



**Centro de Investigación en Materiales Avanzados, S. C.  
Departamento de Posgrado**

**SISTEMA MIXTO DE TANQUES ANAEROBIOS Y  
FITOREMEDIACIÓN COMO UNA ALTERNATIVA DE  
BAJO COSTO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS  
RESIDUALES EN CENTROS RECREATIVOS**

**“TESIS”**

Para obtener el Grado de  
Maestro en Ciencias en Ciencia y Tecnología Ambiental.  
presenta:

**VICENTE BETANCE OLIVEROS**

**Dr. Guillermo González Sánchez  
Director de Tesis**

**M.I. Benito Aguirre Sáenz  
Director externo**

**Dr. Germán Cuevas Rodríguez  
Asesor externo**

**Chihuahua, Chih., a 6 de agosto de 2010**

# INDICE

<b>RESUMEN</b> .....	1
<b>1. INTRODUCCION</b> .....	2
1.1 Antecedentes.....	4
1.2 Situación del tratamiento de aguas residuales en México.....	5
1.3 Problemática de centros turísticos en México.....	7
1.4 Sistema de tratamiento en comunidades rurales .....	12
<b>2. CONCEPTOS Y FUNDAMENTOS PARA SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES</b> .....	15
2.1 Procesos biológicos de tratamiento.....	15
2.1.1 Digestión Anaerobia .....	16
2.1.2 Bioquímica de la digestión anaerobia.....	18
2.1.3 Tipos de Reactores Anaerobios .....	20
2.1.4 Tanques Sépticos .....	26
2.2 Filtración.....	26
2.3 Humedales .....	27
2.4 Desinfección con cloro .....	28
2.5 Sistemas combinados .....	29
2.6 Desarrollos turísticos .....	30
<b>3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS</b> .....	32
3.1 Hipótesis.....	32
3.2 Objetivo general.....	32
3.3 Objetivos específicos.....	32
<b>4. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL</b> .....	33
4.1 Diseño del Equipo de tratamiento.....	33
4.2 Construcción del equipo de tratamiento.....	34
4.3 Operación del equipo.....	
4.4 Análisis de laboratorio .....	
<b>5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS</b> .....	
5.1 pH y Temperatura.....	
5.2 Remoción de DQO.....	
5.3 Remoción DBO.....	
5.4 SST, .....	
5.5 Remoción de NTK y fósforos.....	
5.6 Aceites y Grasas.....	
5.7 Coliformes fecales y Coliformes totales.....	
<b>6.- CONCLUSIONES</b> .....	
<b>7.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	

## **RESUMEN**

Hoy en día, los problemas ambientales son cada vez más agudos, tal es el caso de la falta de tratamientos de aguas residuales en los centros recreativos del municipio de San Francisco de Conchos, ubicado en la zona centro sur del estado de Chihuahua. La presencia de dos lagos (Colina y Toronto), así como la subsecuente agua filtrada que se genera por uno de ellos, forman un área denominada Los Filtros. Todo este conjunto ha hecho posible el surgimiento de zonas de recreo que se han ido desarrollando sin una planeación responsable en cuanto al tratamiento del agua residual, generada por los casi 145,000 visitantes anuales al municipio. La zona se encuentra geográficamente aislada de plantas de tratamiento de aguas residuales, lo cual hace factible el desarrollo sustentable de sistemas de tratamiento in situ de tal fuente de contaminación.

En la búsqueda de preservar la calidad del agua tanto en el lago Colina como en el río Conchos se propone la implementación de tratamientos en los sitios generadores, los cuales deben ser descentralizados, de bajo costo y de fácil mantenimiento y operación. Para tal propósito se realizó un diseño a escala para un tratamiento piloto mixto con los residuos de agua generados por una persona, simulando la operación intermitente en cuanto a recepción de carga que se da en los sitios recreacionales. El sistema diseñado consta de cuatro componentes con capacidad volumétrica de 200 L. El primer tanque se utilizó como colector de todos los residuos, los tanques dos y tres como separadores de materia orgánica sin flóculos de sólidos y poca grasa, además como medios de soporte de microbios. Estos tres módulos funcionaron como digestores anaerobios. El cuarto elemento simuló un humedal con grava como medio de soporte, suelo húmico y una palma de ornato usual en la zona. Los cuatro tanques fueron interconectados con tubos de PVC de tal manera que el agua fluyera por gravedad por los cuatro elementos. El sistema operó por 139 días coincidiendo con la época del año donde se da la mayor ocupación turística. Se destaca la importancia en el diseño de trampas para retener los sólidos suspendidos totales y las grasas. El medio de fijación para el desarrollo de biopelículas demostró ser un elemento importante para optimizar la remoción de carga orgánica. También cabe destacar la inserción de un colector después del humedal, el cual haga posible trabajar con flujos subsuperficiales. Los resultados se evaluaron de acuerdo a las normas de tratamiento de aguas residuales.

Se logró estabilizar el sistema al cabo de 90 días, así como tener un efluente al término del periodo de operación con niveles de DBO<sub>5</sub>, SST, NTK, aceites y grasas, así como coliformes dentro de los límites máximos permisibles indicados por la norma NOM-001-SEMARNAT-1996.

## **1. INTRODUCCION**

Actualmente se está viviendo a nivel mundial el resultado de la contaminación que, a través de los años, ha provocado el hombre. En materia de agua y su aprovechamiento como fuente de ingresos en desarrollos turísticos y casas tipo campestre, esta implícita la generación de residuos líquidos. De esta forma, no solamente estamos limitando el uso de la misma sino que además desaprovechamos la oportunidad de poder reutilizarla, haciendo sustentable el uso de este importante recurso.

En general, las actividades humanas afectan la calidad y la cantidad de recursos de agua dulce existentes. Las cuentas patógenas en aguas negras siguen siendo una causa de preocupación debido a las limitaciones de las tecnologías disponibles. Las tecnologías convencionales cuentan con equipos intensivos de vida útil limitada, mientras que los tratamientos basados en sistemas naturales muestran un mayor periodo de vida útil así como bajos costos de energía (Avinash M. Kadam, 2005).

Con el desarrollo sustentable y la regulación de criterios de protección ambiental, nuestro país no es la excepción en la inminente necesidad de implantar normas obligatorias que respalden dichos criterios como es la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Dicha norma establece los límites máximos permisibles en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales, lo cual, nos obliga al diseño de sistemas de tratamiento de los desechos líquidos.

Es de fundamental importancia, para la implementación de las instalaciones de manejo de aguas residuales, conocer el tipo de contaminantes, así como el destino de los mismos una vez liberados al ambiente (Crites y Tchobanoglous, 2000).

El tipo de tecnología utilizada en el tratamiento de aguas residuales municipales, depende no sólo del destino del agua residual, sino de la disponibilidad de recursos materiales y humanos para construir y operar las plantas de tratamiento. Estos y otros condicionantes han determinado el desarrollo de la industria del tratamiento de aguas residuales municipales en México (Escalas, 2006).

El suministro de recurso hídrico en áreas rurales a partir del tratamiento de aguas negras confiable y económico es un desafío en muchas partes del mundo, en

particular en países en vías de desarrollo. Se espera que aumente en el futuro el número de poblaciones que emplean sistemas duales, como son los tanques anaerobios de lodos biológicos junto con fitoremediación. En dichos sistemas los efluentes tratados se emplean para regadío junto a otros usos para aguas no potables. Como ejemplos de urbanizaciones donde ya se emplean los sistemas duales se tienen a Petesburg (Florida, EUA) y a Rancho Viejo (California, EUA) (Metcalf y Eddy, 1996).

Aunque hay muchos impedimentos y desafíos para el tratamiento de aguas negras en países en vías de desarrollo y su consecuente reutilización, estos pueden ser vencidos por la planificación conveniente y la puesta en práctica de políticas correctas basadas en principios científicos y tecnológicos (Massoud et al. 2009).

Hoy en día los trabajos de investigación sobre el tratamiento de aguas negras, han sido encaminados hacia la estrategia de tratar aguas residuales diluidas a temperatura ambiente usando reactores anaerobios, como los reactores anaerobios de flujo de lodo ascendente (UASB) o bien, como los reactores de cama de lodo granular (EGSB) (Feng et al., 2008).

En los últimos 7 años se ha reportado la operación de sistemas combinados usando digestores anaerobios como pre-tratamiento y humedales como post-tratamiento. (J.A. Álvarez, et al., 2008).

El mantenimiento de los sistemas de saneamiento debería ser relacionado con el abatimiento de los costos a través del bajo consumo de energía, y en algunas situaciones relacionado también con pocas exigencias de tecnología mecánica. Los procesos descentralizados que no implican fuertes impactos económicos se consideran apropiados para áreas rurales. Los digestores anaerobios y los humedales construidos son una mejor opción, ya que son sistemas de tratamiento con mínimo consumo de energía y bajo costo de operación, además de una generación de lodo despreciable (J.A. Álvarez, et al., 2008).

Generalmente las aguas residuales contienen un sin número de microorganismos patógenos además de los que son normales en la síntesis de heces fecales del aparato digestivo humano; también las aguas residuales favorecen el desarrollo de plantas acuáticas que deterioran los cuerpos de agua (Crites y Tchobanoglous, 2000). El estado de Chihuahua se ubica en una zona desértica, dicha característica resalta la importancia de tomar acciones que

permitan contribuir a la contención de cuerpos de agua y a la preservación del Río Conchos y por ende, a la conservación en lo posible del Río Bravo. Por otra parte los centros turísticos y casas campestres que han surgido concretamente en las inmediaciones del Lago Colina del municipio de San Francisco de los Conchos, Chih., fueron desarrollados en tiempos cortos y sin previa planeación por parte de las autoridades y de los dueños de los sitios. Esto ha provocado que se tengan instalaciones inadecuadas para dar cumplimiento con la norma antes mencionada, al momento de disponer de las aguas residuales en los diferentes cuerpos receptores en esta región. Durante los periodos vacacionales y especialmente durante los fines de semana, los niveles de ocupación por parte de turistas llegan a ser importantes, lo que a su vez provoca fuertes impactos por descargas de aguas residuales en periodos cortos de tiempo.

La presente investigación, esta enfocada en dar respuesta a los lineamientos que marca la ley en cuanto a los niveles de contaminantes en las descargas a cuerpos de agua superficiales, así como aumentar la calidad en los servicios hídricos en los centros turísticos que se prestan concretamente en Los Filtros, población de Boquilla, Chih., enfocados en dar cumplimiento con la norma NOM-001-SEMARNAT-1996 de forma que los centros de recreo ofrezcan agua de calidad. Para ello se diseño, construyo y se puso en operación un sistema a pequeña escala, el cual contempló las características propias del sitio.

## **1.1. ANTECEDENTES**

Las aguas residuales contienen organismos patógenos, causantes de enfermedades, que habitan en el aparato digestivo de los seres humanos, así como nutrientes que estimulan el crecimiento de plantas (Metcalf y Eddy, 1996). El desarrollo de los abastecimientos de agua potable y la recogida, tratamiento y evacuación de las aguas residuales domésticas constituyen uno de los principales factores a los que cabe atribuir el nivel general de la buena salud de las poblaciones (Metcalf y Eddy, 1996).

En los tratamientos de aguas residuales se hace una clasificación general de los procesos de tratamiento de aguas residuales que a continuación se mencionan (Levin y Gealt, 1997) :

- Tratamiento primario. Separación de materiales fácilmente aislables de agua residual. Sedimentación, precipitación
- Tratamiento secundario. Separar el grueso de los sólidos en suspensión, materiales orgánicos y materiales solubles. Filtración biológica, lodos activados
- Tratamiento terciario. Remoción de iones y partículas con carga. Filtración con arena, osmosis inversa, adsorción y electro diálisis.

El tratamiento de aguas negras confiable y económico en áreas rurales es un desafío en muchas partes del mundo, en particular en países en vía de desarrollo (Massoud et al., 2009).

La colección de aguas negras centralizada así como los sistemas de tratamiento tienen costos importantes en su construcción y funcionamiento, sobre todo en áreas donde la densidad demográfica es baja y las casas-habitación están altamente dispersas. Como ejemplo se puede mencionar que en Irán solo el 0.2% de las áreas rurales, tiene un sistema de disposición de agua sanitaria. El principal objetivo, es proveer sistemas de disposición de agua residual, siendo las metas abarcar al 8% de las áreas rurales para el 2010, así como cubrir un 30% al 2020 (Farrokhi et al., 2008).

