



UAGro UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE GUERRERO

Unidad de Ciencias de Desarrollo Regional

UNIDAD DE CIENCIAS EN DESARROLLO REGIONAL

"EVALUACIÓN COMPARATIVA DE DOS HUMEDALES
ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL PARA
DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES *DOMÉSTICAS*
UTILIZANDO; Heliconia psittacorum, Canna indica y Panicum maximum".

TESIS DE GRADO

Previo a la obtención del Título de:

DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES

Presentada por:

EDUARDO OCTAVIANO LEYVA REUS

MARZO 2014.



**UNIDAD DE CIENCIAS EN DESARROLLO
REGIONAL**

**EVALUACIÓN COMPARATIVA DE DOS HUMEDALES
ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTALES
PARA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS,
UTILIZANDO; “*Heliconia psittacorum, Canna indica y Panicum maximum*”.**

TESIS DE GRADO

Previo a la obtención del Título de:

DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES

Presentada por:

EDUARDO OCTAVIANO LEYVA REUS

MARZO 2014



A G R A D E C I M I E N T O S

A:

DR. JUSTINIANO GONZÁLEZ GONZÁLEZ

DRA. GLORIA TORRES ESPINO

DR. JUAN VILLAGOMEZ MÉNDEZ

DRA. LAURA SAMPEDRO ROSAS

DRA. ANA LAURA JUÁREZ LÓPEZ

POR SU INVALUABLE APOYO Y TIEMPO COMO SINODALES

Al Ing. Enrique Jesús Flores Munguía.

Por su apoyo para la realización de análisis microbiólogos.

A mis profesores del doctorado en Ciencias Ambientales.



DEDICATORIA

A MIS PADRES

A MI HERMANA

A TODA LA FAMILIA

A MIS PROFESORES

A MIS AMIGOS

"Olvidamos que el ciclo del agua y el ciclo de la vida son uno mismo".

Jacques Y. Cousteau



ÍNDICE

Resumen	11
Abstract	12
CAPÍTULO I	13
Introducción	13
Antecedentes generales humedales naturales	16
Funciones y valores de los humedales	17
Potencial de los humedales en el tratamiento de aguas residuales	18
Antecedentes humedales artificiales	19
Antecedentes México	21
Antecedentes Guerrero	23
Problemática del agua residual en Guerrero	23
Recolección y tratamiento de las aguas residuales en Acapulco	26
Tipos de humedales artificiales	31
Humedales de flujo libre	31
Humedales artificiales de flujo superficial	32
Humedales de flujo subsuperficial	33
Horizontales	33
Verticales	34
Mecanismos de remoción de contaminantes	35
CAPÍTULO II	38
Justificación	38
Hipótesis	40
Objetivos	42
Lugar y Fecha donde se realizó la investigación	43
Sitio de estudio	44



Metodología	45
Caracterización del agua residual.	45
Definir las necesidades del tratamiento.	46
Dimensionamiento del tratamiento primario.	47
Determinar los parámetros de diseño.	48
Construcción	51
Colecta y reproducción de plantas	52
Secuencia de construcción de prototipo humedal artificial	54
Especies utilizadas en la presente investigación	58
Monitoreo y Control	59
Muestreo	60
Recolección de agua residual	62
Toma de muestra microbiológica	63
Preservación y manejo de las muestras	64
Procesamiento de muestras	64
Planteamiento estadístico de la hipótesis	67
CAPÍTULO III	68
Resultados y discusión	68
Módulo A	69
Módulo B	70
Aspectos de coloración y calidad del efluente tratado	71
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	72
Potencial de hidrógeno (pH)	74
Escherichia coli (E. coli)	76
Coliformes Fecales (C.F.)	78



Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) en módulos A, B y afluente C	80
Porcentaje de eficiencia de remoción de la DBO₅	83
Nitratos (NO₃-)	84
Nitritos (NO₂-)	87
Sulfuro de Hidrogeno (H₂S)	88
Conductividad eléctrica (C.E.)	91
Resultados de las pruebas de hipótesis	93
CAPÍTULO IV	114
Conclusión	114
Recomendaciones	117
Abreviaturas	119
Bibliografía	120
Anexos	127



ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS

TABLAS

Tabla 1. Número de humedales artificiales en México utilizados para el tratamiento de aguas residuales municipales (por Estado).	25
Tabla 2. Plantas de tratamiento de aguas residuales en operación en Acapulco.	29
Tabla 3. Procesos de remoción de contaminantes en HA de flujo subsuperficial.	36
Tabla 4. Comparación entre diferentes sistemas de flujo humedal.	37
Tabla 5. Temperatura promedio anual según tipo de clima.	46
Tabla 6. Consumo de agua por clase socioeconómica según tipo de clima.	46
Tabla 7. Reducción del DBO ₅ en función del tiempo de retención y temperaturas mayores de 20°C.	47
Tabla 8. Datos para el diseño del humedal.	48
Tabla 9. Intervalos de valores recomendados para parámetros de diseño.	48
Tabla 10. Clima y el tipo de humedal (HFH contra HFV) influye en el área requerida.	49
Tabla 11. Normas Oficiales Mexicanas en materia de aguas residuales.	60
Tabla 12. Comparativo de límites permisibles. Normas en materia de aguas residuales.	60
Tabla 13. Parámetros medidos en el estudio.	62
Tabla 14. Compuestos olorosos característicos en las aguas residuales.	64
Tabla 15. Características de aguas residuales con relación al color.	65
Tabla 16. Crecimiento de plantas en el humedal A en el periodo de estudio.	69
Tabla 17. Crecimiento de plantas en el humedal B en el periodo de estudio.	70
Tabla 18. Estadísticos de muestras relacionadas.	93
Tabla 19. Resultados de las hipótesis formuladas.	94
Tabla 20. Análisis de varianza para DBO ₅	95
Tabla 21. Comparaciones múltiples para DBO ₅	95
Tabla 22. Análisis de varianza para nitratos.	97
Tabla 23. HSD de Tukey.	97
Tabla 24. Análisis de varianza para sulfuro de hidrógeno.	99
Tabla 25. Comparaciones múltiples de Tukey para H ₂ S	99
Tabla 26. Promedios creados mediante SPSS 15.	100
Tabla 27. Resultados de las hipótesis formuladas.	101
Tabla 28. Análisis de varianza para DBO ₅	102
Tabla 29. Comparaciones múltiples para DBO ₅	102
Tabla 30. Análisis de varianza para NITRATOS ANOVA.	104
Tabla 31. Análisis de varianza para sulfuro de hidrógeno.	106
Tabla 32. Comparaciones múltiples de Tukey para H ₂ S.	106
Tabla 33. Estadísticos de muestras relacionadas.	107
Tabla 34. Resultados de las hipótesis formuladas.	108
Tabla 35. ANOVA para la demanda bioquímica de oxígeno (últimas 7 semanas).	109
Tabla 36. Comparaciones de DBO ₅ entre los tres módulos.	109
Tabla 37. Análisis de varianza para nitratos.	111
Tabla 38. Análisis de varianza para sulfuro de hidrógeno siete semanas.	113
Tabla 39. Especies invasoras de México.	139



FIGURAS

Figura 1. Componentes básicos que definen a un humedal.	16
Figura 2. Esquema de funciones de un humedal natural.	17
Figura 3. Jardín botánico Loyola <i>Nymphea / Typha</i> .	17
Figura 4. Zona de humedales Acapulco.	18
Figura 5. Inundación por tormenta Manuel	18
Figura 6. Principales procesos de tratamiento de aguas residuales municipales a nivel nacional.	24
Figura 7. Problemática actual de cauces pluviales en Acapulco.	24
Figura 8. Zona urbana del municipio de Acapulco de Juárez.	27
Figura 9. Reinauguración de planta Aguas Blancas 2010.	28
Figura 10. Puntos de localización de agua estancada.	30
Figura 11. Punto de contaminación por aguas residuales.	30
Figura 12. Humedal de flujo libre. (FL)	31
Figura 13. H.A.F.L.	31
Figura 14. Esquema de humedal de flujo superficial.	32
Figura 15. Humedal de flujo superficial.	32
Figura 16. Esquema de humedal de flujo subsuperficial horizontal	33
Figura 17. Humedal de flujo subsuperficial horizontal Phragmites australis.	33
Figura 18. Esquema de humedal de flujo subsuperficial vertical.	34
Figura 19. Humedales de flujo subsuperficial vertical. (2005)	34
Figura 20. Efecto de las plantas en los HA.	35
Figura 21. Cuadro informativo contaminación de la Bahía de Acapulco.	39
Figura 22. Generación de diferentes tipos de zonas: aerobios, anóxicos y anaerobios, para el humedal optimizado.	41
Figura 23. Humedal clásico con profundidad entre 0.3m y 0.6 m.	41
Figura 24. Humedal clásico. Vegetación Junco.	41
Figura 25. Humedal optimizado diferentes profundidades del lecho.	41
Figura 26. Ubicación geográfica del sitio de estudio.	43
Figuras 27 y 28. Vista satelital Google Earth 2013.	44
Figura 29. Proyecto a 4 meses de inicio.	44
Figura 30. Vista satelital con acercamiento a la zona.	44
Figura 31. Diagrama de bloques del sistema de tratamiento.	45
Figuras 32 y 33. Construcción de tanque de pretratamiento primario.	51
Figuras 34 y 35. Materiales y detalles de construcción.	52
Figuras 36 y 37. Zona de colecta de <i>panicum maximum</i> y momento de extracción.	53
Figura 38. Diseño de humedal SSH EPA (1999).	54
Figura 39. Siembra de <i>H. psitacorum</i> .	54
Figura 40. Prototipo armado en base a diseño EPA.	54
Figura 41. Diagrama de una entrada que utiliza tubo PVC perforado, abajo de una cama de grava.	55
Figuras 42 y 43. Detalle de drenaje de salida siguiendo especificaciones EPA(1999).	55
Figura 44. Distribución de grava dentro de un humedal construido tipo SSF EPA (1999).	56
Figura 45. Detalle de tubería para alimentación de humedales.	56
Figura 46. Nivelación de arena.	56



Figura 47. Detalle de drenaje en prototipo A.	57
Figura 48. Vista frontal prototipos armados.	57
Figura 49. Zacate guinea <i>Panicum maximum</i>	58
Figura 50. Heliconia - Pico de loro - Platanillo <i>Heliconia psittacorum</i>	58
Figura 51. Mantenimiento de tuberías después de lluvias.	59
Figura 52. Extracción de muestra C, agua residual (afluente).	63
Figuras 53 y 54. Toma de muestras microbiológicas A y B.	63
Figura 55. Desinfección por cloro al 10% para su transporte y almacenaje	64
Figura 56. Muestra de coloración según tipo de aguas (Afluente) A y B.	65
Figura 57. Medición de ph por método potenciométrico.	66
Figura 58. Determinación de Sulfuro de Hidrogeno Método colorimétrico Hach.	66
Figuras 59, 60, 61. Ausencia de nitratos, presencia de nitratos (amarillo) y nitritos (rojo).	66
Figura 62. Vista lateral de modulo A inicial (12septiembre 2012).	69
Figura 63. A mixto (12 septiembre 2013-30 octubre 2013).	69
Figuras 64 y 65. Crecimiento inicial y final de módulo B.	70
Figuras 66 y 67. Se aprecian ambas inflorescencia en B de (<i>Heliconia psittacorum</i>) y (<i>Canna indica</i>).	70
Figura 68. Presencia de contaminantes inorgánicos en afluente C Sulfato de sodio (Na_2SO_4) y Borax $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$	71
Figura 69. Huminas presentes.	71
Figura 70. Se aprecia presencia de huminas en A y B	71
Figura 71. Sólidos disueltos totales.	73
Figura 72. PH afluente y en descargas de efluentes tratados en módulos A y B.	75
Figura 73. Coliformes fecales en módulo A, B y afluente C.	79
Figura 74. Eficiencia de remoción en base a coliformes fecales en módulos A y B.	79
Figura 75. Comparativo de DBO_5 en Afluente módulos A y B.	81
Figura 76. Comparativo de la DBO_5 del afluente, módulos A y B, con los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996. Periodo octubre 2012-septiembre 2013.	82
Figura 77. Comparativo de la DBO_5 en afluente C, módulos A mixto y B Periodo: septiembre 2013-octubre 2013.	82
Figura 78. Porcentaje de eficiencia de la DBO en relación al tiempo.	83
Figura 79. Periodo Porcentajes de eficiencia de remoción en función de la DBO_5 (51semanas).	83
Figura 80. Nitratos en afluente C, módulos A y B periodo: octubre 2012-octubre 2013.	85
Figura 81. Nitratos en afluente C, módulos A y B periodo: octubre 2012-septiembre 2013.	86
Figura 82. Nitratos en afluente C, módulos A mixto y B periodo: septiembre 2013-octubre 2013.	86
Figura 83. Nitritos en afluente C, módulos A y B periodo: octubre 2012-octubre 2013.	87
Figura 84. Sulfuro de hidrógeno en afluente C, módulos A y B Periodo: Octubre 2012-Octubre2013.	89
Figura 85. Sulfuro de hidrógeno en afluente C, módulos A y B Periodo: Octubre 2012-septiembre 2013.	90



Figura 86. Sulfuro de hidrógeno en Afluente C, módulos A y B Período: Septiembre 2013-octubre 2013.	90
Figura 87. Gráfica de conductividad eléctrica en afluente C, módulos A y B Período: Octubre 2012 Octubre 2013.	92

Resultados de las pruebas de hipótesis

Figura 88. Intervalos de confianza del 95% para los promedios de DBO_5	93
Figura 89. Intervalos de confianza para las medias de nitratos en cada módulo	96
Figura 90. Intervalos de confianza para las medias de sulfuro de hidrógeno.	98
Figura 91. Intervalos de confianza del 95% para los promedios de DBO_5	100
Figura 92. Intervalos de confianza para las medias de nitratos en cada módulo	103
Figura 93. Intervalos de confianza para las medias de sulfuro de hidrógeno.	105
Figura 94. Intervalos de confianza para DBO (7 semanas) Período septiembre 2013-octubre 2013.	107
Figura 95. Intervalos de confianza para las medias de nitratos en cada módulo.	110
Figura 96. Intervalos de confianza para las medias de sulfuro de hidrógeno	112



RESUMEN

Se desarrolló un tratamiento biológico, con un diseño de construcción de bajo costo operativo y de mantenimiento, para el tratamiento de aguas residuales domésticas, evaluando el desempeño de (Zacate común) *Panicum máximum*, (Heliconia dorada) *Heliconia psittacorum* y (Achira) *Canna indica*, determinando en estado estable las condiciones óptimas de funcionamiento, así como porcentajes de remoción y de eficiencia, sobre los rendimientos de depuración de las especies, buscando generar el menor impacto ambiental, en las aguas de la bahía de Acapulco. Se analizó el potencial del sistema como una alternativa viable de tratamiento de nulo consumo energético al presentar desde el punto de vista técnico, económico, ambiental y social, una alternativa sobre los procesos convencionales de depuración (No generación de lodos activados). Se estudiaron especies vegetales de la región y el comportamiento óptimo del humedal. El diseño fue de flujo subsuperficial horizontal optimizado en teoría, basándose en los procesos bioquímicos conocidos, se incorporaron modificaciones para un mejor desempeño; al generar 3 zonas: óxica, anóxica y anaerobia con el objetivo de enriquecer las reacciones dentro de la zona de tratamiento, para verificar si existe o no un aumento en el porcentaje de eficiencia de remoción de contaminantes patógenos principalmente.

Se evaluaron los parámetros máximos permisibles de contaminantes usuales requeridos por la norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales: entre ellos remoción de materia orgánica, (MO); sólidos suspendidos totales, (SST); nitrógeno, (N); en sus formas de nitratos, (NO_3) y nitritos (NO_2); coliformes fecales, (CF) y se comparó el desempeño del humedal mejorado frente a los resultados de un humedal artificial típico. Se estudió el comportamiento de macrófitas propias de la región como indicador de eficiencia de remoción de contaminantes. De esta manera el diseño optimizado buscó configuraciones de diseño (cambios en la profundidad del medio) y combinaciones de materiales que enriquecieran las reacciones dentro del medio (medio poroso, macrófitas y medio de soporte e impermeabilización). Ambos fueron sometidos a las mismas condiciones climáticas y de agua residual. De esta manera el análisis de los resultados de forma comparativa intentó establecer si existieron ventajas significativas en el diseño propuesto que facilitaran los procesos de eliminación de la materia orgánica y de retención y/o eliminación de organismos patógenos.

Palabras Clave: Humedal Artificial, Flujo Subsuperficial, Aguas Residuales



ABSTRACT

Biological treatment was developed with a building design of low operating and maintenance costs for the treatment of domestic wastewater, evaluating the performance of (common Zacate) *Panicum maximum* (Golden Heliconia) *Heliconia psittacorum* and (Achira) *Canna indica* determining the optimal steady-state operating conditions and removal percentages and efficiency on the yields of purification species , seeking to create the least environmental impact , in the waters of the bay of Acapulco. The potential of the system was analyzed as a viable treatment alternative zero energy consumption from the present technical, economic, environmental and social terms, an alternative to conventional treatment processes (activated sludge generation not) . Plant species in the region and the optimal behavior of the wetland were studied . The design was optimized horizontal subsurface flow in theory, based on the known biochemical processes , for better performance modifications were incorporated , to create 3 zones : oxic , anoxic and anaerobic with the aim of enriching the reactions within the treatment area , to verify whether there is an increase in the percentage of pollutant removal efficiency mainly pathogens .

The maximum permissible pollutant usual parameters required by the Mexican Official Standard NOM- 001- SEMARNAT- 1996 That establishes the maximum permissible limits of pollutants in wastewater discharges into national waters were evaluated: including removal of organic matter , (MO), total suspended solids (TSS), nitrogen (N) in form of nitrate (NO₃) and nitrite (NO₂), fecal coliforms (FC) and wetland improved performance compared to the results compared of a typical artificial wetland. Behavior characteristic of the region as an indicator of contaminant removal efficiency was studied macrophytes . Thus searched optimized design design configurations (changes in the depth of the medium) and combinations of materials that enrich the reactions within the medium (porous medium , macrophytes and support means and waterproofing) . Both were subjected to the same climatic conditions and wastewater . Thus the analysis of the results of comparative sought to establish whether there were significant advantages in the proposed design to facilitate the processes of organic matter removal and retention and / or elimination of pathogenic organisms.

Keywords: Artificial Wetlands, Subsurface Flow Wastewater.



CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

Se han utilizado sistemas convencionales de depuración de aguas residuales los últimos 150 años, pero con el interés de tener alternativas efectivas de bajo costo, se consideró el estudio de los humedales naturales, los cuales han sido utilizados durante siglos como sitios de descarga, debido a su cercanía a ríos o cuerpos de agua y no porque fueran conocidas sus propiedades para tratar aguas residuales, César y Vázquez (2003) hacen un análisis histórico donde se aprecia que la preocupación por la contaminación del agua se produjo a finales del siglo XIX por el crecimiento urbano de la revolución industrial, que provocó un aumento de agua residual en los ríos, lagos o mares, por la costumbre de arrojarlas directamente, como la mayor parte del agua potable se tomaba de estos cuerpos de agua surgieron grandes epidemias.

En México, el detrimento de la calidad del agua, es un grave problema ambiental y socioeconómico, que se acentúa cada día más, alrededor de 200 m³/s de aguas residuales se generan diariamente, de los cuales solo el 44% recibe tratamiento, sin que esto garantice, eliminación de sustancias químicas y metales pesados. Por lo que el estudio de métodos de tratamiento se ha vuelto un tema prioritario constituyendo uno de los grandes problemas medio ambientales de la nación a resolver como menciona la Asociación Nacional de Empresas de Agua y Saneamiento de México A.C. (ANEAS), (2008).

En el caso del Estado de Guerrero no se aprecia un adecuado ejercicio del presupuesto estatal al saneamiento integral de cuerpos de agua, los elevados costos de instalación y de mantenimiento mediante plantas depuradoras por procesos químicos en su mayoría, hacen que esta labor sea técnicamente incoesteable, al respecto de esto Bustamante (2006) menciona que los usos urbanos del agua están asociados a problemas de escasez y contaminación, debido a que ríos y lagunas se han transformado en depósitos de residuos urbanos; los cauces naturales han sido convertidos en drenajes de las aguas residuales, con ello se contaminan esas aguas y se pierden las fuentes de abasto.



La bahía de Santa Lucía, en Acapulco de Juárez, presenta este tipo de problema, las descargas de aguas residuales de asentamientos irregulares sin tratamiento, sin conexión a la red hidrosanitaria impactan negativamente la calidad del agua de la bahía. Este impacto depende de varios factores esencialmente: a) magnitud de la descarga, b) concentración de nutrientes, materia orgánica y sólidos suspendidos, c) característica del cuerpo receptor, tiempo de residencia y calidad del agua, estos efluentes contienen substancialmente, nitrógeno y fósforo pueden causar eutrofización alterando el ecosistema.

Como consecuencia para prevenir esto, se han implementado restricciones a través de normas de calidad imponiendo límites permisibles de descarga de sólidos suspendidos, nutrientes etc., sin que esto haya sido suficiente. Actualmente, Kadlec y Knight (1996) comentan que las alternativas para mejorar la calidad del agua mediante la construcción de humedales seminaturales o artificiales, es una opción ya que estos se han caracterizado por su bajo costo y su efectivo tratamiento en la remoción de nutrientes.

El objetivo principal del estudio fue determinar la capacidad de remoción de nutrientes utilizando dos especies de plantas con el propósito de evaluar comparativamente su capacidad de remoción de forma cuantitativa, permitiendo en función de los resultados, una transferencia tecnológica a través de Educación Ambiental (EA) diseñar y construir, dentro de costos razonables y consideraciones acordes a un desarrollo sustentable, un modelo replicable en asentamientos sobre cauces pluviales en el anfiteatro de Acapulco. Se construyeron dos modelos experimentales financiados con fondos de proyectos de la unidad de ciencias de desarrollo regional (UCDR) que diferían con relación a las variables: flujo hidráulico, tipo de sustrato, tiempo de retención y especie de plantas.

Se desarrolló un tratamiento biológico, de bajo costo operativo y de mantenimiento utilizando plantas macrófitas para el tratamiento de aguas residuales domésticas, buscando generar el menor impacto ambiental, sobre el ecosistema de la bahía. Se analizó el potencial del sistema como una alternativa viable, al presentar desde el punto de vista técnico, económico, ambiental y social, una alternativa sobre los procesos convencionales de depuración, se estudiaron especies de la región y diferentes composiciones de sustrato para determinar el comportamiento hidráulico óptimo del humedal, basándose en los procesos bioquímicos conocidos, para verificar si existe o no, un aumento en el porcentaje de eficiencia de remoción de contaminantes y patógenos.



Se evaluaron parámetros máximos permisibles de contaminantes usuales, remoción de materia orgánica (MO); sólidos suspendidos totales, (SST), nitratos, (NO_3) nitritos, (NO_2) coliformes fecales, (CF) requeridos por la NOM-001 SEMARNAT-1996 en materia de aguas residuales y se contrastó el desempeño del humedal mejorado frente a los resultados de un humedal artificial típico. De esta manera, el análisis de los resultados estableció ventajas significativas en el diseño propuesto que facilitaron los procesos de eliminación de nitrógeno, de la materia orgánica y de retención y/o eliminación de los agentes biológico-infecciosos.

La eficiencia de los procesos en estos sistemas de tratamiento, fueron de un 80% en promedio para el (HA) B y de un 40% para el A en la remoción de nutrientes; mediante la DBO_5 se consideraron las circunstancias locales, como el clima y temperatura, disponibilidad de terreno y la reutilización prevista o la vía de eliminación del efluente.

Se buscó perfeccionar un prototipo, para el tratamiento de aguas residuales domésticas, basado en un modelo de Anda (2007), que permite la creación de un jardín, con la característica principal que el agua no está en contacto con el medio ambiente y que además consiga adaptarse a espacios pequeños, en zonas cercanas a cauces o desembocaduras de canales pluviales, este trabajo se enfocó sólo en humedales artificiales de flujo sub-superficial, por las características de la zona que hacen que el costo de otro tipo no fuera accesible para el proyecto.

Antecedentes Generales Humedales Naturales

Una de las primeras definiciones del término humedal, fue hecha por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (USFWS por sus siglas en inglés), Circular 39 Shaw y Fredine (1956): "Tierras bajas cubiertas por aguas someras y algunas veces temporales o intermitentes".

Aunque existen varias definiciones, la más aceptada, es la de la Convención RAMSAR artículo 1.1. "Áreas de marismas, pantanos y turberas o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, con agua estancada o corriente, dulce, salobre o salada, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda los 6 metros".

Su perfil distintivo está en la pequeña profundidad del nivel freático, con la consecuente alteración del régimen del suelo, disminuyendo la corriente de un río, ampliando su capacidad de sedimentación, retienen nutrientes, como fósforo y nitrógeno, por acumulación en el sustrato y almacenamiento en la biomasa de la vegetación. La fauna presente generalmente es endémica. La figura 1, muestra las relaciones y componentes generales de este tipo de ecosistemas.

La flora específicamente adaptada a estas condiciones se denomina hidrófita, sus tejidos, almacenan y liberan agua, de esta forma hacen un proceso de filtración mejorando la calidad del agua, facilitan superficies adecuadas para formación de películas bacterianas y absorción de los componentes del agua residual, permiten la transferencia del oxígeno a la columna de agua y controlan el crecimiento de algas al limitar la penetración de la luz solar.

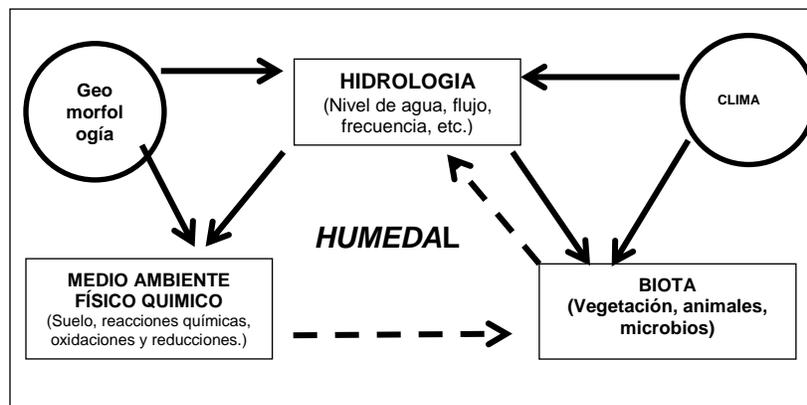


Figura 1. Componentes básicos que definen a un humedal.

Fuente: Mitch y Gosselink (1993).



Funciones y valores de los humedales

Hace años los humedales eran drenados por ser considerados una simple inundación de los terrenos, en la actualidad se sabe que presentan funciones específicas ecológicas, económicas y de seguridad nacional en algunos casos, la destrucción o degradación de este ecosistema en un país puede tener impactos directos sobre los recursos naturales de otros. A pesar de su importancia, se encuentran amenazados en todo el planeta, debido a la conversión intensiva para agricultura, acuicultura, desarrollo industrial, cambios hidrológicos artificiales o degradación por medio de la explotación excesiva y la tala ilegal.

En la figura 2 se aprecian las principales funciones de los humedales en los procesos naturales de depuración del agua. Además de su contribución a la biodiversidad y al patrimonio cultural, Papayannis (1992) considera que los humedales derivado de su implicación en la recarga de acuíferos, amortiguamiento de inundaciones y procesos nacidos de las fluctuaciones climáticas, así como fuente de productos directamente explotables, como pesquerías y recursos forestales, poseen un papel importante para los seres humanos. La figura 3, muestra un jardín acuático representando este entorno a pequeña escala en el interior del campus universitario, Loyola del Pacífico en Acapulco, Gro.

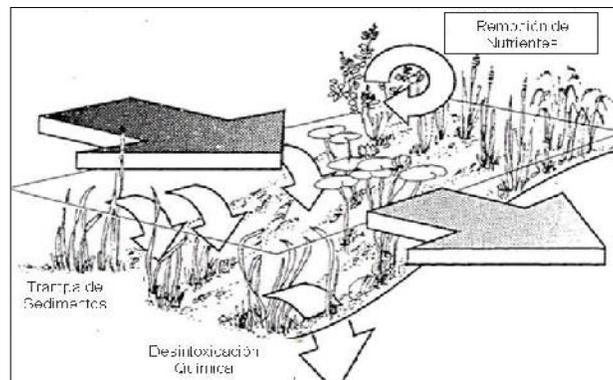


Figura 2. Esquema de funciones de un humedal natural.

Fuente: Mitch y Gosselink (1993).



Figura 3. Jardín botánico Universidad Loyola Acapulco.

Fuente: El autor, *Nymphaea* / *Typha* / *Cyperus papyrus*.



Potencial de los humedales en el tratamiento de aguas residuales

Aunque es reconocido su valor para la protección de las larvas y juveniles de flora y fauna silvestre, otros beneficios no habían sido identificados recientemente Mitsch y Gosselink (1993) los describen como "los riñones del planeta" por el papel que desempeñan dentro de los ciclos químicos e hidrológicos y porque funcionan como receptores de desperdicios, naturales o humanos ya que intervienen limpiando las aguas contaminadas, previenen inundaciones, como la presentada en Acapulco en 2013, por la tormenta tropical "MANUEL", las figuras 4 y 5, muestran las afectaciones causadas al alterar la hidráulica natural de estos cuerpos de agua, debido al desarrollo urbano.

Entre otras funciones estabilizan, la línea costera y recargan acuíferos subterráneos se considera que son valiosos como fuente de material químico, biológico y genético, tienen funciones de retención de nutrientes, sedimentos y contaminantes estabilizadores de condiciones climáticas locales, especialmente lluvias y temperatura.

También disipan la energía y tamaño de las olas debido a las fuerzas de arrastre ejercidas por sus numerosas raíces y tallos, logrando reducirla hasta en un 75% en su paso a través de 200 metros de manglar. Como ejemplo de su valor, en la Samoa Americana, Wells *et al.* (2006), calculan que los manglares valen más de US\$100,000 por Km², equivalente a US\$50 millones por año. En Tailandia, su valor estimado es de US\$3.5 millones por Km².

Desde el punto de vista normativo, se consideran cuerpos de agua receptores, por tanto el vertido está sujeto a limitaciones normativas aplicables que suelen obligar al tratamiento secundario o avanzado de las aguas a verter, "Ley de Aguas Nacionales", *última reforma publicada en el DOF, 7 de junio de 2013*. En determinadas condiciones, se puede utilizar su capacidad depuradora, para efectuar un tratamiento terciario de aguas residuales domésticas: La Comunidad Económica Europea (CEE) (1994) menciona que 1 hectárea de humedales puede eliminar nitrógeno equivalente a una planta depuradora convencional para 500 habitantes, especialmente las turberas.



Figura 4. Zona de humedales Acapulco.
Fuente: Agencia Reforma 2013.



Figura 5. Inundación por tormenta Manuel
Fuente: Televisa 2013.



Antecedentes Humedales Artificiales

El término es relativamente nuevo, pero el concepto es antiguo; se tiene conocimiento de que culturas como la china y la egipcia utilizaban los humedales naturales para la disposición de sus aguas residuales, Brix (1994) los define como "sistemas de ingeniería, diseñados y construidos para utilizar las funciones naturales de los humedales, la vegetación, suelo y poblaciones microbianas para el tratamiento de aguas residuales" ya que reproducen los procesos que ocurren en la naturaleza, como la capacidad de auto-purificación de los sistemas acuáticos, mediante acción de plantas flotantes o enraizadas. Se incluyen entre los sistemas naturales de tratamiento que no requieren de energía externa para funcionar.

Por su parte Crites *et al.* (2000) dicen que los específicamente construidos con el propósito de controlar la contaminación del agua han recibido gran cantidad de nombres en distintas partes del mundo donde han sido usados. La denominación más extendida es "Humedales Artificiales" o humedales construidos, "Constructed Wetlands", Environmental Protection Agency (EPA), (1998) las clasificaciones más recientes de la EPA (2000), se hacen en función de la presencia o no de una superficie libre de agua en contacto con la atmósfera.

Se emplean membranas impermeables para su construcción, afín de evitar contaminación por infiltración o disminución del volumen por fugas; se utiliza un soporte, generalmente grava, para fijar las plantas acuáticas con lo que además se filtran contaminantes orgánicos en su superficie. Procuran idéntica capacidad de tratamiento que los naturales, con la ventaja añadida de que al formar parte del sistema proyectado, no están sujetos a las limitaciones de vertidos a ecosistemas naturales, el desarrollo de las plantas constituye el principal agente depurador. Wolverton (1987) dice que la forma en que estas bio-construcciones del hombre trabajan tiene similitud con los procesos biológicos que se dan en la naturaleza y en los filtros por goteo utilizados en las plantas de tratamiento convencionales.

Además del tratamiento de aguas residuales municipales, los (HA) han sido utilizados en una variedad de procedimientos, para tratar lixiviados de rellenos sanitarios, depurar aguas, para el tratamiento de residuos de tanques sépticos y para otros propósitos, como desarrollar hábitats para crecimientos de valor ambiental. Su uso está especialmente extendido en el Norte de Europa, en donde se llevan a cabo investigaciones con diferentes estructuras de humedales artificiales, con el fin de conseguir los mejores resultados, según García *et al.* (2006), optimizarlos es importante, especialmente en zonas en las cuales el suelo es caro y es preciso obtener el máximo rendimiento depurador por m².



Seidel (1964), planteó que mediante el empleo del junco común (*Schoenoplectus lacustris*) era posible la remoción de sustancias orgánicas e inorgánicas, así como la desaparición de bacterias (coliformes, Salmonella y Enterococos) presentes en aguas residuales. Fue el primer reporte científico, que señaló las posibilidades de las plantas emergentes para remoción de contaminantes en aguas residuales. Posteriormente, llevó los resultados obtenidos a escala de laboratorio a sistemas experimentales de mayor escala, desarrollando un sistema conocido como *Proceso del Instituto Max Planck*, (varias etapas que combinaban humedales de flujo vertical y flujo horizontal).

Kickuth (1977) en Alemania, desarrollo un sistema que llamo *Método de Zona de Raíces*, que consistía en estanques rectangulares con un lecho de suelo específico, en los que se sembraba (*Phragmites australis*) y el flujo de agua residual era subsuperficial horizontal, al suelo en ocasiones se le adicionaba calcio y hierro o aluminio, para provocar la precipitación del fósforo.

Spangler *et al*, (1976) y Wolverton (1982) refieren que en el caso de Estados Unidos el desarrollo de humedales construidos se basó en los resultados obtenidos en humedales naturales y en los trabajos realizados en Europa. La NASA desarrolló su propio sistema, dentro del “biohome” literalmente “hogar vital”, sistema cerrado que podría alojar a un ser humano y hacer posible su supervivencia en el espacio exterior llamado *Sistema de Tratamiento Híbrido*, utilizaba microorganismos anaerobios y plantas emergentes (*Iris pseudacorus*, *Typha latifolia*, *Scirpus californicus*, *Panicum repens*, *Canna flaccida*, *Zantedeschia aethiopica*).

