



**CENTRO DE INVESTIGACION DE MATERIALES
AVANZADOS, S.C.**

POSGRADO

***“Selección de plantas acuáticas para establecer
humedales en el estado de Durango”***

Tesis que como Requisito para obtener el Grado de Doctor en
Ciencia y Tecnología Ambiental presenta:

MA ELENA PÉREZ LÓPEZ

Director: **DR. GUILLERMO GONZÁLEZ SÁNCHEZ**
Directora externa: **DRA. ADRIANA MARTINEZ PRADO**

Chihuahua, Chihuahua, Oct 2009

*Se dedica esta investigación a todas aquellas personas quienes,
trabajando tras bambalinas, tuvieron un peso determinante para la
culminación de este proyecto.*

*En especial al Lic. Federico Stockon y a Elvira (Vivi, la más
bonita)*

Agradecimientos:

Fueron muchos los que apoyaron, si omito alguno perdón.

Al Instituto Politécnico Nacional, por el financiamiento y las facilidades para realizar este trabajo.

Un agradecimiento profundo a la Dra. Ma. Adriana Martínez Prado, porque nunca dejo de confiar en mí, ni de apoyarme, aun en los momentos más lánguidos.

Al Lic. Federico Stockton y a Vivi, sin sus atinados consejos nunca habría logrado terminar esto.

Al Dr. German Cuevas Rodríguez, por sus consejos y ayuda.

A mi director, el Dr. Guillermo González Sánchez, por apoyarme.

También a la madrastra, que mortificó y mortificó y casi me destruyó, pero con intervención (de los padrinos mágicos): Lic Stockton y Vivi, esto se llevó a feliz término.

A mi familia que soportó todas mis ausencias y aun así después me recibieron.

A mis compañeros de trabajo.

A los miembros del jurado, en especial al Dr. Erasmo Orrantia Borunda y la Dra. Ma. Elena Montero Cabrera, quienes me examinaron y me ayudaron a dar lo mejor de mí.

Mil gracias a todos.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	1
I. INTRODUCCIÓN	2
<i>Objetivo General</i> -----	2
Objetivos Particulares-----	3
<i>Hipótesis</i> -----	3
II. ANTECEDENTES	4
2.1. ÁREA DE ESTUDIO	4
2.2. CALIDAD DEL AGUA	4
2.3. SISTEMAS DE TRATAMIENTO	4
2.4. DEFINICIÓN DE HUMEDALES	5
2.5. MECANISMOS DE DEPURACIÓN EN HUMEDALES	6
2.6. LAS PLANTAS, CONSTITUYENTE PRINCIPAL DE LOS HUMEDALES.	7
A). Plantas emergentes-----	7
B). Plantas flotantes -----	7
C). Plantas sumergidas -----	8
2.6.1. <i>Desempeño de las plantas acuáticas</i> -----	8
2.7. LOS HUMEDALES COMO SISTEMAS DE TRATAMIENTO.....	9
2.7.1. <i>Tipos de Humedales Artificiales</i> -----	12
2.7.1.1. Humedales de Flujo Libre Superficial -----	12
2.7.1.2. Humedal de Flujo Libre Sub-superficial -----	12
2.7.1.3. Sistemas Híbridos -----	14
2.7.2. <i>Funcionamiento del humedal artificial vs métodos tradicionales</i> -----	15
Ventajas: -----	15
Desventajas: -----	15
Costos: -----	16
2.7.3. <i>Mecanismos de remoción de los constituyentes y transformaciones</i> -----	18
2.8. DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES	18
2.8.1. <i>Criterios generales de diseño</i> -----	19
2.8.2. <i>Consideraciones básicas</i> -----	19
2.9. EXPERIENCIAS	19
A). Remoción de DBO-----	20
B). Remoción de sólidos suspendidos totales-----	20
C). Remoción de nitrógeno -----	20
D). Remoción de fósforo-----	21
E). Remoción de metales -----	21
F). Remoción de constituyentes orgánicos traza -----	23
G). Remoción de organismos patógenos-----	23
III. METODOLOGÍA	24
3.1. CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO EL TUNAL	24
3.1.1. <i>Descripción del sitio de estudio</i> -----	24
3.1.2. <i>Parámetros revisados y métodos de análisis</i> -----	24
3.1.3. <i>Muestreos</i> -----	26
3.1.4. <i>Análisis de la información</i> -----	26
3.2. MUESTREO Y SELECCIÓN DE PLANTAS ACUÁTICAS	27
3.2.1. <i>Descripción de sitios</i> -----	27
3.2.2. <i>Muestreos de Plantas y Agua</i> -----	27

3.2.2.1. Recolección de Plantas -----	27
3.2.2.2. Calidad del Agua-----	27
3.2.3. <i>Análisis de la información</i> -----	28
3.3. EVALUACIÓN DE MICRO-HUMEDALES.....	28
3.3.1. <i>Constituyentes del micro-humedal</i> -----	28
3.3.1.1. Características del Soporte-----	28
3.3.1.2. Plantas Seleccionadas -----	31
3.3.2. <i>Valoración de los micro-humedales</i> -----	31
3.3.2.1. Sistemas de tratamientos establecidos-----	32
A) Primera fase experimental -----	32
B) Segunda fase experimental -----	33
C) Tercera fase experimental-----	34
3.3.3. <i>Análisis de la información</i> -----	35
3.3.3.1. Cinética para coliformes fecales -----	35
3.3.3.2. Remoción de iones -----	35
3.3.3.3. Análisis estadístico -----	36
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
4.1. CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO EL TUNAL	37
4.2. SELECCIÓN DE PLANTAS ACUÁTICAS.....	39
4.2.1 <i>Descripción de sitios y plantas colectadas</i> -----	39
a) <i>Sitio 3, Agua Limpia</i> -----	44
b) <i>Sitio 8, Agua Residual.</i> -----	45
c) <i>Sitio 8, Agua Eutrofizada</i> -----	46
4.3. EVALUACIÓN DE MICRO-HUMEDALES	47
4.3.1. <i>Constituyentes del micro-humedal</i> -----	47
4.3.1.1. Características del Soporte.-----	47
4.3.1.2. Tiempo en alcanzar el equilibrio: -----	50
4.3.1.3. Tiempo de Vida Útil:-----	50
4.3.1.4. Plantas Seleccionadas -----	52
4.3.2. <i>Valoración de los Micro-humedales.</i> -----	56
4.3.2.1 Primera fase experimental -----	56
4.3.2.2. Características del agua después de pasar por los microhumedales -----	56
4.3.2.3. Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) -----	61
4.3.3. <i>Segunda fase experimental</i> -----	62
4.3.3.1 Comparación en eficiencias entre fase uno y dos-----	63
4.3.3.4. <i>Tercera fase experimental</i> -----	65
V. CONCLUSIONES	68
VI. REFERENCIAS.....	69
ANEXO I. DATOS CALIDAD DEL AGUA.	75
ANEXO II. FOTOS DE PLANTAS COLECTADAS.	77
ANEXO III. DATOS: EVALUACIÓN DE MICRO-HUMEDALES.	79
PRIMERA FASE:	79
SEGUNDA FASE:	86
TERCERA FASE:	92

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. HUMEDALES (CIÉNEGAS) INDUCIDOS POR DESCARGAS INDEBIDAS DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA, EN EL MUNICIPIO DE DURANGO, DURANGO-----	6
FIGURA 2. PROCESOS DE DEPURACIÓN DE LOS HUMEDALES -----	6
FIGURA 3. TIPOS DE PLANTAS ACUÁTICAS -----	8
FIGURA 4. HUMEDAL DE FLUJO LIBRE SUPERFICIAL -----	13
FIGURA 5. HUMEDAL DE FLUJO SUMERGIDO HORIZONTAL -----	14
FIGURA 6. HUMEDAL DE FLUJO HIBRIDO SUMERGIDO -----	14
FIGURA 7. COSTO ANUAL PARA TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUAL, MOSTRANDO LOS TRES FACTORES DE GASTO: TRATAMIENTO DE LODO, MANTENIMIENTO Y CONSUMO DE ENERGÍA, LOS DATOS SON DE ALEMANIA, MÉXICO Y OTROS PAÍSES LATINOAMERICANOS-----	16
FIGURA 8. UBICACIÓN DEL RÍO EL TUNAL-----	25
FIGURA 9. UNIDADES EXPERIMENTALES; ARRIBA A LA DERECHA, ACERCAMIENTO A LA GRAVA EMPLEADA; EL RESTO DE LAS FOTOS MUESTRA EL ACOMODO DE LAS PLANTAS AL INICIO DEL EXPERIMENTO EN MARZO DEL 2004 -----	33
FIGURA 10. DISTRIBUCIÓN DE PLANTAS Y DIMENSIONES DE LAS UNIDADES EXPERIMENTALES, FLECHAS INDICAN LA CIRCULACIÓN DEL AGUA -----	34
FIGURA 11. DIAGRAMA DE ÁRBOL, DONDE SE AGRUPAN LOS SITIOS DE MUESTREO DE ACUERDO CON SU SIMILITUD EN LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS Y MICROBIOLÓGICAS DEL AGUA -----	38
FIGURA 12. CALIDAD DE AGUA DEL RÍO EL TUNAL -----	39
FIGURA 13. DENDOGRAMA SOBRE RIQUEZA LA ESPECIES, LA CUAL ES MUY PARECIDA ENTRE ELLOS (POSEEN LA MISMA CANTIDAD DE ESPECIES) -----	42
FIGURA 14. SITIO 3. AGUA LIMPIA-----	44
FIGURA 15. SITIO 8, AGUA RESIDUAL-----	45
FIGURA 16. GRÁFICOS PARA FOSFATOS; LAS <i>Ec. 1 y 3</i> LÍNEARIZADAS. LA MEJOR CORRELACIÓN SE OBTUVO CON LA ECUACIÓN DE LANGMIUR -----	49
FIGURA 17. GRÁFICOS PARA AMONIACO; LAS <i>Ec. 1 y 3</i> LÍNEARIZADAS. LA MEJOR CORRELACIÓN SE OBTUVO CON LA ECUACIÓN DE LANGMIUR -----	51
FIGURA 18. VELOCIDADES DE ADSORCIÓN, PARA 10 Y 100 PPM DE <i>FS</i> -----	51
FIGURA 19. EJEMPLAR DE COLECCIÓN Y VISTA DE CAMPO DE <i>ELEOCHARIS DENSA</i> .-----	54
FIGURA 20. EJEMPLAR DE COLECCIÓN DE <i>SCHOENOPLECTUS TABERNAMONTANI</i> Y SU VISTA EN CAMPO. -----	55
FIGURA 21. EJEMPLAR DE COLECCIÓN DE <i>SCHOENOPLECTUS AMERICANUS</i> Y SU VISTA EN CAMPO. --	55
FIGURA 22. CAMBIOS EN PH, ENTRE LOS TRATAMIENTOS Y CICLO -----	58
FIGURA 23. CAMBIOS EN CONDUCTIVIDAD, ENTRE TRATAMIENTOS Y CICLOS -----	58
FIGURA 24. CAMBIOS EN NITRÓGENO AMONICAL -----	59
FIGURA 25. CAMBIOS EN <i>FS</i> , ENTRE TRATAMIENTOS Y CICLOS-----	60
FIGURA 26. CINÉTICA DE DECAIMIENTO DE <i>CF</i> -----	61
FIGURA 27. DIFERENCIAS NO ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE LAS CONSTANTES DE DECAIMIENTO DE <i>CF</i> ENTRE SISTEMAS DE ED DE LA FASE UNO Y LA DOS ($VALOR-F = 2.42$ Y $VALOR- P = 0.094$).-----	64
FIGURA 28. MUESTRA LOS GRÁFICOS DE LOS VALORES PROMEDIO DE 4 CORRIDAS EN LA EFICIENCIA LOGRADA POR LOS SISTEMAS. LOS VALORES DE <i>F</i> Y <i>P</i> RESPECTIVOS ESTÁN EN EL CUADRO 16 -	65
FIGURA 29. LOS CONTENIDOS FINALES ENTRE INFLUENTE Y EFLUENTES SE PRESENTAN; UN ANÁLISIS DE <i>T STUDENT</i> , AL $A = 0.05$, SE REALIZÓ PARA LOS EFLUENTES DE LOS SISTEMAS ESTUDIADOS, LETRAS IGUALES SIGNIFICA QUE NO FUERON DIFERENTES-----	67

LISTA DE CUADROS

CUADRO 1. APLICACIONES DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES Y DE LOS SISTEMAS ACUÁTICOS DE TRATAMIENTO	11
CUADRO 2. TIPOS DE HUMEDALES ARTIFICIALES	13
CUADRO 3. PRINCIPALES MECANISMOS DE REMOCIÓN Y TRANSFORMACIÓN EN HUMEDALES ARTIFICIALES PARA LOS CONSTITUYENTES IMPORTANTES EN LAS AGUAS RESIDUALES.....	17
CUADRO 4. RESULTADOS EN LA PRUEBAS DE ANOVA Y MANOVA PARA LA HIPÓTESIS NULA DE NO DIFERENCIA EN LA CALIDAD DEL AGUA ENTRE LOS CLÚSTER $n = 4, 4$ Y 7 PARA CADA CLÚSTER Y PARA CADA PARÁMETRO. VALORES PROMEDIO POR PARÁMETRO.	40
CUADRO 5. RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE ANOVA Y MANOVA PARA LA HIPÓTESIS NULA DE NO DIFERENCIAS ENTRE SITIOS PARA LOS PARÁMETROS DE CALIDAD DE AGUA CON $n = 4$ PARA CADA TRATAMIENTO Y PARÁMETRO. VALORES EXPRESADOS EN MEDIA (DESVIACIÓN ESTÁNDAR)	41
CUADRO 6. ESPECIES DE PLANTAS POR SITIO, ABUNDANCIA Y TIPO GENERAL EN TRES LOCALIDADES DEL RÍO EL TUNAL, DURANGO, MEXICO. VALOR DE IMPORTANCIA (IV%) OR FRECUENCIA RELATIVA EXPRESADA COMO $X =$ RARA, $XX =$ COMÚN Y $XXX =$ MUY ABUNDANTE. TIPOS MORFOLÓGICOS EN ACUERDO US EPA (2000)	43
CUADRO 7. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LAS GRAVAS	47
CUADRO 8. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DE LA GRAVA, PROMEDIO DE TRES REPETICIONES ...	48
CUADRO 9. RESULTADOS DEL ENSAYO DE ADSORCIÓN DE FOSFATOS DE AGUA RESIDUAL DE LA ENTIDAD	48
CUADRO 10. RESULTADOS DEL ENSAYO DE ABSORCIÓN DE NITRÓGENO AMONIACALO DE AGUA RESIDUAL DE LA ENTIDAD	50
CUADRO 11. TIEMPO DE VIDA ÚTIL DEL MICRO-HUMEDAL REMOVIENDO FS, BAJO DIFERENTES CONDICIONES, $A >$ CONCENTRACIÓN $<$ TIEMPO Y $A >$ TRH $>$ TIEMPO DE VIDA ÚTIL.....	53
CUADRO 12. LISTA DE ESPECIES QUE FUERON LLEVADAS AL INVERNADERO Y PUESTAS EN MACETAS CON SUELO DEL LUGAR EN SEP 2004, FUERON DEL TIPO: II = EMERGENTE; III = FLOTANTE LIBRE; V = FLOTANTE ENRAIZADA Y VI = SUMERGIDA	53
CUADRO 13. VALORES PROMEDIO (\pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR, DE 4 ENSAYOS X DUPLICADO) EN CONTENIDOS FINALES DEL INFLUENTE Y EFLUENTES PARA PH, CE, N-(NH ₄ ⁺ /NH ₃), FS Y CF Y PRUEBA ESTADÍSTICA	57
CUADRO 14. VALOR PROMEDIO, % DE LAS EFICIENCIAS POR SISTEMA (\pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR)	57
CUADRO 15. VALORES PROMEDIO PARA 4 CORRIDAS INFLUENTE Y EFLUENTE DE ED, B Y A (\pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR). LETRAS IGUALES SIGNIFICA QUE NO FUERON DIFERENTES ESTADÍSTICAMENTE	63
CUADRO 16. VALORES PROMEDIO (\pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR) EN LA EFICIENCIA ALCANZADA EN 4 REPETICIONES ANOVA'S UNIVARIDOS APLICADOS PARA: FS, CF Y N-(NH ₄ ⁺ /NH ₃) ..	64
CUADRO 17. VALORES PROMEDIO (\pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR) DE 7 REPETICIONES DEL INFLUENTE Y LOS EFLUENTES CON SUS RESPECTIVAS EFICIENCIAS.....	66
CUADRO 18. RESULTADOS DE PRUEBA T CON UN $\alpha = 0.05$, EN ROJO LOS VALORES SIGNIFICATIVOS	66
CUADRO 19. EFICIENCIA EN % ALCANZADA ENTRE LAS DIFERENTES FASES POR ED AÑO	67

RESUMEN

Este trabajo muestra información que permite establecer como sistema de tratamiento terciario de aguas residuales domésticas a los humedales artificiales y con ello, apoyar a los sistemas locales de tratamiento a cumplir con el contenido de coliformes fecales que solicita la normatividad en materia de descargas de agua (10 Unidades formadoras de colonias/mL), además de bajar los contenidos de fósforo y nitratos y evitar con ello la eutrofización de los cuerpos de agua.

Lo primero fue reconocer la calidad del agua del Río El Tunal con base a sus características físico-químicas y microbiológicas. De acuerdo a esto se establecieron tres intervalos de calidad y en cada uno se realizó un inventario de las especies de plantas acuáticas presentes. Diez fueron llevadas al invernadero para evaluar su capacidad de adaptación y la facilidad en su reproducción; de ellas, se seleccionaron tres para establecer micro-humedales sub-superficiales de 100 L con grava de río como soporte. A dicho soporte se le evaluó por separado su capacidad de remoción de fósforo y nitratos, mediante un estudio de isotermas de intercambio iónico.

Utilizando agua residual doméstica, generada en la región, se realizaron 17 corridas en diferentes tiempos, y con ellas se calculó la capacidad de los micro-humedales para remover: coliformes fecales [unidades formadoras de colonias por mL⁻¹, en agar verde bilis brillante] (CF), fosfatos solubles en mg L⁻¹ (FS) y nitrógeno como amonio/amoniaco en mg L⁻¹ ($N-NH_4^+/NH_3$), además de medir los cambios en conductividad eléctrica en $\mu S\text{cm}^{-1}$ (CE) y pH. Con la información anterior se determinaron los tiempos de retención hidráulica (TRH) necesarios para llevar cabo la remoción de FS, $N-NH_4^+/NH_3$ y CF.

Las diferencias univariadas y multivariadas (ANOVA y MANOVA) encontradas entre los parámetros medidos tanto en el agua del río, como en los tratamientos, fueron validadas con ayuda del programa STATISTICA (StatSoft, 2004), usando un valor de $\alpha = 0.05$ para todas las pruebas efectuadas.

El trabajo se llevó a cabo de Marzo 2003 a Septiembre del 2006; encontrándose, con base a las características físico-químicas y microbiológicas del agua del cauce del Río El Tunal, tres intervalos de calidad, a los que se les denominaron: *limpia*, *eutroficada* y *residual*. Donde el *agua limpia* presentó sólidos totales en mg L⁻¹ (ST) bajos, baja CE y cifras normales de oxígeno disuelto en mg L⁻¹ (OD); la *eutroficada* presentó alto OD y ST y poco o ausencia de CF y la *residual* tiene altas cifras de ST, CE, CF y ausencia de OD. Los contaminantes más importantes fueron: CF, FS, $N-NH_4^+/NH_3$ y ST.

Dentro del cauce del río se inventariaron 28 especies de plantas acuáticas. De éstas *Eleocharis densa*, *Schoenoplectus americanus* y *S. tabernaemontani* fueron usadas en la construcción de los micro-humedales. Las eficiencias promedio, alcanzadas por los sistemas, fueron: de 98.46 a 99.78% en remoción de CF, de 89 a 99% en FS y de 93 a 99 % en $N-NH_4^+/NH_3$. Las tres especies de plantas acuáticas mostraron la misma eficiencia en la remoción, por lo que cualquiera de ellas puede ser usada en la construcción de humedales, siempre que se escalen bajo el mismo régimen (mismo tirante de agua y tipo de grava). El efecto depurador de la grava (su equilibrio con la fase líquida en cuanto al contenido de FS) se alcanzó en 1.53 días, y para el decaimiento de CF, el TRH promedio para la remoción fue de 4.96 días.

I. INTRODUCCIÓN

La Comisión Nacional del Agua (CNA), en su Programa Nacional Hidráulico 2001-2006 mencionó que el 24% de los cuerpos de agua de la República Mexicana están contaminados, lo que impide su utilización directa en prácticamente cualquier actividad y en algunos casos se encuentran algunas sustancias tóxicas. Los principales contaminantes son: coliformes fecales, grasas y aceites, ortofosfatos, sólidos disueltos y detergentes.

Lo anterior se basa en el hecho de que la mayor parte de las poblaciones e industrias carecen de sistemas de tratamientos de aguas residuales que les permitan depurar sus efluentes y con esto evitar la contaminación de sus cuerpos receptores.

En Durango, Dgo., también ocurre lo anterior, de acuerdo con los resultados arrojados por trabajos realizados en el CIIDIR-IPN, donde se indica que el agua residual tratada ($2.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), vertida en corrientes de agua superficial, usada en riego 4 meses del año, no cumple con las características físico-químicas y microbiológicas requeridas por la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Pérez *et al.*, 2000 y 2002; Vicencio *et al.*, 2003).

Las lagunas de estabilización y los humedales artificiales son opciones de bajo costo, utilizadas como tratamiento secundario y terciario dentro de los sistemas depuradores de agua residual (Seyring, 2003; Mannino *et al.*, 2008). En el estado de Durango se utilizan lagunas de estabilización para el tratamiento de las aguas residuales de algunos de sus municipios, donde el agua tratada es utilizada para riego.

En cambio, la tecnología de humedales artificiales no ha sido utilizada, en gran medida debido a que no existe la información básica para evaluar su potencial. Dichos aspectos básicos implican, entre otras cosas, reconocer los sitios que son humedales naturales, su potencial como depuradores del ambiente, las especies vegetales involucradas en el proceso, los tipos de soportes disponibles y sus constantes de remoción; información necesaria para proponer y determinar diseños.

De acuerdo con esto, las contribuciones de este trabajo son referidas a presentar una caracterización de calidad de agua superficial de la región, así como valorar si la construcción de humedales puede ayudar a evitar que la contaminación llegue a los cuerpos de agua. Con esto, se apoyará, a los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas de la región, a cumplir con la normatividad, en lo demandado en materia de descarga de agua residual (NOM-001-SEMARNAT-1996).

Objetivo General

Establecer las bases para el diseño, la construcción y la aplicación de humedales artificiales en la depuración de agua residual doméstica para el estado de Durango.

Objetivos Particulares

- ✓ Inventariar las especies de plantas acuáticas con respecto a las calidades de agua presentes.
- ✓ Seleccionar las especies de plantas más idóneas para su uso en la construcción de humedales artificiales.
- ✓ Establecer y evaluar micro-humedales tipo sub-superficial en la depuración de agua residual doméstica.

Hipótesis

- ✚ Los microhumedales son más eficientes en la depuración de agua residual doméstica, que las lagunas de oxidación, por la presencia de plantas acuáticas.
- ✚ Dentro de los constituyentes de un humedal artificial, las plantas acuáticas presentan diferencias en su desempeño para depurar agua residual doméstica de acuerdo a la especie utilizada.

II. ANTECEDENTES

2.1. ÁREA DE ESTUDIO

El estado de Durango, es el cuarto en extensión en la República Mexicana, con una población de 1, 683,000 habitantes. En el municipio que lleva el mismo nombre, está ubicado el Valle del Guadiana, que significa bañado por ríos. Tiene dos vertientes principales una llamada la Sauceda y otro El Tunal. Ambas se reúnen, salen del Valle y avanzan algunos kilómetros más, donde el Río El Tunal cambia de nombre por el de Río Mezquital, el cual atraviesa el estado de Nayarit y desemboca en el Océano Pacífico.

Estos ríos son caudalosos en época de lluvias y de bajo flujo dos tercios del año; recorren zonas netamente rurales, con alta actividad agrícola; sus aguas son usadas en riego, ganadería y recreación. La calidad del agua no se conoce, como tampoco los posibles riesgos que conlleva su uso.

El Río El Tunal es el que más presión antropológica sufre. Durante su trayectoria, recibe las aguas residuales generadas por el 28.6% de los habitantes del estado y de industrias que derraman alrededor de 8000 m³ día⁻¹ de aguas residuales casi crudas. La calidad del agua del Río es significativamente cambiante dependiendo del sitio y no se identifica quienes lo afectan más, si las industrias o el agua residual doméstica.

La medición de la calidad del agua debe ser establecida como estrategia, para la adecuada ubicación y selección de los sistemas de saneamiento, que deberán establecerse en las comunidades.

2.2. CALIDAD DEL AGUA

El conjunto de atributos físico-químicos y biológicos que permite el uso del agua para un propósito en particular, sin efectos adversos al ambiente, se denomina como calidad. En otras palabras, la calidad necesaria para que el agua pueda sostener vida acuática, no contiene los mismos elementos que el agua de calidad para ser usada para consumo humano o para fines de riego o para recreación (Crites y Tchobanoglous, 1998; Hammer, 1986; Metcalf & Eddy, 1991; Murgel, 1984).

Una forma de representar la calidad es mediante el uso de índices ambientales, que implica escoger un mínimo de parámetros que se califican para que describan la calidad del agua o del aire o del suelo de un área particular. Con ello se puede simplificar la información para que pueda ser útil a los responsables de la toma de decisiones y al público en general (Canter, 1998).

2.3. SISTEMAS DE TRATAMIENTO

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

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

Para obtener la calidad de agua deseada, las tecnologías de tratamiento son variadas y se pueden dividir en sistemas de tratamiento naturales (no mecánicos) y sistemas mecánicos o también conocidos como de alta tecnología (Moéller, 1998).

Los sistemas de tratamiento naturales, de acuerdo con Metcalf & Eddy, 1991 y Crites y Tchobanoglus, 1998, están clasificados, también de acuerdo con el tipo de ecosistema conforme a la siguiente clasificación:

- ✚ Sistema de flujo lento (slow-rate systems)
- ✚ Sistema de infiltración rápida (rapid infiltration systems)
- ✚ Sistema de flujo sobretierra (overland-flow systems)
- ✚ Sistema de HUMEDALES (wetland)
- ✚ Sistema de plantas flotantes (aquatic plant systems)
- ✚ Acuacultura

2.4. DEFINICIÓN DE HUMEDALES

Los humedales son medios semiterrestres con un elevado grado de humedad y una profusa vegetación, que reúnen ciertas características biológicas, físicas y químicas, que les confieren un elevado potencial auto-depurador. Existen diferentes tipos, lo cual depende de la clase de plantas predominantes, son conocidos como: ciénegas (herbáceas), pantanos (arbórea), marismas (herbácea en aguas salobres o dulces), manglares, etc. (ver **Figura 1**).

Los humedales, son lugares de gran complejidad, que despiden malos olores por los procesos de descomposición de la materia orgánica, presentan gran biodiversidad, son grandes productores de oxígeno y son capaces de filtrar impurezas tanto del aire como del agua, que de otra forma se acumularían y perturbarían el ambiente (Environmental, 1987; Margalef, 1980; Calle, 2003).

Los humedales naturales son considerados como los “riñones del planeta”; por su capacidad de depurar el agua y el aire (por su alta tasa de fotosíntesis). Son usados en algunos países como receptores de agua residual; un ejemplo son: las Marismas de Calcuta, donde mediante una red de canales el agua es tratada y reutilizada para regar el arrozal, (Sistema, 1996).

En nuestro país los humedales naturales son considerados parte del ambiente receptor, por lo cual no deben recibir vertimientos de aguas residuales, si éstas no han sido debidamente depuradas (NOM-001-SEMARNAT-1996).

2.5. MECANISMOS DE DEPURACIÓN EN HUMEDALES

Como ya se mencionó, un humedal, es un ecosistema cuyos constituyentes bióticos y abióticos interactúan entre ellos para llevar a cabo la depuración de aguas residuales y/o el *agua sucia (contaminada)* generada de forma natural por el ambiente. Los constituyentes bióticos son los microorganismos y las plantas acuáticas; sin estas últimas, el lugar no sería propiamente un humedal; los constituyentes abióticos son el agua (factores hidrológicos), el suelo (sustrato) y clima (temperaturas máximas y mínimas; la luz del sol, los vientos) ver **Figura 2**.



Figura 2. Humedales (ciénegas) inducidos por descargas indebidas de agua residual doméstica, en el municipio de Durango, Durango

Los humedales naturales soportan una gran diversidad de microorganismos, los

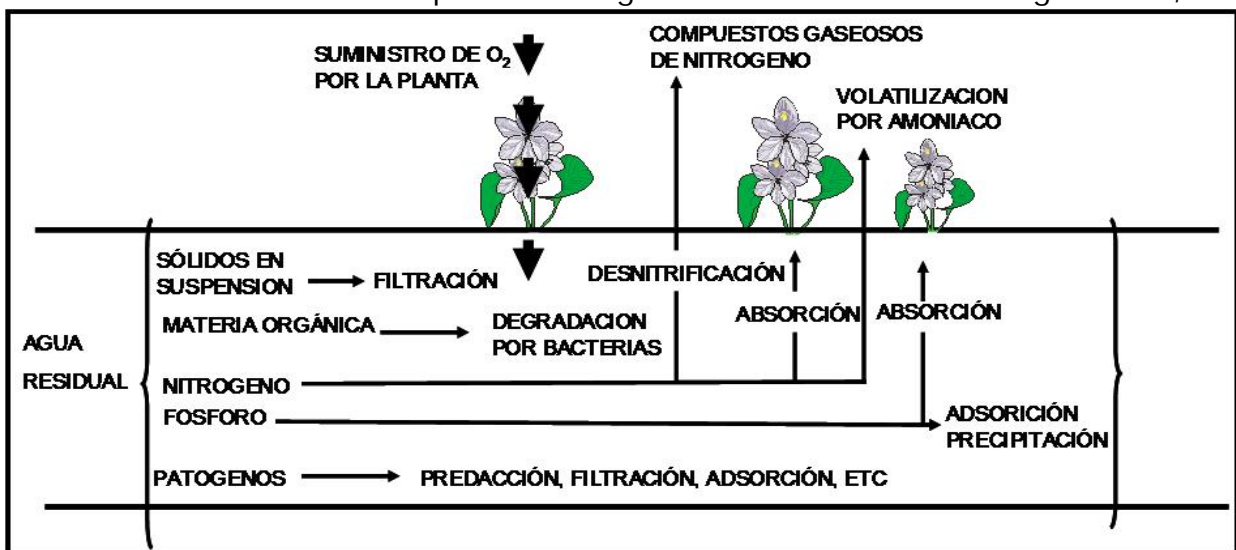


Figura 1. Procesos de depuración de los humedales

cuales ayudan en la degradación de la materia orgánica y crecen en forma de película sobre las partes sumergidas de las plantas acuáticas.

En los humedales la velocidad del agua es baja, lo cual aumenta la remoción cuando se sedimentan los sólidos suspendidos. Así mismo, al degradarse la materia orgánica son liberados al ambiente amoníaco, nitratos y fosfatos, los cuales son tomados por la vegetación del lugar, de acuerdo con el potencial de adsorción/filtración de cada especie vegetal, apoyando con esto la depuración del agua; además la presencia de las plantas modifica fuerzas climáticas como el viento, la luz del sol y la temperatura (EPA, 1988, Crites y Tchobanoglus, 1998).

El sedimento orgánico en los humedales es otro elemento fundamental en la depuración, porque además de ser sustrato para el crecimiento microbiano, presenta una elevada capacidad de intercambio iónico, lo cual asegura la retención y posterior transformación del material orgánico e inorgánico.

Así mismo, dicho sedimento juega un papel fundamental en la dinámica del fósforo, cuyo principal mecanismo de eliminación es, junto con la asimilación biótica, su adsorción a las arcillas y la precipitación y formación de complejos con Al, Fe y Ca presentes en los sedimentos (Lahora, 2003).

En los humedales se puede esperar una alta remoción de demanda biológica de oxígeno (DBO₅) y sólidos suspendidos totales (SST), junto con una remoción significativa de nitrógeno, metales, compuestos orgánicos trazas y organismos patógenos. El grado de remoción depende por lo general del tiempo de retención hidráulico y de la temperatura que presente el humedal (Metcalf & Eddy, 1992, Crites y Tchobanoglus, 1998).