En localidades alrededor de Australia, los tanques sépticos han remplazado al transporte de agua residual rural a las plantas de tratamiento regional. Para comunidades aisladas esto puede representar un costo de \$20,000 a \$40,000 dólares por casa por año contra \$7,000 dólares por casa por año, en un tratamiento descentralizado. Esta demostrado que algunas alternativas de sistemas pueden mejorar en un 50% la reducción de las descargas de nutrientes manteniendo un significativo bajo costo ambiental en comparación al traslado de las aguas residuales a una planta de tratamiento regional (Gray y Broker, 2003).

## **1.2 SITUACION DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN MÉXICO**

Según la Comisión Nacional del Agua (CNA, 2005a), el 70% de la precipitación se pierde por evapo-transpiración, dejando una disponibilidad natural de agua de 475 km<sup>3</sup> al año (escurrimiento superficial e infiltración). Esto representa un promedio de 4505 m<sup>3</sup>/ (hab. año). Una



disponibilidad natural inferior a los 2000 m<sup>3</sup>/(hab. año) se considera un indicador de escasez de agua. Por tanto, la disponibilidad promedio mexicana está bastante por encima de ese valor, y es superior a la de países como España, Alemania o Francia (UNESCO, 2003), aunque muy por debajo de la chilena, 63064 m<sup>3</sup>/(hab. año).

Sin embargo, la distribución de recursos hídricos es muy desigual en México. Mientras el Sureste mexicano tiene una disponibilidad natural de 13290 m<sup>3</sup>/hab. año), el resto del país tiene sólo un promedio de 1835 m<sup>3</sup>/(hab. año). El 68% del agua disponible se encuentra en regiones donde vive sólo el 23% de la población, y se genera el 15% del PIB, mientras que el 32% del agua disponible se encuentra en regiones donde se concentra el 77% de la población y se genera el 85% del PIB, según datos de la CNA (2005a). (Escalas Cañellas, 2006).

En México, como en muchos países del mundo, las principales fuentes de contaminación del agua se clasifican en tres grupos, de acuerdo con su procedencia:

- \* Sector industrial
- \* Sector agropecuario.
- \* Sector social.

Dentro de este último se contemplan las descargas de residuos de origen doméstico y público que constituyen las aguas residuales municipales. Está relacionado con la cobertura de los servicios de agua potable y alcantarillado, incrementándose en los grandes asentamientos urbanos. El 60% de la población mexicana está concentrada en las grandes ciudades. Se calcula que el 57% de las aguas residuales son generadas por la población, principalmente en las zonas localizadas en torno a las ciudades de México (23%), Monterrey (4.1%) y Guadalajara (4%). Se estima que sólo el 50% de la población dispone de sistema de alcantarillado.

En diciembre de 2004 funcionaban en México 1300 PTAR municipales, que trataban un caudal de 64,5 m<sup>3</sup>/s (CNA, 2005c), lo que representaba 31,5% del caudal recolectado por los sistemas de alcantarillado. Entre 1992 y 2004 se pasó de 394 a 1300 plantas en operación, y de 30.6 a 64.5 m<sup>3</sup>/s de aguas residuales municipales tratadas. La cobertura del tratamiento pasó de 19% a 31.5%, lo que todavía es un

valor bajo. Sin embargo, localmente se han producido incrementos sustanciales en el porcentaje de aguas residuales que son depuradas, o en el número de plantas en construcción.

México está muy por debajo de la práctica de sanear las aguas residuales, pues hay países en donde el 90 por ciento de este tipo de líquidos son tratados. Los principales aportes de contaminación provienen del uso público, es decir, de zonas urbanas por ello "tenemos que resolver principalmente el manejo de agua de las ciudades. Con base a estadísticas, el mayor consumo de agua en México es el sector agrícola, el cual utiliza el 75 por ciento del total, mientras que el 20 por ciento está en el servicio público y entre el 5 y el 10 por ciento se emplea para el sector industrial. Si bien es cierto que la mayor cantidad de agua se destina a la actividad agrícola, esto se hace con procedimientos antiguos y prácticas donde hay un gran desperdicio. Por lo anterior es necesario vigilar el uso de agua en la agricultura, porque se pierde hasta un 50 por ciento de ésta en dicho sector, principalmente en evaporación por regar a horas inadecuadas; es decir, cuando hay mayor insolación. La contaminación general, representa un gran problema pues estudios revelan que los lagos más importantes del país tienen contaminación en coliformes totales y fecales, parásitos y contaminación orgánica, inclusive en índices superiores a los que permite la norma para agua en condiciones sanas. De no tomarse las medidas necesarias puede ocurrir una catástrofe, porque hasta ahora la solución ha sido tomar el agua de una zona más lejana, solución no sustentable porque las cuencas hidrológicas del país están en su punto de agotamiento. Se debe pensar en soluciones como la del manejo eficiente de los recursos con que se dispone, es decir, extraer una menor cantidad de agua, contar con líneas de distribución eficientes y una red de descargas de drenajes, que vayan a una planta de tratamiento, para tener un riego que permita la recarga de los mantos freáticos; además, que las personas hagan un uso adecuado del agua.

Es de particular importancia preservar este vital líquido, pues de no ser así en muy poco tiempo se verán consecuencias irreversibles.

### **1.3 PROBLEMATICA DE CENTROS TURÍSTICOS EN MÉXICO**

Dentro de nuestro país, existen innumerables lugares de recreo, con sitios descentralizados y aislados de las PTAR municipales o estatales, enfrentando problemas de posibles focos de contaminación debido a la falta de tratamiento de aguas residuales. Un gran número de estos balnearios temporales en México, presentan la característica de aprovechar un recurso natural ya existente para explotarlo con fines recreativos. Se pueden identificar casos en los estados de Hidalgo, Guanajuato, Estado de México, Michoacán, San Luis Potosí, Chihuahua entre otros.

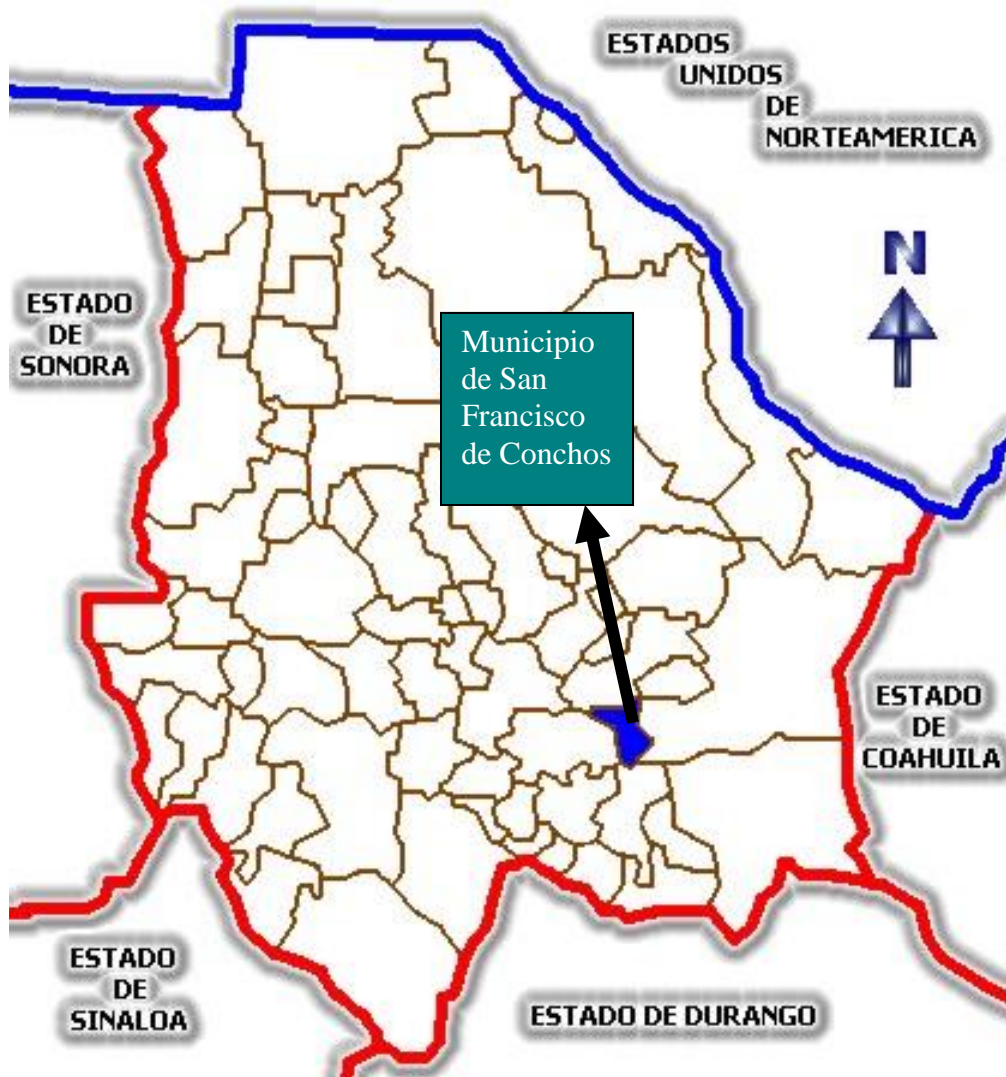
Quien este trabajo realiza es propietario de un predio en Los Filtros, municipio de San Francisco de Conchos en el estado de Chihuahua. Debido al conocimiento que se tiene de la problemática del área, se decidió tomar como ejemplo a los desarrollos recreativos a la orilla del río conchos, concretamente en la población de la Boquilla. Esto con el objeto de diseñar un sistema basado en las características concretas que allí se encuentran. A continuación se presentan datos generales del municipio de San Francisco de Conchos, donde se localizan la mayor parte de estos centros vacacionales.

Geografía.- El municipio de San Francisco de Conchos se encuentra en el sur del estado de Chihuahua en la región del río Conchos, sus límites son al norte con el municipio de Saucillo, al noreste en el municipio de La Cruz, al este con el municipio de Camargo, al sur con el municipio de Allende y al oeste con el municipio de Valle de Zaragoza (ver Fig. 1); tiene una extensión territorial de 1,169.10 kilómetros cuadrados.

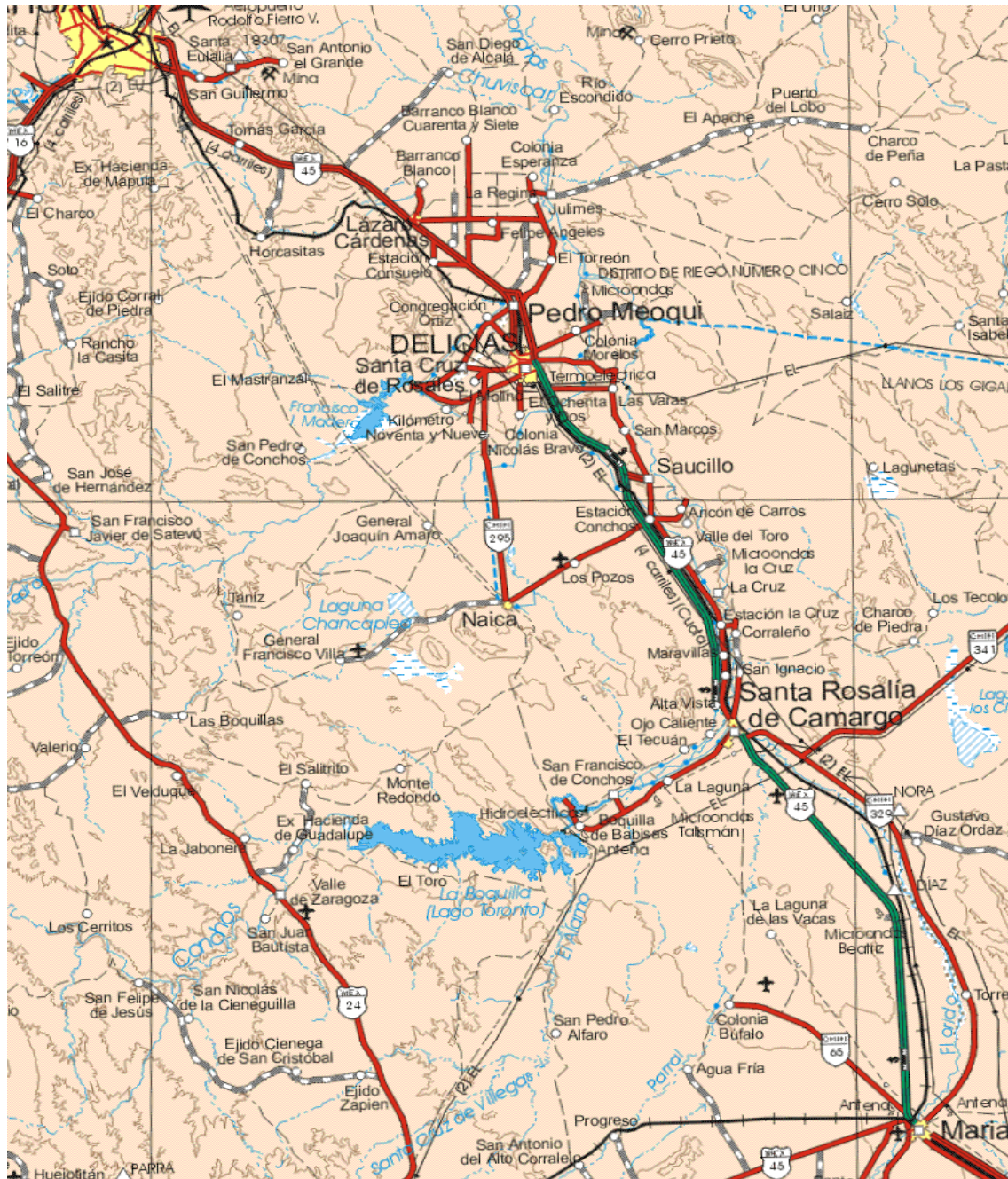
Orografía e hidrografía.- El municipio se encuentra en la región de la meseta, por lo que su territorio es mayormente plano, interrumpido por algunas serranías bajas que cruzan las llanuras, las principales de estas serranías reciben los nombres locales de La Boquilla, La Colina y Pajaritos. La principal corriente del municipio es el río Conchos (ver fig. 2), el mayor del estado de Chihuahua, que cruza el municipio de oeste a este, en el límite exacto de San Francisco de Conchos con el municipio de Valle de Zaragoza se encuentra la cortina de la Presa de la Boquilla, la presa más grande del estado de Chihuahua y aguas abajo de ésta, en el centro del municipio se encuentra otra presa que forma el Lago Colina que constituye un balneario; todo el