Nelson M. (1998) desarrolló el sistema comercial WastewaterGardens® (WWG) inicialmente para el módulo de prueba Biosfera 2 en Arizona, después fue puesto a prueba de eficiencia de 1991 a 1994 conjuntamente con científicos de la NASA, 8 miembros debían vivir dentro de una edificación autocontenida y hermética (reproduciendo la biosfera de la tierra), después fue perfeccionado, en conjunto con la Fundación Planetary Coral Reef Foundation y los Profesores H.T. Odum y Mark T. Brown, del Centro para Humedales de la Universidad de Florida (Center for Wetlands at the University of Florida) para validar el diseño “WastewaterGardens®” y permitir una adaptación del sistema en varios tipos de situaciones y ecosistemas en el mundo.



Antecedentes México

La posibilidad de encontrar especies potencialmente utilizables para el tratamiento de aguas residuales fue sugerida por García *et al.* (2006) que dicen que esta es mayor en América Latina, debido a que existe una amplia biodiversidad. Actualmente existen humedales en Alemania, Austria, Suiza y Dinamarca; esta tecnología también se ha ido construyendo y evaluando en otros países como Francia, España, Estonia, Inglaterra, Canadá, Egipto, China, Nicaragua, México, etc.

Francia-Pérez *et al.* (1999), comparó el comportamiento de dos plantas acuáticas emergentes, *Arundo donax* y *Canna spp*, utilizadas en humedales artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales de una comunidad rural del municipio de Irapuato, Gto. Los valores promedio de la reducción de nitrógeno, fósforo y DBO₅ fueron del 88%, 85% y 58% respectivamente, por lo cual concluyó que los humedales artificiales son una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Por su parte García y Nahún (2003-2008), construyeron humedales artificiales de 0.5 l/seg. en la localidad de Cucuchucho, municipio de Tzintzuntzan, para remediar la contaminación del lago de Pátzcuaro por aguas residuales de las zonas urbanas y rurales, para eliminar los nutrientes de las aguas vertidas por las plantas de tratamiento convencionales y para tratar las descargas de pequeñas comunidades rurales con poblaciones menores a los 1,000 habitantes.

Los resultados indican eficiencias de remoción del 99% para DBO, 93% para nitrógeno, 84 % de fósforo y 99.99% para coliformes fecales, con las cuales se cumple con todos los requisitos de la NOM 001-SEMARNAT-1997.

Además Romero *et al.* (2009), evaluaron el porcentaje de remoción de la carga orgánica de aguas residuales, en un sistema de tratamiento por humedales artificiales de flujo horizontal, se integraron con *Phragmites australis*, *Typha dominguensis*, los módulos experimentales fueron instalados a la salida de un tratamiento primario de aguas residuales municipales provenientes de un edificio de la UNAM, analizó los siguientes parámetros: (DQO), iones de nitrógeno (N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ y N-NH₄⁺) y fósforo total. Se realizó conteo de bacterias asociadas al sistema. Los resultados mostraron que el sistema es una opción viable para la remoción de la carga orgánica y de nutrientes, de bajo costo de operación y mantenimiento.



Más recientemente Martínez *et al.* (2006), diseñaron y evaluaron 2 sistemas de humedales artificiales: uno utilizando macrofitas enraizadas (*Scirpus americanus*) y el otro con plantas acuáticas flotantes (*Lemna gibba*), para el tratamiento de las aguas de un canal de Cuemanco en Xochimilco-México. Se mejoró la calidad del agua del Canal después de ser tratado durante 220 días, con un periodo de adaptación de 5 meses fue posible remover la materia orgánica (DQO) en un 48.38% y 58.52% con *L. gibba* y *S. americanus* respectivamente. El empleo de estos sistemas disminuyó el pH alcalino de las aguas del canal generando valores neutros, esta agua se utiliza para el riego de las chinampas.

A su vez Orozco *et al.* (2006), evaluaron el comportamiento de un humedal artificial, integrado por 3 celdas en paralelo, con área de 300 m² y con pendiente de salida del 2%, como tratamiento terciario para aguas residuales provenientes de la combinación del agua de una población de (350-450 habitantes), con el agua del lavado del beneficio húmedo de café ubicado en la Finca "Argovia", en el municipio de Tapachula, Chiapas, México. Las especies que se utilizaron fueron: *Saccharum spp*, *Panicum maximum*, *Vetiveria zizanoides*, *Heliconia psittacorum* y *Clorophytum conmutatum*. El medio poroso del humedal estaba constituido por capas de grava y arena de río de 80 cm de espesor. El análisis estadístico demostró eficiencias de remoción de 92 % de la demanda química de oxígeno, 95-96 % para coliformes fecales; el pH y la temperatura presentaron variaciones del 4-17%.

La empresa Wetlands de México S.C. fue merecedora del Premio Nacional a la Innovación Tecnológica 2011, otorgado por la Asociación Mexicana de Directivos de la Investigación Aplicada y el Desarrollo Tecnológico. Patentó un sistema de descontaminación que posibilita la disminución de costos en el tratamiento mediante pantanos artificiales, logrando remoción de hasta 90% de contaminantes orgánicos, su sistema resulta altamente efectivo y no requiere de sistemas de bombeo, el costo por m³ de agua oscila entre 12 y 40 centavos.



ANTECEDENTES GUERRERO

PROBLEMÁTICA DEL AGUA RESIDUAL EN GUERRERO

El estado de Guerrero dentro de su sistema de saneamiento cuenta con 47 plantas tratadoras con una capacidad instalada de 3,481 lts/s están ubicadas en 24 municipios de la entidad y benefician a cerca de un 1, 800,000 habitantes.

La Comisión de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del Estado de Guerrero (CAPASEG), menciona que en Acapulco se encuentran 16 de estas plantas de tratamiento proyectadas para tratar 2,282 lts/s, atendiendo a una población de 926 mil habitantes.

Estas plantas fueron diseñadas para cumplir con la norma NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, contribuyendo con el saneamiento de las bahías de Santa Lucía y Puerto Marques, así como del Río La Sabana que desemboca a la Laguna de 3 Palos, 8 de las plantas se dedican a tratar el agua de las zonas conurbadas de la ciudad, la capacidad máxima que tienen estas plantas no pasan de los 465 lts/seg. de agua tratadas CNA (2012).

Se destaca que con el propósito de contribuir con el saneamiento integral de los cuerpos hídricos, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA en adelante) otorgó recursos económicos a través del “Programa de Incentivos para el Tratamiento de Aguas Residuales” a las entidades a cargo de la operación de las plantas de tratamiento, vigilando que cumplieran con los parámetros mínimos de calidad de acuerdo a la norma antes mencionada.

El Gobierno del Estado a través de la CAPASEG recibió cerca de 25 millones de pesos por este concepto, de los cuales, la mayor parte se aplicaron en Acapulco. De las 2,289 plantas de tratamiento de aguas residuales que hay en el país, no funcionan el 50 por ciento aproximadamente, debido a que los gobiernos municipales no tienen dinero para su operación y mantenimiento, esto lo señala la Asociación Nacional de Empresas de Agua y Saneamiento. Al menos la mitad fueron construidas en el sexenio del Presidente Felipe Calderón (2006-2012).



La figura 6 muestra los porcentajes de los principales procesos de tratamiento de aguas residuales municipales a nivel nacional, CONAGUA (2011) considera los efluentes de fosas sépticas y sistemas formales de tratamiento de núcleos habitacionales como parte del caudal tratado en operación, con una capacidad instalada de 137,082.13 l/s y caudal tratado de 97,640.22 l/s, de aguas residuales municipales en el país del 44.76% de los 209.1 m³ recolectados en los sistemas de alcantarillado, una vista de estado actual de los cauces en el puerto a pesar de los constantes programas de limpieza municipal, puede verse en la figura 7, donde se aprecia la contaminación por residuos sólidos.

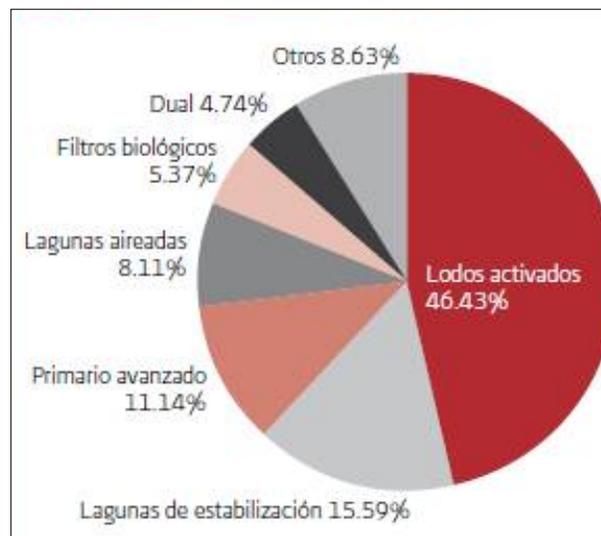


Figura 6. Principales procesos de tratamiento de aguas residuales municipales a nivel nacional.

Fuente: Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. CONAGUA (2011).



Figura 7. Problemática actual de cauces pluviales en Acapulco.

Fuente: El autor, 2012.



Las 2,289 plantas en operación en el país solo trataron 93.6 m³/s, esto lleva a aseverar que más de 60% de las aguas negras de México no se tratan y están contaminando ríos y humedales en municipios rurales, otro porcentaje se vierte a cielo abierto y finalmente el resto a cuerpos de agua como lagos, lagunas costeras y mares, lo cual provoca altos niveles de contaminación.

Para el estado de Guerrero, véase tabla 1, se puede apreciar la oportunidad de establecer sistemas de tratamiento no convencionales como los humedales artificiales.

Tabla 1. Número de humedales artificiales en México, utilizados para el tratamiento de aguas residuales municipales (por Estado).

ESTADO	HUMEDAL	TANQUE SÉPTICO + HUMEDAL	UASB + HUMEDAL	TANQUE INMOFF + HUMEDAL	SEDIMENTACIÓN + HUMEDAL
Aguas calientes	3				
Baja california					
Baja california sur					
Campeche					
Coahuila					
Colima		1			
Chiapas	1		1		
Chihuahua	1				18
Distrito federal					
Durango					
Guanajuato					
Guerrero	0	0	0	0	0
Hidalgo					
Jalisco	2				
México	1				
Michoacán	4		1		
Morelos					
Nayarit	3				
Nuevo león					
Oaxaca	38				
Puebla		1			
Querétaro	1				
Quintana roo					
San Luis potosí	2		1		
Sinaloa	1	64			
Sonora	1				
Tabasco	2			1	
Tamaulipas	1				
Tlaxcala	3	2			
Veracruz			6		
Yucatán					
Zacatecas					
Totales	64	68	9	1	18

*UASB (del inglés Upflow Anaerobic Sludge Blanket):

También conocido como RAFA (Reactor anaerobio de flujo ascendente)

Fuente: Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. CONAGUA (2011).



Recolección y tratamiento de las aguas residuales en Acapulco

El acceso al agua potable y a su apropiado tratamiento en las colonias y asentamientos suburbanos de la ciudad ha ocurrido durante o después de su edificación, el desabasto por el aumento de la población ha creado un déficit en los servicios municipales de potabilización y saneamiento. Esto porque el desarrollo inicial de Acapulco, empezó con los barrios históricos del centro, Ramírez (1986) afirmó que con el cambio del uso suelo, de ejidal a urbano, para la construcción de hoteles, la falta de reservas territoriales y ausencia de un Plan de Desarrollo Urbano, inició el crecimiento anárquico de Acapulco, que propició deforestación y erosión en la zona del anfiteatro.

Este precipitado desarrollo inmobiliario, al ser uno de los primeros puntos turísticos del país a nivel mundial, aumentó el rápido progreso económico de la ciudad, igualmente generó inversión de cadenas hoteleras, que se edificaron sin control alrededor de la bahía de Santa Lucía, utilizando el recurso del agua, contaminándola y posteriormente, arrojándola sin tratamiento ni control.

Acapulco se convirtió en el lugar que es en la actualidad, porque es la playa más próxima a la capital del país y tuvo su época de oro en la que la gente empezó a visitar al puerto en masas, debido esa expansión urbana y turística en 1940, los problemas de abasto de agua potable, influyeron de manera definitiva para que se construyera el primer sistema de agua potable, CAPAMA,(1995), que fue administrado por el gobierno del estado de Guerrero, bajo la responsabilidad del Ayuntamiento de Acapulco de Juárez.

La contaminación en las playas, como en el caso particular de Acapulco, es un problema grave que afecta al turismo, a la fauna marina y a la ciudadanía en general, ya que el agua contaminada produce infecciones y enfermedades. Un fenómeno generalizado en la región, son las descargas al mar de aguas servidas de muchos hoteles, que constantemente enfrenta a grupos ecologistas y organismos sanitarios con autoridades locales y empresarios, quienes buscan preservar la actividad turística.

Estos contaminantes pueden afectar la calidad de las playas turísticas y convertirlas en no aptas para desarrollar actividades recreativas y deportivas, las Secretarías de Turismo, Salud y Medio Ambiente estatales y federales, únicamente mencionan niveles de contaminación, fuera de tiempo y sin corregir el problema, habiendo antecedentes públicos de estas menciones, refiero un ejemplo:¹Fuente: (Reforma 2004).

¹"Palomean playas con informe viejo" (Autoridades niegan que Acapulco esté contaminado; secretario de Desarrollo Urbano y Obras Públicas Estatal, asegura que "ninguna playa de Acapulco está fuera de las normas de calidad, monitoreo en 20 puntos específicos arrojó un 96% de aceptabilidad". Las cifras databan de meses anteriores."



La disposición de anfiteatro que tiene la bahía rodeada por un macizo montañoso que ocupa el lugar de las gradas, presenta fuertes pendientes que fluctúan entre 36 y 70% en las laderas sur y suroeste, cuenta con siete subcuencas hidrográficas y escorrentías que están dispuestas radialmente con el centro de la bahía como eje; (la bahía viene a ser la parte central y más baja del anfiteatro) y le da la función de cuenca receptora, las condiciones meteorológicas de la zona (periodos largos de sequía con elevadas temperaturas, seguidos por periodos de precipitaciones intensas y concentradas) constituyen la causa principal del transporte de tierra y desechos sólidos hacia esta.

Ramírez (2000) refiere sobre está, como una cuenca semicerrada con poca profundidad; con volumen aproximado de 357, 000,000 m³, semejante al de un pequeño lago, las corrientes no poseen la magnitud y dirección adecuadas para distribuir y sacar a mar abierto los sólidos y material de origen continental que llegan (Figura 8). Debido a esta insuficiente circulación del agua, su recambio o renovación es lenta, tardando en algunas áreas 3 años en renovarse, como en las zonas de Club de Yates, Hornos y Caletilla, esto reduce el radio de acción de las descargas y provocan que la concentración de materiales en el interior de la bahía alcance niveles altos y se acumulen casi a la boca de las descargas.



Figura 8. Zona urbana del municipio de Acapulco de Juárez.

Sampedro *et al.* (2011) concluyeron que los procesos de urbanización y actividades antropogénicas, alteraron severamente la condición natural de los cauces fluviales, georreferenciaron 799 puntos de asentamientos irregulares, en la zona del anfiteatro, mencionando que en varios de estos no hay colectores o se encuentran rotos, o no se conectan con el drenaje municipal y las casas descargan directamente en los cauces.

La falta de urbanización en estas zonas imposibilita llevar servicios de saneamiento básico, provocando problemas ambientales y de salud pública, la situación a lo largo de los años en vez de disminuir se ha incrementado.



En mayo de 2008, por iniciativa de los gobiernos federal y estatal, se elaboró el Programa para el Saneamiento Integral de la Bahía de Acapulco, *Guerrero 2008-2011* para atender el rezago de la infraestructura de agua potable, alcantarillado y tratamiento de aguas residuales generadas en este municipio.

El objetivo principal, era garantizar el suministro de agua en cantidad y calidad para uso y consumo humano, mediante el incremento de la cobertura de tratamiento de las aguas residuales colectadas en el puerto hasta el 100%; el fomento del reúso de agua tratada para áreas verdes y en actividades secundarias de la población del municipio. Como ejemplo, en la planta de “Aguas Blancas” se realizó la reingeniería para definir el cambio de proceso de tratamiento en el sitio actual o su reubicación, con lo cual se garantizó, en teoría, el saneamiento del 100% de las aguas residuales captadas.

Con este esquema de saneamiento se cumplió el compromiso y las obligaciones de sanear las aguas residuales generadas, mejorar el medio ambiente y garantizar que las playas del puerto de Acapulco se mantuvieran libres de la contaminación generada por las descargas directas de agua residual cruda. La realidad es que si bien son efectivas estas técnicas de tratamiento no se han tenido en cuenta la aportación de tecnologías ambientales que puedan complementar estos sistemas, al mismo tiempo que podrían reducirse los costos en determinados casos.

La falta de infraestructura para el tratamiento de las aguas residuales de Acapulco recayó en las instalaciones de una sola planta de tratamiento “Aguas Blancas” que abarca los 500 km de la bahía de Acapulco (Figura 9), que tiene una capacidad de 1350 lts/seg, su tratamiento es primario avanzado (Clarifloculación), con adición de reactivos químicos, CAPAMA, (2004).

Esta planta trata más del 70% total de las aguas residuales generadas en la ciudad y garantiza el cumplimiento de NOM-001-SEMARNAT-1996, que de esta forma evita la contaminación de la bahía de Acapulco, CAPAMA, (2004); el principal problema de esta planta es que no está funcionando actualmente al 100% (2013).



Figura 9. Reinauguración de planta Aguas Blancas.

Fuente: CAPAMA (2010).



Como consecuencia de la deficiente o nula operación de las 14 plantas tratadoras bajo la responsabilidad de la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Acapulco en la tabla 2, se detalla el total de estas plantas en el puerto, su tipo de proceso y estado de operación, se observó que 6 de ellas se mantenían inactivas, siendo relevante la que se encuentra en Potrerillo, cuyas aguas crudas son vertidas a la playa.²

Investigadores de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) del departamento de ingeniería, como parte de un estudio de operatividad de la planta de *Aguas Blancas*, encontraron rastros de ácido sulfhídrico y mercaptano y concluyeron que no funcionaba correctamente.³ en las figuras 10 y 11 se aprecian el resultado del diagnóstico ambiental de los cauces fluviales de Acapulco, elaborado por Sampedro *et al.* (2011) que muestra los puntos de descargas de aguas residuales no tratadas y lugares donde hay estancamiento de estas, con los referidos problemas que causan vectores como mosquitos del género *Anopheles* principalmente, lo cual es mencionado por Casas y Orozco (2006).

Tabla 2. Plantas de tratamiento de aguas residuales en operación en Acapulco.

Municipio	localidad	Nombre de la planta	proceso	Capacidad Instalada (l/s)	Caudal tratado (l/s)	Cuerpo receptor O reuso	observaciones
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Aguas blancas	Lodos activados	1350	1150	Playa olvidada	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Coloso	Lodos activados	90	85	Río la Sabana	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	La jabonera	Lodos activados	40	35	Río la Sabana	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	La Mira	Lodos activados	25	20	Playa olvidada (Océano pacífico)	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Límite sur	Lodos activados	15	13	Río la Sabana	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Los arcos	Lodos activados	18	15	Áreas verdes	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Luis Donaldo Colosio	Lodos activados	20	17	Áreas verdes	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Miramar	Lodos activados	50	48	Inyección al subsuelo	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Paso limonero	Lodos activados	25	24	Río la Sabana	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Pie de la cuesta	Lodos activados	50	48	Océano pacífico	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Puerto Márquez	Lodos activados	10	9	Laguna negra	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Renacimiento	Lodos activados	475	450	Río la Sabana	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	rinconada	Lodos activados	18	15	Áreas verdes	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Tecnológico	Lodos activados	40	37	Río la Sabana	En operación
Acapulco de Juárez	Acapulco de Juárez	Vicente guerrero	Lodos activados	14	13	Río la Sabana	En operación
Acapulco de Juárez	Colonia mangos (El quemado)	Fracc. Real hacienda	Lodos activados	20	18	Río la Sabana	En operación
Acapulco de Juárez	Km. 30	Km. 30	Lodos activados	25	20	Río la Sabana	En operación
Acapulco de Juárez	Xaltianguis	Xaltianguis	Lodos activados	12.5	10	Arroyo Xaltianguis	En operación

Fuente: Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. CONAGUA (2011).

² Inactivas 6 de 14 plantas tratadoras en Acapulco Fuente (Novedades de Acapulco 2011).

³Turbiedad en aguas y dinero a la CAPAMA. Fuente (Novedades de Acapulco 2012).

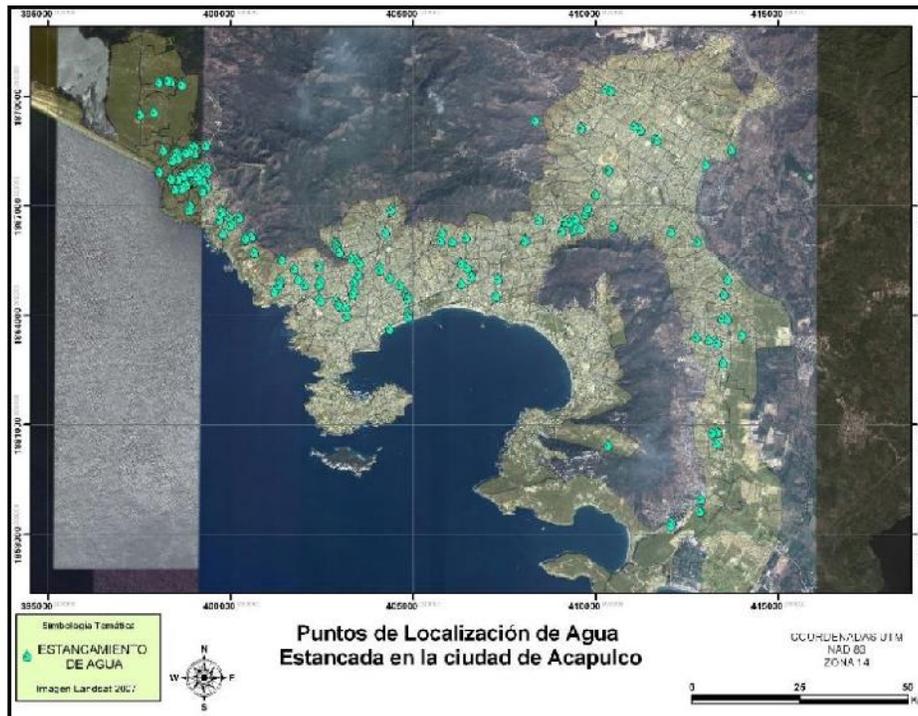


Figura 10. Puntos de localización de agua estancada.
Fuente: Red Calidad Ambiental 2010.

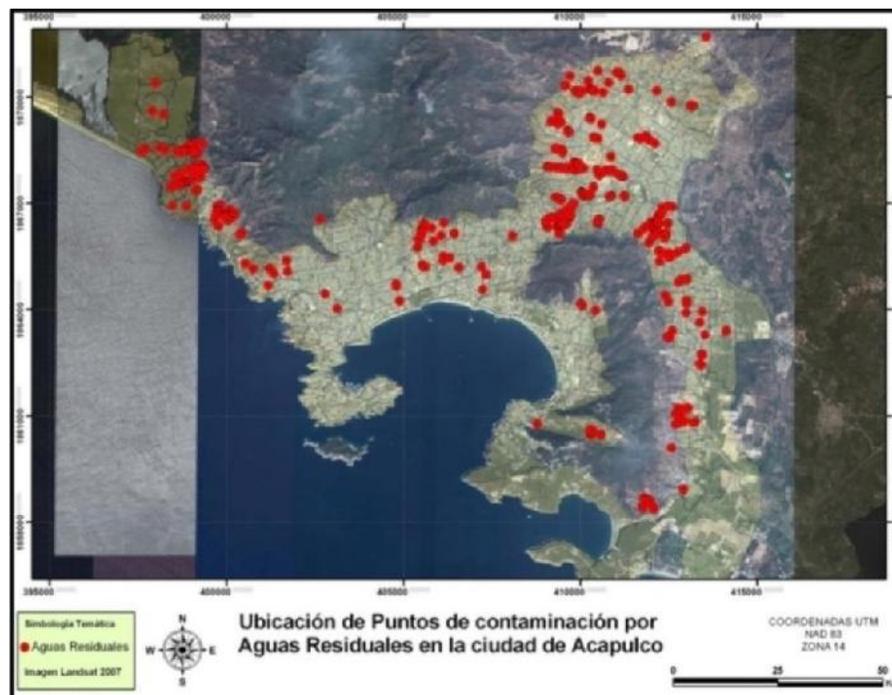


Figura 11. Punto de contaminación por aguas residuales.
Fuente: Red Calidad Ambiental 2010.



Tipos de humedales artificiales

Hay 3 líneas de desarrollo tecnológico, cuyo modo de actuación, basándose en los mismos principios biológicos, es diferente. Se trata de los humedales de flujo superficial (FS), los humedales de flujo subsuperficial (SFS) que a su vez se subdividen en dos tipos: de flujo horizontal y de flujo vertical y los de flujo libre (FL) con plantas flotando sobre la superficie del agua. A este tipo de sistemas pertenecen los que utilizan plantas naturalmente flotantes, tales como el Jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) o la lenteja de agua (*Lemna spp.*) las cuales se muestran en el anexo F pág. 137, (figuras;131, 132 y 133) respectivamente, las figuras 12 y 13, muestran el diseño y una aplicación real de este modelo.

Humedales de flujo libre. (FL)

Se pueden diseñar con el objetivo de crear nuevos hábitats para la fauna y flora o para mejorar las condiciones de humedales naturales próximos y suelen incluir combinaciones de espacios abiertos y zonas vegetadas e islotes con la vegetación adecuada para proporcionar zonas de cría a las aves acuáticas.

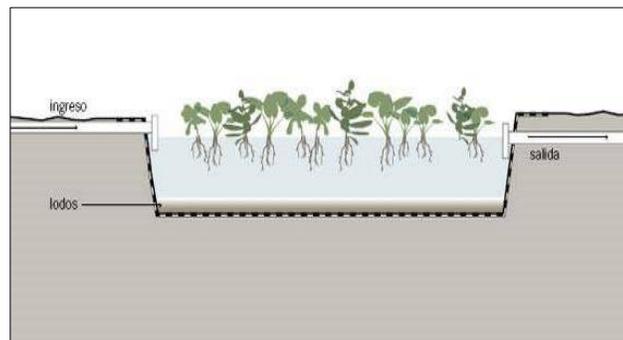


Figura 12. Esquema de humedal de flujo libre (FL).



Figura 13. Humedal de flujo libre (FL).

Lorca, Murcia, España.

Fuente: Fundación Global Nature.



Flujo superficial (FS)

García y Mujeriego (1997) señalan que suelen utilizarse en programas de restauración ambiental donde la depuración es un valor añadido, generalmente reciben efluentes que ya han sido tratados en estaciones depuradoras y por tanto, el sistema de humedales tiene como objetivo realizar un afino de la calidad del agua, las plantas acuáticas están enraizadas en el fondo del humedal y el flujo de agua se hace a través de las hojas y tallos de las plantas, como se observan en las figuras 14 y 15, las especies más utilizadas se muestran en el anexo F pág. 136 (figuras 125, 126, 27 y 128), el tratamiento se produce durante la circulación del agua a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente.

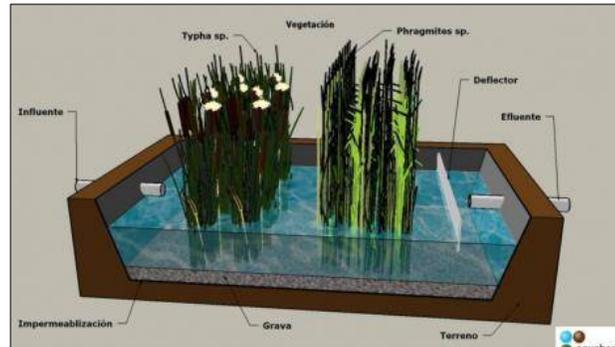


Figura 14. Esquemas de Humedal de flujo superficial.

Fuente: © aquaberri S.L. 2013. Todos los derechos reservados.



Figura 15. Humedal de flujo superficial.

Fuente: Informe Layman LIFE02 ENV/E/182
Pedanía de Avilés (Municipio de Lorca, Murcia, España) 2005.

Flujo subsuperficial: Horizontales (FSSH)

Suelen construirse para tratar aguas no tratadas y constituyen la unidad de proceso clave en la instalación de depuración, son utilizados para depurar aguas residuales de pequeños municipios, aunque hay casos documentados para aguas de papeleras, farmacéuticas, industria del petróleo, lixiviados vertederos, etc. La lámina de agua no es visible, y el flujo atraviesa un lecho relleno con arena, grava o suelo, donde crecen las plantas, que sólo tienen las raíces y rizomas en contacto con el agua.

Tienen la ventaja de no producir olores ni mosquitos y de ocupar menos terreno, los procesos en su interior son anaerobios. Se diseñan con el objeto de proporcionar tratamiento secundario o avanzado consisten en canales o zanjas excavados de forma rectangular la mayoría de las veces, como se observa en las figuras 16 y 17. Evitan inconvenientes de vectores como, mosquitos, ya que el agua no está expuesta a la atmósfera como en los de flujo libre y superficial, también el lecho de grava obtendrá mayores tasas de reacción y puede tener un área menor. No presentan inconvenientes con el acceso del público, así como se evitan problemas en climas fríos, presta una mayor protección térmica. Sedimentos y restos de vegetación se acumulan en el sistema debido a la baja velocidad del agua y a la alta productividad típica de estos.

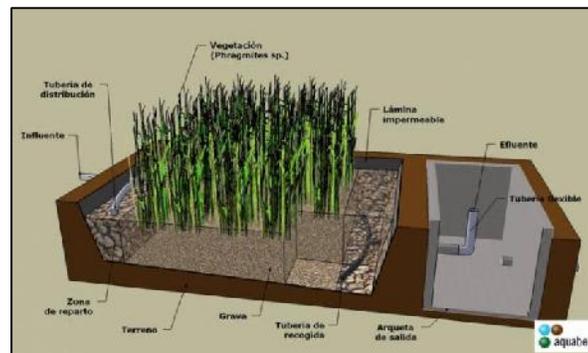


Figura 16. Esquema de humedal de flujo subsuperficial horizontal.
Fuente: © aquaberri S.L. 2013. Todos los derechos reservados.



Figura 17. Humedal de flujo subsuperficial horizontal *Phragmites australis*.
Fuente: Castillo V. (2012).



Verticales (FSSV)

Las aguas residuales se vierten o dosifican a la superficie del humedal desde arriba usando un sistema mecánico de dosificación. El agua fluye verticalmente hacia abajo por la matriz del filtro. La diferencia importante entre el humedal vertical y el horizontal, no sólo es la dirección del flujo, sino las condiciones aeróbicas. Figuras 18 y 19.

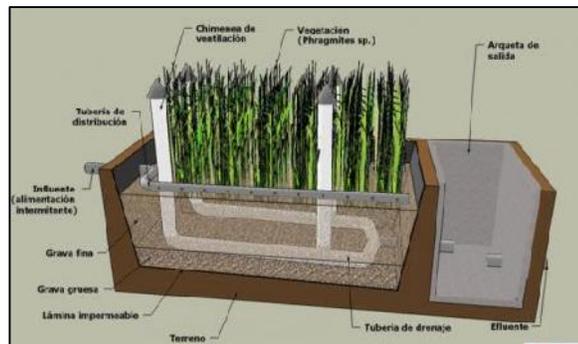


Figura 18. Esquema de humedal de flujo subsuperficial vertical.

Fuente: © aquaberry S.L. 2013. Todos los derechos reservados.



Figura 19. Humedales de flujo subsuperficial vertical. (2005)

Fuente: "Caracterización del Agua, Experimentación y Diseño de un Modelo Ecotecnológico para la Prevención y Remoción de Contaminantes", clave CAMP- 2005-C01-008.



Mecanismos de remoción de contaminantes de las macrófitas

Las plantas que más se utilizan en los (HA) pertenecen al grupo de las *Rizophyta*, que se denominan macrófitas enraizadas emergentes (*heleófitas*), esencialmente están adheridas firmemente en el fondo de áreas poco profundas.

La mayor parte de sus tallos y hojas viven por encima del agua; son generalmente rígidas y no dependen del agua para su soporte; pueden vivir en diferentes ambientes, desde suelos húmedos hasta inundados.

Este tipo realizan la transferencia de oxígeno a la zona de la raíz de manera más profunda de lo que llegaría por difusión, contribuyen al tratamiento del agua residual, estabilizando el medio y canalizando el flujo del agua a través de sus tallos y raíces, dando lugar a velocidades bajas del agua permitiendo el depósito de materiales suspendidos y el incremento en los tiempos de retención hidráulica. El tallo y los sistemas de raíces permiten la fijación de nutrientes y minerales que luego incorporan en sus tejidos.

Los géneros más empleados en los humedales para el tratamiento de aguas residuales, son los siguientes: *Typha*, *Scirpus* y *Phragmites*, en la figura 20 se aprecian las partes de la planta implicadas en cada paso del proceso de depuración del agua en un humedal artificial.

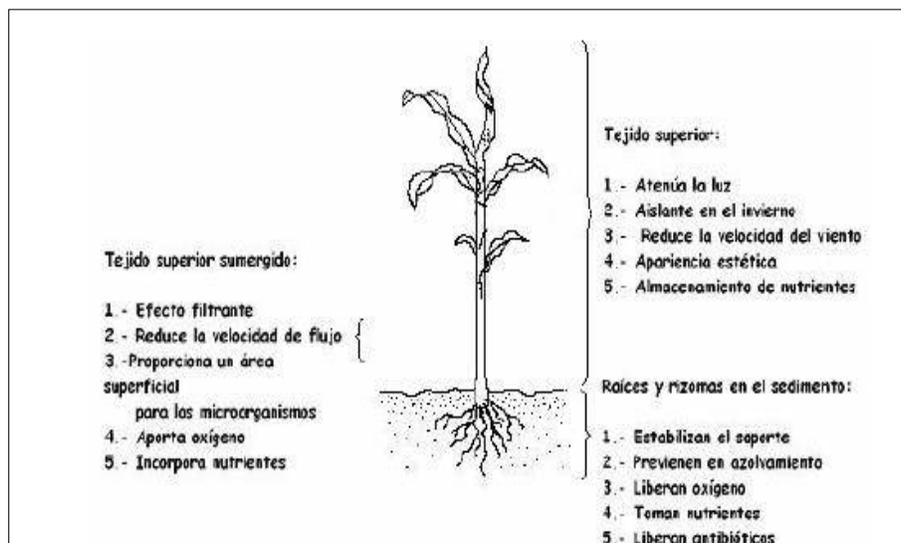


Figura 20. Efecto de las plantas en los HA.

Fuente: Guido-Zárate (2006).



El proceso de tratamiento en el lecho de los (HA) es el resultado de complejas interacciones entre todos estos componentes. Debido a esto, tienen diferentes espacios con condiciones de oxígeno que desencadenan procesos de oxidación y reducción de contaminantes biodegradables.

El lecho del humedal actúa como filtro mecánico y biológico. Los sólidos suspendidos y los sólidos microbianos generados en el afluente son retenidos mecánicamente, mientras que la materia orgánica soluble, es fijada o absorbida por el biofilm. En la tabla 3, se enlistan los principales mecanismos de remoción conocidos.

Tabla 3. Procesos de remoción de contaminantes en HA de flujo subsuperficial.

