



**Centro de Investigación en Alimentación
y Desarrollo, A.C**

**ESCENARIOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES PARA UNA COMUNIDAD INDÍGENA EN
BASE A TECNOLOGÍAS DE INGENIERÍA ECOLÓGICA**

Por:

Fabiola Bejarano Rebolledo

TESIS APROBADA POR LA COORDINACIÓN DE GUAYMAS EN
ASEGURAMIENTO DE CALIDAD Y APROVECHAMIENTO SUSTENTABLE DE
RECURSOS NATURALES

Como requisito parcial para obtener el grado de

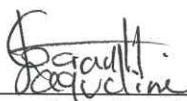
MAESTRÍA EN CIENCIAS

Guaymas, Sonora

Diciembre, 2014

APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Fabiola Bejarano Rebolledo, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestra en Ciencias.



Dra. Jaqueline García Hernández



Dr. Juan Gabriel García Maldonado



M.C María de la Cruz Paredes Aguilar



Dr. Ali Asaff Torres

Dr. Edward P. Glenn

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en esta tesis es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita del Director General del CIAD.

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del manuscrito en cuestión del director de tesis.



Dr. Pablo Wong González
Director General

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer:

A CONACYT por el apoyo prestado durante el posgrado, a través de las becas de manutención y movilidad nacional, las cuales fueron imprescindibles para mi desarrollo profesional durante esta etapa.

Al CIAD por el apoyo y confianza brindados.

Al Laboratorio de Ciencias Ambientales, principalmente a la Dra. Jaqueline García, por su confianza, enseñanza y amistad en todo momento. También a los técnicos, Daniela Aguilera por su paciencia y apoyo en el laboratorio, y a Germán Leyva por su ayuda y compañía en las salidas de campo.

A mis asesores el Dr. Juan Gabriel García, la M.C Mary Paredes y al Dr. Ali Asaff por impulsarme a mejorar mi trabajo, a través de sus consejos y orientación.

A mis maestros, la Dra. Maricarmen Recillas, el Dr. Juan Pablo Gallo, y el Dr. Janitzio Egido, por haber sido una gran guía y transmitirme su conocimiento y pasión por la investigación.

Al Laboratorio de Aseguramiento de la Calidad, especialmente a Lizbeth Rivero por su tiempo y enseñanza.

Al Instituto Tecnológico de Guaymas y al Dr. Lanz por brindarme su tiempo, conocimientos y apoyo, sin el cual este proyecto no se hubiera logrado.

A la Comisión Estatal del Agua de Guaymas, por su disposición y ayuda.

Al Instituto Tecnológico de Sonora por su apoyo, a través de equipo e instalaciones para la realización de pruebas.

A mis compañeros y amigos del CIADE por su amistad, consejos, y los momentos de diversión, haciendo más agradable esta etapa.

A Verónica López, Brenda Guzmán y Fabiola Peraza por su apoyo en el acceso a material bibliográfico y en el área administrativa.

A mi familia por su amor, el cual ha sido mi motor para lograr esta meta.

A mi esposo por su apoyo y amor incondicionales.

Finalmente a mi padre Dios, por permitirme concluir esta etapa y bendecirme siempre.

DEDICATORIA

A mi abuelita Elvira García, quien desde el cielo me acompaña, y a mi mamá María de Lourdes Rebolledo, a ambas les debo lo que soy hoy en día.

CONTENIDO

	Página
Lista de Figuras	xii
Lista de Tablas	xiii
Resumen	xiv
Abstract.....	xvi
Capítulo I. Introducción	1
Capítulo II. Antecedentes.....	3
2.1 Aguas Residuales	3
2.1.1 Principales Contaminantes	3
2.1.1.1 Grasas y aceites.....	4
2.1.1.2 Sólidos suspendidos totales (SST).....	4
2.1.1.3 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)..	4
2.1.1.4 Nitrógeno total (NT).....	4
2.1.1.5 Fósforo total (PT)..	5
2.1.1.6 Temperatura (T). .	5
2.1.1.7 pH.....	5
2.1.1.8 Microorganismos.	6
2.1.1.9 Metales traza.....	6
2.1.2 Problemática Global	7
2.1.3 Situación en México.....	7
2.1.3.1 Normas y regulaciones para el control de aguas residuales en México.....	8

CONTENIDO (continuación)

	Página
2.1.4 Tratamiento de Aguas Residuales.....	9
2.2 Humedales Construidos.....	12
2.2.1 Tipos de Humedales.....	12
2.2.1.1 Humedales de flujo libre superficial.....	13
2.2.1.2 Humedales de flujo subsuperficial.....	14
2.2.2 Componentes de los Humedales.....	17
2.2.2.1 Vegetación.....	17
2.2.2.2 Tipos de macrófitas.....	18
2.2.2.3 Suelos y medios de soporte.....	19
2.2.2.4 Estructuras y materiales complementarios.....	20
2.2.3 Mecanismos de remoción de contaminantes en cada tipo de HC	22
2.2.3.1 HFLS.....	22
2.2.3.2 HFSH.....	23
2.2.3.3 HFV.....	24
2.2.4 Importancia Ecológica.....	25
2.2.5 Importancia Económica.....	26
Capítulo III. Justificación.....	27
Capítulo IV. Hipótesis.....	28
Capítulo V. Objetivos.....	29
5.1 Objetivo General.....	29
5.2 Objetivos Específicos.....	29
Capítulo VI. Áreas de estudio.....	30
6.1 El Tular.....	30

CONTENIDO (continuación)

	Página
6.2 Vícam.....	32
Capítulo VII. Materiales y Métodos	34
7.1 Estimación del Caudal en Vícam	34
7.1.1 Estimación Teórica	34
7.1.2 Estimación de la Descarga en Campo.....	36
7.2 Muestreo de Agua Residual	37
7.2.1 El Tular.....	37
7.2.2 Vícam.....	38
7.3 Análisis del Agua Residual.....	39
7.3.1 DBO ₅	39
7.3.2 Sólidos Suspendidos Totales.	40
7.3.3 Grasas y Aceites.....	40
7.3.4 Materia Flotante.....	41
7.3.5 Coliformes Totales y Fecales.....	41
7.3.6 Nutrientes	42
7.3.7 Metales	42
7.3.7.1 Digestión de las muestras.. ..	42
7.3.7.2 Lectura de las muestras.....	43
7.4 Pruebas del Medio Filtrante	43
7.4.1 Toma de muestras.....	44
7.4.2 Conductividad Hidráulica	45
7.4.3 Granulometría.....	48

CONTENIDO (continuación)

	Página
7.4.4 Porosidad	49
7.5. Estudio de Terreno Disponible	50
7.6 Diseño de Escenarios de Tratamiento	51
7.6.1 Primer Escenario (Laguna de Oxidación)	51
7.6.2 Segundo Escenario (Humedal Construido)	53
7.6.3 Tercer Escenario (Humedal Construido + Cloración)	56
7.6.4 Cuarto Escenario (Humedal Vertical)	57
Capítulo VIII. Resultados y Discusiones	58
8.1 Crecimiento Poblacional y Aporte Proyectado a Drenaje Sanitario.....	58
8.2 Mediciones en Campo.....	59
8.3 Calidad del Agua	62
8.3.1 El Tular.....	62
8.3.2 Vícam.....	64
8.4 Pruebas Hidráulicas	72
8.4.1 Conductividad Hidráulica	72
8.4.2 Granulometría.....	73
8.4.3 Porosidad	73
8.5 Estudio de mecánica de suelos del terreno disponible.....	76
8.6 Escenarios de Tratamiento	76
8.6.1 Primer Escenario	77
8.6.2 Segundo Escenario	78
8.6.3 Tercer escenario.....	81

CONTENIDO (continuación)

	Página
8.6.4 Cuarto Escenario	83
8.7 Costos de Escenarios de Tratamiento	85
8.7.1 Laguna de Oxidación.....	85
8.7.1.1. Costos de inversión.....	85
8.7.1.2 Costos de operación y mantenimiento	85
8.7.2 Humedales construidos	86
8.7.2.1 Costos de inversión.....	86
8.7.2.2 Costos de operación y mantenimiento.	86
8.8 Valor Presente Neto Incremental (VPNI)	90
Capítulo IX. Conclusiones.....	91
Capítulo X. Recomendaciones	93
Bibliografía.....	95
Anexos	102

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura</i>	Página
1. Clasificación de los humedales construidos.....	13
2. Perfil general de un HFLS.....	14
3. Esquema general de un HFSH.....	15
4. Arreglo típico de un HFV.....	16
5. Principales macrófitas.....	19
6. Principales procesos en un HFLS.....	25
7. Puntos de muestreo en el humedal “El Tular”.....	31
8. Ubicación de la población de Vícam.....	33
9. Muestra 1 de grava.....	44
10. Muestra 2 de grava.....	45
11. Permeámetro de carga constante.....	46
12. Equipo para medición de conductividad hidráulica.....	46
13. Colecta y medición de agua.....	46
14. Tamizado de la grava para medir tamaño de partícula.....	48
15. Toma de muestra para el estudio de mecánica de suelos.....	50
16. Valores de kt en la ecuación de Wehner y Wilhelm	53
17. Variación de temperatura del agua residual por temporada.....	59
18. Concentración de SDT por temporada.....	61
19. Gráfica de concentración de oxígeno disuelto por temporada.....	61
20. Concentración de nutrientes individuales.....	65
21. Variación del contenido total de nutrientes por temporada.....	67
22. Variación de la carga orgánica por temporada.....	68
23. Variación de concentración de coliformes fecales por temporada	69
24. Arreglo del primer escenario.....	78
25. Arreglo del segundo escenario.....	81
26. Arreglo del tercer escenario.....	82
27. Arreglo del cuarto escenario.....	84

LISTA DE TABLAS

<i>Tabla</i>	Página
1. Dotación de agua potable	34
2. Datos obtenidos para población y caudal del área de estudio.....	58
3. Concentraciones para principales contaminantes en “El Tular”.....	63
4. Concentraciones para patógenos en “El Tular”.....	63
5. Valores analizados, típicos y especificados en la norma.....	66
6. Concentraciones (mg/ L) obtenidas para metales	70
7. Resultados de pruebas hidráulicas.....	72
8. Resultados de ensayo granulométrico para muestra 1.....	74
9. Resultados de ensayo granulométrico para muestra 2.....	75
10. Valores obtenidos del humedal para cada contaminante.....	80
11. Comparación de escenarios de tratamiento.....	88
12. Ventajas y desventajas de escenarios de tratamiento.....	89
13. Análisis de VPNI para laguna de oxidación y humedal.....	90

RESUMEN

Los sistemas biológicos convencionales para tratamiento de aguas residuales propios de la ingeniería ambiental, como son lagunas de estabilización y lodos activados, son los procesos más utilizados en las PTAR's (Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales) en México, a pesar de ser poco eficientes y requerir un gasto constante de suministro de aire y flóculos bacterianos. Existen sistemas alternativos para saneamiento de aguas residuales, llamados "humedales construidos" (HC), que desde los años 70's se utilizan en países de Europa, los cuales se basan en los procesos que ocurren en los humedales naturales, a través de plantas, suelos, y actividad bacteriana. Estos componentes logran el equilibrio para que el efluente cumpla con las normas de regulación para ser descargado a un cuerpo de agua o incluso reutilizarse para riego urbano o agrícola. Los HC además de ser sistemas eficientes, su mantenimiento es más económico que los sistemas convencionales. En este estudio se propusieron diferentes escenarios de tratamiento para el saneamiento de las aguas residuales de la población de Vícam, Sonora, México, utilizando tanto sistemas convencionales como HC. Para lo cual se llevó a cabo la caracterización del caudal durante las temporadas de verano, otoño e invierno; determinándose en el agua la concentración de materia orgánica, nutrientes y coliformes fecales, entre otros. Se realizaron pruebas hidráulicas al medio poroso, y un estudio de mecánica de suelos al terreno destinado a establecer el sistema. Se diseñaron cuatro posibles escenarios: el primero basado en lagunas de estabilización, el segundo usando humedales de flujo horizontal, el tercero de humedales de flujo horizontal con una etapa de cloración, y el cuarto con humedales verticales. El modelaje de la laguna de oxidación se hizo en base a recomendaciones empíricas, el de humedales de flujo horizontal se realizó utilizando el método de Kadlec & Knight, 1996 para humedales de flujo subsuperficial y el de flujo vertical se diseñó en base al

criterio de 2 m² de área por PE (persona equivalente) propuesto por Molle et al, 2005.

La comparación de los escenarios se hizo en base a los requerimientos de área, costos y eficiencia de referencia, considerando un caudal de 16 L/s, proyectado a 15 años.

ABSTRACT

Conventional biological systems for wastewater treatment, such as stabilization ponds and activated sludge, are the most used at the wastewater facilities in México, despite their lack of efficiency and requirement of constant air flow supply and bacterial floc. Nowadays there are alternative systems to wastewater treatment known as "Constructed wetlands", which use the principles of ecological engineering, based in the processes that take place in natural wetlands through plants, soils and bacterial activity. These components achieve a balance resulting in an effluent that comply with regulations and in condition to be released into a natural environment, or even to reuse it for urban or agricultural irrigation. CW's (constructed wetlands) are cheap regarding maintenance in comparison with other conventional systems. The present thesis, propose different scenarios for the wastewater remediation from Vícam village in Sonora, México, using both conventional systems and CW's. For this purpose, the characterization of wastewater was performed by sampling of wastewater of this town sewage effluent, in the summer, autumn and winter, and making analysis of BOD₅, TSS, nutrients, and fecal coliforms. The porous medium hydraulic tests were also conducted, and a study of soil mechanics to a land destined for the system. Four possible scenarios were designed: the first one based on stabilisation ponds, second using horizontal constructed wetlands, third with horizontal constructed wetlands and a chlorination stage, and a forth using vertical constructed wetlands. The modeling of the oxidation pond was based on empirical recommendations. Vertical and horizontal sub-surface wetlands as advised by Molle et al (2005) and Kadlec & Knight (1996), respectively. They were compared in terms of area requirements, cost, and reference efficiencies, and considering a flow rate of 16 L/s, projected to 15 years.

CAPITULO I. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la disponibilidad de agua limpia y el acceso a sistemas eficientes de tratamiento de aguas residuales es una gran problemática a nivel global, siendo los países en desarrollo y las poblaciones rurales los principales afectados. El medioambiente también se ve afectado por la falta de sistemas de tratamiento, ya que la mayor parte de los efluentes de origen urbano son descargados en cuerpos de agua, afectando los ecosistemas acuáticos (CONAGUA, 2011).

Existen sistemas de tratamiento de aguas residuales convencionales, sin embargo, la eficiencia de estos es proporcional a su costo, por lo que las plantas de tratamiento basadas en tecnologías económicas son más comunes. En México, el tratamiento biológico más utilizado es representado por las lagunas de estabilización (CONAGUA, 2013), a pesar que se ha comprobado que estos sistemas no tienen buena eficiencia por sí solos en la remoción de algunos contaminantes. Existen otros sistemas biológicos llamados humedales construidos, que en México no han tenido tanta aplicación, ya que representan tan solo el 8.4% del total de PTAR's con 193 unidades (CONAGUA, 2013), mientras que en países como Estados Unidos existen cerca de 8,000 humedales construidos y en Alemania alcanzan hasta las 50,000 unidades, ya que es una tecnología que se desarrolló desde los años 50's por Käthe Seidel en Alemania, y se empezó a usar a gran escala en los años 70's (Vymazal,

2005a). Estos se basan en los principios de la Ingeniería Ecológica, la cual adapta la tecnología ambiental al “auto diseño” de los ecosistemas para lograr un mejor desempeño (Odum y Odum, 2003). Es así como los HC aprovechan los procesos ecológicos como son el metabolismo de plantas, actividad bacteriana, y las propiedades hidráulicas de los suelos para remover los contaminantes de aguas residuales. Diferentes estudios han probado la alta eficiencia de desempeño de estos sistemas, además del bajo costo en operación y mantenimiento en comparación con sistemas convencionales.

La Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, establecida por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), señala los límites máximos permisibles de contaminantes que se liberan a aguas o bienes nacionales, y es aplicable u obligatoria a poblaciones con más de 2,500 habitantes (SEMARNAT, 1996a), las cuales deberán contar con un sistema de tratamiento eficiente de sus aguas residuales. La población de Vícam, en Sonora, México, tiene aproximadamente 10, 0000 habitantes y actualmente no cuenta con un sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas, liberando estas a un dren, que posteriormente desemboca en el estero “Río Muerto”. Es por ello que se estableció a esta población como el área de estudio en este trabajo; en el cual se propusieron cuatro escenarios de tratamiento, uno integrando una laguna de oxidación y tres integrando humedales construidos, con el propósito de evaluar y comparar cual sería la mejor opción en cuanto a área de tratamiento necesaria, costos y eficiencia de remoción de contaminantes.

Se evaluaron solo las lagunas y humedales, debido a las ventajas que presentan ambos tipos de sistemas, por sus bajos costos y facilidad de operación y mantenimiento, ya que no requieren mano de obra calificada. Además no utilizan productos químicos. En cuanto a los humedales construidos, se eligieron los de tipo subsuperficial, ya que estos, presentan además la ventaja de no atraer la presencia de mosquitos (a diferencia de los de flujo superficial), lo que contribuye a un ahorro en fumigantes.

CAPITULO II. ANTECEDENTES

2.1 Aguas Residuales

En todas las comunidades existe generación de residuos, tanto sólidos como líquidos. La fracción líquida (agua residual), es básicamente el agua que fue suministrada a la localidad, y que fue contaminada debido a diferentes usos y desecha. Desde el punto de vista de las fuentes de generación, el agua residual se define como la combinación de agua con residuos que pueden provenir de casas, escuelas, establecimientos industriales y comerciales (Metcalf *et al*, 1999).

2.1.1 Principales Contaminantes

En lo que corresponde a la NOM-001-SEMARNAT-1996, los contaminantes son aquellos compuestos y parámetros que se presentan en las descargas de aguas residuales y que pueden ser removidos o estabilizados mediante tratamientos convencionales. En la normativa mexicana sólo se consideran los siguientes:

2.1.1.1 Grasas y aceites. Son el tercer componente principal de los productos alimenticios, el término "grasa", como se utiliza comúnmente, incluye las grasas, aceites, ceras y otros componentes relacionados que se encuentran en aguas residuales. Son aportadas a las aguas residuales domésticas en forma de mantequilla, manteca animal, grasas y aceites vegetales. Las grasas se encuentran entre los componentes orgánicos más estables y no son fáciles de descomponer por bacterias (Metcalf *et al*, 1999).

2.1.1.2 Sólidos suspendidos totales (SST). Se componen de materia flotante, materia sedimentable, materia coloidal y materia en solución. Esta materia puede ser de naturaleza orgánica o inorgánica. En las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, una fracción significativa de los sólidos en suspensión está constituida por materia biológica (Metcalf *et al*, 1999).

2.1.1.3 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5). Es una estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días. El método se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos (SECOFI, 2001).

2.1.1.4 Nitrógeno total (NT). Es la suma de todas las formas de nitrógeno, incluyendo las formas inorgánicas como nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), amonio (NH_4^+), y nitrógeno elemental o como gas diatómico (N_2), y nitrógeno orgánico presente en diversas formas (incluida urea, aminoácidos, aminas, purinas, y pirimidinas) en aguas residuales, y normalmente se expresa en miligramos por litro (mg/ L). Los compuestos de nitrógeno son algunos de los componentes más importantes de las aguas residuales debido a su papel en la eutrofización, su efecto en el contenido de oxígeno de las aguas receptoras, y su toxicidad para los organismos acuáticos y los animales. Los principales procesos involucrados en el ciclo del nitrógeno son amonificación, nitrificación,

desnitrificación, fijación de nitrógeno, asimilación del nitrógeno y la volatilización de amonio (Lehr y Keeley, 2005).

2.1.1.5 Fósforo total (PT). Se expresa en miligramos por litro (mg / L) y se compone de fósforo inorgánico y orgánico. El inorgánico está conformado por compuestos que contienen fósforo, pero sin carbono ni hidrógeno, y el orgánico, lo conforman compuestos que si contienen carbono e hidrógeno. Los compuestos importantes y comunes que contienen fósforo inorgánico son ortofosfato ($P0_4-P$) y polifosfatos. El ortofosfato constituye aproximadamente del 50-70% del total de fósforo en el afluente común y aproximadamente el 90% del fósforo en el efluente de las plantas depuradoras de aguas residuales municipales. El ortofosfato es el nutriente de fosforo preferido por las plantas acuáticas (Lehr y Keeley, 2005).

2.1.1.6 Temperatura (T). Este parámetro es muy importante en el agua, debido a su efecto en las reacciones químicas y velocidades de reacción, así como para la vida acuática, y la sostenibilidad del agua para sus usos de interés. El incremento de la temperatura, por ejemplo, puede causar un cambio en las especies de un cuerpo de agua receptor.

Además, el oxígeno es menos soluble en agua caliente que en agua fría, y si al incremento de temperatura se le añade una elevación de la tasa de reacciones bioquímicas, combinado con la disminución de oxígeno presente en aguas superficiales, a menudo pueden causar un serio agotamiento en las concentraciones de oxígeno disuelto en los meses de verano. La normatividad mexicana establece como límite 40°C en aguas residuales descargadas (Metcalf *et al*, 1999).

2.1.1.7 pH. La concentración del ion hidrógeno es un parámetro importante de calidad, tanto en agua natural como en agua residual. El rango de concentración adecuado para la existencia de la mayoría de la vida biológica es bastante estrecho y crítico. Las aguas residuales con una concentración adversa de iones hidrógeno son difíciles de tratar por medios biológicos, y si la

concentración no es modificada antes de la descarga, el efluente de aguas residuales puede alterar la concentración en las aguas naturales. De acuerdo a estándares internacionales los valores de pH deben encontrarse en un rango de 6 a 9 (Metcalf *et al*, 1999).

