuencia contó con tres celdas de acrílico de un centímetro de espesor, con las siguientes dimensiones: 50 cm de largo, 34 cm de ancho y 60 cm de alto. Las celdas estaban unidas entre sí mediante tubería de PVC industrial con su correspondiente válvula para hacer accesible la toma de muestra como se observa en la Figura 3.3c.

Para las celdas del humedal de flujo libre superficial (FLS) se colocó 18.5 cm de tierra lama compactada y se sembró *Typha domingensis*, una vez colocadas las plantas se hizo pasar agua residual preparada hasta alcanzar una altura de 50.5 cm (Figura 3.3a). En el humedal de flujo subsuperficial (FS) se colocaron 35 cm de grava con diámetro entre 0.8 y 1.5 cm, de la misma forma se sembró *Typha domingensis* para después ser llenado con agua a una altura de 33 cm (Figura 3.3b).

Cada secuencia de tratamiento incluía su propio tanque de alimentación, con 46cm de diámetro y 58 cm de altura, que suministraba a las tres celdas con un caudal de 0.02592 m^3/d. A partir del ancho y largo de la celda, la profundidad y la porosidad utilizada en cada humedal y el caudal se calcularon los tiempos de residencia que fueron de 2, 4 y 6 días para el humedal FLS y de 1, 2 y 3 días para el humedal FS.

Periódicamente se trasladaba el agua residual desde la zona de descarga ubicada en Loma de Zempoala, municipio de Yuriria hasta CIDETEQ mediante un tinaco de

450 L de volumen, llenado solamente hasta el 80% de su capacidad para evitar contingencias. Esta labor era necesaria para la preparación del agua a tratar, en la cual se mezclaba el 25% de agua residual sanitaria más el 75% de agua potable. Lo anterior se realizaba con la finalidad de simular la calidad de agua proveniente del filtro percolador y acortar el periodo de adaptación de las plantas.