CONTAMINANTE	PROCESO
Materia orgánica (MO) Medida como DBO₅ O DQO	<ul style="list-style-type: none"> Las partículas de MO son eliminadas por la sedimentación y filtración, luego convertidas a DBO₅ soluble. La MO soluble es fijada y absorbida por el biofilm y degradada por las bacterias adheridas a este.
Sólidos suspendidos totales SST	<ul style="list-style-type: none"> Sedimentación y filtración. Descomposición durante largos tiempos de retención. por bacterias especializada en el lecho de arena.
Nitrógeno	<ul style="list-style-type: none"> Nitrificación/desnitrificación por el biofilm Absorción de las plantas (influencia limitada)
Fosforo	<ul style="list-style-type: none"> Retención en el lecho de arena (adsorción) Precipitación con Aluminio Hierro y Calcio Absorción de las plantas (influencia limitada)
Patógenos	<ul style="list-style-type: none"> Sedimentación y filtración Absorción por el biofilm Depredación por protozoarios Eliminación de las bacteria por condiciones ambientales desfavorables (temperatura pH)
Metales pesados	<ul style="list-style-type: none"> Precipitación y adsorción Absorción de las plantas (influencia limitada) Absorción por el biofilm y partículas de arena
Contaminantes orgánicos	<ul style="list-style-type: none"> Descomposición debido al largo tiempo de retención y a las bacterias especializadas del suelo (no calculable)

Fuente: Metcalf y Eddy (1993).



El tratamiento biológico en el lecho del humedal se basa, principalmente en las bacterias aerobias y facultativas, que se adhieren en la superficie de las partículas de arena y raíces. La reducción de amoníaco y fosfato de las aguas residuales domésticas por el crecimiento de las plantas es alrededor del 10-20% durante el período de vegetación, la nitrificación/desnitrificación, es llevada a cabo por bacterias.

Si el transporte de oxígeno en el humedal es limitado, la nitrificación será limitada, en cambio, esta puede ser muy eficiente, incluso con niveles bajos de carbono en relación al nitrógeno Platzer (1999).

En humedales de flujo vertical, el amoníaco puede ser oxidado por bacterias autotróficas en nitrato, que alcanza un 90% de remoción comúnmente reportado en HFV, pero depende del suministro de oxígeno. Los HAFS presentan una tasa relativamente alta de eliminación del fósforo durante un período determinado Rustige y Platzer, (2001) señalan que no ha sido desarrollado un modelo fiable para su eliminación, en la tabla 4 se pueden apreciar las principales diferencias entre humedales artificiales de flujo superficial y subsuperficial.

Tabla 4. Comparación entre diferentes sistemas de flujo humedal.

HUMEDAL ARTIFICIAL	FLUJO SUPERFICIAL	FLUJO SUBSUPERFICIAL
TRATAMIENTO	Tratamiento de flujos secundarios (Aguas ya tratadas por otros medios, ej. Biodiscos, fangos activados, etc.	Tratamiento de flujos primarios (aguas pre-tratadas ej. Tanques IMHOFF, pozos sépticos)
OPERACIÓN	Opera con baja carga orgánica	Altas tasas de carga orgánica
OLOR	Puede ser controlado	No existe
INSECTOS	Control es caro	No existe
PROTECCIÓN TÉRMICA	Mala, las bajas temperaturas afectan procesos de remoción	Buena por acumulación de restos vegetales y el flujo subterráneo el agua mantiene una temperatura casi constantes
ÁREA	Requieren superficies de mayor tamaño	Requieren superficies de menor tamaño
COSTO	Menor costo en relación al subsuperficial	Mayor costo debido al material granular que puede incrementar el precio hasta un 30%
VALOR ECOSISTEMA	Mayor valor para la vida salvaje el agua es accesible para la fauna	Menor valor como ecosistema para la vida el agua es difícilmente accesible para la fauna
USOS GENERALES	Son de restauración y creación de nuevos ecosistemas	Tratamiento para aguas residuales en casas aisladas y núcleos menores de 200 habitantes
OPERACIÓN	Son tratamientos adicionales a los sistemas convencionales usados para tratamientos terciarios y mejora de la calidad del agua.	Puede usarse como tratamiento secundario

Fuente: Compilación del autor tomado de; Metcal y Eddy (1993), Crites y Tchobanoglous (2000).



CAPÍTULO II

JUSTIFICACIÓN

La contaminación bacteriológica, es el principal problema de contaminación que tiene la ciudad de Acapulco, no existen grandes industrias en la ciudad ya que más del 70% de la población vive de la actividad terciaria que es la prestación de servicios turísticos INEGI, (2010); al presente las plantas de tratamiento para las aguas residuales CAPAMA, (2010) derraman más de 1400 lts/seg de agua residual sin tratamiento al mar; las grandes industrias hoteleras no tratan sus aguas y la población no tiene una cultura para el cuidado y la preservación del agua. Las aguas grises representan el 80% del total de aguas negras generadas en los hogares, producto de actividades cotidianas (aseo personal, limpieza del hogar, lavado de trastes y de ropa) la depuración de estas aguas por medio de biofiltros domiciliarios permitiría una descarga segura con el mínimo de patógenos.

En Acapulco la institución encargada para el monitoreo de las aguas residuales es la Secretaria de Salud, que a través de la Subsecretaria de Regulación, Control y Fomento Sanitario basados en los criterios de la Comisión Federal para la Protección Contra Riesgos Sanitarios (en adelante COFEPRIS) es el responsable de monitorear de manera puntual y mensual las playas de la bahía. En la actualidad no existe una ubicación exacta de los puntos de descarga de agua residual en la bahía de Acapulco por parte de las instituciones encargadas de su monitoreo y saneamiento.

La disposición inadecuada de aguas grises y negras es común en sectores que no son cubiertos por el sistema de alcantarillado sanitario. En el anfiteatro del puerto, debido a su peculiar relieve, los cauces naturales fueron invadidos por personas que han construido sus hogares, en estas zonas de alto riesgo, ante condiciones climáticas como tormentas y huracanes esto determina un deterioro de sus condiciones ambientales: proliferación de vectores que provocan enfermedades que usualmente atacan a la población más vulnerable, ya que estas descargas ilícitas son un delito ambiental de acuerdo al Código Penal Federal y la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LEGEEPA) (artículo 17), que establece que las aguas residuales de origen urbano deben recibir tratamiento previo a su descarga en ríos, cauces, vasos, aguas marinas, aguas de subsuelo y otros.

El artículo 119bis, señala que el gobierno estatal y municipal son los responsables de la prevención y control de la contaminación de aguas, que a la fecha no se ha realizado, ellos mismos omiten esta regulación. Por lo que en teoría, al aumentar el nivel de salubridad de las aguas de las playas que son utilizadas como balnearios públicos, utilizando sistemas naturales de tratamiento se evitarán problemas de enfermedades principalmente por coliformes fecales.



La opción de usar Humedales Artificiales basándose en las condiciones bio-climáticas y de radiación solar de la región como factores claves para el desarrollo del proyecto fue la mejor elección con relación costo/beneficio. Bastian y Benforado (1988) dicen que otras ventajas incluyen: flexibilidad en la localización del sitio, optimización en el tamaño según la carga del contaminante, facilidad para tratar una mayor cantidad de aguas residuales que la que pueden tratar los humedales naturales, Hammer (1989) agrega que son relativamente económicos para construir y operar, fáciles de mantener, eficaces y confiables para el tratamiento de aguas residuales, relativamente tolerantes a los cambios de carga hidráulica y biológica, pueden proporcionar beneficios ecológicos reconocidos, como una buena alternativa de tratamiento por muchos organismos reguladores y grupos ambientales.

En general pueden tratar con eficiencia niveles altos de DBO, DQO, SS y nitrógeno (rendimientos superiores al 80%), así como niveles significativos de metales, trazas orgánicas y patógenos, la eliminación de fósforo que es mínima en estos sistemas. Por lo que se requiere agregar características extras que puedan incrementar el porcentaje de eficiencia, mediante pruebas de configuraciones de sustratos y/o procesos finales alternativos de desinfección como fotocátalisis solar heterogénea altamente conveniente, económica y ambientalmente.

La región cuenta con clima y biodiversidad de flora necesarias para llevar a cabo la investigación y obtener resultados favorables, por lo que para su posterior implantación dependerá en gran medida de los resultados obtenidos. La figura 21 muestra datos oficiales de 2007, sobre la situación del puerto en la materia.

Lara, J. (1999) nos dice que tienen 3 funciones básicas con potencial para el tratamiento de aguas residuales: 1. Fijan físicamente los contaminantes en la superficie del suelo y la materia orgánica. 2. Utilizan y transforman los elementos por intermedio de los microorganismos y 3. Tienen de niveles de tratamiento consistentes con un bajo consumo de energía y mantenimiento.

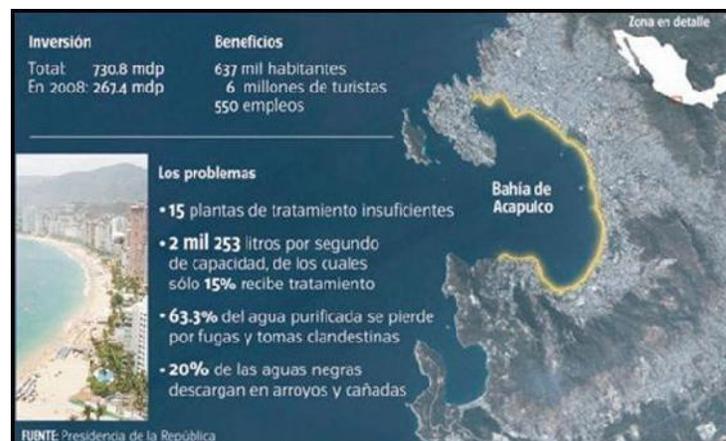


Figura 21. Cuadro informativo contaminación de la Bahía de Acapulco.

Fuente: Presidencia de la República. 2007.



Fundamento para la hipótesis de optimización en humedales de flujo subsuperficial en el tratamiento de agua residual doméstica.

Los HA FSS están diseñados para degradar materia orgánica por tratamientos aerobios y anóxicos, pero no por tratamientos anaerobios. La presencia de zonas anaeróbicas/anóxicas extensas en humedales, es un serio problema operacional, porque se obstruyen los poros del material filtrante y se acumula agua en la superficie perdiendo eficiencia.

Clásicamente un humedal de flujo subsuperficial mantiene el flujo debajo del medio poroso, disminuyendo el riesgo en la salud pública asociado a olores y al espejo de agua residual, concede aislamiento térmico más amplio que en el FS. EPA (1988, 2000) logra en promedio DBO residual menor a 20 mg/l en aguas residuales domésticas independientemente del tiempo de retención hidráulica (mayor a un día) la tasa de eficiencia aumenta considerablemente con cargas cercanas a la mayor recomendada (150 mg/l).

El diseño optimizado para retención de metales que propuso, Angarita S. (1992) (Figura 22) (pág. 40) se utilizó como base eliminando la arcilla, que proponía, se buscó configuraciones de diseño (cambios en la profundidad del medio) y combinaciones de materiales que enriquecieran las reacciones dentro del medio de soporte. Este se construyó junto con un humedal de diseño clásico (Figura 23), ambos fueron sometidos a las mismas condiciones climáticas y de agua residual. De esta manera el análisis de los resultados de forma comparativa intentó establecer si existen verdaderas ventajas en el diseño que faciliten los procesos de eliminación del nitrógeno y de materia orgánica. Las figura 24 y 25 muestran un modelo similar como referencia, pero con diferentes especies.

Hipótesis

La eficiencia de remoción de contaminantes con relación a la (DBO_5) y los nitratos (NO_3) en el módulo A con Zacate común (*Panicum maximum*) será menor con respecto a modulo B con Heliconia Dorada (*Heliconia psittacorum*) en las mismas condiciones ambientales y de afluente.



El diseño optimizado (Figura 22), contempla 3 zonas con el propósito de mejorar la eficiencia del humedal clásico (Figura 23).

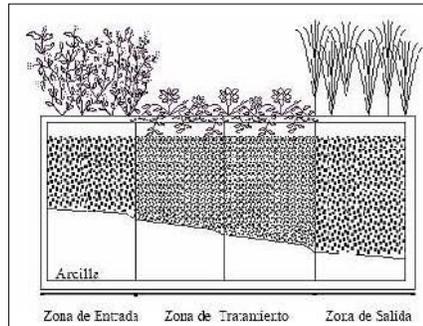


Figura 22. Generación de diferentes tipos de zonas: aerobios, anóxicos y anaerobios, para el humedal optimizado variando la profundidad (Desde 0.5 m a 0.9 m).

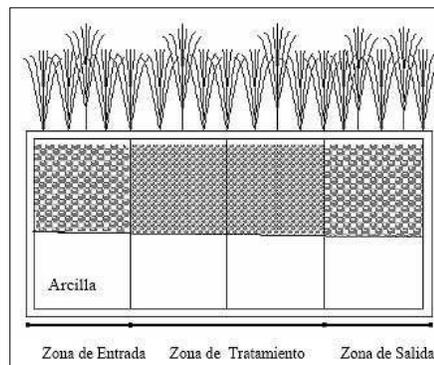


Figura 23. Humedal clásico con profundidad entre 0.3m y 0.6m.



Figura 24. Humedal clásico. Vegetación Junco



Figura 25. Humedal Optimizado diferentes profundidades del lecho. En la entrada Barbascos del pantano, en la zona del centro se encuentra el Botoncillo y a la salida está el Junco.



OBJETIVOS

GENERALES

1. Diseñar e implementar un humedal artificial piloto, utilizando plantas macrofitas (biorremediadoras) para mitigar la contaminación generada por vertimientos de aguas residuales de uso doméstico, en zonas sin sistema hidrosanitario, en la ciudad de Acapulco, Gro.

PARTICULARES

1. Cuantificar la calidad del agua antes y después del tratamiento biológico (Fito depuración), mediante medición de parámetros fisicoquímicos y biológicos. (*Caracterización del agua residual afluyente y efluente, mediante muestreo y monitoreo de los parámetros que marcan las normas mexicanas*).
2. Comparar el potencial y la viabilidad del uso de humedales artificiales en la depuración de aguas residuales urbanas en las condiciones ambientales de nuestra zona geográfica, usando especies de flora nativas, construyendo y seleccionando el modelo y especies idóneos en función de estas las características. (*metodología construcción y cálculo de caudal*)
3. Evaluar el desempeño de un cultivo de *Panicum máximum*, *Heliconia psittacorum* y *Canna indica*, en los sistemas utilizados para la depuración biológica de las aguas residuales, determinando en estado estable las condiciones óptimas de funcionamiento con porcentajes de remoción y de eficiencia, sobre los rendimientos de depuración de las especies, en términos de DBO₅ Sólidos Suspendidos Totales, remoción de nutrientes, NO₃ NO₂ y remoción microbiológica del grupo Coliformes totales. (*Análisis estadístico de resultados*).



LUGAR Y FECHA DONDE SE REALIZÓ LA INVESTIGACIÓN

El sitio de estudio seleccionado quedó dentro del área la Bahía de Santa Lucía (Figura 26), perteneciente al municipio de Acapulco, Guerrero, México.

El municipio tiene 717,766 habitantes, INEGI, (2010), lo que representa el 23% de la población del estado.

Cuenta con una extensión territorial de: 1,882.60Km², que representa el 2.6% de la superficie del estado. Coordenadas geográficas: al norte 17° 14', al sur 16° 41' de latitud norte; al este 99° 29', al oeste 100° 00' de longitud oeste.

El municipio de Acapulco de Juárez colinda al norte con los municipios de Coyuca de Benítez, Chilpancingo de los Bravo y Juan R. Escudero; al este con los municipios de Juan R. Escudero y San Marcos; al sur con el municipio de San Marcos y el Océano Pacífico; al oeste con el Océano Pacífico y el municipio de Coyuca de Benítez.

Clima: el 62% de la superficie municipal presenta clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, de humedad media INEGI, (2010).

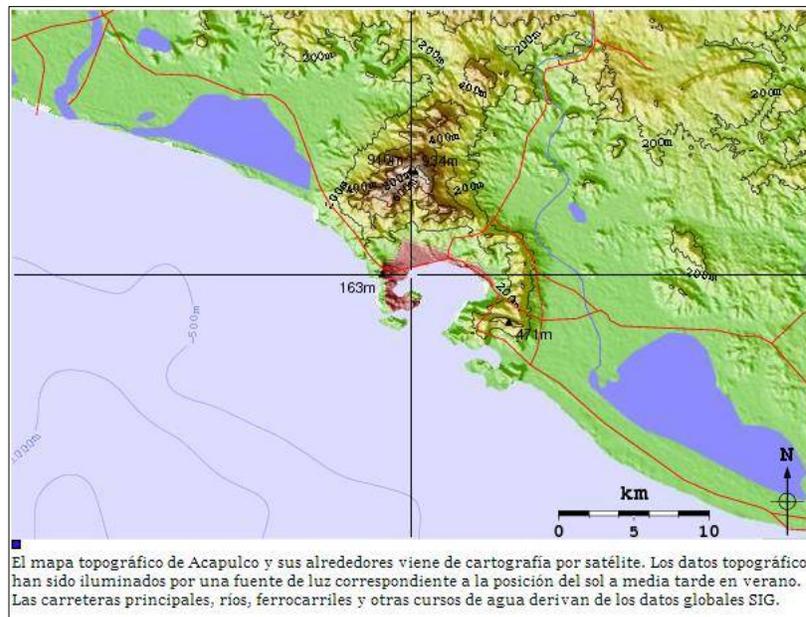


Figura 26. Ubicación geográfica del sitio de estudio.
Fuente: Google, mapa vectorizado mediante SIG Arc View 3.5.

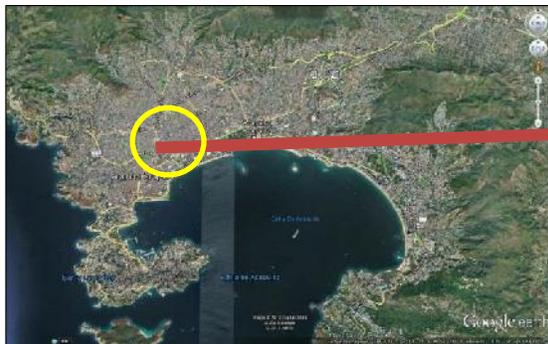


Ubicación

El prototipo se ubicó directamente a la salida del registro de descarga en una casa habitación particular entre las calles 11 y 12 en la colonia Cuauhtémoc.

Las figuras 27, 28 y 29 muestran la vista satelital, con coordenadas de referencia: Latitud 16°51'48.34"N Longitud 99°54'54.69"O.

La figura 30 muestra el prototipo de frente, esto a seis meses de que se inició el proyecto.



Figuras 27 y 28. Vista Satelital. Fuente: Google Earth 2013.



Figura 30. Proyecto a 6 meses de iniciado.



Figura 29. Vista satelital con acercamiento al área.



METODOLOGÍA

Con relación al 1^{er} objetivo específico, se realizó la investigación documental a fin de establecer los parámetros normativos de la calidad del agua antes y después de un tratamiento biológico por (*Fitodepuración*) y convencional, (*métodos químicos*).

A continuación de esta identificación, se prosiguió mediante el muestreo y monitoreo de la calidad del agua residual afluyente y efluente del proyecto a su caracterización a lo largo de 44 semanas de estudio.

El prototipo de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal para casa-habitación, se diseñó con base en criterios surgidos de otras experiencias similares, ajustándolos a la existencia de materiales y disponibilidad de espacio, requisito indispensable, ya que se pensó que este sistema se pudiera adaptar a zonas con pendiente, en el área del anfiteatro de Acapulco.

El diagrama de la figura 31 muestra el proceso de depuración, afín de identificar los pasos a seguir en el cálculo y diseño, los pasos principales que se consideraron en el sistema de tratamiento biológico fueron:

1. Caracterización del agua residual. (*Obtención de datos*).
2. Definir las necesidades del tratamiento. (*Contaminante a remover*.)
3. Determinar el nivel del tratamiento preliminar. (*Tanque séptico*).
4. Determinar los parámetros de diseño. (*Cálculo del humedal*).
5. Seleccionar la vegetación. (*Acorde al tipo de humedal a usar*).
6. Determinar las necesidades de control. (*Monitoreo*).

Caracterización del agua residual

El primer paso para la caracterización del fluido a tratar, fue reunir los datos de flujo, temperatura, pH, sustancias o agentes biológicamente tóxicos y concentraciones de contaminantes.

Los criterios usados incluyeron concentración requerida de DBO, SST, Coliformes Fecales, Nitrógeno como nitratos y nitritos para determinar el tamaño.

El criterio más importante del diseño fue la cantidad de aguas residuales y su velocidad, se usó el valor estándar de (0,189-0,378 m³) por persona por día y se multiplicó por el número de individuos que utilizan el sistema, asumiendo cerca de 4 usuarios por vivienda en promedio (1.512 m³).



Figura 31. Diagrama de bloques del sistema de tratamiento.



Para calcular el gasto del humedal se necesita, el número de habitantes y el clima promedio, son dos constituyentes elementales. Estos dos datos se obtienen, en el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), la temperatura promedio anual también es requerida y el consumo promedio de agua. En las tablas 5 y 6 se muestran estos valores, obtenidos de la CNA, solo como referencia.

Tabla 5. Temperatura promedio anual según tipo de clima.

Promedio temperatura anual °C	clima
Mayor a 22	Cálido
18-22	Semicálido
12-17.9	Templado
5-11.9	Semifrío
Menor a 5	Frío

Fuente: CNA 2009.

Tabla 6. Consumo de agua por clase socioeconómica según tipo de clima.

USO DOMÉSTICO POR CLASE SOCIOECONÓMICA (L/habitante/día)			
clima	residencial	medio	popular
Cálido	400	230	185
Semicálido	300	205	130
Templado	250	195	100

Fuente: CNA 2009.

Definir las necesidades del tratamiento

La DBO₅ fue el parámetro seleccionado para su remoción por su importancia para la norma oficial mexicana. Se verificó la tasa de carga orgánica (DBO₅) y se seleccionó para el diseño, prefiriendo el menor tiempo de retención, con base en los parámetros limitantes de construcción. Tomando en cuenta la norma, NOM-001-SEMARNAT-1996, se utilizaron dos concentraciones, la más baja (30 mg/L) y la más alta (160 mg/L), de manera que se pudiera tener una idea de las dimensiones que podría tener el humedal.

Para la constante *k* que hace referencia a la cantidad de materia orgánica que puede remover un humedal, se utilizó el promedio de 6.5 kg DBO/día*hectárea. Poch *et al.* (2003), ya que se obtuvieron todos los parámetros para el humedal, se procedió al cálculo del mismo.



Dimensionamiento del tratamiento primario (Tanque séptico)

El objetivo principal del tratamiento preliminar es eliminar todos los sólidos gruesos y/o visibles que transporta el agua residual, así se busca evitar que en etapas posteriores de la línea de depuración se presenten problemas por obstrucción. El tanque de almacenamiento se coloca antes del humedal con una rejilla a la entrada para lograr que los sólidos suspendidos de mayor tamaño se retengan y solo pasen pequeñas partículas, como refiere Muñoz (2009) ya que éste cumple su primera función al llenarse de agua, al rebosar el caudal que llega al humedal para que sea siempre constante.

Antes de la instalación se aseguró que el registro y embalse construido tuviera un tamaño mínimo para 2 días de residencia de las aguas residuales entrantes, debiendo contar con 2 compartimentos mínimo para la separación de los sólidos y un filtro a la salida de las aguas de un tamaño de 2.5 m²-5m²/150 litros/persona/día. En climas cálidos para humedales a flujo horizontal (tratamiento de las aguas grises y negras), estas mediciones como señalan Reed *et al.* (1988) pueden adaptarse para generaciones de AR menores o superiores a 150 litros/persona/día o/y diferentes cargas contaminantes de aguas o/y niveles de tratamiento deseados.

Para el dimensionamiento de la cámara de pretratamiento (cálculo de volumen) se consideró que el tiempo de residencia hidráulica (TRH) necesario para reducir la DBO máxima esperada de las aguas residuales (300 mg/l) a una DBO apta para ingresar al canal con las plantas emergentes debía ser mínimamente de (150 mg/l), en un clima templado medio es de 1,5 días (1). Así que el volumen de la cámara de pretratamiento dependió solo del caudal de entrada (Q), según la fórmula:

$$V = Q \times TRH = (0.10\text{l/s})(2) = 0.2 \text{ m}^3$$

Se calculó el tiempo de retención para obtener el nivel deseado de remoción de la DBO₅, asumiendo una cinética de primer orden y suponiendo un flujo ideal de pistón con base en los valores de la tabla 7.

Tabla 7. Reducción del DBO₅ en función del tiempo de retención y temperaturas mayores de 20°C.

Tiempo de retención (d)	Reducción de DBO ₅ (%)
1	50
2,5	60
5	70

Fuente: WHO (1987).



Determinar los parámetros de diseño

Los modelos más empleados para el dimensionamiento de humedales artificiales, de flujo superficial como subsuperficial, parten de considerarlos como reactores de flujo pistón, que siguen cinéticas de primer orden para la eliminación de los distintos contaminantes.

El método de Reed *et al.* (1988) emplea ecuaciones en las que se consideran las constantes de reacción (por unidad de volumen) dependientes de la temperatura, para la eliminación de materia orgánica (DBO₅) amonio (NH₄⁺) nitratos (NO₃⁻) u otro contaminante que se desee remover.

Se utilizó el modelo de remoción de DBO₅ para flujo subsuperficial, en las tablas 8 y 9 se resumen los datos necesarios a aplicar en las ecuaciones, así como los parámetros de diseño requeridos. El parámetro estándar para HA es el área requerida por persona, pero no es suficiente para el correcto dimensionamiento del humedal artificial. Fue utilizado para tener una aproximación inicial del área requerida.

Tabla 8. Datos para el diseño del humedal.

Parámetro	Valor	Referencia
C _o (DBO ₅) mg/l	160	Determinación en laboratorio
C _e (DBO ₅) mg/l	30	NOM-001-SEMARNAT-1996
Caudal (Q), m ³ /día	0.02	Determinación en campo
Porosidad (n)	0.35	Crites y Tchobanoglous, 1998
Profundidad (h) m	0.6	EPA 832-F-00-023
°T (°C)	29	Determinación el laboratorio
K _s (m ³ m ² d)	9750.4	Crites y Tchobanoglous, 1998
Pendiente (%)	1	EPA 832-F-00-023

Fuente: Compilación del autor.

Tabla 9. Intervalos de valores recomendados para parámetros de diseño.

Parámetro de diseño	unidad	valor
Tiempo de retención	D	3-4
		6-10
Velocidad de carga orgánica	K ha. d	<110
Velocidad de carga de SST		
Que entran	.Kg/ m ² .d	0.04
Profundidad del agua	m	0.3-0.61
Profundidad del medio	m	0.46-0.76
Control de los mosquitos		No se requiere
Esquema de cosecha		No se requiere
Calidad esperada de los efluentes		
DBO ₅	Mg/l	<20
SST	Mg/l	<20
NT	Mg/l	<20
PT	Mg/l	<5

Fuente: Crites y Tchobanoglous (2000).



La tabla 10 fue utilizada como guía y se interpretó de la siguiente manera: si un humedal artificial es menor que el valor recomendado, puede ocurrir una sobrecarga que podría causar problemas operacionales y reducir la calidad del tratamiento.

Lo contrario a mayores áreas dadas, es probable que éste sobredimensionado, no tendrá problemas de eficiencia en el tratamiento y es más resistente, pero es innecesariamente más largo y costoso.

Tabla 10. El clima y el tipo de humedal (HFH contra HFV) influyen en el área requerida.

Área requerida	Clima frío Temperatura media anual <10°C		Clima caliente Temperatura media anual >20°C	
	HFH	HFV	HFH	HFV
Por persona atendida m ² /PE	8	4	3	1.2

Fuente: Agencia de Cooperación Internacional de Alemania, GIZ Programa de Saneamiento Sostenible ECOSAN (2011).

Método de Reed

Utilizamos los valores de temperatura y DBO₅ (entrada) que fueron determinados, los valores de los demás parámetros fueron tomados de datos bibliográficos comúnmente utilizados para el diseño de sistemas de humedales artificiales.

El primer dato a calcular es la constante de temperatura, ya que este valor es necesario en el cálculo del área superficial, el valor de la constante de temperatura (a 20°C) para humedales subsuperficiales es de 1.104d⁻¹.

La constante de reacción de primer orden se calcula mediante la ecuación:

$$K_T = 1.104 d^{-1} (1.06)^{(T-20)}$$

Ecuación: Constante de reacción de primer orden

Dónde:

T₂= temperatura del agua (°C)

$$K_T = (1.104)(1.06)^{32-20}$$

$$(1.104)(1.06)^{12}$$

$$(1.104)(2.0122)$$

$$K_T=2.226$$



Conociendo el valor de K_T , podemos obtener el valor del área superficial la cual se calcula con la ecuación:

$$A_s = \frac{Q(\ln C_o - \ln C_e)}{K_T(h)(n)}$$

Sustituyendo valores y realizando operaciones.

$$A_s = \mathbf{0.290703 \text{ m}^2}$$

$$Q = \mathbf{0.10 \text{ m}^3/\text{día}}$$

$$\text{LNCo/Ce=}$$

$$C = \mathbf{70 \text{ (mg/l)}}$$

$$C_o = \mathbf{160 \text{ (mg/l)}}$$

$$K_T = \mathbf{2.226}$$

$$h = \mathbf{0.42 \text{ (m)}}$$

$$D = \text{(porcentaje expresado en fracción) } \mathbf{38 \%}$$

$$A_s = \frac{0.10 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \left(\frac{\text{Ln}(160)}{70} \right)}{(2.226) (0.42 \text{ m}) (0.38)}$$

$$A_s = \frac{(0.10) (0.8267)}{0.3553}$$

$$A_s = \frac{0.08267}{0.3553}$$

$$A_s = \mathbf{0.23 \text{ m}^2}$$

Dónde:

A_s = Área superficial del canal expresada en m^2

Q = Caudal de efluente que entra al canal expresado en $\text{m}^3/\text{día}$

LNCo/Ce = logaritmo neperiano de la relación de la DBO de entrada y la DBO de salida

C = Concentración efluente (mg/l)

C_o = Concentración afluente (mg/l)

K_T = Constante de reacción de primer orden dependiente de la temperatura (d-1)

h = Profundidad del humedal (m)

D = Porosidad del medio granular (porcentaje expresado en fracción) para pedregullo de diámetro medio de 16 mm es de 38 %



Conociendo el valor de A_s inmediatamente podemos calcular el tiempo de retención hidráulica. Para ello aplicamos la ecuación:

$$t = \frac{A_s h n}{Q}$$

Sustituyendo valores tenemos:

A_s = Área superficial

H = Profundidad

Q = Caudal

n = Porosidad

$t = .037$ días equivalente a 8 hrs aproximadas de retención.

Los valores anteriores suponen una visión general de lo que será el humedal artificial.

La relación largo-ancho tiene gran influencia en el régimen hidráulico y en la resistencia al flujo del sistema. Las relaciones 1:1, 3:1 y 4:1 son generalmente aceptables.

CONSTRUCCIÓN

La manera de minimizar el tamaño (*superficie requerida*) del humedal artificial fue un pre-tratamiento eficiente que disminuyó significativamente la carga orgánica, las figuras (32 y 33) muestran el proceso de construcción del tanque séptico, para lo cual se utilizó un modelo con sedimentador, antes de verter el agua residual en el humedal artificial (HA) funcionó tanto como trampa de grasa y depósito de almacenamiento, cumpliendo un proceso anaeróbico inicial.



Figuras 32-33. Construcción de tanque de pretratamiento primario.

Fuente: el autor.



Sustrato

Se recomendó utilizar grava con menos de 30 mm (3/4") de diámetro, (Figura 34) pues se considera según Delgadillo *et al.* (2010), que es la que mejor funciona como medio para el desarrollo de las raíces, plantas y microorganismos y es donde se realizan los principales procesos de depuración.

Grava con diámetros muy grandes de sustrato, origina que se incremente la velocidad del paso del agua, resultando en un flujo turbulento y que no se cumpla la ley de Darcy para el diseño, grava de tamaño demasiado pequeña se reduce la velocidad del paso de agua, originando zonas con presencia de agua en la superficie y flujos preferenciales, pero tienen la ventaja de proporcionar una mayor área superficial para la actividad microbiana y la adsorción. La figura 35 muestra el llenado de arena del sistema.

En algunos casos, se utilizan ciertos tipos de suelo (arcillas) para adsorber metales pesados y fosfatos, que en nuestro caso no fue requerido. El inconveniente es la gran reducción de la velocidad de paso del agua.

Además, se recomendó multiplicar el valor de la conductividad por 0.1 (10%) para evitar inconvenientes de atascamiento por acumulación de lodos, raíces y otros.



Figuras 34 y 35. Materiales y detalles de construcción.

Fuente: el autor.

Colecta y reproducción de plantas.

Se hizo la siembra de plantas ornamentales, entre las recomendadas por Francia-Pérez *et al.* (1999) y Orozco *et al.* (2006), para este tipo de sistemas se encontraron las siguientes, plantas jóvenes de *Heliconia psittacorum*, ya que pueden ser utilizadas para fines comerciales o estéticos reconocidas por grandes hojas dísticas e inflorescencias color amarillo.

Mientras que las especies de plantas *Panicum maximum* se recolectaron de las zonas adyacentes a cañadas ubicadas dentro de la zona urbana de Acapulco, donde se encontraron poblaciones de estas especies.



El primer paso, fue cultivar a nivel de vivero, para tener ejemplares para el proyecto, un total de 10 ejemplos iniciales como núcleo de producción a nivel laboratorio donde se realizó el monitoreo para su adaptación a aguas residuales.

Las plantas fueron recolectadas en las áreas contiguas de las cañadas adyacentes a la colonia "Francisco Villa", coordenadas de referencia latitud: 16°52'33.21"N, longitud: 99°53'28.58"O, las cuales se identificaron como *Panicum m.* de acuerdo a la guía de malezas de México de CONABIO. Se realizó un montaje de las unidades experimentales a escala piloto, ésta etapa tuvo una duración de 1 mes. (Figuras 36-37).

Las monocotiledóneas tienen un tallo horizontal. Para su recolecta se insertó la pala a unos 15 cm de las hojas. Se cortó el tallo y se extrajo la planta.

Con la misma pala se cortó el excedente de las hojas, de modo que fueran fáciles de sustraer y transportar (aproximadamente 40 cm de largo). En un balde con agua, se limpió el barro de la raíz y los nuevos brotes.

La densidad de plantas dentro del lecho del humedal fue de 2 plantas por m², para la recolección del agua, en el extremo final del lecho se instaló un tubo de PVC, éste se ubicó a una altura inferior que el humedal para que el agua drenara por gravedad.



Figuras 36-37. Zona de colecta de *panicum maximum* y momento de extracción.

Fuente: El autor.

Secuencia de construcción de prototipo humedal artificial

Se usó como sustrato una mezcla de grava, arena de río cribada y tezontle; con una profundidad de 30 cm en una y en la otra, una mezcla igualmente de 30 cm de profundidad, pero con diferentes gradientes, estas mezclas garantizarían un soporte físico y orgánico para las plantas, que fueron sembradas en filas y de forma intercalada, dejando aproximadamente 15 cm de separación entre ellas, mediante metodología de EPA (1999) (Figura 38).