2.1.1.8 Microorganismos. Como consecuencia de que el número de organismos patógenos presentes en aguas residuales son pocos y difíciles de aislar e identificar, los organismos coliformes se usan comúnmente como indicadores ya que son más abundantes y más fáciles de determinar. Cada persona descarga de 100-400 billones de organismos coliformes diariamente, además de otros tipos de bacterias. De esta forma, la presencia de bacterias coliformes es un indicador de que pueden estar presentes organismos patógenos; en cambio, la ausencia de coliformes es interpretada como un indicador de que el agua se encuentra libre de organismos que producen enfermedades. Para determinar la contaminación por patógenos, la NOM-001- ECOL-1996 toma como indicador únicamente a los coliformes fecales (Metcalf *et al*, 1999).

2.1.1.9 Metales traza. Las plantas y animales requieren para su crecimiento de cantidades traza de algunos metales (bario, berilio, boro, cromo, cobalto, cobre, yodo, hierro, magnesio, manganeso, molibdeno, níquel, selenio, azufre, y zinc), sin embargo a concentraciones más altas estos mismos metales pueden ser tóxicos. Otros metales como el arsénico, cadmio, plomo, mercurio y plata no tienen ninguna función biológica conocida y pueden ser tóxicos incluso a concentraciones muy bajas (Crites *et al.*, 1997). Las aguas residuales pueden contener metales en forma soluble o insoluble, y al ser descargadas en bahías o ríos, ciertos metales (i.e. mercurio, cadmio, arsénico) pueden bioacumularse en los organismos acuáticos, afectando su salud y la de sus consumidores, incluyendo al hombre (Rainbow, 2002).

2.1.2 Problemática Global

En el año 2000, la Organización de las Naciones Unidas (ONU), estableció los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), con el fin de reducir la pobreza extrema para el año 2015. Uno de los objetivos establecidos era “garantizar la sostenibilidad del medio ambiente“, incluyendo al agua potable y saneamiento, proyectando reducir a la mitad la cantidad de personas sin acceso sostenible a fuentes de abastecimiento de agua potable y a servicios de saneamiento entre 1990 y el 2015. Al año 2008, si bien el 87% de la población mundial y el 84% de la población en países en vías de desarrollo tenían acceso a fuentes de abastecimiento de agua potable mejoradas, alrededor de 884 millones de personas seguían sin disfrutar de ese beneficio. En tanto que el 61% de la población mundial y el 52% de la población en vías de desarrollo tenían acceso a servicios de saneamiento mejorados, sin embargo, aproximadamente 2600 millones de personas no disponían de ese beneficio. Los logros alcanzados para ambos servicios presentan una notable disparidad, ya que mientras el agua potable se encuentra en vías de alcanzar su objetivo, la meta de saneamiento está en riesgo de no cumplirse (ONU *et al.*, 2010).

Se estima que la mejora en los servicios de agua potable y saneamiento podría reducir anualmente el número de fallecimientos de niños en 2.2 millones. Dicha mejora también reduciría los costos en salud pública, así como la productividad perdida por enfermedades y por muertes prematuras (SEMARNAT, 2011).

2.1.3 Situación en México

Hasta diciembre del 2011 y después de haber incorporado a 1.6 millones de habitantes, el servicio de alcantarillado registró una cobertura nacional del

90.2%, del cual 1.4 millones correspondió a las zonas urbanas. Sin embargo, en nuestro país todavía existen 11.1 millones de habitantes que no tienen acceso a este servicio, principalmente las zonas rurales con menos de 2,500 habitantes, ya que durante este programa, sólo se abastecieron del servicio a 200 mil habitantes de estas poblaciones (CONAGUA, 2012).

Con respecto al tratamiento de aguas residuales, hasta el 2013 se tienen registradas en el país 2,287 plantas en operación formal, con una capacidad total instalada de 152 m³/s, en las cuales se procesa un caudal de 106 m³/s, equivalente al 47.5% del total de las aguas residuales colectadas en los sistemas formales de alcantarillado municipales (CONAGUA, 2013). Lo cual significa que más de la mitad de las aguas residuales colectadas a nivel nacional no son sometidas a un proceso de saneamiento antes de ser descargadas a aguas y bienes nacionales.

La postura actual de la administración federal, a través de la publicación del Plan Nacional de Desarrollo 2013, es que se debe incrementar en más del 47.5% el tratamiento del agua residual colectada en México, sin embargo, no plantea una meta específica para lograrlo. Así mismo, propone una mejora en la calidad de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento (Gobierno de la Republica, 2013).

2.1.3.1 Normas y regulaciones para el control de aguas residuales en México. En México La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) es la encargada de establecer normas que regulan lo concerniente al Medio Ambiente y Recursos Naturales. En materia de aguas residuales, existen tres Normas Oficiales Mexicanas, la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, la 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, y la NOM-003-SEMARNAT-1997 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, Esta la primer Norma se indica también que las poblaciones que tengan más de 2500 habitantes, deberán cumplir con los límites señalados en la norma para sus descargas residuales urbanas a partir del 1 de enero del 2010, para lo cual deberán contar con un sistema apropiado de tratamiento (SEMARNAT, 1996a, 1996b, 1996c).

2.1.4 Tratamiento de Aguas Residuales

Las tecnologías del tratamiento de agua se utilizan para tres propósitos: tratamiento de aguas residuales, reducción de fuentes contaminantes y reutilización. En la actualidad, las operaciones y procesos unitarios se combinan para proporcionar lo que se conoce como tratamiento primario, secundario y terciario. En una planta de tratamiento completa, los tres procesos son combinados para producir agua de buena calidad (Lehr y Keeley, 2005).

En México, los sistemas más utilizados son el de lagunas de estabilización (31.5%), el cual es aplicado en 722 plantas, seguido por el de lodos activados (30.5%) que se aplica en 699 plantas. Estos sistemas de tipo secundario en las plantas de tratamiento regularmente van acompañados de un tratamiento primario dentro de los cuales se encuentran el sedimentador y el tratamiento primario avanzado o fisicoquímico, principalmente. En algunas PTAR's, aunque en menor cantidad, también se puede encontrar el tratamiento terciario, como es la ósmosis inversa y filtros de medio poroso (CONAGUA, 2013).

Debido a que este estudio se centra en los tratamientos secundarios, a continuación se explican algunos de los más utilizados en las PTAR's en México:

- a) Lagunas de estabilización. Son grandes cuencas de tierra poco profundas, que son usadas para dar tratamiento al agua residual por medio de procesos naturales que involucran el uso de algas y bacterias. Existen dos tipos principales de lagunas aerobias. En la primera de ellas, el objetivo es maximizar la producción de algas, y están limitadas a una profundidad de entre 15.2 y 45.7 cm. En el segundo tipo, la finalidad es incrementar la cantidad de oxígeno, y las profundidades utilizadas son de alrededor de 1.53 m. En ambos tipos, el oxígeno entra en el agua a través de difusión atmosférica. Para lograr mejores resultados con lagunas aerobias, su contenido debe ser mezclado periódicamente usando bombas o aireadores superficiales (Metcalf *et al.*, 1991).

- b) Lodos activados. El principio básico de este tratamiento, es que el agua residual entre en contacto con una población microbiana mixta en forma de flóculos en suspensión, en un sistema agitado y con aireación. La materia coloidal y suspendida es removida con rapidez del agua residual por adsorción y aglomeración en los flóculos microbianos. Una vez adsorbida, la materia es degradada más lentamente por el metabolismo microbiano (proceso conocido como estabilización), después parte de los nutrientes son oxidados a sustancias simples, tales como dióxido de carbono (proceso conocido como mineralización), y otra parte es convertida en nuevo material microbiano por asimilación. Parte de la masa microbiana también es degradada mediante el proceso de respiración endógena. Cuando el grado de tratamiento deseado se ha logrado, la masa microbiana floculante, conocida como "lodos", es

separada del agua residual ya tratada mediante sedimentación por gravedad (Winkler, 1981).

- c) Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA). Este sistema se caracteriza por contar con una cama de lodo fija y densa en el centro del reactor, en la cual se llevan a cabo todos los procesos biológicos. Esta cama de lodo está formada por la acumulación de los sólidos suspendidos de entrada y por el crecimiento de bacterias.

Se pueden encontrar distintas configuraciones para una planta de tratamiento de aguas residuales que incluya un RAFA, de cualquier modo, esta debe incluir también pretratamientos, como desarenadores y cribas para el material grueso, así como camas de secado para lodos. Los sistemas de tratamiento anaerobios basados en un RAFA se conocen por ser altamente eficientes, fáciles de construir y operar, así como flexibles para aplicarse a gran o pequeña escala. Además requieren menos espacio y consumen cantidades despreciables de energía. La producción de lodos es muy baja en comparación con los métodos aeróbicos debido a las bajas tasas de crecimiento de bacterias anaerobias (Lehr y Keeley, 2005).

- d) Humedales construidos. Estos sistemas actualmente son poco usados en México, ya que en 2013 representaban tan sólo el 8.4% en los tipos de procesos utilizados en plantas de tratamiento municipales a nivel nacional (CONAGUA, 2013).

Desde que en 1950 Käthe Seidel comenzara a realizar en Alemania experimentos para tratar aguas residuales con plantas y lo llamara “método hidrobotánico”, estos sistemas han evolucionado y tomado diferentes nombres. En 1996 Kadlec y Knight definieron a los también llamados “humedales de tratamiento” como sistemas que imitan a los

humedales naturales para mejorar la calidad del agua a través de mecanismos físicos, químicos y biológicos.

2.2 Humedales Construidos

Los humedales construidos son sistemas de tratamiento de aguas residuales, conformados por estanques poco profundos (normalmente menos de 1 m de profundidad) o canales en los que se han establecido plantas acuáticas. Estos sistemas se basan en procesos microbianos, biológicos, físicos y químicos para el tratamiento de aguas residuales. Cuentan comúnmente con arcilla impermeable o revestimientos sintéticos, así como con estructuras de ingeniería para controlar la dirección del flujo, tiempo de retención del líquido y control del nivel de agua. Dependiendo del tipo de sistema, pueden o no contener un medio poroso inerte, tales como piedra, grava o arena. Estos sistemas se han utilizado para tratar una variedad de aguas residuales incluyendo escorrentía urbana, municipal, industrial, agrícola y drenaje ácido de minas (EPA, 2000a).

2.2.1 Tipos de Humedales

Los humedales construidos más comunes son los que usan plantas emergentes, estos han sido clasificados de acuerdo a su hidráulica en dos tipos: humedales de flujo libre superficial (HFLS), y humedales de flujo subsuperficial (HFS) (EPA, 2000a). Los humedales de flujo subsuperficial pueden clasificarse a su vez de acuerdo a la dirección del flujo en horizontal y

vertical, finalmente a la combinación de ambos se le nombra sistemas híbridos (Vymazal, J; Kröpfelová, 2008) como se explica en la Figura 1.

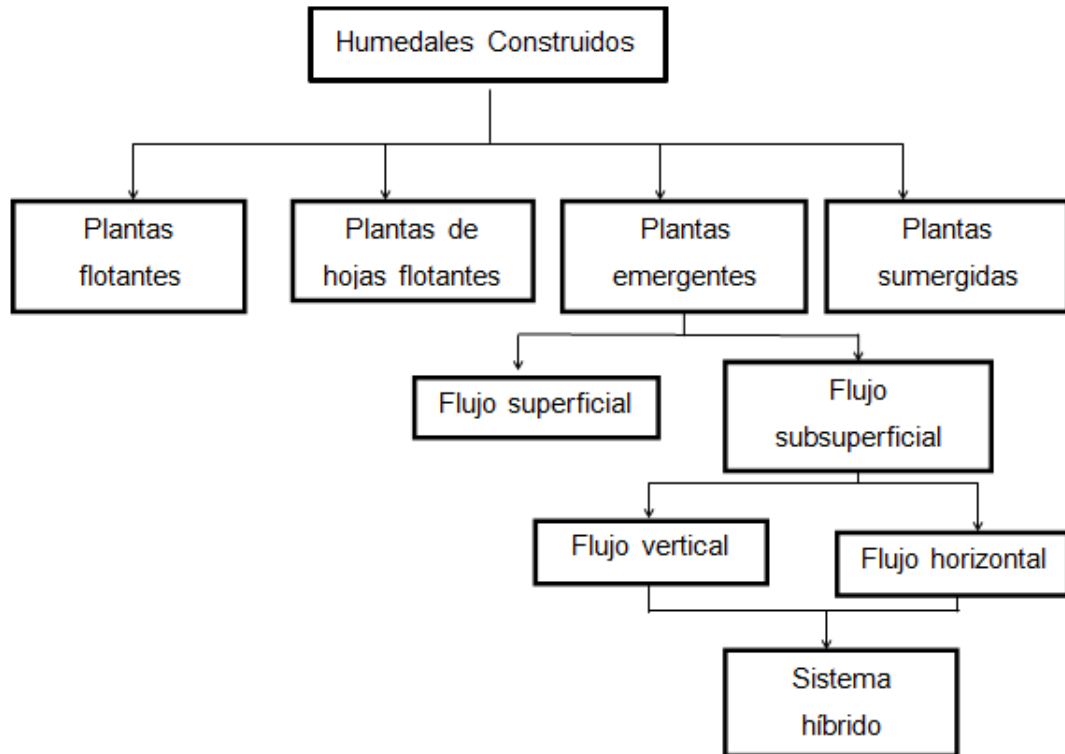


Figura 1. Clasificación de los humedales construidos. (Vymazal, 2007)

2.2.1.1 Humedales de flujo libre superficial. Por su apariencia, se asemejan mucho a los humedales naturales, ya que contienen plantas acuáticas que están enraizadas a la capa de suelo en la base del humedal y el agua fluye a través de las hojas y tallos de las plantas (Figura 2). También se asemejan porque poseen una combinación de zonas abiertas de agua, vegetación emergente, variación en la profundidad del agua, y otras características típicas de los humedales. Un HFLS típico consiste de varios componentes que pueden ser modificados para diferentes aplicaciones, pero conservando las mismas

características esenciales. Estos componentes incluyen muros de contención para confinar las celdas de tratamiento, estructuras de entrada que regulan y distribuyen el agua residual de entrada de manera uniforme para el tratamiento óptimo, varias combinaciones de zonas abiertas, áreas superficiales dotadas de vegetación y estructuras de salida que complementan la distribución uniforme proporcionada por estructuras de entrada y permiten ajustar los niveles de agua dentro de la celda de tratamiento. La forma, tamaño y complejidad del diseño, a menudo están en función de las características del sitio, más que de los criterios de diseño preconcebidos (EPA, 2000a).

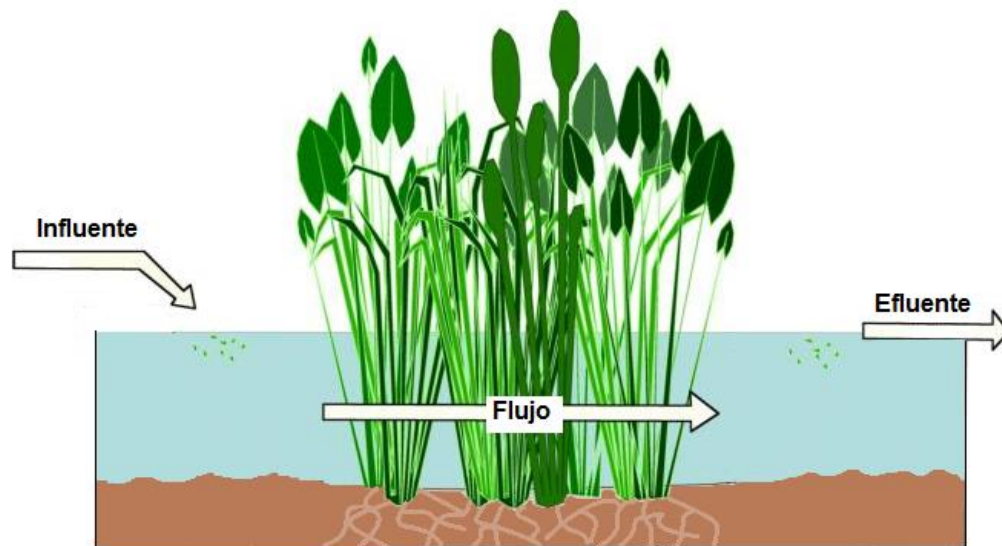


Figura 2. Perfil general de un HFLS

2.2.1.2 Humedales de flujo subsuperficial. Los HFS, que contrario a los HFLS, no tienen semejanza a los humedales naturales, ya que el agua no es visible, ni está disponible para la fauna silvestre. Estos sistemas contienen un medio filtrante (como roca triturada, piedras pequeñas, grava, arena o tierra) en el que se siembran plantas (generalmente acuáticas). De acuerdo al diseño de estos sistemas, el agua residual permanece por debajo de la superficie del medio poroso, fluyendo en contacto con las raíces y rizomas de las plantas (EPA,

2000a). Como se mencionó antes estos sistemas se sub clasifican en horizontal y vertical:

- a) Humedales de flujo subsuperficial horizontal (HFSH). En la Figura 3 se muestra la configuración típica para un HFSH. Se denomina de flujo horizontal, ya que el agua residual es alimentada por la entrada y fluye lentamente a través del medio poroso bajo la superficie del lecho en una trayectoria más o menos horizontal hasta que llega a la salida, donde es colectada. Durante su trayectoria las aguas residuales entran en contacto con una red de zonas aeróbicas, anóxicas y anaeróbicas. Las zonas aeróbicas se presentan alrededor de las raíces y rizomas, las cuales liberan oxígeno hacia el sustrato (Brix, 1987; Cooper *et al.*, 1996).

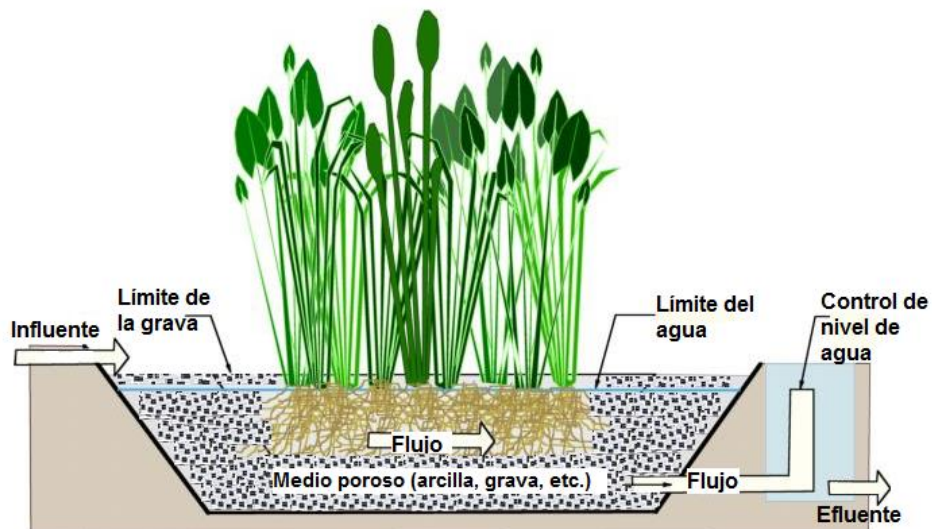


Figura 3. Esquema general de HFSH

b) Humedales de flujo vertical (HFV). Estos sistemas fueron originalmente desarrollados por Seidel (Seidel, 1965) como unidades de pretratamiento, en el tratamiento de los sistemas de flujo horizontal.

Los HFV son alimentados de forma intermitente por la parte superior del sistema. El agua residual se filtra, bajando gradualmente a través del lecho como se observa en la Figura 4. Esta forma de alimentar el agua residual al sistema provee una buena transferencia de oxígeno y mejora la capacidad de nitrificación (Cooper *et al.*, 1996). Los primeros sistemas de este tipo era frecuentemente la primera etapa de los sistemas híbridos (Burka y Lawrence, 1990). Recientemente se han desarrollado HFV de una sola etapa. Estos sistemas son llamados HFV de segunda generación o lechos compactos de flujo vertical (Arias y Brix, 2005; Weedon, 2003)

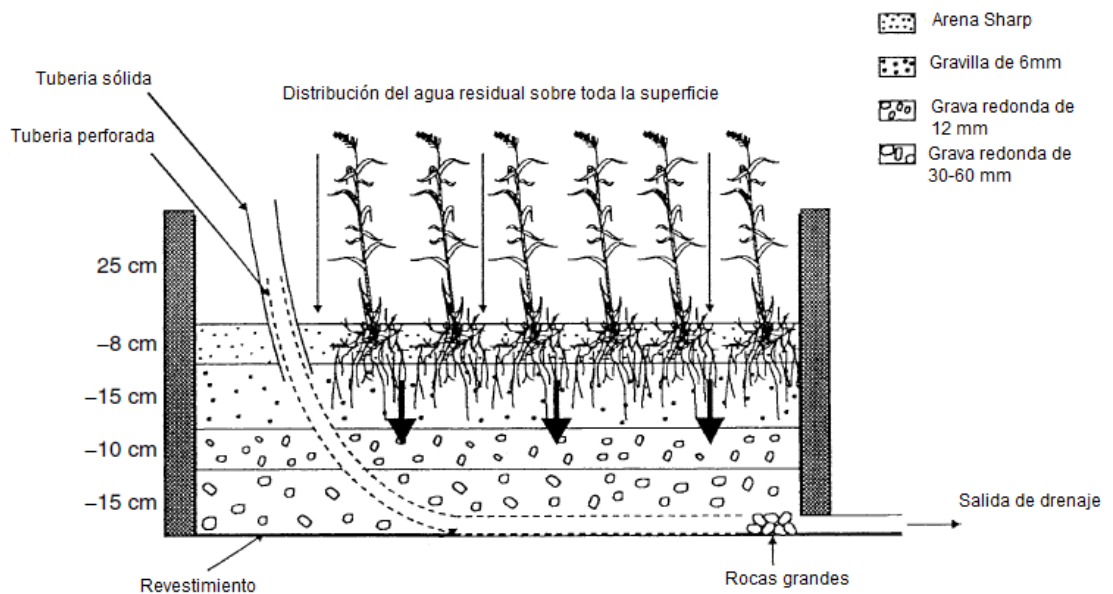


Figura 4. Arreglo típico de un HFV (Cooper *et al.*, 1996)

2.2.2 Componentes de los Humedales

2.2.2.1 Vegetación. Existen muchas funciones generales de la vegetación en los humedales. Las físicas incluyen la transpiración, resistencia al flujo, y la captación de partículas; todas estas se encuentran relacionadas con el tipo y densidad de la vegetación. Las funciones ecológicas incluyen el hábitat para la vida silvestre y el valor del uso humano. Existen muchos efectos de la vegetación sobre los procesos químicos y la remoción en los humedales de tratamiento, estos pueden incluir:

- a) El ciclo estacional del crecimiento de la planta almacena y libera nutrientes, lo cual da lugar a un efecto “volante” para la remoción de nutrientes en series de tiempo.
- b) La creación de nuevos residuos estables aumentan en el humedal, estos residuos contienen productos químicos como parte de su estructura, y por lo tanto representa una forma de captación de nitrógeno.
- c) Los tallos y las hojas sumergidas otorgan superficies en las cuales los microorganismos pueden residir. Esto incluye a nitrificantes y desnitrificantes, y otros microorganismos que contribuyen a los procesos químicos.
- d) La presencia de vegetación influencia el suministro de oxígeno al agua. La vegetación emergente también bloquea el viento y da sombra a las algas.
- e) El contenido de carbono de los residuos vegetales suministra la energía necesaria para los heterótrofos desnitrificante (Kadlec y Wallace, 2009).