2.6. LAS PLANTAS, CONSTITUYENTE PRINCIPAL DE LOS HUMEDALES.

Los humedales se clasifican de acuerdo con el tipo de plantas presentes y con la hidráulica del sistema. Los esquemas de clasificación para plantas acuáticas están basados en sus características morfológicas y fisiológicas, se dividen en formas enraizadas y flotantes, (ver **Figura 3**). Las de tipo enraizada son las plantas acuáticas más usadas en la construcción de humedales artificiales, se dividen básicamente en tres grupos: emergentes, flotantes y sumergidas.

A). Plantas emergentes

Las plantas emergentes, con sus hojas largas erguidas, tienen una gran capacidad de fotosíntesis y crecimiento. Las especies emergentes más comunes son: tule (*Typhia sp*), juncos (*Scirup sp*) y carrizos (*Phragmites sp*), (Smith, 1977).

B). Plantas flotantes

La productividad de las plantas flotantes enraizadas y las plantas flotantes libres es tan alta o mayor que la de las emergentes, y tiene la ventaja de que mientras éstas tienen menos tejidos respiratorios, poseen la habilidad de utilizar dióxido de carbono

CO₂ foto-respirado, almacenado en los espacios llenos de aire; las más usadas en la construcción de humedales son: lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), ombligo de Venus (*Hydrocotyle ranunculoides*), y plantas de los géneros: *Spirodela*, *Lemna*, *Wolffia*.

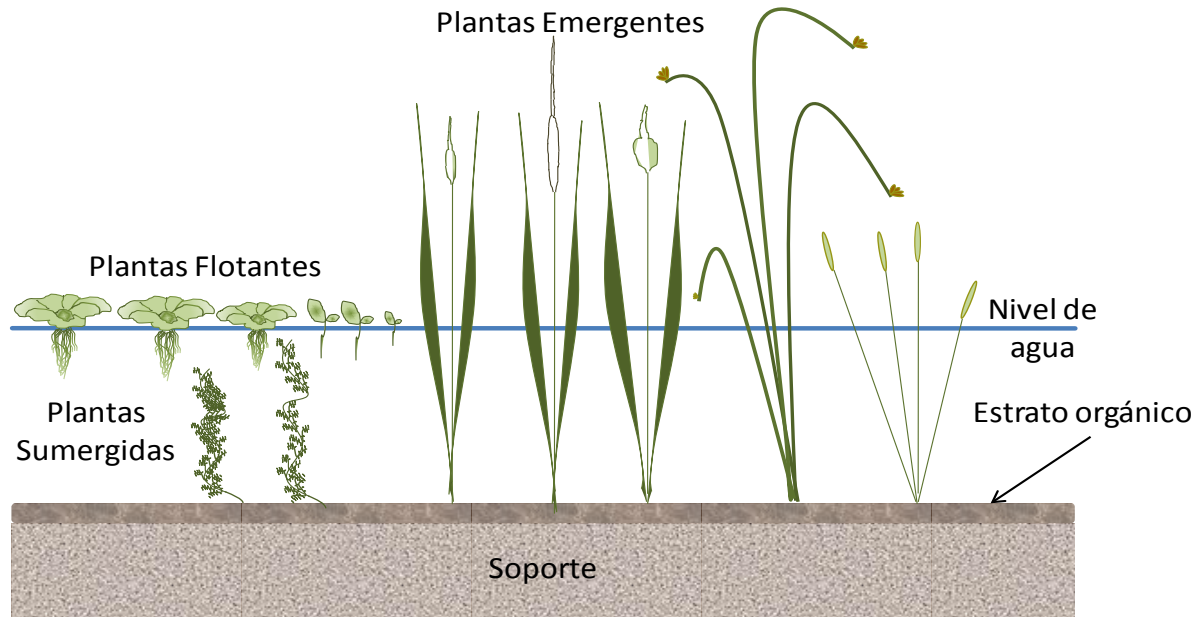


Figura 3. Tipos de Plantas Acuáticas

C). Plantas sumergidas

Las plantas sumergidas muestran menor velocidad de productividad que los otros dos tipos, esto es debido a que bajo el agua, la intensidad de la luz y la difusión del CO₂ son menores. Por otra parte, las plantas sumergidas pueden usar CO₂ de otras fuentes tales como los carbonatos, del CO₂ liberado por la actividad anaerobia de los sedimentos o a través del proceso de re-fijación del CO₂ del ciclo del carbono; algunas de las especies usadas en humedales construidos son: *Myriophyllum aquaticum*, *Elodea canadenses*, y *Potamogeton crispus*.

2.6.1. Desempeño de las plantas acuáticas

Las plantas constituyen la principal vía de entrada de la energía radiante ("solar") al ecosistema, permitiendo la subsistencia de distintas formas biológicas que dependen de la materia orgánica formada en sus tejidos por fotosíntesis (Margalef, 1980).

Las plantas acuáticas son el detonante de vida en los humedales, ya que no sólo sirven de hábitat para comunidades de crustáceos, insectos y gusanos de vida acuática, sino que también intervienen en la alimentación y el refugio de peces y aves.

Las plantas de tipo emergente capaces de arraigar en suelos anegados o

encharcados, con una parte sumergida y otra aérea, conocidas como **helófitas**, poseen tejidos llamados cavidades aeríferas capaces de transportar y almacenar oxígeno desde los tallos hacia sus raíces y rizomas. El oxígeno que transportan es el producido durante la fotosíntesis y es utilizado en la mineralización aeróbica de la materia orgánica, por microorganismos heterótrofos formadores de biopelícula, los cuales crecen sobre la parte sumergida de la planta (Armstrong, 1975, Wiebner, 2003).

Lo anterior, permite establecer una especie de simbiosis entre ellos, en la que la planta provee oxígeno a los microorganismos y ella aprovecha como suministros, algunos productos resultantes del metabolismo de los microorganismos, además del nitrógeno, fósforo, potasio y otros minerales del medio circundante, consiguiendo en condiciones adecuadas, crecer a velocidades muy rápidas (Lahora, 2003; Aguirre, 1995).

Las plantas absorben nutrientes y liberan o pierden pequeñas cantidades durante la estación de crecimiento, pero liberan grandes cantidades cuando decaen o mueren. Por lo cual es importante recogerlas, antes de que la planta decaiga o muera, para remover del agua el exceso de nutrientes, además de conservar el nivel de oxígeno.

La **productividad**, considerada como la cantidad de biomasa producida por unidad de superficie y tiempo, varía entre las plantas de los humedales reflejando la disposición de recursos, el estrés ambiental en su crecimiento y su habilidad para adaptarse a su ambiente (Torres, 1997).

Entre los usos potenciales de las plantas acuáticas podemos citar su explotación como alimento para vacunos, ovinos y porcinos (ya sea ensilado o desecado mezclado con otros forrajes); para dieta en piscicultura; para obtención de fertilizantes y enmiendas orgánicas; para producción de pulpa o pasta para papel; para la purificación biológica de aguas residuales y en la producción de energía por bioconversión (biogas).

El rol negativo de las plantas acuáticas ocurre cuando causan problemas en cursos de agua, represas y arrozales de diversos lugares del mundo, debido a que, en general, estas especies tienen una alta tasa de reproducción. Así, cuando cubren grandes áreas, pueden causar taponamiento y obstrucción de vías navegables y canales de riego, pérdida de agua por evapotranspiración, interferencia en la pesca comercial y deportiva, limitación de entrada de luz y menor oxigenación del agua, por citar algunos ejemplos (Sabattini, 2003, EPA, 2000).

2.7. LOS HUMEDALES COMO SISTEMAS DE TRATAMIENTO

Los humedales existen como sistemas naturales o artificiales, donde los segundos son obras de ingeniería bajo un diseño específico con el objetivo de separar los contaminantes del agua y llevar a cabo un manejo de las aguas residuales de forma apropiada, (EPA, 1988).

Los humedales artificiales son construidos para simular los sistemas de humedales naturales, y de aquí que están integrados por componentes similares a los sistemas naturales.

Los principales componentes considerados son:

- Soporte con diferentes velocidades de conductividad hidráulica y grado de intercambio iónico.
- Poblaciones microbianas aerobias y anaerobias.
- Una columna de agua (agua fluyendo arriba de la superficie del soporte).
- Población de organismos vertebrados e invertebrados.
- Plantas que puedan ser adaptadas a sustratos anaeróbicos saturados de agua.
- La mezcla óptima de diversas plantas es la clave para un buen diseño, se recomienda considerar que tengan las características siguientes:
 - ✓ Plantas adaptadas a las condiciones locales de clima, plagas y enfermedades.
 - ✓ Plantas tolerantes a los contaminantes y a las condiciones hipertróficas (altos contenidos de nutrientes).
 - ✓ De fácil propagación y rápido crecimiento.
 - ✓ Alta capacidad de remoción de contaminantes a través de mejorar la nitrificación, desnitrificación y otros procesos microbianos (Scholz y Lee, 2005).

Se requiere mantener un sistema de plantas de diferentes especies porque esto asegurará que el sistema sea más resistente a los ataques de plagas y variación de carga orgánica así como para ofrecer una mayor capacidad de remoción de diversos contaminantes.

Es deseable tener diferentes soportes con grava y/o arena y/o tierra, para proveer el sostén a las plantas. Éstos ofrecen una considerable superficie reactiva o área superficial para acomplejar iones, aniones y otros compuestos. Ellos también proveen de área superficial para permitir el crecimiento de microorganismos y la descomposición de los contaminantes.

Otras condiciones necesarias son las corrientes de agua superficial y subsuperficial. Esto ocasiona movimientos del agua que transportaran el material orgánico, nutrientes y oxígeno a las poblaciones bacterianas del sistema de raíces y el medio circundante, así como también a los subproductos de las diferentes reacciones de biodegradación.

Es importante puntualizar que los procesos bioquímicos y las reacciones que se llevan a cabo en los sistemas de tratamiento para depuración de aguas residuales fueron tomados del medio natural y modelados para acelerar las reacciones. En otras palabras, todo sistema artificial es la simulación a diferente escala de los procesos que ocurren en los sistemas naturales, buscando optimizar la estabilización y/o la remoción de contaminantes. Lo mismo ocurre con los humedales donde los procesos depurativos de los sistemas de humedales naturales son reproducidos y mejorados en los artificiales.

Los aspectos característicos del diseño de los sistemas de humedales son: espacio, tiempo de retención hidráulica, población activa (tanto de plantas como de bacterias) y requerimientos de energía.

Los humedales artificiales se construyen para remover y/o purificar aguas contaminadas por diferentes actividades humanas las cuales se detallan en el

Cuadro 1.

Cuadro 1. Aplicaciones de los humedales artificiales y de los sistemas acuáticos de tratamiento

Objetivo de purificación	Constituyente removido/objetivo
Drenaje ácido de minas	Acidez y metales
Como tratamiento avanzado	Nitrógeno y fósforo
Como tratamiento avanzado	Metales pesados y orgánicos refractarios
Tratamiento combinado secundario y avanzado	Materia orgánica (DBO ₅), sólidos suspendidos totales (SST) y organismos patógenos, nitrógeno y fósforo
Desarrollo del hábitat	Recursos ambientales mejorados
Agua de retorno de irrigación	Nitrógeno y fósforo.
Lixiviados de rellenos	Materia orgánica.
Recuperación y reutilización del agua	Materia orgánica (DBO ₅), sólidos suspendidos totales (SST) y organismos patógenos (turbidez < 2 UNT, SS < 5 mg L ⁻¹ y coliformes totales < 2.2 organismos/100 mL.
Tratamiento secundario	Materia orgánica (DBO ₅), sólidos suspendidos totales (SST) y organismos patógenos.
Tratamiento de efluentes de tanques sépticos	Materia orgánica (DBO ₅), sólidos suspendidos totales (SST) y organismos patógenos, nitrógeno y fósforo.
Tratamiento para agua de lluvias	Materia orgánica (DBO ₅), sólidos suspendidos totales (SST) y organismos patógenos, nitrógeno, fósforo, metales pesados y componentes orgánicos refractarios.

2.7.1. Tipos de Humedales Artificiales

Básicamente existen tres tipos de diseño de humedales:

- ✓ Flujo libre superficial (flujo horizontal).
- ✓ Flujo sumergido (flujo vertical y horizontal).
- ✓ Sistemas híbridos (flujo sumergido vertical, seguido de flujo sumergido horizontal).

En el **Cuadro 2**, se describen los sistemas disponibles para el diseño de un humedal construido y resume los diferentes tipos de sistemas y su función (Crites y Tchobanoglus, 1998).

2.7.1.1. Humedales de Flujo Libre Superficial

En un humedal artificial de flujo libre (HFLS), la vegetación está parcialmente sumergida y sus contrapartes naturales serían: pantano, ciénaga, marisma, manglar; cuyas profundidades varían de 4 a 18 pulg. (100 a 450 mm). La vegetación común para estos sistemas incluye eneas, carrizos, juncias, mangles, juncos ver **Figura 4**.

Este tipo de sistema consta en general de canales o tanques con una barrera natural o artificial para prevenir la percolación del agua. Algunos sistemas HAFL se diseñan de manera que haya retención completa del agua residual que se aplica a través de percolación y la evapotranspiración. Las bacterias adheridas a las plantas tratan el agua residual a medida que ésta fluye a través de la vegetación y por medio de procesos físicos y químicos.

Requiere de:

- ✓ Plantas emergentes apropiadas en un canal o espacio de agua relativamente somero.
- ✓ Una barrera impermeable (arcilla o membrana) para evitar la contaminación de acuíferos.
- ✓ Un flujo de agua, la cual es expuesta a la atmósfera a medida que fluye a través del área del humedal.

2.7.1.2. Humedal de Flujo Libre Sub-superficial

En un humedal artificial de flujo sub-superficial el agua residual (HFLSS) se trata a medida que fluye lateralmente a través de un medio poroso. La vegetación emergente se planta en el medio, que puede ser desde grava gruesa hasta arena. La profundidad del lecho va desde 1.5 a 3.3 pies (0.45 a 1 m) y tiene una pendiente característica de 0 a 0.5%.

Existen dos variantes que dependen si el flujo es horizontal o vertical. Requiere de:

- ✓ Aproximadamente 45 cm o más de un medio permeable que soporte las raíces del sistema de las plantas emergentes (rocas, grava, o arena gruesa).
- ✓ Flujo de agua debajo de la superficie del medio.
- ✓ Una barrera impermeable para prevenir contaminación del acuífero

Cuadro 2. Tipos de Humedales artificiales

Tipo de Flujo del Humedal	Aplicación
1- Flujo Libre superficial	Tratamiento terciario (pulimento)
2- Flujo sumergido horizontal	Tratamiento secundario de agua residual con carga orgánica $< 100 \text{ mg L}^{-1}$. Segunda etapa de un sistema híbrido. Etapa final del sistema de tratamiento aerobio.
3- Flujo sumergido vertical	Primera etapa de un sistema híbrido Tratamiento secundario, usando 2 etapas en un sistema de flujo vertical en serie
4- Sistemas híbridos	Tratamiento secundario, con la primera celda con flujo vertical y la segunda con flujo horizontal.

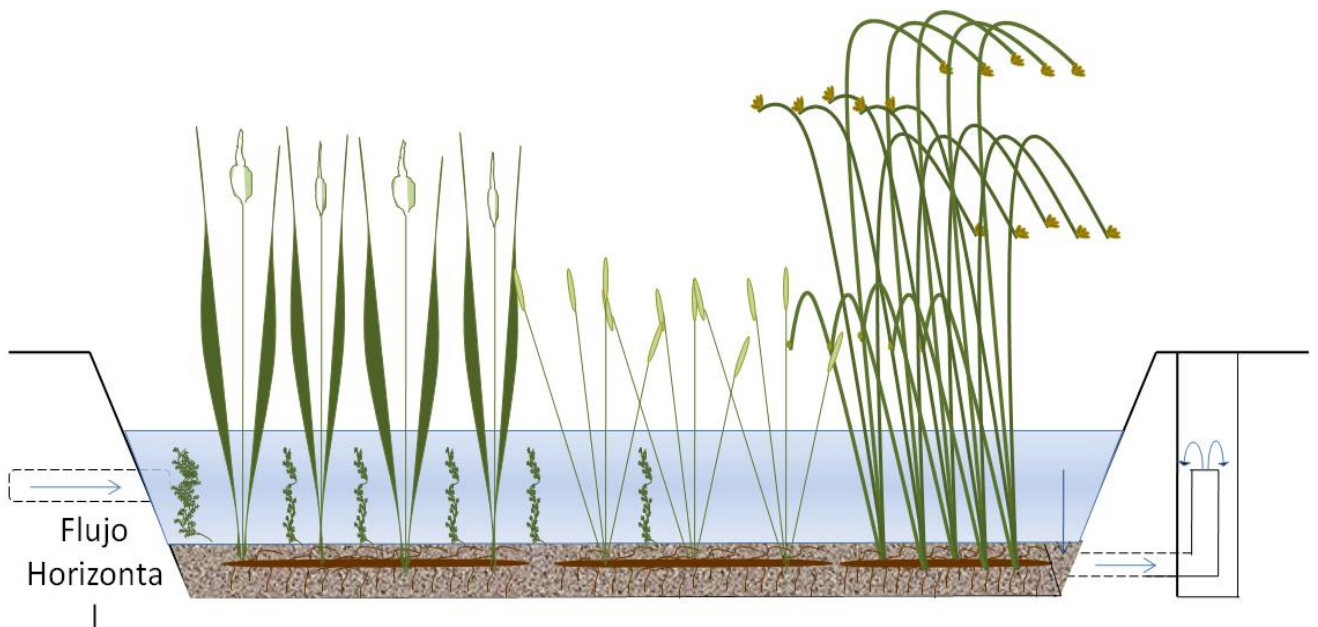


Figura 4. Humedal de flujo libre superficial

2.7.1.3. Sistemas Híbridos

Requiere de:

- ✓ Flujo vertical sumergido, seguido de un sistema de flujo horizontal.
- ✓ Celdas en serie y con gradiente.
- ✓ El efluente de cada celda fluye hacia el inicio de la siguiente celda (para los sistemas de flujo vertical, ver **Figura 6**).



Figura 5. Humedal de flujo sumergido horizontal

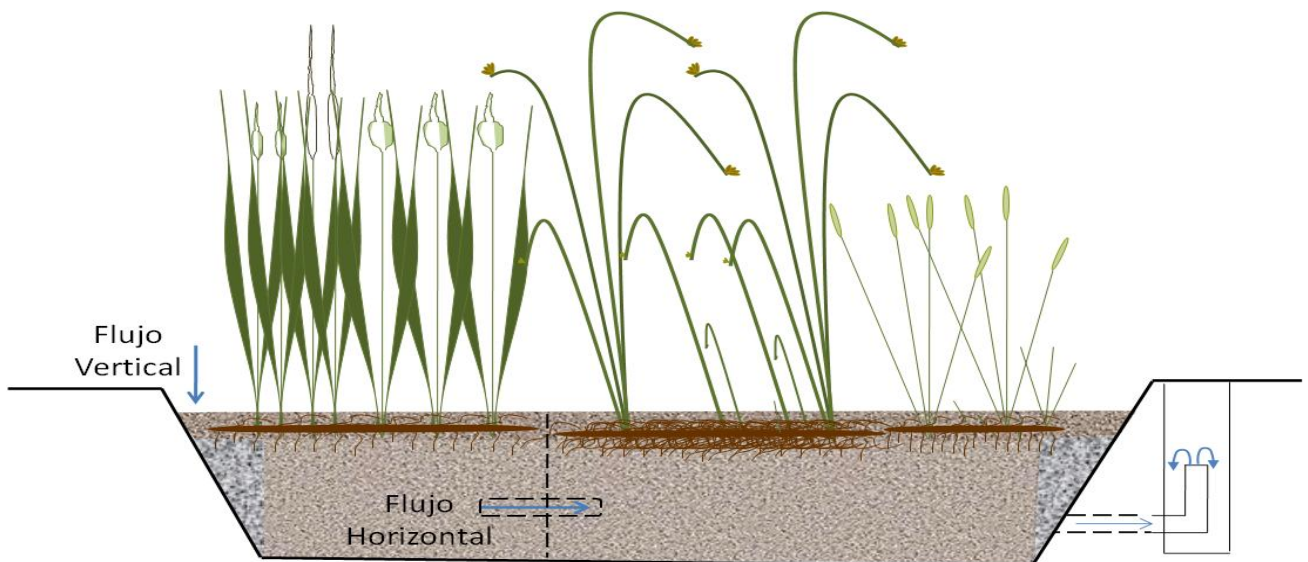


Figura 6. Humedal de flujo híbrido sumergido

2.7.2. Funcionamiento del humedal artificial vs métodos tradicionales

De acuerdo con lo revisado anteriormente, existen humedales de manera natural, los cuales son considerados sistemas no controlados pero que han funcionado como depuradores de aguas sucias a través de los siglos, y el hombre, considerando ventajas y desventajas de esto, desarrolló, con ayuda de la ingeniería, humedales a los que ha llamado artificiales o construidos y por definición son sistemas no-mecánicos que dependen de la naturaleza para llevar a cabo su trabajo, el cual en los sistemas mecánicos es mejorado a través de la optimización de la cinética de las reacciones bioquímica (Lara, 1999).

La proyección física de los humedales artificiales es diseñada para minimizar al máximo cortos circuitos y zonas muertas. Las plantas y los microorganismos tienen a su vez un papel muy importante dentro del sistema y como todos los sistemas de tratamiento, los humedales, poseen características para su funcionamiento que hacen que posean ventajas y desventajas en comparación con los sistemas tradicionales de depuración de aguas:

Ventajas:

Los humedales artificiales son técnica y económicamente factibles para tratar aguas residuales por varias razones:

- ✚ Bajos costos de construcción y mantenimiento.
- ✚ Sistema pasivo fácil de manejar para pequeñas comunidades. Los gastos de operación y mantenimiento son bajos (energía y suministros).
- ✚ La operación y el mantenimiento no requieren un trabajo permanente en la instalación.
- ✚ Los humedales soportan bien las variaciones de caudal.
- ✚ Buena remoción de contaminantes típicos de agua residual doméstica (tratamiento primario, tanques sépticos): DBO, sólidos suspendidos etc.
- ✚ Facilitan el reciclaje y la reutilización del agua.
- ✚ Generan beneficios ambientales en términos de vida silvestre, ampliación del hábitat y una oportunidad de educación ambiental del público.
- ✚ Proporcionan un hábitat para muchos organismos.
- ✚ Pueden construirse en armonía con el paisaje
- ✚ Son una aproximación sensible con el medio ambiente que cuenta con el favor del público.

Desventajas:

- ✚ Generalmente requieren grandes extensiones de terreno, comparado con los tratamientos convencionales. El tratamiento con humedales puede ser relativamente más barato que otras opciones, sólo en el caso de tener terreno disponible y asequible.
- ✚ El rendimiento del sistema puede ser menos constante que el de un proceso convencional. El rendimiento del sistema puede ser estacional en respuesta a los cambios en las condiciones ambientales, incluyendo lluvias y sequías.

- ✚ Los componentes biológicos son sensibles a sustancias como el amoniaco y los pesticidas que llegan a ser tóxicos.
- ✚ Se requiere una mínima cantidad de agua para que sobrevivan las especies vegetales.
- ✚ El uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales es de reciente desarrollo y no existe aún un consenso sobre el diseño óptimo del sistema y no se cuenta con suficiente información sobre el rendimiento a largo plazo.
- ✚ Falta de conocimiento y consenso sobre los factores de diseño.

Costos:

La selección del proceso de tratamiento óptimo, dependerá de las características del agua residual por tratar y del destino final que se le dará al agua. Los humedales son considerados sistemas lentos, debido a que su funcionamiento se basa en el metabolismo de las plantas y bacterias del sistema, y de aquí que no se puede esperar que puedan remover contaminantes a la misma velocidad que lo hacen los sistemas tradicionales y avanzados de tratamiento.

Para dar una idea global, si se refiere a la velocidad en que se lleva a cabo la depuración del agua el orden de prioridad sería: lodos activados de alta velocidad, procesos de película adherida de alta velocidad, lodos activados convencional, lodos activados de aireación extendida, lagunas aireadas de alta velocidad, lagunas parcialmente mezcladas, lagunas facultativas y finalmente humedales artificiales; los costos de tratamiento se presentan de manera similar, cuanto más rápido, más caro, la diferencia entre lodos activados y los humedales es de 2.5 veces más caro, el de los lodos comparados con los humedales, ver **Figura 7**, (Seyring, 2003).

Cabe notar que actualmente los costos de instalación de tratamientos mecánicos tradicionales son menores, comparadas a tratamientos naturales como los humedales, pero los costos de mantenimiento son altos y las diferencias se recuperan en los dos primeros años de establecida la planta, según lo dicen Mannino y colaboradores (2008).

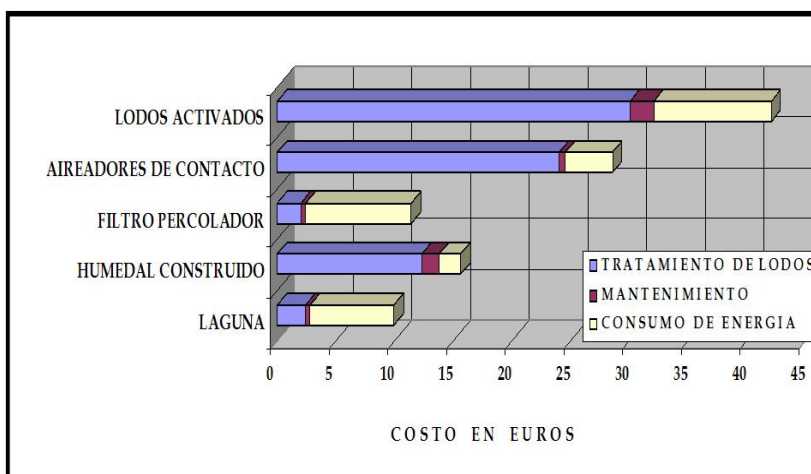


Figura 7. Costo anual para tecnologías de tratamiento de aguas residual, mostrando los tres factores de gasto: tratamiento de lodo, mantenimiento y consumo de energía, los datos son de Alemania, México y otros países latinoamericanos

Cuadro 3. Principales mecanismos de remoción y transformación en humedales artificiales para los constituyentes importantes en las aguas residuales

Contaminante	Sistema de Flujo Libre	Flujo Sub-superficial	Acuáticas Flotantes
Compuestos orgánicos biodegradables	Bioconversión por bacterias aerobias, facultativas, y anaerobias de las plantas de detritos de superficie de DBO soluble, adsorción, filtración y sedimentación de la DBO en partículas	Bioconversión por bacterias facultativas y anaerobias en las plantas y detritos de superficie	Bioconversión por bacterias facultativas y anaerobias en las plantas y detritos de superficie
Sólidos suspendidos	Sedimentación, Filtración,	Sedimentación, Filtración,	Sedimentación, Filtración,
Nitrógeno	Nitrificación/desnitrificación, asimilación vegetal, volatilización	Nitrificación/desnitrificación, asimilación vegetal, volatilización	Nitrificación/desnitrificación, asimilación vegetal, volatilización
Fósforo	Sedimentación asimilación vegetal	Filtración, sedimentación asimilación vegetal	Sedimentación asimilación vegetal
Metales pesados	Adsorción de las plantas y detritos de la superficie, sedimentación	Adsorción de las raíces de las plantas y detritos de la superficie, sedimentación	Adsorción de las raíces de las plantas, sedimentación
Componentes orgánicos traza	Volatilización, adsorción, biodegradación	Adsorción, biodegradación	Volatilización, adsorción, biodegradación
Organismos patógenos	Decaimiento natural, depredación, irradiación UV, sedimentación, excreción de antibióticos por parte de las raíces de las plantas	Decaimiento natural, depredación, irradiación UV, sedimentación, excreción de antibióticos por parte de las raíces de las plantas	Decaimiento natural, depredación, irradiación UV, sedimentación,

2.7.3. Mecanismos de remoción de los constituyentes y transformaciones

Por considerar que Crites y Tchobanoglus (1998), son los autores más precisos, en el **Cuadro 3** se enumeran los mecanismos de remoción que ellos juzgan más importantes, prácticamente, los mismos de los humedales naturales y que se llevan a cabo en los diferentes tipos de humedales artificiales.

2.8. DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES

Para lograr una depuración de aguas residuales domésticas es necesario que el sistema de humedales esté maduro, de tal forma que la comunidad de microorganismos asociados a las plantas esté establecida y apoye la mineralización de la materia orgánica, y con ello la liberación de los compuestos como amoníaco, nitratos y ortofosfatos entre otros, que son los compuestos asimilables por las plantas.

De acuerdo con esto, los humedales son preferentemente usados como tratamientos terciarios o de pulimento en los sistemas de tratamiento (Hammer, 1986, Metcalf y Eddy, 1991, Crites y Tchobanoglus, 1998, Lahora, 2003).

Un diseño válido requiere tener en cuenta consideraciones hidráulicas y térmicas, así como la **cinética de la remoción**. El procedimiento es usualmente iterativo y requiere asumir la profundidad del agua y la temperatura para resolver las ecuaciones cinéticas. De esta manera, se puede predecir el área de humedal requerida para la remoción de un contaminante. El contaminante que requiera la mayor área para su remoción, será el factor limitante en el diseño y controlará el tamaño del humedal (Lara, 1999).

Una vez que se conoce el área, las ecuaciones térmicas pueden ser usadas para estimar la temperatura teórica del agua en el humedal. Si este cálculo no coincide con el dato asumido inicialmente se requerirán posteriores iteraciones hasta que estas dos temperaturas converjan.

El último paso es usar los cálculos hidráulicos apropiados para determinar la forma final (relación: largo/ancho) y la velocidad de flujo en el humedal. Si estos valores finales son significativamente diferentes a los asumidos inicialmente para las ecuaciones de temperatura, serán necesarias nuevas iteraciones.

Por último, el diseño de un humedal construido debe tomar en consideración factores como evaporación, evapotranspiración, precipitación pluvial, infiltración, efectos de la temperatura y radiación solar sobre las plantas y microorganismos y otros aspectos básicos de biología de plantas y microbiología. Además de las consideraciones básicas de ingeniería y microbiología que incluyen aspectos hidrológicos, profundidad de acuíferos, y las características del agua residual por tratar.

2.8.1. Criterios generales de diseño

En el diseño de humedales, las necesidades varían de acuerdo con el lugar y la aplicación. Cuando se diseña empleando procesos naturales de tratamiento para lograr objetivos bien definidos, se tendrá un menor costo y resultados más satisfactorios a largo plazo. Por otra parte la elección del diseño se ve afectada por el lugar y los objetivos planteados.

Una fase de diseño y planeación conceptual es esencial para considerar y seleccionar alternativas adecuadas antes del diseño final y construcción. Generalmente, el diseño conceptual se prepara siguiendo un plan maestro a estudiar que identifica la alternativa costo-beneficio más apropiada para un sistema dado.

Entre los objetivos generales de diseño se pretende tener un sistema operando con un mínimo de mantenimiento y consumo de energía. El sistema de plantas, animales, microorganismos, soporte y flujos de agua se desarrollarán hasta lograr obtener su auto-mantenimiento. El sistema utilizará al máximo el potencial de energía de las corrientes como aporte natural al sistema así como la energía solar, para llevar a cabo el proceso.

2.8.2. Consideraciones básicas

Algunas de las consideraciones importantes en el diseño de un sistema de humedales son:

- ✓ Características de las aguas residuales a tratar.
- ✓ La calidad requerida del efluente.
- ✓ Tipo de sistema acuático.
- ✓ Mecanismos de operación de remoción de contaminantes.
- ✓ Factores ambientales locales.
- ✓ Parámetros de diseño del proceso.
- ✓ Características físicas del diseño.

Para desarrollar el diseño físico del sistema se deben establecer los modelos y las constantes de remoción para el sistema en específico, de acuerdo con el tipo de agua por tratar y los requerimientos locales. (Hammer, 1986, Metcalf y Eddy, 1991, Crites y Tchobanoglus, 1998, Lahora, 2003).

2.9. EXPERIENCIAS

El poder y los mecanismos de purificación que poseen los humedales naturales, no es del todo conocida, aun así son una opción atractiva y más económica para remover contaminantes (Seyring, 2003; Mannino *et al*, 2008). Debido a ello se han construidos muchos sistemas para usarlos en la remoción de materia orgánica (DBO, DQO, sólidos volátiles), nitrógeno, fósforo, metales, entre otros, sobre todo en Europa, ver **Cuadro 1**.

A continuación se presentan algunos de esas experiencias.