municipio pertenece a la Región hidrológica Bravo-Conchos y a dos diferentes cuencas, la zona occidental a la Cuenca río Conchos-Presa de la Colina y el sector oriental a la Cuenca río Conchos-Presa El Granero.

Clima: Se considera de semiárido extremo; con una temperatura máxima de 41.7° y una mínima de 14.1°. La precipitación pluvial media anual es de 363.9 milímetros con un promedio de 61 días de lluvia. Los vientos dominantes provienen del suroeste.



**FIGURA 1.** Ubicación del Municipio de San Francisco de Conchos, Chihuahua.



**FIGURA 2.** Mapa de localización de la presa Boquilla (lago Toronto).



**FIGURA 3.** Fotografías satelitales que muestran los balnearios de los filtros.

En el municipio de San Francisco de Conchos, existen aproximadamente 30 centros de recreo que atienden a más de 140,000 personas anualmente. De los 20 centros de la zona de Los Filtros se cuenta con 90 dormitorios para 4 personas cada uno, y en los centros del Lago Colina con aproximadamente 120 dormitorios para 4 personas en su generalidad, refiriendo únicamente las habitaciones de arrendamiento, pues cabe mencionar que en cada negocio tiene una casa permanente, generalmente del dueño o habitada por la familia de un velador. Por otra parte se tiene la existencia de más de 100 cabañas particulares tipo campestre que son usadas en los tiempos de verano a las que adicionalmente se deberán ir sumando la construcción de nuevas cabañas particulares. En las zonas de recreo ya mencionadas, no existen tratamientos del agua residual, sólo fosas sépticas que no cumplen con los requisitos de la norma, problema que cada día se va agravando con el incremento de mayor población estacional. El pueblo de La Boquilla se encuentra a 5 km del lago Colina, a 2 km de Los Filtros y a 30 km de la ciudad más cercana que es la ciudad de Camargo la cual se ubica en otro municipio. En el municipio de San Francisco de Conchos, propiamente en la población de Boquilla no existen plantas de tratamiento de agua residuales, se tienen lagunas de oxidación para los poblados de La Boquilla y San Francisco de Conchos con bajo rendimiento. Es importante mencionar que debido a la distancia y a la altitud del pueblo de Boquilla sería muy

costoso el tener que conducir el agua a las lagunas de oxidación, además que el nivel freático no permite el manejo del agua a grandes distancias. Un sistema natural de tratamiento mixto de aguas residuales para estos centros y todo lugar de depósito de estas aguas, con características similares, a la vez que se cumple con la norma, adicionalmente se tendría un desarrollo sustentable en todo el entorno, reutilizando el agua en riego de jardines de los mismos predios.

#### **1.4 SISTEMAS DE TRATAMIENTO EN COMUNIDADES RURALES:**

Un buen número de nuevas tecnologías han sido introducidas para los pequeños sistemas de tratamiento y han hecho posible producir efluentes de la misma calidad, o incluso mejor, que los producidos por grandes plantas de tratamiento (Crites y Tchobanoglous, 2000).

A continuación se describirán diversos ejemplos hallados en la literatura especializada sobre diversas estrategias para dar solución a la problemática del tratamiento de aguas residuales generadas en zonas rurales.

El reactor anaerobio CABR (carrier anaerobic baffled reactor) reactor anaerobio de mecanismo discontinuo, fue desarrollado para tratar aguas residuales en  $28 \pm 1$  °C. El éxito del arranque fue indicado tanto por la disminución de la demanda química de oxígeno total (DQOT), como por la eficacia de remoción, tomando 3 semanas la estabilización del sistema (Feng et al; 2008). Cuando el arranque del reactor se dio en el periodo invernal con temperaturas bajas (9-11 °C) el sistema tardó de 3 a 5 meses para alcanzar el óptimo funcionamiento, lo cual representa una de las desventajas principales de la digestión anaerobia. La solución está en la tentativa al arranque en el verano o bajo un ambiente de alta temperatura.

Un reactor de tres cámaras de digestión anaerobia, después de la operación mostró muy altas eficiencias cuando el reactor fue operado a un tiempo de retención hidráulica de 7.5 h. En esta fase el proceso presenta una eficiencia de remoción de DQO del 80%, así como un promedio de concentración de sólidos sedimentables en el efluente final de 32 mg SS/L. La simplicidad de operación de este reactor, presenta una alternativa muy atractiva para el tratamiento de aguas residuales en villas pequeñas (Chernicharo y Cardoso, 1999).

Las plantas anaerobias pueden ser manejadas como digestores hidrolíticos o metanogénicos. Los digestores hidrolíticos, en un TRH de 3 a 5 h, remueven el 65-85% de SST y el 35-55% de DQO, mostrando una hidrólisis de gran parte de los sólidos suspendidos en el afluente, dando lugar a una alta acidificación. Los digestores metanogénicos, funcionando en un TRH de 8 a 11 h, remueven el 60-90% de SST y el 40-75% de DQO. (Álvarez et al., 2008).

Los sistemas de conexión de agua residual centralizada son muy caros para dar el servicio en pequeñas comunidades, y estos poblados han sido tradicionalmente servidos con sistemas de tanques sépticos in situ. El sistema convencional in situ en Australia (poblados pequeños) consiste en un tanque cerrado anaerobio seguido de una trinchera de absorción tipo humedal. Esta técnica confía fuertemente en una efectiva remoción de nutrientes, tales como nitrógeno y fósforo, en el efluente mediante fitoremediación, que lo hace un proceso estacional (Gray y Booker, 2003). Las bajas exigencias en tecnología, los hacen en particular convenientes para el tratamiento de aguas negras descentralizadas en áreas rurales.

Es generalmente aceptado que el uso de un buen pretratamiento de aguas negras es esencial para la operación sustentable de largo plazo, como podría ser mediante pantanos construidos operando en un flujo subsuperficial (Vymazal et al., 1998).

Para dar solución al tratamiento de aguas residuales en un campus rural universitario, se contó con un campo de arrozal el cual tenía una superficie de 500 m<sup>2</sup> para limpiar el efluente de agua residual combinada de 100 dormitorios antes de descargarla a una laguna. El afluente al humedal contenía un promedio de 18.3 mg L<sup>-1</sup> de Nitrógeno total y 1.86 mg L<sup>-1</sup> de fósforo total. En el efluente del humedal, el promedio de nitrógeno total fue de 10.3 mg L<sup>-1</sup> y el de fósforo total fue 0.90 mg L<sup>-1</sup>. Los rangos promedio de remoción fueron de 0.37 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para Nitrógeno total y 0.050 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para Fósforo total (remoción del 40% y 48%, respectivamente). La concentración del Zn soluble disminuyó de 0.041 en el afluente a 0.023 mg L<sup>-1</sup> después de pasar a través del humedal. El promedio de remoción Zn durante el año fue 0.0007 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (37% de remoción) (Abe et al., 2008).

En un estudio en humedales de flujo libre (FWS) en Listowel, Ontario, Canadá, los coliformes fecales fueron



removidos en aproximadamente un 90% cuando se operó con un tiempo de residencia de entre 6 y 7 días. Se encontraron eficiencias en la remoción de coliformes totales de entre el 93.6 y el 99% durante el invierno y de 66 a 98 % durante el verano, con tiempos de 7.5 días en humedales de flujo libre en Arcata, California (Lara Borrego, 1999).

Los sistemas de digestión anaeróbica de biosólidos y agua residual, pueden ser considerados como una solución sustentable para pequeñas plantas de tratamiento de agua residual en áreas rurales, donde diferentes clases de biosólidos están disponibles para mejorar la producción de gas en reactores anaerobios (Pavan et al., 2007).

Dahab y Surampalli (2001) encontraron obstrucción en un flujo subsuperficial horizontal en el sistema de humedal construido, después de 3.5 años de tratar aguas negras con una carga de 1.44 g SST/m<sup>2</sup>d. Winter y Goetz (2003) mostraron que para evitar obstruir procesos en un pantano verticalmente construido, la concentración media de SST en la entrada no debería exceder 100 mg/l, mientras la carga de sólidos suspendidos no debería exceder 5g SST/ m<sup>2</sup>d. Estos autores pensaron que el crecimiento de biomasa tiene sólo un efecto menor en la obstrucción, comparado a la acumulación de SST del afluente (Álvarez et al., 2008).

Los resultados de PTAR incorporando humedales sembrados con palma, son un primer paso hacia el desarrollo de variedades de plantas y la microflora asociada con capacidades adicionales de limpieza del aire, haciendo una contribución importante a la estética y la comodidad psicológica del ambiente (Wood et al., 2002).

Es vital, tanto para lugares campestres como en sitios descentralizados en donde se generen aguas residuales, el desarrollo de procesos mixtos (lodos biológicos y fitoremediación) que puedan ser alternativas económicas y funcionales de tratamiento del agua y con ello cumplir con la ley ecológica.

## **2. CONCEPTOS Y FUNDAMENTOS PARA SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

### **2.1 PROCESOS BIOLÓGICOS DE TRATAMIENTO**

Todo ser vivo necesita energía y carbono para desarrollarse. La fuente de donde los microorganismos obtienen su energía y carbono celular, proporciona una base para su clasificación (Labrega et al., 1996).

Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en el agua residual son: las proteínas 40 a 60% en peso, Hidratos de carbono 25 a 50% en peso, grasas y aceites 10% en peso, así como la urea en cantidades importantes, pero por su rápida descomposición raramente se encuentra en las aguas residuales (Metcalf y Eddy, 2006).

En el tratamiento de aguas residuales, se utilizan microorganismos inmovilizados en soportes al interior de tanques o reactores para degradar los contaminantes de las aguas residuales. De esta forma el agua residual tiene un mayor contacto con los microorganismos, debido a la mayor área superficial del soporte. Este material o relleno puede ser gravilla, piedra de lava o material plástico (Morris et al., 1997).

La gran mayoría de microorganismos trabajan en temperaturas entre los 20 y los 40 °C, ya que aumentan su actividad y tienen como resultado la degradación de mayor materia orgánica, lo anterior muestra que los microorganismos mesófilos tienen mayor campo de trabajo en los tratamientos de aguas residuales ver Tabla 1.

**Tabla No. 1** Intervalos comunes de temperatura para varias bacterias

Clase	Intervalo (°C)	Óptimo (°C)
Psicrófilas	-10 a 20	12 a 14
Mesófilas	10 a 50	32 a 42
Termófilas	40 a 70	55 a 65
Hipertermófilas	70 a 95	80 a 90

(Ron Crites y George Tchobanoglous; 2000).