Se sabe que la rizosfera, que es la zona del suelo más cercana a las raíces, puede albergar una gran diversidad de formas bacterianas y en general se supone que los humedales plantados tienen un desempeño superior al de los sistemas sin plantar, principalmente porque la rizosfera de la planta estimula la comunidad microbiana (Lehr y Keeley, 2005).

2.2.2.2 Tipos de macrófitas. Las plantas que están adaptadas a sobrevivir en los humedales, pueden ser clasificadas en función de sus hábitos de crecimiento respecto a la superficie del agua (Figura 5), en:

- a) Plantas emergentes de tejidos blandos: *Phragmites australis* (carrizo), *Typha* spp (tule), y *Scirpus lacustris* (*Schoenoplectus*, junco).
- b) Plantas leñosas emergentes: *Taxodium* spp. (Ciprés), *Thuja* spp. (Cedro blanco), *Salix* spp. (Sauce).
- c) Plantas acuáticas sumergidas: *Naja* spp (naja), *Potamogeton crispus* (espiga de agua).
- d) Plantas flotantes: *Lemna minor* (lenteja de agua), *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua).

Todas estas plantas se pueden usar para los sistemas de flujo superficial, pero sólo las que pertenecen a las dos primeras categorías se pueden implementar en los humedales de flujo subsuperficial. En la tecnología de humedales de tratamiento se ha hecho mayor énfasis sobre las plantas emergentes de tejidos blandos, entre las que, además de las ya mencionadas, se pueden encontrar a *Acorus calamus* (Cálamo), *Arundo donax* (carrizo gigante), *Cyperus* spp (junco plano), entre otras.

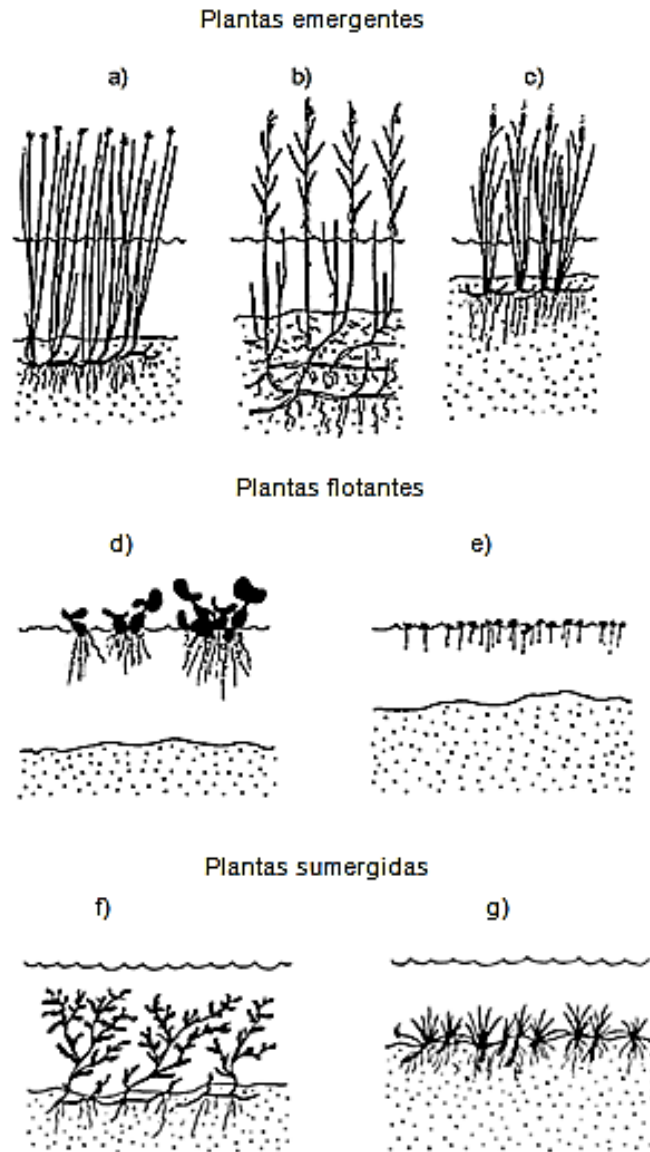


Figura 5. Principales macrófitas: (a) *Scirpus* (*Schoenoplectus*) *lacustris*, (b) *Phragmites australis*, (c) *Typha latifolia*, (d) *Eichhornia crassipes*, (e) *Lemna minor*, (f) *Potamogeton crispus*, (g) *Littorella uniflora* (Brix, H y Schierup, 1989)

2.2.2.3 Suelos y medios de soporte. En los sistemas de flujo superficial el agua fluye por encima de la superficie del suelo en el cual ocurre la mayor actividad microbiana asociada a la capa de detritos depositada, además de los microorganismos adheridos a la superficie sumergida de las plantas.

En los sistemas con flujo subsuperficial, el medio puede ser suelo, arena o grava, y los espacios libres del medio sirven como canales para el flujo del agua. Sobre la superficie del medio crece la masa de microorganismos semejante a lo que ocurre en un filtro percolador, sin embargo, se considera que el crecimiento microbiano en estos sistemas no debe provocar obstrucciones como ocurre en los filtros percoladores (Rodríguez, 2003).

El medio de soporte realiza varias funciones:

- a) Servir de material para el enraizamiento de la vegetación,
- b) Ayuda a coleccionar y distribuir uniformemente el flujo de entrada y salida
- c) Proporciona un área superficial para el crecimiento microbiano, y
- d) Filtra y atrapa partículas.

2.2.2.4 Estructuras y materiales complementarios. En la construcción de los humedales se utilizan las siguientes estructuras o materiales:

- a) Diques. Los humedales pueden ser construidos mediante la excavación de cuencas, por la construcción de terraplenes (diques), o por una combinación de los dos. Los diques deben estar construidos con suelos que tengan un adecuado material de grano fino que se compacte a un terraplén relativamente estable e impermeable. Los diques deben ser lo suficientemente altos para contener el volumen esperado, además de amplios bordos que prevean los flujos altos ocasionales, así como para la acumulación de basura y sedimentos (Davis, 1995).
- b) Revestimientos. Los humedales construidos deben ser impermeabilizados para evitar la posible contaminación de las aguas subterráneas, así como para evitar que las aguas subterráneas se infiltren en el sistema. Cuando los suelos tienen un sellado adecuado, la compactación de estos materiales puede ser suficiente para alinear el humedal. Los revestimientos usados para los humedales son los mismos que se usan

comúnmente en lagunas, estos materiales incluyen cloruro de polivinilo (PVC), polietileno (PE), y polipropileno. La mayoría de los sistemas usan típicamente cloruro de polivinilo de 30 milésimas de pulgada o polietileno de alta densidad (HDP) (EPA, 2000a). Si los suelos del sitio contienen piedras angulares, se deben poner camas de arena o cojines de geotextil debajo del revestimiento para evitar pinchaduras (Davis, 1995).

- c) Estructuras de control de flujo. Los niveles de agua están controlados por las estructuras de control de flujo, las cuales deben fáciles de ajustar. Además deben ser flexibles, de modo que los procesos se puedan optimizar, respondiendo a los cambios en el sistema. Las estructuras deben ser de tamaño suficiente para manejar los flujos máximos de diseño y deben estar situadas en un lugar de fácil acceso, que minimice el cortocircuito (Davis, 1995).

- d) Entradas. Las entradas en los humedales de flujo superficial suelen ser simples: el extremo de un tubo abierto, un canal o tubería cerrada que lleva el agua hacia el humedal. Las estructuras de entrada en los sistemas de flujo subsuperficial incluyen colectores tanto superficiales como subterráneos, zanjas abiertas perpendiculares a la dirección del flujo, y un punto único de vertimiento de las cajas. Un colector subterráneo evita la acumulación de lodos de algas y la consiguiente obstrucción que puede ocurrir junto a la superficie colectores. Un colector superficial, con salidas ajustables provee la máxima flexibilidad para ajustes futuros y mantenimiento, por lo que es recomendable. Un colector superficial también evita problemas de contrapresión (Davis, 1995).

- e) Salidas. Las estructuras de salida ayudan a controlar el flujo de forma uniforme a través del humedal, así como al buen desempeño de la

profundidad. El diseño del humedal de flujo subsuperficial debe permitir la inundación controlada de 15 cm para fomentar el crecimiento de plantas deseables y controlar las malezas. El uso de una salida ajustable, que se recomienda para mantener un gradiente hidráulico adecuado en el lecho, también puede tener beneficios significativos en la operación y mantenimiento del humedal. Un colector subterráneo perforado conectado a una salida ajustable ofrece la máxima flexibilidad y fiabilidad como dispositivo de salida para los humedales de flujo subsuperficial (Nations y Settlements, 2008).

2.2.3 Mecanismos de Remoción de Contaminantes en Cada Tipo de HC

2.2.3.1 HFSL. La eliminación de los sólidos suspendidos en estos sistemas, es generalmente un proceso físico bastante rápido. Los mecanismos principales de eliminación son sedimentación, agregación y adhesión superficial (Merz y Resources, 2000). Las partículas más grandes y pesadas, en su mayoría se sedimentarán a la entrada del humedal, mientras que las más pequeñas y livianas se sedimentarán hasta fluir por la vegetación del humedal. La agregación ocurre cuando algunas partículas tienden a flocular naturalmente, lo cual depende de la turbulencia. Las más pequeñas de las partículas no se agregan ni sedimentan, estas sólo se removerán por adhesión a superficies dentro de la columna de agua, y las principales son las macrófitas emergentes y las biocapas que crecen en la superficie de estas plantas (Figura 6) (Merz y Resources, 2000).

El Nitrógeno es eliminado por nitrificación/ desnitrificación, en donde el amonio es oxidado por bacterias nitrificantes en las zonas aerobias del humedal, y el

nitrato es convertido a nitrógeno libre (N_2) en las zonas anóxicas por bacterias desnitrificantes (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

La eliminación del fósforo en HFLS es sostenible, pero a tasas relativamente lentas. Esta ocurre por adsorción, absorción, formación de complejos y precipitación. Sin embargo la precipitación con los iones Al, Fe y Ca, está limitada debido al poco contacto entre la columna de agua y los suelos (Kadlec y Knight, 1996; Vymazal *et al.*, 1998).

La eliminación de nutrientes a través del consumo por las plantas, está limitado por el hecho de que la vegetación no es regularmente cosechada (cada 3 o 5 años) (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

Los organismos patógenos son eliminados en los HFLS por factores físicos, químicos y biológicos. Los físicos incluyen filtración mecánica, exposición a radiación UV, y sedimentación. Los químicos son oxidación, exposición a biocidas excretados por algunas plantas y absorción por materia orgánica. Los mecanismos biológicos incluyen antibiosis, predación por nematodos y protistas, ataque por virus y bacterias líticas, y muerte natural (Gersberg *et al.*, 1989).

2.2.3.2 HFSH. Los compuestos orgánicos son degradados de forma tanto aerobia como anaerobia por las bacterias unidas a las raíces y rizomas de las plantas, y a la superficie del medio filtrante. El oxígeno requerido para la degradación aerobia es suministrado directamente de la atmósfera por difusión desde las raíces y rizomas de la macrófita a la rizosfera, pero como la capacidad de transporte de oxígeno es insuficiente, la descomposición anaeróbica también juega un papel importante (Brix, 1990).

El principal mecanismo de eliminación de nitrógeno es a través de las reacciones de nitrificación/ desnitrificación. Sin embargo en estos sistemas se ha visto que la oxigenación de la rizosfera es insuficiente, y por lo tanto, la nitrificación es incompleta, siendo la principal limitante en la remoción de nitrógeno (Brix y Schierup, 1990).

El fósforo es eliminado principalmente por reacciones de sustitución, donde el fosfato desplaza agua o hidroxilos de la superficie de óxidos hidratados de Fe y Al. Sin embargo para HFSH (gravilla, rocas) usualmente no contienen grandes cantidades de Fe, Al o Ca, y por o tanto la remoción del fósforo es generalmente baja (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

Los microorganismos son removidos a través de la combinación de los mismos procesos que en intervienen en los HFLS (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

2.2.3.3 HFV. Los principales procesos de tratamiento en los HFV son los mismos que en un HFSH. Sin embargo los HFV tienen mayor transferencia de oxígeno que los HFSH, por lo que son mucho mejores para la nitrificación, así como para la remoción de DBO. Por otro lado los HFV no proveen mucha desnitrificación, y son menos eficientes que los HFSH para la remoción de sólidos suspendidos (Vymazal y Kröpfelová, 2008). La remoción del fósforo depende del uso del medio filtrante, ya que el fosfato se puede unir químicamente al medio (Vymazal y Kröpfelová, 2008). Los HFV son eficientes en la remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos. La remoción del amonio-N es alta comparada con otros tipos de humedales, gracias a la buena oxigenación generada por el flujo de alimentación intermitente (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

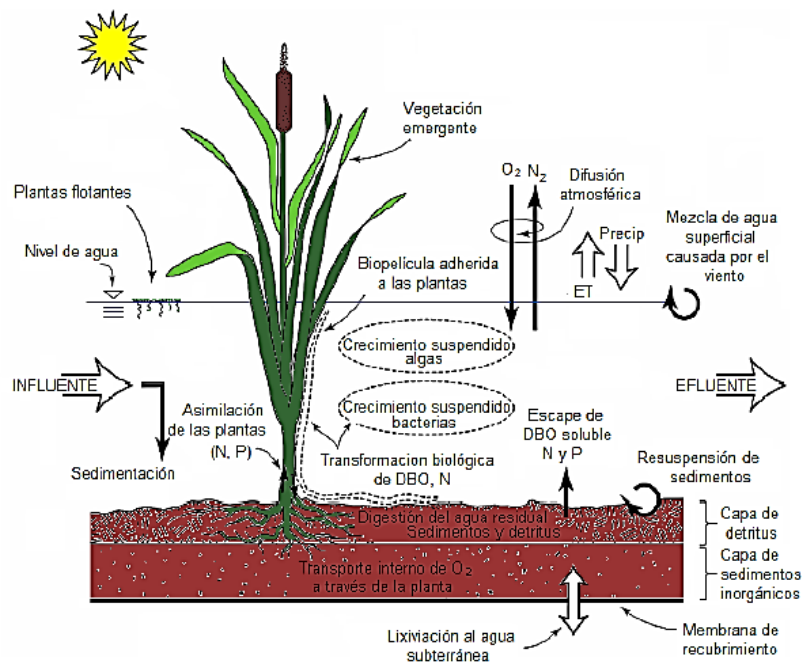


Figura 6. Principales procesos en un HFLS (Wallace y Knight, 2006)

2.2.4 Importancia Ecológica

Aunque los humedales artificiales son principalmente sistemas de tratamiento, proporcionan también otro tipo de beneficios, ya que aumentan la estética del sitio y mejoran el paisaje. Estos sistemas también sirven como hábitat de una rica diversidad de invertebrados y vertebrados. Los animales invertebrados, como los insectos y gusanos, contribuyen al proceso del tratamiento mediante la fragmentación de detritos y el consumo de materia orgánica; las larvas de muchos insectos son acuáticas y consumen cantidades significativas de material durante su estadio larvario, que puede durar varios años. Los invertebrados también desempeñan varios roles ecológicos, por ejemplo, las

ninfas de libélula son importantes depredadores de larvas de mosquitos. Aunque los invertebrados son los organismos más importantes en cuanto a la mejora de la calidad del agua se refiere, los humedales artificiales también atraen a una gran variedad de anfibios, tortugas, aves y mamíferos (Davis, 1995).

2.2.5 Importancia económica

Los humedales artificiales tienen costos de operación y mantenimiento muy bajos, incluyendo la energía de bombeo (sí es necesaria), monitoreo, mantenimiento de caminos de acceso, mantenimiento del pretratamiento (incluyendo la limpieza regular de las cribas y vaciado de tanque séptico o tanque Imhoff y desarenadores), la recolección de la vegetación (cada determinado tiempo) y la sustitución de equipos y reparación de estos. Los gastos básicos son mucho más bajos que los de las tecnologías de concreto y acero, en un factor de 2 a 10 (Vymazal *et al*, 2008).

Además, debido a que los humedales tienen una mayor tasa de actividad biológica que la mayoría de los ecosistemas, pueden transformar muchos de los contaminantes comunes presentes en aguas residuales a subproductos inofensivos o nutrientes esenciales que se pueden utilizar para productividad biológica adicional (consumo por las plantas). Estas transformaciones se logran gracias a que el ambiente en el que está el humedal cuenta con energías ambientales inherentes como la del sol, viento, suelo, plantas y animales. Gracias a que estas energías intervienen en el trabajo de los humedales, se requieren mínimas cantidades de energía basada en combustibles fósiles, que típicamente son utilizados para alcanzar los objetivos de tratamiento en otras tecnologías (Kadlec y Wallace, 2009).

CAPITULO III. JUSTIFICACIÓN

Actualmente la población de Vícam, Sonora, no cuenta con un sistema de tratamiento de aguas residuales municipales, desechando el agua contaminada a un sistema acuático sin tratamiento previo. Por otro lado, las tecnologías más usadas en México hoy en día, no tienen la eficiencia necesaria para la remoción de contaminantes a lo que señala la normativa, además los costos de operación y mantenimiento de estos sistemas son muy altos.

CAPITULO IV. HIPÓTESIS

El conjunto de elementos (plantas, suelo, actividad bacteriana) que constituyen un humedal construido, así como las interacciones entre estos dentro del sistema, son capaces de remover los contaminantes presentes en el agua residual producida por la población de Vícam, Sonora, México.

CAPITULO V. OBJETIVOS

5.1 Objetivo General

Seleccionar el sistema más adecuado para tratar las aguas residuales domésticas de la población de Vícam, Sonora, México, en base a requerimientos de área, eficiencias de remoción de contaminantes y costos.

5.2 Objetivos Específicos

- a) Evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes en un humedal natural.
- b) Plantear cuatro diferentes escenarios de tratamiento, utilizando tanto humedales construidos, como sistemas convencionales.
- c) Comparar escenarios de tratamiento, y seleccionar la mejor opción, en cuanto a área de tratamiento requerida, eficiencia y costos.

CAPITULO VI. ÁREAS DE ESTUDIO

6.1 El Tular

Se realizó un estudio en el humedal natural “El tular” ubicado en la Ciudad de Guaymas, Sonora, en el cual, a principios del año 2013 se detectó la presencia de descargas residuales municipales. Dicho humedal natural desemboca en el estero de “Miramar” (Figura 7).

Este estudio se realizó con el propósito de evaluar el efecto que tiene la presencia de las plantas acuáticas que hay en el humedal (*Typha domingensis*, *Scirpus lacustris* y *Phragmites australis*), así como las condiciones climáticas de la región, en la eliminación de los contaminantes presentes en las descargas residuales, y determinar que tanto persisten estos contaminantes hasta llegar al estero.



Figura 7. Puntos de muestreo en el humedal "El Tular"

6.2 Vícam

Vícam es una población que forma parte del municipio de Guaymas, Sonora, México, y es la segunda localidad con mayor número de habitantes de este municipio. Se encuentra ubicada geográficamente a $27^{\circ}38'32''N$, $110^{\circ}17'23''O$ y a una altitud de 10 metros sobre el nivel del mar; su acceso es por la carretera federal 15, que lo comunica al norte con Guaymas y Hermosillo, y al sur con Ciudad Obregón y Navojoa (Figura 8). De acuerdo al censo de población y vivienda, realizado en el 2010 por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía, esta población cuenta con 9,364 habitantes (INEGI, 2010). Es una de las principales poblaciones de la etnia yaqui, y gracias a la historia de su pueblo, esta localidad tiene gran importancia turística, siendo considerada como una localidad indígena por la Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (CDI) , debido a que la proporción de habitantes indígenas que habitan en el pueblo, es mayor o igual a 40% (57.8 %) de su población total (CONAPO, 2010). En la actualidad, a pesar de ser la segunda mayor población del municipio de Guaymas, y una de las principales poblaciones yaquis, esta población tiene un alto índice de marginación de acuerdo a la CONAPO (2010).