A). Remoción de DBO

La DBO soluble y particulada se remueve por medio de la actividad biológica y la adsorción sobre la superficie de las plantas y detritos de la columna de agua. Las bajas velocidades y las plantas emergentes facilitan la floculación, sedimentación y entrampamiento de la DBO particulada. Los sólidos orgánicos, removidos por sedimentación y filtración, ejercen una demanda de oxígeno, tal como lo hace la vegetación que decae.

Como resultado, la DBO del afluente se remueve rápidamente si las celdas del humedal son de gran longitud. La DBO observada en el humedal también reflejará la demanda del bentos y de los detritos, la cual conduce a una concentración de línea base. Las eficiencias reportadas van de acuerdo al tiempo de retención empleado y existen reportes de 70 a 95% para influentes secundarios y de 15 a 90 % para influentes primarios (Dinges, 1982; EPA, 1988, Öövel *et al*, 2007).

Aguirre y colaboradores en 1995 evaluaron la degradación del carbono en sistemas de carrizos y lirio acuático, obtuvieron las constantes de degradación para ambos sistemas, siendo estas de 0.3315/día para los carrizos y de 0.2139 a 0.2359/día para los lirios acuáticos, (Aguirre, 1995).

En La Habana, Cuba se realizó un estudio comparativo acerca de la capacidad depuradora de cinco plantas acuáticas flotantes sobre las aguas residuales. Para analizar el efecto depurador de las plantas se trabajó además con controles (sin plantas) los cuales funcionaron como lagunas de estabilización. Los resultados obtenidos demuestran que mediante el uso de estas plantas se pueden obtener buenas eficiencias en la remoción de los contaminantes más comunes de las aguas residuales domésticas, siendo significativo las remociones en carga de nitrógeno entre 7 y 38 kg de NTK/Ha d y cargas de fósforo entre 0.9 y 13 kg de Pt/Ha d, observándose que el tamaño de la planta así como su sistema radicular influyen en la remoción de contaminantes. Las plantas utilizadas presentan velocidades de crecimiento entre 123 y 487 g/m² d (peso húmedo), con un contenido de proteínas entre 25 y 30% (base seca), (Rodríguez, *et al*, 2003).

B). Remoción de sólidos suspendidos totales

Los mecanismos principales para la remoción de SST son la floculación y la sedimentación en el seno del líquido y la filtración (filtración por contacto mecánico, intercambio, impacto e interceptación) en los intersticios de los detritos. Este tipo de sólidos son muy altos en agua de escorrentía urbana, donde los humedales han sido usados con éxito en su remoción, (Scholz y Lee, 2005, Lee y Scholz, 2007).

C). Remoción de nitrógeno

El contenido de nitrógeno es restringido por la normatividad en el agua de beber por el efecto que tienen a la salud, sobre todo en niños, y en aguas superficiales para prevenir la eutrofización, es removido de los humedales por plantas y algas, por nitrificación y desnitrificación y por pérdidas de gas amonio (Vymazal, 2000, Scholten *et al*, 2005).

La asimilación del nitrógeno por parte de las plantas sólo explica cerca de 10% de la remoción. La nitrificación y la desnitrificación son reacciones microbianas que dependen de la temperatura y del tiempo de retención y que se llevan a cabo en los alrededores de las raíces de las plantas, (Olguin, 1998; Vymazal, 2000; Scholz y Lee, 2005).

Los organismos nitrificantes necesitan oxígeno y una superficie adecuada para crecer y, por consiguiente, no se encuentran presentes en cantidades significativas en los sistemas muy cargados (carga de DBO > 100 lb*ac*d⁻¹) o en sistemas recién construidos con cubrimiento vegetal incompleto (Vymazal, 2000).

La desnitrificación requiere una cantidad adecuada de materia orgánica (desechos de plantas o paja) para convertir el nitrato a nitrógeno gaseoso. Las condiciones reductoras en los humedales de flujo libre maduros que resultan de la inundación conducen a la desnitrificación. Si las aguas residuales nitrificadas se aplican a este tipo de humedales, los nitratos se desnitrificarán con pocos días de retención.

Kappelmeyer, *et al*, 2007, se encuentran revisando y modificando las cinéticas de remoción de N, S y P para la creación de nuevos modelos que optimicen el diseño de humedales construidos.

D). Remoción de fósforo

El principal problema que ocasiona un exceso de fósforo es la eutrofización de los cuerpos de agua que lo reciben, (Vymazal, 2000; Scholten *et al*, 2005; Carey y Migliaccio, 2009). Los principales mecanismos para la remoción de fósforo en los sistemas de flujo libre son: la adsorción, la precipitación química y la asimilación por parte de las plantas, la cual es rápida. Sin embargo, a medida que las plantas mueren liberan fósforo, de manera que a largo plazo la remoción es baja. La remoción del fósforo depende de la interacción del suelo y del tiempo de retención (Vymazal, 2000, Scholz y Lee, 2005, Carey y Migliaccio, 2009).

En sistemas con cero descargas o tiempos de retención muy largos, el fósforo será retenido en el suelo o en las zonas de las raíces. En el flujo a través de los humedales con tiempos de retención entre 5 a 10 d, la remoción del fósforo excederá rara vez 1 a 3 mg/L.

Dependiendo de las condiciones ambientales dentro del humedal, el fósforo, así como otros constituyentes, puede liberarse durante ciertas épocas del año, generalmente en respuesta a las condiciones que se han modificado dentro del sistema, tales como el cambio en el potencial de óxido reducción (POR), (Metcalf & Eddy, 2001).

E). Remoción de metales

Los metales son comúnmente contaminantes ambientales resultado de actividades comerciales e industriales, altas concentraciones causan diversos problemas a la salud de la gente y al ecosistema en general.

Los tratamientos convencionales primario y terciario de aguas residuales no son adecuados para lograr una remoción eficaz. Los que sí son adecuados como:

precipitación química, osmosis inversa, intercambio iónico resultan muy costosos.

El uso de humedales construidos, permite removerlos del ambiente, de una forma muy parecida a la del fósforo y a un costo bajo, porque acumula en un espacio al metal, de donde puede ser recogido para su disposición en un relleno sanitario.

Estos mecanismos incluyen la adsorción, la sedimentación, la precipitación química y la asimilación vegetal. Así como con el fósforo, los metales pueden ser liberados durante ciertas épocas del año, generalmente en respuesta a los cambios en el potencial de óxido reducción dentro del sistema (Vymazal, 2000; Mihelcic *et al*, 2001).

a). Selenio. El manejo de drenajes agrícolas con cargas de Selenio es un problema ambiental en California. Para evaluar la factibilidad de utilizar pantanos construidos para remediar los drenajes agrícolas con exceso de selenio se construyó un sistema de 10 celdas, en 1996 en Corcoran California, donde se evaluó la eficiencia y el rol que ocupa la volatilización biológica del selenio en la remoción.

Se monitoreo mensualmente de mayo 1997 a diciembre de 1999 se demostró que la vegetación del pantano fue capaz de remover el 69.2% del selenio total. La mayoría se quedó en el sedimento y <5% se acumuló en el tejido de las plantas. La volatilización más alta se logró en la celda del pasto pata de conejo, donde el 9.4 % de la entrada de selenio se volatilizó en un periodo de 2 años, en primavera y verano fue mayor que en invierno, (Zhi-Qing, 2003).

b). Plomo. Se utilizaron dos especies de plantas emergentes (*Phragmites communis*; *Typha latifoliada*) para establecer su capacidad de remover plomo añadido al efluente de agua residual generada en el Instituto Tecnológico de Monterrey, donde se alcanzó un 100% de remoción de plomo, el cual se localizó en las diferentes secciones del humedal, en el sedimento y en las raíces.

El sedimento del sistema con *Phragmites* removió el 36%, un 25 % adherido a la grava, 20% en las raíces y un 19% en el lodo de las raíces. Para el sistema de *Typha* las raíces contenían el 40% del plomo, las gravas el 11%, el sedimento el 32% y el lodo de las raíces el 17%, (Peña, 1995).

c). Cobre. La comisión de energía atómica creó en 1959 el Sitio Savannah River, localizado en Carolina del Sur, para producir material nuclear, los efluentes son tratados, pero aun así no cumplen con lo especificado para ser vertidos, en sus contenidos de Cu, Cr, Cloro residual y Sólidos suspendidos, de acuerdo a esto se diseñó un sistema de humedales utilizando a *Scirpus californica*, la planta no se escogió por ser acumuladora de metales, éstos, se removieron por la interacción que tienen con el tipo de soporte, seleccionado para tal efecto, (Lehman ,2002) .

d). Metales en general. Bajo condiciones experimentales, Zayed y colaboradores, (1998), trabajaron con *Lemna minor* L. [semilla de pato] para determinar su susceptibilidad y poder acumulador cuando está en presencia de metales.

La toxicidad de cada elemento traza sobre el crecimiento de la planta en orden descendente fue de, **Cu > Se > Pb > Cd > Ni > Cr**. Se concluyó que la semilla de pato puede ser buena para remover **Cd**, **Se**, y **Cu** en aguas residuales donde se encuentren esos elementos en altas cantidades y moderadamente para **Cr** y pobre acumulador de **Ni** y **Pb**; por lo tanto es una opción para ser usada en

fitorremediación.

F). Remoción de constituyentes orgánicos traza

Las aguas residuales municipales contienen diferentes cantidades de compuestos orgánicos sintéticos, los cuales son resistentes a ser removidos por los sistemas tradicionales de tratamientos de aguas residuales. Algunos de los compuestos son capaces de acumularse en la cadena alimenticia por su afinidad por las grasas. Los mecanismos de remoción incluyen la volatilización, la adsorción y la biodegradación.

Actualmente; Moormann, (2007), en Alemania, estudia como la relación entre planta y microorganismos ayuda a la degradación de los compuestos nocivos para las plantas, ha visto la secreción de una sustancia que cubre las raíces y que sirve de soporte a los microorganismos donde ellos llevan a cabo la degradación de los compuestos como fenol, clorofenol, etc

a). Simazine. ([2-chloro-4,6-bis (ethylamino)-1, 3,5-triazinel) Pesticida que causa estrés y contaminante del agua, para removerlo se utilizaron las plantas *Myriophyllum aquaticum* (Veil.) Verdc.] y canna (*Canna hybrida* L.) a diferentes edades y encontraron que las plantas más jóvenes eran susceptibles al pesticidas no ha si las de más edad, por lo tanto si se desea establecer un humedal con esas especies para la remoción del pesticida se debe contemplar lo anterior (Knuteson,y Klaine, 2002).

b). Tricloroetano, (TCE). Solvente comercial, que se encuentra contaminando acuíferos en los Estados Unidos, y que aflora en ocasiones en humedales naturales, bajo condiciones anóxicas se transforma en cloro vinil el cual es cancerígeno. En los ambientes con alto contenido de humedad y carbono orgánico disuelto y en presencia de Ni y Cu se lleva a cabo una degradación a compuestos sin cloro, no tóxicos (O´Loughlin y Burris, 1999).

G). Remoción de organismos patógenos

Estos se remueven de los humedales artificiales por adsorción, sedimentación, depredación y muerte debido a la exposición a los rayos UV de la luz solar y a temperaturas poco favorables (Haller *et al*, 2009). Los mecanismos de cómo ocurre la remoción están poco estudiados y esto impide optimizar el diseño de humedales. De acuerdo a esto Baeder y colaboradores revisan desde 2003 las interacciones de los microorganismos en la rizosfera de los humedales.

Por otra parte, Tanaka y colaboradores (2006) encontraron un 94.8% de eficiencia en la remoción de coliformes fecales al usar un sistema subsuperficial con *Scirpus grossus* e *Hydrilla verticillata* en un canal subsecuente al sistema.

III. METODOLOGÍA

Se realizó un reconocimiento de la calidad del agua del Río El Tunal; como resultado se establecieron categorías de dicha calidad de acuerdo con las características físico-químicas y microbiológicas encontradas.

En cada categoría se seleccionó un sitio de referencia donde se realizó un inventario de las especies de plantas acuáticas presentes. De éstas se seleccionaron 10, de tipo emergente, enraizado y flotante que fueran abundantes y no muy delicadas en su estructura y se llevaron al invernadero para evaluar su capacidad de adaptación y la facilidad en su manejo.

Posteriormente de las 10, se seleccionaron tres, con las cuales se establecieron micro-humedales sub-superficiales de 100 L utilizando grava de río como soporte; a dichos sistemas se les evaluó su capacidad para remover del agua residual doméstica (ARD) a los coliformes fecales, fosfatos y amoníaco.

Al soporte utilizado en la construcción del micro-humedal, se le caracterizó y evaluó su capacidad de intercambio iónico.

3.1. CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO EL TUNAL

3.1.1. Descripción del sitio de estudio

El área de estudio correspondió al cauce y las riberas del Río El Tunal y sus afluentes, ubicado al sureste del estado de Durango, México (UTM Región 613N; 530000-540000 mE y 2660000-2650000 mN). Este Río es de bajo caudal, dos tercios del año fluye con velocidades que varían de 10 hasta más de 60 cm seg^{-1} , de acuerdo con la topografía y geología de los sitios. Nace en el eje de la Sierra Madre Occidental en Durango, pasa al estado de Nayarit en donde se conoce como Río de San Pedro y desemboca en la Laguna Brava de la Costa del Pacífico (ver **Figura 8**).

El clima es semi-seco templado con invierno fresco y lluvias de verano, la lluvia de invierno es menor al 5% del total anual, la temperatura anual varía entre 16 y 18° C y una precipitación entre 400 y 500 mm anuales con una evaporación promedio de 1800 mm anuales; según Cöppen el clima corresponde al tipo BS1k (INEGI, 1996).

3.1.2. Parámetros revisados y métodos de análisis

La selección de variables es determinada por el tipo de fuentes de contaminación y los impactos esperados en los cuerpos de agua que los reciben (Chapman, 1992). En el cauce estudiado se vierten las descargas de agua residual del 28% de la población del estado (aproximadamente 0.5 millones de personas). Las industrias son escasas debido a que esta actividad tiene poco desarrollo en la región (INEGI, 2000).

El agua residual se vierte con diferente grado de contaminación, porque los pocos sistemas de tratamiento que existen no cumplen con los parámetros de descarga que exige la normatividad ambiental (NOM-001-SEMARNAT-1996). Considerando

esto, la calidad del agua se caracterizó de acuerdo con su contenido en oxígeno disuelto (OD), sólidos totales (ST), coliformes fecales (CF) y a las mediciones de pH y conductividad eléctrica (CE).

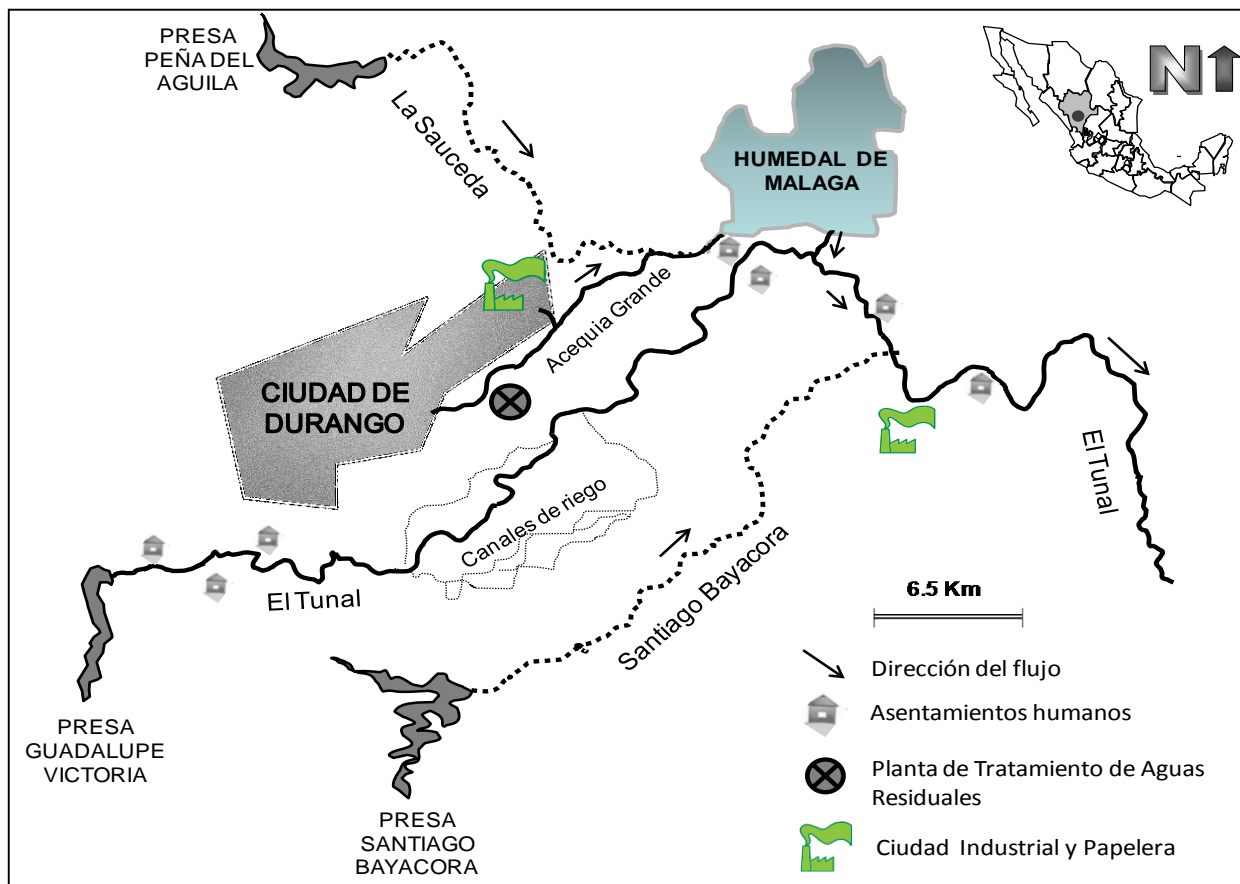


Figura 8. Ubicación del Río El Tunal

Las muestras de agua fueron filtradas a través de fibra de vidrio Whatman, con diámetro de 1.2 μm . Los ST se determinaron de acuerdo con el procedimiento establecido por el Método Estándar de Análisis (APHA, 1995) y la normatividad mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, el pH se midió con un potenciómetro Orion 230, la CE se determinó usando un conductímetro Orion 162. El OD fue medido a 30 cm de profundidad en el centro del cauce del Río usando un detector Orion 842.

La calidad de los análisis se aseguró a través de la estandarización, mediciones de blancos y realizando los análisis por duplicado. El OD y los ST fueron expresados en mg L^{-1} ; la CE en $\mu\text{S cm}^{-1}$, los CF como UFC (unidades formadoras de colonias mL^{-1}) los cuales fueron determinados usando un medio selectivo (Agar Bioxon™ verde bilis brillante), incubados a 44.5 °C, después

de validar que el dato no es estadísticamente diferente al método de número más probable (NMP) señalado por la NOM-001-1996.

Todos los análisis se realizaron en el Laboratorio de Ciencias Ambientales del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR-Dgo.).

3.1.3. Muestras

La calidad de agua superficial de la región se determinó al ubicar 15 sitios distribuidos a lo largo del cauce del Río y en un afluente del mismo, el cual atraviesa la ciudad de Durango y recibe las descargas de agua residual cruda y semi-tratada de la población de esta ciudad (ver **Figura 8**).

Los sitios fueron localizados entre poblaciones con más de 500 habitantes cercanos al cauce. En cada sitio, 2 L de agua fue tomada del centro del cauce en envases de vidrio y almacenada en hieleras hasta su llegada al laboratorio donde fue procesada. A cada muestra se le determinó pH, EC, CF, OD y ST.

Cada sitio fue muestreado para análisis de 2 a 5 veces de acuerdo con la variación en la carga contaminante determinada en cada sitio; las fechas seleccionadas fueron julio y diciembre del 2002; enero a marzo del 2003. Cabe mencionar que una parte del cauce del Río El Tunal quedó exenta de revisión debido a que en dicha sección no existen poblaciones que descarguen agua residual, la región es zona agrícola y el agua del río es usada para riego al ser distribuida en canales para ese fin, este espacio está ubicado entre el sitio 4 y el 10.

3.1.4. Análisis de la información

La información obtenida se revisó utilizando el método de agrupación o análisis de clúster, el cual es una técnica de ordenamiento de datos que ponderó la similitud entre los sitios, reuniéndolos en dos o más grupos en base a sus atributos y/o características. Las cualidades que son compartidas entre dos o más unidades proporcionan el grado de afinidad existente.

Con los datos de calidad del río (15 sitios, 5 variables) se estableció el grado de similitud entre sitios a través del río (variabilidad espacial). Empleando distancias Euclidianas para obtener dichas medidas. Los datos se transformaron a logaritmos naturales previo a la aplicación del análisis, los clústeres fueron formados usando el método de Warp (Singh *et al.*, 2004).

Para conocer si las diferencias entre los clústeres fueron significativas, se analizó considerando a cada grupo como un tratamiento y los sitios como repeticiones, para esto se utilizó un diseño de bloques al azar al que se le aplicó un ANOVA para diferencias entre parámetros y un MANOVA para ver el peso de todas juntas. Con esto se validó si los grupos o clústeres representaban calidades diferentes. Posteriormente se aplicó un análisis de pruebas de medias. Dichos análisis se realizaron con ayuda del programa STATISTICA (StatSoft, 2004), usando un valor de $\alpha = 0.05$ para todas las pruebas efectuadas.

3.2. MUESTREO Y SELECCIÓN DE PLANTAS ACUÁTICAS

3.2.1. Descripción de sitios

De cada grupo (clúster) de calidad del agua, se seleccionó un sitio, que se consideró representativo de dicho grupo; al cual se le caracterizó de nueva cuenta físico-química y microbiológicamente la calidad del agua. Se inventariaron las plantas acuáticas presentes y se vieron aspectos físicos del cauce.

Para caracterizar físicamente el cauce se midió el ancho, el largo y la velocidad del agua. La velocidad del río se midió utilizando un objeto flotante (cubo de unicel de 10 x 10 x 10 cm), colocado en la parte media del río, al cual se le midió el tiempo que tardaba en recorrer 30 m.

3.2.2. Muestreos de Plantas y Agua

3.2.2.1. Recolección de Plantas

En los sitios escogidos se identificaron e inventariaron las plantas acuáticas y semi-acuáticas presentes en las riberas y en los lugares aledaños alimentados por el mismo cauce. Las plantas fueron llevadas al herbario del CIIDIR para su identificación, y su posterior ingreso a la colección y/o al invernadero del CIIDIR para su propagación.

La abundancia relativa de las macrófitas acuáticas se realizó utilizando el método de intercepción en línea (línea de Canfiel). Éste se basa en fijar una línea de longitud determinada en el sitio por describir y en donde se registra la distancia que es interceptada por cada especie, no importando si se trata de plantas individuales o de agrupaciones de individuos (Franco *et al.*, 1985).

Se realizaron tres líneas Canfiel de 30 m de longitud cada una; a la izquierda y a la derecha del punto de muestreo de agua y a lo largo de las riberas, midiendo las especies presentes a 20 cm de lado derecho e izquierdo de la orilla del cauce, de tal modo que se consideraron a las macrofitas flotantes, emergentes y sumergidas que se encontraban.

Además de las especies interceptadas por las líneas se incluyeron a las presentes en los alrededores húmedos del cauce, el grado de abundancia se marcó como muy abundante, abundante y escasa.

3.2.2.2. Calidad del Agua

En los sitios seleccionados se recolectaron muestras de agua en julio, octubre, noviembre y diciembre del año 2004, de acuerdo con lo establecido en el apartado **3.1.2**, donde además de los parámetros ahí descritos, a las muestras se les determinó fósforo soluble (FS), nitrógeno de nitratos [N-(NO₃)⁻] y nitrógeno de amonio/amoniaco [N-(NH₄⁺/NH₃)] de acuerdo con el método del ácido ascórbico, al del ácido salicílico y a la técnica de Nessler, respectivamente. Estos parámetros son

reportados en mg L⁻¹.

3.2.3. Análisis de la información

Se estableció un cuadro donde se identificaron a las especies en relación con la calidad del agua; con el tipo de plantas acuáticas (emergente, sumergida, flotante enraizada, flotante libre o tipo pasto); si eran perennes o estacionales. Adicionalmente se realizó una búsqueda bibliográfica para conocer si dichas plantas habían sido usadas anteriormente en la construcción de humedales. La información anterior se ordenó con un análisis de clúster que comparó la riqueza de las especies por sitio.

Se revisaron las diferencias univariada y multivariada entre sitios usando los valores obtenidos por parámetro con ayuda de un ANOVA y MANOVA manejados en el programa STATISTICA (StatSoft, 2004), una comparación de medias con Student-Newman-Keuls, a un $\alpha = 0.05$.

3.3. EVALUACIÓN DE MICRO-HUMEDALES

3.3.1. Constituyentes del micro-humedal

Las plantas por sí mismas no logran la depuración del agua; ellas apoyan al modificar la matriz del suelo con sus raíces; al proveer oxígeno; al servir como soporte para biopelículas microbianas y al variar la conductividad hidráulica. Además cambian el paisaje, sirven como refugio de fauna silvestre y para generar su biomasa toman algo de nitratos y fosfatos de la columna de agua (Stottmeister *et al.*, 2003; Scholtz y Lee, 2005).

Esto último no es suficiente como para ser consideradas como depuradoras de estos iones (nitratos y fosfatos); por lo que para establecer el humedal se debe caracterizar el efecto de remoción del sistema abiótico y biótico que lo conforma, de manera que en este trabajo los efectos se cuantificaron de manera independiente y en su conjunto (Stottmeister *et al.*, 2003; Scholtz y Lee, 2005).

3.3.1.1. Características del Soporte

Para los micro-humedals se utilizó como soporte, grava triturada de río, a la cual se le determinó su composición química por medio de microscopia electrónica de barrido y análisis de difracción de rayos X. El cuál fue realizado en los laboratorios del CIMAV (Centro de Investigación en Materiales Avanzados) en Chihuahua, Chihuahua. También se estableció su granulometría, porosidad, el tiempo que tarda en alcanzar su equilibrio con la fase acuosa, su capacidad de adsorber los iones y el cálculo teórico del tiempo de vida útil. Los métodos usados para determinar cada parámetro se detallan a continuación:

Granulometría: El tamaño de partícula se obtuvo al hacer pasar la grava por tamices de diferente número de malla y cuantificando los pesos en cada uno, con esto se obtuvo la proporción en peso de los diferentes tamaños que la componen.

Porosidad: Se colocó un litro de grava en una probeta y se midió el agua requerida para ocupar los espacios vacíos.

Capacidad de Adsorción: La capacidad de sorción y de intercambio iónico de la grava que afectan la remoción de iones como fosfatos, nitratos y amoníaco, se evaluó con ayuda de las ecuaciones de Freundlich y de Langmuir de acuerdo con la metodología señalada por Metcalf & Eddy (2003). Se empleó *Agua Residual* tomada del Sitio 8; y se determinó la isoterma de adsorción, única para cada sustancia; la cual representa la cantidad de adsorbato (iones) retenido por el adsorbente (grava) de acuerdo con sus características químicas, la concentración y a una temperatura constante:

La Ec de Freundlich viene dada por la ecuación 1

$$q_e = \frac{x}{m} = K_f C_e^{1/n} \quad \text{Ec. 1}$$

Sin embargo, para obtener las constantes se reescribe la ecuación en forma logarítmica obteniendo:

$$\log\left(\frac{x}{m}\right)_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad \text{Ec. 2}$$

Dónde:

q_e = Masa de material adsorbido (x) por unidad de masa de adsorbente (m) en equilibrio

$\frac{x}{m}$ = Masa de adsorbato (iones) por unidad de adsorbente (grava)

K_f = Factor de capacidad de Freundlich

C_e = Concentración en equilibrio del adsorbido en la fase líquida después de la adsorción

$1/n$ = Parámetro de intensidad de Freundlich

El modelo de Langmuir está dado por la ecuación 3

$$\frac{x}{m} = \frac{abC_e}{1+bC_e} \quad \text{Ec. 3}$$

Dónde:

$\frac{x}{m}$ = Masa de adsorbato (ion) por unidad de adsorbente (grava)

a = La fuerza de retención de los iones

b = Capacidad de adsorción del ion por parte del material

C_e = Concentración en equilibrio del adsorbato en la fase líquida después de la

adsorción

La isoterma de adsorción de Langmuir fue desarrollada asumiendo que un número fijo de sitios son accesibles sobre la superficie del adsorbente, todos tienen la misma energía y la adsorción es reversible. Para obtener las constantes se hace reescribiendo la ecuación como:

$$\frac{C_e}{(x/m)} = \frac{1}{ab} + \frac{1}{b}C_e \quad \text{Ec. 4}$$

Una vez determinadas las constantes se desarrolla el modelo que más se correlacionó con los datos para establecer la isoterma de adsorción; dicha isoterma permite establecer la cantidad de material adsorbido por unidad de adsorbente a una concentración inicial dada y a una temperatura constante.

Para conocer lo anterior a 0, 50, 100 y 200 g de grava se les agregó 500 mL de agua residual del sitio 8, se agitaron y se dejaron reposar 24 horas para después revisar su contenido en FS, N-(NH₄⁺/NH₃), [N-(NO₃)⁻] y los cambios en pH y conductividad, todo se realizó por duplicado. Los datos se graficaron y se estableció cuál modelo representó mejor el comportamiento: la ecuación de Langmuir o la de Freundlich.

Tiempo en alcanzar el equilibrio: Se empleó una ecuación lineal para determinar la velocidad de absorción de fosfatos. La velocidad lineal puede ser expresada por $V = kC$. La reacción está relacionada con la concentración del ion y su velocidad de reacción momentánea en el tiempo, expresada como el cambio diferencial de C con respecto al tiempo, $-dC/dt$, (Seo *et al.*, 2005).

Por consiguiente, la velocidad lineal puede expresarse como:

$$\frac{-dC}{dt} = kC \quad \text{Ec. 5}$$

$$\ln \frac{C}{C_o} = -Kt \quad \text{Ec. 6}$$

Dónde:

C = Concentración del ion en el efluente (mgL⁻¹)

C_o = Concentración del ion en la solución cruda (mgL⁻¹)

K = Constante de adsorción

t = TRH (Tiempo de Retención Hidráulico)

Las muestras de grava se colocaron en recipientes de 4 L, a las cuales se les agregó una solución de fosfatos. Esto se hizo con 3 diferentes concentraciones de 0, 50 y 100 ppm y una relación de volumen de 2:1 de líquido con respecto a la grava. Cada hora, durante un tiempo total de 8 horas, se midieron los cambios en pH, conductividad y fosfatos. Con esta información se realizaron los gráficos que permitieron establecer el tiempo en que se logró el equilibrio; además de determinar el pH y la conductividad eléctrica de la solución en la grava.

Tiempo de Vida Útil: Una vez determinado el modelo a usar y sus constantes empíricas se estableció de manera teórica el tiempo de vida útil de la grava para remover amoníaco y fosfato del agua residual utilizada. Para lo anterior se usó un modelo de adsorción (Langmuir o Freundlich), donde se ubicó la cantidad de iones en equilibrio, lo cual se relaciona con su x/m (cantidad de iones que puede adsorber la grava por unidad de peso), Dicho valor se utilizó en las siguientes ecuaciones para determinar el tiempo de vida útil del material.

$$\left(\frac{x}{m}\right)_b = \frac{x_b}{m_{grava}} = Q \left[C_o - \frac{C_b}{2} \right] \frac{t_b}{m_{grava}} \quad Ec. 7$$

Resolviendo para t_b se obtiene:

$$t_b = \frac{(x/m)_b m_{grava}}{Q(C_o - C_b/2)} \quad Ec. 8$$

Donde:

$(x/m)_b$ = Capacidad de adsorción en el punto de equilibrio (agotamiento de la grava) g/g

x_b = Masa de iones adsorbidos por la grava en el punto de equilibrio, g

m_{grava} = Masa de grava en el humedal

Q = Gasto de agua residual m³/día

C_o = Concentración de iones en el influente g m⁻³

C_b = Concentración de iones en el equilibrio g m⁻³

t_b = Tiempo para llegar al punto de equilibrio, d

3.3.1.2. Plantas Seleccionadas

Los criterios usados en la selección de las plantas fueron con base en las siguientes características:

- ✓ Fáciles de mantener, bajo el clima y la calidad de agua residual de la zona.
- ✓ Nativas.
- ✓ Fácil de cultivar y propagar en invernadero.
- ✓ Perennes.

A las especies elegidas se les revisó su desempeño en la remoción de CF, N- (NH₄⁺/NH₃) y FS presentes en el agua residual empleando micro-humedales sub-superficial por lotes. Posteriormente se seleccionó una de las especies para revisar su desempeño en la remoción de los mismos parámetros en sistemas con recirculación, y finalmente se revisó la estabilidad del sistema a flujo continuo.