Los especímenes fueron colocados con sus raíces 5-10 cm. dentro de la grava y con aguas limpias antes de que el sistema fuera conectado. (Figura 39). Las plantas seleccionadas toleran las condiciones de humedales con su saturación de agua y ha sido probado que funcionan bien en los estanques, como lo señala Tiner (1999), en función de su afinidad o tolerancia a la inundación se denominan hidrófilas facultativas (FAC) a su vez, dependiendo de su tipo de crecimiento se designan como herbáceas emergentes según Lot (1991).

Fue necesario que el 100% de las plantas coexistieran nativa o endémicamente, se utilizaron dos unidades experimentales por especie de 50 cm de largo, 20 cm de ancho y 40 cm de profundidad cada una. El suministro del agua residual en cada bandeja fue por una carga diaria de 20 L. con un TR de 48 horas, estando provistas de un sistema de tubería a la salida para la toma de las muestras del efluente. (Figura 40).

El medio de soporte fue grava fina (10 mm). En la entrada y salida se utilizó grava medio (20 mm) para facilitar el paso del agua y evitar taponamiento en la tubería de salida. El efluente por una tubería de 1" y el control del flujo de salida se efectuó por medio de válvulas de cierre rápido. El humedal entró en funcionamiento en octubre 2012 y se recogieron datos hasta octubre de 2013, para un tamaño de muestra de 44 datos.

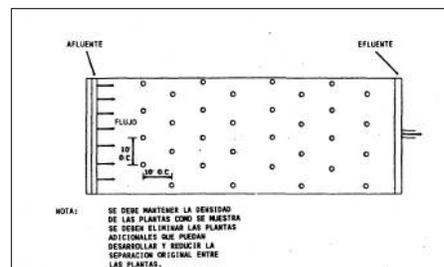


Figura 38. Diseño de humedal SSH EPA (1999)



Figura 39. Siembra de *H. psitacorum*



Figura 40. Prototipo armado diseño EPA (1999)

Las salidas incluyen un tubo abierto, *spillway* [aliviadero] para recolectar agua del canal en la salida del humedal, EPA (1999) (Figura 41).

Esta estructura es semejante a lo que está mostrado en la figura 42, en donde los hoyos pueden ser hechos más pequeños, ya que los materiales sólidos se hayan asentado antes del agua que sale del sistema y el estancamiento no es ya una preocupación. Este arreglo fue conectado a la salida para controlar la profundidad de agua en el humedal.

Excavación-Impermeabilización. No se utilizó, debido a que se usaron cajas plásticas para simular la zanja y el material impermeabilizante. Se agregó arena en el fondo de las cajas para lograr una pendiente descendiente del 1-2 %. Esto permitió que el agua atravesara el lecho del humedal por gravedad.

En el primer tramo se colocó piedra gruesa porosa (tezontle), gradualmente se agregaron piedras de menor tamaño (grava), hasta llegar a la más fina (de 1 a 2 cm de diámetro) y rellenar completamente las cajas, para una profundidad de 0,5m, en su capa superior, arena de 0,5-4mm. (Figura 43).

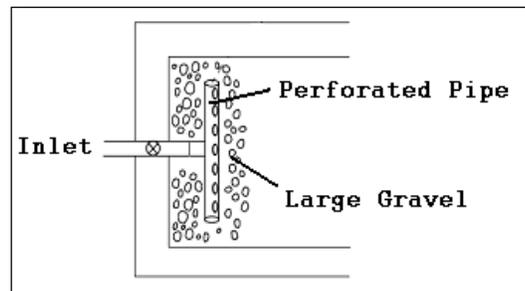


Figura 41. Diagrama de una entrada que utiliza tubo PVC Perforado, abajo de una cama de grava EPA(1999).



Figuras 42-43. Detalle de drenaje de salida siguiendo especificaciones EPA (1999).

Fuente: El autor.

El medio granular (grava) se obtuvo de una casa comercial de materiales para la construcción, la granulometría de la grava fue hecha mediante referencias bibliográficas al carecer de equipo para su tamizado.

El drenaje/irrigación subterránea: se construyó de acuerdo con esquemas estándar figura 44 de un humedal tipo SSF, EPA (1999). Normalmente de tubos de PVC 100-120 mm de baja presión (entre la fosa séptica y la unidad a la zona de drenaje / irrigación subterránea), para AR provenientes de actividades domésticas.

El tamaño de la tubería depende de la carga de AR a tratar y del diseño (flujo horizontal o vertical), para un diseño de flujo horizontal, es de 100 mm que puede subir a 150 mm o mayor (Figura 45).

El tubo entrante y saliente del estanque tiene perforaciones para liberar las Aguas Residuales, tiene dos codos de 90 grados con tapón para la inspección y limpieza por cada tubo. El tubo en la entrada del sistema está mínimo 5 cm por debajo de la superficie de la grava y el tubo de las aguas salientes es colocado al fondo del depósito, en la figura 46, se aprecian los detalles de nivelación de arena antes de la plantación.

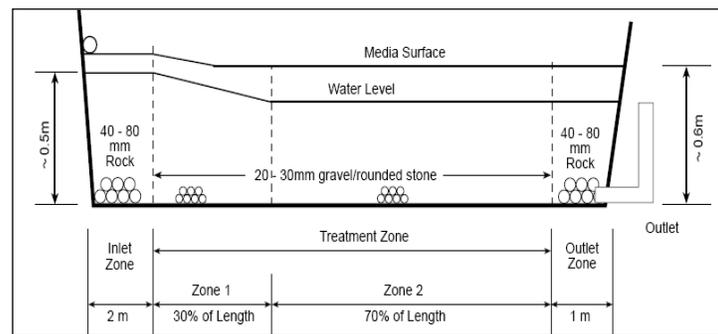


Figura 44. Distribución de grava dentro de un humedal construido tipo SSF EPA (1999).



Figura 45. Detalle de tubería para alimentación de humedales.



Figura 46. Nivelación de arena.



En la figura 47, se aprecia detalle del sistema de filtración donde se ven las capas en vertical, para la arena, grava y tezontle respectivamente, la figura 48 muestra la instalación final de ambos módulos listos para operar a partir de septiembre de 2012.



Figura 47. Detalle de drenaje en prototipo A.
Fuente: El autor.



Figura 48. Vista frontal prototipos armados.
Fuente: El autor.



Especies utilizadas en la presente investigación.

Las figuras 49 y 50, muestran las especies utilizadas para el proceso de depuración siguiendo las recomendaciones de Montoya, *et al.* (2011) con respecto a la utilización de *Canna limbata* y de *Heliconia psittacorum* de Orozco, *et al.* (2006) para *Panicum máximo* y *H. psittacorum* reiteradamente.



Figura 49. Nombre común; Zacate guinea
Panicum maximum Jacq.
(*Urochloa maxima* (Jacq.) R. Webster)
(*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs.)
Fuente: CONABIO.



Figura 50. Nombre común; Heliconia - Pico de loro - Platanillo
Heliconia psittacorum.
Fuente: CONABIO.



Monitoreo y Control

Los aspectos involucrados en el manejo de humedales incluyen cosecha de la vegetación, consideraciones de vida silvestre y monitoreo. Para los humedales de flujo subsuperficial se involucran aspectos relacionados con:

Dentro de los aspectos que son necesarios controlar en los humedales artificiales, están el flujo, la calidad del agua superficial y la calidad de las aguas subterráneas (figura 51).

Para ello se establecieron vertederos de altura variable para verificar el flujo que salía del humedal y para determinar la calidad del agua, se proveen puntos de muestreo y a las muestras recolectadas se le realizan análisis físico-químicos y microbiológicos. El nivel máximo del lecho se reguló variando la posición del tubo de salida, de manera que no aflorara la lámina de agua y se mantuviera unos centímetros por debajo de la grava.

Para el correcto funcionamiento, en las entradas y salidas se situaron elementos gruesos para evitar colmataciones⁴. Se constató que se debía disponer de una zona de rebose para evacuar caudales en exceso. El mantenimiento se realizó de forma eventual, en dependencia de la frecuencia de llenado del tanque separador de grasas, que consistió en desazolvar el material acumulado, (lodos sedimentados) que se encontraban en los primeros metros del tubo.

Vida silvestre

Los animales silvestres como aves, ratas y serpientes, entre otros, se sienten atraídos por los humedales. Se pueden apreciar en el anexo C (pág.132), algunas muestras de fauna encontrada en ambos módulos.

Vegetación

La cosecha o poda tiene un potencial pequeño de remoción de contaminantes como N y P por esta vía.

Control de mosquitos

No aplica en estos modelos, ya que la lámina de agua de acuerdo al diseño hidráulico mantiene un nivel por debajo de la superficie, impidiendo una colmatación.



Figura 51. Mantenimiento de tuberías después de lluvias.

⁴ f. GEOL. Relleno de una depresión del terreno por limo, arena u otros sedimentos, depositados por el agua o por el viento.



MUESTREO

El criterio para seleccionar los parámetros fue el origen de las aguas residuales, de acuerdo a la normatividad mexicana, la selección dependió del destino final de las aguas tratadas, las dos opciones más comunes son el riego y el vertido a un cauce natural, ante el costo de la determinación del total de los parámetros, se escogieron los principales, de forma que permitieron el monitoreo a un precio razonable.

En la actualidad se cuentan con 4 normas oficiales mexicanas en materia de agua residual en México (Ver Tabla 11) la normatividad tiene dos enfoques la prevención: orientada al control de descargas de agua residual y la “calidad” del agua en cuerpos receptores. Cada entidad federativa tiene sus propias leyes y normas, que están muy por debajo de los límites máximos permisibles de contaminantes.

La tabla 12, muestra los límites máximos permisibles para contaminantes bacteriológicos a nivel internacional, nacional en comparativa con la del Estado de Guerrero: el cotejo de los límites máximos permisibles con los límites de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés), hace notar que aún falta mucho para tener una norma adecuada en cuestión bacteriológica a nivel estatal, pues la evaluación sigue siendo demasiado flexible, ya que los límites máximos permisibles son comparativamente altos legalmente permiten descargas con altas concentraciones.

Tabla 11. Normas oficiales mexicanas en materia de aguas residuales.

Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997	Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.
Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996	Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.
Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996	Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002	Lodos y biosólidos Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

Fuente: México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2013.

Tabla 12. Comparativo de límites permisibles. Normas en materia de aguas residuales.

TIPO DE REUSO PROMEDIO MENSUAL	NOM MEXICANA		EPA		COFEPRIS GUERRERO	
	Coliformes fecales	Huevos de helminto	Coliformes fecales	Huevos de helminto	Coliformes fecales	Huevos de helminto
Servicios al público contacto directo	NMP/100 ml	h/l	NMP/100 ml	h/l	NMP/100 ml	h/l
	240	1	1	0	500	1
Servicios al público contacto indirecto U ocasional	1000	5	1	0	1000	5

Fuente: Modificada de NOM 001- SEMARNAT-1996, EPA 2005, COFEPRIS 2008.



Los criterios que se tomaron en cuenta para optar por usar muestras simples, se debieron a que son más afines al monitoreo de plantas de tratamiento de aguas residuales, ya que representan cuerpos de agua con una composición estable en el tiempo, y para representar un pico máximo o mínimo de la composición o de un indicador de calidad de agua, ya que reflejan cuantitativa y cualitativamente el o los procesos más representativos de las actividades que generan la descarga, durante el tiempo necesario para completar cuando menos, un volumen suficiente para que se lleven a cabo los análisis necesarios para conocer su composición, evaluando el caudal descargado en el sitio y en el momento de muestreo.

Las muestras integradas rara vez son de interés para humedales artificiales, por lo que se optó por las mencionadas. El muestreo se realizó en el afluente y efluente del humedal. Los métodos de laboratorio utilizados para la determinación de los parámetros físico-químicos se hicieron siguiendo las guías del método HACH y potenciómetro, así como las que estipulan las normas oficiales mexicanas en la materia.

(Método Hach: Análisis de agua, determinación de sulfuros, nitratos y nitritos).

Normas oficiales mexicanas:

NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en descargas de aguas residuales.

NOM-002-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

NOM-003-SEMARNAT-1997. Límites máximos permisibles de contaminantes para aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

NOM-127-SSA-1994. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

Normas mexicanas:

NMX-AA-102-1987. Detección y enumeración de organismos, coliformes, termotolerantes y escherichia-coli presuntiva - Metodo de filtracion en membrana.

NMX-AA-028-SCFI-2001. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-034-SCFI-2001. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-008-SCFI-2011. Determinación del pH.

NMX-AA-003-1980. Aguas residuales – Muestreo.

NMX-AA-093-SCFI-2000. Determinación de la Conductividad Electrolítica.



El efluente se obtuvo del registro del drenaje del patio, se colectó en recipientes de polietileno de 250 ml de capacidad y se trasladó al laboratorio de la UCDR para su almacenamiento, preservación a 14°C para su posterior utilización, los parámetros sugeridos para el monitoreo sólo son aplicables si el destino final del agua residual es el vertido a un cauce natural.

Los parámetros analizados fueron; pH, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), nitrógeno como nitratos y nitritos sulfuro de hidrogeno, conductividad eléctrica *E. coli* y coliformes fecales.

Se evaluaron tanto en el afluente y efluente del sistema, con el fin de analizar el comportamiento de las características de las aguas residuales durante el tratamiento y determinar la eficiencia de remoción de contaminantes del agua residual en el sistema de humedales.

Los sitios seleccionados de muestreo fueron en la entrada y salida de agua residual del humedal artificial. Se tomaron muestras durante los meses de octubre 2012-2013. Los análisis se realizaron en el laboratorio de aguas de la UCDR. Se evaluaron los siguientes parámetros, tabla 13.

Tabla 13. Parámetros medidos en el estudio.

PARÁMETRO	FRECUENCIA DE MUESTREO	SÍMBOLO/UNIDAD
1. % remoción o eficiencia		%
2. sólidos suspendidos Totales		(SST)
3. Coliformes totales		CT
4. <i>E. coli</i>		EC
5. DBO ₅ demanda bioquímica de Oxígeno	SEMANAL	Mg/l
6. Nitratos		NO ₃ mg/Litro
7. Nitritos		NO ₂ mg/Litro
8. Sulfuro de hidrógeno		H ₂ s
9. Conductividad eléctrica		(CE) µS/cm
10. pH		-

Fuente: El autor 2013.

Recolección de agua residual

Para el análisis de aguas residuales y efluentes, por lo general fue suficiente un volumen final de muestra de 300ml. Para determinados parámetros químicos, bacteriológicos y microscópicos se tomaron muestras por separado debido a que los métodos de recolección y manejo son diferentes. NOM-230-SSA1-2002, (*requisitos sanitarios durante el manejo del agua. Procedimientos sanitarios para el muestreo.*) NMX-AA-003-1980 (*Aguas Residuales.- Muestreo*).

En el proceso de recolección de agua residual se tomaron en cuenta dos aspectos importantes: las medidas de seguridad y la técnica de recolección.



Como norma general, todas las partes en contacto con el líquido debían estar totalmente protegidas con material impermeable, y utilizando la protección adecuada (máscaras, gafas, bata o traje) (Figura 52). Por *técnica de recolección* se entiende a las prácticas adecuadas de recolección para garantizar que la muestra representó al cuerpo de agua.



Figura 52. Extracción de muestra (C) agua residual (afluente).

Toma de muestra microbiológica

La toma de muestra se realizó desde octubre 2012- octubre 2013, para un total de 51 semanas. Se tomaron dos tipos de muestra, las muestras de columna de agua tomada de tubos PVC, donde por medio de pequeños orificios fluye el agua, cada humedal tenía la misma columna de agua del afluente, (Figuras 53 y 54). Se realizó el mismo procedimiento en cada recolección. Las muestras fueron trasladadas en bolsas estériles de 100 ml. al laboratorio de microbiología para realizar el recuento de microorganismos



Figuras 53 y 54. Toma de muestras microbiológicas A y B.



Preservación y manejo de las muestras.

La preservación de la muestra durante el transporte por medio de un baño de cloro se aprecia en la figura 55 para garantizar la eliminación de patógenos a la hora de manipular los contenedores (bolsas y botellas). Se conservaron las muestras en refrigeración a una temperatura de (20 °C), el intervalo de tiempo entre la extracción de la muestra y su análisis fue menor a 24 horas. Las figuras 56 y 57 muestran la determinación de parámetros fisicoquímicos en laboratorio de la UCDR.



Figura 55. Desinfección por cloro al 10% para su transporte y almacenaje.

Procesamiento de muestras

La comisión nacional del agua (CNA) a través del comité técnico de normalización nacional de medio ambiente y recursos naturales, tiene a su cargo las normas mexicanas en materia de análisis de agua, para aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas y las normas mexicanas de productos químicos utilizados en la potabilización del agua para uso y consumo humano, en las cuales se basó la metodología del estudio para su análisis y determinación: la tabla 14 muestra una guía usada para determinar físicamente el compuesto aproximado mediante el olor.

Tabla 14. Compuestos olorosos característicos en las aguas residuales.

COMPUESTOS OLOSOS	FORMULA QUÍMICA	OLOR CARACTERÍSTICO
Amoniaco	NH ₃	Amoniaco
Crotilmercaptano	CH ₃ -CH=CH-CH ₂ -SH	Zorrilo
Dimetilsulfuro	CH ₃ -S-CH ₃	Vegetales descompuestos
Etilmercaptano	CH ₃ -CH ₂ -SH	Repollos descompuestos
metilmercaptano	CH ₃ -SH	Repollos descompuestos
Sulfuro de hidrogeno	H ₂ S	Huevos podridos
Eskatol	CH ₉ H ₉ NH	Material fecal
tiocresol	CH ₂ -C ₆ H ₄ -SH	Zorrilo, rancio

Fuente: Crites y Tchobanoglous (2000).

Color

La norma NMX-AA-045-SCFI-2001 establece el método para la determinación de color aparente y/o verdadero, en aguas naturales, residuales y residuales tratadas con tonos amarillos.

El principio de este método se basa en la medición del color verdadero y/o aparente en una muestra de agua natural, mediante su comparación visual con una escala estandarizada de platino-cobalto cloroplatinato).

Este método depende de la apreciación visual del color de la muestra por el analista en comparación con una escala estandarizada. La tabla 15 describe brevemente la coloración en base al tiempo después de su descarga y la figura 56 muestra la escala de colores descrita.

Tabla 15. Características de aguas residuales con relacion al color

COLOR	CARACTERISTICA DEL AGUA
Café claro	Agua residual lleva aproximadamente 6 horas despues de su descarga
	Agua que ha sufrido algun grado de descomposicion
Gris claro	Agua que ha permanecido un tiempo corto en los sistemas de recoleccion
Gris oscuro o negro	Aguas septicas que han sufrido una fuerte descomposicion bacterial bajo condiciones anaerobias (sin oxigeno)

Fuente: Crites y Tchobanoglous (2000).



Figura 56. Muestra de coloración según tipo de aguas C (afluente) en negro, efluentes A y B.



La figura 57, muestra al investigador en laboratorio de aguas de la UCDR, realizando análisis de muestras para pH, mediante el uso del medidor multiparametrico portátil sension 156 Marca Hach, adaptado para mediciones (pH, SST, CE, °C, etc.), para la determinación del sulfuro de hidrogeno (H_2S) se usó el (método Hach), figura 58, en la siguiente secuencia de figuras de la 59 a la 61 se aprecia las coloraciones típicas cuando se determinan nitratos y nitritos en aguas residuales a fin de tener una identificación positiva del compuesto, (método Hach).



Figura 57. Medición de pH por método potenciométrico.



Figura 58. Determinación de Sulfuro de Hidrogeno Método colorimétrico Hach.

Fuente: El autor.



Figuras 59, 60, 61. Ausencia de nitratos, presencia de nitratos (amarillo) y nitritos (rojo).

Fuente: El autor.



Planteamiento estadístico de la hipótesis

Desde el punto de vista estadístico, se obtuvieron 3 hipótesis una con respecto a al DBO₅, otra con respecto a nitratos y otra con relación al H₂S, por lo que se formularon las siguientes hipótesis estadísticas de correlación:

Con respecto a DBO₅. *“El promedio de mg/l en el módulo A es mayor que el promedio en B”* esta prueba de hipótesis se efectuó con la prueba estadística t de student para datos relacionados, con el programa spss. V.15

Con respecto a nitratos. *“El promedio de mg/l en el módulo A es mayor que el promedio en B”*, esta prueba de hipótesis se efectuó con la prueba estadística t de student para datos relacionados, con el programa spss. V.15

Se planteó que en la comparación del módulo A, B y afluente(C) *“debe existir diferencia entre los promedios de DBO₅ y H₂S”*, se utilizó el análisis de varianza para efectuar dichas pruebas.

Los datos obtenidos de los muestreos fueron analizados mediante la estadística descriptiva del programa Microsoft Excel, 2003. SPSS V.15 y MINITAB V. 16.

Se realizaron pruebas de hipótesis para evaluar si las concentraciones analizadas representaban el valor promedio de cada módulo, para valorar si se guardaba relación entre las variables.

En el siguiente capítulo se retoman los resultados obtenidos, en cuanto a los parámetros analizados en campo y laboratorio, así como su análisis estadístico e interpretación a fin de llegar a una conclusión con los valores obtenidos. En el anexo A pág. 127 se muestra el concentrado de datos de los análisis realizados con sus respectivas unidades de medida.



CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El diseño y construcción de acuerdo a especificaciones técnicas de EPA (1999), para humedales artificiales de flujo subsuperficial probó ser efectivo, en las condiciones ambientales del estudio, en conjunto con el método de Reed *et al.* (1988) para el cálculo hidráulico, permitieron realizar las deducciones necesarias para la remoción de la DBO₅.

Se constató la eficiencia en B sobre A calculado con los mismos parámetros de flujo y tipo de afluente (agua residual sin tratamiento). Mientras que en A se tuvieron problemas de flujos preferenciales, presencia de agua sobre el lecho de grava y otros que afectaron su rendimiento hidráulico, probablemente por falta de raíces que permitieran un mejor flujo del agua, en B no presento problemas de colmatación evidenciando el buen funcionamiento del sistema de raíces y de drenaje.

La propuesta de Anda (2007) de usar especies decorativas para humedales, a fin de garantizar su aceptación al público, resulto acertada, por otra parte como menciona Angarita S. (1992) las eficiencias obtenidas, con un diseño optimizado frente al clásico muestra una tendencia a la alza en cuanto a eficiencia en ambos sistemas, para posteriores estudios sería conveniente, evaluar y determinar si las mejoras mostradas por el humedal optimizado permanecen con el tiempo. En el anexo D (referencias de construcción) (pág.133) y en el E (detalles de diseño) (pág.135) se muestran detalles de los modelos utilizados en los que se basó el prototipo utilizado.

La proporción de longitud: ancho no hace una diferencia significativa en el tratamiento, así que esto no es considerado un criterio importante del diseño como lo refiere EPA (1999) y Hammer (1989). Por lo que es posible prescindir de este cálculo a fin de facilitar su construcción.

Se encontró que pueden obtener rendimientos similares en el área de superficie específica requerida, que en promedio es de unos 3-10 m²/PE dependiendo de la temperatura y de la carga específica del contaminante a remover, en este caso la DBO₅, pero para fines del diseño a escala se consideró solo un 1m² en base al cálculo del caudal usado y un tiempo de residencia de 1 día en promedio.

Módulo A

La especie *Panicum máximum*, se desempeñó sin relevancia, aun siendo una especie catalogada por autoridades mexicanas en la materia, como invasora, por su fuerte grado de adaptabilidad a diferentes sustratos y tipos de aguas, una rápida propagación y crecimiento, ver tabla 39, Anexo G (pág. 139) la figura 62, muestra las condiciones iniciales del cultivo. En la tabla 16, se presentan los valores obtenidos inicial y final de **A** y (**A** mixto); [*C. indica.*, *C. chinense*, *M. indica*, *P. maximun.*] Presentó una mortandad del 90%, así como una colonización, de otras especies, dando un resultado de un cultivo mixto, a partir de la semana 44 (Figura 63), los resultados son descritos en términos de rendimientos de DBO₅, NO₃ y H₂S como un anexo a la investigación, en el apartado correspondiente a esos parámetros.



Figura 62. Vista lateral de modulo A inicial (12septiembre 2012).



Figura 63. A mixto (12 septiembre 2013-30 octubre 2013).

Tabla 16. Crecimiento de plantas en el humedal A en el periodo de estudio (12 meses).

Población total inicial de plantas	6
Población total final periodo de estudio	5
Aumento de población mensual %	0
Achira <i>Canna indica</i>	2
Chile habanero <i>Capsicum chinense</i>	1
Mango manzano <i>magnifera indica</i>	1
<i>Panicum máximum</i>	1
Crecimiento mensual en cm.	0

Fuente: El autor 2013.

Módulo B

En el módulo B el crecimiento poblacional y de talla de los individuos de (*H. psittacorum*) como se aprecia en las figuras 64 y 65 fue notablemente alto, se encontraron 2 ejemplares de (*C. indica.*), pero para el número de individuos presentes de *Heliconia p.* (véase tabla 17), no fue significativa su presencia, ya que está presentó valores de crecimiento de 14.5 cm mensuales, hasta alcanzar una talla vertical de 2.10m, cubriendo la totalidad del m² asignado al módulo. Las figuras 66 y 67 muestran el detalle de las inflorescencias de ambas especies. En el anexo B pág. 130, se aprecia el crecimiento mensual a lo largo del periodo de estudio.



Figuras 64-65. Crecimiento inicial y final de módulo B.



Figuras 66 y 67. Se aprecian ambas inflorescencia en B de (*Heliconia psittacorum*) y (*Canna indica*).

Tabla 17. Crecimiento de plantas en el humedal B en el periodo de estudio (12 meses).

Población total inicial de plantas	6
<i>Heliconia psittacorum</i>	4
<i>Canna Indica</i>	2
Población total final periodo de estudio	48
<i>Heliconia psittacorum</i>	44
<i>Canna Indica</i>	4
Crecimiento mensual en cm.	14.2
Tasa de crecimiento, plantas/m² mes	4

Fuente: El autor. 2013.



Aspectos de coloración y calidad del efluente tratado

La caracterización del afluente de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996 fue de agua residual de origen doméstico, los efluentes obtenidos mostraron la eficiencia alcanzada por los sistemas, mejorando el color y la turbidez del agua; aun en situaciones de contaminantes químicos inorgánicos, como productos de limpieza (Figura 68) al compararlos, se encontró que el humedal B era ligeramente más turbio que el A.

El agua gris después de ser tratada en un humedal artificial, habitualmente no tiene coloración, pero el agua residual doméstica, tiende a presentar coloraciones amarillo o marrón en el efluente, en cualquier proceso de tratamiento biológico, puede presentar esta coloración debido a los ácidos húmicos o huminas, como se aprecian en la figuras 69 y 70 esto puede reducir la aceptación de la reutilización por razones estéticas, al ser la fracción no biodegradable proveniente de la degradación biológica de la materia orgánica.

No son perjudiciales para el medio ambiente, pero tienen un impacto negativo en los procesos terciarios de desinfección con cloro o radiación ultravioleta en la descarga final del efluente a cuerpos de agua nacionales, su remoción no es obligatoria, de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana, por tanto se descartó un proceso final para este parámetro, en la presente investigación.

Con respecto a esto *Guylas et al. (2007)* indican que tecnologías avanzadas como carbón activado, ozono, oxidación foto-catalítica pueden alcanzar su correcto tratamiento, pero agrega un costo extra al proceso de tratamiento, factor que debe ser tomado en cuenta para procesos finales de depuración, esto con el fin de garantizar la calidad del agua para consumo humano, ya sea recreativo, agrícola o potable. Hernández (2006) planteó la utilización de la fotocatalisis con luz solar directa con un catalizador (TiO_2) lo cual lo hace una propuesta interesante como mecanismo final de desinfección, por su bajo costo, cuestión que puede ser considerada en el futuro diseño de humedales artificiales.



Figura 68. Presencia de contaminantes inorgánicos en afluente C Sulfato de sodio (Na_2SO_4) y Borax $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$



Figura 69. Huminas presentes.



Figura 70. Presencia de huminas en A,B.



Sólidos Disueltos Totales (SDT)

La presencia de los sólidos disueltos totales se derivan de las actividades metabólicas donde se tienen como resultados la generación iones de calcio, magnesio, sodio, potasio y sulfatos. Todos estos productos provienen de dos fuentes principales: de las concentraciones naturales de inicio que tienen las aguas y por la generación de subproductos derivados de los procesos metabólicos (ósmosis en las paredes celulares).

Hernández (1990) indica que las altas concentraciones de sólidos disueltos totales pueden considerarse adecuados ya que las interacciones humedal/microorganismo, requieren los procesos de intercambio de nutrientes mediante bombas iónicas que sólo ocurren en las paredes celulares; estas bombas iónicas requieren de iones sencillos que permitan dar el proceso de intercambio a través de una ósmosis.

La alta disponibilidad de sólidos disueltos totales en procesos de humedales artificiales son indicadores de que el proceso cuenta con un proceso simbiótico favorable en el tratamiento de las aguas residuales de origen doméstico.

En este experimento se observó que el módulo B tuvo mayores concentraciones de sólidos disueltos totales y que fueron directamente proporcionales con los porcentajes de eficiencia y disminución de la demanda bioquímica de oxígeno. Esto demuestra que la veracidad de la información de Hernández (1990) es cotejable en la relación de SDT/DBO₅ presentes en humedales artificiales.



La figura 71, muestra Sólidos Disueltos Totales, dónde el módulo B presenta mayores concentraciones, en comparación del afluente y el módulo A. Esto indica el grado de elementos inorgánicos que contienen las aguas de todo tipo; las concentraciones en los Módulos A y B, se consideran altos debido a que son sistemas de tratamiento de tipo biológico.

En ambos módulos, la concentración es alta tomando en cuenta que el afluente C es elevado de igual manera.

La baja remoción se debió a que el sistema prioriza el tratamiento de degradación biológica.

La concentración de SDT, es un indicador de acumulación de subproductos provenientes del metabolismo biológico; principalmente los metabolitos en condiciones óptimas de oxígeno generan sustancias en sus formas más elementales con cargas iónicas como sales, estas promueven el incremento de los Sólidos Disueltos Totales presentes y la capacidad de conducción de eléctrica.

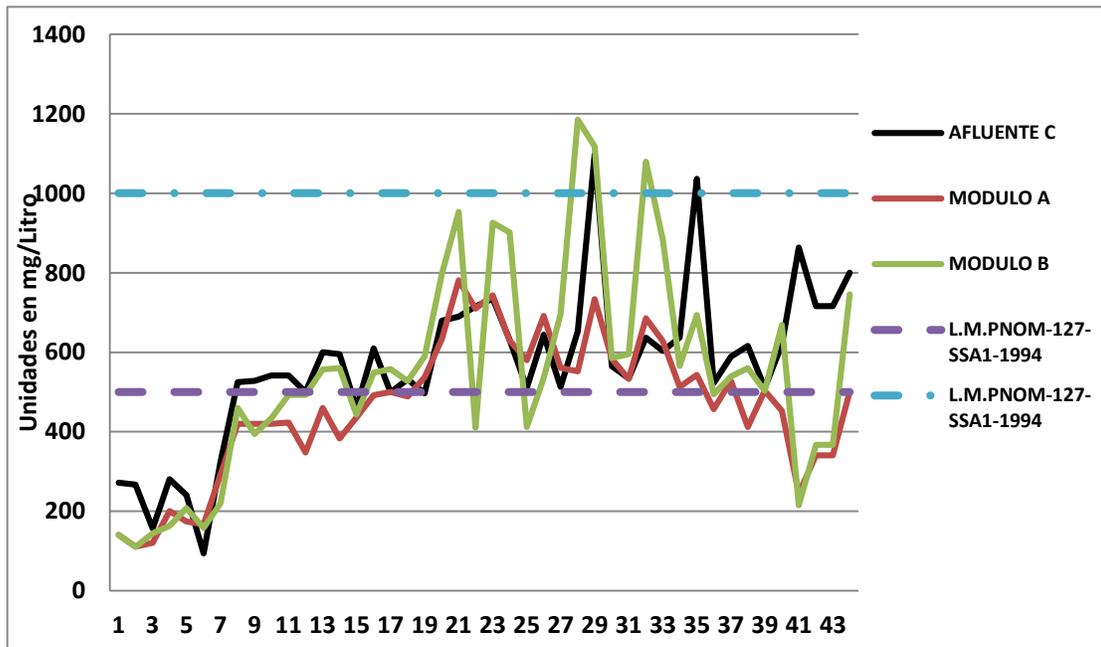


Figura 71. Sólidos Disueltos Totales en afluente C y módulos A y B. Periodo: Octubre 2012- septiembre 2013.



Potencial de hidrógeno (pH)

De acuerdo con Hernández (1990), todos los sistemas de tratamiento de aguas residuales que utilicen cualquier sistema biológico de depuración, trabajan con valores de pH entre los rangos de 5 a 8.5. En el caso de los resultados obtenidos en los humedales artificiales A y B, los valores de pH reportados estuvieron dentro de los rangos mencionados.

Las aguas residuales que recibieron los humedales son de origen doméstico lo cual indica que en la mayoría de su composición es de tipo orgánico. Los procesos de depuración no se pueden realizar bajo condiciones de alcalinidad alta (valores arriba de 10) o de acidez elevada (valores inferiores debajo de 5.0).

Para Mihelcic (2012) los procesos biológicos exigen neutralidad del pH debido a que el 90% de las actividades a nivel celular (catabolismo y anabolismo) deben estar en estos rangos. En caso de humedales el crecimiento celular necesita de sustratos con pH neutros para poder sintetizar la biomoléculas que requieren para su crecimiento.

Los valores que se obtuvieron en todo el proceso experimental coinciden con lo que mencionan los autores sobre la importancia de la neutralidad del pH en procesos de depuraciones biológicas de plantas de tratamiento de aguas residuales de origen doméstico.

En los módulos A y B se concluye de acuerdo a los valores obtenidos, de que sus procesos, independientemente de su eficiencia de remoción, presentaron metabolismos de tipo biológico, ya que sus valores estuvieron dentro de la escala del pH neutro, solo con excepciones puntuales que no rebasaron el límite inferior. (Acidez), por lo cual no afectaron a la población bacteriana, encargada del proceso de degradación.



Las concentraciones de pH obtenidas oscilan dentro de un rango (6.5 –7.5), valores superiores afectarían la operación del sistema y dañan todo el entorno ecológico del sistema simbiótico planta/bacterias, los valores de (5) ácidos y de (8.0) alcalinos en la escala, corresponden con un excedente de productos nitrogenados (orina) y la presencia de ácidos como el H₂S y/o fosfatos (detergentes) esto a causa de un mayor caudal del proyectado inicialmente, debido a visitas en la casa -muestra, que sobrepasaron los límites calculados de 4 personas, lo cual queda como referencia sobre el margen de seguridad que debe dimensionarse en los cálculos iniciales a fin de mantener los sistemas equilibrados, se mostró la eficiencia de ambos módulos en la nivelación a un pH considerado neutro.

La figura 72, muestra el comportamiento del pH en los módulos A y B, así como del agua residual sin tratar (Afluente C) durante las 44 semanas que duró el proyecto.

El pH de los tres campos de estudio tiene un comportamiento ligeramente neutro y con tendencia a la acidez de acuerdo a los valores y criterios de neutralidad (6.5-8.5) de los límites máximos permisibles, según la NOM-001-SEMARNAT-1996, donde el límite menor permisible (5.0), se considera como pH ácido y el límite máximo permisible (10.0) se considera alcalino.

Ninguna muestra rebasó los límites máximos permisibles mencionados, esto permite llegar al cumplimiento de que las aguas negras que estuvieron alimentando a ambos sistemas experimentales se clasifican como aguas residuales domésticas dados los valores de pH que mostraron.