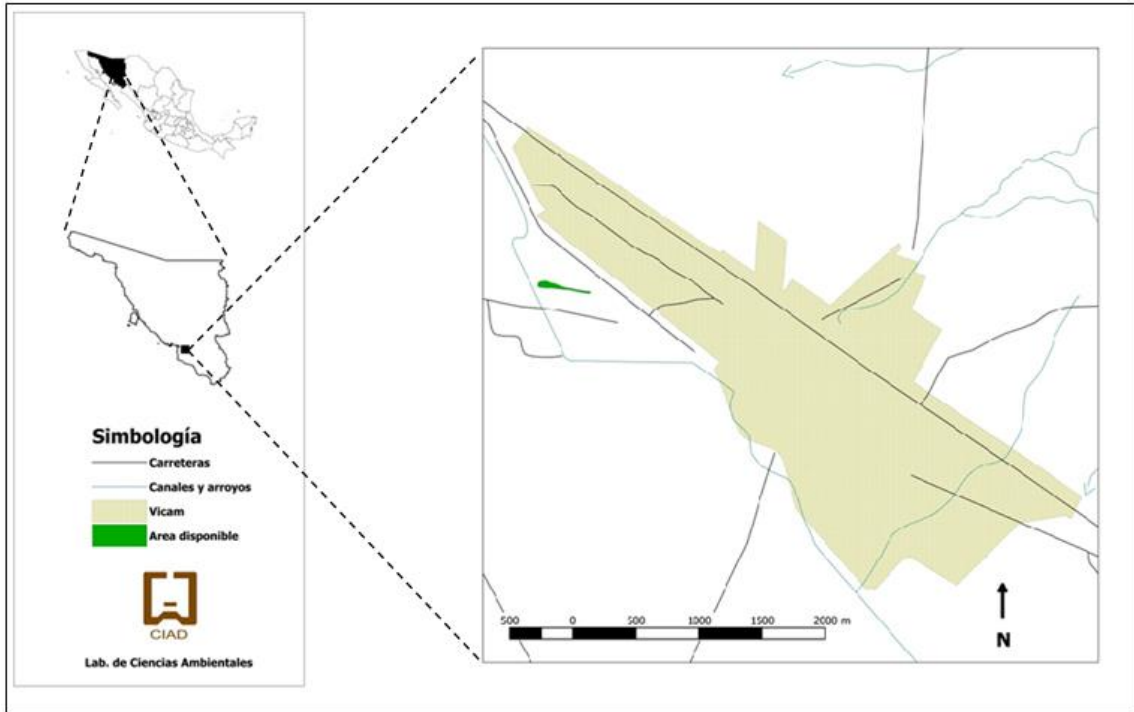


Figura 8. Ubicación de la población de Vícam, Sonora, México y del área de estudio

CAPITULO VII. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1 Estimación del Caudal en Vícam

7.1.1 Estimación Teórica

Se realizó un primer cálculo del caudal de las aguas residuales en base al número de habitantes y a la tabla 1.

Tabla 1. Dotación de agua potable según el número de habitantes y tipo de clima

Población de proyecto (habitantes)	Tipo de clima		
	Cálido (L/hab-día)	Templado (L/hab-día)	Frío (L/hab-día)
2,500 a 15,000	150	125	100
15,000 a 30,000	200	150	125
30,000 a 70,000	250	200	175
70,000 a 150,000	300	250	200
150,000 o más	350	300	250

Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas, 1979

La CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) indica que es necesario diseñar en base a un periodo futuro de tiempo, previendo el crecimiento de la población y por lo tanto un aumento en la descarga. En el caso del presente proyecto se diseñó a futuro, considerando 15 años (CONAGUA, 2007) de crecimiento poblacional, para lo cual se calculó la población proyecto con la ecuación 1,

utilizando una tasa de crecimiento de 1.76, y los 15 años de tiempo proyectados.

$$P_p = P_a \cdot \left(1 + \frac{r}{100}\right)^N \quad (1)$$

Donde:

P_p = población proyecto

r = tasa de crecimiento

N = años proyectados

Dado que la población de Vícam cae en el primer intervalo de la tabla, y considerando que esta región tiene un clima cálido, se estima que la dotación) de agua es de 150 L/hab-día. Sin embargo, de acuerdo a CONAGUA, se considera que sólo el 75% de la dotación es convertida en agua residual, debido a que el 25% restante es usado para fines de riego doméstico y se pierde por evaporación (CONAGUA, 2007). Por lo cual, utilizando la ecuación 2, se calculó el aporte para el periodo proyectado:

$$Ap = Dot * .75 \quad (2)$$

En base a los cálculos anteriores, y utilizando la ecuación 3, se calculó así el caudal promedio estimado para el 2029:

$$Q_{med2029} = \frac{P_p \cdot Ap}{86400} \quad (3)$$

Donde:

A_p = Aporte para periodo proyectado, L

Dot =Dotación de agua, L

Q_{med} = Caudal promedio, L/s

7.1.2 Estimación de la Descarga en Campo

La segunda estimación se hizo mediante una prueba en campo el 21 de febrero del 2014. Se eligieron dos registros de alcantarillado al final de la red y lo más cercanos y perpendiculares entre sí, y se realizó el siguiente procedimiento:

- a) Se arrojó un objeto flotante en el primer registro siguiendo el curso del agua
- b) Se registró el tiempo que tardó el objeto flotante en llegar al segundo registro.
- c) Se realizaron los pasos anteriores tres veces, para obtener un promedio.
- d) Se midió la distancia entre registros, el tirante, y el diámetro de la tubería.

Una vez obtenidos los datos necesarios se determinó la velocidad, el ángulo, el área, y finalmente el caudal con las siguientes ecuaciones:

$$V = \frac{d}{t} \quad (4)$$

$$\theta = 2\arccos\left(1 - 2\frac{h}{D}\right) \quad (5)$$

$$A = \frac{(\theta - \text{sen}\theta)D^2}{8} \quad (6)$$

$$Q = VA \quad (7)$$

Donde:

t= tiempo de recorrido, s

d= Distancia entre registros, m

h= Tirante de agua, m

D= Diámetro, m

V= velocidad, m/s

Θ = Angulo

A= Área, m²

Q= Caudal, L/s

7.2 Muestreo de Agua Residual

7.2.1 El Tular

La campaña de muestreo se llevó a cabo el 17 de enero del 2013 en el que se muestrearon cuatro puntos a lo largo del humedal y uno más en la boca del estero (Figura 7). Se realizó un muestreo de 24 h, con intervalos de 4 h, que corresponde a los horarios de 7:00, 11:00, 15:00, 19:00, 23:00, y 3:00 horas. Se tomaron muestras compuestas para DBO₅ y nutrientes. Para grasas y aceites, materia flotante, coliformes fecales y totales se tomaron muestras simples.

7.2.2 Vícam

Con el fin de observar cambios en la concentración de los contaminantes, se realizaron muestreos estacionales de las aguas residuales, durante las temporadas de verano, otoño e invierno del 2013 y 2014. El muestreo correspondiente a verano se realizó el 9 de septiembre, los correspondientes a otoño se realizaron el 7 de octubre y 5 de noviembre, y finalmente el de invierno se llevó a cabo el 22 de enero del 2014.

Los muestreos fueron de 24 h, con intervalos de 4 h, que corresponde a los horarios de 11:00, 15:00, 19:00, 23:00, 3:00 y 7:00 horas.

Las muestras fueron colectadas (en envases de plástico) de un registro de alcantarillado, el cual capta finalmente todas las aguas residuales generadas por la población de Vícam, ya que a partir de este punto no recibe ningún tipo de aporte en cuanto a calidad ni cantidad. En cada uno de los horarios, se tomaron muestras simples de agua para el análisis de nutrientes y metales. Únicamente en el último horario se tomaron muestras simples para la determinación de coliformes, materia flotante, DBO₅ (demanda bioquímica de oxígeno), grasas y aceites. Esto debido a que la lejanía entre el punto de muestreo y el laboratorio de análisis, además de las altas temperaturas de la región, podían causar una alteración en la concentración de los contaminantes.

Una vez colectadas, las muestras fueron guardadas en una hielera con hielo para su conservación hasta su llegada al laboratorio.

En el punto de muestreo se midieron los parámetros de temperatura, OD (oxígeno disuelto), pH, salinidad, conductividad y SDT (sólidos disueltos totales) del agua, las cuales se realizaron con un equipo portátil YSI 556 MPS (sistema de sonda múltiple).

7.3 Análisis del Agua Residual

Los análisis de DBO_5 , materia flotante, coliformes, y grasas y aceites se realizaron en el Laboratorio de Aseguramiento de Calidad (LAC), y los análisis de nutrientes y metales en el Laboratorio de Ciencias Ambientales (LCA), ubicados en la Coordinación Regional Guaymas del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD).

7.3.1 DBO_5

El valor de DBO_5 fue obtenido mediante el método de prueba de la norma NMX-AA-028-SCFI-2001 (SECOFI, 2001). El procedimiento consistió en llenar dos frascos tipo Winkler de 300 mililitros con el agua residual directa, y otros dos con el agua de dilución (agua destilada), la cual sirvió como control. Cuando fue necesario, partir del agua residual directa se prepararon por duplicado diluciones al 1 y 10%. Un duplicado de los frascos con la muestra directa, con el agua de control y con las diluciones (cuando fueron preparadas) se llevaron a incubación durante cinco días en una incubadora refrigeradora VWR a 20 °C.

A los duplicados restantes se les adicionó 1 ml de sulfato manganoso, se agitaron y se dejó precipitar una tercera parte de la materia presente en las muestras, posteriormente se acidificó con ácido sulfúrico concentrado y se dejó reposar durante una hora. Una vez transcurrida la hora se titularon por triplicado 50 ml de muestra de cada frasco con tiosulfato de sodio, usando almidón como indicador y tomando lectura del volumen (mL) gastado para obtener un valor promedio.

Transcurridos los cinco días de incubación, las muestras se fijaron con 1 ml de sulfato manganoso y otro más de yoduro alcalino, posteriormente se llevaron a titular siguiendo el mismo procedimiento que con el primer duplicado. Finalmente se calculó el DBO_5 en mg/ L aplicando la ecuación establecida en la norma correspondiente.

7.3.2 Sólidos Suspendidos Totales.

El procedimiento se realizó en base al manual del equipo Hash DREL-2000. Se tomó medio litro de muestra y se procedió a licuarlo (aprox. 10 segundos). Enseguida se midieron 25 ml de esta muestra ya licuada, y se llevó a leer al equipo. Se realizó la medición tres veces, para obtener un promedio. El resultado se reporta en mg/ L.

7.3.3 Grasas y Aceites

El análisis de grasas y aceites se realizó siguiendo la norma NMX-AA-005-SCFI-2000 (SECOFI, 2000a). La muestra se acidificó con ácido clorhídrico concentrado hasta alcanzar pH 2 (aproximadamente con 12 gotas). Con la muestra ya acidificada se llenaron tres decantadores KIMAX modelo 19000 de un litro y se dejaron reposar una hora. Transcurrida la hora de reposo, se agregó éter (100 ml aproximadamente), a cada decantador, posteriormente se agitaron y se desecharon 900 ml del agua de cada decantador, los 100 ml restantes fueron lavados con un poco de éter y filtrados con papel whatman 4,

recuperándolos en otros tres decantadores de 500 ml, en seguida se depositó el contenido de cada uno en tres matraces globo de 250 ml previamente pesados.

Cada matraz fue llevado a un rota vapor marca LABCONCO a una temperatura de 75 °C, hasta condensar completamente el éter. En una estufa Precisión Scientific modelo 160 DM se evaporó el resto de éter y agua de las muestras, para posteriormente enfriarse en un desecador durante una hora, y finalmente pesarse. Se calculó la cantidad de grasas y aceites (mg/ L) en base a la ecuación que indica la norma.

7.3.4 Materia Flotante

Para la determinación de materia flotante, se utilizó una malla de acero inoxidable marca VWR con abertura de 3.3 mm, como indica la norma NMX-AA-006-SCFI-2000 (SECOFI, 2000b). Se hicieron pasar $\frac{3}{4}$ partes de la muestra de 5 litros a través de la malla, verificando si quedaba retenida algún tipo de materia. El resultado es reportado como ausencia o presencia de materia flotante.

7.3.5 Coliformes Totales y Fecales

El análisis de CF (coliformes fecales) y CT (coliformes totales) se realizó en base al capítulo 4 del Manual Analítico Bacteriológico de la FDA (Feng, P *et al.*,

2010). La muestra directa de agua y sus respectivas diluciones se sembraron en series de 5 tubos conteniendo 10 ml de caldo lauriltriptosa; posteriormente fueron incubados a 35 ± 2 °C/ 48 h en un equipo JOUAN EB 280, revisando generación de gas a las 24 h.

La confirmación de los coliformes totales se realizó en tubos con caldo lactosa bilis verde brillante al 2%, incubados a 35 ± 2 °C/48 h. Para los coliformes fecales, se inocularon tubos de caldo EC, los cuales fueron incubados en baño de agua (Precisión 253) a 44.5 °C por 48 horas. Los resultados fueron expresados como el número más probable por gramo de alimento (NMP/g).

7.3.6 Nutrientes

Para el análisis de nutrientes se utilizó un espectrofotómetro portátil LaMotte. Los nutrientes analizados fueron NO_3 (nitratos), NO_2 (nitritos), NO_4 (amonio) PO_4 (fosfatos), PT (fósforo total), y NT (nitrógeno total). Cada uno fue cuantificado en base al método establecido en el manual del equipo y las concentraciones de cada uno se reportan en mg/ L.

7.3.7 Metales

7.3.7.1 Digestión de las muestras. Previo a su análisis, las muestras de metales fueron digeridas siguiendo la metodología del LCA y el método 3015 de la EPA (EPA, 2007). Las botellas con muestra se agitaron previamente para

homogeneizarse y después se tomó una alícuota de 45 ml para agregarse a cada vaso de digestión, a los cuales se les adicionó 5 ml de ácido nítrico concentrado, para posteriormente ser digeridas en un horno de microondas CEM Corp. Mod. MARS X. Como control de calidad, se añadió un duplicado (compuesto por una de las muestras elegidas al azar), así como un “blanco” o control (compuesto por ácido nítrico concentrado).

Al término de la digestión, las muestras se colocaron en envases de plástico de 50 ml, se rotularon y se almacenaron a temperatura ambiente, hasta su análisis.

8.3.7.2 Lectura de las muestras. Para la lectura y cuantificación de los diferentes metales, se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin-Elmer 1100 B. Se determinaron hierro (Fe), cobre (Cu), zinc (Zn), cadmio (Cd), y plomo (Pb), por el método de flama de aire-acetileno, en base al manual de operaciones de LCA, basado a su vez en los métodos 7130, 220, 7420 y 7000 A de la EPA (EPA, 1992, 1986a, 1986b, 1978). El contenido de mercurio (Hg) se determinó por el método de generador de hidruros, usando $K_2Cr_2O_7$ (dicromato de potasio) al 1% y $SnCl_2$ (cloruro de estaño II) al 5%, la metodología se aplicó en base a los métodos del LCA basados en los métodos 7471 y 245.5 de la EPA (EPA, 1986c, 1982).

7.4 Pruebas del Medio Filtrante

Para reducir costos de transporte, se recomienda el uso de materiales de la región en la edificación de los humedales construidos, ya que este es el componente más caro dentro de los humedales, representando hasta el 50% de los costos totales (Dallas *et al.*, 2004; Vymazal y Kröpfelová, 2008). En este trabajo, se eligió la grava como medio poroso, debido a que es un material fácil de encontrar en la localidad. Para la obtención de las muestras, se seleccionó

un banco de materiales cercano al área de estudio, ubicado en el kilometro 9 del tramo Ciudad Obregón- Guaymas de la carretera internacional.

7.4.1 Toma de muestras

Se colectaron muestras de aproximadamente 10 kg, de dos pilas de grava de tamaños diferentes (Figuras 9 y 10), las cuales fueron llevadas posteriormente al Laboratorio de Ingeniería Civil del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON), lugar donde se realizaron las pruebas de conductividad hidráulica, granulometría y porosidad.



Figura 9. Muestra 1 de grava



Figura 10. Muestra 2 de grava

7.4.2 Conductividad Hidráulica

El conocimiento de la conductividad hidráulica o también llamada permeabilidad es requerida en el diseño de trabajos de ingeniería donde se considera que existen infiltraciones de agua. Específicamente en este trabajo, este parámetro fue útil para calcular el área transversal requerida para el humedal construido.

Esta medida se realizó utilizando un permeámetro de carga constante (Figura 11) con capacidad de 500 ml, el cual se llenó con una parte de la muestra número 1; posteriormente se abasteció el tanque de almacenamiento de agua y, se colocó en la parte superior para hacer bajar el agua por gravedad (como se muestra en la Figura 12). Seguidamente se abrió la válvula de entrada del permeámetro para hacer pasar el líquido a través de la grava contenida, colectando el agua por la parte inferior del aparato con una probeta de 500 ml (Figura 13), y midiendo el tiempo de llenado. Este procedimiento se realizó por triplicado para cada una de las muestras (Terzaghi, 1996).



Figura 11. Permeámetro de carga constante



Figura 12. Equipo para medición de conductividad hidráulica.

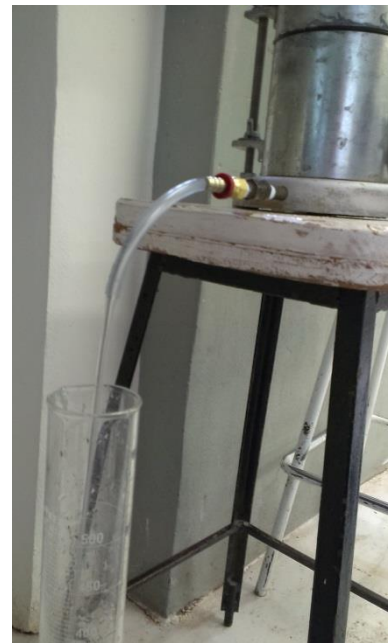


Figura 13. Colecta y medición de agua.

Para el cálculo del coeficiente de permeabilidad o conductividad hidráulica (k) se utilizó la Ley de Darcy para el flujo a través de un medio poroso. La cuál se expresa con la ecuación 8, de la que se obtiene la ecuación 9, y se deduce a su vez la ecuación 10. En esta última se introdujeron los valores conocidos y obtenidos de la prueba realizada, que fueron el volumen colectado en la probeta, la altura de relleno del permeámetro, la altura del permeámetro, el área de sección transversal del relleno, y el tiempo promedio que tardó en colectarse el volumen en la probeta. Los valores para la conductividad hidráulica obtenida para cada muestra, se dan en $m^3/m^2 d$.

$$q = vA = ki = k \frac{h}{l} \quad (8)$$

$$v = ki = k \frac{h}{L} \quad (9)$$

$$k = \frac{vL}{hAt} \quad (10)$$

Donde:

k = conductividad hidráulica, $m^3/ m^2.d$

v = volumen colectado en probeta, mL

L =altura de relleno del permeámetro, m

h = altura del permeámetro, m

A = Área de sección transversal del relleno, m^2

t = tiempo de colecta de volumen, s

7.4.3 Granulometría

Con la finalidad de conocer el tamaño promedio de partícula del medio poroso (grava), se realizó el ensayo granulométrico a partir de 5 kg de cada muestra, para posteriormente hacerlos pasar por tamices de acero inoxidable (Figura 14) con tamaños de abertura de 2", 1½", 1", ¾", ½", ⅜", y ¼", aplicando movimientos verticales para agitar la muestra y hacerla pasar a través de las cribas. Se recuperó lo que quedó en cada criba y se llevó a pesar.



Figura 14. Tamizado de la grava para medir tamaño de partícula

7.4.4 Porosidad

Para conocer los espacios vacíos entre las partículas, por donde correrá el agua dentro del humedal, se calculó la relación entre el volumen del líquido y el volumen ocupado por el material poroso, que es conocida como porosidad (n) o fracción de huecos, para lo cual se utilizó la ecuación 11.

$$n = \frac{V_v}{V_m} \quad (11)$$

Donde:

V_v = volumen de espacios vacíos o del líquido, L

V_m = volumen total o del material, L

Esta medición fue útil para determinar el tiempo de retención hidráulica en el humedal construido. Para ello, en un recipiente graduado se midió por triplicado (con tres submuestras diferentes), la cantidad equivalente a 1, 000 ml de grava de cada una de las muestras, después se agregó agua hasta cubrir la grava, y se midió el volumen de agua gastado.

7.5. Estudio de Terreno Disponible

Se llevó a cabo el estudio de la posible área en la que se establecerá el sistema de tratamiento en Vícam, dicho estudio será de utilidad para cuestiones de ingeniería del proyecto, así como para la estimación de costos para remoción de material y compactación. La realización de este estudio estuvo a cargo del Instituto Tecnológico de Guaymas y el análisis se realizó en el Laboratorio de Ingeniería Civil del mismo instituto.

La primera etapa consistió en el reconocimiento inicial del área y la obtención de las coordenadas del área disponible. Se efectuó un levantamiento topográfico de nivelación y se obtuvieron las curvas de nivel, así como la pendiente hidráulica en el sitio de estudio, posteriormente se tomaron 2 muestras representativas de suelo (Figura 15), para el estudio de mecánica de suelos, el cual comprende la obtención del coeficiente de permeabilidad a través del método de la cabeza variable, así como la composición granulométrica, el grado de compactación, y el contenido de humedad. En anexo B se puede encontrar el reporte correspondiente.



Figura 15. Toma de muestra para el estudio de mecánica de suelos.