3.3.2. Valoración de los micro-humedals

Para conocer la capacidad de depuración de los sistemas, en la remoción de CF, FS

y N-(NH₄⁺/NH₃), fue necesario determinar el tipo de reacción que ocurre dentro del micro-humedal. En sistemas por lotes se determinó eso a los que se les monitoreó, cada 24 horas por 16 días los parámetros mencionados. La información fue analizada con el método gráfico para determinar el orden de reacción y con esto la constante de remoción.

Posteriormente se revisó la estabilidad de los sistemas, revisando su eficiencia en la remoción de CF, FS y N-(NH₄⁺/NH₃) y cambios en CE y pH al hacer ciclos de tratamiento con recirculación y simulando flujo continuo. El tiempo de residencia usado fue el determinado en los ciclos por lote.

3.3.2.1. Sistemas de tratamientos establecidos

Las unidades experimentales se construyeron en cajas de polietileno transparente de 100 L de capacidad. Las dimensiones de las cajas fueron de 32.5 x 75 x 42.5 cm (profundidad, longitud y ancho, respectivamente). Para la toma de muestra se instaló en cada caja una llave de salida de 0.5" conectada al interior con un tubo de 0.5" de 35 cm de largo, con 7 perforaciones de 4 mm de diámetro dirigidas hacia abajo y colocado a lo ancho de la caja.

En cada una de las unidades experimentales se colocaron 80 L de grava 40 L de agua residual y 15 plantas de cada especie. La altura del tirante del medio de soporte fue de 30 cm. En las **Figuras 9 y 10** se muestran las celdas experimentales.

Al inicio del experimento se colocaron 15 trozos de estolón de 5 cm de longitud a 5 cm de profundidad en la grava; después se agregó el agua por tratar (PTAR o del sitio 8). Se hicieron dos cajas o repeticiones por cada sistema a evaluar.

Las fuentes de variación de este trabajo son la presencia y ausencia de las especies de plantas seleccionadas y de las gravas, sobre el poder de autodepuración que presentan las aguas residuales domésticas, dado por la naturaleza de los contaminantes y la microflora asociada. De tal forma que el diseño experimental se dirigió a observar los cambios que esto ocasionan en la eficiencia en la remoción, como se describe más adelante.

A) Primera fase experimental

El exceso de coliformes fecales, amonio y fosfatos, observados en el sitio 8, son el problema de contaminación que enfrenta la región. De acuerdo a esto, el objetivo del trabajo es encontrar la mejor forma de removerlos, cómo se carece de información básica al respecto, el alcance de esta sección fue determinar, dentro de las unidades experimentales establecidas, el tiempo de residencia hidráulica (TRH) necesario para que la remoción se lleva a cabo.

Se realizó de marzo a noviembre del 2005 con 4 ciclos en sistemas por lotes con agua de la PTAR. En cada ciclo se utilizaron los mismos sistemas pero a diferentes tiempos de establecidos: 0, 100, 140 y 220 días.

En cada ciclo se midieron los parámetros de temperatura, pH, CE, CF, FS, N-(NO₃)⁻ y N-(NH₄⁺/NH₃) cada 24 horas durante 14 días o hasta alcanzar un contenido de 1000 coliformes fecales /100 mL de agua.

Las unidades experimentales usadas, detalladas antes, consideran las combinaciones necesarias para separar los efectos por especie de planta, por la presencia o ausencia gravas y por el agua residual doméstica, que sola simula una laguna de oxidación. Lo anterior dio lugar a 5 tratamientos con dos repeticiones, dando con esto 10 unidades experimentales:

- ✓ Agua residual (PTAR, Dgo.) (**AR**)
- ✓ Agua residual + grava (**B**)
- ✓ Agua residual + grava + *Eleocharis densa* (**ED**)
- ✓ Agua residual + grava + *Schoenoplectus americanus* (**SA**)
- ✓ Agua residual + grava + *S. tabernaemontani* (**ST**)



Figura 9. Unidades experimentales; arriba a la derecha, acercamiento a la grava empleada; el resto de las fotos muestra el acomodo de las plantas al inicio del experimento en Marzo del 2004

B) Segunda fase experimental

En esta sección se evaluó el efecto del tiempo de vida del sistema sobre la eficiencia en la remoción. La especie seleccionada se evaluó a dos tiempos 10 días y 11 meses se realizaron 4 ciclos en sistemas por lotes con recirculación; las repeticiones fueron de manera continua, empleando agua del Sitio 8. Se evaluó temperatura, pH, CE, CF, FS, N-(NO₃)⁻ y N-(NH₄⁺/NH₃) cada 24 horas. Cuatro unidades experimentales se

revisaron bajo el TRH establecido en la fase uno, que fue de 5 días:

- ✓ Agua residual (PTAR, Dgo.) (**AR**).
- ✓ Agua residual + grava (**B**).
- ✓ Agua residual + grava + *Eleocharis densa* (**ED**) a 11 meses de establecido el sistema.
- ✓ Agua residual + grava + *Eleocharis densa* (**ED**) a 10 días de establecido el sistema.

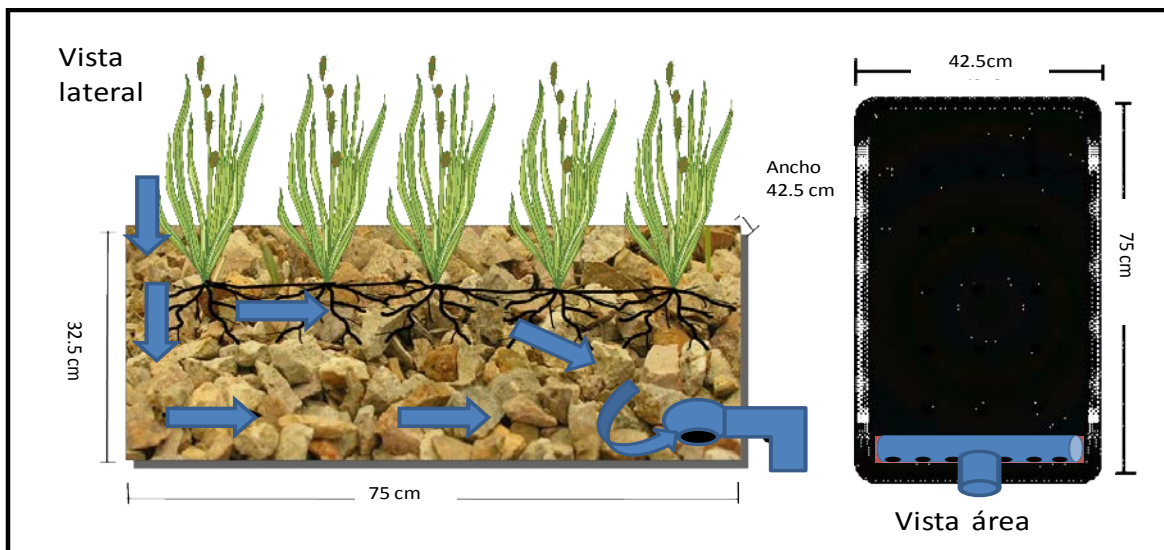


Figura 10. Distribución de plantas y dimensiones de las unidades experimentales, flechas indican la circulación del agua

C) Tercera fase experimental

El objetivo de esta sección fue establecer el grado de estabilidad alcanzado por los sistemas y si este se mantenía estable al realizar diferentes ciclos. Para esto se realizaron 7 ciclos, con un THR de 5 días, a flujo continuo para comprobar. Se utilizó agua del Sitio 8 (*Agua Residual*), se evaluaron 2 unidades experimentales. Se revisó temperatura, pH, CE, CF, FS, N-(NO₃)⁻ y N-(NH₄⁺/NH₃) al afluente y el efluente de cada corrida ó ciclo, los sistemas evaluados fueron:

- ✓ Agua residual + grava + *Eleocharis densa* (**ED**) a 11 meses de establecido el sistema.
- ✓ Agua residual + grava + *Eleocharis densa* (**ED**) a 10 días de establecido el sistema.

3.3.3. Análisis de la información

3.3.3.1. Cinética para coliformes fecales

Los datos fueron manejados en matrices que permitieron preparar gráficos con los cuales se observaron los cambios ocurridos entre los sistemas y dentro de cada uno.

Con la información de CF se establecieron líneas de regresión que permitieron determinar las constantes cinéticas para cada grupo de datos, dicha constante fue usada en la *Ec. 9*, para determinar los tiempos de retención hidráulicos de cada tratamiento en particular.

$$C_e / C_o = \exp(-K_T t) \quad \text{Ec. 9}$$

Para obtener las constantes y establecer los gráficos se reescribe la ecuación en forma logarítmica obteniendo

$$\ln C_e - \ln C_o = -K_T t \quad \text{Ec. 10}$$

Dónde:

C_e = 10 UFC de CF

C_o = número inicial de UFC de CF

K_T = constante de decaimiento (día^{-1})

t = tiempo de retención hidráulica día^{-1}

La ecuación anterior asume que el humedal trabaja como un reactor por lote o discontinuo, para simular el proceso de tratamiento y esta suposición puede ser usada para diseñar sistemas de humedales tradicionales. Otras de las ventajas de este método, es que también asume que la reacción cinética llevada a cabo en este tratamiento de agua residual es de primer orden (Crites y Tchobanoglus 1998).

Las constantes se utilizaron para determinar el tiempo de retención hidráulico requerido en la remoción del contaminante en cuestión por cada sistema en particular, despejando t de la *Ec 10*.

3.3.3.2. Remoción de iones

Los mecanismos de remoción de iones: FS , $N-(NO_3)^-$ y $N-(NH_4^+/NH_3)$, implican aspectos bióticos y abióticos, donde las plantas y los microorganismos establecen una sinergia que ayuda en los procesos de mineralización de la materia orgánica, en la desnitrificación, en la amonificación, en la nitrificación y volatilización del nitrógeno presente (Vymazal I, 1999 y Vymazal II, 1999).

Lo anterior se ve muy influenciado al pH, la temperatura y al tirante de agua empleado, donde éstos últimos apoyan la volatilización del amoníaco y su transformación a nitratos, como lo señala Vymazal, (1999).

Los aspectos abióticos más importantes que intervienen en la remoción principalmente de *FS*, dentro de este trabajo, fue la capacidad de adsorción e intercambio iónico de la grava. Durante el proceso, las gravas y el agua alcanzaron un equilibrio entre sus componentes, en menos tiempo que en el caso de la eliminación de los coliformes. Debido a esto se establecieron los períodos para tal equilibrio y la eficiencia alcanzada en la remoción.

Por otra parte, el efecto de las plantas sobre estos iones se estableció, con las cinéticas de remoción, cuando se comparan los sistemas con plantas y sin plantas a los 8 días en cada sistema.

3.3.3.3. Análisis estadístico

Las eficiencias entre tratamientos y sus cambios con el tiempo fueron comparados usando un análisis de varianza univariado de medidas repetidas (ANOVA) y una comparación de medias con Student-Newman-Keuls. Todos los análisis se realizaron con la ayuda del programa STATISTICA, versión 7 (StatSoft, 2004), a un $\alpha = 0.05$.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Este trabajo se llevó a cabo de marzo 2003 a septiembre del 2006; donde se señalan con base en sus características físico-químicas y microbiológicas tres tipos de calidad de agua para el cauce del Río El Tunal; a los cuales se les denominaron: *agua limpia*, *agua eutroficada* y *agua residual*.

Donde el *agua limpia* presentó bajos ST y baja CE y cifras normales de OD; la *eutroficada* presentó alto OD y ST y poco o ausencia de CF y la *residual* tiene altas cifras de ST, CE, CF y ausencia de OD, definidas así de acuerdo con el criterio de Metcalf y Eddy (1991) y Hernández (1990).

Los contaminantes más importantes fueron: CF, FS, N-(NH₄⁺/NH₃) y ST. Se seleccionó un sitio pertinente a cada agrupamiento de calidad del agua y se inventariaron las macrófitas acuáticas. Con tres de ellas se construyeron micro-humedales que evaluaron bajo un sistema por lote con flujo sub-superficial su desempeño en la depuración de CF, FS, y N-(NH₄⁺/NH₃) de agua residual doméstica proveniente de la región.

El efecto depurador de la grava, usada como soporte en los micro-humedales, fue evaluado por separado y se estableció el tiempo de vida útil de la misma.

Se seleccionó una de las especies de macrófitas para evaluar su desempeño en la remoción de los mismos contaminantes en sistemas por lote con recirculación y a flujo continuo.

4.1. CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO EL TUNAL

La información generada en los diferentes muestreos por sitio para CF, CE, pH, OD y ST se encuentra en el **Anexo I, Cuadro 4**. Los promedios por sitio de cada parámetro se utilizaron en el análisis de clúster, el cual proporcionó un diseño de árbol, (ver **Figura 11**). Con ayuda de un ANOVA/MANOVA ($\alpha = 0.05$) se evaluaron las diferencias entre los valores estandarizados de los 15 sitios agrupados dentro de tres grupos ("clúster") estadísticamente significativos a $D_{link}/D_{max} \times 100 < 70$ (ver **Cuadro 4**).

Los "clúster" se identificaron como: clúster 1 (*agua limpia*) incluye a los sitios 1, 2, 3 y 4, clúster 2 (*agua residual*) incluye a los sitios 5 al 10 y el clúster 3 (*agua eutroficada*) a los sitios 11, 12, 13, 14 y 15, (ver **Cuadro 4**).

En el nacimiento del río el *agua fue limpia*, para luego recibir el afluente que proviene de la ciudad de Durango, misma que sobrepasa la capacidad de depuración del Río, sobre todo en tiempo de estiaje. Existieron tramos en donde el Río conducía *aguas residuales* crudas; atravesando pequeñas comunidades, donde el riesgo por patógenos (*Salmonella*, *Shigella* y otros) fue inversamente proporcional al de su distancia a la ciudad de Durango, por las cantidades de CF encontradas, 645,000 CF, en el sitio 8, pero que bajaron hasta 883 en el sitio 15.

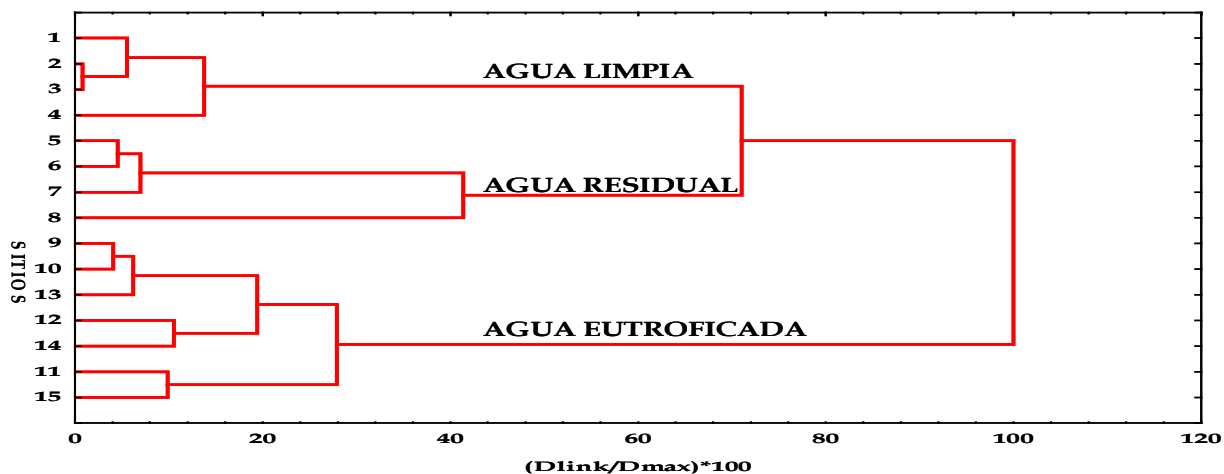


Figura 11. Diagrama de árbol, donde se agrupan los sitios de muestreo de acuerdo con su similitud en las características físico-químicas y microbiológicas del agua

Lo anterior sobreviene por causa del sistema de auto-depuración del río el cual hace que la materia orgánica y CF se degraden y generen nitratos y fosfatos, con ello aumenta la productividad de la masa de agua dando lugar a la eutrofización del mismo. Cabe mencionar, que el término “eutrofización” es más usado para designar el proceso donde lagos y estanques son enriquecidos con fosfatos y nitratos, los cuales pasaron de un estado oligotrófico (baja productividad) a uno eutrófico (de alta productividad). Dicho término también es aceptado para definir corrientes de agua con alto contenido de nutrientes (Lee, 1972; Evangelou, 1998).

La calidad del agua, encontrada en el Río El Tunal, no difiere de aquellas registradas en cuerpos de agua que reciben descargas de aguas residuales domésticas crudas y semi-crudas, para otros sitios del mundo (Singh *et al.*, 2004; Salvia *et al.*, 2005), presentando los mismos fenómenos de modificación en la flora y la fauna nativa además de la eutrofización.

La falta de sistemas de depuración de agua residual y el que los existentes no operaran adecuadamente, promovió la calidad de agua encontrada. Si bien en la parte inicial y final del cauce esto no se ve reflejado; puede ser debido a que la población aledaña carece de alcantarillado, defecan en letrinas o al aire libre (INEGI, 2000).

De tal forma que el panorama general (ver **Figura 12**) muestra que las tres calidades de agua de la región son regidas por las descargas de aguas semi-tratadas y sin tratar de la ciudad de Durango por lo que el aporte de las pequeñas poblaciones tiene poca influencia en el comportamiento de la calidad del agua encontrada

4.2. SELECCIÓN DE PLANTAS ACUÁTICAS

4.2.1 Descripción de sitios y plantas colectadas

La zona de estudio presentó tres calidades de agua que son señaladas en la **Figura 12**, en donde el sitio 3 corresponde a *agua limpia*, el 8 a *agua residual* y el 15 a *agua eutrofizada*. En cada sitio se llevó a cabo un inventario de plantas acuáticas y se caracterizó el agua en base a los parámetros de: CF, OD, NH_3 , $(NO_3)^-$, pH, CE, ST y FS. La información obtenida en los análisis físico-químicos y microbiológicos se detalla en el **Anexo I, Tabla II**.

Las diferencias encontradas para la calidad del agua fueron validas estadísticamente, donde se encontró que existen para 7 de las 8 variables examinadas, a excepción del pH, entre los sitios, el análisis multivariado también fue altamente significativo (ver **Cuadro 4**).

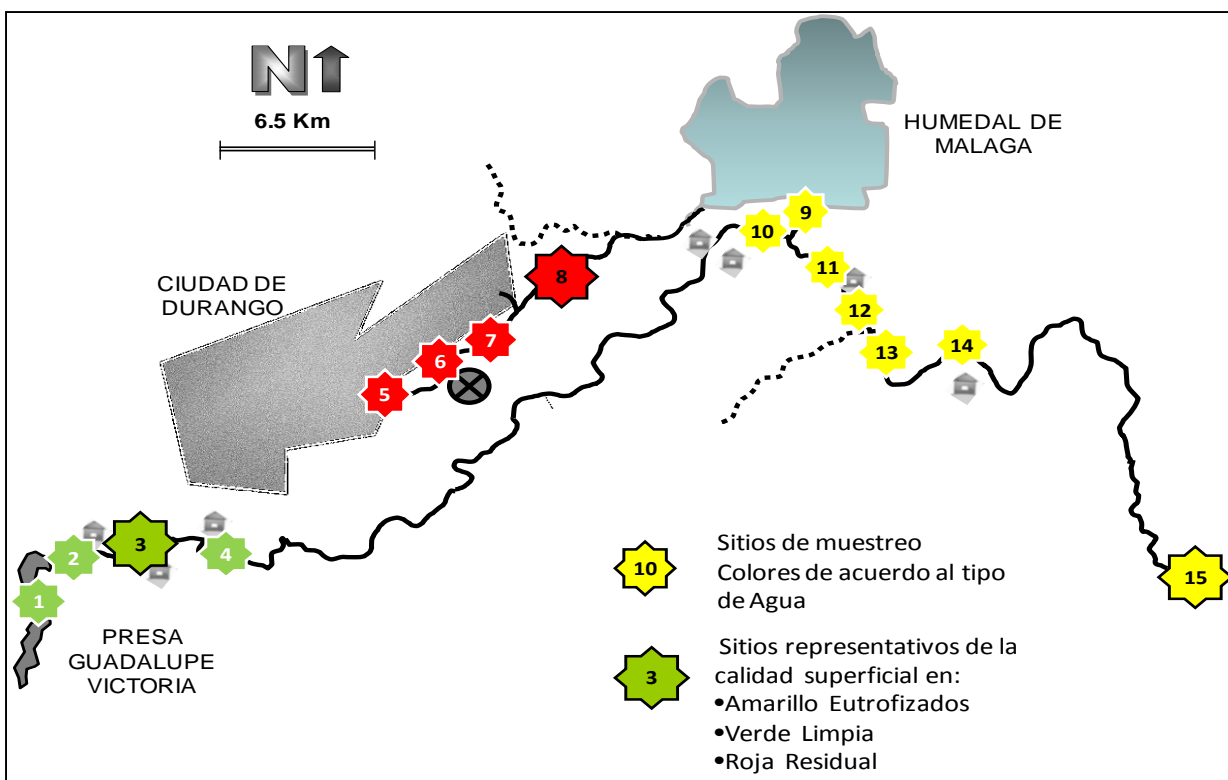


Figura 12. Calidad de agua del Río El Tunal

Cuadro 4. Resultados en la pruebas de ANOVA y MANOVA para la hipótesis nula de no diferencia en la calidad del agua entre los clúster n = 4, 4 y 7 para cada clúster y para cada parámetro. Valores promedio por parámetro.

No. SITIO y NOMBRE	OD	pH	CE	ST	Ln CF
"Clúster" 1 (agua limpia)					
1. PRESA GPE VICTORIA	6.19	7.53	123	272	1.79
2. SALIDA DE LA PRESA	7.13	7.56	82	157	1.97
3. DURAZNO Y EL PUEBLITO	6.73	7.58	83	152	2.82
4. PUEBLITO Y EL CONEJO	8.07	8.19	103	185	2.20
PROMEDIO	7.03	7.71	98	191	2.20
	a	a	a	a	a
"Clúster" 2 (agua residual)					
5. Antes PTAR	2.00	7.95	613	477	6.31
6. E PTAR	0.62	7.86	631	423	10.08
7. PTE CI	0.34	7.88	692	608	9.76
8. PTE SAN CARLOS	0.09	7.76	673	577	12.35
PROMEDIO	0.76	7.86	652	521	9.62
	b	a	a	a	a
"Clúster" 3 (agua eutroficada)					
15. SALTITO ARRIBA	7.23	8.35	605	484	3.25
11. POTERERO ARENAL	6.76	8.91	459	422	3.15
14. H. NACUZARI	7.25	8.39	912	834	1.12
10. TUNAL Y ACEQUIA	13.80	8.90	646	737	2.20
9. FINAL DE LA ACEQUIA	11.85	8.76	660	710	3.75
13. D B y T	15.51	8.83	642	635	1.98
12. A B y T	10.35	8.66	642	881	2.43
PROMEDIO	10.39	8.68	652	672	2.55
	c	b	a	a	a
Valor-F-	16.75	21.93	43.68	15.83	36.26
Valor-p	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
MANOVA**	18.12		Valor-p	<0.001	

* Letras iguales indican no significancia entre las medias de acuerdo con la prueba múltiple de SNK ; ($\alpha = 0.05$ para todas las pruebas); **Prueba estadística de Wilk`s Lambda

Las pruebas demostraron que en un sitio con agua limpia, los ST y el N-(NH₄⁺/NH₃) fueron significativamente más bajos que en los otros sitios. La CE fue significativamente diferente para los tres sitios, el valor más alto fue en el agua residual, el más bajo para el agua limpia. El sitio de agua residual tuvo los valores más bajos para OD y N-(NO₃)⁻ y el más alto en CF (ver **Cuadro 5**).

Cuadro 5. Resultados de las pruebas de ANOVA Y MANOVA para la hipótesis nula de no diferencias entre sitios para los parámetros de calidad de agua con n = 4 para cada tratamiento y parámetro. Valores expresados en media (desviación estándar)

Parámetros	Valores- F	Valores- P	CALIDADES*		
			Limpia	Eutroficada	Residual
OD	372	0.0001	6.76 (± 0.61) a	7.62 (± 1) a	0.04 (± 0.03) b
pH	4	0.462	7.19 (± 0.23) a	7.89 (± 0.5) a	7.31 (± 0.4) a
CE	866	0.0001	67 (± 10) c	520 (± 20) b	702 (± 12) a
ST	100	0.0001	106 (± 26) b	429 (± 64) a	542 (± 70) a
N-(NO ₃) ⁺	509	0.0332	1.4 (± 0.95) a	16 (± 13) a	< 0.01 b
FS	5	0.0423	0.5 (± 0.58) a	8 (± 2) a	12 (± 4) a
N-(NH ₄ ⁺ /NH ₃)	10	0.0057	< 0.01 b	0.33 (± 0.45) a	8 (± 1.3) a
CF	73	0.0001	7 (± 35) b	83 (± 1.3) b	641,300 (± 65,000) a
MANOVA**	305	0.0001			

*Letras iguales indican diferencias no significativas entre medias de acuerdo con la prueba de rango múltiple SNK ($\alpha = 0.05$).

** Prueba estadística de Wilk's Lambda.

El inventario de macrófitas mostró que la composición varió ampliamente entre sitios, en contraste la riqueza de especies (número) fue similar, aunque los

requerimientos para cada especie también variaron ampliamente por lo que el análisis de clúster muestra una similitud de 92% entre los sitios (ver **Figura 13**; **Cuadro 6**).

Un total de 28 especies de plantas fueron colectadas e identificadas, de ellas sólo 23 estuvieron presentes en una calidad de agua: 8 en agua limpia, 7 en agua eutroficada y 8 en agua residual como se observa en el análisis de clúster; 4 especies estuvieron presentes en 2 de los sitios y solo *Persicaria* aff. *mexicana* se encontró en los tres sitios, aunque fue más abundante en el agua residual (su valor de importancia relativa fue de 23%).

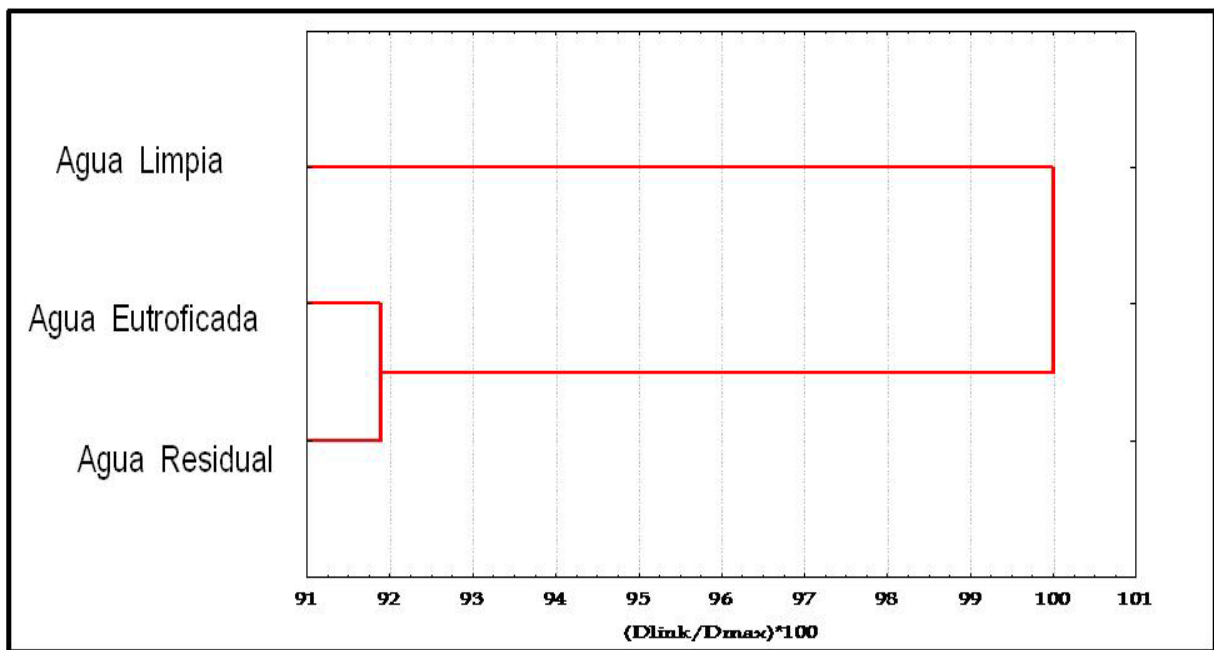


Figura 13. Dendrograma sobre riqueza de especies.

Cuadro 6. Especies de plantas por sitio, abundancia y tipo general en tres localidades del Río El Tunal, Durango, Mexico. Valor de Importancia (Iv%) or frecuencia relativa expresada como X = rara, XX = común y XXX = muy abundante. Tipos morfológicos en acuerdo US EPA (2000)

Tipos	Nombre científico	Agua Limpia	Agua Eutrofizada	Agua Residual
libre-flotante	<i>Azolla mexicana</i> Prest	****	XX	****
arbusto	<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav) Pers.	15	****	****
sumergida	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem & Schult	****	X	****
emergente	<i>Eleocharis densa</i> Benth	****	X	****
libre-flotante	<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem & Schult	****	****	XXX
rastrera	<i>Eleocharis</i> sp. nov	64	****	****
zacate facultativo	<i>Eriochloa acuminata</i> (J. Pres) Kunth	X	X	****
libre-flotante	<i>Heteranthera limosa</i> (Sw) Wild	****	X	****
libre-flotante	<i>H. peduncularis</i> Benth	****	X	****
enraizada flotante	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.	****	X	****
emergente	<i>Juncus acuminatus</i> Michx.	X	****	****
emergente	<i>Juncus nodosum</i> L.	X	****	****
libre-flotante	<i>Lemna</i> aff. <i>minuta</i> Kunth	****	X	XX
enraizada flotante	<i>Ludwigia</i> sp. 1	4	33	****
enraizada flotante	<i>Ludwigia</i> sp. 2	38	****	****
enraizada flotante	<i>Marsilea</i> sp.	****	1	****
emergente	<i>Persicaria</i> aff. <i>mexicana</i> (Small) Small	X	1	23
emergente	<i>Persicaria</i> <i>hydropiperoides</i> (Michx.) Small	****	****	11
emergente	<i>Schoenoplectus americanus</i> (Pers.) Volkart. ex Schinz. & R. Keller	****	****	17
emergente	<i>S. tabernaemontani</i> (C. C. Gmel) Palla	****	****	14
emergente y sumergida	<i>Sagittaria platyphylla</i> (Engelm.) J. G. Sm.	11	****	****
árbol	<i>Salix bonplandiana</i> HBK	X	****	****
árbol	<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.	****	3	****
emergente	<i>Typha domingensis</i> Pers.	****	****	13
sumergida	* <i>Myriophyllum</i> aff. <i>spicatum</i> L.	XX	****	****
emergente	* <i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	****	****	11
emergente	* <i>Echinochloa crusgalli</i> (L.) Beauv.	****	****	X
libre-flotante	* <i>Eichhornia crassipes</i> (Marts.) Solms.	****	X	XXX

*Especie exótica; **** Ausente

Las características de cada sitio y las comunidades de plantas se describen en seguida:

a) Sitio 3, Agua Limpia

Este sitio tuvo la mejor calidad de agua del río, con un ancho de 40 m, recto y poco profundo (1 m de profundidad) y con una velocidad de 10 cm seg⁻¹. El suelo de los alrededores es usado como agostadero. Once especies fueron colectadas en este sitio, una sumergida, 3 flotantes enraizadas, 3 emergentes (una de ellas facultativa), un arbusto, un árbol y un pasto (ver **Cuadro 6**); siendo ocho especies exclusivas del sitio.

Todos los tipos de plantas acuáticas se encontraron en este sitio con excepción de las flotantes libres. La parte húmeda de las orillas del cauce estaba cubierta de *Eleocharis sp. novo*, donde terminaba la humedad apareció la gramínea *Cynodon dactylon*; mismas que protegen a la ribera de la erosión en la temporada de inundación (ver **Figura 14**).

La ausencia de estas especies río abajo, sugiere que éstas son sensibles a la contaminación y por consiguiente, son buenos indicadores de buena calidad, pero por lo mismo deben ser malas depuradoras. Dos especies fueron compartidas con las especies encontradas en agua eutroficada, *Ludwigia sp.* y *Eriochloa acuminata*. La calidad del agua tiene en promedio 106 de ST, 67 de CE,



Figura 14. Sitio 3. Agua Limpia

6.76 de OD, 1.4 de, 0.5 de FS, < 0.01 de N-(NH₄⁺/NH₃) y 7 CF (ver **Cuadro 5**).

b) Sitio 8, Agua Residual.