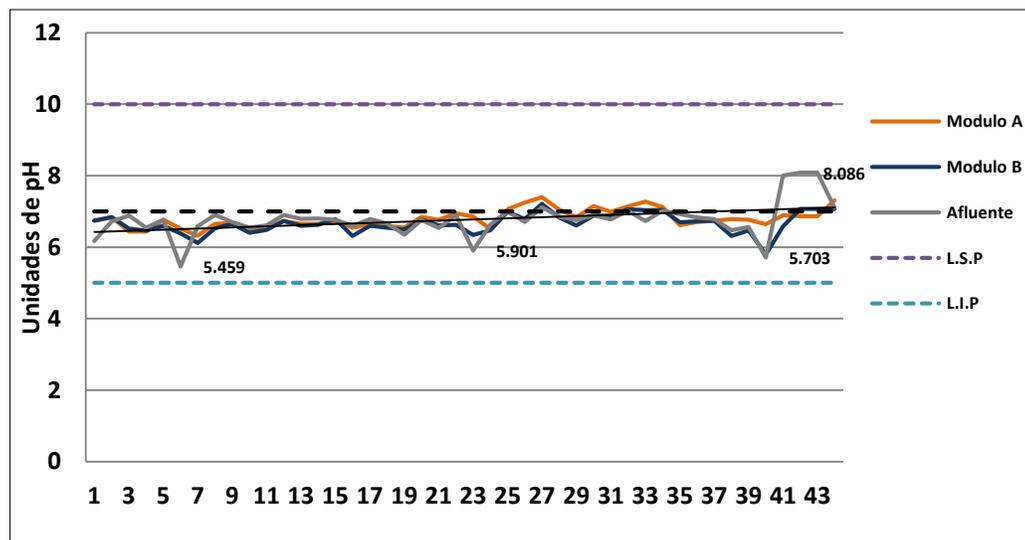


Figura 72. pH afluente y descargas de efluentes tratados en módulos A y B.



Escherichia coli (*E. coli*)

Se comprueba la presencia de *Escherichia coli* en el afluente C y en los módulos A y B. El método para la determinación de *E. coli* es cualitativo y sólo indica su presencia en caso de haberla.

El afluente presentó en todas sus mediciones (44 pruebas) la presencia de *E. coli*; esto es un dato normal, debido a que *E. Coli* es una bacteria patógena que se encuentra presente en todas las aguas residuales de tipo doméstico.

El Afluente C, no recibe ningún proceso de degradación, por lo que la presencia del oxígeno disponible es bajo para llevar a cabo algún tipo de metabolismo aeróbico, por lo que facilita la proliferación de las bacterias patógenas, entre ellas *Escherichia coli*.

El módulo A, muestra en su 44 análisis, la presencia de *Escherichia coli*, por lo que se puede explicar que este módulo, tiene un proceso facultativo (aeróbico y anaeróbico), lo que permite que la bacteria pueda trabajar en condiciones donde su proliferación se sigue manteniendo estable.

La presencia de *E. coli* en el módulo A y sus correspondientes valores altos de DBO₅, son indicadores de que el proceso de operación de tratamiento de aguas residuales es insuficiente.

El módulo B, contiene presencia de *E. coli* hasta la semana 23; posterior a esa semana el reporte es de ausencia del microorganismo, estos datos coinciden con el aumento de la eficiencia de remoción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno y con la disminución subsiguiente de las concentraciones de la DBO₅ en su descarga.

Esto se debe a que el proceso de tratamiento, es en condiciones aeróbicas, por lo que la proliferación de bacterias aeróbicas, es directamente proporcional a la disminución de las bacterias anaeróbicas y facultativas, además se tiene en cuenta que la planta del módulo B, tiene una velocidad de absorción y aprovechamiento de nutrientes que permite que la carga microbiana entre en un proceso de competencia por el sustrato disponible; sumado a esto, la planta tiene como uno de sus productos finales, la formación del oxígeno disuelto en el agua, lo que facilita el ciclo de crecimiento de las bacterias y otros microorganismo de tipo aeróbico.



Por otra lado la baja presencia de nitritos a partir de la semana 32, confirma que la ausencia de *E. coli* influye en la disminución de los nitritos. García J. (1997) indica que una de las ventajas de utilizar humedales artificiales como sistema terciario avanzado es la nula concentración de organismos indicadores de contaminación. La ausencia de *E. coli* en las últimas semanas del estudio confirma que esta desaparece por las condiciones aeróbicas presentes en el sistema lo que permite la proliferación de microorganismos aeróbicos permitiendo una simbiosis con los humedales optimizando la reducción de la materia orgánica por tejidos celulares (vegetales y microorganismos).

Crites y Tchobanoglous (2000), indican que los humedales artificiales son un sistema óptimo para aquellas poblaciones que no cuentan con redes de alcantarillado debido a la reducción de los riesgos de contraer enfermedades por microorganismos patógenos. Los humedales artificiales no son propicios para cualquier tipo de *Escherichia* debido a las altas concentraciones de oxígeno disuelto que se encuentran presentes en los humedales.

Los humedales artificiales pueden ser la opción de un tratamiento terciario avanzado de aquellas plantas de tratamiento donde cuenten con sistemas biológicos secundarios; la baja carga de microorganismos presentes en los efluentes son eliminados una vez que entran al sistema de humedales artificiales lo cual permitirían utilizar los efluentes en reciclamiento del recurso eliminando la posibilidad de utilizar cloro y así evitar la cloraminas que son perjudiciales al entorno biológico.



Coliformes Fecales (CF)

Sobre los estudios realizados por Hernández (1990) describe que las concentraciones de coliformes fecales disminuyen notablemente cuando se someten a condiciones aeróbicas estrictas donde las cargas microbianas principalmente de células eucariotas sobresalen en relación a los microorganismos procariotas. En el experimento realizado, se observa el fenómeno similar de acuerdo a lo citado anteriormente; las concentraciones de coliformes fecales disminuyeron en las últimas semanas.

Esto se explica por dos razones principales, la primera de ellas por las condiciones aeróbicas que genera el humedal que permite que los microorganismos eucarióticos asimilen primero los nutrientes bajo condiciones apropiadas de oxígeno disuelto; la otra razón se explica por formación de células vegetales de la misma planta o humedal. Su crecimiento vegetal depende directamente de la absorción y metabolismo (anabolismo principalmente) de sus células.

Eckenfelder (1989), Hernández (1990) Crites y Tchobanoglous (1998) recomiendan tratamientos alternativos después de que los efluentes hayan sido tratados y que provienen de los reactores biológicos. Esto se debe principalmente para evitar la desinfección con cloro y por otro lado con el sistema de humedales se puede reducir los microorganismos indicadores de la contaminación (coliformes fecales) al grado de estar en cumplimiento de las normas y poder reutilizar el agua para beneficio humano y ecológico.

Las altas concentraciones de cloro pueden eliminar los microorganismos indicadores de la contaminación pero paralelamente produce sustancias altamente tóxicas y nocivas como las cloraminas (resultado de la combinación de cloro con los compuestos del nitrógeno), que dañan de manera irreversible los cuerpos receptores y entornos ecológicos.



Las figuras 73 y 74 muestran el comportamiento de la población de Coliformes Fecales (CF) a lo largo del periodo de 44 semanas de muestreo, observándose que la eficiencia de remoción, es inversamente proporcional a la disminución de población bacteriana, llegando a un 95.2% a partir de la semana 24, y de ahí manteniendo una tendencia a la estabilidad a lo largo del periodo de estudio sin una variación significativa.

Orozco, *et al.* (2006) reportan para *Panicum m.*, y *Heliconia p.* eficiencias de remoción de 95-96% para coliformes fecales, en el módulo A se presentaron valores similares a los mencionados, aunque la eliminación, aún no es la deseable en B, debido a que son sistemas de reciente construcción y aún les falta madurar. Rivera *et al.* (1997), hallaron que en Latinoamérica, el tiempo mínimo para que el sistema de humedales se establezca es de un año, a diferencia de países europeos en los que el sistema se estabiliza en más tiempo debido a la menor temperatura ambiental.

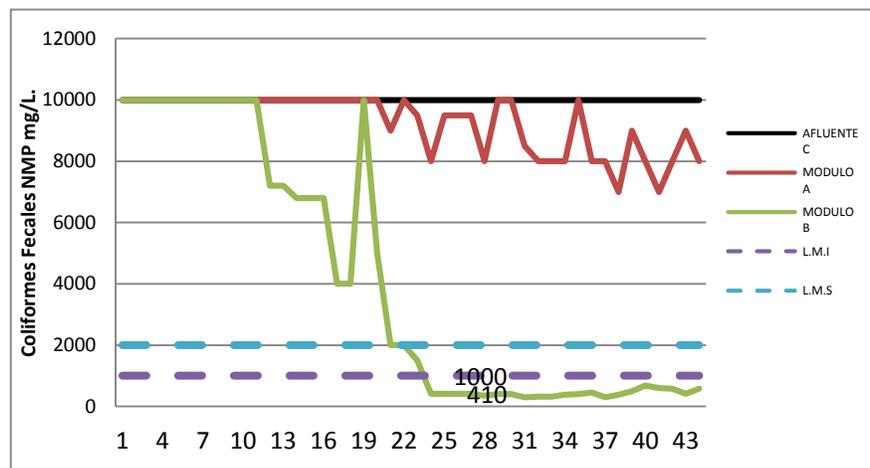


Figura 73. Coliformes fecales en módulo A, B y afluente C.

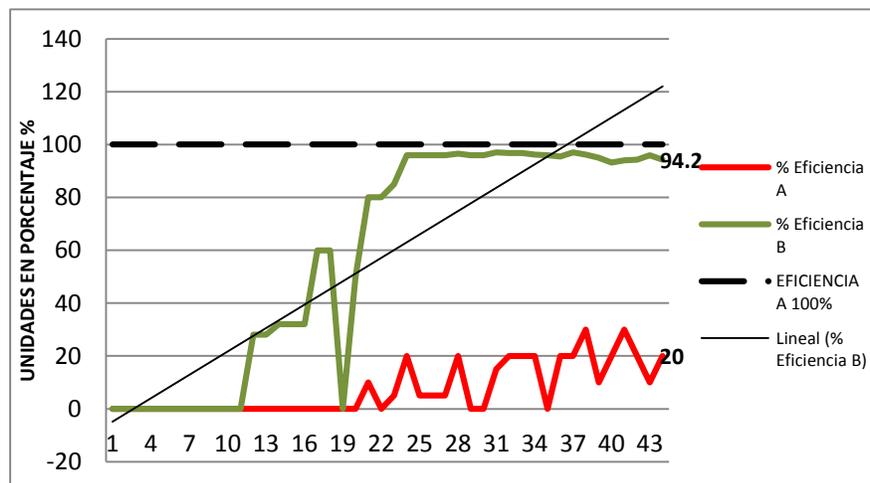


Figura 74. Eficiencia de remoción en base a coliformes fecales en módulos A y B.



Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

La capacidad de los humedales de flujo horizontal subsuperficial para remover cantidades significativas de materia orgánica, del agua residual que mencionan Reed et al. (1988), Metcalf y Eddy (1993) está relacionada directamente con la aplicación de las ecuaciones que proponen, siempre y cuando no se proponen dichos límites los resultados no deberían variar, esto se debe a que en ocasiones el sistema es rebasado en capacidad de depuración debido a factores externos como una sobrecarga de materia orgánica, e.j. (visitas en casa, que superan el cálculo del caudal proyectado).

Según mencionan Lara, J. (1999) en climas cálidos, la remoción de DBO se cree que está intervenida por la producción de una DBO residual ajustada a la descomposición de residuos de las plantas y la materia orgánica presente en el humedal, por lo que no es posible diseñar un sistema con salida de cero DBO, independiente del tiempo de retención hidráulica que se utilice.

Los valores obtenidos en nuestro caso fueron comparados con los máximos permisibles de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996 para descargas de aguas residuales tratadas destinados a ríos y aguas costeras, para uso público, urbano y recreacional, en sus modalidades de muestreo puntual (promedio diario) y muestreo compuesto (promedio mensual), se observó que oscilan en el rango de las aguas residuales domésticas (100-300 mg/Litro) para considerarse como afluentes, que pueden dañar el entorno ecológico (eutrofización).

La figura 75, en la página 85, muestra la comparación descrita de las concentraciones a lo largo del periodo de 44 semanas de operación de los humedales A, B y afluente C, Montoya *et al.* (2011), obtuvieron valores promedio de remoción de 99,09 % para *Heliconia psittacorum* en términos de DBO₅. Frente a los resultados obtenidos se presentó una media para (afluente C (131mg/l) módulo A (107mg/l), módulo B (72 mg/l.).



En el humedal A, se observa que los valores de DBO_5 son cercanos a los del agua residual sin tratar, esto expresa poca capacidad para llevar a cabo la remoción efectiva de contaminantes. Las semanas 41 y 43, presentan valores que cumplen todos los límites máximos permisibles, esto puede no ser tan representativo, tomando en cuenta que los valores del afluente específicamente en esas semanas presentan valores inferiores. El módulo B presenta una disminución progresiva a partir de la semana 23 y a partir de la semana 28, sus valores cumplen con los límites máximos permisibles de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996.

El alejamiento de los valores de DBO_5 del módulo B con respecto al afluente, indica que el humedal tiene capacidad de absorber nutrientes y metabolizarlos a través de las simbiosis con microorganismos aeróbicos, de las concentraciones de contaminantes orgánicos. Para el cumplimiento del límite máximo permisible promedio mensual (línea violeta), se observa que la planta obtuvo su estabilización desde la semana 28, donde a partir de esa fecha, todos sus valores cumplieron con el límite permisible de 75 mg/Litro. Al transcurrir las semanas se observa una tendencia constante a disminuir la concentración de DBO_5 .

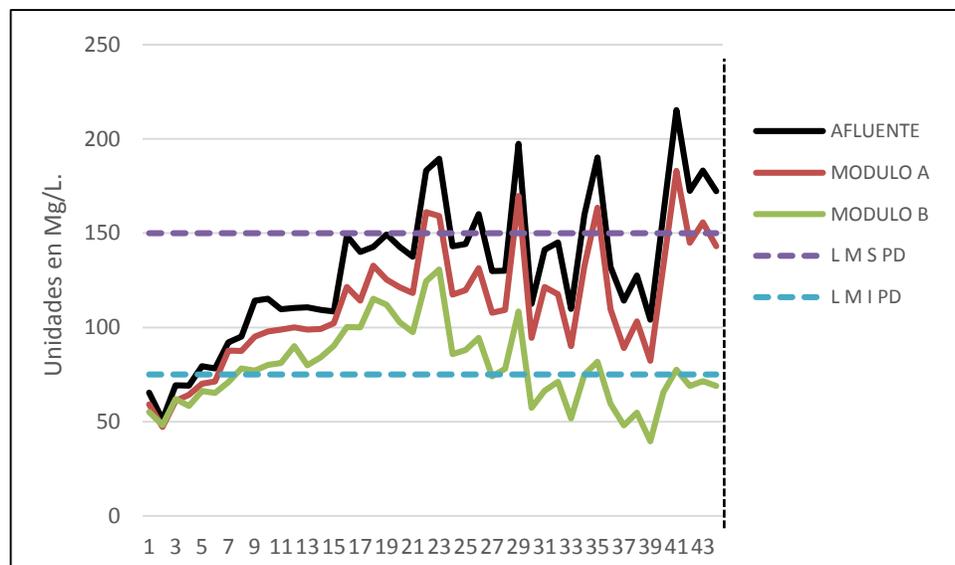


Figura 75. Comparativo de la DBO_5 del afluente. Módulos A y B con los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996. Periodo octubre 2012-septiembre 2013.



La línea a partir de la semana 44 en la figura 76 corresponde a un comportamiento registrado como anómalo al experimento en A, al darse una combinación por invasión y colonización de diferentes especies en módulo, por lo que los resultados a partir de esa semana se consideran nulos en términos de los objetivos iniciales, pero se agregan con fines de registrar para futuras investigaciones este comportamiento. Esta descripción de etapas fue debido a que en A, se presentó un fenómeno natural ajeno al control de las variables, obteniéndose un módulo A mixto, por lo que se graficó a partir de una línea de control para diferenciar, los procesos ocurridos en función del ensayo analítico de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, en su etapa primaria de estabilización antes del ingreso a los humedales y en su salida.

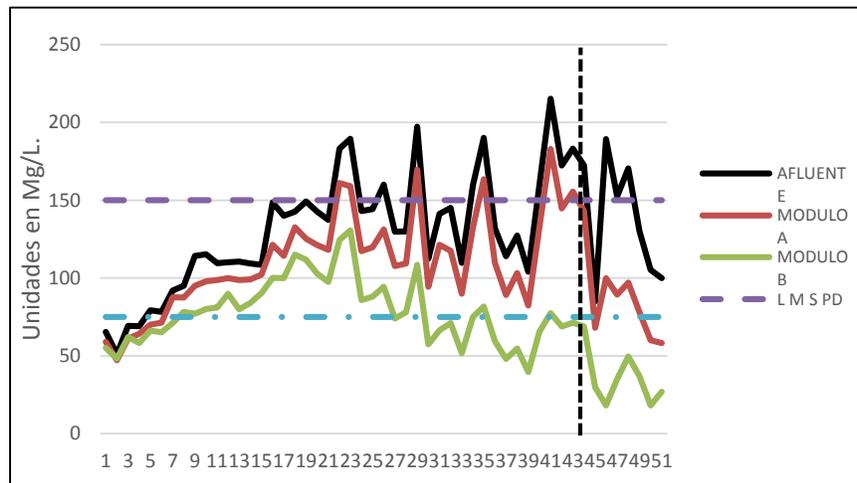


Figura 76. Comparativo de la DBO₅ del afluente, módulos A y B, con los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996. Periodo octubre 2012-octubre 2013.

Como se mencionó en las últimas 7 semanas que se presentó el fenómeno de colonización de *C. indica* y otras especies, se apreció que en un comparativo con el modulo B, de *H. psittacorum ambos* presentaron una tendencia a la disminución de la DBO, con valores entre (50 y 100 mg/l.) en A y siendo notoria la disminución en B (30-50 mg/l.) sobre A en términos generales, ver figura 77, ya que esta continuo con el proceso de degradación de MO, ininterrumpidamente y su tendencia se mantuvo siempre a la baja.

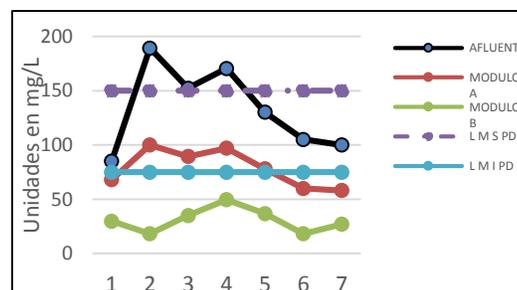


Figura 77. Comparativo de la DBO₅ en afluente C, módulos A mixto y B Periodo: septiembre 2013-octubre 2013.



Porcentajes de eficiencia de remoción en Función de la DBO₅

Las figuras 78 y 79 ilustran los porcentajes de eficiencia de remoción de contaminantes en función de la Demanda Bioquímica de Oxígeno como indicador principal utilizado para la evaluación de rendimientos de todos los sistemas depurativos de aguas residuales. Los porcentajes de eficiencia en el módulo A, son inferiores al 20%, esto significa que menos de la mitad de los contaminantes son depurados por dicho sistema. El módulo B, tiene porcentajes de remoción que son superiores al 60%, esto tiene como resultado que sus valores en las semanas posteriores a la número 27 cumplen con todos los límites máximo permisibles de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996. En esta gráfica, se observa que el tiempo que necesita el humedal artificial para tener rendimientos superiores del 50% es de 27 semanas; como mínimo posterior a eso la tendencia en el porcentaje de remoción es de un rango de 70-90%. Se calculó la eficiencia de remoción de la DBO mediante la ecuación:

$$\text{DBO}_5 (\text{afluente}) - \text{DBO}_5 (\text{efluente}) / \text{DBO}_5 (\text{afluente}) \times 100\%$$

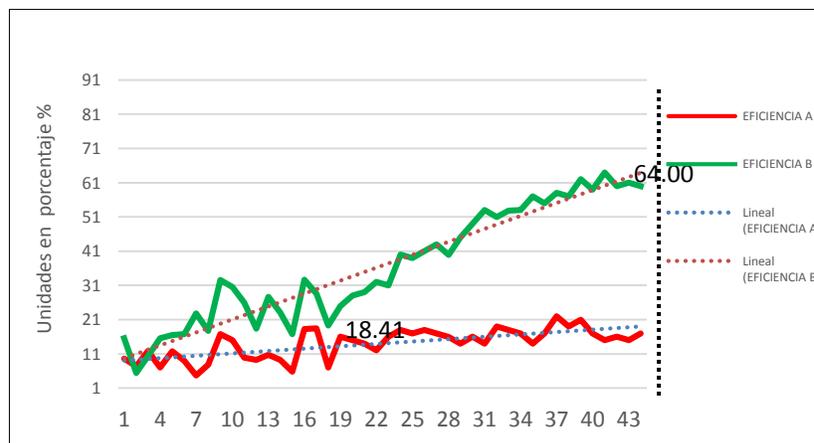


Figura 78. Porcentajes de eficiencia de remoción en función de la DBO₅ (44 semanas).

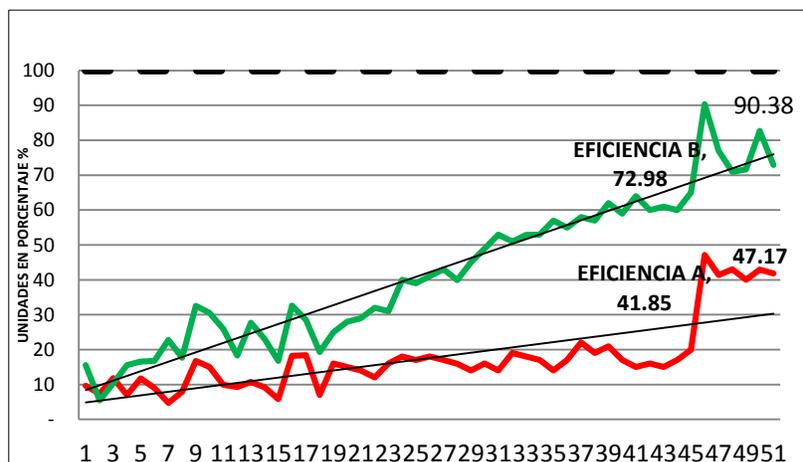


Figura 79. Porcentajes de eficiencia de remoción en función de la DBO₅ (51 semanas).



Nitratos (NO_3^-)

En aguas residuales domésticas al nitrógeno se le encuentra como amonio y nitrógeno orgánico, no suele encontrarse concentraciones significativas de nitratos y nitritos, por lo que un exceso de estos indica un problema de contaminación. Su eliminación en humedales artificiales principalmente es de tipo microbiana, y otra parte por la adsorción del amonio y la asimilación realizada por las plantas, el ciclo del nitrógeno está acoplado al del carbono, materia orgánica (MO) a través de la nitrificación/desnitrificación como lo menciona Kadlec, R.H., et al. (2000).

Los nitratos mostraron en el afluente (C) 99.16 mg/L, módulo (A) 40.63 mg/L, módulo (B) 33.52 mg/L. La NOM-001-SEMARNAT-1996 marca nitrógeno total (NT) de 60mg/l como límite máximo para uso público urbano y en el caso de aguas costeras de uso recreativo no aplica, por lo que el resultado final es un agua con características para uso en riego agrícola.

En los humedales horizontales, la transferencia de oxígeno es baja y hay pocas zonas aeróbicas, la nitrificación no es destacable, el nitrógeno asimilado es incorporado a la biomasa y por tanto eliminado del agua, Kadlec *et al.* (2000) afirma que la planta ejerce un rol importante en el proceso de depuración, por otro lado, las concentraciones presentes prueban que hay una acumulación en las aguas a la salida del proceso del humedal artificial. El módulo B, tiene concentraciones más bajas que el módulo A, referentes al NT de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece un máximo de 60mg/L.



Esto se aprecia en la figura 80 que corresponden a los valores de nitratos en el periodo de evaluación 44 semanas. La figura indican las concentraciones de nitratos, donde se observa que el módulo A, presenta mayores concentraciones comparados con el afluente C y el módulo B. La producción y acumulación de nitratos se debe a los procesos de nitrificación de la materia orgánica nitrogenada; estos requieren mayor tiempo que los procesos metabólicos del carbono, el nitrato presente es un indicador del grado de “madurez” que presentan las aguas residuales, a mayor concentración de nitrato es mayor el tiempo de remoción del proceso de degradación de la materia orgánica.

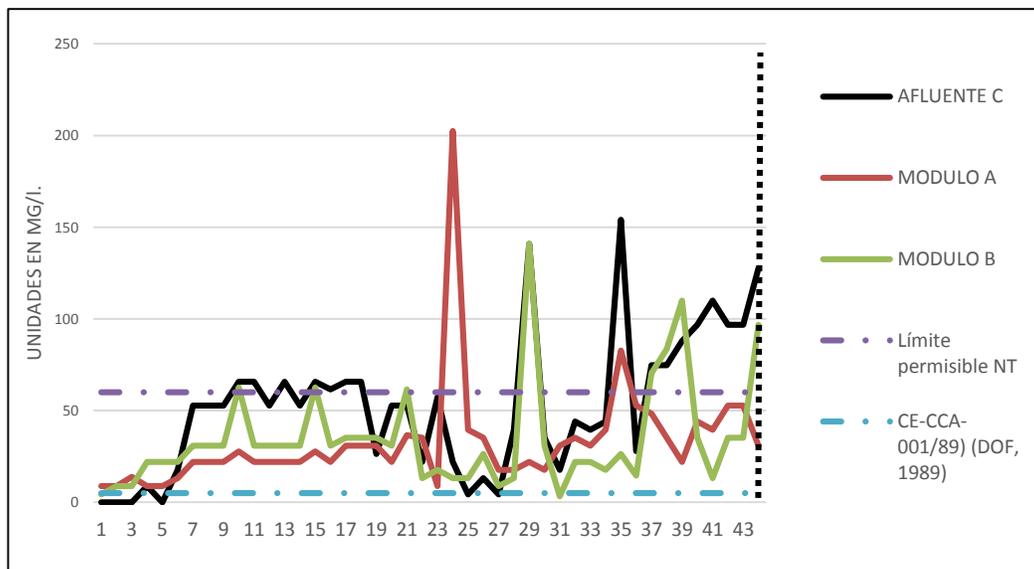


Figura 80. Nitratos en afluente C, módulos A y B periodo: octubre 2012-septiembre 2013.



La línea a partir de la semana 44 en la figura 81 corresponde a un comportamiento registrado como anómalo al experimento en A, mencionado anteriormente, en términos de la DBO esto al darse una combinación por invasión y colonización de diferentes especies en módulo, por lo que los resultados a partir de esa semana y hasta las 51 se consideran nulos en términos de los objetivos iniciales, pero se agregan con fines de registrar para futuras investigaciones este comportamiento.

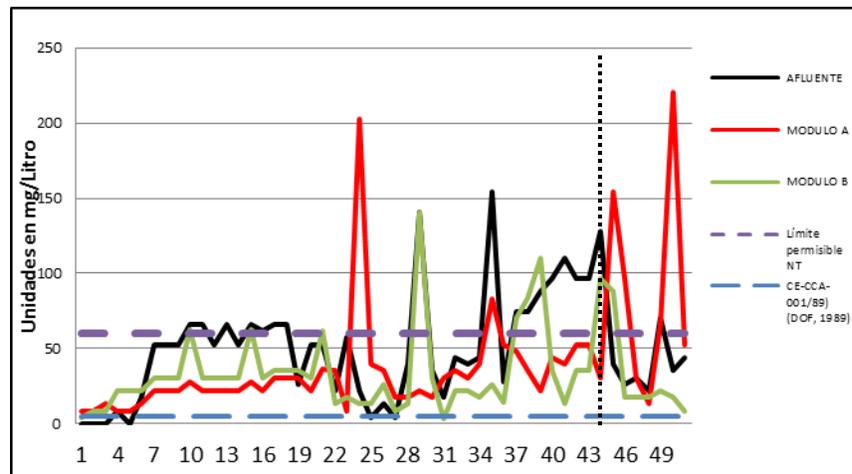


Figura 81. Nitratos en afluyente C, módulos A y B periodo: octubre 2012-octubre 2013.

Se aprecia un valor de 220 mg/l superando el máximo permitido, por las normas pero volviendo a tener un descenso importante en el último muestreo realizado para fines del estudio se descartaron estos valores al presentar en **A** ahora reclasificado como **A mixto** para el periodo de septiembre-octubre 2013 (7 semanas) una comunidad de diferentes especies vegetales, probablemente responsable de una polinización por murciélagos aves o ardilla, que se encuentran en la zona.

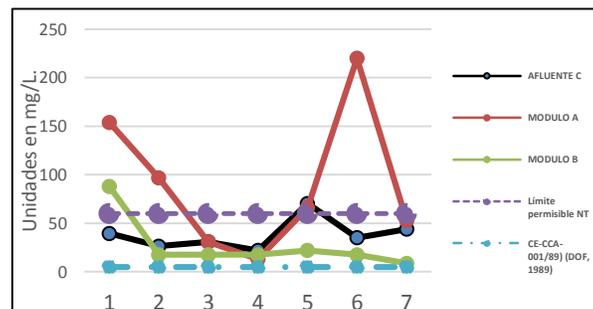


Figura 82. Nitratos en afluyente C, módulos A mixto y B Periodo: septiembre 2013-octubre 2013.



Nitritos (NO_2^-)

La figura 83, indica las concentraciones de nitritos presentes en las aguas residuales y los módulos de tratamiento A y B.

A mayores concentraciones, significan que las plantas poseen una baja capacidad de reducir nitritos a nitratos. Bajas concentraciones de nitritos en las descargas provenientes de los módulos de tratamiento, indican la efectividad de remoción de los compuestos orgánicos nitrogenados y que son aprovechados en la producción de aminoácidos, proteínas y tejido celular, como componentes en las estructuras de los humedales y plantas. (Sustrato y rizomas).

Se observa que la química del nitrito tiene su generación a partir de la semana número 22; esto se debe a que las planta de tratamiento biológicos (sean planta convencionales de tratamiento por lodos activados, lechos o humedales artificiales), el tiempo de estabilización de procesos que requiere tanto las plantas como las bacterias que trabajan de manera simbiótica es de 20 a 22 de semanas. El módulo A es el que presenta la acumulación de nitritos en su descarga, corroborando que la planta del módulo A, tiene menos capacidad de absorción, además de un lento metabolismo en comparación con el modulo B. El afluente no presenta valores de nitritos debido a que no entra aún en etapa de nitrificación o desnitrificación.

Los nitritos obtuvieron una media para el afluente C (0.024); B (0.579); C (0.210) mg/l y empiezan a mostrar un descenso importante a partir de la semana 21 coincidiendo con la reducción de coliformes que se muestra en las figuras 73 y 74 donde se apreció que la relación de eficiencia era inversamente proporcional a la disminución de la población bacteriana y de nitritos.

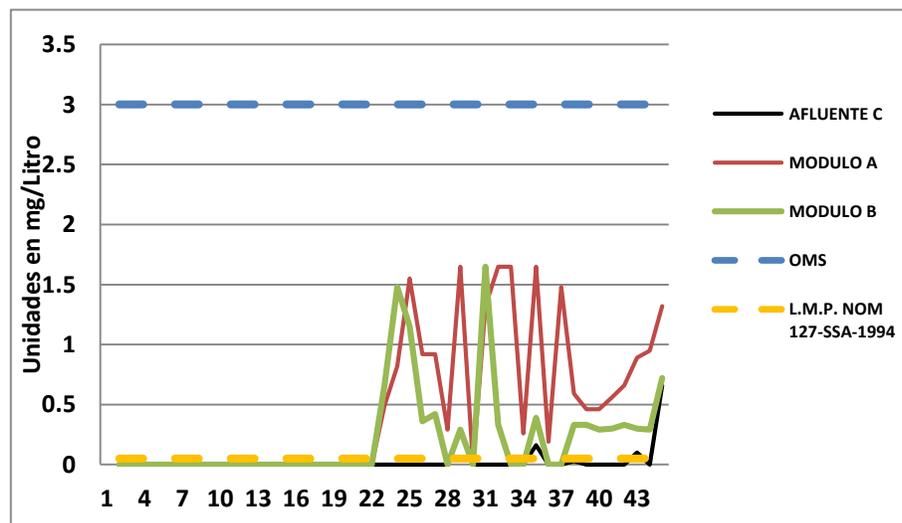


Figura 83. Nitritos en afluente C, módulos A y B periodo: octubre 2012-octubre 2013.



Sulfuro de Hidrógeno (H₂S)

Una baja concentración del sulfuro de hidrógeno (1%) indicó que el agua estuvo poco tiempo sin recibir tratamiento, concentraciones superiores a 10 mg/litro de H₂S revelarían el estado y tiempo de exposición de cualquier agua residual sin recibir tratamiento de depuración de tipo aeróbica.

Pacheco *et al.* (2012) mencionan efluentes con sulfuros (54 mg/l.) provenientes de la industria del curtido de piel en sus resultados, que da un indicador de la cantidad presente en ciertos tipos de aguas. Wolverton *et al.* (1987) dicen que la actividad microbiana aerobia sulfoxidante es dependiente de la rizósfera en sedimentos, bajo condiciones anaerobias. Por lo que se puede asumir bacterias patógenas de este tipo en el módulo A lo cual es un potencial riesgo a la salud.

Stubner *et al.* (1998) mencionan principalmente a *Pseudomonas*, encontradas en suelos de reactores biológicos (HA) empleados en tratamiento de afluentes, indican que poseen capacidades para metabolizar compuestos reducidos de azufre por asimilación y oxidación, pudiendo participar en la mejora de la calidad de los efluentes. Se mencionan valores de 1-2 mg/L como indicadores de alta o baja contaminación, en el estudio los promedios para A y B fueron entre (0.32-0.24)mg/l respectivamente, que en términos generales hablan de una contaminación baja para el módulo A y media alta para B, así como posible presencia de Pseudonomas.

La figura 84 en la página siguientes muestra la presencia de sulfuro de hidrógeno durante las 44 semanas de experimentación. Como se mencionó anteriormente debido a un fenómeno externo, a partir de la semana 44. Como se observa, se encuentra presencia de este compuesto en las tres zonas de experimentación.



En el caso del afluente (C), es natural la presencia del sulfuro de hidrógeno debido a la ausencia de bacterias activas que puedan llevar a cabo los metabolismos aerobios correspondientes; la generación del sulfuro de hidrógeno se presenta como uno de los productos del metabolismo anaeróbico (sin presencia de oxígeno).

Los módulos A y B contienen sulfuro de hidrógeno en proporciones similares a la del afluente (C) en las primeras semanas de inicio de la experimentación; el módulo A, durante todo el proceso experimental siguió generándolo, lo que habla de que su proceso de metabolismo no fue del todo aeróbico.

El módulo B, a partir de la semana 24 no presenta valores del sulfuro de hidrógeno, esto se explica por la estabilización aeróbica del proceso; en condiciones de oxígeno disuelto disponible, el sulfuro de hidrógeno pasa a convertirse en iones sulfatos que se expresan en el aumento de la conductividad eléctrica por su capacidad de transmitir electricidad.