7.6 Diseño de Escenarios de Tratamiento

7.6.1 Primer Escenario (Laguna de Oxidación)

Se llevó a cabo el diseño para la laguna de oxidación (laguna aerobia), considerando las siguientes condiciones:

- Caudal = 1382 L/ s
- Conversión del DBO₅= 98%
- Tasa constante de remoción de primer orden para DBO₅=98%
- Coeficiente de temperatura $\theta = 1.06$ a 20 °C
- Temperatura del agua en verano=30°C
- Temperatura del agua en invierno=25°C
- Profundidad de la laguna=1 m
- Factor de dispersión= 1.0

De la Figura 16, se obtuvo el valor para kt en base al factor de dispersión y a la eficiencia de remoción de DBO₅, posteriormente se hizo la corrección de k para las temperaturas de invierno y verano (ecuaciones 12 y 13), y se sustituyó el valor de k para calcular los TRH (tiempos de retención hidráulica) para cada estación, como se observa en las ecuaciones 14 y 15. Una vez calculados los TRH para cada estación, se eligió el que se presenta en las condiciones más desfavorables que regularmente es el correspondiente a la temporada de

invierno, ya que al disminuir la temperatura del agua también disminuye la tasa de crecimiento bacteriano y por ende la remoción de los contaminantes. Finalmente se calculó el área superficial con la ecuación 16 (Metcalf *et al.*, 1991).

$$k_{25} = 0.25(1.06)^{25-20} \quad (12)$$

$$k_{30} = 0.25(1.06)^{30-20} \quad (13)$$

$$0.33 t = 10 \quad (14)$$

$$0.44 t = 10 \quad (15)$$

$$Area\ superficial = \frac{(Q)(TRH)}{D} \quad (16)$$

Donde:

k= constante cinética, adimensional

Q= Caudal a tratar, L/ s

D= profundidad recomienda para la laguna, m

TRH= Tiempo de retención hidráulica, d

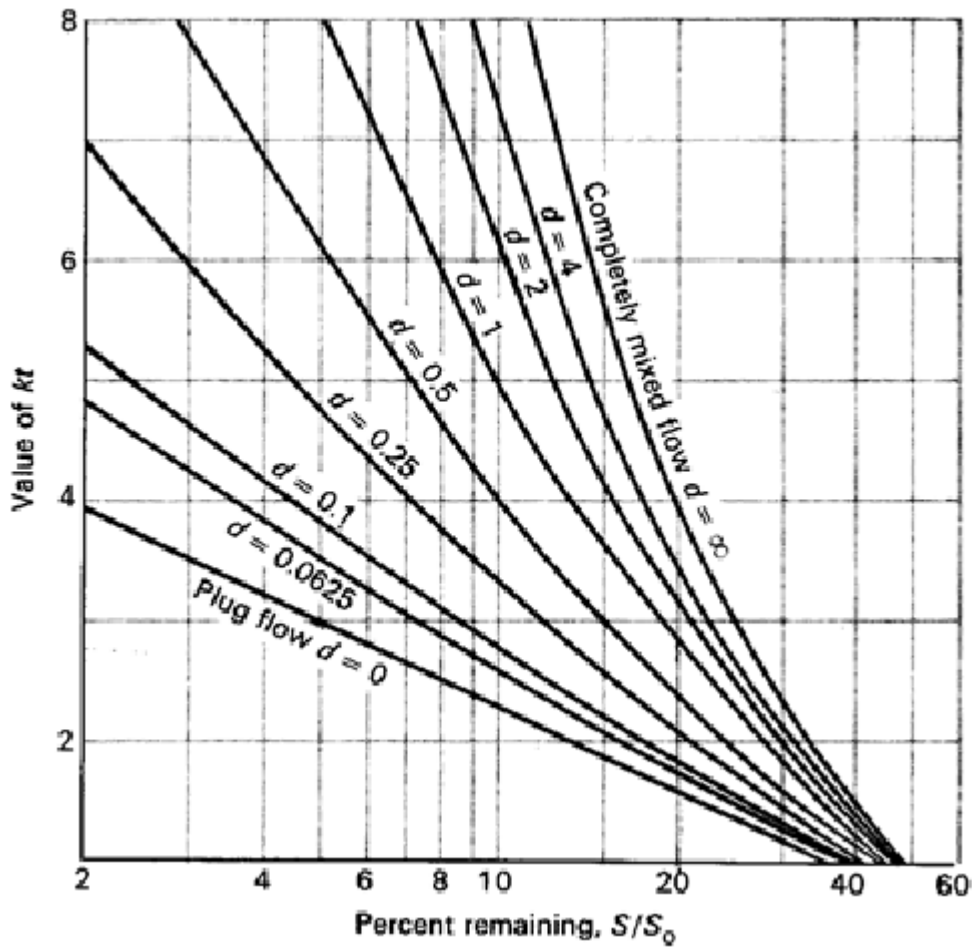


Figura 16. Valores de kt en la ecuación de Wehner y Wilhelm contra el porcentaje que permanece, para varios factores de dispersión.

7.6.2 Segundo Escenario (Humedal Construido)

Se utilizó el modelo $k-C^*$ (Kadlec y Knight, 1996) para humedales de flujo subsuperficial. Primero se utilizó la ecuación 19 para la corrección de la constante cinética de Arrhenius para cada uno de los contaminantes, utilizando la temperatura menor obtenida para el agua, de 25 °C e, θ es un valor conocido de 1.1 a 20 °C y k para cada uno de los contaminantes son valores conocidos también a 20°C para SST, DBO, NT, PT, NT y CF de 3000, 180,12, 27, y 95

respectivamente. Finalmente T es la temperatura más baja registrada en el agua residual, la cual se utiliza debido a que será la condición de mayor estrés para las bacterias, es decir, lo máximo que podría disminuir la actividad bacteriana en temporada invernal.

Para el cálculo del área superficial requerida para cada contaminante, se empleó la ecuación 20, donde C_e tomó el valor de los límites señalados por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para cada contaminante y la concentración de fondo, la cual es una fracción de los contaminantes, que queda como remanente en la columna de agua (Kadlec y Wallace, 2009). Sus valores se pueden calcular para DBO_5 y SST dependiendo de la concentración en el influente, como se ve en las ecuaciones 17 y 18, y los valores para NT, PT y CF ya están establecidos, y son 1.5 para NT, 0.02 para PT y 10 para CF.

$$SST, C^* = 7.8 + 0.063 C_i \quad (17)$$

$$DBO_5, C^* = 3.5 + 0.053 C_i \quad (18)$$

$$k = k_{20} \theta^{T-20} \quad (19)$$

$$A = \left(\frac{0.0365 \cdot Q}{k} \right) \cdot \ln \left(\frac{C_i - C^*}{C_e - C^*} \right) \quad (20)$$

Donde:

C^* = Concentración de fondo, mg/ L

C_i = Concentración del influente, mg/ L

C_e = Concentración del efluente, mg/ L

k = Constante cinética de Arrhenius, adimensional

T = temperatura, °C

$\theta = 1.1$, adimensional

A= Área superficial requerida, ha

Q=caudal promedio, L/s

Cuando son obtenidas las áreas para cada contaminante, se elige la mayor, asumiendo que al utilizar esta, se eliminan también el resto de los contaminantes. Una vez conocida A, esta es dividida en el número de celdas que se van utilizar (ecuación 21), en este caso se ha propuesto el uso de dos celdas que trabajen en paralelo, esto con la finalidad de que cuando requieran mantenimiento la planta de tratamiento no deje de funcionar por completo.

Para la estimación del área de sección transversal se empleó la ecuación 22, donde la pendiente hidráulica recomendada para el sistema, es de 0.01 m, correspondiente al 1%.

Una vez conocida el área de sección transversal, se determinó el ancho del humedal, con la ecuación 23, utilizando una profundidad de 0.6 m, que es la recomendada para este tipo de humedales. Posteriormente la determinación del largo del humedal se llevó a cabo con la ecuación 24.

Finalmente, para conocer el tiempo de retención hidráulica, se aplicó la ecuación 25.

$$\text{No. de celdas} = \frac{A}{2} \quad (21)$$

$$Ac = \frac{Q}{K_s \cdot S} \quad (22)$$

$$W = \frac{Ac}{h} \quad (23)$$

$$L = \frac{A}{W} \quad (24)$$

$$TRH = \frac{L.W.h.n}{Q} \quad (25)$$

Donde:

Ac= Area transversal, m²

Ks= Conductividad hidráulica del medio filtrante, m³/m².d

S = Pendiente del humedal, m/m

W= Ancho del humedal, m

h= Profundidad del humedal, m

L= Largo, m

TRH= Tiempo de retención hidráulica, d

n= Porosidad del medio filtrante, adimensional

7.6.3 Tercer Escenario (Humedal Construido + Cloración)

Se diseñó un humedal construido siguiendo la misma metodología que el segundo escenario, pero limitado a nutrientes, por lo que el área superficial que se utiliza es la obtenida para PT con la finalidad de disminuir el área de tratamiento necesaria. Para el residuo de coliformes sin remover, se emplea un sistema de cloración, el cual es muy utilizado en plantas de tratamiento de aguas residuales.

7.6.4 Cuarto Escenario (Humedal Vertical)

Para el humedal de flujo vertical se utilizó el criterio propuesto por Molle et al., (2005), de 2 m² por PE (persona equivalente), dividido en 1.2 m² para una primera etapa y 0.8 m² para una segunda etapa. De acuerdo a la experiencia francesa dos etapas de humedales de flujo vertical, diseñados en base a este criterio pueden generar aguas tratadas con concentraciones de DQO menores a 60 mg/L. Otra ventaja de estos sistemas es que reciben agua residual cruda en la primera etapa, por lo que al no requerir pretratamiento, no hay generación de lodos, que se ve reflejado en un ahorro en costos de pretratamiento (Vymazal, J.; Kröpfelová, 2008).

Se realizó la determinación de las personas equivalentes, en base al DBO₅ analizado, y considerando que cada habitante genera 60 g/d de DBO₅ (Consejo de la Comunidad Europea, 1991), tal y como se muestra en la ecuación 26. Posteriormente en base a estas, se calculó el área total requerida con la ecuación 27.

$$PE = \frac{(DBO_5)}{60 \text{ g/d}} \quad (26)$$

$$A = 2 PE \quad (27)$$

Donde:

PE= Personas equivalentes

A= Área superficial requerida, m²

CAPÍTULO VIII. RESULTADOS Y DISCUSIONES

8.1 Crecimiento Poblacional y Aporte Proyectado a Drenaje Sanitario

Los resultados de la estimación teórica y la medida en campo, del caudal de descarga de la población se muestran en la tabla 2. El valor utilizado para el diseño del sistema de tratamiento será 16 L/s, proyectado para el año 2029.

Tabla 2. Datos obtenidos para población y caudal del área de estudio

	Datos para Población Actual*	Datos para Población Proyectada 2029
Habitantes	9, 364	12,181
Dotación (L/s)	16	21
Aporte a drenaje sanitario teórico (L/s)	12	16
Caudal medido en campo (L/s)	10	-

*INEGI, 2010

8.2 Mediciones en Campo

De los parámetros medidos *in situ*, uno de los más importantes es la temperatura del agua, debido a que ésta influirá en el diseño del humedal. Como se observa en la Figura 17, la temperatura fue disminuyendo con el paso de las estaciones, siendo la más baja en invierno, de 24.5 °C. Esta temperatura es la que se utilizó para el diseño del humedal, ya que a menor temperatura el estrés es mayor para las bacterias dentro del humedal, disminuyendo su actividad metabólica y por lo tanto, también la remoción de contaminantes. La temperatura más alta fue en verano con 30 °C, la cual es menor al límite máximo que establece la NOM-001-SEMARNAT-1996 (40°C) (SEMARNAT, 1996a). Por otro lado, los procesos microbianos en los humedales construidos tienen un rango óptimo de temperaturas que se encuentra entre los 20 y 35° C (Kadlec and Reddy, 2001), por lo que los rangos de temperatura registrados no serán problema para que dichos procesos se lleven a cabo.

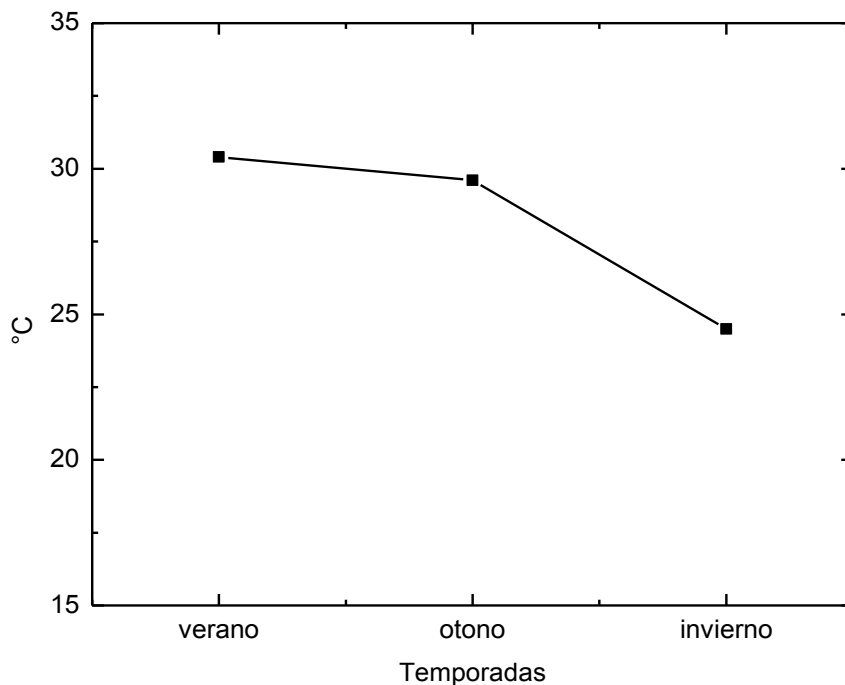


Figura 17. Variación de temperatura del agua residual por temporada

Las concentraciones de los sólidos disueltos totales (SDT), variaron entre 1.4 y 1.6 g/L como se puede observar en la Figura 18. El agua residual de la población de Vícam, muestra una salinidad que clasifica al agua como salobre (Battaglia, 1959). Es posible que el agua que esté recibiendo la comunidad tenga ya niveles altos de sal y por lo tanto las descargas tengan este grado de salinidad, o que el aumento en la salinidad sea debido a los diferentes usos que se le dé el agua en la comunidad. Por lo tanto, esta agua no podría reutilizarse para riego agrícola ya que excede la tolerancia de las especies cultivables. Sin embargo, la salinidad máxima que presenta no es un problema para las plantas acuáticas como el tule (*Typha spp.*), que tolera hasta 6.5 g/L de SDT, o el carrizo (*Schoenoplectus spp.*) que tolera tres veces más que lo que soporta el tule (Baeza *et al.*, 2012).

Cabe mencionar que tanto el tule como el carrizo son plantas comúnmente encontradas en canales y drenes de la región, lo cual se recomienda tomar en cuenta para la selección de las plantas que se utilizan en los humedales construidos.

Las concentraciones de oxígeno disuelto se muestran en la Figura 19, en la cual se puede observar que durante las diferentes temporadas, las concentraciones estuvieron entre 0.5 y 2.9 mg/L. Dichas concentraciones están por debajo de los criterios de la EPA para protección de la vida acuática en aguas costera, que es mayor a 4.8 mg/L de OD (EPA, 2000b).

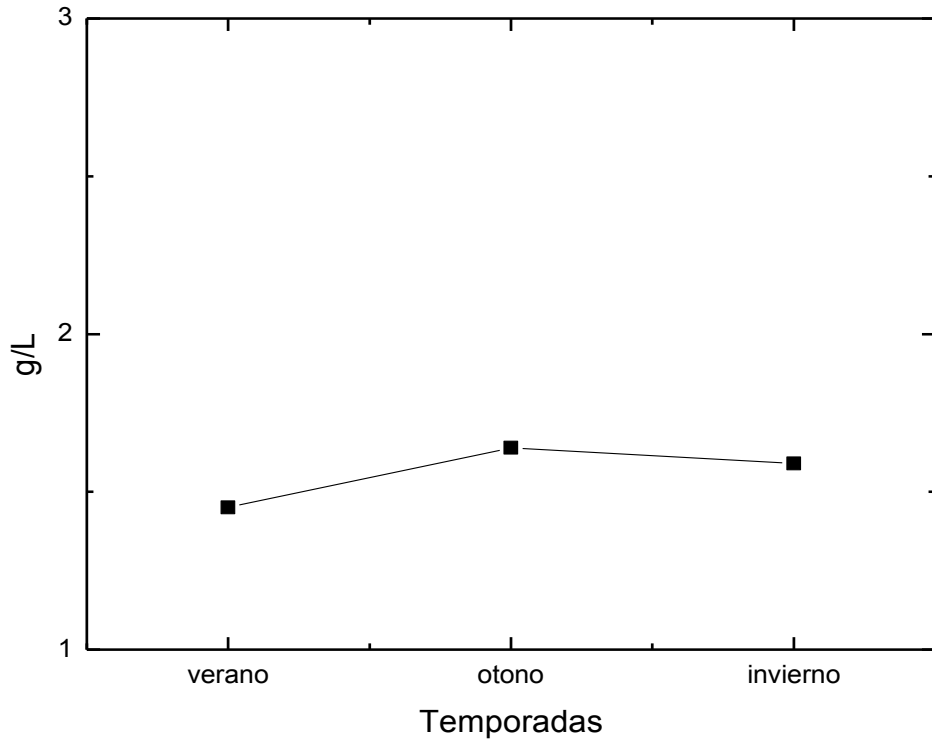


Figura 18. Concentración de SDT por temporada

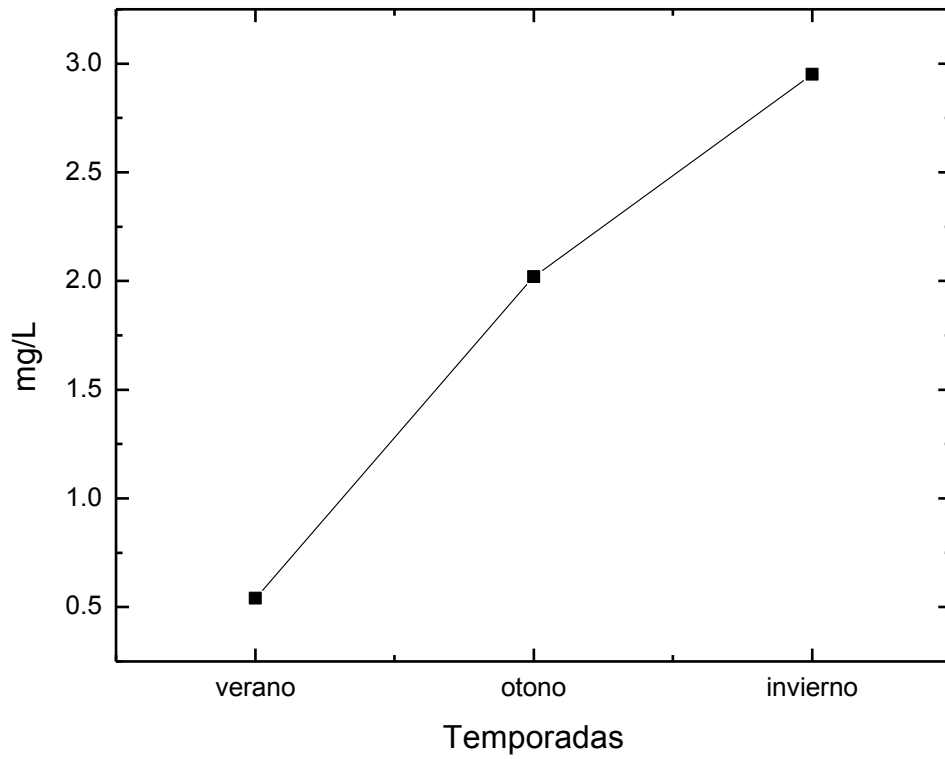


Figura 19. Gráfica de concentración de oxígeno disuelto por temporada

8.3 Calidad del Agua

8.3.1 El Tular

En las Tablas 3 y 4 se pueden observar los valores obtenidos para los contaminantes analizados, de los cuales se pudo ver un efecto degradativo en algunos contaminantes, como en el nitrógeno amoniacal (NH_4), ortofosfato (PO_4) y en los coliformes totales (CT) y fecales (CF), y por último, una disminución de materia flotante.

Las eficiencias de remoción obtenidas, desde el punto 1 al 5, fueron de 87% para NH_4 , 97% para PO_4 , 99% para CT y CF. Sin embargo, el PO_4 del punto 2 al 3 presentó un aumento, lo cual puede deberse a que dentro del humedal también hay generación de materia orgánica, a través de la hojarasca y material que desprenden las plantas, lo que se ve reflejado en un aumento en la concentración de fósforo, especialmente en temporada de frío (Kadlec y Wallace, 2009) .

Tabla 3. Concentraciones para principales contaminantes en “El Tular”

Punto de muestreo	Grasa y aceites (mg/L)	Materia flotante	DBO ₅ (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	NH ₄ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	PO ₄ (mg/L)
1	0.002	Presencia	2.58	0	0.07	11.08	1.96	4.52
2	0	Presencia	2.01	0	0	11.4	1.8	1.6
3	0.002	Presencia	2.19	0	0	16.6	2.28	5.84
4	0.056	Ausencia	2.59	0	0.01	1.36	1.76	0.08
5	0.012	Ausencia	2.16	0	0	1.44	2.36	0.12

Tabla 4. Concentraciones para patógenos en “El Tular”

Punto de muestreo	CT (NMP/100 mL)	CF (NMP/100 mL)
1	1.1×10^6	1.2×10^5
2	5.4×10^5	1000
3	4.8×10^4	1.2×10^3
4	4	4
5	170	79

8.3.2 Vícam

De los resultados para las concentraciones de nutrientes como las formas individuales del nitrógeno y fósforo, las más notables fueron las de nitrógeno amoniacal (NH_3) y ortofosfato (PO_4), encontrados en la temporada de otoño como se muestra en la Figura 20. Estos resultados concuerdan con lo encontrado en aguas residuales típicas (Tabla 5). La alta presencia del nitrógeno amoniacal se debe a que la amonificación es una transformación biológica, de nitrógeno orgánico a amonio y el primer paso para su mineralización, ocurriendo tanto de forma aerobia como anaerobia (Kadlec y Wallace, 2009). En cambio la nitrificación (oxidación del amonio), que es la formación de nitritos y nitratos, dependen necesariamente de la presencia de O_2 , el cuál en las aguas residuales tiende a ser escaso, tal como se pudo observar en este trabajo (Figura 19).