Con el propósito de tener un sistema eficiente con el empleo de microorganismos para degradar contaminantes orgánicos en aguas residuales, se deben contemplar entre otros los siguientes parámetros de diseño para tratamiento biológico:

- La velocidad de crecimiento de los microorganismos.
- La producción de biomasa por unidad de sustrato consumido.
- Requisitos de nutrición de los microorganismos.
- Sistema de ventilación para evacuar los gases metano y CO<sub>2</sub> (Levin y Gealt, 1997).

Los organismos anaerobios viven en consorcios o asociaciones, donde distintos tipos de organismos son responsables de la realización de pasos únicos en el proceso de degradación. Da lugar a la producción de metano y tienen capacidades únicas de degradación como deshalogenar por procesos de reducción a compuestos altamente recalcitrantes (Levin y Gealt, 1997).

Una posibilidad para cuantificar el óptimo funcionamiento del sistema biológico se dá a través de la medición de la demanda biológica de oxígeno.

Los resultados de ensayos de la DBO se emplean para:

- Determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requerirá para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente.
- Dimensionar las instalaciones de tratamiento de aguas residuales.
- Medir la eficacia de algunos procesos de tratamiento.
- Controlar el cumplimiento de las limitaciones a que están sujetos los vertidos (Metcalf y Eddy, 1996)

### **2.1.1 DIGESTIÓN ANAEROBIA**

La digestión anaerobia, es la conversión biológica en ausencia de oxígeno de residuos orgánicos procesados a metano y dióxido de carbono, siendo el metano el compuesto de interés en los procesos de biometanización (Alzate Gaviria, 2003).

La digestión anaerobia es una interesante solución para el tratamiento de lodos de aguas residuales, ya que una parte de la materia orgánica se convierte en el metano que es valorizable como energía renovable (Bougrier et al., 2006).

Los factores que generalmente se controlan para estimular las actividades biodegradantes son la concentración de nutrientes, normalmente de nitrógeno y fósforo (Levin y Gealt., 1997).

A diferencia de los procesos aerobios, el oxígeno no es el aceptor final de electrones, pudiendo serlo cualquiera de las siguientes sustancias inorgánicas oxigenadas en este orden de preferencia: los nitratos se reducen a nitrógeno; los

sulfatos a sulfuro de hidrogeno y el dióxido de carbono a metano ( Labrega et al., 1996). Algunas veces se refiere más a condiciones anóxicas que a condiciones anaerobias.

Se han encontrado residuos donde la transformación bajo condiciones anaerobias es más eficaz que bajo condiciones aerobias. La velocidad de crecimiento bacteriano desciende drásticamente por encima de los 45 °C. Un aumento de unos pocos grados por encima del óptimo hace disminuir drásticamente el crecimiento microbiano, por inactivación de los sistemas enzimáticos, y reduce la capacidad reproductora. Las exposiciones continuas a elevadas temperaturas pueden disolver los lípidos de la membrana y, como consecuencia, producirse la muerte celular. Las bajas temperaturas no son, por lo general, letales sino que con el tiempo las células pasan a un estado latente. Cuando se desciende por debajo del óptimo, la actividad decrece porque se reduce la actividad enzimática y se produce la pérdida de fluidez de la membrana celular restringiéndose el transporte de los sustratos (Labrega et al., 1996).

La temperatura óptima para el desarrollo de la actividad bacteriana se sitúa entre los 25 y los 35 °C (Metcalf y Eddy, 1996). La dependencia del coeficiente cinético de reacción con respecto a la temperatura es exponencial, por lo que es crítico operar en el valor de temperatura apropiado. El metabolismo lento implica la necesidad de un periodo de tiempo largo para que los organismos anaerobios colonicen el reactor. Todo ello sugiere que el tiempo de arranque debe ser importante y que requerirá un mayor periodo para poner el reactor en funcionamiento cuando se pierda la población bacteriana (Levin y Gealt, 1997).

La respiración anaerobia utiliza un anión inorgánico como sulfato o nitrato, como receptor de electrones en vez de O<sub>2</sub>. También se puede utilizar para llevar a cabo una serie de reacciones degradadoras específicas como la desnitrificación (Levin y Gealt, 1997).

Normalmente, es necesario un periodo de entre 6 y 10 días para que las bacterias nitrificantes ejerzan una demanda de oxígeno medible, si la población de bacterias es suficientemente grande se dará antes de los 6 días por lo que puede haber interferencia en la DBO, conduciendo a interpretaciones erróneas. El agua residual con concentraciones de ión hidrógeno inadecuadas presenta dificultades de tratamiento con procesos biológicos, y el efluente puede modificar la concentración de ión hidrógeno en las aguas naturales si ésta no se modifica antes de la evacuación de las aguas (Metcalf and Eddy, 1996). Por ello es importante realizar los ajustes necesarios para mantener un pH en las aguas residuales por tratar de entre 4 y 10.

Típicamente las aguas residuales urbanas tienen unos valores de  $DBO_5$  en el afluente en un rango de 150 a 400 mg/l. (Kiely, Gerard;1999).

Las heces humanas suponen unos 6 g de cloruros por persona por día, además del aporte que supone el nitrógeno y el fósforo contenidos en ellas. Estos últimos, en la mayoría de los casos son los principales elementos nutritivos para microorganismos en agua residual. El N es básico para la síntesis de proteínas, el contenido total de nitrógeno está compuesto por nitrógeno orgánico, amoníaco, nitrito y nitrato. Los nitritos presentes en los efluentes de aguas residuales por otra parte, se oxidan durante la adición de cloro, en los procesos de desinfección lo cual aumenta la cantidad de cloro a dosificar y por lo tanto el costo. La edad del agua residual puede medirse en función de la proporción de amoníaco presente, debido a la degradación de la urea presente. El fósforo también es esencial para el crecimiento de algas y otros organismos biológicos. El contenido de fósforo en las aguas residuales puede variar entre 4 y 15 mg/l. Los sulfatos se reducen químicamente a sulfuros y concretamente a sulfuro de hidrógeno bajo la acción bacteriana en condiciones anaerobias. Si la concentración de sulfuros excede los 200 mg/l pueden alterar el proceso de los mecanismos bacterianos, afortunadamente estos valores raramente se alcanzan (Metcalf y Eddy, 1996).

Los reactores aerobios tienen la desventaja del uso de importantes cantidades de energía para poder suministrar  $O_2$ , proceso que es muy ineficiente debido a la baja solubilidad del  $O_2$  en el agua (8 mg/l). Sin embargo el proceso tiene mayor estabilidad, control y amplitud así como gran eliminación de  $DBO$ , N y P (Levin y Gealt, 1997). Los procesos anaerobios tienen sus propias ventajas, son capaces de tolerar mayores cantidades de carga, no requieren un alto costo energético, y generan menos biomasa por unidad de residuos degradados.

Es probable que según se incorporen los conocimientos de microbiología, los procesos de tratamiento anaerobio se conviertan en una alternativa más popular para el tratamiento de aguas residuales (Levín y Gealt, 1997).

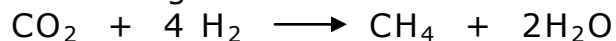
### **2.1.2 BIOQUIMICA DE LA DIGESTION ANAEROBIA**

La materia orgánica en ausencia de oxígeno molecular, nitratos y sulfatos es convertida a metano y dióxido de carbono por la actividad de cinco diferentes grupos de microorganismos facultativos y anaerobios estrictos.

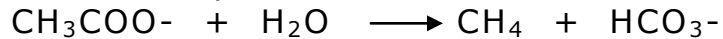
Las bacterias son incapaces de alimentarse de material orgánico particulado, por lo que los biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos) son inicialmente hidrolizados por enzimas extracelulares a compuestos más simples (azúcares, aminoácidos y ácidos grasos). Estos a su vez son utilizados como sustratos por organismos fermentadores (azúcares y aminoácidos) y por oxidantes anaerobios (ácidos grasos superiores). Los productos de estas reacciones son ión acetato, hidrógeno, biomasa celular y productos intermedios como los iones propionato y butirato. Estos últimos son degradados hasta el ión acetato e hidrógeno por un grupo de bacterias conocidas como OHPA (bacterias acetogénicas obligadas de hidrogeno, por sus siglas en ingles) las cuales deben existir en relación sintrófica con las metanogénicas que utilizan hidrógeno.

Estos dos compuestos se dividen en dos grupos tróficos:

- Bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, que utilizan el hidrógeno producido para reducir el  $\text{CO}_2$  en  $\text{CH}_4$  de acuerdo con la siguiente reacción.



- Bacterias metanogénicas acetoclásticas, que transforman el acetato en  $\text{CH}_4$ . Esta transformación contribuye con el 70% de la producción de metano en los digestores.

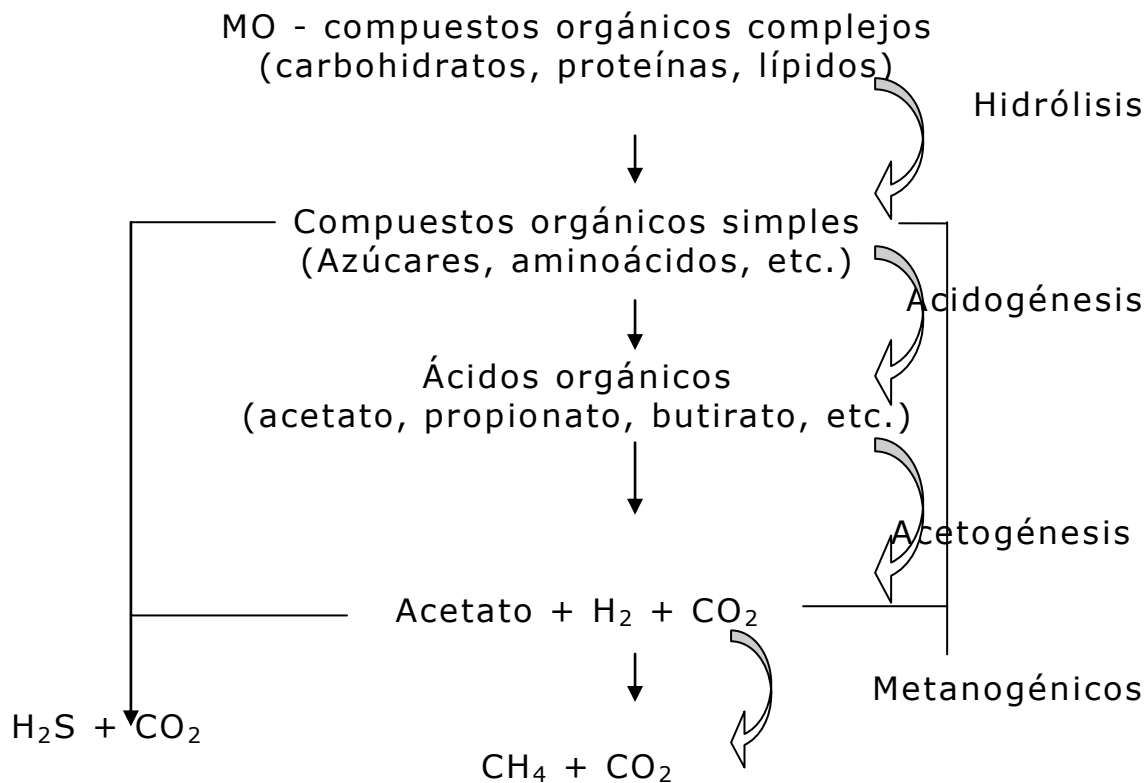


En la fig. 4 se presenta un esquema de las reacciones que se llevan a cabo durante las siguientes etapas del proceso de digestión anaerobia; las cuales se detallan a continuación:

**Hidrólisis:** los compuestos orgánicos complejos (material particulado) son transformados en material disuelto más simple, por medio de enzimas producidas por bacterias fermentativas.

**Acidogénesis:** los productos solubles son convertidos en ácidos grasos volátiles,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , etc., por la acción de las bacterias fermentativas acidogénicas.

**Acetogénesis:** los productos generados en la etapa anterior son transformados en sustrato para las bacterias metanogénicas.



**Figura 4.** Esquema de reacciones anaeróbicas (Bitton,1994).

Metano-génesis: finalmente se produce metano a partir de acetato (bacterias metanogénicas acetoclásticas) así como de H<sub>2</sub>S y CO<sub>2</sub> (bacterias metanogénicas hidrogeno-tróficas).