El módulo B tiene una reducción a cero, una vez que a partir de la semana 24 no presenta valores, por lo que es un indicador de que el sistema es aeróbico pudiendo hacer la conversión del sulfuro de hidrógeno en iones sulfato. Una vez lograda la estabilización; el módulo B no presentó valores de sulfuro de hidrógeno.

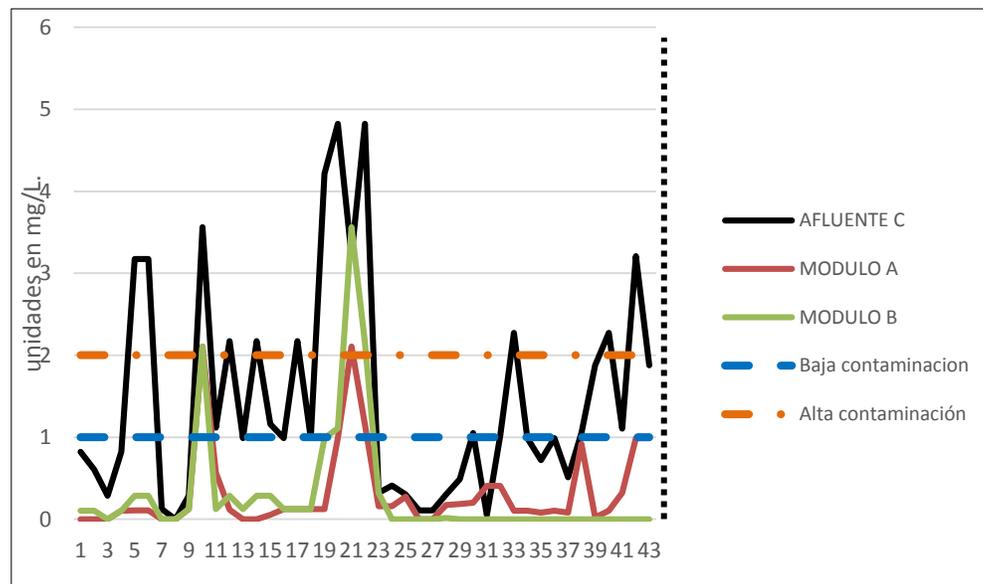


Figura 84. Sulfuro de hidrógeno en afluente C, módulos A y B. Periodo: Octubre 2012-Octubre 2013.



La línea a partir de la semana 44 en la figura 86 corresponde a un comportamiento registrado como anómalo al experimento en A, al darse una combinación por invasión y colonización de diferentes especies en módulo, por lo que los resultados a partir de esa semana se consideran nulos en términos de los objetivos iniciales, pero se agregan con fines de registrar para futuras investigaciones este comportamiento. Esta descripción de etapas fue debido a que en A, se presentó un fenómeno natural ajeno al control de las variables, obteniéndose un módulo A mixto, por lo que se graficó a partir de una línea de control para diferenciar, los procesos ocurridos.

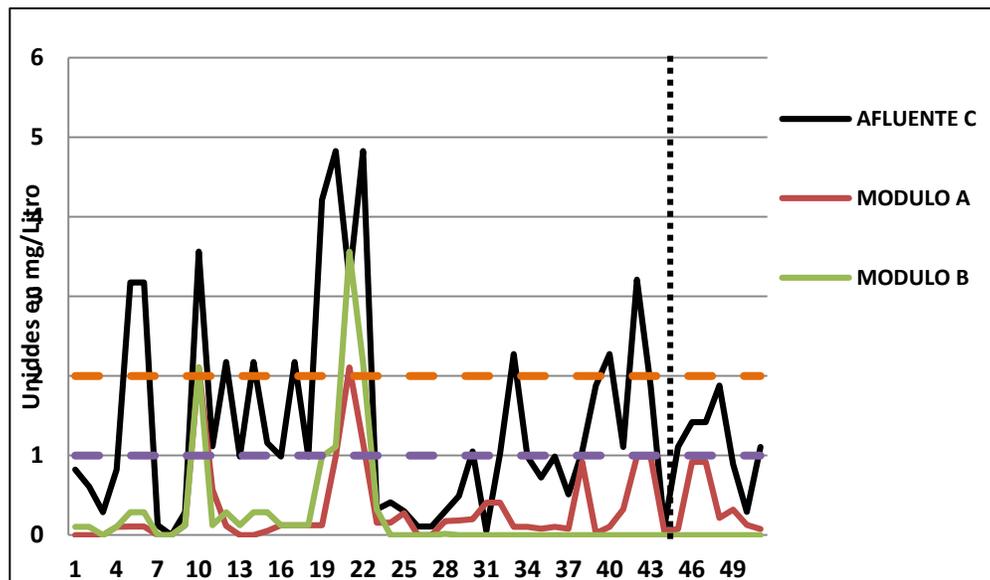


Figura 85. Sulfuro de hidrógeno en afluyente C, módulos A y B. Periodo: Octubre 2012-septiembre 2013.

Es interesante ver que en ese periodo en particular el sulfuro de hidrogeno en A mixto se comportó con valores por debajo de los establecidos por Eckenfelder (1989) de 1mg para una contaminación baja, por lo que queda como referencia para futuros estudios, evaluar estas especies frutales en conjunto y separado como alternativas para fitodepuración, ya que no se han reportado estudios similares con las mencionadas.

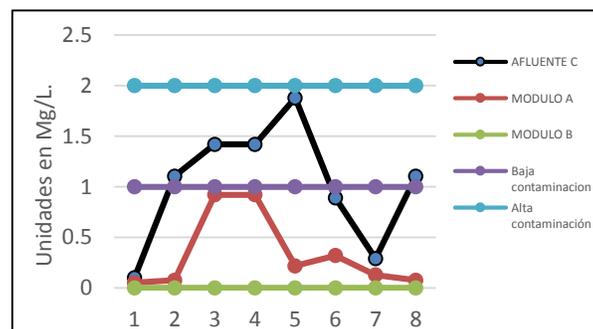


Figura 86. Sulfuro de hidrógeno en Afluyente C, módulos A y B. Periodo: Septiembre 2013-octubre 2013.



Conductividad eléctrica (C.E.)

La conductividad es un indicador de contaminación proveniente de la materia orgánica e inorgánica presente que tiene la capacidad de conducir electricidad. Las altas cantidades de conductividad son indicadores de concentraciones de sustancias iónicas.

Sawyer *et al.* (2001) da énfasis que en procesos biológicos la reducción de la contaminación eléctrica es alta pero puede aumentar lo referente a los compuestos inorgánicos. Esto se ve principalmente en aquellos tratamientos donde los tiempos de retención no son altos.

Los procesos depurativos donde se requiere la eliminación de la conductividad eléctrica de la materia inorgánica pueden tener duración de 10 a 20 días de tratamiento. En el caso de humedales artificiales Mihelcic (2012) explica que las altas concentraciones de conductividad eléctrica se deben a la acumulación de sales que se dan por el proceso simbiótico humedal/microorganismo activados.

Durante el experimento se observaron altas concentraciones de conductividad eléctrica pero coinciden los datos con lo que explica Mihelcic (2012) esto se debe a que los porcentajes de eficiencia de remoción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (indicador de presencia de la materia orgánica) fueron altos y que se cumplieran con los límites máximos permisibles.

Con relación a la eficiencia de remoción de MO y el aumento de la (C.E.) la media general de los módulos A, B y afluyente C, fue de (964.03 $\mu\text{S}/\text{cm}$) los cuales se encuentran en rangos permitidos de las normas NOM-127-SSA1-1994. Orozco, *et al.* (2006) mencionan una conductividad eléctrica (C.E.) media de (976.14 $\mu\text{S}/\text{cm}$), esta concentración, es debida a la disolución de las sales del medio poroso, lo cual concuerda con los resultados obtenidos, aunque en este caso usaron un sistema de flujo vertical, que es una variante del horizontal utilizado en nuestro modelo, por lo que no se aprecia una diferencia significativa.



La figura 87 es una confirmación de lo observado en la figura (71), “sólidos disueltos”. En algunas semanas se observa al módulo B, llegar a tener valores mayores que el agua cruda sin tratar y se puede erróneamente concluir que el sistema del módulo B, no tiene remoción de contaminantes. Esto puede ser una falsa conclusión debido a que la concentración de la conductividad eléctrica, es un indicador de la presencia de elementos inorgánicos, que tienen la capacidad de conducir la electricidad, tomando como referencia en las gráficas anteriores de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, se observa que el módulo B, es el que tienen mejor porcentaje de remoción de contaminantes orgánicos

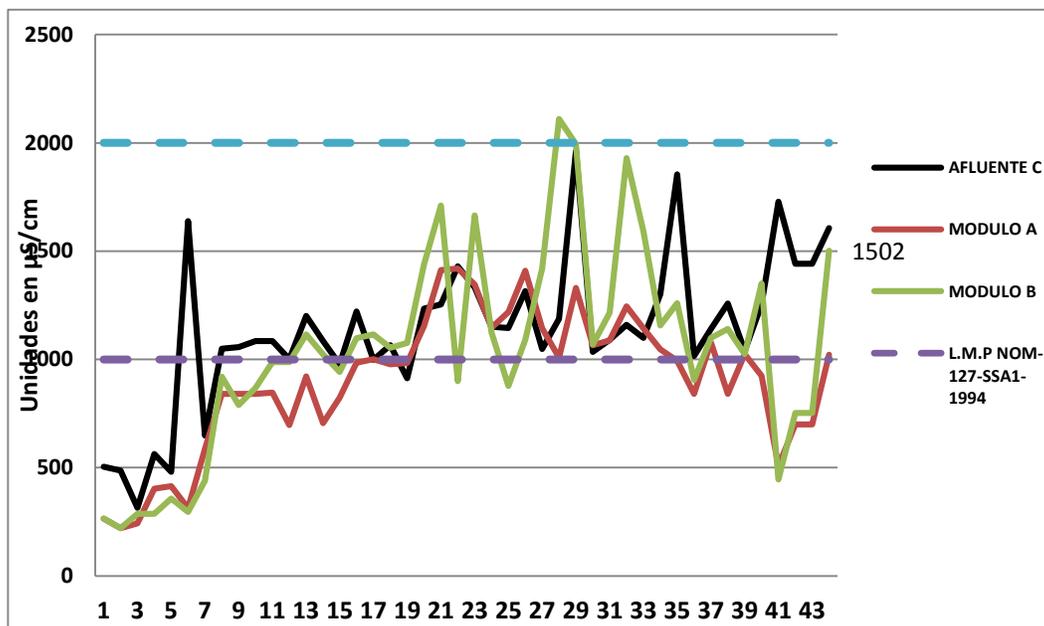


Figura 87. Gráfica de conductividad eléctrica en afluyente C, módulos A y B.
Periodo: Octubre 2012 Octubre 2013.



Resultados de las pruebas de hipótesis hasta la semana 44

Las medidas estadísticas media, desviación estándar y error estándar se presentan para tres de los parámetros usados en este estudio.

Tabla 18. Estadísticos de muestras relacionadas

		Media	n	Desviación típ.	Error típ. de la media
Par 1	NITRATOS EN A	32.677	44	30.0027	4.5231
	NITRATOS EN B	35.282	44	28.1420	4.2426
Par 2	DEMANDA BIOQUÍMICA EN A	111.6484	44	31.16888	4.69889
	DEMANDA BIOQUÍMICA EN B	78.5255	44	20.76879	3.13101
Par 3	SULFURO DE HIDRÓGENO EN A	.30532	44	.499673	.075328
	SULFURO DE HIDRÓGENO EN B	.28935	44	.697769	.105193

a. Prueba de hipótesis sobre DBO₅

Desde el punto de vista descriptivo se observa que el promedio de DBO₅ es mayor en el módulo A (111.65) que en el módulo B (78.53). Véase la siguiente figura:

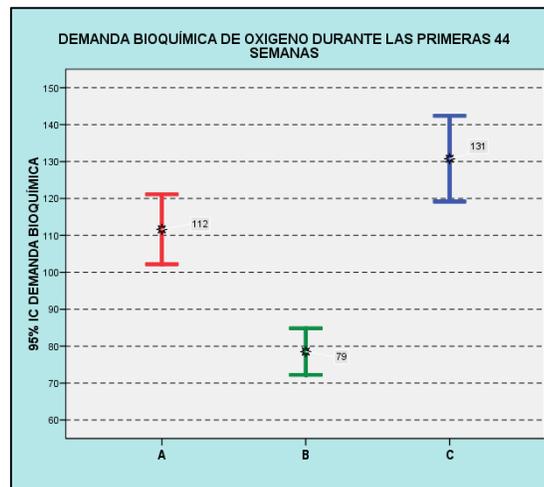


Figura 88. Intervalos de confianza del 95% para los promedios de DBO₅

Este resultado es congruente con el resultado que considera 51 semanas. El DBO₅ de C es mayor, en promedio en A que en B.

La hipótesis nula: El promedio de DBO₅ en el módulo A es igual al promedio de DBO₅ en el módulo B. $H_0: \mu_A = \mu_B$



La hipótesis que se quiere aceptar es la hipótesis alternativa: El promedio de DBO₅ (mg/l) en el módulo A es mayor que el promedio de DBO₅ en el módulo B.
 $H_1: \mu_A > \mu_B$

Esta prueba de hipótesis se efectuó con la prueba estadística *t* de Student para datos relacionados pareados, con el programa SPSS v.15. En esta prueba se consideran las diferencias de las mediciones individuales de DBO₅ en cada semana, existe un par de valores de DBO₅ uno para el módulo A y otro para el módulo B obtenidos en el mismo momento.

Tabla 19. Resultados de las hipótesis formuladas.

		Diferencias relacionadas				t	gl	Valor p	
		Media	Desviación estándar	Error estándar de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia				
					Inferior				Superior
Par 1	NITRÓGENO EN A - NITRÓGENO EN B	-2.6045	42.3756	6.3884	-15.4879	10.2788	-.408	43	.686
Par 2	DEMANDA BIOQUÍMICA EN A - DEMANDA BIOQUÍMICA EN B	33.12295	25.349	3.82149	25.41618	40.82973	8.668	43	.000
Par 3	SULFURO DE HIDRÓGENO EN A - SULFURO DE HIDRÓGENO EN B	.015973	.421962	.063613	-.112315	.144261	.251	43	.803

El par 2 para DBO₅ visto en la tabla (19), refleja que el promedio de las diferencias pareadas es positivo (33.12 mg/l), lo que indica que el promedio de DBO₅ de A es mayor que el promedio de DBO₅ en el módulo B, con un nivel de significancia exacto o valor p = 0.000. Se puede decir que a lo largo de las 44 semanas la demanda bioquímica de oxígeno promedio fue mayor en A que en B. Existe evidencia suficiente desde el punto de vista estadístico que permite rechazar la hipótesis nula de que los promedios en A y B son iguales. Los datos apoyan la hipótesis de que durante las 44 semanas el promedio de DBO₅ en A es mayor que el promedio de DBO₅ en B. Es un resultado semejante cuando se consideran 51 semanas.

Prueba de hipótesis acerca de los promedios de DBO₅ en A, B y C. En términos globales, para comparar los tres promedios simultáneamente se requiere del uso del análisis de varianza (ANOVA); donde se plantea la hipótesis nula de que $H_0: \mu_A = \mu_B = \mu_C$, no existe diferencias en los promedios de DBO₅ entre los tres módulos, contra la hipótesis alternativa que plantea que por lo menos en un par de módulos existe diferencia entre los promedios de DBO₅. Se utilizó el análisis de varianza para un diseño completamente aleatorizado de un factor (Módulo) con tres niveles: A, B y C.



Tabla 20. ANOVA para la demanda bioquímica de oxígeno (44 semanas)
DEMANDA BIOQUÍMICA

	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	61499.296	2	30749.648	32.253	.000
Intra-grupos	122989.035	129	953.403		
Total	184488.331	131			

Tabla 21. Comparaciones de DBO₅ entre los tres módulos

(I) MÓDULO	(J) MÓDULO	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite superior	Límite inferior
A	B	33.12295(*)	6.58305	.000	17.5141	48.7318
	C	-19.12773(*)	6.58305	.012	-34.7366	-3.5188
B	A	-33.12295(*)	6.58305	.000	-48.7318	-17.5141
	C	-52.25068(*)	6.58305	.000	-67.8596	-36.6418
C	A	19.12773(*)	6.58305	.012	3.5188	34.7366
	B	52.25068(*)	6.58305	.000	36.6418	67.8596

* La diferencia de medias es significativa al nivel .05.

Con un valor $p = 0.000$ de significancia se puede concluir que existen diferencias estadísticamente significativas entre los promedios de DBO₅ para los tres módulos A, B y C (inter-grupos).

Con la prueba de Tukey se detecta entre que parejas de módulos se tienen diferencias significativas. Donde se tiene la marca con asterisco significa que existe diferencia significativa entre los promedios de A y C, así como entre B y C. Se concluye que el promedio de DBO en C es mayor que el promedio en A y también mayor que el promedio en B.

En la figura 88 se observa el comportamiento de la DBO a través de las 44 semanas. Refuerza la idea de que el módulo B tiene menor promedio de DBO que el módulo A. Se puede decir que si se volviera a realizar este experimento, es muy probable que se llegue a los mismos resultados bajo las mismas condiciones del medio ambiente y durante 44 semanas. De igual forma se puede observar que no hubo cambios en los resultados considerando 51 semanas o 44 semanas.

b. Prueba de hipótesis sobre los nitratos NO₃ durante 44 semanas.

Desde el punto de vista descriptivo se observa en la tabla 18 (pág.89) que el promedio de nitratos es menor en el módulo A (32.68) que en el módulo B (35.28). Véase la figura 92:

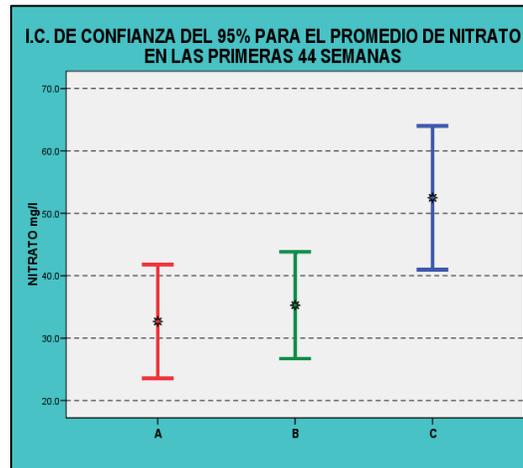


Figura 89. Intervalos de confianza para las medias de nitratos en cada módulo.

La hipótesis nula: El promedio de NO₃ en el módulo A es igual al promedio de NO₃ en el módulo B. $H_0: \mu_A = \mu_B$

La hipótesis que se quiere aceptar es la hipótesis alternativa: El promedio de NO₃ (mg/l) en el módulo A es menor que el promedio de NO₃ en el módulo B. $H_1: \mu_A < \mu_B$

Esta prueba de hipótesis se efectuó con la prueba estadística *t* de Student para datos relacionados pareados, con el programa SPSS v.15. En esta prueba se consideran las diferencias de las mediciones individuales de NO₃ en cada semana, existe un par de valores de NO₃ uno para el módulo A y otro para el módulo B obtenidos en el mismo momento.

El par 4 para NO₃ visto en la tabla 19 el nivel de significancia exacto o valor $p=0.686$, sugiere que no hay evidencia suficiente como para concluir estadísticamente que el promedio de los nitratos es menor en A que en B. No se puede rechazar la hipótesis nula de que los promedios en A y B son iguales. Los datos no apoyan la hipótesis de que durante las 44 semanas el promedio de nitratos en A es menor que el promedio de nitratos en B.



Se realizó el análisis de varianza para comparar las medias entre los tres módulos, dando un valor $p = 0.009$ que indica, a este nivel de significancia, que hay diferencias significativas entre las medias de los tres módulos; existen diferencias significativas entre el módulo B y el módulo C, con un nivel de significancia de 0.036 (3.6% de significancia), también las hay entre los módulos A y C. Pero no hay evidencia de existan diferencias significativas entre los módulos A y B.

Tabla 22. Análisis de varianza para nitratos.

	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	10205.848	2	5102.924	4.892	.009
Intra-grupos	134561.442	129	1043.112		
Total	144767.290	131			

Tabla 23. HSD de Tukey.

(I) MÓDULO	(J) MÓDULO	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
A	B	-2.6045	6.8858	.924	-18.931	13.722
	C	-19.8182(*)	6.8858	.013	-36.145	-3.491
B	A	2.6045	6.8858	.924	-13.722	18.931
	C	-17.2136(*)	6.8858	.036	-33.540	-.887
C	A	19.8182(*)	6.8858	.013	3.491	36.145
	B	17.2136(*)	6.8858	.036	.887	33.540

* La diferencia de medias es significativa al nivel .05.

Tabla 23-A.

MUESTRA2	N	Subconjunto para alfa = .05	
		2	1
A	44	32.677	
B	44	35.282	
C	44		52.495
Sig.		.924	1.000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.
a Usa el tamaño muestral de la media armónica = 44.000.



Prueba de hipótesis sobre el sulfuro de hidrógeno H₂S durante 44 semanas.

Desde el punto de vista descriptivo se observa en la tabla 18 que el promedio de sulfuro de hidrógeno es mayor en el módulo A (0.305) es mayor que en el módulo B (0.289). Véase la siguiente figura:

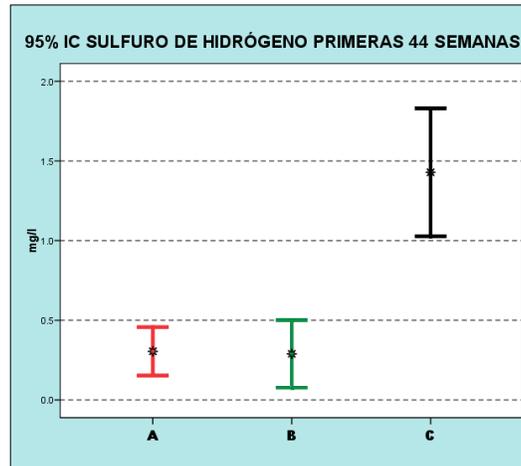


Figura 90. Intervalos de confianza para las medias de sulfuro de hidrógeno.

Se observa que el promedio de H₂S de C es mayor que los promedios tanto de A como de B.

La hipótesis nula: El promedio de H₂S en el módulo A es igual al promedio de H₂S en el módulo B. $H_0: \mu_A = \mu_B$

La hipótesis que se quiere aceptar es la hipótesis alternativa: El promedio de H₂S (mg/l) en el módulo A es mayor que el promedio de H₂S en el módulo B. $H_1: \mu_A > \mu_B$

Esta prueba de hipótesis se efectuó con la prueba estadística t de Student para datos relacionados pareados, con el programa SPSS v.15. En esta prueba se consideran las diferencias de las mediciones individuales de H₂S en cada semana, existe un par de valores de H₂S uno para el módulo A y otro para el módulo B obtenidos en el mismo momento.



El par 3 para H₂S visto en la tabla 19 expresado con un nivel de significancia exacto o valor $p = 0.803$, que no hay evidencia suficiente como para concluir estadísticamente que el promedio de H₂S es mayor en A que en B. No se puede rechazar la hipótesis nula de que los promedios en A y B son iguales. Los datos no apoyan la hipótesis de que durante las 44 semanas el promedio de nitratos en A es mayor que el promedio de nitratos en B.

Se realizó el análisis de varianza para comparar las medias entre los tres módulos, dando un valor $p = 0.000$ que indica, a este nivel de significancia, que hay diferencias significativas entre las medias de los tres módulos. Aunque únicamente se pueda tener diferencias significativas entre los módulos A y C, y B y C, con un nivel de significancia de 0.000.

Tabla 24. Análisis de varianza para sulfuro de hidrógeno.

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	37.555	2	18.778	22.724	.000
Intra-grupos	106.596	129	.826		
Total	144.151	131			

Se observa en la tabla 25 que entre los promedios de A y B no existan diferencias significativas (valor $p=0.996$)

Tabla 25. Comparaciones múltiples de Tukey para H₂S

(I) MÓDULO	(J) MÓDULO	Diferencia de medias (I-J)	Error típico		Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior		Límite inferior	Límite superior
A	B	.015973	.193804	.193804	.996	-.44355	.47550
	C	-1.123432(*)	.193804	.193804	.000	-1.58296	-.66391
B	A	-.015973	.193804	.193804	.996	-.47550	.44355
	C	-1.139405(*)	.193804	.193804	.000	-1.59893	-.67988
C	A	1.123432(*)	.193804	.193804	.000	.66391	1.58296
	B	1.139405(*)	.193804	.193804	.000	.67988	1.59893

* La diferencia de medias es significativa al nivel .05.

Por lo tanto, se puede decir que el promedio de sulfuro de hidrógeno en el módulo A no es mayor al promedio de sulfuro de hidrógeno del módulo B.



Resultados de las pruebas de hipótesis hasta la semana 51

Los resultados obtenidos desde este punto son con fines de referencia ya que abarcan un periodo de 7 semanas que se descartó del total del estudio a fin de homogenizar los datos, por el mencionado fenómeno ajeno a las variables de control, aun así es importante señalar que en análisis estadístico, comprueba que entre un el periodo de 44 y 51 semanas, que se estudios, las diferencias no son significativa, las medidas estadísticas media, desviación estándar y error estándar se presentan para los parámetros usados en este estudio.

Tabla 26. Promedios creados mediante SPSS 15.

MEDIDAS ESTADÍSTICAS DE LOS DOS MÓDULOS					
		Media	n	Desviación Estándar	Error estándar de la media
Par 1	pH_A	6.80935	51	.263386	.036881
	PH_B	6.64218	51	.286646	.040138
Par 2	C.E_A	866.16	51	316.772	44.357
	CE_B	952.41	51	482.233	67.526
Par 3	SDT_A	443.529	51	171.3259	23.9904
	SDT_B	497.114	51	276.1315	38.6661
Par 4	NO3_A	40.616	51	42.7345	5.9840
	NO3_B	34.149	51	27.8915	3.9056
Par 5	NO2_A	.57924	51	.641440	.089820
	NO2_B	.21051	51	.362454	.050754
Par 6	DBO5_A	107.1241	51	31.66351	4.43378
	DBO5_B	71.9598	51	25.73304	3.60335
Par 7	H2S_A	.315431	51	.4823331	.0675401
	H2S_B	.249631	51	.6548514	.0916975

a. Prueba de hipótesis sobre DBO₅

Desde el punto de vista descriptivo se observa que el promedio de DBO₅ es mayor en el módulo A (107.12) que en el módulo B (71.96). Véase la siguiente figura:

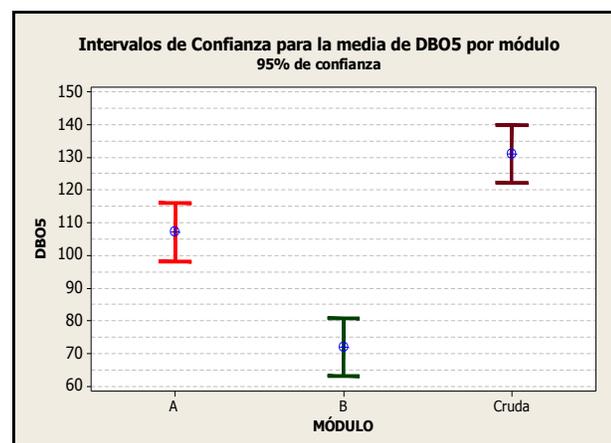


Figura 91. Intervalos de confianza del 95% para los promedios de DBO₅



Tabla 27. Resultados de las hipótesis formuladas.

PRUEBA DE HIPÓTESIS SOBRE LA DIFERENCIA DE LAS MEDIAS ENTRE A y B								
Diferencias entre las medias de A y B								
		Media	Desviación estándar	Error estándar de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia		t	SIGNIFICANCIA ESTADÍSTICA
					Inferior	Superior		
Par 1	pH_A - pH_B	.167176	.200302	.028048	.110841	.223512	5.960	.000
Par 2	CE_A - CE_B	-86.255	292.402	40.944	-168.494	-4.016	-2.107	.040
Par 3	SDT_A - SDT_B	-53.5843	162.6083	22.7697	-99.3186	-7.8500	-2.353	.023
Par 4	NO3_A - NO3_B	6.4667	51.1939	7.1686	-7.9318	20.8652	.902	.371
Par 5	NO2_A - NO2_B	.368725	.570004	.079817	.208409	.529042	4.620	.000
Par 6	DBO5_A - DBO5_B	35.16431	24.74362	3.46480	28.20506	42.12357	10.149	.000
Par 7	H2S_A - H2S_B	.0658000	.4316403	.0604417	-.0556008	.1872008	1.089	.282

La hipótesis nula: El promedio de DBO₅ en el módulo A es igual al promedio de DBO₅ en el módulo B. $H_0: \mu_A = \mu_B$

La hipótesis que se quiere aceptar es la hipótesis alternativa: El promedio de DBO₅ (mg/l) en el módulo A es mayor que el promedio de DBO₅ en el módulo B. $H_1: \mu_A > \mu_B$

Esta prueba de hipótesis se efectuó con la prueba estadística t de Student para datos relacionados pareados, con el programa SPSS v.15. En esta prueba se consideran las diferencias de las mediciones individuales de DBO₅ en cada semana, existe un par de valores de DBO₅ uno para el módulo A y otro para el módulo B obtenidos en el mismo momento.

El par 6 para DBO₅ visto en la tabla 27, refleja que el promedio de las diferencias pareadas es positivo, lo que indica que el promedio de DBO₅ de A es mayor que el promedio de DBO₅ en el módulo B, con un nivel de significancia exacto o valor p = 0.000. Se puede decir que a lo largo de las 51 semanas la demanda bioquímica de oxígeno promedio fue mayor en A que en B. Existe evidencia suficiente desde el punto de vista estadístico que permite rechazar la hipótesis nula de que los promedios en A y B son iguales. Los datos apoyan la hipótesis de que durante las 51 semanas el promedio de DBO₅ en A es mayor que el promedio de DBO₅ en B.



Prueba de hipótesis acerca de los promedios de DBO₅ en A, B y C. En términos globales, para comparar los tres promedios simultáneamente se requiere del uso del análisis de varianza (ANOVA); donde se plantea la hipótesis nula de que $H_0: \mu_A = \mu_B = \mu_C$, no existe diferencias en los promedios de DBO₅ entre los tres módulos, contra la hipótesis alternativa que plantea que por lo menos en un par de módulos existe diferencia entre los promedios de DBO₅. Se utilizó el análisis de varianza para un diseño completamente aleatorizado de un factor (Módulo) con tres niveles: A, B y C.

Tabla 28. Análisis de varianza para DBO₅

ANÁLISIS DE VARIANZA PARA DBO					
DBO ₅ _A					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	90292.901	2	45146.450	43.671	.000
Intra-grupos	155066.825	150	1033.779		
Total	245359.726	152			

Con un valor $p = 0.000$ de significancia se puede concluir que existen diferencias estadísticamente significativas entre los promedios de DBO₅ en A, B y C (inter-grupos). Con la prueba de Tukey se detecta entre que parejas de módulos se tienen diferencias significativas.

Tabla 29. Comparaciones múltiples para DBO₅

Variable dependiente: DBO₅_A

	I	J	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
						Límite inferior	Límite superior
HSD de Tukey	A	B	35.16431*	6.36713	.000	20.0920	50.2366
		C	-23.99039*	6.36713	.001	-39.0627	-8.9181
	B	A	-35.16431*	6.36713	.000	-50.2366	-20.0920
		C	-59.15471*	6.36713	.000	-74.2270	-44.0824
	C	A	23.99039*	6.36713	.001	8.9181	39.0627
		B	59.15471*	6.36713	.000	44.0824	74.2270
DMS	A	B	35.16431*	6.36713	.000	22.5835	47.7452
		C	-23.99039*	6.36713	.000	-36.5712	-11.4095
	B	A	-35.16431*	6.36713	.000	-47.7452	-22.5835
		C	-59.15471*	6.36713	.000	-71.7356	-46.5739
	C	A	23.99039*	6.36713	.000	11.4095	36.5712
		B	59.15471*	6.36713	.000	46.5739	71.7356

*. La diferencia de medias es significativa al nivel .05.



Donde se tiene la marca con asterisco significa que existe diferencia significativa entre la pareja A y B, A y C; y B y C. Se concluye que el promedio de DBO₅ en C es mayor que el promedio en A y mayor que el promedio en B.

En la figura 91 se observa el comportamiento de la DBO₅ a través de las 51 semanas. Refuerza la idea de que el módulo B tiene menor promedio de DBO₅ que el módulo A. Se puede decir que si se volviera a realizar este experimento, es muy probable que se llegue a los mismos resultados bajo las mismas condiciones del medio ambiente.

b. Prueba de hipótesis sobre los nitratos NO₃.

Desde el punto de vista descriptivo se observa en la tabla 26 que el promedio de nitratos es mayor en el módulo A (40.616) es mayor que en el módulo B (34.149). Véase la siguiente figura

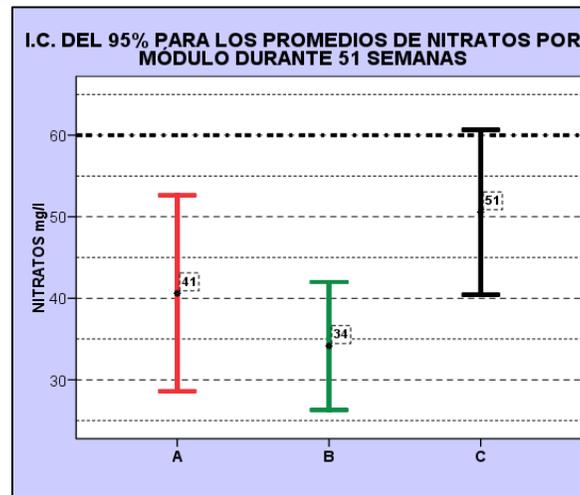


Figura 92. Intervalos de confianza para las medias de nitratos en cada módulo.

La hipótesis nula: El promedio de NO₃ en el módulo A es igual al promedio de DBO₅ en el módulo B. $H_0: \mu_A = \mu_B$

La hipótesis que se quiere aceptar es la hipótesis alternativa: El promedio de NO₃ (mg/l) en el módulo A es mayor que el promedio de NO₃ en el módulo B. $H_1: \mu_A > \mu_B$

Esta prueba de hipótesis se efectuó con la prueba estadística t de Student para datos relacionados pareados, con el programa SPSS v.15. En esta prueba se consideran las diferencias de las mediciones individuales de NO₃ en cada semana, existe un par de valores de NO₃ uno para el módulo A y otro para el módulo B obtenidos en el mismo momento.



El par 4 para NO_3 visto en la tabla 27 expresado con un nivel de significancia exacto o valor $p = 0.371$, que no hay evidencia suficiente como para concluir estadísticamente que el promedio de los nitratos es mayor en A que en B. No se puede rechazar la hipótesis nula de que los promedios en A y B son iguales. Los datos no apoyan la hipótesis de que durante las 51 semanas el promedio de nitratos en A es mayor que el promedio de nitratos en B.