El lugar esta sobre el canal de agua pluvial de la ciudad, es afluente del Río El Tunal, recibe el agua residual semitratada de la ciudad (2.5 m³seg⁻¹), recorriendo centros de población, zonas agrícolas y agostaderos. Presentó un ancho de 12 m, una profundidad media de 1.5 m y permaneció constante todo el año, sólo en temporada de inundaciones el agua salió del cauce, incrementando la velocidad hasta 46 cm seg⁻¹. Los alrededores del sitio de colecta estuvieron inundados 6 meses del año y eran usado como agostadero, ver **Figura 15**.

El agua de este sitio presentó contenido parecidos a los de un agua residual cruda, ver **Anexo I; Tabla 1.2 y Cuadro 5** con un promedio de ST de 542, CE de 702; OD de 0.04, N-(NO₃)⁻ > 0.01; 12 de FS; 8 de N-(NH₄⁺/NH₃) y 641,300 de CF. Este canal se calificó como de malas condiciones.



Figura 15. Sitio 8, Agua Residual

En este sitio once especies fueron colectadas; 8 emergentes y 3 flotantes (ver **Cuadro 6**); 8 especies fueron encontradas sólo en este sitio. Algunas de las especies han sido usadas como indicadores de agua con altos contenidos en nutrientes; *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Typha dominguensis*, *Lemna aff. minuta* y *Eichhornia crassipes*. Debido a su alta tasa de crecimiento remplazan a las especies naturales de sitios con bajo contenido en nutrientes. Por estas características

resultaron atractivas para ser usadas en la construcción de humedales y para mitigar la erosión de los cauces para el caso de especies emergentes (Haslam, 1978; Gutenspergen *et al.*, 1989; U.S. EPA, 2002; Scholz y Trepel, 2004).

c) Sitio 8, Agua Eutrofizada

Este sitio es el más alejado del área urbana. El agua está eutrofizada como un resultado del proceso de auto purificación que ocurre entre las fuentes de contaminación río arriba y el sitio. Aquí, el río es sinuoso y con numerosas ramificaciones. El ancho del río cambió durante el año, alcanzando hasta 100 m durante la estación de lluvia. La profundidad varió de 1 a 3 m, la velocidad del agua fue de 30 cm seg^{-1} . El agua tuvo un promedio de 429 de ST, 520 de CE, 7.62 de OD, 16 de NO_3^- , 8 de FS, 0.33 de N-($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$), 83 CF, los datos completos están en el ver **Anexo I; Tabla 1.1**; las promedios y desviaciones estándar en conjunto con el análisis estadístico se detallan en la **Cuadro 5**.

Doce especies fueron colectadas; 5 flotantes libres, 1 sumergida, 1 emergente, 3 enraizadas flotantes, 1 pasto y un árbol (ver **Cuadro 5**); 7 especies fueron exclusivas del sitio, compartiendo dos especies con el sitio de agua residual (*Lemna* aff. *minuta* and *Eichhornia crassipes*), y otras dos con el sitio de agua limpia (*Eriochloa acuminata* y *Ludwigia* sp.1). La vegetación en la ribera del río estuvo dominada por *Taxodium mucronatum*, formando un bosque de galería. Los alrededores son usados también como agostadero.

Cabe mencionar que para el estado de Durango, este trabajo es el primero en relacionar macrófitas acuáticas con la calidad del agua de donde se encuentran. Sólo



Figura 16: Sitio 15, Agua eutrofizada

se tenía un inventario previo, el cual incluye 71 especies acuáticas y 78 facultativas (González-Elizondo *et al.*, 2003).

4.3. EVALUACIÓN DE MICRO-HUMEDALES

Un humedal se basa en la relación entre las especies vegetales y los sustratos para llevar a cabo la dinámica de depuración de agua residual doméstica. Los microorganismos son también parte importante en la depuración, pero considerándolos como constituyentes que se establecen de manera inherente cuando el sistema alcanza su madurez o estabilidad, éstos no fueron evaluados de manera directa, dada la complejidad se manejaron como una “caja negra”.

Por otra parte la problemática regional implica altos contenidos de N-(NH₄⁺/NH₃), FS, CF y SVT, en las descargas de aguas residuales que recibe el Río El Tunal. Para establecer el papel que juegan las plantas y el soporte en la depuración de estos contaminantes, en un nivel de invernadero se experimentó en micro-sistemas con un volumen total de 100 L (Pérez *et al.*, 2002).

4.3.1. Constituyentes del micro-humedal

4.3.1.1. Características del Soporte.

Los resultados de las determinaciones físicas de la grava se presentan en el **Cuadro 7**. La grava usada en la construcción de los micro-humedales está compuesta de 36 % de fragmentos de 9.5 mm, 26% de 6.36 mm y 38% de 4.76 mm, aplanados y burdos, con 55% de porosidad y una conductividad hidráulica de acuerdo con esto de 0.2 a 0.5 cm seg⁻¹ según Mihelcic (2001).

Cuadro 7. Características físicas de las gravas

Granulometría		
mm	%	
12.5	0.5	Conductividad Hidráulica (K) = 0.2 a 0.5 cm seg ⁻¹ Porosidad = 55 % Densidad = 0.4 g mL ⁻¹
9.52	32	
6.35	26	
4.76	38	
arenas	0.5	

La composición elemental de la grava se encuentra en el **Cuadro 8**. Los análisis de difracción de rayos x muestran que los compuestos que se encuentran allí son feldespatos del tipo sódico y potásico (NaAlSi₃O₈ y KAlSi₃O₈, respectivamente), cuarzo (SiO₂), algo de carbonato de calcio (CaCO₃) y óxidos de hierro. El aluminio y el hierro son usados para atrapar a los fosfatos en algunos tratamientos de agua, además los feldespatos son reconocidos por su alta capacidad de intercambio iónico; razón por la cual esta grava puede remover algo de iones.

Capacidad de Adsorción. Los resultados se muestran en las **Cuadro 9 y 10**, con los datos se construyeron gráficos para las ecuaciones de Freundlich y Langmiur; y se

estableció la correlación de los datos con ambos modelos, determinándose que la adsorción de fosfatos y amoníaco se ajusta al modelo de Langmuir.

Cabe mencionar que no se encontraron nitratos en el agua analizada, el efluente de la PTAR no los contiene y/o el método de análisis no lo detectó (límite de detección 1 mg L^{-1}), por tal motivo no se realizaron los cálculos para este ion.

Cuadro 8. Características químicas de la grava, promedio de tres repeticiones

Porcentaje del elemento	Valores en la solución de grava En el equilibrio
C..... 1.86 O.....34.65 Na..... 2.35 Mg..... 0.40 Al..... 8.87 Si.....41.48 K..... 5.51 Ca..... 0.69 Fe..... 4.20	Tiempo: 32 hr Vol. 1:1 pH = 8.4 CE = 274 $\mu\text{S/cm}$

Fosfatos. El **Cuadro 9** muestra la información generada para la adsorción de fosfatos y la **Figura 17** muestra el comportamiento de los datos con los modelos linearizados de Langmuir y Freundlich, donde los valores de determinación (R^2) encontrados fueron de 0.97 y 0.81, respectivamente.

Cuadro 9. Resultados del ensayo de adsorción de fosfatos de agua residual de la entidad

$C_o, \text{ mg L}^{-1}$	$C_e, \text{ mg L}^{-1}$	$C_o - C_e$	m, g	$X \text{ m}^{-1}, \text{ mg g}^{-1}$	$C_e/(x \text{ m}^{-1})$
3.0106	3.0106	0	0		
3.0106	2.7795	0.2310	25	0.0046	601.5
3.0106	2.5485	0.4621	50	0.0046	551.5
3.0106	2.1557	0.8549	100	0.0043	504.3

Con la ecuación de Langmuir linearizada (Ec. 4) se determinaron los valores de $a = 0.8738$ y de $b = 0.0066 \text{ mg g}^{-1}$ está última se transforma a mg kg^{-1} dando un valor de 6.6 de mg de FS adsorbido por kg de grava, el cual varía de acuerdo con la concentración de FS que entra en el sistema.

El valor de b encontrado, es bajo, en comparación al calculado por Seo *et al.*, (2005) que fue de 7.7 mg g^{-1} , al emplear grava de rocas sedimentarias del mismo tamaño (4 a 10 mm) y lo determinó usando una solución sintética de 20 mg L^{-1} de FS de KH_2PO_4 ; es de suponer que dicho valor cambiará cuando las gravas sean utilizadas

en aguas residuales domésticas y en presencia de más iones.

La masa adsorbida (FS) por unidad de peso de grava ($4.67 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) calculada en este trabajo, se realizó utilizando agua residual doméstica que contenía una mezcla de iones, donde el FS fue de 3 mg L^{-1} , además se considera que dicho valor puede mejorar si se reducen los tamaños de la grava, a un tamaño tal, que no altere de manera desfavorable la conductividad hidráulica del material.

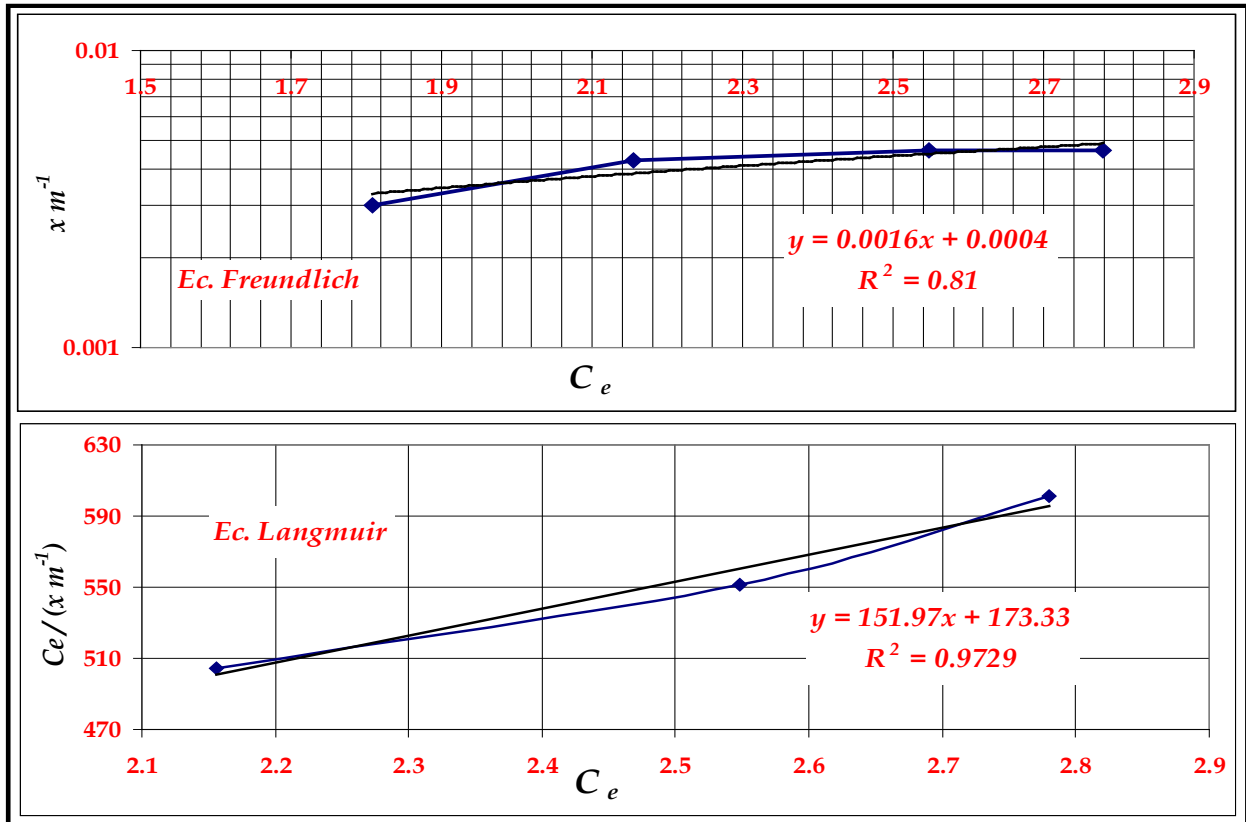


Figura 16. Gráficos para fosfatos; las Ec. 1 y 3 linealizadas. La mejor correlación se obtuvo con la ecuación de Langmuir

Amoniaco. Los resultados para amoníaco se presentan en el **Cuadro 10**; la **Figura 18** muestra el comportamiento de los mismos al construir los gráficos de Freundlich y de Langmuir. Los coeficientes de determinación encontrados (R^2) fueron de 0.9277 y 0.974, respectivamente. Con el gráfico se obtuvieron las constantes a y b necesarias para establecer la isoterma de adsorción y al igual que con los fosfatos con esto se logró el valor máximo de $x \text{ m}^{-1}$ (masa de iones adsorbida por unidad de masa de grava) el cual fue de 14.778 mg de nitrógeno amoniacal kg^{-1} de grava.

Este análisis se realizó sólo para el fosfato soluble (FS), porque este ion presenta menos opciones de remoción en un sistema de humedales, de hecho si el humedal es del tipo superficial, la salida de FS es prácticamente igual a la entrada. En cambio en uno de tipo subsuperficial, si la matriz es adecuada, el humedal puede funcionar como adsorbedor de iones por muchos años (Stottmeister *et al.*, 2003, Forbes *et al.*, 2004, Seo *et al.*, 2005).

Cuadro 10. Resultados del ensayo de absorción de nitrógeno amoniacalo de agua residual de la entidad

$C_o, \text{ mg L}^{-1}$	$C_e, \text{ mg L}^{-1}$	$C_o - C_e$	$m, \text{ g}$	$X/m, \text{ mg g}^{-1}$	$C_e/(x/m)$
12.9501	12.9501	0	0		
12.9501	12.1973	0.7528	25	0.01506	810.1288
12.9501	11.3081	1.642	50	0.01642	688.6784
12.9501	10.205	2.7451	100	0.01372	743.5066
12.9501	7.7078	5.2423	200	0.01310	588.1235

4.3.1.2. Tiempo en alcanzar el equilibrio:

Con la *Ec. 6* y los datos generados se realizaron los gráficos que permitieron conocer la constante *K*; necesaria para determinar el tiempo en que se logra el equilibrio entre la fase sólida y la líquida, ver la **Figura 19**. Los valores obtenidos fueron: - 0.0487 y - 0.046 para 10 y 100 ppm de *FS*, respectivamente. Con esto se estableció que el tiempo de retención hidráulico necesario para alcanzar la saturación con un efluente de 3 mg L^{-1} de *FS* y donde se desea llegar a tener 0.5 mg L^{-1} es de 36.8 h (1.53 días).

4.3.1.3. Tiempo de Vida Útil:

Para determinar el tiempo de vida útil de la grava se considera la masa que será utilizada bajo el sistema establecido, en este trabajo se construyeron unidades de 100 L de capacidad que contienen 80 L de grava con una densidad de 0.4 mg mL^{-1} ; con capacidad para 40 L de agua donde el tiempo de retención hidráulica (TRH) fue estimado:

- ✓ Alcanzar el equilibrio en iones entre la fase sólida y líquida (1.53 d, calculado en la sección anterior)
- ✓ y/o para alcanzar la eliminación de coliformes fecales (5 d, calculado a partir de las cinéticas de decaimiento de la sección 4.3.2)

Además de lo anterior el tiempo de vida útil de la grava varía de acuerdo con la cantidad de *FS* presente, por que con esto también varía la capacidad máxima de absorción de la grava ($x \text{ m}^{-1}$) y considerando que la variación de *FS* en el influente de la PTAR es alto ($3 \text{ a } 25 \text{ mg L}^{-1}$) es muy difícil predecir un tiempo exacto, por tanto se establecieron diferentes regimenes para tratar de evitar este fenómeno.

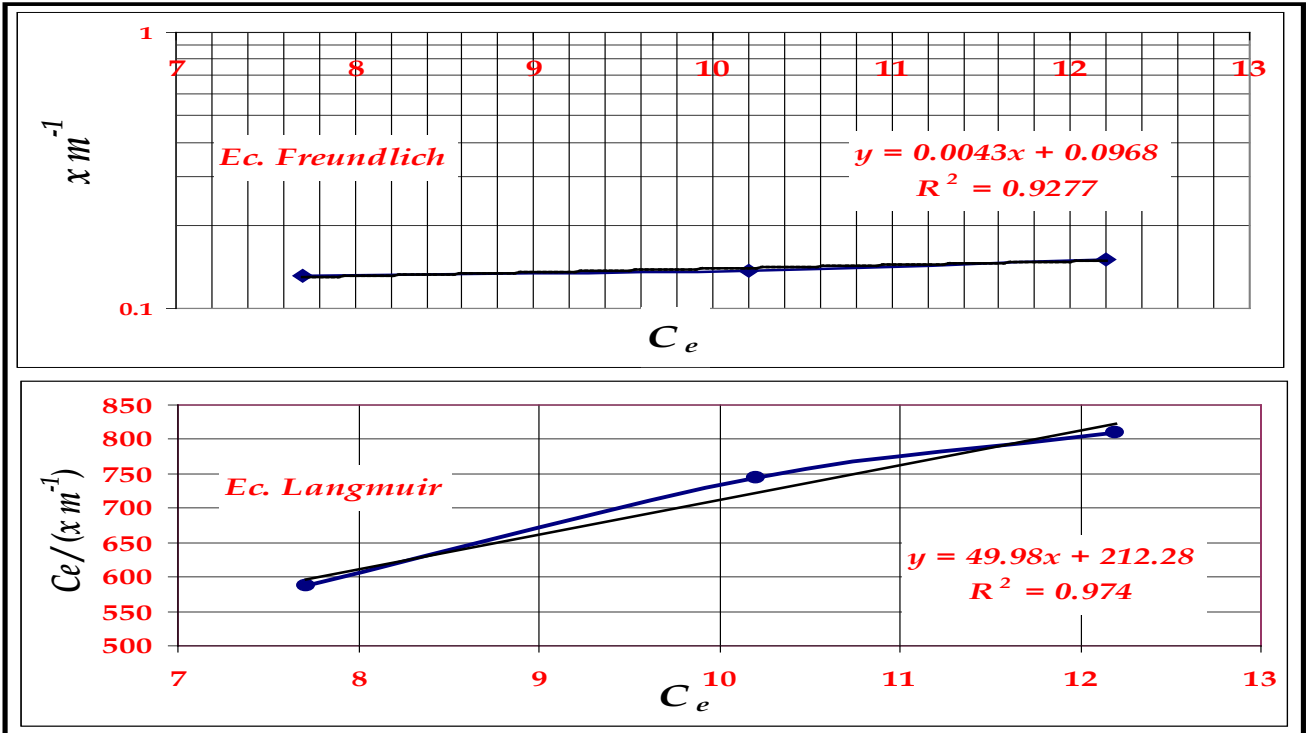


Figura 17. Gráficos para amoniaco; las Ec. 1 y 3 linealizadas. La mejor correlación se obtuvo con la ecuación de Langmuir

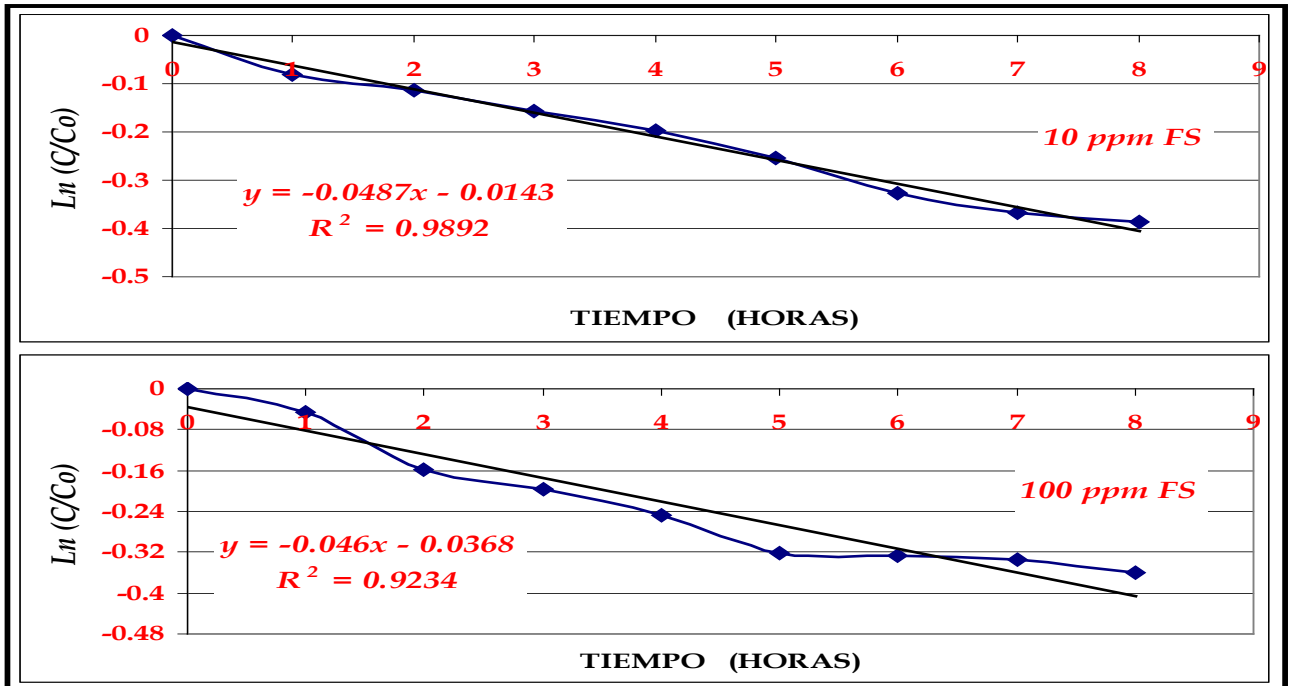


Figura 18. Velocidades de adsorción, para 10 y 100 ppm de FS

De acuerdo con esto utilizando la *Ec 8*, se realizaron los cálculos para determinar el tiempo de vida útil, bajo diferentes concentraciones de *FS*; sí se considera el tiempo que tarda en llegar al equilibrio la fase sólida y la líquida en cuanto al contenido de *FS*, ver resultados en el **Cuadro 11**. Donde el valor mínimo de 0.47 años, se logra cuando el afluente presenta una concentración de 25 mg L⁻¹ de *FS* y TRH de 1.53 d⁻¹; y se desea un efluente con 0.5 mg L⁻¹ ó un tiempo de 11.45 años cuando el afluente contiene 3 mg L⁻¹ de *FS* y TRH de 5 días. Lo anterior supone flujos continuos sin considerar el efecto de las plantas con el paso del tiempo.

La *Ec. 8* se desarrolló considerando lo anterior:

$$t_b = \frac{(x/m)_b m_{grava}}{Q(C_o - C_b/2)} \quad Ec. 8$$

Dónde:

$(x/m)_b$ = Capacidad de adsorción en el quiebre (agotamiento de la grava) varía de acuerdo con la concentración de *FS*

m_{grava} = Masa de grava en el micro-humedal 35,062.5 g

Q = Gasto de agua residual, varía de acuerdo con el tiempo de retención hidráulico, m³ día⁻¹

C_o = Concentración de iones en el influente, varía de 3 a 25 g m⁻³

C_b = Concentración de iones en el rompimiento, 0.5 mg L⁻¹

t_b = Tiempo para llegar al quiebre, multiplicado por 0.75 considerado como el déficit máximo entre el dato teórico y el práctico; el dato dividido entre 365 para transformar a años.

Como nota aclaratoria se puede mencionar que la NOM-001-SEMARNAT-1996 exige una concentración máxima de 5 mgL⁻¹ de *FS* para descargas a ríos, pero se ha estudiado que 0.5 mgL⁻¹ es suficiente para causar eutrofización en lagos (Lee, 1972). De acuerdo con esto los cálculos efectuados para establecer la vida útil de la grava se basaron en alcanzar 0.5 mg L⁻¹ de *FS* como concentración final (C_b). Sin embargo, el tiempo de vida útil, puede ser mayor si sólo se desea cumplir con la normatividad vigente.

4.3.1.4. Plantas Seleccionadas

Se seleccionaron en campo de manera preliminar diez especies, de un total de 28. Se llevaron al invernadero en septiembre de 2004 con suelo del lugar, de las cuales en marzo del 2005, se escogieron 3 que siguieron el criterio descrito en la metodología, la lista está en el **Cuadro 12**.

Cuadro 11. Tiempo de vida útil del micro-humedal removiendo FS, bajo diferentes condiciones, a > concentración < tiempo y a > TRH > tiempo de vida útil

<i>x/m</i> en mg/g de acuerdo a la concentración de FS en el influente	TRH en días	Tiempo de vida útil en años
25 mg L ⁻¹ = 0.00628	1.53*	0.47
12 mg L ⁻¹ = 0.006009107	1.53	0.96
3 mg L ⁻¹ = 0.0047676	1.53	3.5
25 mg L ⁻¹ = 0.00628	5.0 **	1.54
12 mg L ⁻¹ = 0.006009107	5.0	3.14
3 mg L ⁻¹ = 0.0047676	5.0	11.45

* Para equilibrio entre fases; ** Tiempo para remoción de CF ; TRH = Tiempo de retención hidráulico

Cuadro 12. Lista de especies que fueron llevadas al invernadero y puestas en macetas con suelo del lugar en Sep 2004, fueron del tipo: II = emergente; III = flotante libre; V = flotante enraizada y VI = sumergida

Agua Limpia	Agua Eutroficada	Agua Residual
<i>Ludwigia</i> sp. 1 (V)	<i>Ludwigia</i> sp. 1 (V)	Especie no compartida
Especie no compartida	<i>Eichhornia crassipes</i> * (III)	<i>Eichhornia crassipes</i> * (III)
<i>Ludwigia</i> sp. 2 (V)	<i>Lemna</i> aff. <i>minuta</i> (III)	<i>Lemna</i> aff. <i>minuta</i> (III)
<i>Sagittaria platyphylla</i> (II, VI)	<i>Azolla mexicana</i> (III)	<i>Eleocharis densa</i> (II)
		<i>Schoenoplectus americanus</i> (II)
		<i>S. tabernaemontani</i> (II)
		<i>Typha dominguensis</i> (II)

La construcción de un humedal, en circunstancias ideales, debe incluir la selección de especies con alta tolerancia a la variación en contenido que puedan presentar los contaminantes. En el inventario realizado sólo *Persicaria* aff. *mexicana* creció en

todos los tipos de agua, pero aunque es una especie emergente, no es perenne y es facultativa, sobrevive en lugares secos por algún tiempo, pero preferentemente en sitios anegados. Fue difícil su manejo en el invernadero, motivo por el cual se descartó para ser usada. También fueron descartadas las especies que crecen en dos tipos de agua (*Eriochloa acuminata*, *Eleocharis acicularis*, *Lemna* aff. *minuta*, and *Ludwigia* sp. 1) por los mismos motivos.

Se escogieron tres especies emergentes que crecen sólo en agua residual, una de ellas es usada para la construcción de humedales, otra se ha usado para ayudar a prevenir erosión en los cauces, de la tercera no se tienen datos de que haya sido usada antes; pero las tres son abundantes en el campo, y fueron manejadas fácilmente en el invernadero.

Además, el humedal que se pretende construir no es únicamente para mitigar en parte la contaminación de que es objeto el Río el Tunal, sino también como refugio de fauna silvestre y espacios educativos. Estas tres especies proporcionan un bello paisaje a la vez que cumplen con todos los requisitos anteriores.

Las especies seleccionadas fueron:

1. *Eleocharis densa* (**ED**), ver **Figura 20**; planta perenne se reproduce por estolones y semillas, su distribución va de México a Guatemala. No se encontraron referencias técnicas o cualquier otro precedente de haber sido usada para la construcción de humedales, en el **Anexo II**, ver foto de espécimen de herbario con detalle de la etiqueta.

2. *Schoenoplectus tabernaemontani* (= *Scirpus tabernaemontani*, **ST**), ver **Figura 21**; planta perenne, se reproduce por estolones y semillas, es cosmopolita y es usada en la construcción de humedales (Tanner *et al.*, 2003), en el **Anexo II**, ver foto de espécimen de herbario con detalle de la etiqueta.

3. *S. americanus* (= *Scirpus americanus*, **SA**), ver **Figura 22**; planta perenne, se reproduce por estolones y semillas, distribuida en América. No se encontró ningún



Figura 19. Ejemplar de colección y vista de campo de *Eleocharis densa*.

registro de haber sido usada para la construcción de humedales, pero es usada para recuperar y proteger humedales naturales y las riberas de ríos (Warman, 1988), en el **Anexo II**, ver foto de espécimen de herbario con detalle de la etiqueta.



Figura 20. Ejemplar de colección de *Schoenoplectus tabernamontani* y su vista en campo.



Figura 21. Ejemplar de colección de *Schoenoplectus americanus* y su vista en campo.

4.3.2. Valoración de los Micro-humedales.

4.3.2.1 Primera fase experimental

En esta fase se comparó, en el nivel de invernadero, la eficiencia de los sistemas mencionados en la sección **3.3.2**, sobre la depuración de agua residual doméstica. La base de datos generada está en el **Anexo III, Primera Fase**, con ella se estableció el comportamiento de los diferentes sistemas y parámetros que se detallan en esta sección.

El sistema sin grava y plantas (**AR**) fue considerado como una laguna de estabilización, en el entendido de que el agua residual tiene capacidad de auto-depuración. La presencia de grava constituye otro factor depurador por lo cual se estableció un tratamiento con agua y grava (**G**). Con lo anterior se aisló el efecto del agua y la grava en la depuración y con esto se observó la capacidad de las plantas en la remoción de contaminantes (**ED, SA y ST**).

En el **Cuadro 13** muestra los valores promedios (\pm desviación estándar) determinados al octavo día para cada sistema en pH, CE, N-(NH₄⁺/NH₃), FS y CF, en las 4 corridas realizadas por duplicado. En esta fase los sistemas con grava y plantas (**ED, SA y ST**) removieron mejor N-(NH₄⁺/NH₃), el FS bajo de igual forma en todos los sistemas con grava (**G, ED, SA y ST**) y los contenidos de CF disminuyeron igual en todos los sistemas.

Lo anterior puede observarse en el **Cuadro 14**, donde se muestran los valores promedio en las eficiencias alcanzadas por cada sistema, para CF las eficiencias fueron iguales para todos; para FS, los tratamientos con grava fueron los mejores (**G, ED, SA y ST**) y con respecto a N-(NH₄⁺/NH₃) los mejores fueron los sistemas con plantas (**ED, SA y ST**). Aunque cabe mencionar que más del 98% de la remoción de los iones se llevó a cabo dentro de las primeras 48 horas, dato que coincide con el obtenido al calcular el tiempo (1.53 d⁻¹) en que la fase líquida y la sólida alcanzaron el equilibrio.

La respuesta de las tres especies de plantas ante este tipo de agua residual fue favorable, en 220 días de exposición hubo incrementos en su biomasa de 20 a 719, de 17.5 a 692 y de 25.5 a 440 g m⁻² para **ED, SA y ST**, respectivamente.

4.3.2.2. Características del agua después de pasar por los microhumedales

Corresponde al efluente de la PTAR de Durango de los meses de marzo a noviembre del 2005, ver **Cuadro 10**. En esta agua no se detectó (NO₃)⁻, las concentraciones de FS fueron de 13, con una variación \pm de 12; el N-(NH₄⁺/NH₃) presentó valores de 22 con variación \pm 15 y CF de 43500 con \pm de 39660. Dichos contenidos corresponden a un agua de baja carga contaminante para el caso de coliformes y es de mediana a alta para N-(NH₄⁺/NH₃) y FS.

Donde la falta de (NO₃)⁻ es común en un agua residual doméstica no tratada, de hecho implica que el tratamiento de depuración que atraviesa este efluente no alcanza a degradar la materia orgánica presente (Metcalf & Eddy, 2003) y no alcanza

los contenidos de nitratos y fosfatos de un agua residual que ha recibido tratamiento secundario (Carey y Migliaccio, 2009).