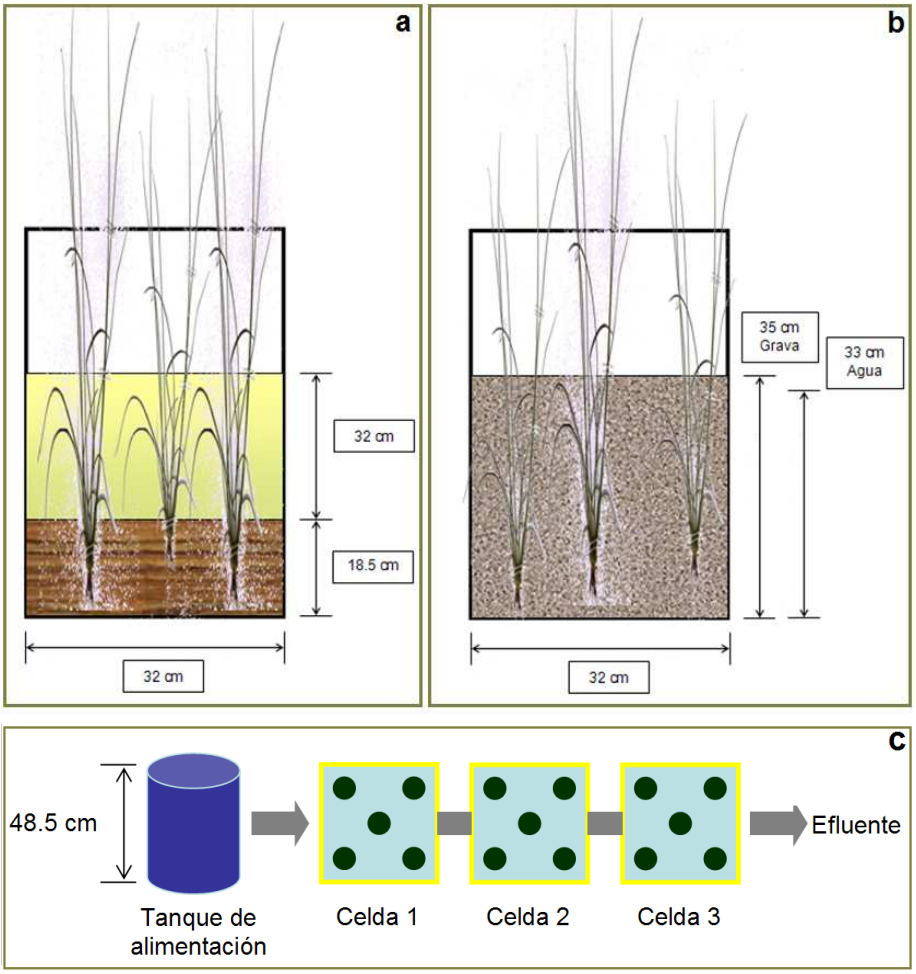


Figura 3.3 Diagrama de las pruebas experimentales. (a) Celda de prueba FLS, (b) Celda de prueba FS, (c) configuración de las celdas de prueba y ubicación de las plantas.

Una vez hecha la siembra y antes de iniciar el monitoreo de ambos humedales, se dejo un mes de acondicionamiento para permitir la adaptación de las plantas. También se observó un crecimiento de algas debido al efecto de la luz solar por lo que se cubrieron las celdas con bolsas de plástico negro.

Los análisis químicos efectuados abarcaron la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), la demanda química de oxígeno (DQO), el fósforo total (PT), el nitrógeno total Kjendahl (NTK) y los sólidos suspendidos totales (SST). Para la determinación de la DBO_5 se emplearon dos equipos para DBO_5 – Track de HACH, para la DQO se utilizaron los viales marca HACH de bajo rango 0-150 mg/L, para la determinación de fósforo se empleo el kit de fósforo total método 10127 (Molybdovanadate method) de la marca HACH, de igual forma el NTK se midió empleando el equipo Digestahl basado en el método Nessler (método 8075 de HACH) y finalmente para la determinación de los sólidos suspendidos totales (SST) se siguió la NMX-AA-034-SCFI-2001.

3.1.4 Evaluación de desempeño de las pruebas experimentales

3.1.4.1 Comportamiento del sistema y eficiencias obtenidas

Los datos de la Tabla 3.2 y 3.3 son el promedio de 43 días de monitoreo a las celdas de prueba a nivel laboratorio, del 4 de Mayo al 15 de Junio en el año 2007 con una temperatura promedio de 18.04^0C.

Tabla 3.2 Resultados de las pruebas de tratabilidad, humedal FLS

Tiempo de residencia	pH	DBO_5	DQO	SST	Fósforo Total	NTK
Influente	7.82	21.3	73.89	54.25	3.49	25.05
2 días	7.08	13.43	78.54	82.0	4.29	19.27
4 días	7.04	5.3	87.88	153.5	3.40	19.45
6 días	5.69	8.38	65.28	43.5	2.01	22.43
Eficiencia total		60.66%	11.65%	19.82%	42.41%	10.46%

*concentraciones en mg/l.

Las muestras fueron tomadas en el influente y en la salida de cada celda humedal con ayuda de las válvulas. El muestreo comenzaba en el influente (día cero), al paso de cada día se tomaba la muestra correspondiente en el humedal FS y después de cada dos días se tomaba la muestra del humedal FLS, de acuerdo al tiempo de residencia calculado en cada caso. La corrida de muestreos se realizaba

semanalmente. El tiempo de monitoreo fue de 7 semanas por tanto n es igual a 7 para cada punto de muestreo dependiendo del análisis químico efectuado.

Tabla 3.3 Resultados de las pruebas de tratabilidad, humedal FS.

Tiempo de residencia	pH	DBO_5	DQO	SST	Fósforo Total	NTK
Influente	7.83	34.31	113.81	59.75	4.34	54.14
1 día	6.68	9.80	52.33	48.86	2.63	46.13
2 días	6.52	11.48	35.51	23.00	1.6	43.69
3 días	6.66	5.55	31.30	32	3.0	37.17
Eficiencia total		83.82%	72.50%	46.44%	30.87%	31.34%

*concentraciones en mg/l.

De acuerdo con las eficiencias de remoción encontradas, la remoción de nitrógeno es más baja de lo esperado y los valores que resultan al evaluarla no cumplen la normatividad, no siendo del mismo modo para la carga orgánica y el fósforo. Como respuesta al bajo porcentaje de remoción de nitrógeno se decidió que ambos humedales construidos en la planta piloto fueran conectados en serie. Esta configuración se estableció con la intención de incrementar el porcentaje de remoción de nitrógeno para que los valores del efluente en la planta piloto fueran capaces de alcanzar la normatividad a cumplir.