La alta presencia de ortofosfato puede ser debido a que este es una de las formas más comunes del fósforo inorgánico en aguas residuales sin tratar, representando del 50 al 70% del fósforo total (Lehr y Keeley., 2005), ya que se encuentra en un estado oxidado y se mantiene estable. Comparando los valores obtenidos con valores típicos en aguas residuales domésticas (Tabla 5), se observa que los valores obtenidos en este estudio fueron más altos a los considerados como típicos; lo cual se puede atribuir a que las altas temperaturas de la región, propiciaron mayor actividad microbiana, y por lo tanto, degradación del fósforo orgánico, y el subsecuente incremento del fósforo inorgánico.

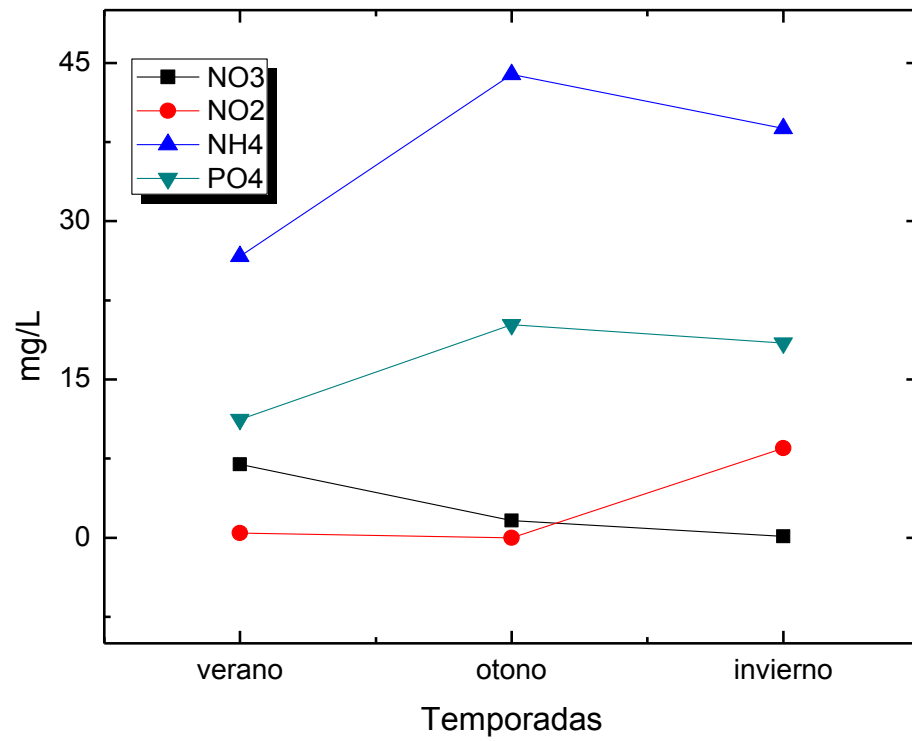


Figura 20. Concentración de nutrientes individuales durante las diferentes temporadas

Tabla 5. Valores analizados, típicos y especificados en la norma NOM-001-ECOL-1996, para cada contaminante.

Contaminante	Rango analizado	Rango típico***	NOM-001**
DBO ₅ (mg/L)	32-422	110-400	75
SST (mg/L)	229-816	100-350	75
NT (mg/L)	9-100	20-85	15
NH ₃ (mg/L)	16-49	12-50	NE*
NO ₃ (mg/L)	0-9	0	NE*
NO ₂ (mg/L)	0-10	0	NE*
PT (mg/L)	9-27	4-15	5
PO ₄ (mg/L)	6-24	3-10	NE*
C. Fecales (NMP/100 ml)	2.1x10 ⁴ -2.4x10 ⁷	1x10 ⁴ -1x10 ⁶	1x10 ³
Grasas y aceites	0	50-150	15

* No especificado en norma

**NOM-001-SEMARNAT-1996

*** Valores típicos para aguas residuales domésticas (Metcalf et al., 1991)

Los resultados de los nutrientes en sus formas totales (nitrógeno y fósforo), se muestran en la Figura 21, siendo mayores las del nitrógeno total (NT) en las tres temporadas muestreadas, lo cual concuerda con el comportamiento de las aguas residuales domésticas típicas (Tabla 5), donde el NT es el nutriente más importante. Sin embargo, las variaciones en el contenido de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) excedieron las variaciones consideradas como típicas (Tabla 5). Además, las concentraciones obtenidas para NT y PT exceden los límites

establecidos (5 y 15 mg/L respectivamente) en la NOM-001-ECOL-1996 (Anexo A).

En general, la variación por temporada en las concentraciones de nutrientes fue marcadamente menor en verano, lo cual se atribuye a que en esta temporada la actividad bacteriana es mayor, provocando la degradación de los contaminantes.

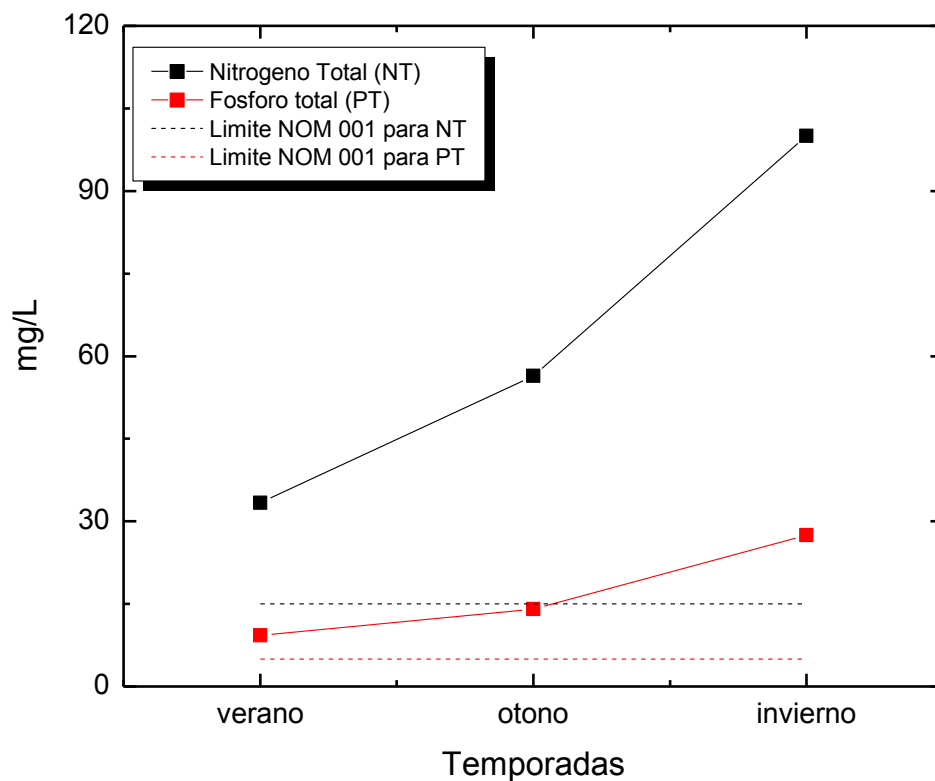


Figura 21. Variación del contenido total de nutrientes por temporada.

Los resultados obtenidos para DBO_5 , son presentados en la Figura 22, en la cual se puede apreciar que las concentraciones variaron notablemente entre las diferentes temporadas, siendo la más elevada la obtenida en la época de invierno (422 mg/L), valor que entra en el rango típico de un agua residual; en cambio, las concentraciones de materia orgánica en verano fueron menores (32

mg/L), lo que al igual que en los nutrientes totales, se atribuye a la alta actividad bacteriana en esta temporada, que puede haber ocasionado la degradación de la materia orgánica presente.

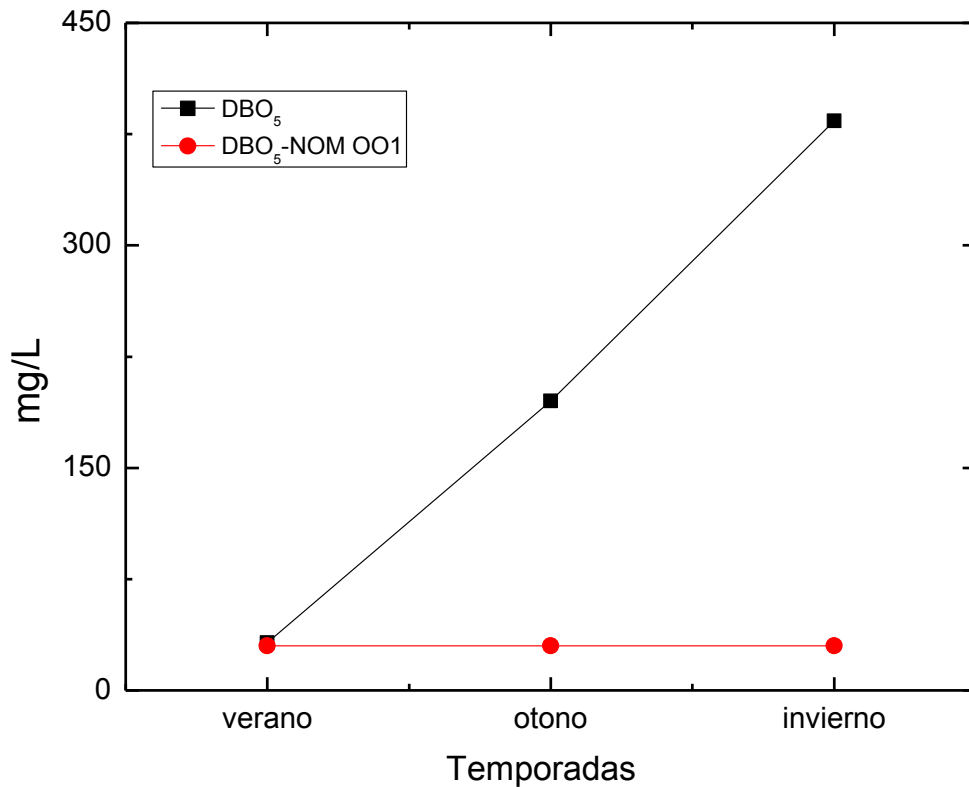


Figura 22. Variación de la carga orgánica por temporada

El comportamiento que se encontró para coliformes fecales fue similar al observado en los resultados anteriores, ya que las mayores concentraciones (2.4×10^7 NMP/ 100 mL) se obtuvieron durante las temporadas de otoño e invierno (Figura 23). Valor superior al rango encontrado típicamente en aguas residuales y al establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Tabla 5). Las altas concentraciones cuantificadas, pueden ser debido a que durante la temporada invernal, el uso el uso de agua en la población es menor lo que

puede traer como consecuencia el aumento en la concentración de organismos coliformes.

Tanto el DBO_5 como los coliformes fecales se encontraron fuera de los límites establecidos (75 mg/L y $1 \times 10^3 \text{ NMP/100 ml}$ respectivamente) en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (anexo A), ya que la concentración de DBO_5 fue 5.6 veces mayor a la establecida como permisible y los coliformes fecales fueron 2.4×10^4 veces más altos al límite marcado para este tipo de agua residual.

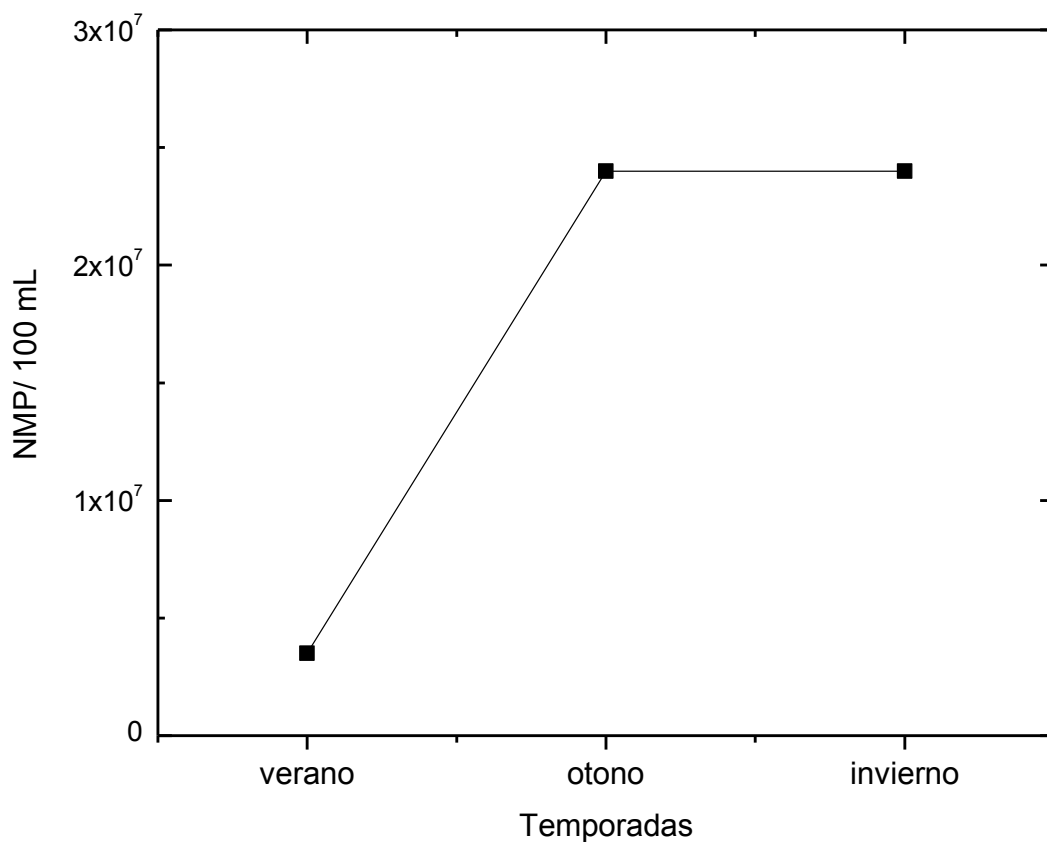


Figura 23. Gráfica de variación de concentración de coliformes fecales por temporada.

Durante las temporadas de otoño e invierno, se detectó la “presencia” de materia flotante, la cual no debería estar presente en las aguas residuales que son descargadas a un estuario (Anexo A). Los sólidos suspendidos totales (SST), fueron medidos únicamente en la temporada de invierno, encontrándose una concentración promedio de 522 mg/L, valor cuatro veces superior al establecido como límite permisible en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (125 mg/L), y superior a los valores establecidos como típicos en un agua residual (Tabla 5). Estas altas concentraciones cuantificadas, pueden ser debido a que durante la temporada invernal, la actividad bacteriana disminuye, disminuyendo también la degradación de contaminantes.

En cuanto a las grasas y aceites, no se observó presencia de estas, lo que difiere a las concentraciones encontradas en aguas residuales municipales típicas (Tabla 5).

Los resultados obtenidos para los principales metales analizados, se muestran en la Tabla 6, en la cual se puede observar que las concentraciones estuvieron por debajo de los límites permitidos en la norma. Estos bajos valores, se pueden atribuir a que en la zona de Vícam no hay actividad industrial, por lo que estos contaminantes no serán un problema a resolver en el sistema de tratamiento que se implemente.

Tabla 6. Concentraciones (mg/L) obtenidas para los diferentes metales y su comparación con la norma correspondiente.

Metales	Hg	Cd	Cu	Fe	Zn	Pb
NOM-001*	0.005	0.1	4	NE*	10	0.2
Verano	0.0010	0.0000	0.0080	3.27	0.154	0
Otoño	0.0007	0.0113	0.1542	4.32	0.081	0.093

*NOM-001-SEMARNAT-1996

En general, las concentraciones obtenidas de los diferentes contaminantes analizados en las aguas residuales municipales de la población de Vícam no cumplen actualmente con la norma correspondiente, por lo que es necesaria la implementación de un sistema de tratamiento de aguas residuales. El sistema propuesto incluye un humedal construido, el cual basado en otros casos de estudio se ha comprobado su eficiencia, y capacidad para reducir las concentraciones de contaminantes hasta cumplir con las especificaciones de la norma. Por ejemplo, remueven más del 85% de la carga orgánica en áreas de tratamiento mayores a $5 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ (Vymazal, 1999); en cuanto a la eliminación del nitrógeno total, en sistemas híbridos puede alcanzar más del 92% de remoción (Xinshan et al., 2010). Por otra parte, el fósforo total puede ser eliminado de un 40 a 60% en todos los tipos de humedales construidos (Vymazal, 2007). Los coliformes fecales también pueden ser eliminados en los humedales construidos, ya que se ha encontrado que en sistemas híbridos se alcanzan hasta un 99% en la eficiencia de remoción de estos contaminates (Vymazal, 2005a). El contaminante que no se podrá remover eficientemente es la salinidad, ya que el tule (que es la planta propuesta a utilizarse en estos sistemas) no absorbe sales, sin embargo, esto no será n problema a considerar, ya que el agua residual proveniente del poblado de Vícam se descarga en un estuario.

8.4 Pruebas Hidráulicas

8.4.1 Conductividad Hidráulica

La importancia de conocer esta medida es para saber cual será la velocidad promedio a la que fluirá el agua a través del medio poroso, y como se mencionó anteriormente, para calcular de manera más realista, el área transversal del humedal. En la Tabla 7, se muestran los valores de la conductividad hidráulica obtenida para cada una de las muestras y su comparación con los valores de referencia (arena gruesa y grava). La diferencia entre los valores obtenidos en este trabajo y los de referencia, puede deberse a la forma irregular de las rocas medidas y al diámetro de las mismas.

Tabla 7. Resultados de pruebas hidráulicas

Prueba	Muestra 1	Muestra 2	Arena gruesa*	Grava*
Conductividad (m^3/m^2d)	236	220	460	480
Porosidad	0.45	0.49	0.39	0.35
Granulometría (mm)	9 - 25	25 - 38	2	8

*Valores de referencia (Kadlec and Knight, 1996)

8.4.2 Granulometría

El ensayo granulométrico se realizó con el fin de conocer el tamaño promedio de partícula de cada una de las muestras. En las Tablas 8 y 9 se pueden observar el peso y porcentaje retenidos en cada malla, que al ser comparados con los de referencia (arena y grava), estos valores resultaron más altos, lo cual se puede explicar con el hecho de que este factor depende de la mina de la cual provenga el material.

8.4.3 Porosidad

Los resultados obtenidos para la porosidad son mostrados en la Tabla 7, que como se explicó anteriormente, se refiere a los espacios vacíos entre partículas o fracción de vacíos, y sirve para calcular el TRH.

Tabla 8. Resultados de ensayo granulométrico para muestra 1

Malla	Abertura (mm)	Peso retenido parcial (g)	% retenido parcial	% retenido acumulado	% que pasa la malla
2"	50.8	0	0	0	99.96
1 1/2"	38.1	0	0	0	99.96
1"	25.4	0	0	0	99.96
3/4"	19.1	915	18.3	18.3	81.660
1/2"	12.7	3428	68.56	86.86	13.100
3/8"	9.52	465	9.3	96.16	3.800
1/4"	6.35	188	3.76	99.92	3.780
No.4	4.76	1	0.02	99.94	3.760
Pasa No. 4	-	1	0.02	99.96	3.740
SUMA	-	4998	99.96	99.96	-

Tabla 9. Resultados de ensayo granulométrico para muestra 2

Malla	Abertura (mm)	Peso retenido parcial (g)	% retenido parcial	% retenido acumulado	% que pasa la malla
2"	50.8	0	0	0	99.82
1 1/2"	38.1	2002	40.04	39.96	59.86
1"	25.4	2890	57.8	97.76	2.06
3/4"	19.1	108	2.16	99.92	0.00
1/2"	12.7	-	-	-	-
3/8"	9.52	-	-	-	-
1/4"	6.35	-	-	-	-
No.4	4.76	-	-	-	-
Pasa No. 4	-	-	-	-	-
SUMA	-	5000	100	99.82	-

8.5 Estudio de mecánica de suelos del terreno disponible

Como se puede observar en el Anexo C, el estudio de mecánica de suelos del terreno analizado arrojó, que de acuerdo a la clasificación S.U.C.S (Sistema Unificado de Clasificación de Suelos), este suelo está compuesto por arena arcillosa en color café oscuro, con plasticidad media a alta.

Por otro lado se encontró con un grado medio - alto de compactación (85%) y un 7.5% de humedad. Estas características indican que se trata de un suelo fácil de compactar y que además es poco permeable, lo cual es de gran beneficio para la obra civil del sistema de tratamiento, ya que se requeriría menor esfuerzo de compactación y al ser poco permeable, no habría necesidad de añadir un revestimiento para evitar infiltraciones. Lo anterior se vería reflejado en un ahorro en costos de inversión. Sin embargo en este caso, ya que el sitio se encuentra rodeado por campos de cultivo, si sería necesario incluir el revestimiento.

8.6 Escenarios de Tratamiento

La utilización de humedales construidos, como método de saneamiento de aguas residuales, se ha implementado principalmente en comunidades con menos de 5, 000 habitantes, debido a las grandes áreas de tratamiento requeridas (Nations y Settlements, 2008). Aunque actualmente se han construido humedales en localidades con poblaciones mayores.

Debido a que uno de los objetivos del presente trabajo es el evaluar cuál sería el diseño ideal de un sistema de tratamiento para la población de Vícam, en cuanto a eficiencias, costos y área superficial de tratamiento requerida. Se ha

propuesto un escenario de tratamiento basado en una laguna de oxidación y otros tres escenarios de tratamiento basados en humedales construidos. Los tres primeros incluyen un pretratamiento y tratamiento primario en los que se considera una eliminación de aproximadamente el 30% de la materia orgánica, y que además, se recomienda para el mejor desempeño del humedal y de los tratamientos secundarios en general. A continuación se describen estos escenarios:

8.6.1 Primer Escenario

Este escenario (Figura 24) propone el uso de un sistema convencional de tratamiento para aguas residuales domésticas, como lo es una laguna de oxidación (laguna aeróbica). Un sistema de este tipo, para la eliminación de los contaminantes presentados en la tabla 10, requiere de un área de tratamiento de 4 ha y 30 días de TRH.