Cuadro 13. Valores promedio (\pm desviación estándar, de 4 ensayos x duplicado) en contenidos finales del influente y efluentes para pH, CE, N-(NH₄⁺/NH₃), FS y CF y prueba estadística

Sistemas	Parámetros				
	pH	CE	N-(NH ₄ ⁺ /NH ₃)*	FS*	CF*
Influent e	7.85 (\pm 0.38)	659 (\pm 64)	22 (\pm 15)	13 (\pm 12)	43,550 (\pm 39,660)
AR	8.69 (\pm 0.66)	585 (\pm 68)	2.60 (\pm 1.7) a	6.47 (\pm 6) a	61 (\pm 93) a
B	7.29 (\pm 0.56)	578 (\pm 73)	1.13 (\pm 0.59) a	0.52 (\pm 0.8) a	173 (\pm 175) a
ED	7.48 (\pm 0.33)	707 (\pm 166)	0.28 (\pm 0.18) b	0.12 (\pm 0.16) a	61 (\pm 100) a
SA	7.26 (\pm 0.27)	678 (\pm 194)	0.10 (\pm 0.07) b	0.03 (\pm 0.04) b	77 (\pm 109) a
ST	7.37 (\pm 0.17)	663 (\pm 162)	0.19 (\pm 0.19) b	0.03 (\pm 0.04) b	106 (\pm 101) a
Valor-F			3.12502	4.384	0.612
Valor-p			0.0476*	0.01516*	0.6605*

*Letras iguales significa no diferentes estadísticamente a un $\alpha = 0.05$

Cuadro 14. Valor promedio, % de las eficiencias por sistema (\pm desviación estándar)

SISTEMAS	Parámetros		
	FS	N-(NH ₄ ⁺ /NH ₃)	CF
A	48.93 (\pm 36)	88 (\pm 0.64)	98.7 (\pm 0.29)
B	97.36 (\pm 3)	96 (\pm 0.77)	98.46 (\pm 0.34)
ED	99.07 (\pm 1)	95 (\pm 8)	98.67 (\pm 0.24)
SA	99.88 (\pm 0.23)	95 (\pm 9.2)	98.57 (\pm 0.22)
ST	99.94 (\pm 0.07)	99 (\pm 1.8)	98.52 (\pm 0.30)

El comportamiento de cada parámetro, en los sistemas evaluados y bajo las características del influente antes descrito, se detalla a continuación:

pH: Los cambios fueron similares para todos los tratamientos, excepto el sistema con agua; al octavo día mostró siempre los valores más altos, esto es característico de agua eutrofizada, donde las algas presentes agotan el CO₂ provocando un aumento en el pH y con esto la muerte de coliformes fecales, los cuales son muy susceptibles a pH alcalino. El resto de los sistemas no mostraron cambios significativos, con excepción del cuarto ensayo, donde claramente los sistemas con

plantas se separan de los otros por una unidad de pH, ver **Figura 23**.

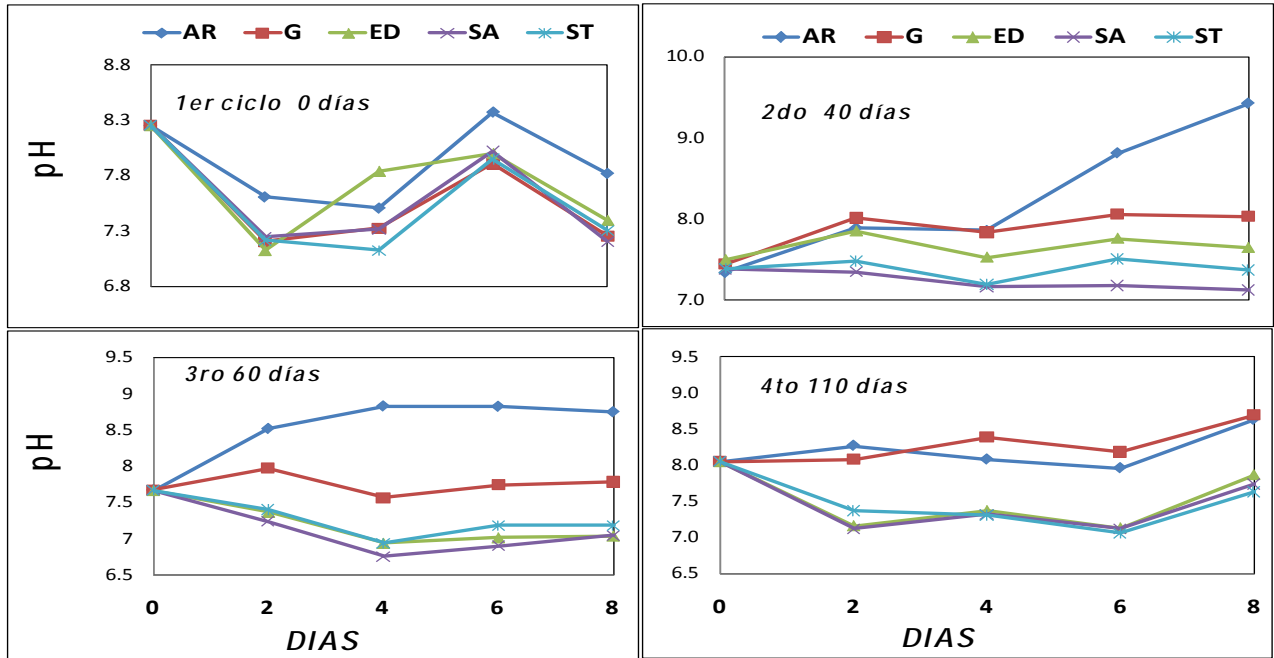


Figura 22. Cambios en pH, entre los tratamientos y ciclos

CE: El comportamiento de los sistemas con grava fue diferente al mostrado por el sistema con agua residual (**AR**), lo cual indica que la grava influye en los cambios observados. A medida que pasa el tiempo el comportamiento en los sistemas con plantas tienden a ser más constantes, lo cual es normal cuando se considera que el efecto de la grava tenderá a ser modificado cuando ésta se sature y además se sumen los efectos que dan las raíces de las plantas y los microorganismos. Las dos últimas graficas apoyan lo anterior al notar que los sistemas con plantas se separan de los otros, ver **Figura 24**.

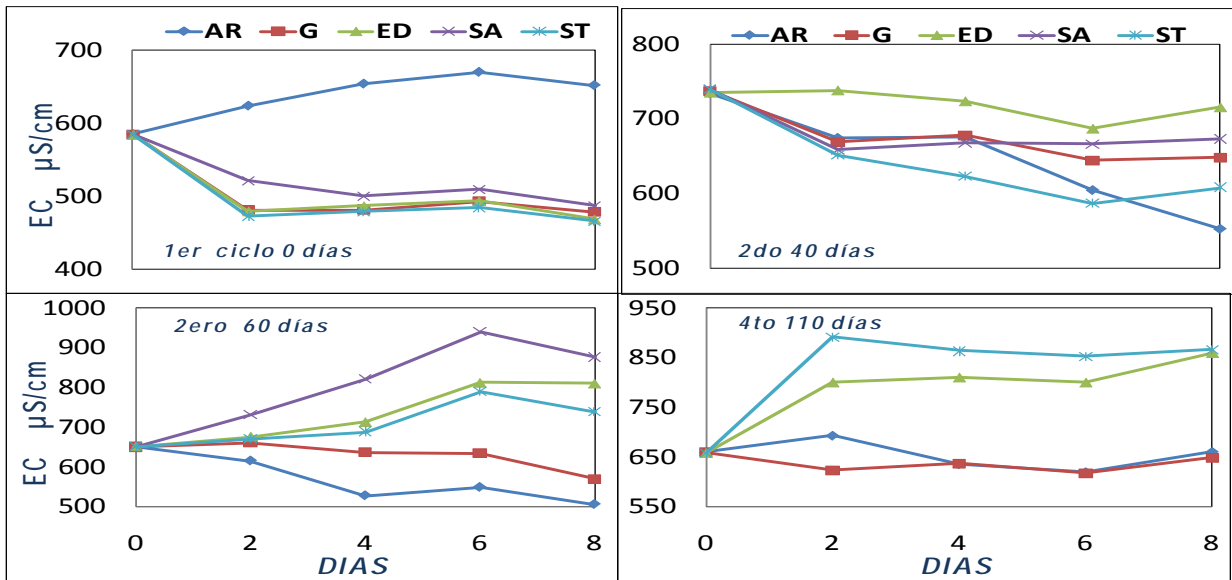


Figura 23. Cambios en conductividad, entre tratamientos y ciclos

N₂-(NH₄⁺/NH₃): La remoción de N-(NH₄⁺/NH₃) fue del 96 al 99 % promedio en los sistemas con gravas y de 88 % en los sistemas con agua residual (AR). Este parámetro muestra la misma tendencia de la CE, no obstante se encontraron diferencias significativas entre las especies y el blanco, en las cantidades remanentes valoradas a los 8 días. Puede significar que aunque poco, las plantas influyeron para llevar a cabo la remoción; la cual, cuando la concentración de N-(NH₄⁺/NH₃) es alta, ésta se ve afectada primero por la presencia de la grava, ver **Figura 25**.

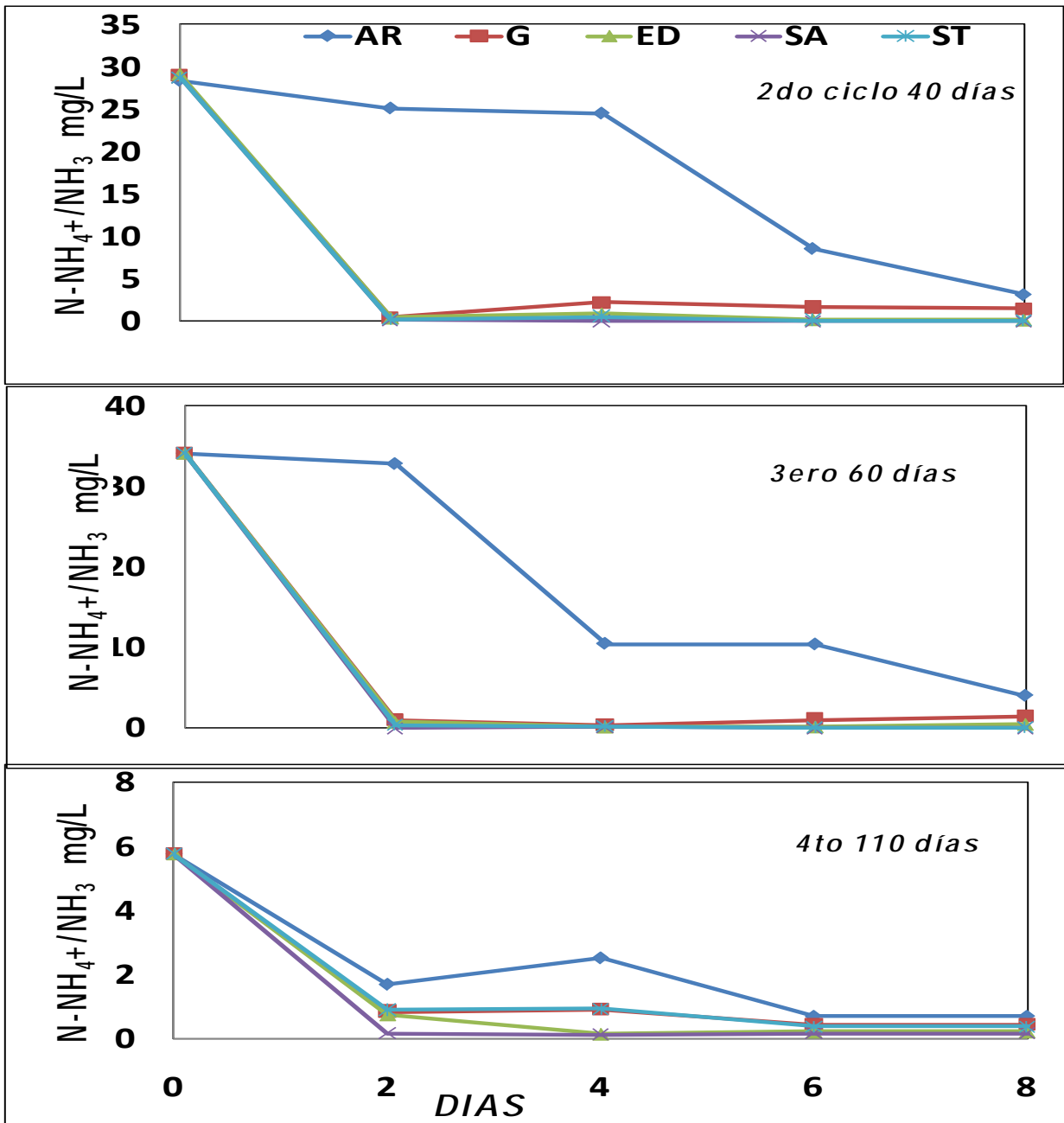


Figura 24. Cambios en nitrógeno amoniacal

FS: La eficiencia de remoción fue del 49% para el agua residual (**AR**) y de 97, 99, 100 y 100 % para **G**, **ED**, **SA** y **ST**, respectivamente. Al parecer las gravas son más afines a iones como PO_4^{-3} , por lo cual se observa un comportamiento similar en todos los sistemas con gravas. El ion es trivalente y más pesado, lo cual lo hace más susceptible para ser adsorbido.

Además los mecanismos biológicos para llevar a cabo la remoción de PO_4^{-3} no son tan eficientes como los de N-(NH_4^+ / NH_3), como se observa en la baja remoción del **FS** en el sistema sin gravas, donde se tiene una buena remoción de N-(NH_4^+ / NH_3), la cual es llevada por aspectos microbiológicos y algunas propiedades físicas presentes en los cuerpos de agua, como son la nitrificación y/o la volatilización (Forbes *et al.*, 2004 y Seo *et al.*, 2005) ver **Figura 26**.

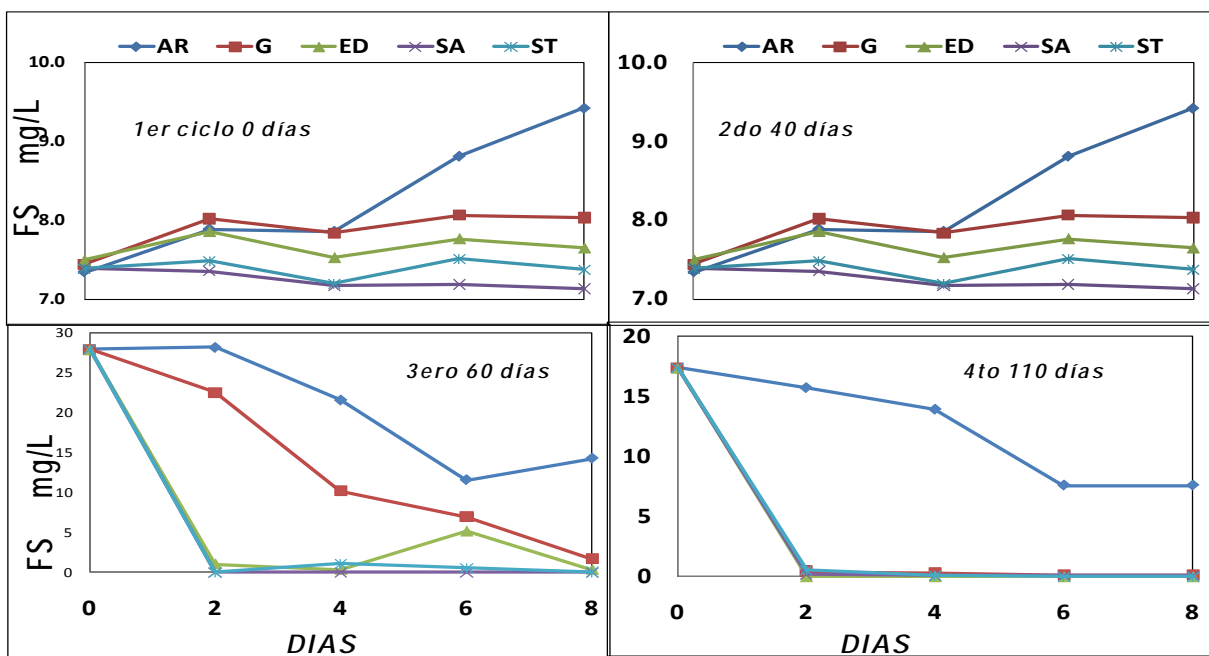


Figura 25. Cambios en **FS**, entre tratamientos y ciclos

CF: En 8 días los sistemas de tratamiento eliminaron 6.4 unidades logarítmicas promedio de CF. La **Figura 27** muestra las cinéticas de decaimiento cuyas reacciones fueron de primer orden; con ellas se determinaron las constantes para cada sistema: las cuales con una velocidad de decaimiento de - 1.71, - 1.65, - 1.74, - 1.66 y - 1.70 UFC/día para **A**, **B**, **ED**, **SA** y **ST** respectivamente, no resultaron estadísticamente diferentes. Esto indica que las especies vegetales no mostraron mayor influencia en la remoción, por lo que toma el mismo tiempo bajar el número de coliformes fecales en cualquiera de los sistemas estudiados.

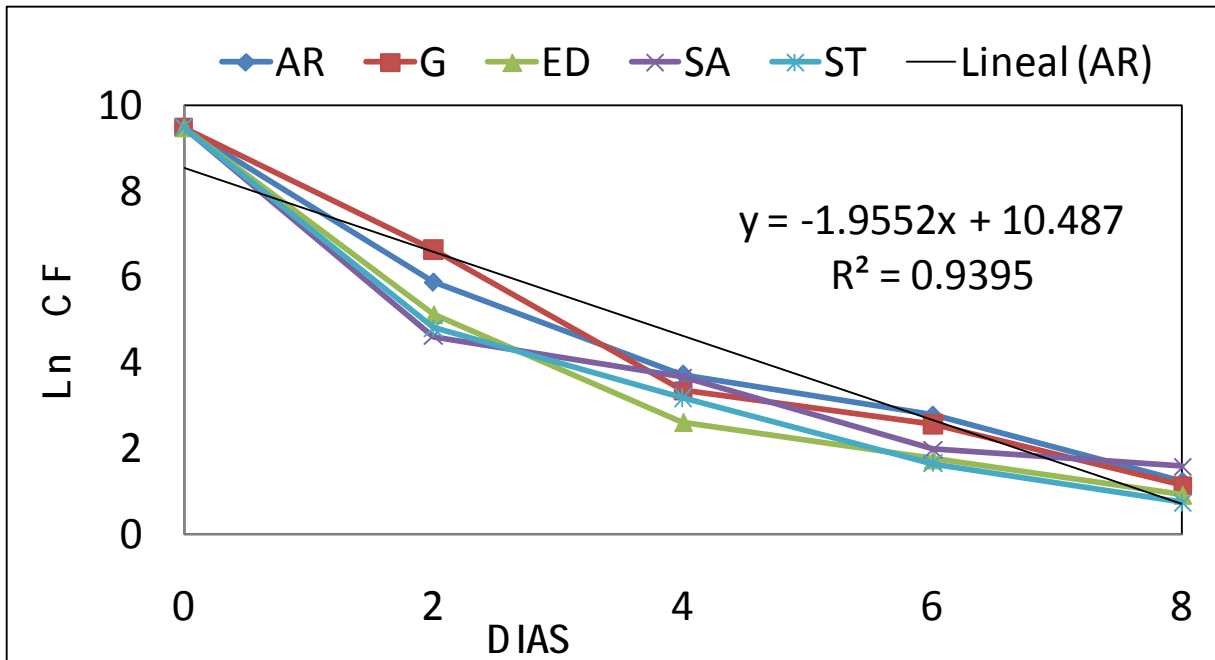


Figura 26. Cinética de decaimiento de CF

4.3.2.3. Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

Los criterios para establecer el diseño de un sistema de tratamiento son considerar los TRH para cada parámetro en particular. El que tome más tiempo es el que se emplea para dimensionar el sistema. El agua residual, tratada en esta fase, presenta valores fuera de norma para CF, N-(NH₄⁺/ NH₃) y FS, además de una pobre mineralización dado que careció de nitratos.

Los iones, como se mencionó, son removidos por la grava en un lapso de 1.53 d⁻¹, no a si los CF, los cuales ocupan un lapso de 4.96 días para alcanzar un contenido de 10 CF (como lo exige la NOM-001-ECOL-1996). Lo anterior se calculó al despejar *t* de la Ec 10, utilizando la constante de decaimiento promedio calculada en los sistemas (-1.6959 d⁻¹).

De acuerdo a esto, para establecer las dimensiones del sistema, se debe usar el TRH de la reacción que toma más tiempo, porque sí se hiciera para otro de los iones faltaría tiempo para lograr remover CF.

$$t = \frac{\text{Ln}C_e - \text{Ln}C_o}{-K_T} \quad \text{Ec. 10}$$

Dónde

- C_e = 10 UFC de CF
- C_o = 45,000 UFC de CF
- K_T = - 1.9552 constante de decaimiento (día⁻¹)
- t = tiempo de residencia hidráulica, días

4.3.3. Segunda fase experimental

En esta etapa experimental se utilizó a *Eleocharis densa* por ser una especie nativa de América latina no estudiada y que mostró la misma eficiencia que *Schoenoplectus americanus* y *S. tabernaemontani*, en la depuración de CF, FS y N-(NH₄⁺/NH₃). Por otra parte el agua de las unidades experimentales con **ED** no presentó crecimiento de algas, las otras especies sí; el crecimiento de algas aumenta la cantidad de materia orgánica y un exceso de ellas modifica el pH del agua.

Se evaluaron 4 unidades experimentales a dos diferentes tiempos de establecimiento de la planta (0 y 11 15 meses) realizando 4 ciclos en sistemas por lotes con recirculación; las repeticiones fueron de manera continua, y con agua del Sitio 8.

El objetivo fue evaluar el efecto del tiempo y de los sistemas sobre la eficiencia en la remoción de CF, FS, (NO₃)⁻ y N-(NH₄⁺/NH₃), además de observar los cambios en pH y CE. Las lecturas se realizaron cada 24 horas, durante 5 días, para temperatura y todos los demás parámetros mencionados, de acuerdo con el TRH calculado antes para la remoción de CF (4.96 (= 5) días).

Los resultados de esta fase se muestran en el **Anexo III, Segunda fase** y en el **Cuadro 15** muestra los valores promedio de los efluentes obtenidos y del influente usado en los sistemas en 4 corridas, se incluyen los valores de F y p generados en el análisis estadístico.

A continuación se hace una descripción del comportamiento de los sistemas para cada parámetro:

pH: El valor promedio a los 5 días de TRH alcanzado por **ED** mes (8.0) y el **G** (8.2) fueron iguales; **ED** año (7.6), fue diferente a todos con un valor cercano a la neutralidad, el más alcalino lo alcanzó el sistema **AR**, siguiendo el mismo comportamiento ya descrito en la fase uno.

CE: Se mantuvo igual para todos los sistemas (promedio de 750 μS/cm), bajó ligeramente con respecto al influente (816 μS/cm).

CF: Las respuestas de los sistemas no fueron estadísticamente diferentes, los valores en las constantes fueron: - 2.67, - 2.315, - 2.27, - 1.84, para **ED** año, **ED** mes, **G** y **AR**, respectivamente. Lo mismo ocurre cuando se comparan estas constantes con las obtenidas en la fase uno, lo cual indica que el decaimiento de los coliformes es dado por la capacidad de auto-depuración del agua residual, que aunque no provienen de la misma entidad si son de la misma región, dicha comparación se observa en la **Figura 4. 20**.

FS: El sistema con **ED** año presentó la mejor remoción, pero estadísticamente igual a **G**, le sigue **ED** mes. El sistema **AR** sigue el mismo comportamiento de la fase uno, con poco o nada de remoción del ion.

N-(NH₄⁺/NH₃): Los sistemas **ED** mes, **ED** año y **G** fueron iguales estadísticamente pero diferentes de **AR** que obtuvo la mayor cantidad remanente.

N-(NO₃)⁻: Es un ion que sólo fue detectado en esta fase, su comportamiento fue igual para todos los sistemas; el influente fluctuó (32 ± 17), los sistemas mostraron un comportamiento con menos fluctuación con un contenido final de 22 ± 2.

4.3.3.1 Comparación en eficiencias entre fase uno y dos

En la fase dos los sistemas de **ED** año presentaron la mejor remoción en todos los parámetros estudiados; se describen los comportamientos a continuación:

CF: La eficiencia alcanzada para CF por los sistemas no mostró ser diferente entre ellos, ver el **Cuadro 16** y **Figura 29**, aunque el promedio fue bajo para el sistema **AR**, éste mostró una varianza muy grande lo que le permitió dejar ver el mismo comportamiento con respecto a la fase uno.

FS: La eficiencia alcanzada por **ED** año, para **FS** fue la mejor, siguiéndole la de **ED** mes y la de **G**, las dos últimas mostraron ser iguales estadísticamente. El sistema **AR**, al igual que en la fase uno, fue el de menor remoción para este parámetro, ver **Cuadro 16** y **Figura 29**.

La remoción de **FS** en la fase uno fue determinada por el soporte usado y el promedio fue de 99% para los sistemas con grava, ligeramente menor que la **G** (sin plantas) con un 96%; en la fase dos el mismo sistema de **G** bajó a 67 %, el promedio general fue de 79 %, lo cual indica que la capacidad de adsorción del soporte estaba agotándose y que las plantas del **ED** año apoyaron con la remoción al alcanzar este sistema un 92.8 % de remoción.

Cuadro 15. Valores promedio para 4 corridas influente y efluente de ED, B y A (\pm desviación estándar). Letras iguales significa que no fueron diferentes estadísticamente

Sistemas	Parámetros					
	pH	CE	CF	FS	N- (NH ₄ ⁺ /NH ₃)	N- (NO ₃) ⁻
Influente	8.13 (\pm 0.3)	819(\pm 41)	201,100 (\pm 226,038)	20(\pm 1.2)	76 (\pm 35)	32(\pm 17)
AR	8.7 (\pm 0.4) c	757(\pm 51) a	741 (\pm 553) a	19(\pm 1.6) c	19(\pm 9.8) b	23(\pm 2.2) a
Grava	8.2 (\pm 0.2) b	779 (\pm 87) a	376 (\pm 401) a	3.6(\pm 1.4) a	3.5(\pm 3.1) a	23(\pm 1.5) a
ED año	7.6 (\pm 0.3) a	702 (\pm 243) a	53 (\pm 63) a	1.5(\pm 1.2) a	2.6(\pm 2.4) a	24(\pm 2.2) a
ED mes	8.0 (\pm 0.4) b	784 (\pm 49) a	338 (\pm 401) a	78(\pm 2.4) b	3.1 (\pm 3) a	23(\pm 2.4) a
Valor - F	12.28	0.315	1.487	81.82	8.52	1.285
Valor - p	0.001	0.815	0.29	0.000	0.003	0.324

N-(NH₄⁺/NH₃): El sistema **AR** fue el de menor rendimiento y estadísticamente diferente a los otros, en esta fase alcanzó un promedio de 66.7%, en la anterior fue de 88%; el promedio general para los sistema con grava en esta fase fue de 98%, algo superior al alcanzado en la fase anterior (96.6%), este parámetro sigue el

mismo comportamiento de la fase experimental uno.

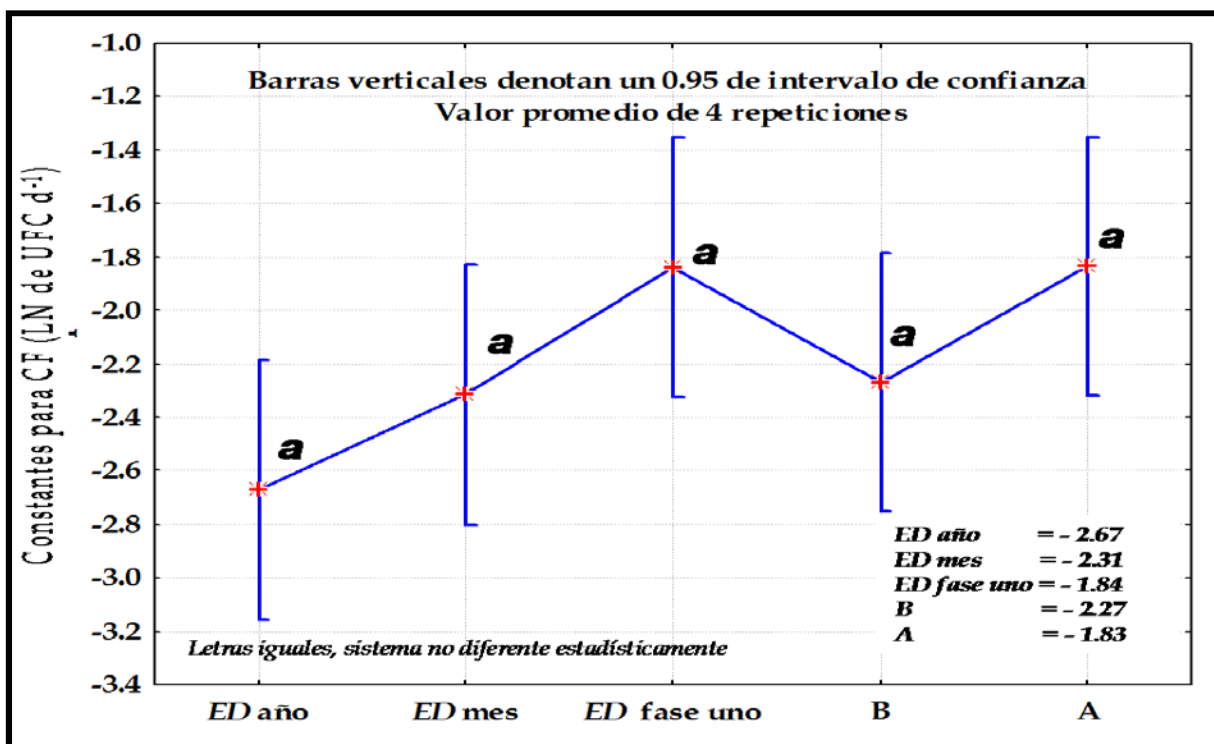


Figura 27. Diferencias no estadísticamente significativas entre las constantes de decaimiento de CF entre sistemas de ED de la fase uno y la dos (Valor-F = 2.42 y valor-p = 0.094).

Cuadro 16. Valores promedio (\pm desviación estándar) en la eficiencia alcanzada en 4 repeticiones ANOVA's univaridos aplicados para: FS, CF y N-(NH₄⁺/NH₃)

Sistema	Parámetros		
	CF	FS	N-(NH ₄ ⁺ /NH ₃)
AR	99.36 (± 0.4) a	5.43 (± 4.5) c	66.78 (± 25) b
G	99.11 (± 0.99) a	82.14 (± 6.22) b	95.89 (± 2.66) a
ED año	99.78 (± 0.29) a	92.79 (± 5.45) a	97.03 (± 2.01) a
ED mes	99.28 (± 0.73) a	61.7 (± 9.9) b	96.34 (± 2.5) a
Valor-F	1.005	68.99	5.5492
Valor-p	0.4242	0.0001	0.0126

Letras iguales, no diferencias significativas de acuerdo a la prueba de medias de Newman-Keuls a un $\alpha = 0.05$.