3.1.4.2 Constantes y modelos de remoción (Reed *et al*, 1995) [13]

El comportamiento para la remoción de nitrógeno y DBO_5 en humedales artificiales esta descrito en la ecuación propuesta por Reed, misma que también es encontrada en investigaciones de Tchobanoglus y Culp (1980); y Kadlec y Knight (1996) para la remoción de DBO_5 en reacciones de primer orden flujo pistón. La ecuación presentada a continuación se deriva de la ecuación 2.1 y posee una dependencia directa con la temperatura:

$$\ln \frac{Co}{Ce} = - K_{v1} t \qquad (3.1)$$

siendo:

Ce = Concentración de contaminante en el efluente (mg/l)

Co = Concentración de contaminante en el influente (mg/l)

K_{1v} = Constante volumétrica para flujo de primer orden, dependiente de la temperatura (d^{-1})

t = Tiempo de residencia hidráulico (d)

Sin embargo el fósforo depende del área superficial de deposición de los sedimentos que retienen al fósforo y no de las reacciones ocurridas en un área superficial específica por esta razón se seleccionó el modelo propuesto por Kadlec & Knight descrito por la siguiente ecuación y que se desprende de la ecuación 2.5:

$$\ln \frac{Co}{Ce} = \left[\frac{-K_1}{HLR} \right] \tag{3.2}$$

donde

Ce = Fósforo en el efluente (mg/L)

Co = Fósforo en el influente (mg/L)

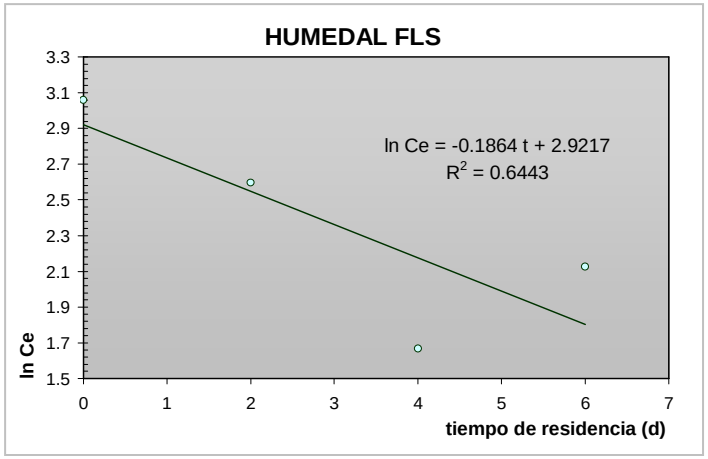
K_1 = Constante para estimar la remoción de fósforo (cm/d)

HLR = Carga hidráulica (cm/d)

Para que las unidades coincidan con la ecuación anterior, a la ecuación 2.3 que define el cálculo de la carga hidráulica se le adiciona un coeficiente de conversión b (100 cm/m) y así se tiene:

$$HLR = \frac{(b)(Q)}{As} \tag{3.3}$$

Al ajustar el promedio de los datos resultantes de todos los experimentos efectuados en las celdas de prueba a nivel laboratorio, se obtuvieron las siguientes gráficas, del mismo modo también se muestran las Tablas 3.4 y 3.5 con los correspondientes valores de las constantes obtenidos al aplicar el modelo.