Sulfuro-génesis: cuando hay sulfatos las bacterias sulfato reductoras compiten por el sustrato con las demás (se genera H<sub>2</sub>S y baja producción de CH<sub>4</sub>, hay problema de olores e inhibición).

### 2.1.3 **TIPOS DE REACTORES ANAEROBIOS**

De contacto (lodos activados). La cinética de la digestión anaerobia es bastante sensible a los cambios de temperatura, lo que nos indica la importancia en los tiempos de retención hidráulica. Si el reactor no tiene un aporte de calor externo, puede requerir un TRH de 30 a 60 días para alcanzar una operación óptima. Si en un principio el reactor alcanza condiciones mesofílicas de 32 a 37°C, los tiempos de retención necesarios serán de 10 a 15 días mientras que a temperaturas más altas (60°C), es posible descender hasta TRH de 4 días. Mediante este tipo de reactor se puede lograr un alto contenido en biomasa (5 g/l) y una eliminación de 80% para valores de DBO inicial

de 5.6 mg/l; con capacidad del reactor para procesar de 3 a 5 kg DQO/m<sup>3</sup>.día (Levin y Gealt, 1997).

En los digestores de lodos, el cobre es tóxico en concentraciones de 100 mg/l, el níquel y el cromo lo son al alcanzar valores de 500 mg/l y el sodio también lo es a concentraciones elevadas. El potasio y el amonio se encuentran dentro del grupo de cationes tóxicos, para concentraciones de 4000 mg/l.

En las plantas de tratamiento, el metano, el sulfuro y amoniaco se generan en los proceso de tratamiento anaeróbico empleado para la estabilización de los fangos de aguas residuales. (Levin y Gealt, 1997). La cantidad de gases generada va a depender del tipo de operación que se tenga en el reactor así como la carga orgánica que se suministra. El uso de los diferentes reactores de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales dependerá de las condiciones económicas y de la cantidad de carga de contaminantes orgánicos principalmente. A continuación se presentan dos diseños de reactores como se muestran en las figuras 5 y 6.

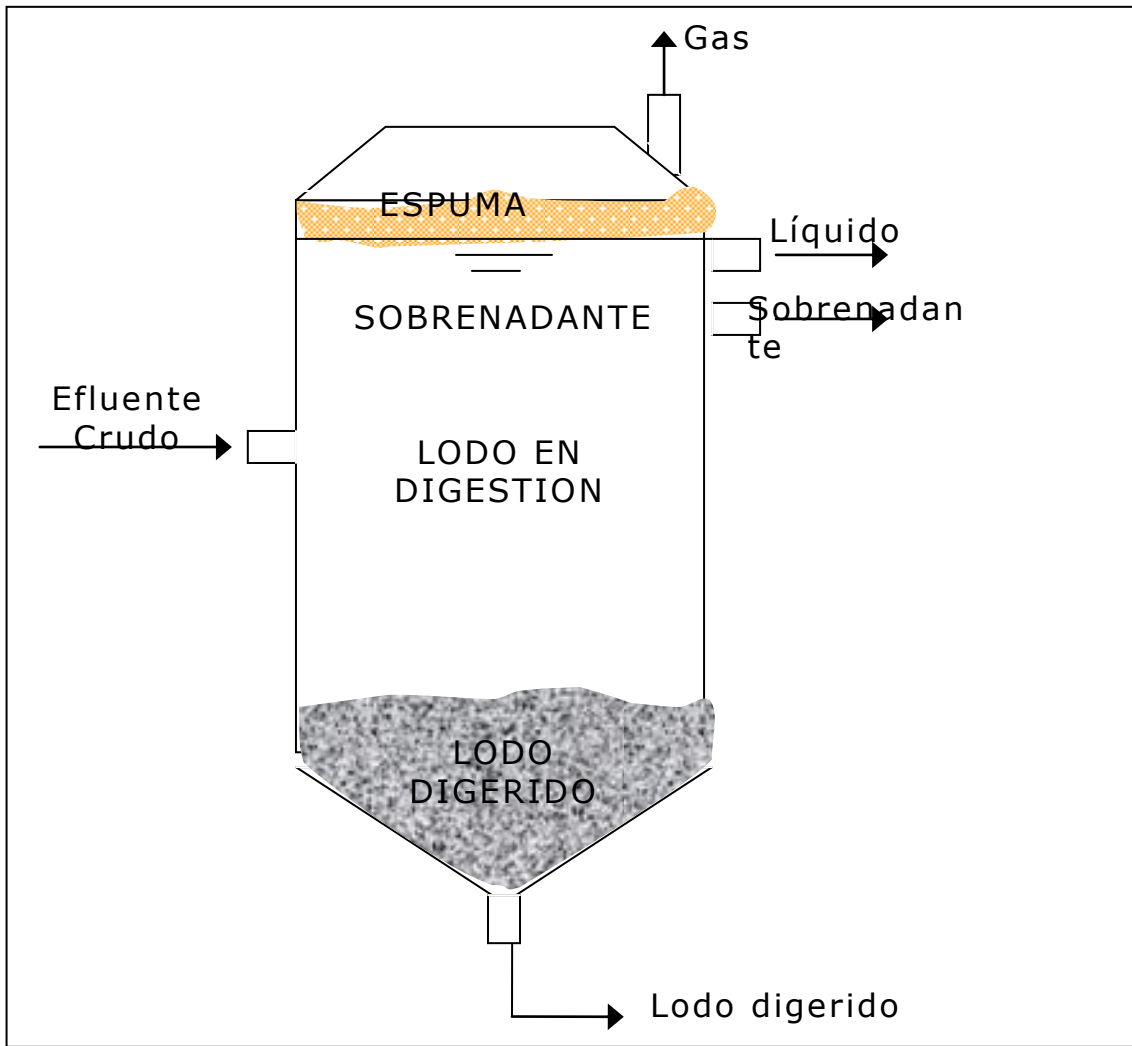
Los digestores anaerobios de baja carga presentan las siguientes características:

- No hay dispositivos de mezcla.
- El líquido crudo ingresa en la zona de digestión.
- En la superficie se forma una capa de espuma favorecida por el gas que asciende arrastrando lodo y flotantes.
- Se purgan periódicamente sobrenadante y lodo digerido.
- Volumen útil reactor = aprox. 50% del volumen total del digestor

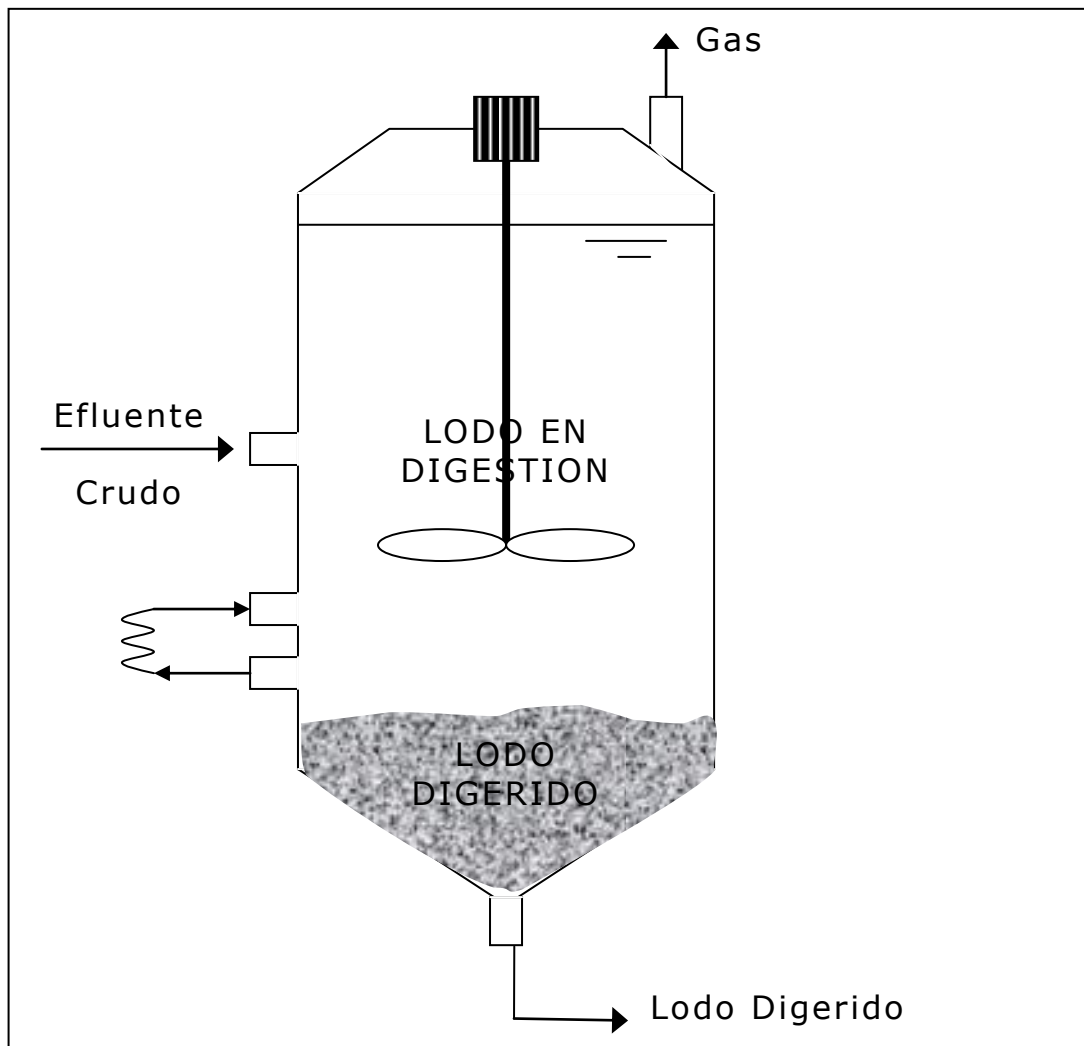
Los digestores anaerobios de alta carga presentan las siguientes características:

- Cuentan con mecanismos de mezcla y calentamiento.
- Admiten cargas mayores y los volúmenes requeridos son menores.
- El proceso es más estable.





**Figura 5.** Esquema de operación para digestores anaerobios de baja carga.



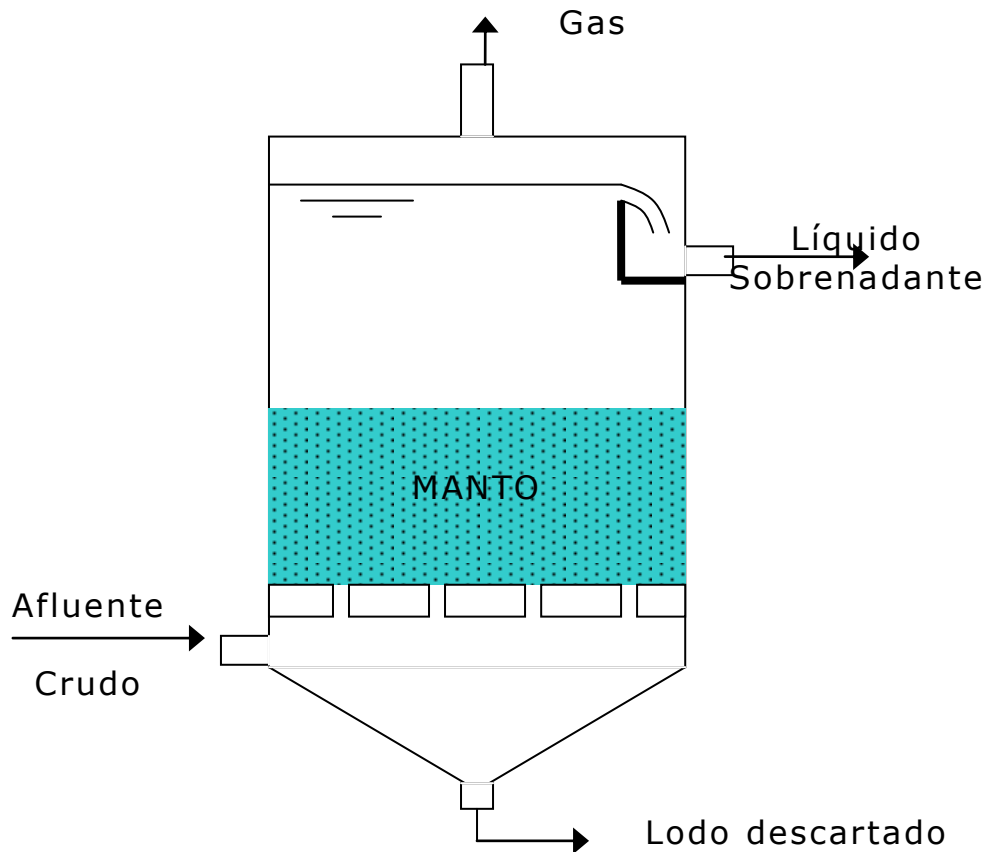
**Figura 6.** Esquema de operación para digestores anaerobios de alta carga.