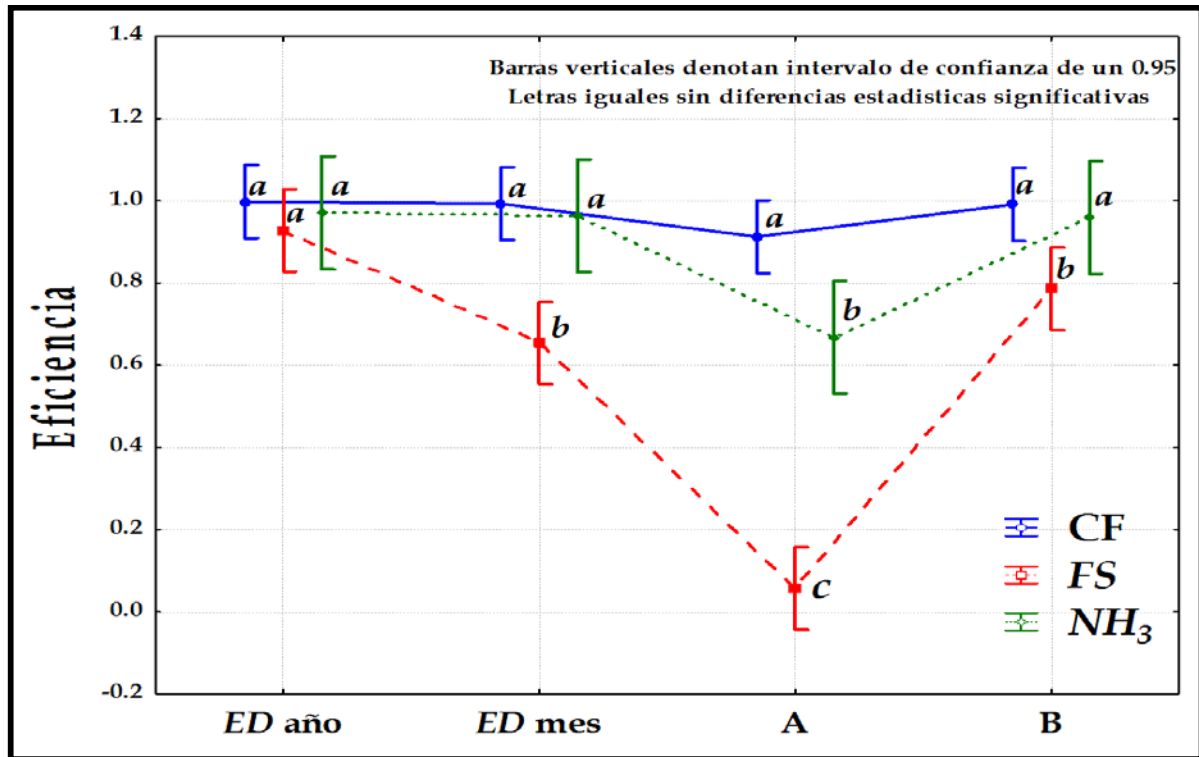


Figura 28. Muestra los gráficos de los valores promedio de 4 corridas en la eficiencia lograda por los sistemas. Los valores de F y p respectivos están en el Cuadro 16

4.3.4. Tercera fase experimental

Para comprobar la eficiencia y la estabilidad entre sistemas de diferentes tiempo como son: **ED** año y **ED** mes; se realizaron 7 corridas a flujo continuo, bajo un TRH de 5 días, de acuerdo con lo calculado en la fase uno y dos con agua del Sitio 8, (*Agua Residual*), en 2 unidades experimentales que representaron a los sistemas antes mencionados, a sus efluentes se les revisó: temperatura, pH, CE, CF, FS y NH₃. Los mismos parámetros se revisaron también al influente; los nitratos no se incluyeron porque no fueron detectados en los influentes de esta fase experimental.

Los resultados se encuentran en el **Anexo III, Fase tres**; los valores promedio y \pm la desviación estándar, están en el **Cuadro 17**. Vale decir que en esta fase se revisó también la remoción de orgánicos en mg L⁻¹ representados por los Sólidos Volátiles Totales (STV).

La **Figura 30**, muestra los resultados gráficos entre el influente y efluentes, donde se observa que no hubo diferencias significativas entre los contenidos finales de pH, CE, CF y FS para **ED** año y **ED** mes, variando con esto los resultados obtenidos para FS con respecto a la fase dos, donde la remoción del mismo fue diferente entre los sistemas, alcanzando una eficiencia de 93 y 62% para **ED** año y **ED** mes, respectivamente, contra 89 y 86% para **ED** año y **ED** mes, en la tercera fase

experimental.

Cuadro 17. Valores promedio (\pm desviación estándar) de 7 repeticiones del influente y los efluentes con sus respectivas eficiencias

SISTEMA	pH	EC	FS	CF	N-(NH ₄ ⁺ /NH ₃)	STV
Influente	7.42 (\pm .55)	524 (\pm 27)	9.8 (\pm 3.8)	102,750 (\pm 3,800)	22 (\pm 4)	112 (\pm 7)
Efluente de <i>ED</i> año	7.37 (\pm 0.8)	638 (\pm 109)	1.2 (\pm 0.9)	30 (\pm 42)	0.162 (\pm 0.2)	90 (\pm 32)
Efluente de <i>ED</i> mes	7.7 (\pm 0.7)	555 (\pm 64)	1.4 (\pm 1.1)	87 (\pm 91)	0.44 (\pm 0.23)	106 (\pm 33)
% EFICIENCIA <i>ED</i> año			89 (\pm 10)	99.95 (\pm 0.1)	98.88 (\pm 1.5)	38 (\pm 19)
% EFICIENCIA <i>ED</i> mes			86 (\pm 22)	99.86 (\pm 0.17)	95.95 (\pm 7.2)	19 (\pm 20)

Cuadro 18. Resultados de Prueba t con un $\alpha = 0.05$, en rojo los valores significativos

Parámetro	Diferencias entre el contenido final del efluente <i>ED</i> año - <i>ED</i> mes	Diferencia entre la eficiencia <i>ED</i> año - <i>ED</i> mes
pH	0.20	
CE	0.06	
CF	0.07	0.11
FS	0.38	0.28
N-(NH ₄ ⁺ /NH ₃)	0.02	0.16
STV	0.03	0.12

Con respecto a amoníaco las diferencias entre los contenidos finales fueron diferentes estadísticamente, las eficiencias alcanzadas en esto no lo fueron, lo mismo ocurrió con el contenido de STV, ver **Cuadro 18**.

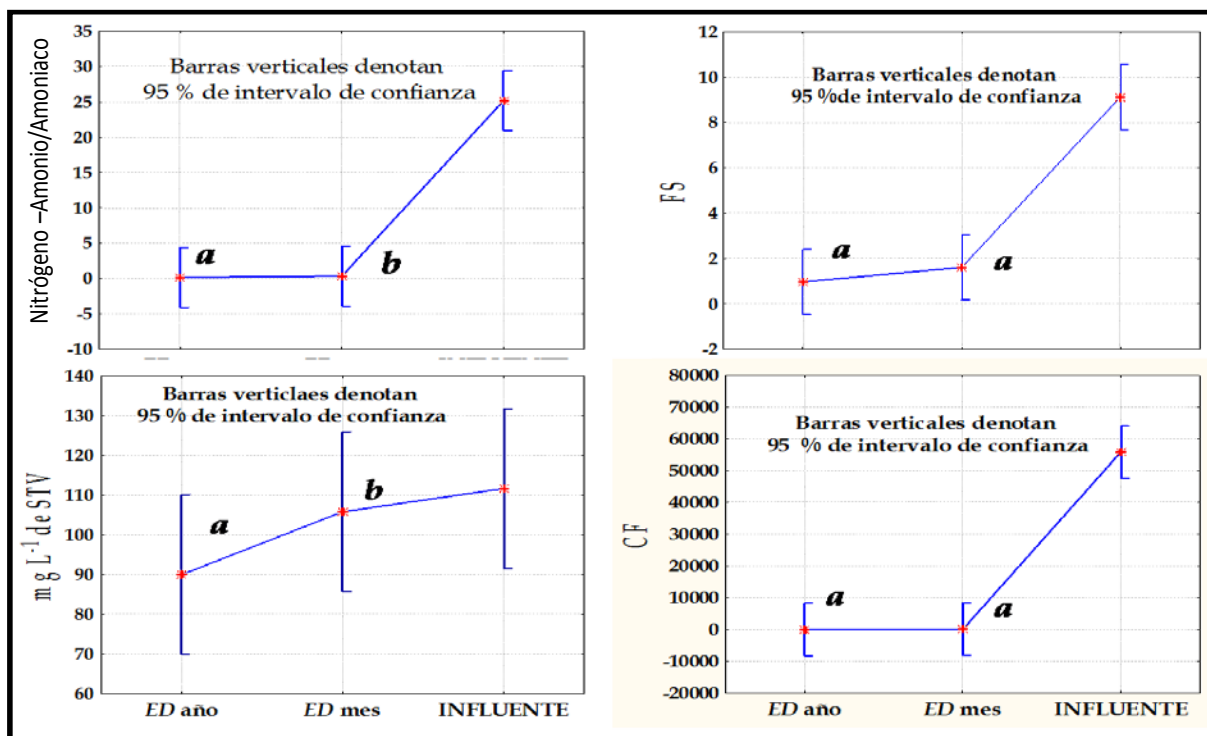


Figura 29. Los contenidos finales entre influente y efluentes se presentan; un análisis de *t student*, al $\alpha = 0.05$, se realizó para los efluentes de los sistemas estudiados, letras iguales significa que no fueron diferentes

Comparando las eficiencias alcanzadas entre las fases para **ED** año, ver **Cuadro 19**, se observa un incremento para amoniaco y una disminución para FS, los CF se mantuvieron sin diferencias a través del tiempo. Por lo cual se puede establecer que para implementar estos sistemas en la región no es necesario tiempo de aclimatación para remover CF, pero sí para aumentar la eficiencia para N-(NH₄⁺/NH₃) y para FS se debe optimizar el tamaño de grava utilizada y con esto dar un mayor tiempo de vida en la absorción de este ion, esto porque en un lapso de 1 año la eficiencia bajo de 99 a 89%.

Cuadro 19. Eficiencia en % alcanzada entre las diferentes fases por ED año

FASES	CF	N- (NH ₄ ⁺ /NH ₃)	FS
1 ^a Marzo-nov. 2005	98.67	95	99
2 ^{da} Feb.-marzo 2006	99.87	93	93
3 ^a Agosto-sep. 2006	99.95	99	89

V. CONCLUSIONES

- ✚ Tres tipos de agua superficial fueron identificadas denominadas como agua: limpia, eutroficada y residual.
- ✚ Veintiocho especies de plantas acuáticas se colectaron en los sitios representativos de la calidad del agua del Río El Tunal. La riqueza de especies fue similar para todos y sólo una especie se presentó en las tres calidades de agua (*Persicaria* aff. *mexicana*) y cuatro especies fueron encontradas en dos sitios (*Eichhornia crassipes*, *Eriochloa acuminata*, *Lemna* aff. *minuta*, and *Ludwigia* sp. 1).
- ✚ *Schoenoplectus tabernaemontani*, *S. americanus* y *Eleocharis densa*; fueron las especies seleccionadas para aplicar en el experimento, debido a que son especies emergentes, nativas y fáciles de propagar en el invernadero.
- ✚ El comportamiento de los microhumedales con *Eleocharis densa*, *Schoenoplectus americanus* y *S. tabernaemontani*, no fue estadísticamente diferente para la depuración de CF, FS y N-(NH₄⁺/NH₃). Esto significa que los sistemas con plantas mostraron la misma eficiencia en la remoción, por lo que cualquiera de las especies puede ser usada en la construcción de humedales, siempre que se escalen bajo el mismo régimen (mismo tirante de agua y tipo de grava).
- ✚ Durante la fase uno, tanto la fase sólida como la líquida llegó a un equilibrio a las 36.4 horas en los sistemas con grava, donde el 98% de FS y N-(NH₄⁺/NH₃) fue removido en ese tiempo. La capacidad de adsorción disminuyó para FS en la fase dos y en la fase tres el sistema con planta de más tiempo (**ED** año) logró la mejor remoción.
- ✚ El decaimiento de coliformes fecales se representó con una reacción de primer orden, donde las diferencias en la remoción entre tratamiento y tiempo de aclimatación, no fueron estadísticamente significativas.
- ✚ El tiempo de retención hidráulica necesario para alcanzar lo solicitado por la NOM-001-SEMARNAT-1996, en cuanto a coliformes fecales se refiere, para que el agua sea apta para ser usada en riego agrícola (10 UFC/mL) fue de 4.96 días.
- ✚ Para implementar humedales, como sistema complementario en la depuración de agua residual, no es necesario un tiempo de maduración para remover CF, pero sí para aumentar la eficiencia de remoción para N-(NH₄⁺/NH₃).
- ✚ Para aumentar el tiempo de vida útil del humedal, cuando se pretende remover fósforo soluble, es necesario optimizar el tamaño de la grava.

VI. REFERENCIAS

- Aguirre Á., M.E., 1995. Sistemas de Plantas Acuáticas en el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas. Tesis Maestro en Ciencias, Especialidad Ingeniería Ambiental en el Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Monterrey, División de Graduados e Investigación, Programa de Graduados en Ingeniería., pags. 58-60.
- Albert, L.A., 1999. Curso Básico de Toxicología Ambiental, Editorial Limusa, S.A. de C.V., Grupo Noriega Editores, Balderas 95, México, D.F. C.P. 06040, pags 185-204.
- APHA, 1995. *Standard Methods "For the Examination of Water and Wastewater"*, 19 th Edición, AWWA WEF.
- Armstrong, W., 1975. Waterlogged Soils. In: *Environment and Plant Ecology*, edited by Ltd John Wiley & Sons, London-New York-Sydney-Toronto, pags. 181-219.
- Baeder B.O., Vacca, G., Mosig, P., Müller, R.A., Kusch, P., in cooperation with: Wand, H., Borneff-Lipp, M., Schulz-Berendt, V., Niklas, J., 2007; Hygienization of domestic sewage; UFZ Centre for Environmental Research, Phytoremediation Resarch Association; [http://www.ufz.de/\(en\)/spb/phyto/research.html](http://www.ufz.de/(en)/spb/phyto/research.html).
- Baroni F., Boscagli A., Di Lella L. A., Protano G., Riccobono F., 2004. Arsenic in soil and vegetation of contaminated areas in southern Tuscany (Italy), *Journal of Geochemical Exploration Volume 81, Issues 1-3*, pags. 1-14.
- Barrios O., J.E. y González M., I.D., 1999. Indicadores Ambientales de Calidad del Agua., *Ingeniería y Ciencias Ambientales*; año 10, núm. 42, mayo.junio; pags. 6-12.
- Berthouex, P.M., Brown, L.C., 2002. *Statistics for Environmental Engineers*; Segunda Edición, Editorial Lewis Publishers, pp 397-401.
- Canter, L.W., 1998. *Manual de Evaluación de Impacto Ambiental*, Técnicas para la elaboración de los estudios de impacto; Segunda Edición, Editorial Mc Graw Hill, pp 231-297.
- Carey, R.O. y Migliaccio, k.W. 2009. Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: A Review. *Environmental Management* 44: 205-217.
- Chon-Lin Lee, Tsen C. Wang, Ching-Ku Lin, Hin-Kiu Mok, 1999. Heavy metals removal by a promising locally available aquatic plant, *Najas graminea* Del., in Taiwan; *Water Science and Technology, Volume 39, Issues 10-11* , pags. 177-181.
- Comisión Nacional del Agua (CNA). Programa Nacional Hidráulico 2001-2006. Primera edición: octubre, 2001, D.R.; Av. Insurgentes Sur 2140, Col. Ermita, 01070, México, DF, ISBN 968-817-502-1.
- Crites, R., Tchobanoglus G., 1998. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*; edit McGraw-Hill; Printed in the USA. pags. 645-699.
- Dinges, R., 1982. *Natural Systems for Water Pollution Control*; Van Nostrand Reinhold environmental engineering series; Published by Van Nostrand Reinhold Company 133 West 50 th Sreet, New York, N.Y. 10020. pags. 183-198.

- Flores-Tavizón, E., Alarcón-Herrera, M. T., Olguín-Palacios, E. J., González-Elizondo, S., 2003. Arsenic tolerating plants from mining sites and hot springs in the semi-arid region of Chihuahua, México; Trabajo inédito desarrollado en el Centro de Investigación en Materiales Avanzados, S. C., Miguel de Cervantes num. 120. Complejo Industrial Chihuahua, 31109, Chihuahua, Chih., México.
- Forbes, M.G., K.R. Dickson, T.D. Golden, P. Hudak, R. D. Doyle, 2004. Dissolved Phosphorus Retention of Light-Wight Expanded Shale and Masonry Sand Used in Subsurface Flow Treatment Wetlands. *Environ. Sci. Technol.* 38, 892-898.
- García, M.D., Molinet, Y., 2002. Algunos Aspectos Acerca de los Sistemas de Producción de Biomasa Acuícola a Partir de Residuales Porcinos; Inst. de Investigaciones Porcinas Gaveta Postal No 1, Punta Brava, La Habana, Cuba.
- González E., S., López E., L., Tena F.,J.A.; González E., M., Márquez L., M., 2003, Flora Acuática y Subacuática del estado de Durango. Informe Técnico de Investigación Desarrollado en el Instituto Politécnico Nacional por el Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, (CIIDIR) Unidad Durango. Sigma S/N, Frac 20 de Nov. II, Durango, Dgo. C.P. 34220.
- Haller, L., Amedegnata, E., Poté, J., Wildi, W. 2009. Influence of freshwater sediment characteristics in persistence of fecal indicators bacteria. *Water Air Soil Pollut.* 203: 217-227.
- Hammer. J.M., 1986. *Water and Wastewater and Technology*. 2^a. Edition. John Wiley & Sons. Inc., Printed in the USA. pags.157-180. 522-526.
- Kamal M., Ghaly A. E., Mahmoud N., Côté R., 2004. Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants; *Environment International* Volume 29, Issue 8, pags. 1029-1039.
- Kappelmeyer, U., Wiebner, A., Köstrer, M., Kuschik, P., 2007. Nitrogen, Sulphur and Carbon Cycles in the Technical Ecosystem "Constructed Wetland" for Wastewater Treatment; UFZ Centre for Environmental Research, Phytoremediation Research Association; <http://www.ufz.de/en/spb/phyto/research.html>.
- Knuteson, S.L., Klaine, S.J., 2002. Wetlands and aquatic processes: Influence of plant age and size on Simazine toxicity and uptake; *Journal of Environmental Quality*, Vol. 31; pags. 2096.
- Lahora C.A., 2003. Los humedales artificiales como tratamiento terciario de bajo coste en la depuración de aguas residuales urbanas, internet: [www. Jefe de Centrales Residuales. Gestión de Aguas del Levante Almeriense, S.A. \(GALASA\)](http://www.jefe.de.centrales.residuales.gestiondeaguasdellevantealmeriense.es).
- Lara B., J.A., 1999. Depuración de Aguas Residuales Municipales con Humedales Artificiales. Tesis para obtener el grado de Master en Ingeniería y Gestión Ambiental del Instituto Catalán de Tecnología, Universidad Politécnica de Cataluña. España.
- Lee B.-H. y Scholz, M. 2007. What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff? *Ecological Engineering* 29:87-95.
- Lehman, R.W; Rodgers, J. H.; Gladden, B.; Murray-Gulde, C.; Bell, J.F., Douglas Mooney, F., 2002. Wetlands for Industrial Wastewater Treatment at the Savannah River Site. South Carolina Charleston, National Defense Industrial Association 28th

Environmental & Energy Symposium Charleston, South Carolina. National Defense Industrial Association, 28th Environmental & Energy Symposium, Charleston, South Carolina.

Mannino I., Franco D., Piccini E., Favero L., Mattiuzzo E., Zanetto G. 2008. A cost-effectiveness analysis of seminatural wetlands and activated sludge wastewater-treatment systems. *Environment Management* 41:118-129.

Margalef, R., 1980. *Ecología*, Ediciones Omega, S. A., Imprenta Juvenil, S. A., Barcelona.

Metcalf & Eddy., 1991. *Wastewater Engineering @ Treatment. Disposal and Reuse*; 3a edition. McGraw-Hill. pags. 927-1017.

Mihelcic, J.R., 2001. *Fundamentos de Ingeniería Ambiental*, Editorial Limusa, S.A. de C.V., Grupo Noriega Editores; Balderas 95, México D.F. C.P. 06040, pags.126-138.

Moormann, H., 2007. Impact of Rhizodeposition on Microbial Degradation of Xenobiotics; UFZ Centre for Environmental Research, Phytoremediation Research Association; <http://www.ufz.de/en/spb/phyto/research.html>.

Murgel B. S., 1984. *Limnología Sanitaria, Estudio de la Polución de Aguas Continentales*, En: Autodepuración de las aguas polutas. Secretaría General de la Organización de estudios Americanos Washington, D. C. Edición en español por Eva V. Chisneau. Monografía N° 28:75.

National Academy of Sciences, 1976. *Making Aquatic Weeds Useful: Some Perspectives for Developing Countries*, Report of an Ad Hoc Panel of the Advisory Committee on Technology Innovation, Washington, D.C.

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNT-1996. Que Establece los Límites Máximos Permisibles de Contaminantes en las Descargas de Aguas Residuales en Aguas y Bienes Nacionales. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.

O´Loughlin, E. J., Burris, D.R., 1999. Reductive Dehalogenation of Trichloroetene Mediated by Wetland DOC-Transition Metal Complexes, Editado en *Wetland & Remediation*, 2001, por Jeffrey L. Jeans, Ph.D. y Robert E. Hinchee, Ph.D., P.E. pags. 1-8.

Peña G., R.L., 1995. Remoción de Plomo en Sistemas Acuáticos. Tesis para obtención del grado de Maestro en Ciencias, Especialidad Ingeniería Ambiental, del Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Monterrey, División de Graduados e Investigación, Programa de Graduados en Ingeniería. pags. 55-58.

Pérez L, M.E., Vicensio R, M.G., Alarcón H., M.T., 2000. Calidad del Agua del Canal Recolector de Descargas Pluviales de la Ciudad de Durango. XIV Congreso Chileno de Ingeniería Química. Universidad de Santiago de Chile, del 23 al 26 de octubre del 2000.

Raskin, I., Ensley. B.D., 2000. *Phytoremediation of Toxic Metals, Using Plants to Clean Up the Environment*, Editorial John Wiley & Sons, Inc, 605 Third Avenue, New York, N.Y. pags. 191-230.

Río M., Font R., Almela C., Vélez D., Montoro R., Haro A., 2002. Heavy metals and arsenic uptake by wild vegetation in the Guadamar river area after the toxic spill of the Aznalcóllar mine *Journal of Biotechnology Volume 98, Issue 1*, 125-137.

Rodríguez P. de A.C., Díazv, M.M., Guerra D.L., Hernández de Armas, J. M., 2003. Acción Depuradora de Algunas Plantas Acuáticas sobre las Aguas Residuales, Internet; trabajo desarrollado en el Centro de Investigaciones Hidráulicas. Instituto Superior Politécnico "José A. Echeverría" (ISPJAE). La Habana, Cuba.

Rump H., Krist H., 1992. *Laboratory Manual for the Examination of Water. Wastewater and Soil* 2a edition. VCH Publishers Inc. New York. N.Y. (USA).

Sabattini R., Lallana. V.H., 2003. Malezas Acuáticas. www3.ceride.gov.ar/qca_ambiental/PSur_Final/Informe_malezas.html.

Sans F., R., Pablo R., J., 1999. *Ingeniería Ambiental contaminación y tratamientos*. Alfaomega Grupo Editor. S. A. De C.V. Impreso en Colombia. pags. 134-139.

Scholten, M.C. Th., Foekema, E.M., VanDokkum H.P., Kaag N.H.B.M., Jak R.G. 2005. *Eutrophication management and ecotoxicology*, Editorial Springer., Impreso en Alemania, p 122.

Scholz, M., Lee, B-H, 2005. Constructed wetlands: a review. *International Journal of Environmental Studies* Vol. 62, No. 4, 421-447.

Seo, D.C., Cho, J.S., Lee, H.J., Heo J.S., 2005. Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland, *Water Res.* 39, 2445-2457.

Seyring, N., Hansjürgens, B., Kuschik, P., 2003. Cost-benefit-analysis of different wastewater treatment technologies with special attention to constructed wetlands; UFZ Centre for Environmental Research; Phytoremediation Research Association; [http://www.ufz.de/\(en\)/spb/phyto/research.html](http://www.ufz.de/(en)/spb/phyto/research.html).

Sistema Integrado de Tratamiento de Residuos y Aguas Residuales en las Marismas de Calcuta (India) Experiencia seleccionada en el Concurso de Buenas Prácticas patrocinado por Dubai en 1996, y catalogada como BEST. (*Best Practices Database.*), *Institute of Wetland Management & Ecological Design*, Calcutta; Secretary / Dept. of Irrigation & Waterways; Writer's Building; Calcutta, West Bengal India, 700 001.

Smith, J.P. Jr., 1977, *Vascular Plants Families*, Eureka, California 95501: Mad River Press, Inc.

Stottmeister U., A. Wießner, U. Kuschik., U. Kappelmeyer, M. Kästner, O. Bederski, R.A. Müller, H. Moormann, 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnol. Advances* 22, 93-117.

Öövel, M., Tooming, A., Muring, T., Mander, Ü. 2007. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. *Ecological Engineering* 29: 17-26.

Tanaka, N., Jinadasa, K.B.S.N., Werellagama, D.R.I.B., Mowjood, M.I.M., Ng, W.J. 2006. Constructed tropical wetlands with integrated submergent-emergent plants for sustainable water quality management. *Journal Of Environmental Science And*

Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering 41:10 2221-2236.

Torres Balcázar A., 1997. Desarrollo de Tecnología de Construcción de Pantanos para el Tratamiento de Aguas Residuales. Tesis para obtención del grado de Maestro en Ciencias, Especialidad Ingeniería Ambiental del Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Monterrey, División de Graduados e Investigación, Programa de Graduados en Ingeniería.

U.S. EPA, 1987. Corps of Engineers Wetlands Delineation Manual. Wetlands Research Program Technical Report Y-87-1. US Army Corps of Engineers. Waterways Experiment Station.

U.S. EPA, 1988. Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment; EPA/625/1-88/022; Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information Cincinnati, OH 45268.

U.S. EPA, 2000. Manual of constructed wetlands treatment of municipal wastewaters, EPA/625/R-99/010.

U.S. EPA, 2002 Methods for evaluating wetland conditions # 16, Vegetation-Based indicators of wetland nutrient enrichment; EPA-882-R-02-024.

Vaillant N, Monnet F., Sallanon H., Coudret A., Hitmi A., 2003. Treatment of domestic wastewater by an hydroponics NFT system, *Chemosphere*, *Volume 50, Issue 1*, 121-129.

Vicencio R., M.G.; López G., M.C., Pérez L., M.E., Medina H., E., 2003. "Impacto del Agua de Riego en la Calidad del Suelo del Distrito de Riego 052 del Estado de Durango": Informe Técnico de Investigación Desarrollado en el Instituto Politécnico Nacional por el Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, (CIIDIR) Unidad Durango. Sigma S/N, Frac 20 de Nov. II, Durango, Dgo. C.P. 34220.

Vymazal, J. (2000). *Algae and element cycling in wetlands*, Lewis Publishers, Boca Ratón, Florida USA, p 689.

Weihua Zhang, Yong Cai, Cong Tu, Lena Q. Ma., 2002. Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant, *The Science of The Total Environment Volume 300, Issues 1-3*, 167-177.

Wießner, A., 2003. Oxygen input into the rhizosphere by helophytes; UFZ Centre for Environmental Research, Phytoremediation Research Association; [http://www.ufz.de/\(en\)/spb/phyto/research.html](http://www.ufz.de/(en)/spb/phyto/research.html).

Wong J., Huang, C.P., 1999. Heavy Metal Uptake by Sludge Particulate in the Presence of Dissolved Organic Matter.

Xinde C., Lena Q. M., Shiralipour, A. 1996. Effects of compost and phosphate amendments on arsenic mobility in soils and arsenic uptake by the hyperaccumulator, *Pteris vittata* L. *Environmental Pollution, Volume 93, Issue 3*, Pages 365-366.

Zawislanski, P.T., Gabet, E.J., McGrath, A.E., Wong J., 2001. Selenium distribution and fluxes in intertidal wetlands, San Francisco Bay, California. *Journal of*

Environmental Quality 30:1080.

Zayed A., Gawthaman S., Terry N., 1998. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed; in intertidal wetlands, Publicado en San Francisco Bay, California. *Journal*. 27: 715-721.

Zhi-Qing, L., Terry, N., 2003. Selenium Removal by Constructed Wetland: Quantitative Importance of Biological Volatilization in the Treatment of Selenium-Laden Agricultural Drainage Water. *Environmental Science & Technology* 37:606-61

ANEXO I. DATOS CALIDAD DEL AGUA.

Tabla A1.1. Información general de los 15 sitios usados para determinar calidad de agua Del Río El Tunal.

UBICACIÓN	FECHA	OD g/L	pH	CE μS/cm	Sólidos Totales mg/L	Coliformes fecales X 100 X 100 mL
ARENAL	Nov-03	4.07	8.1	283	448	32
ENTRE EL DURAZNO Y EL PUEBLITO	Nov-03	8.48	7.41	43	69	4
ENTRE EL PUEBLITO Y EL CONEJO	Nov-03	7.64	7.8	68	95	10
HÉROES DE NACOZARI	Nov-03	6.76	8	282	426	46
PUENTE 20 DE NOV	Nov-03	0.07	7.93	653	746	250000
PUENTE SAN CARLOS	Nov-03	0.04	7.9	603	751	300000
SALIDA DE LA PRESA	Nov-03	7.12	7.39	40.9	79	72
SALTITO ARRIBA	Nov-03	7.61	8.33	262	0	100
ARENAL	Oct-03	2.45	8.05	213	400	46
PUENTE SAN CARLOS	Oct-03	0.06	7.97	638	800	460000
COLECTOR INDUSTRIAL	Feb-03	0.3	7.72	861	659	150000
DESPUÉS DE LA ACEQUIA GRANDE	Feb-03	13	9.0	604	646	4300
DESPUÉS SANTIAGO-TUNAL	Feb-03	15	9.5	611	606	46
HÉROES DE NACOZARI	Feb-03	7	9.8	636	843	1
PUENTE 20 DE NOV	Feb-03	0.04	7.9	672	514	9000
SALIDA PTAR	Feb-03	1.2	8.2	645	437	23000
SALTITO ARRIBA	Feb-03	8	8.6	722	508	1
TUNAL Y ACEQUIA	Feb-03	14	9.1	599	640	9
ANTES SANTIAGO-TUNAL	Ene-03	13.8	9.2	667	699	15
COLECTOR INDUSTRIAL	Ene-03	0.25	7.33	969	804	150000
COLECTOR INDUSTRIAL DESCARGA DER.	Ene-03	1.24	7.91	746	521	150000
COLECTOR INDUSTRIAL DESCARGA IZQ.	Ene-03	0.06	7.74	710	508	43000
DESPUÉS DE LA ACEQUIA GRANDE	Ene-03	14.0	8.7	695	773	39
DESPUÉS SANTIAGO-TUNAL	Ene-03	17.9	9.1	669	678	15
HÉROES DE NACOZARI	Ene-03	7.2	9.0	745	629	2.1
PUENTE 20 DE NOV	Ene-03	0.6	7.8	752	564	43000
SALIDA PTAR	Ene-03	0.6	7.7	723	472	46000
SALTITO ARRIBA	Ene-03	6.4	8.3	684	516	1.5
TUNAL Y ACEQUIA	Ene-03	13.8	8.8	692	834	10
ANTES SANTIAGO-TUNAL	Dic-02	10	8.0	570	1431	4
ARENAL	Dic-02	4.5	7.9	520	465	4
COLECTOR INDUSTRIAL DESCARGA DER.	Dic-02	1	8	705	459	23000
COLECTOR INDUSTRIAL DESCARGA IZQ.	Dic-02	0.08	7	589	369	43000
DESPUÉS SANTIAGO-TUNAL	Dic-02	12	8.0	530	490	2.8
HÉROES DE NACOZARI	Dic-02	7	7.9	581	515	4
PUENTE SAN CARLOS	Dic-02	0.08	7.5	681	402	460000
SALIDA PTAR	Dic-02	1.5	7.6	525	359	2300

SALTITO ABAJO	Dic-02	7	8.3	628	456	20
SALTITO ARRIBA	Dic-02	8	8.4	642	551	1.5
PUENTE 20 DE NOV	Nov-02	0.08	7.29	1116	853.75	1100000
PUENTE 20 DE NOV	Nov-02	0.05	7.47	737	498.75	1100000
SALIDA PTAR	Nov-02	1.8	7.62	654	471.25	1100000
ENTRE EL DURAZNO Y EL PUEBLITO	Jul-01	5.0	7.8	124	234	17
ENTRE EL PUEBLITO Y EL CONEJO	Jul-01	8.5	8.6	138	275	9
HÉROES DE NACUZARI	Jul-01	7.8	8.1	1640	1358	5
PRESA GPE. VICTORIA	Jul-01	6.2	7.5	123	272	7
SALIDA DE LA PRESA	Jul-01	7.1	7.7	124	235	5

Tabla A2.2. Características físico-químicas y microbiológicas del agua de los sitios seleccionados de muestras tomadas en julio, octubre, noviembre y diciembre del 2004.