Las eficiencias de estos sistemas son muy variables, van de 75 a 90% para DBO₅, de 30 a 50% para NT, entre 20 a 60% para PT, y de 60 a 99 % para coliformes (Von Sperling, 1996). Esta variabilidad se puede deber a la baja disponibilidad de O₂ para la oxidación de materia orgánica.

Aunque estos sistemas son los más usados en los países en desarrollo debido a sus bajos costos de inversión, así como de operación y mantenimiento; además de su buen desempeño para remover hasta el 99% de bacterias intestinales y virus, siempre y cuando sean diseñados y operados adecuadamente pueden presentar problemas con nutrientes residuales como nitrógeno y fósforo (Kivaisi, 2001), lo cuál ha provocado niveles serios de eutrofización en cuerpos de agua donde es descargado el efluente de la planta de tratamiento. Un caso de este tipo se ha presentado en la playa “La Salada”,

en la ciudad de Guaymas, Sonora, donde se liberan las descargas de la planta de tratamiento municipal, basada en lagunas de oxidación (Vargas González, 2012). Otra desventaja que poseen estos sistemas es la generación de malos olores derivado del proceso de tratamiento.

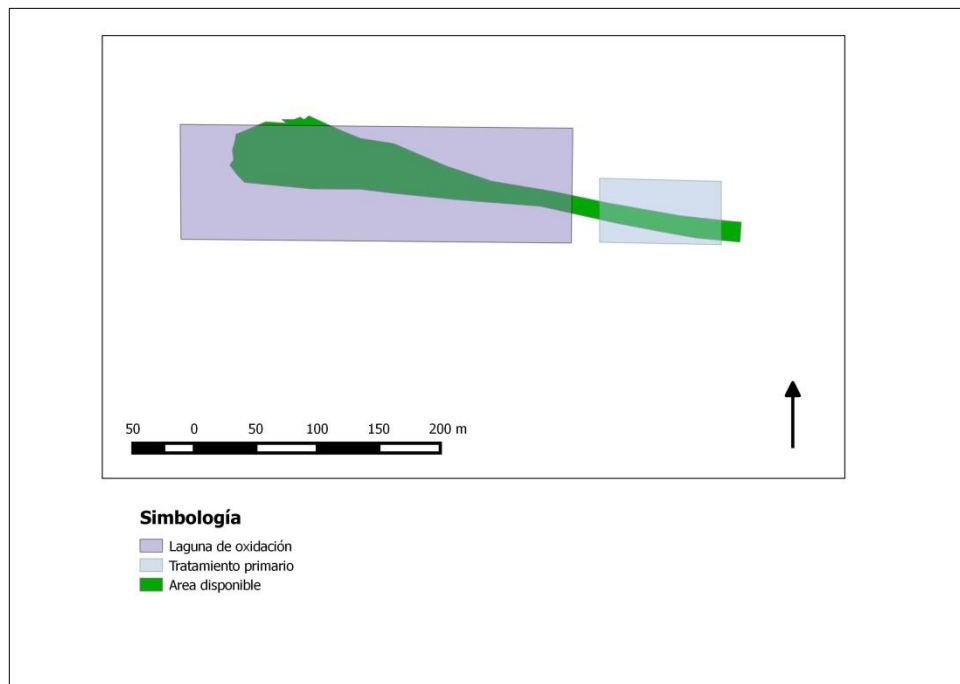


Figura 24. Arreglo del primer escenario

8.6.2 Segundo Escenario

El segundo escenario considera que los contaminantes (materia orgánica, nutrientes, coliformes) son eliminados en un humedal de tipo subsuperficial horizontal (HFSH). En la tabla 10, se muestran las áreas requeridas para remover cada contaminante. Para este caso corresponde el área mayor de 3 ha

para coliformes, debido que al utilizar esta se da por hecho que también se eliminan el resto de los contaminantes. La diferencia en los tamaños de área requerida para cada contaminante, depende de la complejidad del proceso que interviene para su remoción. Por ejemplo, en el caso de DBO₅ y SST, la porción que no es eliminada en el pretratamiento, es removida por filtración y sedimentación a los pocos metros de la entrada del humedal (Vymazal, 2005b). Nitrógeno y fósforo son transformados a través de reacciones que conllevan más tiempo y, por ende, una mayor área de tratamiento. El nitrógeno es eliminado principalmente por nitrificación/ desnitrificación y el fósforo por reacciones de sustitución y mecanismos de absorción (EPA, 2000a). Finalmente, los coliformes, se eliminan por procesos físicos (filtración y sedimentación), químicos (oxidación, radiación UV, exposición a biocidas excretados por plantas) y biológicos (predación, muerte natural); todos ellos al igual que en el caso de los nutrientes, también requieren mayor área de tratamiento (Vymazal, 2005a).

El TRH para este escenario sería de aproximadamente 7 días. En cuanto a eficiencia, este tipo de humedales remueven en promedio 75% de DBO₅, 43% de NT, 50% de PT, y 92% de coliformes fecales (Vymazal, 2005a; Vymazal, J.; Kröpfelová, 2008). Como se puede observar, la eficiencia de remoción de nitrógeno es baja y no alcanzaría a reducir las concentraciones de NT requeridas por la normativa mexicana, al igual que con las bacterias coliformes. Sin embargo, varios estudios han mostrado la influencia del clima en el desempeño de los humedales (Cerezo *et al.*, 2001; Taylor *et al.*, 2011). Se asume que los humedales construidos son más adecuados para ser utilizados en lugares cálidos que en templados, ya que en los climas cálidos hay crecimiento de plantas y actividad bacteriana todo el año, lo que se ve reflejado en una mejor eficiencia de tratamiento (Garfí *et al.*, 2012) . Por ejemplo en Tailandia, un sistema plantado con *typha augustifolia* alcanzó hasta el 86% de remoción de NT (Koottatep y Polprasert, 1997), y en Kenya, un sistema diseñado para 1200 personas, tuvo una eficiencia de hasta 98% para DBO,

90% para NT, 88% para PT y 99.9% para coliformes fecales (Nyakang'o y Van Bruggen, 1999).

El mantenimiento implica: la verificación adecuada del pretratamiento (incluida la limpieza regular de las cribas y vaciado de tanque séptico o Imhoff), la verificación del sistema de distribución de entrada, y la regulación del nivel de agua (Rousseau *et al.*, 2005).

En la figura 25, se puede apreciar el arreglo del sistema de tratamiento para este escenario, el cual está compuesto por 2 humedales construidos que trabajan en paralelo, tratando cada uno la mitad del caudal total, y en caso de que alguno requiera mantenimiento, el sistema siga funcionando.

Tabla 10. Valores obtenidos para C_i , C_e , k , $[]$ de entrada a humedal, C^* y A del humedal para cada contaminante

Contaminantes	C_i (mg/L)	C_e (NOM-001) (mg/L)	K	-30 % Por pre-tratam.	$[]$ de entrada a humedal mg/L	C^* mg/L	Área requerida ha	Área disponible ha
DBO ₅	300	75	289.89	126.6	295.4	19.15	0.28	1.5
SST	522	75	4831.53	156.6	365.4	30.82	0.02	
NT	61	15	43.48	0	61	1.5	1.72	
PT	15	5	19.32	0	15	0.02	2.88	
CF	1.6×10^7	1000	152.99	0	1.6×10^7	10	3	

$[]$: Concentración, C_i : concentración del influente, C_e : concentración del efluente, k : constante cinética, C^* : concentración de fondo

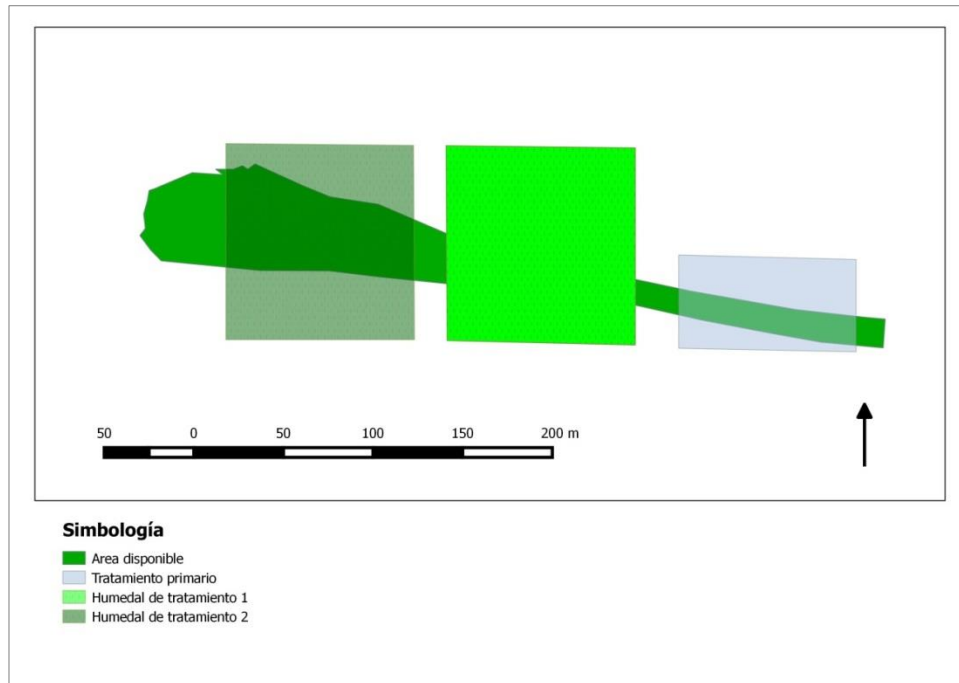


Figura 25. Arreglo del segundo escenario

8.6.3 Tercer escenario

Como se puede observar en la tabla 10, los requerimientos de área para eliminación de nutrientes son menores que para coliformes, por lo que en este escenario se propone un HFSH limitado a nutrientes para el cual se requieren de 2.8 ha (tabla 10), añadiendo un sistema de desinfección por cloración para eliminar el remanente de coliformes y con un TRH estimado de 6 días.

Este escenario requiere una menor área de tratamiento que los dos anteriores ya que el área de tratamiento se ve compensada con la etapa de cloración. No obstante, se ha encontrado que la cloración de aguas residuales produce compuestos organoclorados, tales como cloroformo, diclorobromometano o dibromoclorometano, entre otros (Klein *et al.*, 1991), los cuales ecológicamente son considerados tóxicos. La formación de estos compuestos está influenciada

principalmente por la dosificación de cloro, pH, concentración de nitrógeno amoniacal, y por el tiempo de contacto (Yang *et al.*, 2005).

En la figura 26, se muestra el arreglo para esta alternativa de sistema, compuesto por dos humedales construidos trabajando en paralelo, con una etapa de cloración.

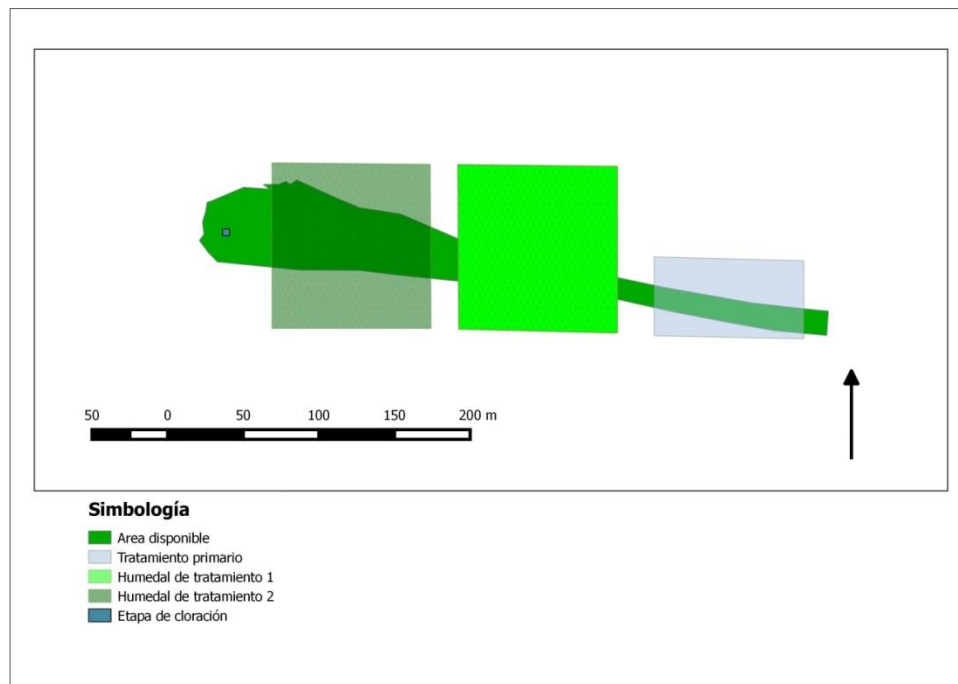


Figura 26. Arreglo del tercer escenario

8.6.4 Cuarto Escenario

Este escenario, considera el uso de un humedal de flujo vertical para la eliminación de los contaminantes, para el cual se estimó un área de tratamiento requerida de 2 Ha para 9700 PE.

En comparación con las lagunas de oxidación y los humedales horizontales, estos sistemas requieren menor área de tratamiento y ofrecen mayor eficiencia, ya que remueven el 90% de DBO₅, 43% de NT, el 56% de PT y el 97% de CF (Vymazal, 2010; Vymazal y Kröpfelová, 2008). La eficiencia de remoción del NT es igual de baja a la que presentan los humedales horizontales, pero puede ser mejorada combinando varios tipos de humedales (humedales híbridos) (Vymazal, 2010). Por otro lado, en climas tropicales se ha visto una remoción de hasta el 92% de nitrógeno total Kjeldahl (Kootatep *et al.*, 2001).

La desventaja de estos sistemas es que al ser alimentados por la parte superior y al no contar con una pendiente natural del terreno, sería necesaria la implementación de una bomba hidráulica, requiriendo mayor esfuerzo de mantenimiento y operación (Vymazal, 2008), o realizar un mayor movimiento de tierra para darle la pendiente necesaria para su correcta operación, lo que elevaría sustancialmente los costos de inversión y operación. Por esta razón estos sistemas son poco utilizados en países en desarrollo, pero desde hace décadas se utilizan en países como Dinamarca y Francia (Brix y Arias, 2005; Paing y Voisin, 2005).

El arreglo de este sistema se puede observar en la figura 27, el cual está compuesto por dos humedales verticales, que trabajan en serie.

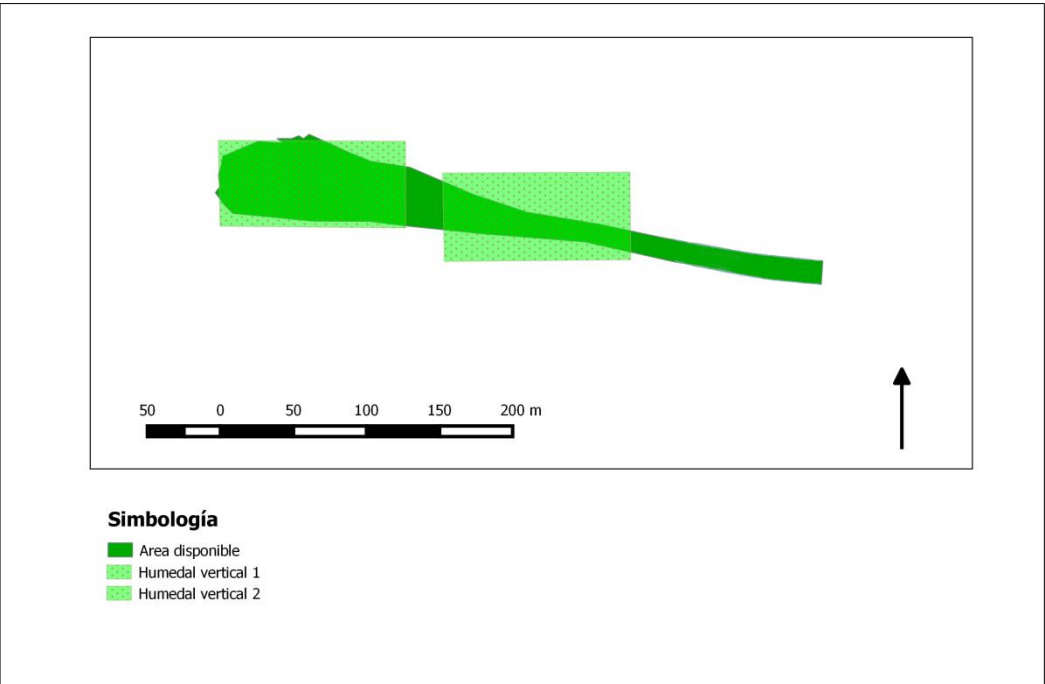


Figura 27. Arreglo del cuarto escenario de tratamiento.

8.7 Costos de Escenarios de Tratamiento

8.7.1 Laguna de Oxidación

8.7.1.1. Costos de inversión. En el caso de las lagunas, el costo de inversión queda prácticamente determinado por los costos de terreno, excavación, construcción, impermeabilización y obras auxiliares.

Para el cálculo de los costos de inversión de la laguna de oxidación del primer escenario, se tomó como referencia un sistema de lagunas de oxidación, realizada en la ciudad de Delicias, Chihuahua, que tuvo un costo de \$11, 352, 000 (CompraNet, 2011). Este sistema fue diseñado para dar tratamiento a 13 L/ s, en base a esto se puede estimar, que para el flujo que se pretende tratar en el estudio (16 L/ s), un sistema de este tipo tendría un costo aproximado de \$13, 970, 000.

8.7.1.2 Costos de mantenimiento. Los costos de operación y mantenimiento (O y M) son los referidos a los siguientes factores:

- a) Servicios públicos (energía y agua potable)
- b) Personal
- c) Mantenimiento preventivo y correctivo
- d) Reemplazo de equipos

Los costos de O y M, para una laguna aireada, de acuerdo a la CONAGUA (2007), para una población de 12,000 habitantes son de aproximadamente \$1, 894, 931.00 anuales, actualizado con base en el índice de inflación, de junio de 1996 a octubre del 2014.

8.7.2 Humedales Construidos

8.7.2.1 Costos de inversión .Todos los HC tienen en común el mismo conjunto de componentes para su construcción, estos componentes incluyen:

- a) Terreno
- b) Estudio del área y diseño del sistema
- c) Movimiento de tierra
- d) Revestimientos
- e) Medio filtrante
- f) Plantas
- g) Estructuras de control de flujo y tuberías
- h) Trabajo de sitio (preparación del sitio, cercado, caminos de acceso)

Para el cálculo de los costos de inversión de los humedales subsuperficiales de los últimos tres escenarios para la población de estudio, se tomó como referencia un humedal construido subsuperficial, instalado en la población de Santa María Nepopualco, Puebla, la cual tiene una población estimada de 3000 habitantes (INEGI, 2010).

La construcción del humedal anterior tuvo un costo aproximado de \$ 4, 730, 000 (CompraNet, 2012), es decir, \$1, 500.00 por habitante. Por lo tanto, para la población de estudio (12,000 habitantes), el costo aproximado sería de \$18, 000, 000.

8.7.2.2 Costos de operación y mantenimiento. Los costos de O y M inherentes a los humedales construidos son muy bajos, incluyen básicamente energía de bombeo (si es requerida), personal de monitoreo y herramienta de trabajo.

Para operar los humedales de los últimos tres escenarios se considera que se necesitan un operador y un ayudante por turno, el primero con un sueldo de

38,000 pesos anuales y el segundo 26, 000 pesos anuales (CONAGUA, 2007) salarios actualizados de 2007 a octubre 2014. Por lo que para dos operadores y dos ayudantes, el costo anual sería de 128,000 pesos anuales.

Otro gasto de operación son las herramientas y equipo de protección para el personal, que se estiman en 10,000 pesos anuales. Lo que sumado a los gastos del personal dan un total de aproximadamente 140,000 pesos anuales de operación.

En la Tabla 11, se muestra una comparación de los cuatro escenarios de tratamiento, en referencia a los tres factores evaluados (área de tratamiento, eficiencias y costos). En cuanto a área de tratamiento, la laguna de oxidación requiere más que los últimos tres escenarios que integran HC's. Las eficiencias son muy variables en las lagunas de oxidación, en cambio, en los HC's son más altas y estables.

Con respecto a los costos, la inversión en las lagunas de oxidación es visiblemente más baja que en los HC's, ya que los HFS cuestan 1.2 veces más que la laguna de oxidación. Sin embargo, en cuanto a costos de mantenimiento, los humedales son 13 veces menos costosos que la laguna.

En la comparación de ventajas y desventajas de la Tabla 12, es más claro ver, que los escenarios que integran HC's tienen más ventajas, que el que integra la laguna de oxidación.

Tabla 11. Comparación en cuanto a área requerida, eficiencias y costos de escenarios de tratamiento

Escenario	Arreglo	Área requerida (ha)	Eficiencias (%)	Costos (\$)
1	Laguna de oxidación	4	DBO ₅ =75-90 NT= 30-50 PT=20-60 CF=60-99	Inversión= 13,970,000 O y M= 1,894,931
2	HFSH	3	DBO ₅ =75 NT=43 PT=50 CF=92	Inversión= 18,000,000 O y M= 140,000
3	HFSH + cloración	2.8	DBO ₅ =75 NT=43 PT=50 CF=92	Inversión= 18,000,000 O y M= 140,000 + gastos por cloración
4	HFV	2	DBO ₅ =90 NT=43 PT=56 CF=97	Inversión= 18,000,000 O y M= 140,000 + gastos por bombeo

Tabla 12. Ventajas y desventajas de escenarios de tratamiento

Escenario	Ventajas	Desventajas
1	Bajos costos de inversión	Problemas en remoción de nutrientes, altos requerimientos de área de tratamiento, altos costos de O y M.
2	Alta eficiencia de remoción, bajos costos de O y M	Altos requerimientos de área de tratamiento y altos costos de inversión.
3	Altas eficiencias de remoción, bajos costos de O y M	Altos costos de inversión, inconvenientes ecológicos de la cloración y costos relacionados con esta.
4	Altas eficiencias de remoción, menores requerimientos de área de tratamiento.	Inversión adicional en bombas, desniveles, y costos de mantenimiento relacionados con el bombeo

8.8 Valor Presente Neto Incremental (VPNI)

Para evaluar cual sería la opción más viable económicamente se realizó el cálculo del VPNI (Tabla 13), a 15 años y con una tasa de interés del 12.5 %, el cuál es el CAT anual para proyectos de inversión (Bancomext, 2014). En donde la alternativa A corresponde a la laguna y la B al humedal.