Además de los reactores anaerobios ya mencionados, existen otros tipos, los cuales manejan filtros de diferentes materiales

De filtro: (lecho bacteriano aerobio) El material de relleno puede ser: anillos rashing, grava y plásticos, puede ser de 2 hasta 6 cm. para evitar atascamiento (formación de flóculos). Las ventajas es su alta eficacia con bajas cargas orgánicas, gran capacidad de carga, estabilidad global en presencia de sustancias tóxicas y bajas necesidades energéticas. Se logran reducciones de DQO de 4 a 10 Kg. (m<sup>3</sup>.día) con tiempos de retención de 4 a 18 h (Levin y Gealt, 1997)

Reactores de lecho fijo (filtros anaerobios):

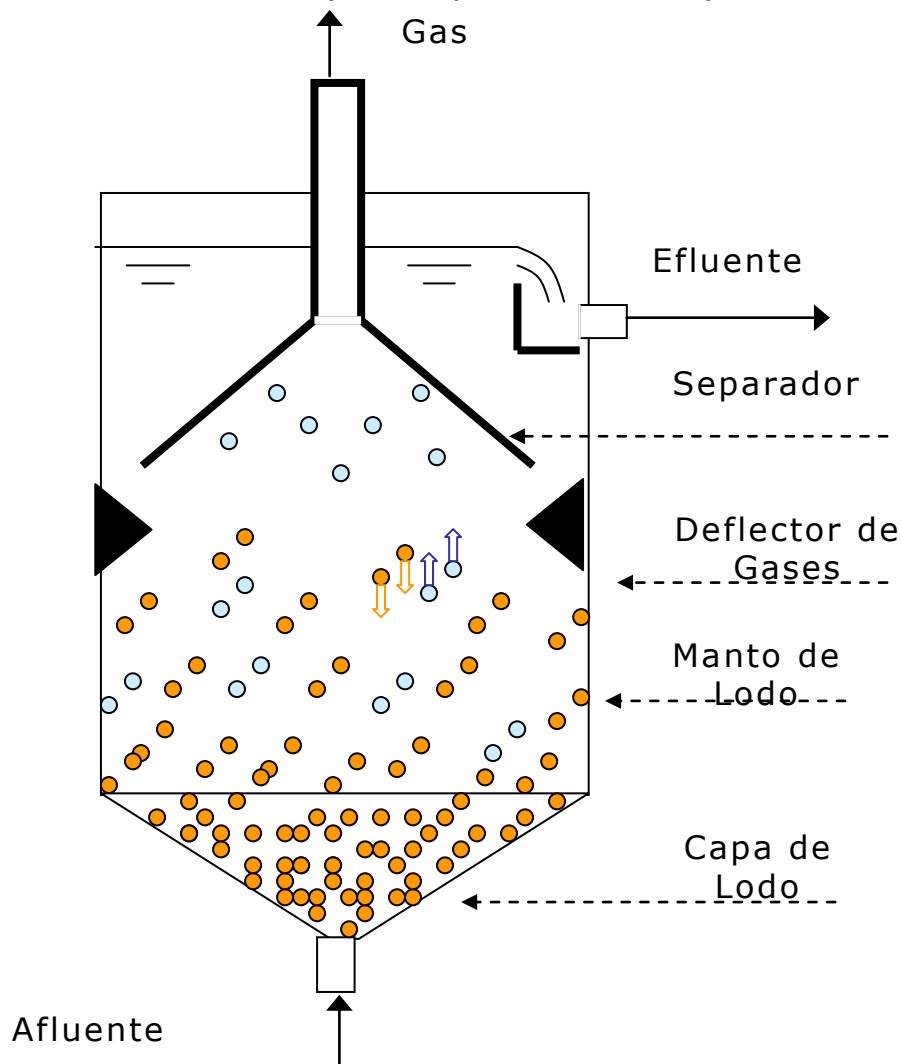
- Existe un manto de material inerte que sirve como soporte para los microorganismos, que van formando una capa de biomasa adherida.
- Parte de los microorganismos quedan retenidos en los intersticios del manto.
- El flujo de líquido por los intersticios del manto genera la mezcla y el contacto afluyente-biomasa.



**Figura 7** Esquema de operación de reactores de filtro

Reactor de lecho de fangos anaerobios de flujo ascendente UASB (upflow anaerobic sludge blanket) es un sistema de recuperación interna de biomasa basado en la sedimentación por gravedad. Se inyecta el agua residual en el fondo a una capa de gránulos de alta densidad de 1.5 a 2.5 m de masa producida por los MO anaerobios. Estos gránulos forman un lecho de biomasa de 60 a 70 g/l hasta 100-150 g/l, quienes son los principales responsables de la eliminación de contaminantes, enseguida hacia arriba, esta una región de 2-4 m con organismos individuales, flóculos y gránulos pequeños con una concentración de biomasa de 15-25 g/l tiene unos colectores de gas en forma de campana y por encima una capa de agua en calma de 2 m que permite regresen los sólidos llevados por los gases; rendimiento: 4-10 Kg DQO/ m<sup>3</sup> por día se han registrado

tasas mayores a 96 Kg. /m<sup>3</sup> por día con tiempos de retención de 3 -8 h. (Levin y Gealt, 1997).



**Figura 8** Esquema de operación de reactor de flujo ascendente

#### Reactores de lecho fluidizado anaerobios.

Como los organismos anaerobios, y especialmente los metanógenos contienen una menor cantidad de material celular. Esto da lugar a un fango digerido normalmente muy estable, no putrescible, con un contenido muy bajo en patógenos, y que puede ser vertido en el suelo o incluso empleado como fertilizante. La digestión se puede realizar en forma continua y discontinua (Levin y Gealt, 1997).

Un sistema de dos pasos (hidrolíticos y digestores metanogénicos en serie) puede quitar hasta el 80-90 % de TSS y el 50-65 % de DQO. Estos resultados corresponden a usos realizados en climas templados donde la temperatura de aguas negras se extiende de 13 a 20 °C, o en algunos casos de 5 a 20 °C (Álvarez et al; 2008).

El metano generado durante el proceso posee un valor calorífico importante (23.100 kJ/m<sup>3</sup>).

La producción de gas depende del diseño, temperatura de operación, tipo de residuo, etc., aunque típicamente este valor oscila entre 1 y 5 m<sup>3</sup> de biogás por m<sup>3</sup> de volumen del digestor. Los márgenes de reducción de la DQO se encuentren entre el 70 y 90 por 100. La composición típica del biogás en metano es del 50 al 70 por 100.

#### **2.1.4 TANQUES SÉPTICOS**

El tanque séptico, consiste en un tanque subterráneo para trabajar lixiviados o drenajes, para limpiar y purificar las aguas residuales del hogar. Es un sistema práctico, seguro y efectivo, normalmente usado en las áreas rurales y semirurales de casas en EU y Canadá, y quizás el 15 por ciento de áreas urbanas en casas americanas. Fuera de limpieza y algo de cuidado, los sistemas usualmente no requieren atención. El tanque puede durar indefinidamente de acuerdo a su construcción; puede ser reemplazado de 15 a 20 años de servicio. El sistema es invisible y rara vez tiene partes movibles (Max y Charlotte., 1992).

El tanque séptico es la unidad fundamental del sistema de fosa séptica, ya que en este se separa la parte sólida de las aguas servidas por un proceso de sedimentación simple; además, se realiza en su interior lo que se conoce como proceso séptico, que es la estabilización de la materia orgánica por acción de las bacterias anaerobias, convirtiéndola entonces en lodo inofensivo. Estos sistemas son más sencillos, equipo de apoyo mínimo y adecuadas a pequeñas cantidades de residuos.

Sistemas de disposición in situ son considerados una forma legítima de tratamiento de agua residual en áreas rurales como son los sistemas de tanques sépticos combinados con una cama de absorción en suelos no saturados. Sin embargo otros tratamientos han sido desarrollados en recientes décadas, con humedales construidos ( Renmana A. et al., 2009).

## **2.2 FILTRACIÓN**

En las aplicaciones de reutilización, la filtración de agua residual, es necesaria antes de su uso para el riego de cultivos, irrigación de parques y jardines, y para su uso en piscinas e instalaciones de recreo en las que exista contacto corporal con los usuarios (Metcalf and Eddy., 1996).

Debido a que el rendimiento de los filtros de agua residual depende de multitud de factores, en los casos en los que

las limitaciones de calidad del efluente sean muy restrictivas, se recomienda realizar estudios en planta piloto. (Metcalf y Eddy., 1996).

El mecanismo de separación de sólidos en la filtración es una combinación de asentamiento o impacto inercial, asentamiento, retención, adhesión y atracción. Así se separan las partículas, mucho menores que los espacios intersticiales entre los granos de arena.

La filtración opera sobre principios hidráulicos y se utilizan las ecuaciones de Darcy-Weisbach y Rose para el diseño de unidades de filtro (Kiely.,1999).

Hay muchas clasificaciones de sistemas de filtración que incluyen:

- Gravedad o presión
- Velocidad de filtración lenta, rápida o variable.
- Filtración de torta o en profundidad.

Los filtros de arena tienen tasas de separación de hasta un 99.9 % para quistes de Giardia y Cryptosporidium. La filtración lenta en arena puede volver a ser popular ya que se sabe que los quistes de Giardia tienen cierta resistencia a la cloración (Kiely.,1999).

## **2.3 HUMEDALES**

Además de las innovaciones y mejoras en los métodos de tratamientos convencionales, se están investigando métodos de tratamiento y tecnologías alternativas, como puede ser el caso de uso de plantas acuáticas. (Metcalf y Eddy., 1996).

Generalmente para el efluente el tratamiento de las aguas residuales municipales y de la industria alimenticia, el proceso más conveniente identificado es el tratamiento biológico. Entre estos tratamientos se ha elegido los humedales construidos (Pastor et al., 2002)

Como resultado de la construcción de humedales han sido extensamente usados como alternativas rentables o complementos útiles a sistemas de tratamiento de agua negras residuales. Se tienen dos tipos de tratamiento superficial que ofrece condiciones favorables para especies de plantas en humedales y subterránea (Truu et al., 2008)

Nuestro interés se enfoca en estos sistemas en la capacidad de remoción de sólidos sedimentables totales, y definir su potencial para un adecuado pretratamiento, un eficiente CW que permita evitar taponamientos (Álvarez et al., 2008).

Una de las desventajas más significativas de humedales construidos para el tratamiento de aguas negras urbano es

la cama de grava, que se obstruye después de unos años de operación, con el pretratamiento pobre, superfluo o altas rangos de carga orgánica. Otra desventaja de pantanos construidos, es que requieren un área grande superficial. Los parámetros principales que influyen en el proceso de obstrucción de sustrato son la carga orgánica y la carga de sólidos suspendidos.

Además de estos factores, el riesgo de obstrucción también es controlado por el tamaño de grava, ya que la grava impide y retrasa fenómenos que obstruyen. (Álvarez et al., 2008).

De este modo, algunas tecnologías de pretratamiento pueden alcanzar hasta del 50 % de remoción DBO (Álvarez et al., 2008).

Mediante el tratamiento no solamente in situ, sino también sobre el mismo suelo, se consiguen importantes ahorros en términos de excavación, bombeo, transporte (lugar e hidráulico), etc.

Sistemas basados en resultados con tratamiento con plantas Macrófitas, son una mejor alternativa para tratamiento de aguas negras, que sistemas a base de algas, en lo que concierne retiro bacterial y calidad de agua (Kadam et al., 2008).

Tratamiento físico convencional: Flujo laminar.- Las partículas de fluido se mezclan a escala molecular, de modo que, durante el movimiento, dichas partículas se desplazan según trayectorias paralelas bajo la acción de la viscosidad. En la práctica, el flujo laminar se produce cuando el número de Reynolds esta entre los valores de 1500 a 2000.

## **2.4 DESINFECCIÓN CON CLORO**

La desinfección con cloro es importante si se piensa reutilizar aguas residuales tratadas aún en forma indirecta, los principales grupos de organismos presentes en aguas superficiales y aguas residuales están conformados por bacterias, hongos, algas protozoos, virus, plantas y animales (Crites y Tchobanoglous., 2000).