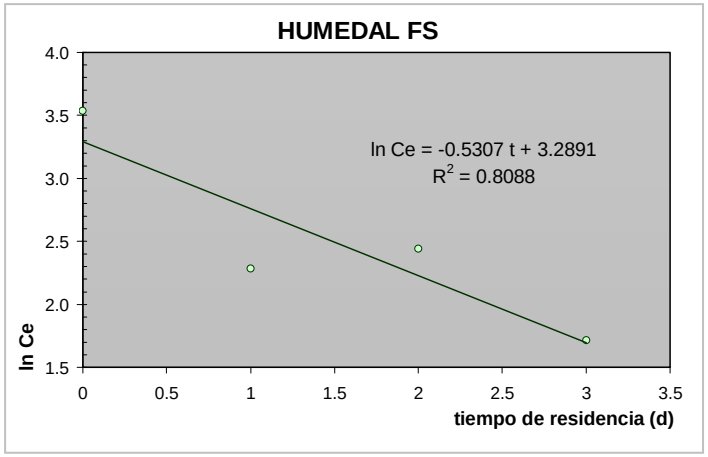
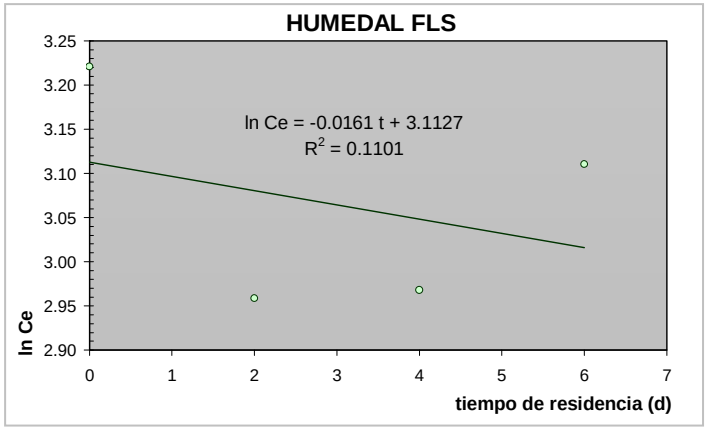
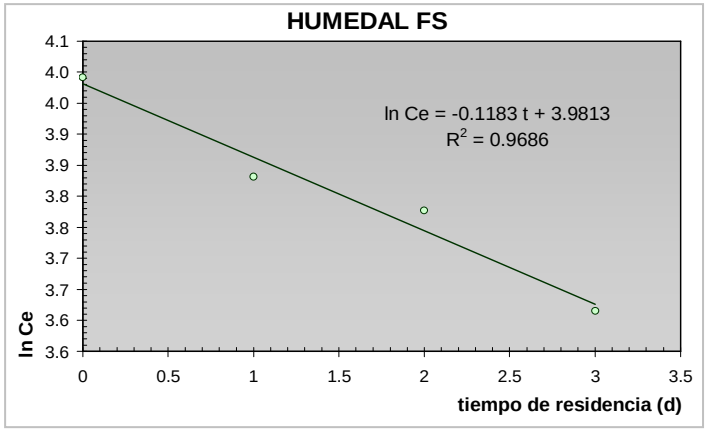


Figura 3.4 Comportamiento en la remoción de DBO_5, para las pruebas experimentales a nivel laboratorio en el humedal FLS y FS.

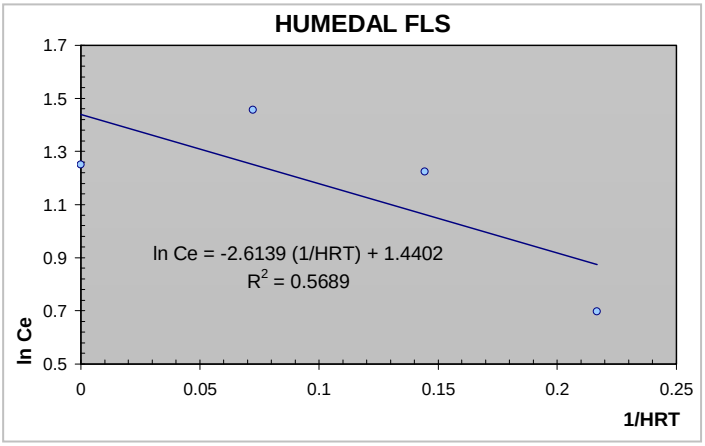




3.5 Comportamiento en la remoción de nitrógeno (NTK), para las pruebas experimentales a nivel laboratorio en el humedal FLS y FS.

Tabla 3.4 Valores de las constantes para la remoción de DBO_5 y Nitrógeno obtenidos durante las pruebas experimentales a nivel laboratorio.