PARÁMETRO	SITIO	OD	pH	CE	ST	NO ₃ ⁻	FS	NH ₃ ⁺	CF
AGUA LIMPIA	1	7.11	7.00	75	93	0.0001	0.0100	0.0267	40
	1	5.84	7.22	56	109	2.0000	1.0000	0.0001	100
	1	7.08	7.05	63	142	2.0000	0.0100	0.0001	100
	1	7.00	7.50	75	83	1.5000	1.0000	0.0267	40
Promedio		6.76	7.19	68	107	1.38	0.51	0.01	70
Desviación Estándar		0.61	0.23	10	26	0.95	0.57	0.02	35
AGUA EUTROFICADA	2	7.20	7.93	538	484	0.0001	5.0000	0.1033	1,225
	2	7.09	7.29	502	390	31.0000	8.0000	0.1000	400
	2	9.00	8.04	505	360	16.0000	10.0000	1.0000	500
	2	7.20	8.30	538	484	15.6666	7.6660	0.1033	1,225
Promedio		7.62	8.0	520	429	16	8	0.33	838
Desviación Estándar		0.92	0.43	20	64	13	2	0.45	449
AGUA RESIDUAL	3	0.04	7.26	692	603	0.0000	6.0000	7.2567	120,500,000
	3	0.11	6.87	714	494	0.0000	17.0000	8.0000	15,000,000
	3	0.06	7.30	712	469	0.0000	12.0000	10.0000	520,000
	3	0.04	7.80	692	603	0.0000	11.6600	7.2567	120,500,000
Promedio		0.06	7.31	702	542	0.00	11	8	64130000
Desviación Estándar		0.03	0.38	12	70	0.00	4	1	65358353

Anexo II. Fotos de Plantas Colectadas.



Eichhornia crasipes

Persicaria aff. mexicana



HERBARIUM
 = *Schoenoplectus americanus* Pers. | Schinz et Keller
 Det. S. González-Elizondo, 2000

Instituto de Ecología
 Centro Regional del Bajío
 PLANTAS MEXICANAS

Fam. Cyperaceae N. v.
 Loc. La Ciénega, junto a la Presa San Cristóbal, municipio de Huandacaro, Estado MICHOACÁN, Fecha 10.V.1986
 Hab. vegetación acuática arraigada de Typha y Cyperus
 Alt. 1850 m.
 Col. S. Zamudio y R. Murillo No. 3883
 Observ. hierba de 80 cm. a 1.20 m. de alto; espiguillas caféas; abundante en sitios muy húmedos
 Det. S. Zamudio R.

HERBARIO CIDR
 = *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz et R. Keller
 Det. S. González-Elizondo, 2000

Instituto de Ecología
 Centro Regional del Bajío
 PLANTAS MEXICANAS

..... *Scirpus americanus* Pers.
 Fam. Cyperaceae..... N. v.
 Loc. La Ciénega, junto a la Presa San Cristóbal, municipio de Huandacaro, Estado MICHOACÁN, Fecha 10.V.1986
 Hab. vegetación acuática arraigada de Typha y Cyperus
 Alt. 1850 m.
 Col. S. Zamudio y R. Murillo No. 3883
 Observ. hierba de 80 cm. a 1.20 m. de alto; espiguillas caféas; abundante en sitios muy húmedos
 Det. S. Zamudio R.



HERBARIO CIIDIR
 PLANTAS DE DURANGO
 CYPERACEAE
Schoenoplectus adnematoides (C. C. Grell) Palla
 "Lul"
 MEXICO, Durango, Mpio. Durango, Acequia Grande,
 Puente San Carlos, al N de Navacoyán y al NE de la
 ciudad de Durango, 24° 4' 35" N, 104° 33' 0" W, 1890 m.
 Vegetación subacuática ()
 Herbácea, abundante,
 M. E. Pérez, SC 3 alumnos de Ambiental



HERBARIO CIIDIR
 PLANTAS DE DURANGO
 CYPERACEAE
Eleocharis densa Benth.
 MEXICO, Durango, Mpio. Durango, Acequia Grande,
 Puente San Carlos, al N de Navacoyán y al NE de la
 ciudad de Durango, 24° 4' 35" N, 104° 33' 0" W, 1890 m.
 Vegetación subacuática ()
 Herbácea, abundante,
 M. E. Pérez, SC 1 alumnos de Ambiental
 16/7/2004
 Det. S. González

HERBARIO CIIDIR
 PLANTAS DE DURANGO
 CYPERACEAE
Eleocharis densa Benth.
 MEXICO, Durango, Mpio. Durango, Acequia Grande,
 Puente San Carlos, al N de Navacoyán y al NE de la
 ciudad de Durango, 24° 4' 35" N, 104° 33' 0" W, 1890 m
 Vegetación subacuática ()
 Herbácea, abundante,
 M. E. Pérez, SC 1 alumnos de Ambiental
 16/7/2004
 Det. S. González

Anexo III. Datos: Evaluación de micro-humedales.

PRIMERA FASE:

Los tratamientos están representados por:

A = agua residual de la Planta de Tratamiento de la Ciudad de Durango (PTAR)

B = blanco con grava

ED = *Eleocharis densa*

SA = *Schoenoplectus americanus*

ST = *S. tabernaemontani*

Tabla A3.1. Características del agua residual de la planta de tratamiento (PTAR) de la ciudad de Dgo., utilizada en la primera fase de evaluación de los micro-humedales.

PARÁMETRO	MAR.-05	JUL.-05	AGO.-05	NOV.-05	PROMEDIO DESVIACIÓN ESTÁNDAR
pH	8.25	7.41	7.67	8.05	7.85 (± 0.38)
EC	585	741	651	659	659 (± 64)
CF	63000	90000	13000	8200	43,550 (± 39660)
FS	3.82	2.69	27.88	17.37	13 (± 12)
NH ₃	--	28	34	5.39	22 (± 15)
NO ₃ ⁻	ND	ND	ND	ND	ND
T en °C	16	30	25.2	--	24 (± 7)

ND = no detectados

Resultados de las cinéticas efectuadas para conductividad, nitratos, fosfatos, pH, y coliformes fecales utilizando los sistemas o tratamientos establecidos:

Tabla A3.2 Eficiencias alcanzadas para CF por los diferentes sistemas.

SISTEMAS	ENSAYOS PARA CF				PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR + ₋
	PROMEDIO DE 2 REPETICIONES					
	1er ciclo	2do	3ero	4to		
A	99	98	99	99	99	0
B	99	98	99	98	98	0
ED	99	98	99	99	99	0
SA	99	98	99	99	99	0
ST	99	98	99	98	99	0

Tabla A3.3 Eficiencias alcanzadas para FS por los diferentes sistemas.

SISTEMAS	ENSAYOS PARA FS				PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR + ₋
	PROMEDIO DE DOS REPETICIONES					
	1er ciclo.	2do.	3ero.	4to.		
A	2	89	49	56	49	36
B	100	96	94	99	97	3
ED	100	98	99	100	99	1
SA	100	100	100	100	100	0
ST	100	100	100	100	100	0

Tabla A3.4 Eficiencias alcanzadas para NH₃ por los diferentes sistemas.

SISTEMAS	ENSAYOS PARA NH ₃			PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR +-
	PROMEDIO DE 2 REPETICIONES				
	2do ciclo	3ero	4to		
A	89	88	88	88	1
B	95	96	97	96	1
ED	100	99	86	95	8
SA	100	100	84	95	9

Conductividad en $\mu\text{S/cm}$:

Tabla A3.5 Primera Corrida (8-17 marzo de 2005)

SISTEMA	0	2	4	6	8
A	585	624	654	670	652
B	585	481	482	493	479
ED	585	480	487	494	469
SA	585	521	500	509	487
ST	585	473	479	485	466

Tabla A3.6 Segunda corrida (6-17 julio de 2005)

SISTEMA	0	2	4	6	8
A	734	673	675	612	548
A	734	675	676	596	556
B	735	669	691	668	669
B	739	668	664	620	626
ED	735	723	699	657	673
ED	735	753	748	717	758
SA	739	650	659	639	648
SA	739	666	676	692	697
ST	739	676	656	622	636
ST	739	626	590	551	579

Tabla A3.7 Tercera corrida (22-30 agosto de 2005)

SISTEMA	0	2	4	6	8
A	651	617	529	551	503
A	651	614	527	547	509
B	651	685	639	636	572
B	651	637	635	634	569
ED	651	650	665	753	764
ED	651	702	760	872	857
SA	651	695	733	865	812
SA	651	766	908	1013	938
ST	651	713	765	980	818
ST	651	626	611	669	659

Tabla A3.8 Cuarta corrida (28 de noviembre-8 de diciembre de 2005)

SISTEMA	0	2	4	6	8	10
A	659	693	635	619	660	630
B	659	623	636	617	648	613
ED	659	800	810	800	859	832
SA	-	-	-	-	-	-
ST	659	891	863	852	866	840

Unidades de pH:

Tabla A3.9 Primera Corrida (8-17 marzo de 2005)

SISTEMA	0	2	4	6	8
A	8.25	7.61	7.51	8.37	7.82
B	8.25	7.21	7.33	7.91	7.26
ED	8.25	7.13	7.84	8.00	7.40
SA	8.25	7.25	7.32	8.02	7.21
ST	8.25	7.22	7.13	7.95	7.31

Tabla A3.10 Segunda corrida (6-17 julio de 2005)

SISTEMA	0	2	4	6	8
A	7.34	7.88	7.77	8.74	9.49
A	7.34	7.89	7.94	8.88	9.35
B	7.50	8.05	7.82	8.10	8.08
B	7.39	7.98	7.85	8.02	7.98
ED	7.50	7.80	7.40	7.63	7.56
ED	7.50	7.91	7.66	7.90	7.74
SA	7.39	7.31	7.15	7.10	7.13
SA	7.39	7.40	7.18	7.19	7.13
ST	7.39	7.47	7.13	7.47	7.38
ST	7.39	7.49	7.26	7.55	7.37

Tabla A3.11 Tercera corrida (22-30 agosto de 2005)

SISTEMA	0	2	4	6	8
A	7.67	8.45	8.77	8.8.2	8.81
A	7.67	8.58	8.88	8.82	8.68
B	7.67	7.95	7.59	7.79	7.84
B	7.67	7.99	7.55	7.70	7.73
ED	7.67	7.45	6.97	7.09	7.09
ED	7.67	7.29	6.92	6.95	7.00
SA	7.67	7.20	6.83	6.90	6.97
SA	7.67	7.29	6.70	6.92	7.14
ST	7.67	7.40	6.91	7.16	7.24
ST	7.67	7.41	6.98	7.21	7.13

Tabla A3.12 Cuarta corrida (28 de noviembre-8 de diciembre de 2005)

SISTEMA	0	2	4	6	8	10
A	8.05	8.27	8.08	7.96	8.63	8.79
B	8.05	8.08	8.39	8.18	9.69	8.60
ED	8.05	7.16	7.37	7.13	7.87	7.81
SA	8.05	7.12	7.32	7.12	7.74	7.66
ST	8.05	7.37	7.31	7.06	7.63	7.60

Fosfatos en mg/L:

Tabla A3.13 Primera Corrida (8-17 marzo de 2005)

SISTEMA	0 día	2do día	8vo. día 8
A	3.82	4.00	3.76
B	3.82	3.54	0.00
ED	3.82	0.16	0.00
SA	3.82	0.16	0.00
ST	3.82	0.16	0.00

Tabla A3.14 Segunda corrida (6-17 julio de 2005)

SISTEMA	0 día	2do día	4to día	6to día	8vo. día
A	2.69	3.49	2.85	2.05	0.26
A	2.69	3.59	2.57	2.09	0.35
B	2.68	0.8	2.05	1.65	0.12
B	2.68	0.86	1.40	0.75	0.08
ED	2.68	0.63	0.78	0.11	0.02
ED	2.68	1.26	2.41	1.22	0.10
SA	2.68	0.18	0.00	0.00	0.00
SA	2.68	0.23	0.00	0.00	0.00
ST	2.68	0.20	0.00	0.00	0.00
ST	2.68	0.42	0.00	0.00	0.00

Tabla A3.15 Tercera corrida (22-30 agosto de 2005)

SISTEMA	0 día	2do día	4to día	6to día	8vo. día
A	27.88	28.96	24.88	11.77	16.50
A	27.88	27.35	18.21	11.31	11.99
B	27.88	24.02	10.52	6.09	1.84
B	27.88	20.92	9.90	7.93	8.58
ED	27.88	1.24	0.12	3.06	0.36
ED	27.88	0.81	0.57	7.21	0.35
SA	27.88	0.00	0.00	0.00	0.00
SA	27.88	0.00	0.00	0.00	0.00
ST	27.88	0.00	1.69	0.76	0.05
ST	27.88	0.00	0.34	0.25	0.00

Tabla A3.16 Cuarta corrida (28 de noviembre-8 de diciembre de 2005)

SISTEMA	0 día	2do día	4to día	6to día
A	17.40	15.70	13.90	7.60
B	17.40	0.40	0.30	0.10
ED	17.40	0.00	0.00	0.00
SA	17.40	0.20	0.10	0.10
ST	17.40	0.60	0.10	0.00

Amoniaco en mg/L:

Tabla A3.17 Segunda corrida (6-17 julio de 2005)

SISTEMA	0 día	2do día	4to día	6to día	8vo. día
A	28.40	25.45	25.04	0.10	0.11
A	28.40	24.80	24.01	17.00	6.09
B	29.17	0.39	2.08	1.38	1.10
B	28.74	0.50	2.31	2.01	1.81
ED	29.17	0.40	0.75	0.09	0.04
ED	29.17	0.34	1.01	0.29	0.24
SA	28.74	0.22	0.08	0.01	0.03
SA	28.74	0.04	0.07	0.06	0.04
ST	28.74	0.26	0.75	0.13	0.08
ST	28.74	0.23	0.37	0.12	0.06

Tabla A3.18 Tercera corrida (22-30 agosto de 2005)

SISTEMA	0 día	2do día	4to día	6to día	8vo. día
A	34.09	35.78	10.68	9.62	6.00
A	34.09	29.77	10.19	11.10	1.97
B	34.09	1.20	0.20	1.77	0.99
B	34.09	0.68	0.54	0.39	1.97
ED	34.09	1.14	0.15	0.15	0.83
ED	34.09	0.32	0.14	0.17	0.15
SA	34.09	-0.04	0.15	0.01	0.07
SA	34.09	0.06	0.21	0.00	0.09
ST	34.09	0.29	0.30	0.05	0.13
ST	34.09	0.36	0.10	0.07	0.04

Tabla A3.19 Cuarta corrida (28 de noviembre-8 de diciembre de 2005)

SISTEMA	0 día	2do día	4to día	6to día
A	5.77	1.71	2.53	0.71
B	5.77	0.85	0.91	0.45
ED	5.77	0.75	0.15	0.22
SA	5.77	0.17	0.13	0.18
ST	5.77	0.92	0.94	0.40

Tabla A3.20 Coliformes fecales en Ln de unidades formadoras de colonias /mL

TIEMPO EN DÍAS		0 día	2do día	4to día	6to día	8vo día	INICIO-FINAL
PRIMER ENSAYO (8-17 MARZO 2005)	A	11.051	8.340	6.219	2.771	3.772	7.279
	B	11.051	8.269	6.397	3.833	3.738	7.313
	ED	11.051	8.517	5.481	4.094	3.135	7.915
	SA	11.051	8.434	5.727	3.807	8.367	7.684
	ST	11.051	9.036	6.153	3.761	3.850	7.201
SEGUNDO ENSAYO (6-17 JULIO 2005)	A	10.404	8.771	8.480	7.321	5.282	5.122
	B	10.404	7.134	6.483	6.373	5.881	4.523
	ED	10.404	7.156	6.138	5.593	5.352	5.052
	SA	10.404	7.661	7.183	5.929	5.480	4.924
	ST	10.404	6.826	6.444	6.010	5.426	4.979
TERCER ENSAYO (22-30 AGOSTO)	A	9.473	5.874	3.735	2.782	1.243	8.230
	B	9.473	6.642	3.364	2.581	1.155	8.318
	ED	9.473	5.125	2.618	1.746	0.922	8.551
	SA	9.473	4.605	3.660	1.974	1.576	7.897
	ST	9.473	4.805	3.197	1.655	0.749	8.724
CUARTO ENSAYO (28 NOVIEMBRE -8 DICIEMBRE 2005)	A	9.012	-	-	6.072	-	-
	B	9.012	8.985	7.952	6.592	5.652	3.360
	ED	9.012	9.095	6.225	2.282	1.844	7.167
	SA	9.012	6.647	5.704	5.164	3.555	5.457
	ST	9.012	9.163	7.732	6.184	4.994	4.018

SEGUNDA FASE:

Los tratamientos están representados por:

A = *agua residual* del Sitio 8

B = blanco con grava

ED = *Eleocharis densa* un año de establecida

ED = *Eleocharis densa* recién plantada

Tabla A3. 21 Características del agua residual del Sitio 8, utilizada en la segunda fase de evaluación de los micro-humedals.

	22-Feb-06	13-Mar-06	20-Mar-06	27-Mar-06	Promedio Desviación Estándar
pH	8.38	8.37	7.8	7.95	8.13 (\pm 0.29)
EC	872	832	785	790	819 (\pm 41)
CF	105500	12900	15800 ₀	528000	201,100 (\pm 226038)
FS	19	18.5	21	21	20 (\pm 1.2)
NH ₃	25	81	103	95	76 (\pm 35)
NO ₃ ⁻	ND	23	39	34	32 (\pm 17)

ND: No detectable

Tabla A3.22 Datos obtenidos al evaluar la unidad experimental de *Eleocharis densa* (1 año)

FECHA	CF UFC/ml	pH	CE. μ SIEMS / cm	NO ₃	PO ₄	NH ₃	TEMP. ° C
22-Feb-06	105,50 0	8.38	-	- 7.9175	19.4383	24.9561	-
22-Feb-06 (2 HRS.)	-	8.35	872	- 0.3588	6.6320	4.1912	23.60
22-Feb-06 (4 HRS.)	-	8.18	870	- 2.6883	4.9908	6.7487	23.50
23-Feb-06	20,100	8.54	780	- 9.9610	1.9626	2.7065	21.40
24-Feb-06	650	7.72	391	4.3247	0.3601	0.4511	21.10
13-Mar-06	12,900	8.37	832	23.097 6	18.4905	81.1951	-
13-Mar-06 (1 HR.)	12,900	8.14	836	15.780 5	9.2795	4.9912	23.20
14-Mar-06	45,000	7.98	917	8.9512	5.0139	1.6169	52.60
15-Mar-06	530	-	-	6.5122	1.6620	1.3533	-
16-Mar-06	160	7.46	915	3.3415	1.2228	1.2654	24.60
17-Mar-06	33	7.56	957	1.6341	0.8067	0.6268	26.00
20-Mar-06	158,00 0	7.80	785	39.195 1	20.9177	103.163 4	-
20-Mar-06 (1 HR.)	158,00 0	7.81	659	10.170 1	8.0883	2.8822	22.70
21-Mar-06	15,400	7.23	679	5.5366	4.5747	1.6169	22.80
22-Mar-06	320	7.59	688	3.5840	3.5576	1.7047	22.90
23-Mar-06	50	7.53	651	2.1220	1.9857	0.2179	21.50
24-Mar-06	3	7.52	648	1.6341	1.7314	5.1670	22.20
27-Mar-06	528,00 0	7.95	790	33.829 3	21.4031	95.2548	-
27-Mar-06 (1	528,00	7.80	737	19.439	13.9829	15.2900	21.50

HR.)	0			0			
28-Mar-06	36,000	7.47	752	10.170 7	7.3024	4.5108	22.10
29-Mar-06	2,620	7.37	788	5.5366	5.3606	3.3829	24.10
30-Mar-06	228	7.45	796	4.3171	3.5576	7.4422	24.40
31-Mar-06	124	7.70	811	6.0244	3.0721	4.0985	24.70

Tabla A3.23 Datos obtenidos al evaluar la unidad experimental de la Grava de río

FECHA	COLIS UFC/ml	pH	CE μSIEMS / cm	NO ₃	PO ₄	NH ₃	TEMP. ° C
22-Feb-06	105,50 0	8.38	-	-7.9175	19.438 3	24.9561	-
22-Feb-06 (2 HRS.)	-	8.14	898	-0.0907	6.4471	5.6942	22.70
22-Feb-06 (4 HRS.)	-	8.34	919	4.4546	4.6671	6.0457	23.30
23-Feb-06	79,000	8.64	865	- 11.259 7	2.8641	3.0580	20.00
24-Feb-06	2,450	7.96	900	- 12.558 4	1.8470	0.7645	22.20
13-Mar-06	12,900	8.37	832	23.097 6	18.490 5	81.1951	-
13-Mar-06 (1 HR.)	12,900	8.37	731	17.000 0	9.7989	3.5852	23.20
14-Mar-06	32,000	8.46	776	11.878 0	5.4531	3.8137	25.30
15-Mar-06	460	-	-	5.3660	3.8581	1.3533	-
16-Mar-06	158	8.14	763	11.878 0	3.9274	1.2654	24.40
17-Mar-06	88	8.43	777	18.219 5	3.0952	0.7440	25.30
20-Mar-06	158,00 0	7.80	785	39.195 1	20.917 7	103.163 4	-
20-Mar-06 (1 HR.)	158,00 0	8.06	756	22.365 9	14.260 3	8.6819	22.50
21-Mar-06	70,000	8.12	754	17.000 0	8.4119	3.9367	22.10
22-Mar-06	80,000	8.22	758	9.1951	6.9094	2.6714	22.20
23-Mar-06	1,900	8.40	708	14.073 2	5.0139	0.9385	21.00
24-Mar-06	850	8.23	697	18.707 3	4.7365	5.6942	22.20
27-Mar-06	528,00 0	7.95	790	33.829 3	21.403 1	95.2548	-
27-Mar-06 (1	528,00	8.18	704	19.926	12.364	15.2900	21.90

HR.)	0			8	8		
28-Mar-06	70,000	8.34	726	15.2927	8.2501	5.6825	21.70
29-Mar-06	34,000	8.21	768	15.2927	5.7536	8.5874	24.00
30-Mar-06	2,160	8.40	753	15.5366	5.3144	7.5372	24.00
31-Mar-06	190	8.36	740	7.7317	4.8289	6.6078	23.90

3.24 Datos obtenidos al evaluar la unidad experimental *Eleocharis densa*
(Recién transplantada)

FECHA	CF UFC/ml	pH	CE. μ SIEMS/cm	NO ₃	PO ₄	NH ₃	TEMP. ° C
22-Feb-06	105,500	8.38		-7.9175	19.4383	24.9561	
22-Feb-06 (2 HRS.)		8.20	786	-4.4124	9.5908	5.3427	22.20
22-Feb-06 (4 HRS.)		8.33	820	2.1169	7.8571	5.8699	23.80
23-Feb-06	25,500	8.44	769	- 10.7403	5.8692	2.8822	20.20
24-Feb-06	1,850	8.02	753	- 10.6104	4.8983	0.6854	20.00
13-Mar-06	12,900	8.37	832	23.0976	18.4905	81.1951	
13-Mar-06 (1 HR.)	12,900	8.36	776	18.9512	12.2030	3.9367	23.50
14-Mar-06	41,000	8.40	833	10.1707	8.0421	1.7926	25.70
15-Mar-06	100	8.56	714	7.0000	6.7938	1.4411	18.80
16-Mar-06	50	8.08	827	9.1951	6.7707	1.1775	24.80
17-Mar-06	74	8.12	850	15.0488	6.7938	0.6268	25.30
20-Mar-06	158,000	7.80	785	39.1951	20.9177	103.1634	
20-Mar-06 (1 HR.)	158,000	8.09	762	43.5854	16.1327	9.2091	22.50
21-Mar-06	82,000	8.10	771	10.9024	11.9487	2.8822	22.10
22-Mar-06	88,000	8.02	796	4.3171	10.2150	2.6714	22.30
23-Mar-06	4,500	8.10	767	3.8293	9.5908	0.6854	20.90
24-Mar-06	800	7.92	741	7.4878	9.0129	6.9244	22.10
27-Mar-06	528,000	7.95	790	33.8293	21.4031	95.2548	
27-Mar-06 (1 HR.)	528,000	8.16	743	19.6829	14.6764	12.6538	21.40
28-Mar-06	4,400	8.18	763	15.5366	12.3879	6.5612	22.00

29-Mar-06	28,600	7.93	803	14.0732	9.9145	5.2416	24.10
30-Mar-06	1,020	8.04	794	13.3415	10.2843	7.5372	24.20
31-Mar-06	140	8.10	791	6.5122	10.3074	4.1914	24.50

Tabla A3.25 Datos obtenidos al evaluar la unidad experimental del Agua sola

FECHA	CF UFC/ml	pH	CE μ SIEMS/cm	NO ₃	PO ₄	NH ₃	TEMP. ° C
22-Feb-06	105,500	8.38		-7.9175	19.4383	24.9561	
22-Feb-06 (2 HRS.)		7.97	745	-6.6804	19.3920	109.3146	22.50
22-Feb-06 (4 HRS.)		8.44	784	0.2987	18.7910	55.7118	23.50
23-Feb-06	26,000	8.36	721	-11.9091	19.0222	43.4095	20.50
24-Feb-06	35,000	8.12	721	-5.6753	18.7448	16.1687	20.70
13-Mar-06	12,900	8.37	832	23.0976	18.4905	81.1951	
13-Mar-06 (1 HR.)	12,900	8.28	777	22.6098	18.1207	244.6397	22.20
14-Mar-06	108,000	8.68	846	20.4146	17.8895	55.7118	25.60
15-Mar-06	PM	8.43	823	4.5610	17.4272	47.8032	20.40
16-Mar-06	630	8.88	813	6.5122	16.7799	20.5624	24.60
17-Mar-06	127	9.15	809	4.0732	17.3578	33.4622	25.20
20-Mar-06	158,000	7.80	785	39.1951	20.9177	103.1634	
20-Mar-06 (1 HR.)	158,000	7.93	765	28.7073	20.3167	82.8525	22.40
21-Mar-06	104,000	7.94	747	4.3171	19.1609	73.2865	21.40
22-Mar-06	96,000	8.17	753	3.3415	18.7448	4.3409	21.90
23-Mar-06	30,700	8.64	707	6.5122	18.6292	24.0773	20.70
24-Mar-06	1,200	8.67	705	4.3171	18.5599	15.5360	21.50
27-Mar-06	528,000	7.95	790	33.8293	21.4031	95.2548	
27-Mar-06 (1 HR.)	528,000	8.04	757	33.8293	20.6172	59.2207	23.20
28-Mar-06	222,00	8.04	764	20.4146	21.172	65.3779	21.60

	0				0		
29-Mar-06	58,400	8.10	8.6	14.8049	21.4031	62.3606	24.00
30-Mar-06	23,000	8.53	789	14.3171	21.3569	34.4796	23.60
31-Mar-06	896	8.67	791	11.1463	21.2413	11.2454	24.30

Tabla A3.26 Eficiencia alcanzadas en 5 días

	Coliformes fecales	PO ₄	NH ₃		Coliformes fecales	PO ₄	NH ₃
ED (1 año)	99.38	98.15	98.19	GRAVA	97.68	90.50	96.94
	99.74	95.64	99.23		99.32	83.26	99.08
	100.00	91.72	94.99		99.46	77.36	94.48
	99.98	85.65	95.70		99.96	77.44	93.06
Promedio	99.78	92.79	97.03	Promedio	82.86	53.07	80.71
Desviación estándar	0.29	5.45	2.01	Desviación estándar	0.99	6.22	2.66
ED mes	98.25	74.80	97.25	AGUA SOLA	99.36	3.57	35.21
	99.43	63.26	99.23		99.02	6.13	58.79
	99.49	56.91	93.29		99.24	11.27	84.94
	99.97	51.84	95.60		99.83	0.76	88.19
Promedio	99.28	61.70	96.34	Promedio	99.36	5.43	66.78
Desviación estándar	0.73	9.90	2.52	Desviación estándar	0.34	4.47	24.82

TERCERA FASE:

Los tratamientos están representados por:

ED año = *Eleocharis densa* un año de establecida

ED mes = *Eleocharis densa* recién plantada

Tabla A3.27 Variaciones de pH y conductividad eléctrica observadas en las unidades experimentales

FECHAS	pH			CE		
	influyente	efluente de ED año	efluente de ED mes	influyente	efluente de ED año	efluente de ED mes
02-Ago-06	7.98	8.85	8.81	590	858	685
07-Ago-06	8.06	8.02	8.65	328	623	497
12-Ago-06	8.2	7.31	7.64	608	628	553
17-Ago-06	6.82	6.94	7.39	353	581	511
22-Ago-06	7.13	6.7	7.3	673	681	578
28-Ago-06	7.04	6.92	7.21	472	573	551
02-Sep-06	7.02	6.88	7.05	571	521	514
08-Sep-06	7.14			601		
Promedio	7.42	7.37	7.72	525	638	556
Desviación estándar	0.56	0.78	0.71	127	109	64
Error estándar de la media	0.20	0.30	0.27	47.83	41.33	24.12
Prueba de t		0.202			0.056	

Tabla A3.28 Eficiencias encontradas en remoción de coliformes fecales al evaluar el desempeño de la *Eleocharis densa*

CF (UFC/mL)	influyente	efluente de ED año	efluente de ED mes	%EFICIENCIA ED año	%EFICIENCIA ED mes
02-Ago-06	440000.0	30.0	170.0	99.99	99.96
07-Ago-06	26000.0	6.0	70.0	99.98	99.73
12-Ago-06	45000.0	120.0	200.0	99.73	99.56
17-Ago-06	33000.0	0.5	0.5	100.00	100.00
22-Ago-06	93000.0	0.5	11.0	100.00	99.99
28-Ago-06	72000.0	2.0	6.0	100.00	99.99
02-Sep-06	65000.0	64.0	210.0	99.90	99.68
08-Sep-06	48000.0	20.0	30.0	99.96	99.94
Promedio	102750.00	30.38	87.19	99.95	99.86
Desviación estándar	137991.46	42.18	91.14	0.09	0.17
Error estándar de la media	48787.35	14.91	32.22	0.03	0.06
Prueba de t			0.0660		0.1089

Tabla A3.29 Eficiencias encontradas en remoción de amoníaco al evaluar la *Eleocharis densa*

NH ₃ mg/L	influyente	efluente de ED año	efluente de ED mes	% EFICIENCIA ED año	% EFICIENCIA ED mes
02-Ago-06	17.12	0.058	0.260	99.66	98.48
07-Ago-06	34.78	0.180	0.510	99.48	98.53
12-Ago-06	14.99	0.580	0.494	96.13	96.70
17-Ago-06	18.78	0.072	0.406	100.00	100.00
22-Ago-06	47.52	0.060	0.305	100.00	99.36
28-Ago-06	17.92	0.060	0.201	99.67	98.88
02-Sep-06	4.434	0.122	0.901	97.24	79.68
Promedio	22.22	0.16	0.44	98.88	95.95
Desviación estándar	14.28	0.19	0.23	1.55	7.24
Error estándar de la media	5.40	0.07	0.09	0.58	2.74
Prueba de t			0.0157		0.1576

Tabla A3.30 Eficiencias encontradas en remoción de fósforo soluble al evaluar la *Eleocharis densa*

FS (mg/L)	influyente	efluente de ED año	efluente de ED mes	%EFICIENCIA ED año	%EFICIENCIA A ED mes
02-Ago	11.42	0.32	2.63	97.22	76.94
07-Ago-06	3.64	0.35	1.99	90.49	45.25
12-Ago-06	11.48	2.10	2.33	81.67	79.73
17-Ago-06	4.31	0.40	1.96	100.00	100.00
22-Ago-06	14.32	1.32	0.46	100.00	96.81
28-Ago-06	9.55	1.35	0.32	85.86	96.67
02-Sep-06	10.81	2.66	0.00	75.37	100.00
08-Sep-06	12.65				
Promedio	9.77	1.21	1.38	88.90	86.41
Desviación estándar	3.84	0.93	1.09	9.93	21.55
Error estándar de la media	1.45	0.35	0.41	3.75	8.14
Prueba de t			0.379		0.280

Tabla A3. 31 Variaciones de sólidos totales volátiles encontradas.

REPETICIÓN	INFLUENTE			ED AÑO			ED MES		
	STV %	STV FRACCIÓN N	STV mg	STV %	STV FRACCIÓN N	STV mg	STV %	STV FRACCIÓN N	STV mg
I	30	0.30	130	26	0.26	158	32	0.32	157
I	34	0.34	158	21	0.21	120	31	0.31	150
II	32	0.32	105	21	0.21	90	28	0.28	115
II	36	0.36	122	21	0.21	93	35	0.35	147
III	24	0.24	120	15	0.15	60	19	0.19	80
III	31	0.31	175	21	0.21	85	14	0.14	60
IV	15	0.15	47	11	0.11	40	24	0.24	85
IV	16	0.16	50	21	0.21	85	21	0.21	75
V	25	0.25	113	14	0.14	62	23	0.23	103
V	26	0.26	120	14	0.14	67	19	0.19	80
VI	24	0.24	93	31	0.31	125	23	0.23	87
VI	28	0.28	108	26	0.26	95	33	0.33	130
Promedio	26.8	0.27	111.7	20.2	0.20	90.0	25.2	0.25	105.8
± Desviación estándar	6.4	0.06	37.0	5.8	0.06	32.2	6.6	0.07	33.3