Los reactores tienen cierto efecto sobre el retiro de especies patógenas, pero es necesario adoptar medidas de posdesinfección apropiadas para garantizar la seguridad del efluente. (Huajun et al., 2008)

El rehúso del agua residual puede tener graves consecuencias, si no se respetan las normas de acuerdo a su vertido o reutilización, ya que al concentrar las aguas negras, y provocar una biogeneración, podríamos estar generando un foco puntual de microorganismos que afecten

el entorno ambiental, más aún tratándose de sitios concurridos por visitantes como son los sitios turísticos; por lo que se debe asegurar la post desinfección de la misma.

Las características de un buen desinfectante son que debería:

- Ser tóxico para los microorganismos a concentraciones muy por debajo de los umbrales tóxicos para los humanos y animales superiores.
- Proporcionar una alta tasa de mortalidad (microbiológica).
- Ser suficientemente persistente para evitar rebrotes de organismos en los sistemas de distribución.

Factores que afectan al proceso:

- Forma química del cloro.
- pH
- Concentración
- Tiempo de contacto
- Tipo de microorganismos
- Sólidos en suspensión
- Temperatura

## **2.5 SISTEMAS COMBINADOS**

Las aguas negras más concentradas, se hacen más atractivas por la reutilización orientados a esquemas de tratamiento. Proponen a una combinación de pretratamiento anaerobio seguido de charcas de estabilización macrófitas cubiertas para la recuperación eficaz de energía y sustancias nutritivas de aguas residuales (Gijzen. 2001).

Por consideraciones económicas y de tiempo la combinación de tratamientos es preferible (Levin y Gealt., 1997).

Procesos de tratamiento de tierra, comúnmente llamados " sistemas naturales, combina mecanismos físicos, químicos y biológicos con calidad similar o mejor que los tratamientos de agua residual avanzados (Metcalf y Eddy., 2003).

En sistemas combinados, la remoción de SST es de 30 a 50 % abajo de los sistemas combinados en humedales con pretratamientos tecnológicos clásicos. La eficacia de remoción orgánica limitada en digestores anaerobios es compensada por la alta eficacia en humedales. Así, un nivel alto de remoción de sólidos suspendidos totales (SST) en el pretratamiento anaerobio contribuiría a evitar o reducir problemas que obstruyen el flujo en el humedal reforzando el mantenimiento de humedal construido (Álvarez et al., 2008).



Los tratamientos de efluentes de UASB requiere un postratamiento para reducir la carga orgánica, nutrientes, y microorganismos patógenos. Son de gran interés la combinación de sistemas anaeróbios con sistemas de humedales para obtener tratamientos eficaces. Sin embargo, otras tecnologías anaerobias pueden ser usadas como el pretratamiento de aguas residuales para humedales construidos. El empleo de un pretratamiento apropiado anaerobio antes del tratamiento del humedal construido puede reducir el costo de la construcción hacia el 36-40%, debido al hecho que el tratamiento anaerobio reduce la materia orgánica y por lo tanto el área requerida para humedales es disminuida. Por lo tanto, ambas tecnologías de tratamiento son complementarias como sumamente sustentables. (Álvarez et al., 2008)

Ambos tratamientos pueden combinarse y ser alternativas para desarrollar bajos costos, robustos, y sistemas de largo plazo para tratamiento de agua residual.

Huevos de parásitos fueron reducidos en 94 y 99.9% en lagunas anaeróbicas y facultativas respectivamente (Stott et al., 2003)

En estos procesos intervienen cinco mecanismos básicos: a) volatilización; b) degradación; c) adsorción en partículas o en el fango; d) circulación a través de todo el sistema; e) generación como consecuencia de la cloración o degradación de otros compuestos (Crites y Tchobanoglous., 2000).

Son presentados estudios de caso detallados sobre el pretratamiento anaerobio de aguas negras municipales, enfocando la eficacia de retiro sólidos suspendidos y el potencial de digestores anaerobio para prevenir obstruir y reducir el área de humedales (Álvarez et al., 2008).

## 2.6 **DESARROLLOS TURÍSTICOS**

El turismo es ya una de las principales actividades económicas a nivel mundial, pero también es uno de los principales actores del cambio climático global. Entre algunos de sus impactos más importantes están los efectos sobre la demanda de agua y la generación de aguas negras. (Vera, 2006; Manuel et al., 2008)

La eficacia en los sistemas de distribución para suministro domiciliar es mayor en el caso de hoteles y bloques de apartamentos por dos motivos. Primero, se requiere de una red de menor longitud, lo cual minimiza los puntos de fuga del vital líquido. Segundo, la eficacia también depende en gran medida del tiempo de operación del sistema de bombeo. Sin embargo los sistemas de distribución y

suministro que están continuamente trabajando, tienen una menor probabilidad de presentar problemas de taponamientos por formación de sarro salino, así como en los motores de las bombas, que aquellos sistemas que trabajan en discontinuo varios meses por año. En el periodo estival, los caudales aumentan debido a la mayor ocupación en centros recreacionales y turísticos. (Metcalf y Eddy, 1996).

**Tabla 2.** Consumo de agua diario para distintos modos habitacionales.

Valores típicos de consumos	(l/persona por día)
Apartamento, zona turística	225
Dormitorio, barracón	130
Lavadora automática	115

**Tabla 3.** Consumo de agua con valores de carga orgánica para distintos espacios generadores.

Sevicio	Unidad	Intervalo l/d	promedio l/d	DBO <sub>5</sub> kg/d
Doméstico	Per cápita	100-300	200	0.1
Colegio con Internado	Por Estudiante	180-370	280	0.1
Colegio con Cafetería	Por Estudiante	40-80	60	0.03
Colegio sin cafetería	Por Estudiante	20-60	40	0.02
Restaurantes	Por cliente	20-40	30	0.03
Hoteles	Por Huésped	160-240	200	0.1
Hospitales	Por paciente	300-1000	600	0.14
Oficinas	Por trabajador	30-80	60	0.02
Grandes Almacenes	Por trabajador	30-50	40	0.02

### **3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS**

#### **3.1 HIPOTESIS**

Un sistema de tratamiento de aguas residuales, provenientes de un desarrollo turístico pequeño de ocupación intermitente estacional, compuesto de tres tanques anaerobios en serie, seguido por un tratamiento secundario de fitoremediación y con un proceso final de desinfección con cloro, va a dar por resultado un agua con calidad para riego, conforme a la NOM-001-SEMARNAT-1996.

#### **3.2 OBJETIVO GENERAL**

Desarrollar un sistema mixto de tanque anaerobios y fitoremediación de bajo costo para tratar las aguas residuales generadas en los centros de recreo de la región sur del estado de Chihuahua, que reduzca los impactos ambientales que causan los efluentes crudos sobre los cuerpos receptores (Los filtros, Río Conchos, lago Colina).

#### **3.3 OBJETIVO ESPECÍFICOS**

- Diseñar y construir la planta piloto para el tratamiento, simulando cargas orgánicas y tiempo de residencia hidráulica reales.
- Arranque y estabilización del sistema de tratamiento monitoreando pH, DQO, DBO, temperatura, coliformes, nitrógeno y fósforo.
- Evaluación del comportamiento de los distintos parámetros en los efluentes de los diferentes componentes del sistema.

## 4. **METODOLOGÍA EXPERIMENTAL**

### 4.1 **DISEÑO DEL EQUIPO DE TRATAMIENTO**

Los criterios de diseño que se tomaron para el equipo con el tratamiento propuesto se basaron en tres ejes principales:

- La urgente necesidad del tratamiento de las aguas residuales generadas por los establecimientos recreativos, antes de ser vertidas al principal río de nuestro estado, el Río Conchos.
- Simular las descargas que se presentan durante el periodo de máxima ocupación en los hoteles o cabañas de la zona de San Francisco de Conchos.
- Los tiempos de retención hidráulica que se tendrían en un desarrollo a escala real en dichos establecimientos.

Se tomó como base el manejo de aguas residuales generadas por una persona, las cuales fueron colectadas diariamente. Para ello se contabilizaron las cantidades de aguas residuales evacuadas, sin tomar en cuenta el agua residual por uso de lavado de ropa, simulando con ello precisamente las descargas de los turistas visitantes. Con estos datos se podrá estimar la cantidad de agua residual por persona. Se estimó para el módulo más grande una ocupación del hotel, con 25 habitaciones para 4 personas por habitación, lo que representaría 100 personas generadoras, con el fin de elaborar el diseño de acuerdo al lugar. Se hizo la simulación de acuerdo a los tiempos reales de trabajo de la zona denominada "Los filtros", ya que es una zona de trabajo estacional, iniciando operaciones en la semana santa (finales de marzo-principios de abril y concluyendo a mediados de septiembre con la llegada del otoño, y por tanto del clima frío.

El tiempo de retención hidráulica es de 7.5 días para un caudal diario de 80 l, es importante destacar la actividad real de carga simulada, por lo que se va a tiempos de retención del sustrato de 15 días; tiempo que varía de acuerdo a la cantidad de descarga total diaria.

El sustrato generado en el tratamiento no se puede definir con certeza ya que dependerá de muchos factores como son: la cantidad de carga orgánica, microorganismos, temperatura, pH, reproducción celular, esto en los tres

primeros tanques, en el humedal se presentaran interferencias con los sólidos propios del mismo.

En una investigación que se llevó a cabo con tratamiento de lodos activados a 35°C, en digester anaerobio de lodos de tubo vertical comparado con digester anaerobio común de lodos, con un volumen de trabajo de 2.5 m<sup>3</sup>. El mínimo tiempo de retención hidráulica en el digester de tubo vertical fue de 5 días para una remoción de carga orgánica de 5.28 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> como sólidos volátiles y la remoción de sólidos volátiles fue del 41.7%. La misma remoción de DQO se logró en el digester común de lodos anaerobio solo que en 10 días. La ventaja del digester de lodos de tubo vertical fue obvia ya que el tiempo de retención hidráulica fué más corto. Se encontró mayor cantidad de bacterias en el digester anaerobio de lodos de tubo vertical intensificando significativamente la transferencia de masa entre el sustrato y los microorganismos. Lo cual tuvo un importante efecto del tiempo de retención hidráulica en la digestión anaerobia.

## **4.2 CONSTRUCCION DEL EQUIPO DE TRATAMIENTO**

El sistema de tratamiento se diseño con tanques de 200 L de PVC en serie, estimando tiempos mínimos de retención de 7.5 días.

Se utilizaron 3 tanques para la separación de toda la materia orgánica posible, y un medio tanque para el soporte del humedal.