Parámetro	Humedal	K_{v1} (d^{-1})
DBO_5	FLS	0.1864
	FS	0.5307
Nitrógeno	FLS	0.0161
	FS	0.1183



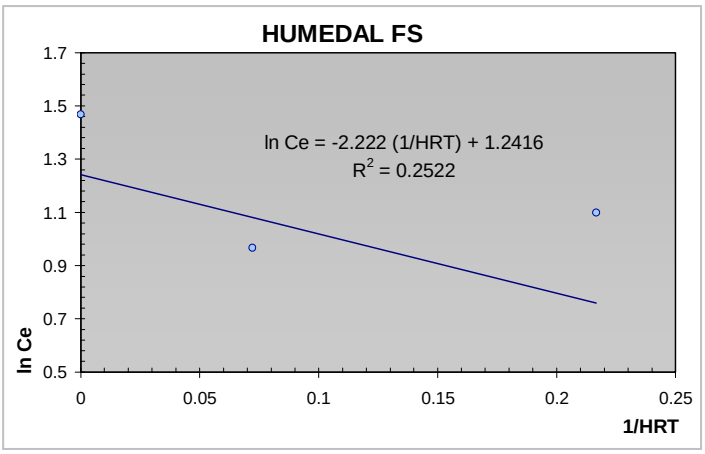


Figura 3.6 Comportamiento en la remoción de fósforo total (PT), para las pruebas experimentales a nivel laboratorio en el humedal FLS y FS.

Tabla 3.5 Valores de las constantes para la remoción de Fósforo obtenidos durante las pruebas experimentales a nivel laboratorio.

Parámetro	Humedal	K_1 (cm/d)
Fósforo	FLS	2.6139
	FS	2.222

3.1.5 Estimación del área superficial para la construcción de las celdas humedales (Reed *et al*, 1995) [13]

Existen diferentes procedimientos para el diseño de humedales artificiales y seguirá siendo así mientras no exista un consenso entre los expertos acerca de cuál es la mejor aproximación. La aproximación presentada aquí supone que las reacciones biológicas ocurridas en los humedales son similares a las descritas en otros procesos de película fija para el tratamiento de agua residual. Como ya se mencionó la ecuación 2.12, repetida en este apartado, es aplicable en el diseño de humedales FLS y FS para la remoción de DBO_5 y nitrógeno.

$$As = \frac{Q \ln(Co/Ce)}{K_{v1} y n} \qquad (2.12)$$

Donde:

Ce = DBO_5 o nitrógeno en el efluente (mg/l)

Co = DBO_5 o nitrógeno en el influente (mg/l)

Q = Flujo medio del sistema (m^3)

As = Área superficial del humedal (m^2)

y = profundidad o tirante de agua (m)

n = Porosidad del sistema en fracción decimal

De acuerdo con Arrhenius la constante cinética sugiere que la velocidad de reacción se incrementa con la temperatura, para un rango de 0 a 35^0C la dependencia de la constante se simplifica y tomando de referencia una temperatura de 20^0C, a partir de la ecuación 2.11 se tiene la ecuación:

$$K_T = K_{v1} = K_{20} (1.06)^{(T-20)} \qquad (3.4)$$

$$K_{20} = 0.2779\ d^{-1} \qquad (3.5)$$

$$K_{20} = 1.104\ d^{-1} \qquad (3.6)$$

La ecuación 3.4 se emplea cuando se pretende remover DBO_5, el valor de la constante a 20^0C de la ecuación 3.5 es utilizada en humedales FLS mientras el valor de la ecuación 3.6 es para humedales FS. Es el mismo caso cuando se desea

encontrar el valor de la constante para la remoción de nitrógeno. La ecuación 3.7 se aplica en humedales FLS, en humedales FS se realizan los cálculos con la ecuación 3.8 y 3.9.

$$K_T = K_{v1} = 0.2187\ (1.048)^{(T-20)}\ (1^0C+) \qquad (3.7)$$

$$K_T = K_{v1} = K_{NH}\ (1.048)^{(T-20)}\ (1^0C+) \qquad (3.8)$$

$$K_{NH} = 0.01854 + 0.3822\ (rz)^{2.6077} \qquad (3.9)$$

donde:

K_{NH} = Constante de nitrificación a 20 ^{0}C (d^{-1})

rz = Porcentaje ocupado por la raíz en fracción decimal

Se supone un valor de 50% para el espacio ocupado por la raíz debido a que el medio a utilizar es grava y a que no se utilizan medidas especiales.