Se realizó el análisis de varianza para comparar las medias entre los tres módulos, dando un valor $p = 0.072$ que indica, a este nivel de significancia, que hay diferencias significativas entre las medias de los tres módulos; aunque únicamente se pueda tener diferencias significativas entre el módulo B y el módulo C, con un nivel de significancia de 0.059 (5.9% de significancia)

Tabla 30. Análisis de varianza para NITRATOS ANOVA

	SUMA DE CUADRADOS	gl	CUADRADO MEDIO	F	Sig.
MÓDULOS	6964.143	2	3482.071	2.682	.072
ERROR	194755.862	150	1298.372		
TOTAL	201720.005	152			

No se puede concluir que existan diferencias estadísticamente significativas entre los promedios de los tres módulos. Al efectuar la prueba de Tukey, se aprecia que existen diferencias significativas al nivel del valor $p = 0.059$ entre el módulo B y el módulo C.

c. Prueba de hipótesis sobre el sulfuro de hidrógeno H₂S.

Desde el punto de vista descriptivo se observa en la tabla 26 que el promedio de sulfuro de hidrógeno es mayor en el módulo A (0.315) es mayor que en el módulo B (0.250). Véase la siguiente figura:

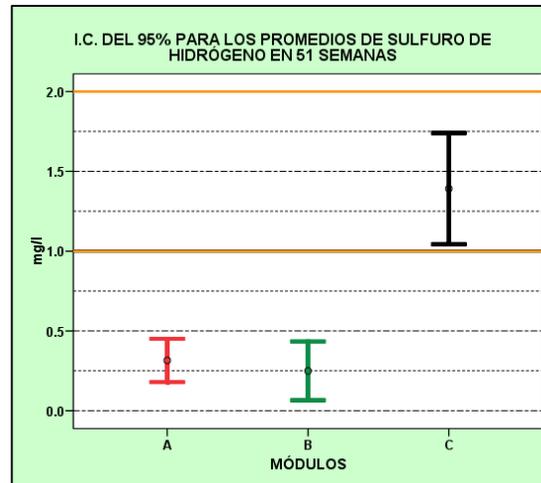


Figura 93. Intervalos de confianza para las medias de sulfuro de hidrógeno.

Se observa que el promedio de H₂S de C es mayor que los promedios tanto de A como de B.

La hipótesis nula: El promedio de H₂S en el módulo A es igual al promedio de H₂S en el módulo B. $H_0: \mu_A = \mu_B$

La hipótesis que se quiere aceptar es la hipótesis alternativa: El promedio de H₂S (mg/l) en el módulo A es mayor que el promedio de H₂S en el módulo B. $H_1: \mu_A > \mu_B$

Esta prueba de hipótesis se efectuó con la prueba estadística *t* de Student para datos relacionados pareados, con el programa SPSS v.15. En esta prueba se consideran las diferencias de las mediciones individuales de H₂S en cada semana, existe un par de valores de H₂S uno para el módulo A y otro para el módulo B obtenidos en el mismo momento.

El par 7 para H₂S visto en la tabla 27 expresado con un nivel de significancia exacto o valor $p = 0.282$, que no hay evidencia suficiente como para concluir estadísticamente que el promedio de los nitratos es mayor en A que en B. No se puede rechazar la hipótesis nula de que los promedios en A y B son iguales. Los datos no apoyan la hipótesis de que durante las 51 semanas el promedio de nitratos en A es mayor que el promedio de nitratos en B.



Se realizó el análisis de varianza para comparar las medias entre los tres módulos, dando un valor $p = 0.000$ que indica, a este nivel de significancia, que hay diferencias significativas entre las medias de los tres módulos; aunque únicamente se pueda tener diferencias significativas entre los módulos A y C, y B y C, con un nivel de significancia de 0.000.

Tabla 31. Análisis de varianza para sulfuro de hidrógeno

	Suma de cuadrados	gl	cuadrados medios	F	Sig.
MÓDULOS	41.935	2	20.968	28.611	.000
ERROR	109.927	150	.733		
Total	151.862	152			

Se observa en la tabla 32 que entre los promedios de A y B no se puede concluir que existan diferencias significativas (valor $p=0.920$)

Tabla 32. Comparaciones múltiples de Tukey
Variable dependiente: SULFURO DE HIDRÓGENO

(I) MUESTRA2	(J) MUESTRA2	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
A	B	.065800	.169526	.920	-.33550	.46710
	C	-1.076216(*)	.169526	.000	-1.47752	-.67491
B	A	-.065800	.169526	.920	-.46710	.33550
	C	-1.142016(*)	.169526	.000	-1.54332	-.74071
C	A	1.076216(*)	.169526	.000	.67491	1.47752
	B	1.142016(*)	.169526	.000	.74071	1.54332

* La diferencia de medias es significativa al nivel .05.

Por lo tanto, se puede decir que el promedio de sulfuro de hidrógeno en el módulo A no es menor al promedio de sulfuro de hidrógeno del módulo B.



Resultados de las pruebas de hipótesis durante las últimas siete semanas

Las medidas estadísticas media, desviación estándar y error estándar se presentan para tres de los parámetros usados en este estudio.

Tabla 33. Estadísticos de muestras relacionadas

		Media	n	Desviación estándar	Error estándar de la media
Par 1	NITRATOS EN A	90.514	7	73.4882	27.7759
	NITRATOS EN B	27.029	7	27.1744	10.2709
Par 2	DEMANDA BIOQUÍMICA EN A	78.6857	7	17.28479	6.53303
	DEMANDA BIOQUÍMICA EN B	30.6900	7	11.12518	4.20492
Par 3	SULFURO DE HIDRÓGENO EN A	.37900	7	.379373	.143389
	SULFURO DE HIDRÓGENO EN B	.00000	7	.000000	.000000

a. Prueba de hipótesis sobre DBO₅ (últimas siete semanas)

Desde el punto de vista descriptivo se observa que el promedio de DBO₅ es mayor en el módulo A (78.69) que en el módulo B (30.69). Véase la siguiente figura:

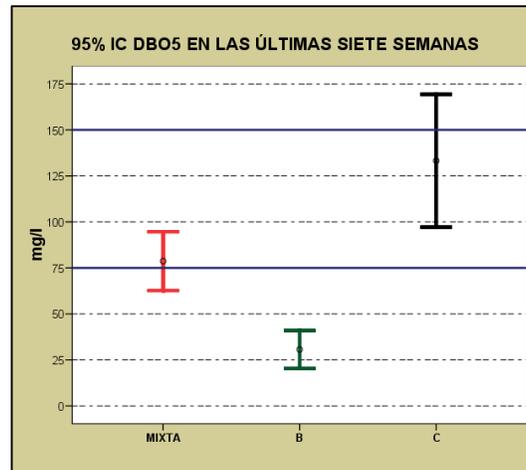


Figura 94. Intervalos de confianza para DBO (7 semanas) Periodo septiembre 2013-octubre 2013.



Tabla 34. Resultados de las hipótesis formuladas

Prueba de muestras relacionadas

		Diferencias relacionadas				t	gl	Valor p	
		Media	Desviación típ.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia				
					Inferior				Superior
Par 1	NITRATOS EN A - NITRATOS EN B	63.4857	67.6350	25.5636	.9338	126.0376	2.483	6	.048
Par 2	DEMANDA BIOQUÍMICA EN A - DEMANDA BIOQUÍMICA EN B	47.99571	16.56342	6.26038	32.67710	63.31432	7.667	6	.000
Par 3	SULFURO DE HIDRÓGENO EN A - SULFURO DE HIDRÓGENO EN B	.379000	.379373	.143389	.028139	.729861	2.643	6	.038

Este resultado es congruente con el resultado que considera 44 y 51 semanas. EL DBO₅ es mayor, en promedio en A que en B.

La hipótesis nula: El promedio de DBO₅ en el módulo A es igual al promedio de DBO₅ en el módulo B. $H_0: \mu_A = \mu_B$

La hipótesis que se quiere aceptar es la hipótesis alternativa: El promedio de DBO₅ (mg/l) en el módulo A es mayor que el promedio de DBO₅ en el módulo B. $H_1: \mu_A > \mu_B$

Esta prueba de hipótesis se efectuó con la prueba estadística t de Student para datos relacionados pareados, con el programa SPSS v.15. En esta prueba se consideran las diferencias de las mediciones individuales de DBO₅ en cada semana, existe un par de valores de DBO₅ uno para el módulo A y otro para el módulo B obtenidos en el mismo momento.

El par 2 para DBO₅ visto en la tabla (34), refleja que el promedio de las diferencias pareadas es positivo (48.0 mg/l), lo que indica que el promedio de DBO₅ en A es mayor que el promedio de DBO₅ en el módulo B, con un nivel de significancia exacto o valor p = 0.000. Se puede decir que a lo largo de las 7 semanas la demanda bioquímica de oxígeno promedio fue mayor en A que en B. Existe evidencia suficiente desde el punto de vista estadístico que permite rechazar la hipótesis nula de que los promedios en A y B son iguales. Los datos apoyan la hipótesis de que durante las últimas 7 semanas el promedio de DBO₅ en A es mayor que el promedio de DBO₅ en B. Es un resultado semejante cuando se consideran 44 y 51 semanas.



Prueba de hipótesis acerca de los promedios de DBO₅ en A, B y C. En términos globales, para comparar los tres promedios simultáneamente se requiere del uso del análisis de varianza (ANOVA); donde se plantea la hipótesis nula de que $H_0: \mu_A = \mu_B = \mu_C$, no existe diferencias en los promedios de DBO₅ entre los tres módulos, contra la hipótesis alternativa que plantea que por lo menos en un par de módulos existe diferencia entre los promedios de DBO₅. Se utilizó el análisis de varianza para un diseño completamente aleatorizado de un factor (Módulo) con tres niveles: A, B y C.

Tabla (35) ANOVA para la demanda bioquímica de oxígeno (últimas 7 semanas)

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	36858.990	2	18429.495	28.450	.000
Intra-grupos	11660.122	18	647.785		
Total	48519.113	20			

Con un valor $p = 0.000$ de significancia se puede concluir que existen diferencias estadísticamente significativas entre los promedios de DBO₅ para los tres módulos A, B y C (inter-grupos).

Tabla 36. Comparaciones de DBO₅ entre los tres módulos

(I) MÓDULO	(J) MÓDULO	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
A (MIXTO)	B	47.99571(*)	13.60446	.006	13.2749	82.7165
	C	-54.55571(*)	13.60446	.002	-89.2765	-19.8349
B	A	-47.99571(*)	13.60446	.006	-82.7165	-13.2749
	C	-102.55143(*)	13.60446	.000	-137.2722	-67.8306
C	A	54.55571(*)	13.60446	.002	19.8349	89.2765
	B	102.55143(*)	13.60446	.000	67.8306	137.2722

* La diferencia de medias es significativa al nivel .05.



Con la prueba de Tukey se detecta entre que parejas de módulos se tienen diferencias significativas. Dónde tiene la marca con asterisco significa que existe diferencia significativa entre los promedios de A y C, A y B, así como entre B y C. Se concluye que el promedio de DBO en C es mayor que el promedio en A y también mayor que el promedio en B.

En la figura 94 se observa el comportamiento de la DBO a través de las últimas siete semanas. Refuerza la idea de que el módulo B tiene menor promedio de DBO que el módulo A. Se puede decir que si se volviera a realizar este experimento, es muy probable que se llegue a los mismos resultados bajo las mismas condiciones del medio ambiente y durante siete semanas. De igual forma se puede observar que no hubo cambios en los resultados estadísticos sobre la prueba de hipótesis con respecto a DBO_5 , considerando 44 y 51 semanas.

b. Prueba de hipótesis sobre los nitratos NO_3 durante 7 semanas.

Desde el punto de vista descriptivo se observa en la tabla 33 que el promedio de nitratos es mayor en el módulo A (90.5) que en el módulo B (35.28). Véase la siguiente figura:

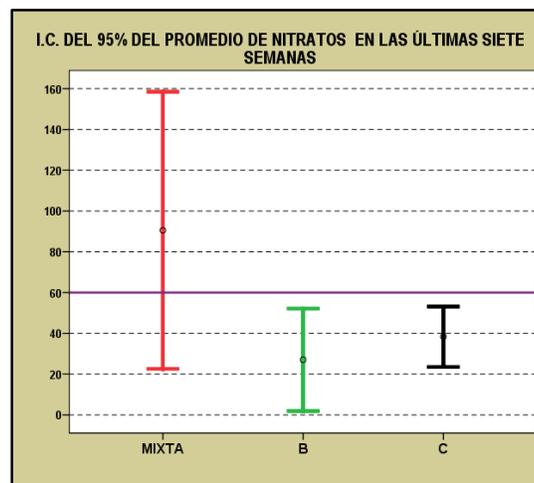


Figura 95. Intervalos de confianza para las medias de nitratos en cada módulo.



La hipótesis nula: El promedio de NO₃ en el módulo A es igual al promedio de NO₃ en el módulo B. $H_0: \mu_A = \mu_B$

La hipótesis que se quiere aceptar es la hipótesis alternativa: El promedio de NO₃ (mg/l) en el módulo A es mayor que el promedio de NO₃ en el módulo B. $H_1: \mu_A < \mu_B$

Esta prueba de hipótesis se efectuó con la prueba estadística t de Student para datos relacionados pareados, con el programa SPSS v.15. En esta prueba se consideran las diferencias de las mediciones individuales de NO₃ en cada semana, existe un par de valores de NO₃ uno para el módulo A y otro para el módulo B obtenidos en el mismo momento.

El par 1 para NO₃ visto en la tabla 34 el nivel de significancia exacto o valor p = 0.048, (Este valor p está apoyando la hipótesis $H_1: \mu_A > \mu_B$ y negando el cumplimiento de la hipótesis $H_1: \mu_A < \mu_B$) sugiere que existe evidencia suficiente como para concluir estadísticamente que el promedio de los nitratos es mayor en A que en B. No se puede rechazar la hipótesis nula de que los promedios en A y B son iguales. Los datos apoyan la hipótesis de que durante las 7 semanas el promedio de nitratos en A es mayor que el promedio de nitratos en B. Este resultado contradice lo estipulado anteriormente para los casos de 44 y 51 semanas, donde se concluye que el promedio de NO₃ en A es menor que en B.

Se realizó el análisis de varianza para comparar las medias entre los tres módulos, dando un valor p = 0.043 que indica, a este nivel de significancia, que hay diferencias significativas entre las medias de los tres módulos; existen diferencias significativas entre el módulo B y el módulo C, con un nivel de significancia de 0.043 (4.3% de significancia). También las hay entre los módulos A y C, pero el análisis de varianza sirve para probar diferencias y el interés aquí es probar la hipótesis $H_1: \mu_A < \mu_B$, por lo que no aplica la conclusión de que se cumpla que el promedio de NO₃ es menor en A que en B.

Tabla 37. Análisis de varianza para nitratos.

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	16054.050	2	8027.025	3.765	.043
Intra-grupos	38371.520	18	2131.751		
Total	54425.570	20			

c. Prueba de hipótesis sobre el sulfuro de hidrógeno H₂S para las últimas siete semanas.

Desde el punto de vista descriptivo se observa en la tabla 33 que el promedio de sulfuro de hidrógeno es mayor en el módulo A (0.379) es mayor que en el módulo B (0.000). Véase la siguiente figura:

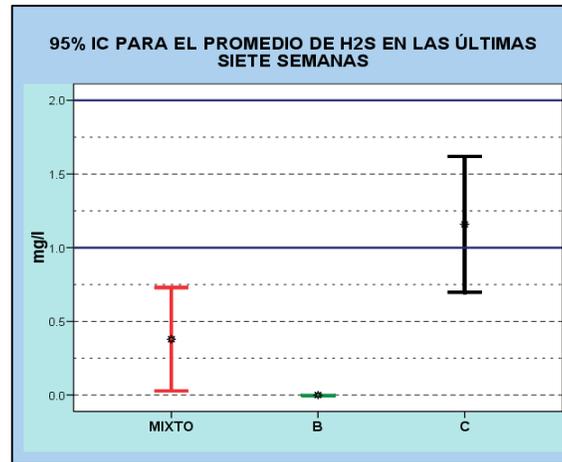


Figura 96. Intervalos de confianza para las medias de sulfuro de hidrógeno.

Se observa que el promedio de H₂S de C es mayor que los promedios tanto de A como de B.

La hipótesis nula: El promedio de H₂S en el módulo A es igual al promedio de H₂S en el módulo B. $H_0: \mu_A = \mu_B$

La hipótesis que se quiere aceptar es la hipótesis alternativa: El promedio de H₂S (mg/l) en el módulo A es mayor que el promedio de H₂S en el módulo B. $H_1: \mu_A > \mu_B$

En esta prueba se consideran las diferencias de las mediciones individuales de H₂S en cada semana, existe un par de valores de H₂S uno para el módulo A y otro para el módulo B obtenidos en el mismo momento.

El par 3 para H₂S visto en la tabla 34 expresa con un nivel de significancia exacto o valor $p = 0.038$, que hay evidencia suficiente como para concluir estadísticamente que el promedio de H₂S es mayor en A que en B. No se puede rechazar la hipótesis nula de que los promedios en A y B son iguales. Los datos apoyan la hipótesis de que durante las siete semanas el promedio de nitratos en A es mayor que el promedio de nitratos en B.



Se realizó el análisis de varianza para comparar las medias entre los tres módulos, dando un valor $p = 0.000$ que indica, a este nivel de significancia, que hay diferencias significativas entre las medias de los tres módulos. Aunque únicamente se pueda tener diferencias significativas entre los módulos A y C, y B y C, con un nivel de significancia de 0.000.

Tabla 38. Análisis de varianza para sulfuro de hidrógeno siete semanas.

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	4.884	2	2.442	18.692	.000
Intra-grupos	2.352	18	.131		
Total	7.235	20			

Por lo tanto, se puede decir que el promedio de sulfuro de hidrógeno en el módulo A es mayor al promedio de sulfuro de hidrógeno del módulo B.

Cuando se consideran las últimas siete semanas se cumplen las hipótesis de la investigación, usando la aplicación de las pruebas pareadas, para los parámetros demanda bioquímica de oxígeno y sulfuro de hidrógeno; para los nitratos no se cumple.



CAPÍTULO IV

CONCLUSIÓN

Para términos de referencia solo se contemplan los datos del periodo de estudio de 1 a 44 semanas aclarado esto, se encontró una relación entre la concentración de sólidos disueltos totales (SDT) y la conductividad eléctrica (CE) que esta proporcionalmente ligada a la capacidad de degradación biológica, el módulo B llegó a tener valores mayores de (C.E.) que el afluente y el módulo A, erróneamente se puede concluir que el sistema del módulo B no tiene remoción de contaminantes, esto debido a que la concentración de la conductividad eléctrica es solo un indicador de presencia de elementos inorgánicos que tienen la capacidad de conducir la electricidad en este caso de estudio por tratarse de aguas residuales, cuyo destino final, es la descarga a cuerpos de agua y por tanto debe excluirse, ya que las normas oficiales mexicanas, no consideran relevantes estos parámetros como fuentes contaminantes mayoritarias.

Esta relación DBO₅/Conductividad eléctrica/Sólidos Disueltos Totales puede concluir que la acumulación de materia inorgánica presente es proporcional con el aumento del porcentaje de remoción de contaminantes orgánicos. Los humedales para su crecimiento requieren más absorción de elementos orgánicos que inorgánicos; esto se explica por el principio biológico de máxima economía que dice que todo proceso biológico priorizara la absorción de elementos que puedan ayudar de manera rápida y utilizando poca energía para la elaboración de moléculas o macromoléculas en la formación de tejidos.

Para el adecuado tratamiento de la DBO₅ de humedales artificiales es importante realizar un proceso primario que consista en almacenaje y oxidación parcial del agua residual para obtener valores en un rango de 150-200 mg/L. para considerarlos óptimos para trabajos de absorción, metabolismo y oxidación sin perjudicar la estabilidad fisiológica de la planta. *P. maximun*, en módulo A no obtuvo la capacidad de degradar la materia orgánica proveniente de aguas residuales de origen doméstico en las condiciones del estudio.

Mientras que el módulo B, *H. psittacorum* tendió a disminuir la demanda bioquímica de oxígeno que fue inversamente proporcional al aumento de su porcentaje de remoción, generando efluentes con baja carga orgánica cumpliendo con la normatividad mexicana y con los objetivos planteados al inicio del estudio.



La baja eficiencia de remoción en base a una alta demanda bioquímica de oxígeno se interrelacionó con la presencia de *E. coli* debido a que las condiciones de disponibilidad de oxígeno disuelto impiden la remoción orgánica; esto estableció condiciones para el mantenimiento de microorganismos anaeróbicos patógenos, tomando como indicador de estos a *E. coli*.

La presencia de H₂S indicó metabolismo anaeróbico de microorganismos patógenos. La ausencia o presencia de estos se vio reflejado por la disminución de este compuesto que como característica física tiene un olor a huevos podridos, la efectividad del humedal artificial en términos de rendimiento, puede ser comparada con la de cualquier planta de tratamiento convencional de aguas residuales por sistema biológico debido a la ausencia de este compuesto.

El módulo B consiguió mayor capacidad de absorción y aprovechamiento del nitrógeno al comparar el crecimiento de *H. psittacorum* como un indicador, la producción de nitratos después de 20 semanas de iniciada la operación, se debió a la capacidad de absorción directa que poseen las plantas independientemente de la simbiosis bacteriana de nitrosomas y nitrobacter, la presencia de nitritos en el agua es un indicador de *E. coli*, ya que esta bacteria de la familia de los enterobacter tiene la característica fundamental de convertir los nitratos a los nitritos, lo cual sirvió como guía para su presunta identificación.

H. psittacorum es estéticamente agradable a la vista y esto puede ser un factor crucial para su aceptación, para tener un tratamiento biológico secundario eficiente bajo el esquema de un humedal artificial, *P. maximum*, por otro lado es considerado hierba invasora por instancias oficiales y la percepción popular de ser forraje para animales, no lo hace atractivo a la población civil urbana y conurbana, en el colectivo social se le asocia como nido de insectos y animales.

Se concluyó que el proceso fue un 100% de tipo biológico y no hubo agentes externos inorgánicos que intervinieran en el proceso de remoción de las aguas residuales durante el experimento.

Debido a la presencia de ácidos húmicos o huminas, la coloración del agua puede reducir la aceptación de la reutilización de aguas residuales, esto por razones estéticas, al ser la fracción no biodegradable proveniente de la degradación biológica de la materia orgánica, pero debido a que nuestro interés fue solo la descarga directa a cuerpos de agua nacionales con las condiciones mínimas ambientalmente aceptables, se descartó un proceso final para la coloración del efluente.



Considerando lo anterior, podemos decir que la solución propuesta para la recuperación de las aguas es satisfactoria, debido a que el área utilizada fue menor a la reportada y el rendimiento puede garantizarse si es operado bajo las condiciones especificadas.

Los humedales artificiales son ecosistemas que pueden ser utilizados para el tratamiento de aguas residuales de una manera segura, confiable, decorativa y módica. La remoción de contaminantes es eficiente y no se invierte en el suministro de energía adicional para su funcionamiento, estos sistemas de tratamiento se basan en la actividad combinada de plantas, microorganismos y sustrato, de estos factores depende la eficiencia en la remoción de contaminantes.

Las concentraciones de salida para las que se diseñó fueron consideradas en conformidad con la legislación vigente, para descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua nacionales, Es importante destacar que el desempeño de la planta piloto al momento de la creación de este informe aún no alcanzaba su máximo.

Como resultado de este tratamiento, se obtuvo agua de calidad adecuada para su reutilización en riego, considerando los objetivos planteados al inicio de este trabajo, es decir, el desarrollo de una alternativa viable y de bajo costo para tratamiento de aguas residuales domésticas y su operación bajo condiciones definidas, se concluyó que los objetivos fueron cumplidos plenamente.



RECOMENDACIONES

Se exhorta el uso de *Heliconia dorada* porque es fácil de reconocer por su inflorescencia de color amarillo intenso y forma de platanillo, su raíz es bastante abierta e impide la obstrucción del canal, además de distribuirse ampliamente por toda Latinoamérica y el Caribe.

Es recomendable para conocer con mayor precisión los procesos que ocurren en el sistema de tratamiento, se evalúen a detalle otros procesos bajo las condiciones de este trabajo, como el efecto del sustrato sobre la retención de materia orgánica y nutrimentos, se exhorta seguir utilizando la DBO_5 como un parámetro que engloba todos los agentes que intervienen en los procesos catabólicos (microorganismos) y anabólicos (biomasa de las plantas) a fin de determinar una relación específica entre crecimiento celular y remoción de nutrientes (NT, PT, COT), mediante el cálculo de la biomasa.

Se recomienda determinar la demanda química de oxígeno (DQO) para analizar la relación entre DQO/DBO_5 como indicador de la calidad de la operación del sistema de depuración que se efectúa en el humedal artificial, a fin de evitar disminución de eficiencias de remoción por algún tipo de elevación de materia inorgánica (MI) como (SDT) y (CE) ya que durante esta investigación mostraron una relación proporcional, que podría ser objeto de nuevos estudios.

Es recomendable conocer la biodiversidad de microorganismos presentes que potencialmente sean útiles para procesos de remoción de patógenos., mediante el análisis de las poblaciones bacterianas, presentes en los (HA).

Los resultados obtenidos indican que, al menos con las especies ensayadas, no admiten cargas orgánicas muy altas, (mayores a 200 mg/L.) por lo que no deben ser alimentados directamente con agua cruda, sin tratamiento primario (eliminación de sólidos). Se deben alimentar con afluentes que hayan recibido un tratamiento inicial.

Según nuestra experiencia, el tratamiento de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales, constituye un excelente tratamiento terciario de bajo coste para la eliminación de nutrientes, patógenos y en menor medida como clarificador del efluente.



Este sistema puede trabajar bajo 2 modalidades la primera como un sistema único de tratamiento de AR para pequeñas poblaciones o casa-habitación y la segunda como sistemas complementarios de (PTAR) convencionales a fin de obtener agua para reusó (riego agrícola) y/o (uso público urbano) en cumplimiento de la NOM-003-SEMARNAT-1997, Por lo que su implementación es altamente recomendable, si se pretende obtener un desarrollo sustentable en la región.

Una medida que no contempla la norma de descarga de agua residual es la vigilancia de los cuerpos receptores y el alto impacto que se puede dar en los ecosistemas; tampoco se tiene contemplado la divulgación y difusión sobre los riesgos a la salud de las personas y al ambiente. Las normas en descarga de agua residual deben ser actualizadas con las normas internacionales, por lo cual se exhorta a los organismos oficiales a actualizar y homologar estos datos.

Los resultados conseguidos hasta el momento por el humedal artificial piloto permiten prever que esta tecnología es apropiada para las condiciones ambientales de la región, donde hay disponibilidad de terreno para su implementación. Las plantas nativas, se han adaptado bien al sistema. Hay que hacer seguimiento para detectar la aparición de plagas que puedan afectarlas. Las eficiencias de remoción de carga contaminante para aguas residuales domesticas son altas según los resultados obtenidos.

Es necesario contar con más datos de monitoreo sobre todo para el sistema que utilizó *P. maximum* para confirmar estos resultados. La aplicación de estos sistemas puede ayudar a resolver el problema de manejo de aguas residuales domésticas no solo en el área de estudio sino en zonas rurales, el sistema es atractivo debido a que no se requiere de conocimiento técnico especializado para su mantenimiento, tiene un bajo costo operativo y de mantenimiento, comparado con otras tecnologías, además no requiere mano de obra especializada para su operación, por lo que habitantes de la propia localidad se pueden responsabilizar de su buen funcionamiento.



SIMBOLOGÍAS Y ABREVIATURAS

AR	Agua Residuales
HAFL	Humedal de Flujo Libre
CF	Coliformes Fecales
EF	Estreptococos Fecales
MO	Materia Orgánica
SST	Sólidos Suspendidos Totales
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
COT	Carbono Orgánico Total
DteO	Demanda teórica de oxígeno
Kg/m ³	Kilogramo por metro cúbico
g/m ³	gramo por metro cúbico
pH	Potencial hidrógeno
m	Metro
cm	Centímetro
mm	Milímetro
°C.	Grados centígrados
d	días
m ³	Metro cúbico
m ²	Metro cuadrado
m/s	Metro por segundo
mg/l	Miligramos por litro
ppm	Partes por millón
φ	Diámetro
D/N	Desagüe normal



BIBLIOGRAFÍA

- Angarita, S. (1992). *Hipótesis de Optimización en Humedales de Flujo Subsuperficial en el Tratamiento de Agua Residual Urbana – Énfasis en la Retención de Metales*. Universidad de Los Andes, Bogotá, Colombia.
- Anda Sánchez, J. (2007). *Tecnología Innovadora que permite tratar aguas grises y generar un jardín o producir flores de ornato*. Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ). Unidad de Tecnologías Ambientales, normalistas 800.
- Asociación Nacional de Empresas de Agua y Saneamiento, A.C. (ANEAS), (2008). *El Agua Potable en México. Historia reciente, actores, procesos y propuestas*.
- Bastian, R.K., Benforado, J. (1988). *Water quality functions of wetlands: natural and managed systems. In the ecology and management of wetlands*. Vol. I: Ecology of wetlands. Edited by D.D. Hook et al. Timber Press, Portland, OR.
- Brix H. (1994). *Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives*. *Wat. Sci. Tech.*
- Bustamante Álvarez Tomás (2006) "El agua y el desarrollo sostenible para guerrero: potencialidades y límites", I congreso iberoamericano de Ciencia, Tecnología, Sociedad e Innovación CTS +I Palacio de Minería de 19 al 23 de junio de 2006. Mesa 18.
- Casas, M. y Orozco Bonilla, A. (2006). *Diversidad y distribución geográfica del género Anopheles en el sur de México*. CONABIO, Biodiversitas.
- Castillo Taleno, Vilmaurora (2012) *Comparison Of Two Constructed Wetland With Different Soil Depth In Relation To Their Nitrogen Removal*.
- Centro de Estudios y Promoción para el Habitar, (2010). *Capacitación sobre diseño y construcción de Biofiltros Domiciliares* (AMUNIC - HABITAR).
- César Valdez Enrique, Vázquez González Alba B. (2003) "Ingeniería de los Sistemas de Tratamiento y Disposición de Aguas Residuales". Fundación ICA.
- Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Acapulco. (1995, 2004, 2007, 2008, 2010). www.capama.com.mx. Última consulta 17 de Marzo del (2012).
- Comisión Federal para la Protección Contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) (2007-2008). *Parámetros Medidos en Playas de Acapulco*. www.cofepris.com.mx. Última consulta 23 de Enero del (2012).
- Comunidad Económica Europea, (1994) *Comunicación al Consejo y Parlamento Europeo. Uso Prudente y Conservación de los Humedales*.



CNA. *Estadística del Agua en México*. Comisión Nacional del Agua. Última Consulta 17 de Marzo del (2012).

CNA, (2007). *Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento*. Comisión Nacional del Agua. Semarnat, México D.F.

"*Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional, Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas*. 2 de Febrero de 1971, (1987). Compilación de Tratados de las Naciones Unidas Nº 14583. Modificada según el Protocolo de París, 3 de diciembre de 1982, y las Enmiendas de Regina, 28 de mayo de 1987." Ramsar (Irán).

Crites, R. W., Tchobanoglous, G. (1998) *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. McGraw Hill.

Crites, R., Tchobanoglous G. (2000) *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*. Tomos 1, 2 y 3. Traducido de la primera edición en inglés. Bogotá, Colombia.

Delgadillo Oscar, Camacho Alan, Pérez Luis F., Andrade Mauricio (2010) "*Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*" © Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA) Cochabamba Bolivia.

Diccionario Enciclopédico Vox 1. © 2009 Larousse Editorial, S.L.

Eckenfelder; (1989). *Industrial Water Pollution Control*. McGraw-Hill, New York.

Environmental Protection Agency (EPA), (1988). *Design Manual-Constructed Wetlands and Aquatic Plants System for Municipal Wastewater treatment*. Office of Water.

Environmental Protection Agency (EPA), (1993). *Guía para el Diseño y Construcción de un Humedal Construido con Flujos Subsuperficiales U.S.* Región 6, División de Manejo de Aguas. Rama de Instalaciones Municipales.

Environmental Protection Agency (EPA), (1993). *Subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: A technology assessment*. Office of Water.

Environmental Protection Agency (EPA), (2000) *Guiding Principles for Constructed Treatment Wetlands: Providing for Water Quality and Wildlife Habitat*. U.S.

Environmental Protection Agency (EPA), (1993-2000). *Constructed Wetlands Handbooks (Volumes 1-5): A Guide to Creating Wetlands for Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage and Stormwater in the Mid-Atlantic Region*

Francia-Pérez, J. A., Flores-García, R., González-Barbosa, M., Espinosa-Bouchot, S. Trejo Flores. (1999). "*Reducción de la DBO5 en Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial usando Arundo Donax y Canna Spp*" Instituto de Ciencias Agrícolas, Universidad de Guanajuato.



García J., y Mujeriego R. (1997). *Humedales construidos de flujo superficial para tratamiento terciario de aguas residuales urbanas en base a la creación de nuevos ecosistemas. Tecnoambiente.*

García Rubio, Agustín, Leal Correa, Dianna Carolina, (2006). *Desarrollo de un Humedal Artificial Piloto con Especies No Convencionales para Mitigar la Contaminación Generada por el Vertimiento de Aguas Residuales Provenientes del Centro de Visitantes del Parque Nacional Natural Amacayacu –Amazonas.*

García Villanueva, Nahún Hamed (Editor), (2003-2008) *G53 Memoria Ilustrada del Programa para la Recuperación Ambiental de la Cuenca del Lago de Pátzcuaro.* Jiutepec, Morelos.

Guido-Zárate, A. (2006) *Estudio de los potenciales de óxido-reducción en reactores biológicos que simulan un humedal artificial.* Tesis de Maestría en Ingeniería. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería (Ingeniería Ambiental). UNAM.

Guylas, H., Choromanski, P., Furmanska, M., Muelling, N. and Otterpohl, R. (2007). *Photocatalytic oxidation of biologically treated greywater in presence of powdered activated carbon. International Conference on Sustainable Sanitation, Food and Water Security for Latin America, Fortaleza, Brazil.*

Hammer, Donald, (1989). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural.* Lewis Publishers, Inc.

Hernández Muñoz Aurelio (1990). *Depuración de aguas residuales.*

Hernández Romero Israel (2006) “*Tratamiento Fotocatalítico de Aguas Residuales Utilizando TiO_2 Como Catalizador*”. Poza Rica, Ver.

[Http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/poaceae/panicummaximum/fichas/ficha.htm](http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/poaceae/panicummaximum/fichas/ficha.htm) Heike Vibrans (ed.), Última modificación: 6 de agosto de 2009. *Malezas de México*, fecha de acceso 2013. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO).

[Http://conabio.inaturalist.org/taxa/84964-Heliconia](http://conabio.inaturalist.org/taxa/84964-Heliconia) Tomado de: *Vascular Plant Families and Genera 1992.* © Copyright Board of Trustees of the Royal Botanic Gardens, Kew L., 1771.

INEGI, Censo de Población y vivienda 2010. (2010).

Informe Layman Life02 Env/E/182 (2005). Fecha de Redacción del Informe: 15 de noviembre de 2005.

Kadlec, R.H. y Knight, R.L. (1996). *Treatment Wetlands.* CRC Press LLC., Boca Ratón, Nueva York, USA.

Kadlec R.H., Knight R.L., Vymazal J., Brix H., Cooper P. y Haberl, R. (2000) *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation.* IWA Specialist Group on use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Publishing.