Tabla 13. Análisis de VPNI para laguna de oxidación y humedal

Alternativas	A	B	B-A
Costo inicial	-13, 970,000	-18, 000, 000	-4, 030, 000
Costo anual año 1	-1, 894, 931	-140, 000	+1, 754, 931
Costo anual año 2	-1, 894, 931	-140, 000	+1, 754, 931
Costo anual año 3	-1, 894, 931	-140, 000	+1, 754, 931
Costo anual año 4	-1, 894, 931	-140, 000	+1, 754, 931
Costo anual año 5	-1, 894, 931	-140, 000	+1, 754, 931
Hasta año 15	-1, 894, 931	-140, 000	+1, 754, 931

$$\text{VPNI} = -4, 030, 000 + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-1} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-2} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-3} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-4} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-5} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-6} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-7} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-8} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-9} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-10} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-11} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-12} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-13} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-14} + 1, 754, 931 (1 + 0.125)^{-15}$$

$$\text{VPNI} = 7, 805, 264$$

Debido a que el VPNI es mayor a cero, se concluye que la mejor alternativa de inversión es la B, es decir, el humedal.

CAPÍTULO IX. CONCLUSIONES

Se observa que a pesar de que el humedal natural estudiado (El Tular) no tiene ningún diseño ingenieril, ni condiciones controladas, se pudo lograr una reducción notable de contaminantes. Lo anterior se puede atribuir a la presencia de plantas, bacterias, y condiciones ambientales favorables. Dichas condiciones pueden ser aprovechadas en un humedal construido, para el tratamiento de aguas residuales, pero bajo condiciones controladas, lo cual mejoraría las eficiencias de remoción obtenidas y potencialmente podría operar de forma continua por muchos años.

Las concentraciones de contaminantes que actualmente presentan las aguas residuales municipales de la población de Vícam, no cumplen con los límites establecidos por la normatividad mexicana para poder ser descargadas en aguas nacionales, siendo de especial preocupación las concentraciones de NT y CF. Es por ello, que es urgente la implementación de un sistema eficiente para el tratamiento de las aguas residuales producidas en esta comunidad.

Los cuatro escenarios propuestos, presentan ventajas y desventajas. En cuanto al aspecto de eficiencia, en el primer escenario (laguna de oxidación) sería difícil remover los niveles necesarios de contaminantes para disminuir las concentraciones del efluente a los límites que establece la norma correspondiente; en cambio, en los sistemas que integran humedales construidos, dicha remoción sería más factible.

En lo referente a los requerimientos de área, el menos conveniente es el primer escenario, ya que este sistema demanda mayor área de tratamiento; en cambio para el cuarto escenario, los requerimientos de área son menores, y aunque este conlleva costos extras por bombeo y otros dispositivos eléctricos y mecánicos, los costos de inversión se reducirían, ya que al requerir menor área, implica una menor necesidad de movimiento de tierra, de mano de obra y una menor cantidad de componentes para el humedal (medio filtrante, revestimientos, plantas). El tercer escenario también sería una buena opción en cuanto al área, pero se tienen los inconvenientes ambientales de la cloración.

Los costos de inversión de los humedales construidos, son notablemente mayores que los de las lagunas, sin embargo esta diferencia se recuperaría en un tiempo relativamente corto, ya que los costos de O y M en los los HC's son bajos y se tendría un ahorro en ese sentido, y de acuerdo al análisis del VPNI la opción del humedal es la más viable.

Por todo lo anterior, el segundo y cuarto escenario parecen ser las mejores opciones, ya que comparados con el primer escenario requieren menor área y tiene mejores eficiencias de remoción. Además, a diferencia del tercero, no generarían contaminantes tóxicos.

Finalmente, el área con la que se cuenta actualmente, no es suficiente para ninguno de los cuatro escenarios antes mencionados, por lo que sería necesario solicitar a las instancias correspondientes un predio más grande.

CAPÍTULO X. RECOMENDACIONES

Se recomienda a las instancias correspondientes evaluar la relevancia de este proyecto, principalmente por el fuerte impacto de contaminación al que está sometido el sitio donde es descargada el agua residual generada por el poblado de Vícam, Sonora, la cual contiene altas concentraciones de nutrientes y coliformes.

Otro aspecto a evaluar, es la baja eficiencia que tienen por sí solas las lagunas de estabilización, además de requerir grandes extensiones de área para su construcción. Es por ello, que se recomienda la implementación de los humedales construidos, por ser sistemas más eficientes, de costos similares a las lagunas de oxidación, y con menor demanda de área. Además, estos sistemas, en México han sido reconocidos por la CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) como sistemas de saneamiento aptos para ser utilizados en comunidades rurales, por lo cual, en febrero del 2014 fueron incluidos en el Manual de operación y procedimientos del Programa para la sostenibilidad de los servicios de agua potable y saneamiento en comunidades rurales (PROSSAPYS).

Un estudio adicional que se recomienda, es un análisis costo beneficio para comparar los humedales construidos con otras tecnologías (lodos activados, biodiscos, RAFA), ya que estos requieren menos terreno, pero mayores costos en operación y mantenimiento.

También, se recomienda que si se quiere realizar la instalación de un humedal construido para el tratamiento de las descargas de aguas residuales es necesaria la gestión de un predio con suficiente área, ya que con el que actualmente se cuenta, no tiene las dimensiones necesarias para su establecimiento. Siendo una alternativa, el utilizar como primera etapa el área disponible actualmente para establecer un sistema de saneamiento basado en HC's, que serviría para dar tratamiento a una fracción del agua residual que actualmente es generada. Sin embargo, el problema no se resolvería por completo y se seguiría contaminando el sitio de descarga con el resto del agua residual que no se sometería a tratamiento.

Finalmente, en caso de que se optara por alguno de los escenarios con humedales construidos, se propone establecer primero un sistema piloto, en el que se puedan hacer pruebas de eficiencias de remoción.

BIBLIOGRAFIA

- Arias C.A y Brix. H. 2005. Initial experience from a compact vertical flow constructed treating single household wastewater. En: J. Vymazal (ed), *Natural and Constructed Wetlands: Nutrients, Metals and Management*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 52-64 p.
- Baeza K ., Lopez-Hoffman L ., Glenn E.P., Flessa. K ., García- Hernández J. 2012. Salinity limits of vegetation in Cienega de Santa Clara, an oligotrophic marsh in the delta of the Colorado River, Mexico: Implications for an increase in salinity. *Ecological Engineering* 59: 157–166.
- Bancomext, 2014, consultado en <http://www.bancomext.com/>, en noviembre del 2014.
- Battaglia B. 1959. Final resolution of the symposium on the classification of brackish waters. *Archo Oceanography Limnology* 11: 243-248.
- Brix H. 1987. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants-the root-zone method. *Wat. Sci. Tech* 19:107–118.
- Brix H. 1990 Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of phragmites australis in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Water Research* 24: 259–266.
- Brix H, Arias C.A. 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25: 491–500.
- Brix H, Schierup H.H. 1990. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. *Constructed wetlands in water pollution control* 53–66.
- Burka U, Lawrence, P.C. 1990. *A new community approach to waste treatment with higher*. Pergamon Press, 359-371.
- Cerezo R.G, Suárez M.L., Vidal-Abarca M.R. 2001. The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. *Ecological Engineering* 16: 501–517
- CONAGUA, 2007. *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Diseño de lagunas de estabilización*. Consultado en Noviembre del 2014 en: <http://www.conagua.gob.mx>.

CONAGUA, 2011. Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Consultado en Noviembre del 2014 en:<http://www.conagua.gob.mx>

CONAGUA. 2013. Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Consultado en Noviembre del 2014 en: <http://www.conagua.gob.mx>.

CONAPO. 2010. Consejo Nacional de Población. Índices de marginación . Consultado en Noviembre 2014 en: <http://www.conapo.gob.mx>.

Cooper P.F., Job G.D., Green, M.B Shutes, R.B.E. 1996. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. WRc Publication. Primera edición. Medmenham, Marlow, UK. 195 pp.

CompraNet, 2011; 2012, consultado en <https://compranet.funcionpublica.gob.mx/web/login.html>, en noviembre 2014.

Consejo de la Comunidad Europea, C.1991. Directiva del Consejo 91/271/CEE de 21 de Mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas.

North American Wetlands Conservation Council (Canada) y Pries J.H. 1994. Wastewater and stormwater applications of wetlands in Canada. Consultado en: <http://nawcc.wetlandnetwork.ca/>

Crites R.W., Dombeck G.D., Watson R.C., Williams C.R. 1997. Removal of Metals and Ammonia in Constructed Wetlands. Water Environment Research 69: 132–135.

Dallas S., Scheffe B., Ho G. 2004. Reedbeds for greywater treatment—case study in Santa Elena-Monteverde, Costa Rica, Central America. Ecological Engineering 23: 55–61.

Davis L. 1995. A handbook of constructed wetlands: a guide to creating wetlands for: agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, stormwater in the Mid-Atlantic Region.

Economía secretaría, 2001a. NMX-AA-028-SCFI-2001 -análisis de agua-determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales , residuales y reiduales tratadas.

EPA, 1978. METHOD 220. cooper (atomic absortion, direct aspiration).

EPA, 1982. METHOD 245.5. methods for chemical analisys of water and wastes.

- EPA, 1986a. METHOD 7130. cadmium (atomic absorption, direct aspiration).
- EPA, 1986b. Method 7420. Lead (Atomic Absorption, direct aspiration). US Environmental Protection Agency. 4 p.
- EPA, 1986c. METHOD 7471. mercury in solid or semisolid waste (manual cold-vapor technique).
- EPA, 1992. METHOD 7000 A. atomic absorption methods.
- EPA, 2000a. Constructed Wetlands Manual. Treatment of Municipal Wastewaters. Consultado en Noviembre 2014 en: <http://water.epa.gov/>
- EPA, 2000b. Aquatic Life Criteria for Dissolved Oxygen - (Saltwater) Cape Cod to Cape HatterasTitle.
- EPA, 2007. METHOD 3015. microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts.
- Feng P, S.. W., Grant M.A., Burkhardt W., 2010. Bacteriological Analytical Manual. Food and Drugs Administration. Washington.
- Garfí, M., Pedescoll, A., Bécares, E., Hijosa-Valsero, M., Sidrach-Cardona, R., García, J., 2012. Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. *Science of The Total Environment* 437: 61–67.
- Gersberg R.M., Gearheart R.A., Ives M., 1989. Pathogen removal in constructed wetlands. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publishers: 431-445.
- Gobierno de la Republica, 2013. Plan Nacional de Desarrollo. Consultado en Noviembre del 2014 en: <http://pnd.gob.mx/>
- INEGI, 2010. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Censo general de población y vivienda. <http://www.inegi.gob.mx>.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., 1996. *Treatment wetlands*. Lewis Publ. Primera edición. Boca Ratón, FL.
- Kadlec, R.H., Reddy, K.R., 2001. Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environment Research*: 543–557.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D., 2009. *Treatment wetlands*. CRC Press. Segunda edición. Boca Ratón, FL. 965 pp.

- Kivaisi, A.K., 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering* 16: 545–560.
- Klein, S., Stottmeister, E., Hermenau, H., Hendel, P., 1991. Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW) nach Chlorungen in einer Großkläranlage. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*. 3:137–138.
- Koottatep, T., Polprasert, C., 1997. Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics. *Water Science and Technology*. 36: 1–8.
- Koottatep, T., Polprasert, C., Oanh, N.T.K., Heinss, U., Montangero, A., Strauss, M., 2001. Potentials of vertical-flow constructed wetlands for septage treatment in tropical regions, *Advances in Water and Wastewater Treatment Technology: Molecular Technology, Nutrient Removal, Sludge Reduction, and Environmental Health*, 315–323.
- Lehr, J., Keeley, J., 2005. *Water encyclopedia; domestic, municipal, and industrial water supply and waste disposal*. John Wiley & Sons, Inc. New Jersey. 4364 pp
- Merz, S.K., Resources, Q.D. of N., 2000. *Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage*. Department of Natural Resources. 133 pp
- Metcalf, Eddy, Tchobanoglous, G., Burton, F.L., 1991. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*. Tercera edición.
- Molle, P., Linard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A., 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science & Technology* 51 (9): 11–21.
- Nations, U., Settlements, H., 2008. *Constructed wetlands manual*.
- Nyakang'o, J.B., Van Bruggen, J.J.A., 1999. Combination of a well functioning constructed wetland with a pleasing landscape design in Nairobi, Kenya. *Water Science and Technology* 40: 249–256.
- Odum, H.T., Odum, B., 2003. Concepts and methods of ecological engineering. *Ecological Engineering* 20: 339–361.
- ONU, UNICEF, OMS, 2010. *Programa conjunto de vigilancia del abastecimiento de agua y el saneamiento*.

- Paing, J., Voisin, J., 2005. Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater and septage treatment in French rural area. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 51: 145–55.
- Rainbow, P.S., 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution* 120: 497–507.
- Rodriguez, C., 2003. Humedales construidos. Estado del arte. (I)
- Rousseau, D.P.L., Horton, D., Griffin, P., Vanrolleghem, P.A., De Pauw, N., 2005. Impact of operational maintenance on the asset life of storm reed beds. *Water Science and Technology* 51: 243–250.
- SECOFI. 2001. NMX-AA-028- 2001. Análisis de agua – determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la NMX-AA-028-1981).
- Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas. 1979. Manual de normas de proyecto para obras de aprovisionamiento de agua potable en localidades urbanas de la República Mexicana.
- SECOFI. 2000a. NMX-AA-005-SCFI-2000-análisis de agua-determinación de grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-método de prueba (cancela a la nmx-aa-005-1980).
- SECOFI. 2000b. NMX-AA-006-SCFI-2000, Análisis de agua- determinación de materia flotante en aguas residuales y residuales tratadas-método de prueba (cancela a la nmx-aa-006-1973).
- Seidel, K., 1965. Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld, Vol. II. Hydrobotanische Reinigungsmethode. *GWF Wasser/Abwasser* 30: 831–833.
- SEMARNAT, 1996a. NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- SEMARNAT, 1996b. NOM-002-ECOL-1996; que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en as descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.
- SEMARNAT, 1996c. NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

- SEMARNAT, 2011. Estadísticas del agua en México. Consultado en Noviembre del 2014 en: <http://www.conagua.gob.mx>
- Taylor, C.R., Hook, P.B., Stein, O.R., Zabinski, C.A., 2011. Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. *Ecological Engineering* 37: 703–710.
- Terzaghi, K., 1996. *Soil mechanics in engineering practice*. John Wiley & Sons.
- UN-Water, 2010. Annual Assessment of Sanitation and Drinking Water, 2010. Consultado en Noviembre 2014 en : <http://whqlibdoc.who.int/publications/2010/9789241599351/en/>
- Vargas González, H.H., 2012. Vertimientos de aguas residuales urbanas y sus efectos en la condición ambiental de la Ensenada La Salada, Sonora, México.
- Von Sperling, M., 1996. Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. *Water Science and Technology* 33: 59–72.
- Vymazal, J., 1999. Removal of BOD5 in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-surface Flow :Czech Experience. *Elsevier Science* 40: 133–138.
- Vymazal, J., 2005a. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25: 478–490.
- Vymazal, J., 2005b. Removal of Enteric Bacteria in Constructed Treatment Wetlands with Emergent Macrophytes: A Review. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 40: 1355–1367.
- Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *The Science of the total environment* 380: 48–65.
- Vymazal, J., 2008. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment : A Review*. 965–980.
- Vymazal, J., 2010. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. *Water* 2 (3): 530–549.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R., 1998. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Leiden. Primera edición. 366 pp.

- Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2008. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Springer. Primera edición.
- Weedon, C.M., 2003. Compact vertical flow constructed wetland systems- First two years' performance. *Water Science & Technology*. 48(5): 15–23.
- Winkler, M.A., 1981. Biological treatment of waste-water. Ellis Horwood. Primera edición.
- Xinshan, S., Qin, L., Denghua, Y., 2010. Nutrient Removal by Hybrid Subsurface Flow Constructed Wetlands for High Concentration Ammonia Nitrogen Wastewater. *Procedia Environmental Sciences* 2, 1461–1468.
- Yang, X., Shang, C., Huang, J.-C., 2005. DBP formation in breakpoint chlorination of wastewater. *Water Research* 39: 4755–4767.

ANEXOS

ANEXO A

Límites máximos permisibles de contaminantes básicos, establecidos en la Norma NOM-001-ECOL-1996.

Parte 1.

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS														
PARÁMETROS	RÍOS				EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS				SUELO	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
(miligramos por litro, excepto cuando se especifica)	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
	N.A	N.A	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
Temperatura °C (1)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Grasas y Aceites (2)	au	au	au	au	au	au	au	au	au	au	au	au	au	au
Materia Flotante (3)	sen	sen	sen	sen	sen	sen	sen	sen	sen	sen	sen	sen	sen	sen

Parte 2.

Sólidos Sedimentables (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A	1	2
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	75	125	60	150	200	75	125	60	150	200	75	125	75	125	125	N.A	75	125
Demanda Bioquímica de Oxígeno ₅	150	200	75	150	30	75	150	60	150	200	75	150	60	150	200	75	150	75	150	150	N.A	75	150
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	40	60	25	N.A.	N.A	40	60	25	N.A.	N.A	15	25	15	25	25	N.A	N.A	N.A
Fósforo Total	20	30	20	30	5	20	30	10	N.A	N.A	20	30	10	N.A	N.A	5	10	5	10	10	N.A	N.A	N.A

(1) Instantáneo

(2) Muestra Simple Promedio Ponderado

(3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006.

P.D.= Promedio Diario; P.M. = Promedio Mensual;

N.A. = No es aplicable.

(A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

ANEXO B

Límites máximos permisibles para metales pesados y cianuros

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS																				
PARÁMETROS (*)	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES						AGUAS COSTERAS						SUELO	
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)		HUMEDALES NATURALES (B)	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.05	0.1	0.1	0.2
Cianuros	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4.0	6.0
Cromo	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1.5	1	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

(*) Medidos de manera total.
P.D. = Promedio Diario P.M. = Promedio Mensual N.A. = No es aplicable
(A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

ANEXO C

Reporte de estudio de mecánica de suelos



Ing. Alfonso Escobar Terán
Control de Calidad de Materiales, Supervisiones
Constructor
Cedula Profesional: 518993

DETERMINACION DEL COEFICIENTE DE PERMEABILIDAD POR EL METODO DE LA CABEZA VARIABLE

CLIENTE: Ing. Edgardo Lanz Sánchez	FECHA DE INFORME: Nov 2013
PROYECTO: Estudios Técnicos para el diseño de laguna de oxidación artificial en Vicam Swish, Municipio Guaymas, Sonora	
LOCALIZACION: Vicam, Son.	

1.- Datos de la Muestra

Identificación de la muestra: Muestra El	Profundidad (m): -----	Contenido de Humedad (%): 7.5%
Clasificación (S.U.C.S.): Arena Arcillosa en Color Café Oscuro Plasticidad media a alta.		Grado de Compactación 85%

2.- Registro de Prueba

DETERMINACION	ALTURA DE LA PROBETA A (cm)	CARGA HIDRAULICA		FECHA Y HORA		GRADIENTE DE TIEMPO (Seg)	TEMP. DEL AGUA (°C)	COEFIC. DE PERMEABILIDAD DE PRUEBA (cm/kg)	FACTOR DE COMPACTACION POR TEMP. (μ/μ_{20})	COEFICIENTE DE PERMEABILIDAD K_{20} (cm/seg)	K_{20} PROMEDIO (cm/seg)
		H1	H2	INICIO	FINAL						
01	7.5	100	83	Nov0113 11:00am	Nov0213 11:00am	86400	24	5.82×10^{-8}	0.9131	2.35×10^{-8}	7.3×10^{-4}
02	7.5	100	79	Nov0213 9:00am	Nov0213 14:00pm	17280	25	6.25×10^{-8}	0.9313	6.95×10^{-8}	4.71×10^{-5}

Suelo de drenaje malo con 55.40% de arena y finos 44.60%

3.- Expresión de Cálculo

La fórmula utilizada para el coeficiente de permeabilidad K_{20} , está basada en la expresión para permeabilidad por carga variable de DARCY, misma que se indica a continuación:

Ecuación No, 1:

En donde:

K_{20} - Coeficiente de permeabilidad, referido a 20° C.

(μ/μ_{20}) - Factor de corrección por temperatura.

L.- longitud ó altura de la probeta, cm.

A.- Área de probeta, cm^2 .

a.- Sección de la bureta, cm^2 .

h_1 - Carga hidráulica inicial a un tiempo t_1 , cm.

h_2 - Carga hidráulica final a un tiempo t_2 , cm.

$$K_{20} = [\mu/\mu_{20}] 2.3. [(L \cdot a)/(A(t_2 - t_1))] \cdot \text{Log}_{10}(h_1/h_2)$$

Observaciones: el valor corresponde a 1×10^{-4} a 1×10^{-9} (suelo de drenaje malo), esto debido a la composición estructural con los esquistos y compacidad del estrato.