El modelo propuesto para la remoción de fósforo fue desarrollado principalmente para humedales FLS, sin embargo también es válido para los humedales FS. Debido a que la constante obtenida representa la remoción con respecto a la distancia recorrida se utiliza la ecuación 2.13 para el cálculo del área superficial, si se incluye el coeficiente de conversión la ecuación resultante es:

$$As = \frac{(b)(Q)\ \ln(Co/Ce)}{K_1} \qquad (3.10)$$

donde

K_1 = Constante para estimar la remoción de fósforo

K_1 = 2.73 cm/d

En seguida se muestran los datos iniciales que se requirieron para dimensionar los humedales tanto del tipo FLS y FS.

	FLS	**FS**
y	0.46m	0.6m

	FLS	FS
n	0.65	0.5

La porosidad se tomo del valor mínimo de los propuestos para un humedal artificial de flujo libre superficial, el rango varía entre 0.65 y 0.75. De la misma forma se tomó el valor más bajo de los diseños típicos para la profundidad del humedal FLS ya que el rango está entre 0.46 m y 1 m la variación depende de la temporada y de la calidad de agua esperada. La profundidad del humedal FS es la sugerida por Reed *et al* (1995), usada para operar humedales de este tipo en los Estados Unidos y la porosidad del humedal FS como antes se mencionó fue obtenida mediante pruebas de laboratorio.

	DBO_5	NT	Fósforo Total
Co (mg/l)	36	20	8
Ce (mg/l)	5	8	5

Las concentraciones de entrada y salida son las que de acuerdo con la literatura se esperarían a la salida del filtro percolador/entrada de los humedales y a la salida de los humedales después de evaluar la eficiencia, estos datos se pueden verificar en la Figura 3.2.

Para realizar el diseño de cada humedal artificial se eligió la mitad del flujo promedio que vierte el filtro percolador que es de 2.5 m^3/d, ya que está diseñado para soportar un caudal de 5 m^3/día. También se consideró en el diseño una temperatura de 19.2^{0}C, temperatura promedio para el municipio de Yuriria, Guanajuato.

En base a los datos anteriores y al procedimiento para calcular el área superficial propuesto por Reed et al (1995), se obtuvieron los valores para las constantes de remoción de las Tablas 3.6 y 3.7. Mientras las áreas superficiales preliminares requeridas en la remoción de DBO_5, Nitrógeno y Fósforo se encuentran en la Tabla 3.8.

Tabla 3.6 Valores de las constantes para la remoción de DBO_5 y Nitrógeno encontradas mediante la estimación del área superficial, Reed *et al* (1995).

Parámetro	Humedal	K_{v1} (d^{-1})
DBO_5	FLS	0.6471
	FS	1.0537
Nitrógeno	FLS	0.2106
	FS	0.0783

Tabla 3.7 Valores de las constantes para la remoción de Fósforo encontradas mediante la estimación del área superficial, Reed et al *(1995)*.

Parámetro	Humedal	K_1 (cm/d)
Fósforo	FLS	2.73
	FS	2.73

Tabla 3.8 Resultados de la estimación del área preliminar para los humedales FLS y FL en la remoción de DBO5, nitrógeno y fósforo.

	Área superficial (m^2)		Longitud (m)		Ancho (m)		Relación L:A	
	FLS	FS	FLS	FS	FLS	FS	FLS	FS
DBO_5	25.5	20.54	14	14	1.82	1.46	7.69	9.58
Nitrógeno	36.37	97.90	14	14	2.59	6.99	5.4	2
Fósforo	**43**	43	**14**	14	**3**	3	**4.66**	4.66

Cuando se diseña un humedal FLS para la remoción de DBO_5, fósforo y de amonio, el área usada para el diseño es la más grande de las tres y no la suma por lo tanto se ocupará el área de 43.00m^2. Aunque no es el caso, es importante señalar que con el fósforo se pueden llegar a tener áreas muy grandes para lograr niveles bajos de concentración en el efluente y por consecuencia los costos se incrementarían. Si esto ocurre una buena aproximación para determinar el área se tiene al tomar las dimensiones respecto a la remoción de nitrógeno.

Las dimensiones obtenidas en esta sección fueron la base de partida para la construcción de la planta piloto con un largo de 14 m, un ancho 3 m y una profundidad (0.46m para el humedal FLS, 0.60m para el humedal FS).

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.