- Kadlec, R.H., Tanner, C.C., Hally, V.M. and Gibbs, M.M. (2005). *Nitrogen spiraling in subsurface-flow constructed wetlands: Implications for treatment response*.
- Kickuth, R. (1977). *Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under limnic conditions*.
- Lara Borrero, Jaime Andrés. (1999) *Depuración de Aguas Residuales Urbanas Mediante Humedales Artificiales*. Tesis de Master en Ingeniería y Contaminación Ambiental Universidad Politécnica de Cataluña y el Instituto Catalán de Tecnología.
- Lot H., A 1991. *Vegetación y flora vascular acuática del estado de Veracruz*. Tesis doctoral. Facultad de ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México UNAM.
- Martínez-Cruz, Patricia, Hernández-Martínez, Armando, Soto-Castor, Ruth, Esquivel Herrera, Alfonso, Rangel Levario, Jesús. (2006). *Empleo de humedales artificiales para el tratamiento de aguas de un canal experimental de Xochimilco, México*.
- Martínez-Taberner, Antoni, Martínez-Moll, Víctor, Moyà Niell, Gabriel, Moyà Salom, Andreu y Amengual Morro, Caterina. (2007) *Depuración Alternativa, con Aporte Térmico de Energía Solar*. Facultat de Ciències Universitat de Les Illes Balears. Instituto Universitario de Geografía Universidad de Alicante. Investigaciones Geográficas, N° 42.
- Metcalf and Eddy. (1993) *Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*. McGraw-Hill. Traducido (1995).
- Método Hach: Análisis de agua- Determinación de sulfuros, modelo HS-WR catálogo #2338-01
- Método Hach: Análisis de aguas - Determinación de nitratos y nitritos, modelo NI-12 catálogo #14081-00
- Miglio T., Rosa. (2008). MGSC. *Inventario de Experiencias con Humedales Artificiales en dos Ciudades del Perú*.
- Mihelcic, James (2012). *Ingeniería Ambiental. Fundamentos Sustentabilidad Diseño* Editorial Alfaomega.
- Mitsch, William J., Gosselink, James, Van Nostrand, Reinhold. (1993). *Wetlands*.
- Montoya, J.I., Ceballos, J.C, Casas, J, Morató. (2011) *Estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial usando tres especies de matrófitas*. Escuela de Ingeniería de Antioquia (EIA). N° 14.
- Muñoz Couto, R. (2009). "Uso de humedales para el tratamiento de aguas residuales municipales en el entorno de la Laguna de Tamiahua, Veracruz". Tesis Licenciatura. Ingeniería Civil. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela de Ingeniería, Universidad de las Américas Puebla. Mayo. Derechos Reservados © 2009.



Nelson, M. (1998). *Wetland systems for bioregenerative reclamation of wastewater - from closed systems to developing countries*. Life Support and Biosphere Science.

Norma Oficial Mexicana *NOM-001-SEMARNAT-1996*, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Norma Oficial Mexicana *NOM-002-SEMARNAT-1996*, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

Norma Oficial Mexicana *NOM-003-SEMARNAT-1997*, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

Norma Oficial Mexicana *NOM-230-SSA1-2002*, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano, requisitos sanitarios que se deben cumplir en los sistemas de abastecimiento públicos y privados durante el manejo del agua. Procedimientos sanitarios para el muestreo.

Norma Oficial Mexicana *NOM-127-SSA-1994*. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

Norma Mexicana *NMX-AA-102-1987* Calidad del agua-detección de y enumeración de organismos, coliformes, organismos coliformes termotolerantes y escherichia-coli presuntiva - Metodo de filtracion en membrana.

Norma Mexicana *NMX-AA-028-SCFI-2001*. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas

Norma Mexicana *NMX-AA-034-SCFI-2001*. Que establece el método de análisis para la determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

Norma Mexicana *NMX-AA-038-SCFI-2001*, Análisis de agua - Determinación de Turbiedad en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas.

Norma Mexicana *NMX-AA-008-SCFI-2011* análisis de agua - determinación del pH.

Norma Mexicana *NMX-AA-003-1980* Aguas residuales – Muestreo.

Norma Mexicana *NMX-AA-093-SCFI-2000* Análisis de agua - determinación de la Conductividad Electrolítica.

Orozco, C.E, Cruz, A.M, Rodríguez, M.A, Pohlan, A.F. (2006). *Humedal subsuperficial de flujo vertical como sistema de depuración terciaria*.



- Papayannis, T. (1992). *Los humedales griegos: valores culturales y las actividades del sector terciario*. UICN.
- Pacheco Aguilar, Juan Ramiro; Maldonado Vega, María Y Pena Cabriales, Juan José. (2012) *Metabolismo del azufre de aislados bacterianos provenientes de un humedal artificial empleado para el tratamiento de efluentes de la industria curtidora*. Rev. Int. Contam. Ambient. vol.28, n.3, pp. 195-201.
- Platzer, C. (1999) *Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification*. Water Science and Technology.
- Poch, M., Comas, J., Alemany, J., Torrens, A., Salgot, M., Bou, J. (2003). *Development of a knowledge-based decision support system for identifying adequate wastewater treatment for small communities*.
- Ramírez Saiz, Juan Manuel, "Turismo y medio ambiente, el caso de Acapulco. Daniel Hiernaux, Nicolás (Compilador), (1986). (1989). Teoría y praxis del espacio turístico. UAM, Xochimilco. México.
- Ramírez Sáiz J.M. *Turismo y medio ambiente: (2000). El caso de Acapulco*. SECTUR. México.
- Reed, S.C., Middlebrooks, E.J., Crites, R.W. (1988). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. New York. McGraw-Hill.
- Romero Aguilar, Mariana, Colín Cruz, Arturo, Sánchez Salinas, Enrique, Ortiz Hernández, Ma. Laura. (2009) *Tratamiento de Aguas Residuales por un Sistema Piloto de Humedales Artificiales: Evaluación de la Remoción de la Carga Orgánica* * Rev. Int. Contam. Ambient. 25 (3) 157-167.
- Rivera, F., Robles, E., Gutiérrez, A., Gallegos, E., Calderón, A., Ramírez, E., y Bonilla, P. (1997). *El humedal con lecho de grava como una alternativa para el tratamiento de desechos con alta carga orgánica*.
- Rustige, H., Platzer, C. (2001). *Nutrient removal in subsurface flow constructed wetlands for application in sensitive regions*. Water SCI. Technol.
- Sampedro Rosas María Laura, González González Justiniano, Reyes Umaña Maximino, Torres Espino Gloria (2011). *Problemas Ambientales en cauces fluviales de Acapulco, Gro. México. Tomado de: Calidad Ambiental y Desarrollo sustentable Tomo I (Desarrollo Regional y Medio Ambiente. Problemas Y Alternativas De Gestión Sostenible)*. Comp. González González Justiniano y Palet Rabaza Marlén (2011).
- Seidel, Käthe (1964) *La degradación de la bacteria coli por las plantas acuáticas superiores. Las ciencias naturales*.
- Stubner S, Wind T, Conrad R. (1998) *Sulfur oxidation in rice field soil: activity, enumeration, isolation and characterization of thiosulfate-oxidizing bacteria*.



- Setty, Karen. (2007). *Propuesta para un Proyecto Piloto: Humedales Construidos para el Tratamiento de Aguas Negras en la Colonia Cinco de Marzo, San Cristóbal de Las Casas, México*, Bren School Of Environmental Science And Management, University Of California, Santa Bárbara.
- Shaw, Samuel, Fredine, C. Gordon, (1956). *Wetlands of the United States*. Clemson University Libraries.
- SPSS V. 15. (Statistical Package for the Social Sciences).
- Spangler, K., Sloey W., Fetter C.W. (1976). *Experimental use of emergent vegetation for the biological treatment of municipal wastewater in Winsconsin*.
- Swayer Clair N. Perry McCarty, Gene F. Parkin, (2001) *Química para ingeniería ambiental* Ed. Mcgraw Hill.
- Tiner, R.W. (1999). *Wetland Indicators. A Guide to Wetland, Identification, Delineation, Classification and Mapping*. Lewis Publisher. Boca Raton, Florida.
- Urquiza Marín, E., Guzmán Rodríguez, R., Sánchez Quispe, S.T., Domínguez Sánchez, C., Rivas, H. (2006). *Los Humedales Artificiales; una Alternativa Viable para el Tratamiento de Aguas Residuales en Comunidades Rurales de Michoacán, México*. 1. Facultad de Ingeniería Civil, 2. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Des Ingenierías Arquitectura, UMSNH.
- Villarroel Ávalos, César Manuel. MS., (2005). *Tratamiento Terciario del Efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "El Cortijo", para uso Agrícola con Humedales Construidos de Flujo Superficial*. XXI Congreso Interamericano de Ingeniería Química – Abril 2005 Sección: Tratamiento de Efluentes. Lima – Perú.
- Wells, S., Ravilious, C., Corcoran, E. *In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK. (2006)
- Wolverton, B.C. "Hybrid wastewater treatment system using anaerobic microorganisms and reed (*Phragmites australis*)" *Econ. Bot.* (1982)
- Wolverton, B.C. "Artificial marshes for wastewater treatment". *Acuatic plants for water treatment and resource recovery*, K.R. Reddy and W.H. Smith. (1987).
- World Health Organization. *Wastewater stabilization ponds. Principles of planning & practice*. Alexandria, (1987).



Anexo A

**REPORTE DE RESULTADOS DE LABORATORIO 2012-2013
PROYECTO DE P.T.A.R CON HUMEDALES PARA TESIS DE DOCTORADO
EDUARDO O. LEYVA REUS**

Semana	Fecha	Muestra	pH	C.E	S.D.T	NO ₃	NO ₂	DBO ₅	H ₂ S	C. fecales	E. coli
1	05/10/2012	A	6.740	265	141	8.8	0.0	59.12	0.0	>10000	Presencia
1	05/10/2012	B	6.740	265	141	4.4	0.0	55.20	0.102	>10000	Presencia
1	05/10/2012	Cruda	6.166	504	272	0.0	0.0	65.40	0.821	>10000	Presencia
2	10/10/2012	A	6.841	221	111	8.8	0.0	47.26	0.0	>10000	Presencia
2	10/10/2012	B	6.840	221	110	8.8	0.0	48.23	0.102	>10000	Presencia
2	10/10/2012	Cruda	6.719	487	267	0.0	0.0	51.02	0.605	>10000	Presencia
3	17/10/2012	A	6.432	242	121	13.2	0.0	62.03	0.0	>10000	Presencia
3	17/10/2012	B	6.517	287	145	8.8	0.0	61.02	0.0	>10000	Presencia
3	17/10/2012	Cruda	6.879	314	157	0.0	0.0	69.23	0.286	>10000	Presencia
4	24/10/2012	A	6.432	402	201	8.8	0.0	64.23	0.102	>10000	Presencia
4	24/10/2012	B	6.463	287	163	22	0.0	58.32	0.102	>10000	Presencia
4	24/10/2012	Cruda	6.547	563	281	8.8	0.0	69.07	0.821	>10000	Presencia
5	31/10/2012	A	6.767	415	208	8.8	0.0	70.06	0.109	>10000	Presencia
5	31/10/2013	B	6.600	357	174	22	0.0	66.24	0.286	>10000	Presencia
5	31/10/2013	Cruda	6.767	480	241	0.0	0.0	79.36	3.174	>10000	Presencia
6	08/11/2012	A	6.513	313	167	13.2	0.0	71.30	0.109	>10000	Presencia
6	08/11/2012	B	6.383	296	158	22	0.0	65.20	0.286	>10000	Presencia
6	08/11/2012	Cruda	5.459	1639	94	17.6	0.0	78.32	3.174	>10000	Presencia
7	14/11/2012	A	6.322	587	293	22	0.0	87.65	0.0	>10000	Presencia
7	14/11/2012	B	6.115	440	220	30.8	0.0	71.03	0.0	>10000	Presencia
7	14/11/2012	Cruda	6.587	648	324	52.8	0.0	92.01	0.122	>10000	Presencia
8	21/11/2012	A	6.648	840	420	22	0.0	87.56	0.0	>10000	Presencia
8	21/11/2012	B	6.527	920	460	30.8	0.0	78.23	0.0	>10000	Presencia
8	21/11/2012	Cruda	6.902	1050	525	52.8	0.0	95.06	0.0	>10000	Presencia
9	28/11/2012	A	6.678	840	420	22	0.0	95.05	0.122	>10000	Presencia
9	28/11/2012	B	6.654	789	394	30.8	0.0	77.03	0.122	>10000	Presencia
9	28/11/2012	Cruda	6.702	1057	528	52.8	0.0	114.20	0.286	>10000	Presencia
10	05/12/2012	A	6.489	840	420	27.8	0.0	97.89	2.105	>10000	Presencia
10	05/12/2012	B	6.400	869	434	62.7	0.0	80.02	2.105	>10000	Presencia
10	05/12/2012	Cruda	6.546	1085	542	65.7	0.0	115.21	3.561	>10000	Presencia
11	12/12/2012	A	6.545	846	423	22	0.0	98.78	0.157	>10000	Presencia
11	12/12/2012	B	6.478	987	493	30.8	0.0	81.18	0.122	>10000	Presencia
11	12/12/2012	Cruda	6.602	1085	542	65.7	0.0	109.65	1.115	>10000	Presencia
12	19/12/2012	A	6.734	696	348	22	0.0	100.01	0.115	>10000	Presencia
12	19/12/2012	B	6.734	987	493	30.8	0.0	90.02	0.286	7200	Presencia
12	19/12/2012	Cruda	6.897	1001	500	52.8	0.0	110.23	2.173	>10000	Presencia
13	26/12/2012	A	6.648	921	460	22	0.0	98.75	0.0	>10000	Presencia
13	26/12/2012	B	6.598	1115	557	30.8	0.0	80	0.122	7200	Presencia
13	26/12/2012	Cruda	6.789	1200	600	65.7	0.0	110.63	0.987	>10000	Presencia
14	01/01/2013	A	6.648	706	383	22	0.0	99.21	0.0	>10000	Presencia
14	01/01/2013	B	6.627	1023	560	30.8	0.0	84.10	0.286	6800	Presencia
14	01/01/2013	Cruda	6.801	1085	595	52.8	0.0	109.30	2.173	>10000	Presencia
15	05/01/2013	A	6.734	823	436	27.8	0.0	102.14	0.052	>10000	Presencia
15	05/01/2013	B	6.787	942	443	62.7	0.0	90.27	0.2862	6800	Presencia
15	05/01/2013	Cruda	6.767	978	459	65.7	0.0	108.45	1.158	>10000	Presencia
16	09/01/2013	A	6.542	984	492	22	0.0	121.48	0.122	>10000	Presencia
16	09/01/2013	B	6.312	1098	549	30.8	0.0	100.09	0.122	6800	Presencia
16	09/01/2013	Cruda	6.601	1221	610	61.6	0.0	148.56	0.987	>10000	Presencia
17	16/01/2013	A	6.648	1001	500	30.8	0.0	114.23	0.122	>10000	Presencia
17	16/01/2013	B	6.600	1116	558	35.2	0.0	100.05	0.122	4000	Presencia
17	16/01/2013	Cruda	6.784	998	499	65.7	0.0	140.01	2.173	>10000	Presencia
18	23/01/2013	A	6.600	978	489	30.8	0.0	132.70	0.122	>10000	Presencia
18	23/01/2013	B	6.545	1054	527	35.2	0.0	115.18	0.122	4000	Presencia
18	23/01/2013	Cruda	6.659	1065	532	65.7	0.0	142.69	0.987	>10000	Presencia
19	01/02/2013	A	6.542	983	537	30.8	0.0	125.33	0.122	>10000	Presencia



19	01/02/2013	B	6.486	1076	590	35.2	0.0	111.90	0.987	>10000	Presencia
19	01/02/2013	Cruda	6.351	912	497	26.4	0.0	149.20	4.215	>10000	Presencia
20	11/02/2013	A	6.846	1153	633	22	0.0	121.29	0.987	>10000	Presencia
20	11/02/2013	B	6.764	1439	796	30.8	0.0	102.74	1.115	5000	Presencia
20	11/02/2013	Cruda	6.757	1235	679	52.8	0.0	142.70	4.823	>10000	Presencia
21	25/02/2013	A	6.762	1413	781	36.6	0.0	118.16	2.105	9000	Presencia
21	25/02/2013	B	6.608	1711	953	61.6	0.0	97.55	3.561	2000	Presencia
21	25/02/2013	Cruda	6.538	1253	690	52.80	0.0	137.40	3.212	>10000	Presencia
22	05/03/2013	A	6.942	1420	710	35.2	0.49	161.14	1.156	>10000	Presencia
22	05/03/2013	B	6.625	900	410	13.2	0.66	124.52	2.158	2000	Presencia
22	05/03/2013	Cruda	6.902	1430	715	22	0.0	183.12	4.823	>10000	Presencia
23	12/03/2013	A	6.856	1346	743	8.8	0.82	159.09	0.157	9500	Presencia
23	12/03/2013	B	6.338	1665	926	17.6	1.48	130.69	0.322	1500	Presencia
23	12/03/2013	Cruda	5.901	1333	735	57.2	0.0	189.40	0.322	>10000	Presencia
24	19/03/2013	A	6.510	1147	630	202.4	1.55	117.34	0.157	8000	Presencia
24	19/03/2013	B	6.476	1124	902	13.2	1.15	85.86	0.0	410	Ausencia
24	19/03/2013	Cruda	6.631	1150	631	22	0.0	143.10	0.412	>10000	Presencia
25	26/03/2013	A	7.058	1218	580	39.6	0.92	119.76	0.275	9500	Presencia
25	26/03/2013	B	6.984	878	412	13.2	0.36	88.02	0.0	410	Ausencia
25	26/03/2013	Cruda	7.001	1145	510	4.4	0.0	144.29	0.300	>10000	Presencia
26	03/04/2013	A	7.248	1410	691	35.2	0.92	131.32	0.0	9500	Presencia
26	03/04/2013	B	6.787	1091	535	26.4	0.42	94.49	0.0	410	Ausencia
26	03/04/2013	Cruda	6.700	1315	644	13.2	0.0	160.15	0.108	>10000	Presencia
27	10/04/2013	A	7.402	1144	561	17.6	0.29	107.73	0.0	8000	Presencia
27	10/04/2013	B	7.215	1420	696	8.8	0.0	73.99	0.0	380	Ausencia
27	10/04/2013	Cruda	7.116	1048	513	4.4	0.0	129.80	0.108	>10000	Presencia
28	17/04/2013	A	7.052	1008	552	17.6	1.65	109.30	0.174	8000	Presencia
28	17/04/2013	B	6.825	2.11*	1185	13.2	0.29	78.07	0.015	350	Ausencia
28	17/04/2013	Cruda	6.859	1187	653	39.6	0.29	130.02	0.300	>10000	Presencia
29	24/04/2013	A	6.838	1330	734	22	0.0	169.68	0.184	8000	Presencia
29	24/04/2013	B	6.602	1995	1118	140.8	0.0	108.51	0.0	320	Ausencia
29	24/04/2013	Cruda	6.754	1962	1098	140.8	0.0	197.30	0.489	>10000	Presencia
30	01/05/2013	A	7.145	1065	583	17.6	1.32	94.49	0.201	>10000	Presencia
30	01/05/2013	B	6.880	1069	586	30.8	1.65	57.37	0.0	400	Ausencia
30	01/05/2013	Cruda	6.887	1035	565	35.2	0.0	112.49	1.105	>10000	Presencia
31	08/05/2013	A	6.987	1087	533	30.8	1.65	121.45	0.405	>10000	Presencia
31	08/05/2013	B	6.872	1215	595	35.2	0.33	66.37	0.0	340	Ausencia
31	08/05/2013	Cruda	6.774	1090	534	17.6	0.0	141.22	0.050	>10000	Presencia
32	15/05/2013	A	7.138	1245	686	35.2	1.65	117.53	0.405	8500	Presencia
32	15/05/2013	B	7.056	1929	1079	22.0	0.0	71.10	0.0	300	Ausencia
32	15/05/2013	Cruda	7.016	1160	637	44	0.0	145.10	1.021	>10000	Presencia
33	22/05/2013	A	7.274	1144	628	30.8	0.26	89.97	0.105	8000	Presencia
33	22/05/2013	B	7.032	1591	883	22	0.0	51.57	0.0	320	Ausencia
33	22/05/2013	Cruda	6.732	1099	603	39.6	0.0	109.72	2.273	>10000	Presencia
34	30/05/2013	A	7.121	1047	513	39.6	1.65	132.55	0.105	8000	Presencia
34	30/05/2013	B	7.040	1156	566	17.6	0.39	75.06	0.0	380	Ausencia
34	30/05/2013	Cruda	7.014	1300	637	44	0.16	159.70	0.987	>10000	Presencia
35	05/06/2013	A	6.610	993	543	82.8	0.19	163.50	0.080	9500	Presencia
35	05/06/2013	B	6.694	1260	694	26.4	0.0	81.75	0.0	350	Ausencia
35	05/06/2013	Cruda	6.923	1855	1036	154	0.0	190.12	0.721	>10000	Presencia
36	12/06/2013	A	6.704	840	457	52.8	1.48	109.68	0.105	>10000	Presencia
36	12/06/2013	B	6.721	906	494	14.6	0.0	59.46	0.0	400	Ausencia
36	12/06/2013	Cruda	6.832	1016	522	28.00	0.0	132.14	0.987	>10000	Presencia
37	19/06/2013	A	6.974	1078	528	48.4	0.59	89.04	0.080	8000	Presencia
37	19/06/2013	B	6.743	1100	539	70.4	0.33	47.95	0.0	450	Ausencia
37	19/06/2013	Cruda	6.741	1140	589	74.8	0.03	114.16	0.510	>10000	Presencia
38	25/06/2013	A	6.785	840	412	35.2	0.46	103.21	0.920	8000	Presencia
38	25/06/2013	B	6.312	1141	560	83.6	0.33	54.79	0.0	300	Ausencia
38	25/06/2013	Cruda	6.476	1258	616	74.8	0.0	127.42	1.050	>10000	Presencia
39	03/07/2013	A	6.766	1025	503	22	0.46	82.28	0.023	7000	Presencia
39	03/07/2013	B	6.459	1025	503	110	0.29	39.56	0.0	380	Ausencia
39	03/07/2013	Cruda	6.562	1039	510	88	0.0	104.12	1.879	>10000	Presencia
40	10/07/2013	A	6.343	925	453	44	0.56	132.79	0.105	9000	Presencia



40	10/07/2013	B	5.794	1351	669	35.2	0.30	65.59	0.0	500	Ausencia
40	10/07/2013	Cruda	5.703	1253	619	96.8	0.0	159.99	2.273	>10000	Presencia
41	17/07/2013	A	6.888	507	245	39.6	0.66	183.00	0.322	8000	Presencia
41	17/07/2013	B	6.578	446	215	13.2	0.33	77.51	0.0	680	Ausencia
41	17/07/2013	Cruda	8.005	1728	863	110	0.0	215.30	1.105	>10000	Presencia
42	24/07/2013	A	6.867	700	341	52.8	0.89	144.82	0.987	7000	Presencia
42	24/07/2013	B	7.071	752	367	35.2	0.30	68.96	0.0	600	Ausencia
42	24/07/2013	Cruda	8.086	1442	716	96.8	0.10	172.40	3.210	>10000	Presencia
43	31/07/2013	A	6.867	700	341	52.8	0.95	155.63	0.987	8000	Presencia
43	31/07/2013	B	7.071	752	367	35.2	0.29	71.41	0.0	580	Ausencia
43	31/07/2013	Cruda	8.086	1442	716	96.8	0.0	183.10	1.879	>10000	Presencia
44	07/08/2013	A	7.310	1021	501	30.8	1.32	143.00	0.050	9000	Presencia
44	07/08/2013	B	7.066	1502	746	96.8	0.72	68.92	0.0	410	Ausencia
44	07/08/2013	Cruda	7.103	1607	800	127.6	0.66	172.29	0.100	>10000	Presencia
45	14/08/2013	A	6.826	862	422	154	1.32	68.02	0.075	8000	Presencia
45	14/08/2013	B	6.526	577	280	88	0.39	29.76	0.0	410	Ausencia
45	14/08/2013	Cruda	6.731	623	303	39.6	0.0	85.02	1.105	>10000	Presencia
46	21/08/2013	A	6.996	720	351	96.8	1.65	100.0	0.920	8000	Presencia
46	21/08/2013	B	6.856	538	261	17.6	0.33	18.20	0.0	390	Ausencia
46	21/08/2013	Cruda	6.961	724	353	26.4	0.0	189.27	1.420	>10000	Presencia
47	30/08/2013	A	7.104	462	226	30.8	1.65	89.41	0.920	6500	Presencia
47	30/08/2013	B	6.709	412	198.9	17.6	0.099	35.12	0.0	400	Ausencia
47	30/08/2013	Cruda	7.290	738	359	30.8	0.0	152.44	1.420	>10000	Presencia
48	05/09/2013	A	7.034	480	232	13.2	0.66	97.10	0.217	6500	Presencia
48	05/09/2013	B	6.555	344	165	17.6	0.033	49.62	0.0	400	Ausencia
48	05/09/2013	Cruda	6.995	551	267	22	0.0	170.55	1.879	>10000	Presencia
49	12/09/2013	A	7.109	422	204	66	1.485	78.10	0.319	6500	Presencia
49	12/09/2013	B	6.293	390	168	22	0.033	36.90	0.0	400	Ausencia
49	12/09/2013	Cruda	6.329	357	172	70.4	0.0	130.20	0.890	>10000	Presencia
50	09/10/2013	A	6.414	798	382	220	1.65	60.01	0.127	6000	Presencia
50	09/10/2013	B	5.941	269	129	17.6	0.033	18.21	0.0	450	Presencia
50	09/10/2013	Cruda	6.090	972	477	35.2	0.0	105.20	0.290	>10000	Presencia
51	19/10/2013	A	6.998	721	351	52.8	0.396	58.16	0.075	8000	Presencia
51	19/10/2013	B	6.852	386	185.9	8.8	0.198	27.02	0.0	480	Ausencia
51	19/10/2013	Cruda	7.045	891	436	44	0.0	100.01	1.105	>10000	Presencia



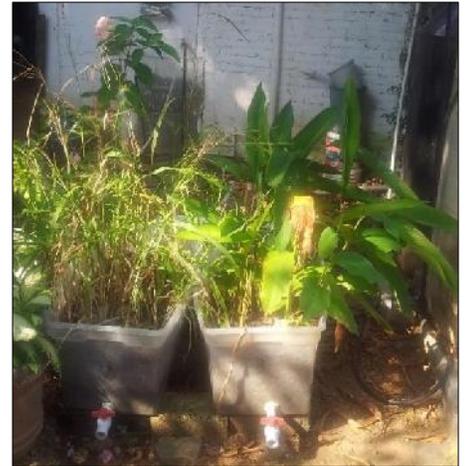
ANEXO B
SECUENCIA DE CRECIMIENTO MENSUAL DE LA PLANTA
Figuras 97-105



24 SEP 12



16 OCT 12



03 DIC 12



18 ENE 13



01 FEB 13



19 MAR 13



25 ABR 13



27 MAY 13



18 JUN 13



Figuras 106-109



02 JUL 13



AGO 13



27 SEP 13



08 OCT 13



ANEXO C

FAUNA ENCONTRADA EN HUMEDALES



Figura 110. Babosa común *Arion ater*



Figura 111. Lombriz de tierra común *Lumbricus terrestris*



Figura 112. Juveniles de sapo común *Marinus Linnaeus*
Fuente: El autor.

ANEXO D
ARCHIVO FOTOGRÁFICO REFERENCIAS.



Figuras 113-114. PTAR – Cieneguilla 01 Casa de retiro “El Milagro”, Perú.
Fuente: Miglio (2008).

Fuente: S. Chávez y O. Guevara, Evaluación del sistema de tratamiento de aguas residuales domiciliarias por biofiltros de flujo horizontal, del programa ISSUE 2 en barrios del distrito V de Managua, 2010

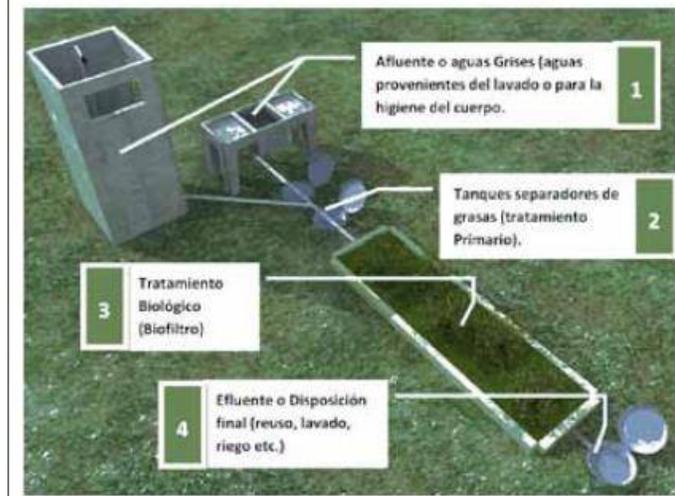


Figura 115. Esquema del sistema de tratamiento de un biofiltro.
Fuente: Elaboración HABITAR (2010).



Figuras 116-117. Humedales artificiales, verticales y horizontales (Río negro, Medellín, Colombia).
Fuente: AQUASOST (2010).



Figuras 118-119 humedales construidos para casa habitación.
Asociación de vivienda los Topacios, Nieveria Perú.
Fuente: Miglio (2008).



Figura 120-121. Humedal artificial subsuperficial horizontal, playa del Carmen, Quintana Roo.

ANEXO E
DETALLES DE DISEÑO

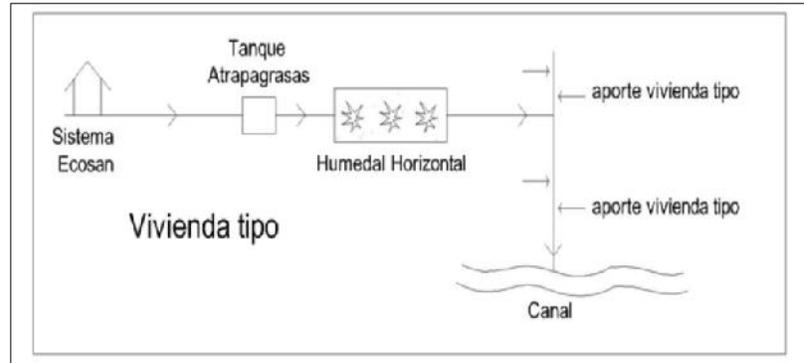


Figura 122. esquemas de la red de trabajo (Perú)
Fuente: Miglio (2008).

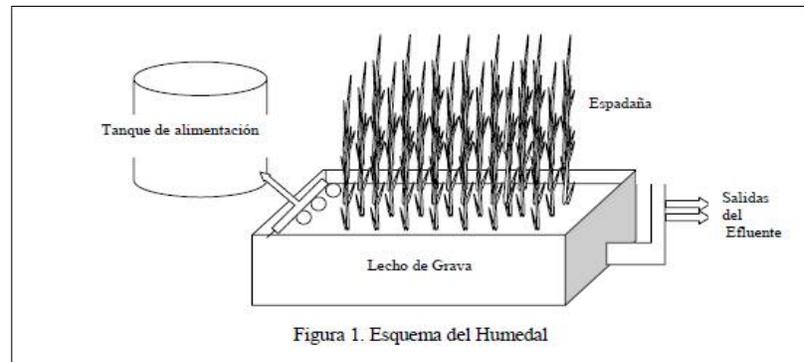


Figura 1. Esquema del Humedal

Figura 123. Diseño humedal construido tipo FSS.
Fuente: Miglio (2008).

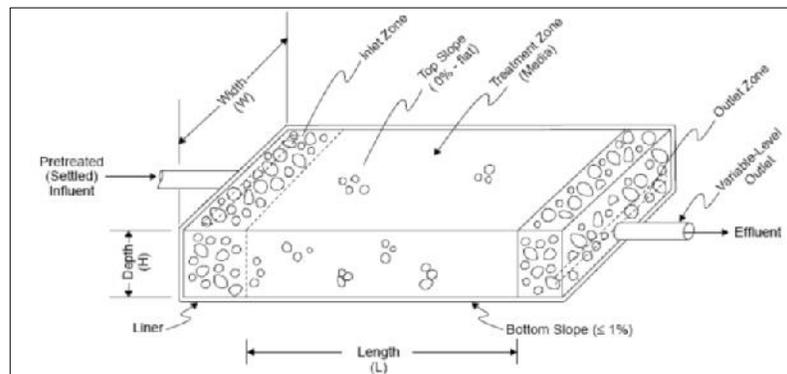


Figura 124. Diseño genérico para una célula de humedal construido tipo SSF (US EPA1999)



ANEXO F

ESPECIES UTILIZADAS EN HUMEDALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL
HORIZONTAL Y VERTICAL.



Figura 125. Junco común
(*Scirpus holoschoenus*)



Figura 126 Espadaña (*Thypha latifolia*)



Figura 127. Caña
(*Arundo Donax*)



Figura 128. Carrizo común
(*Phragmites australis*)

Fuente: CONABIO



***ESPECIES ALTERNATIVAS EN HUMEDALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL**



Figura 129 Achira (*Canna glauca*)



Figura 130 Alcatraz (*Zantedeschia aethiopica*)

ESPECIES UTILIZADAS EN HUMEDALES DE FLUJO SUPERFICIAL



Figura 131
Lenteja de agua (*Lemna minor*)



Figura 132
Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*)



Figura 133 Lechuga de agua
(*Pistia stratiotes*)

Fuente: US EPA



**ESPECIES UTILIZADAS EN LOS HUMEDALES PROTOTIPOS
DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL MEJORADOS**

Sistema B



Figura 134. Platanillo
Heliconia psittacorum.



Figura 135. Achira Roja
Canna indica.

Sistema A



Figura 136. Zacate común (*Panicum maximum*)

Fuente: El autor 2013.



ANEXO G

PROS Y CONTRAS DE CADA ESPECIE PARA SU UTILIZACIÓN

Las sexta y séptima columnas deben interpretarse de acuerdo con la siguiente simbología.

Estado de invasión		Rutas de introducción	
NE	Especie no establecida en México	T	Transporte de bienes y personas
Conf	Se requiere confirmar en México	C	Comercio de organismos vivos
E	Establecida en México	H	Otras actividades humanas
		N	Fenómenos naturales
		D	Origen desconocido

Tabla 39. Especies invasoras de México

Nombre científico	Grupo	Familia	Nombre común	Ambiente	Estado de la invasión	Rutas de introducción	Ligas
<i>Typha latifolia</i>	Monocotiledóneas	Typhaceae	Espadaña	Dulceacuícola	E	H, T	ITIS ISSG
<i>Urochloa máxima</i> <i>Panicum maximum</i>	Monocotiledóneas	Poaceae	Zacate Guinea	Terrestre	E	C	ITIS MDM ISSG
<i>Phragmites australis</i>	Monocotiledóneas	Poaceae	Carrizo común	Terrestre, Dulceacuícola Estuarino	E	D	ISSG
<i>Arundo donax</i>	Monocotiledóneas	Poaceae	Carrizo gigante	Dulceacuícola	E	T, C, N, H	ITIS ISSG
<i>Eichhornia crassipes</i>	Monocotiledóneas	Pontederiaceae	Lirio acuático	Dulceacuícola	E	T, H, N, C	ITIS MDM

Fuente: CONABIO.



Porra Universitaria

Por la gloria de Cuauhtémoc,
Tata Gildo y Nicolás,
Guerrero será inmortal.
Salve, salve,
Universidad.