El primer tanque, colector del agua residual cruda, recibe el agua por la parte superior, con entrada de 7 pulgadas por 7 pulgadas, con tapa prefabricada con ángulo de acero al carbón de 1.5 pulgadas, con empaque necesario para eliminar fugas de gases por las tapas, la salida del agua tiene una trampa de PVC con agujeros de ¼ de pulgada, soportada en codo de 4" de PVC en la parte superior del tanque, la cual tiene como objetivo la separación de sólidos; conduce a una trampa de grasas construida con tubería de PVC de 4 pulgadas que contiene piedras de entre 5 y 7 cm. con un volumen aproximado de 3 L, cabe mencionar que la trampa tiene una tapa misma que sirve para observar la posible obstrucción o evitarla. La salida de la trampa y llegada al segundo tanque, es a través de tubería de 4 pulgadas, conectada a un codo del mismo diámetro, en el interior y cercano a la pared del tanque, el tubo llega hasta las 2/3 partes del tanque para asegurar mayor mezclado. La salida de este tanque tiene una trampa

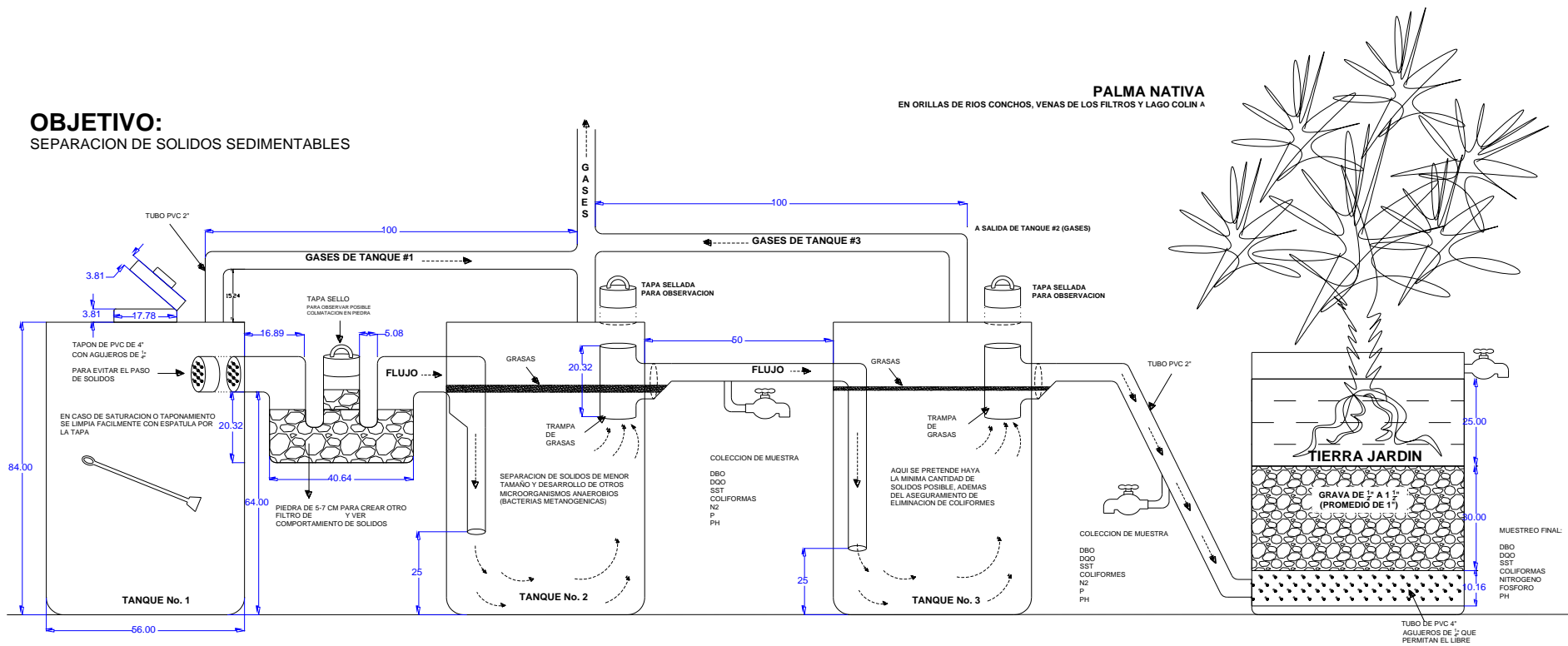
de grasas hecha con material de PVC de 4" y unida de la misma manera que la anterior, con empaque o'ring y sujeta con pequeñas placas agujeradas del mismo material (PVC). Así mismo se le insertó una reducción de 4" a 2" en la salida del tanque. En la conducción del tubo se insertó un toma muestras, con llave para jardín de 1/2" para posteriormente llegar al tercer tanque con tubería de 2", hasta 2/3 partes del mismo. A la salida del tercer tanque también se le implementó una trampa de grasas con material de PVC de 2" de diámetro, en la salida del tanque se insertó el segundo toma muestras con llave de jardín de 1/2", para posteriormente llegar por la parte inferior a un humedal. La llegada del tubo de 2" se expande a un tubo de 4" agujerado con hoyos de 1/4", mismo que atraviesa el humedal. El humedal se diseñó con la mitad de tanque de PVC de 200 l. La entrada del agua anteriormente descrita se cubrió con grava de 2 cm. en promedio y una altura de 30 cm., en el depósito, la parte superior del humedal se llenó con tierra para jardín con altura de 25 cm. En el humedal se agregó una tercera llave de jardín de 1/2" como toma muestras y colección final de la muestra.

Para la generación de olores en el humedal, se fabricó un depósito, de aproximadamente 4 litros, con lámina de hierro sujeto a la parte superior del humedal, por el exterior, en cuya misma pared, se hicieron agujeros para provocar la filtración y evitar con ello flujos superficiales, provocando flujos subsuperficiales.

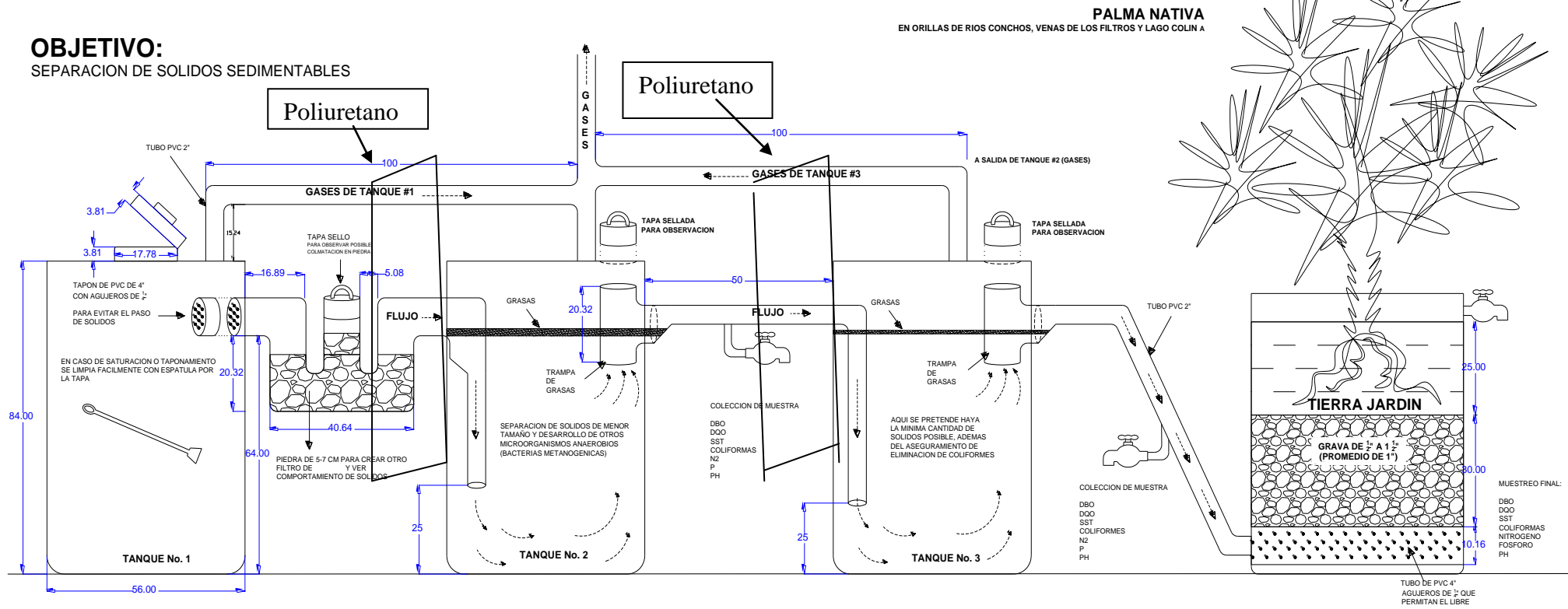
En la parte inferior del depósito, se colocó un último muestreador, mismo que se encuentra 25 cm. Por debajo de la parte superior de la tierra del humedal, que sustituyó al muestreador del humedal.

Se adicionó una capa de 5 cm. de arena fina en la parte superior del humedal, para con ello evitar la proliferación de moscos, además de aprovechar los rayos solares como medio desinfectante, en la parte superior del humedal.

**OBJETIVO:**  
SEPARACION DE SOLIDOS SEDIMENTABLES



**Figura 9.** Esquema de Diagrama de planta piloto



**Figura 10.** Esquema del sistema con soporte de espuma de poliuretano en tanques 2 y 3



### 4.3 **OPERACIÓN DEL EQUIPO**

El sistema empezó a operar el día 25 de febrero, con cargas diarias por 15 días consecutivos, simulando los 15 días de vacaciones de la semana Santa. Posteriormente se cargó se forma alternada, simulando las cargas en los fines de semana normales (3 días de carga y 4 días sin carga), así como los fines de semana con puente (4 días de carga y 3 días sin carga).

La temperatura se midió dos veces al día en los tanque anaerobios uno y tres, durante los periodos de carga al sistema, y de forma aleatoria durante los periodos que no había carga. El pH fue monitoreado en todos los componentes del sistema una vez al día durante los periodos de carga, y aleatoriamente cuando no había carga. La toma de muestra para determinación del resto de parámetros se realizó en la salida de los tanques digestores, abriendo para ello la llave, dejando correr flujo de 5 a 10 segundos. Enseguida se procedía a captar un volumen de un litro en un recipiente de vidrio para análisis de aceites grasas, así como otro litro en recipiente de PET para el resto de parámetros. Para el humedal también se dejaba fluir el agua por unos segundos, hasta observar que no hubiera arrastre de tierra, momento en el cual se procedía a recabar muestra en los mismos volúmenes que para los digestores. En el cuarto muestreo correspondiente a 56 días de operación, se tomó la decisión de agregar 2 ml de una solución de hipoclorito de sodio al 6% por litro de muestra a la salida del humedal, con el objeto de tener 50 ppm de cloro para desinfección, lo cual representó el tratamiento final del diseño. Sin embargo al continuarse presentando cuenta de coliformes tanto totales como fecales, se elevó la concentración de cloro hasta 175 ppm. Con este nivel de cloro se logró tener un registro de cero unidades formadoras de colonias (UFC).

Durante el arranque del sistema se procedió a cargar durante 15 días consecutivos, como se mencionó al principio. En este periodo se tuvo un TRH de 8.5 días (2.5 días por digestor y 1 día en el humedal). Debido a ello se tomó la primera muestra durante la mañana del noveno día para todos los componentes. Siguiendo el criterio de que cada paquete de fluido permaneciera el correspondiente TRH de cada componente, y tomando en consideración los tres a cuatro días en que el sistema no recibía carga, se tomaron las posteriores muestras cada 15 días, o bien cada 18 días según correspondiera. Para ello se llevó un estricto control mediante registros en bitácora de los volúmenes que

se cargaban en cada momento del día. Cabe recordar que una descarga de sanitario equivale a 6 litros, por lo que cuando quien esto escribe tenía una evacuación de orina y/o de heces fecales, esta se realizaba en un cubo de precisamente 6 L. con agua. Dicho cubo se vaciaba en el primer tanque a través de una tapa para dicho fin. De inmediato se procedía a anotar la cantidad de agua residual cargada al sistema. Para descargas en lavabo se consideraron 3 L, por lo que de igual manera al lavarse las manos o cepillarse los dientes se vertía el agua de desecho en un receptáculo e justo tres L mismos que a continuación se cargaban al tanque uno, siguiendo el mismo procedimiento ya mencionado. Para el agua residual proveniente de la ducha, esto se realizaba sobre una tina de 50 L. Dicha tina se calibró de 5 en 5 L, de tal suerte que se pudiera completar hasta 35 L aproximadamente el agua captada al bañarse. Se vertía en el tanque uno de igual manera que los anteriores casos. Finalmente se colectaba el agua por lavado de trastos de la cena considerando 9 litros de generación, mismo volumen que se vertía al tanque uno. Se fue haciendo una sumatoria de todos los valores del día, y así sucesivamente durante los días de carga. Evidentemente los días que se hacía pausa sin suministro de agua residual al sistema no presentaron registros en la bitácora. Cabe recordar que el volumen total disponible del sistema era de 680 L, de suerte que hasta que las distintas descargas no sumaran dicho volumen se continuaba con el periodo de cargas y pausas. Cuando se conseguía dicho volumen de 680 L o un poco superior, se consideraba se había cumplido un nuevo ciclo de TRH. Por esta razón se procedía de inmediato a tomar muestra de la salida de todos los componentes del sistema de tratamiento.

Adicionalmente a diario, se revisaba la trampa de PVC rellena con piedra que se colocó para detener las grasas y sólidos en general, con el objeto de poder observar posibles colmataciones en la parte del manejo de sólidos en la salida del primer tanque.

El sistema se tuvo que parar abruptamente debido a la flotación repentina de sólidos, a los 139 días de operación, los cuales formaron una capa con un espesor de 14 cm aproximadamente. Dicho fenómeno saturó el tubo de salida hacia el tanque dos, además de no permitir la adición de más agua residual pues se corrió el riesgo de salirse del tanque por haber sobrepasado su nivel. Tal saturación no permitió seguir operando la planta piloto ya que se presentaba una alta probabilidad de derrames de agua residual obviamente con una muy alta carga de agentes patógenos.

#### **4.4 ANÁLISIS DE LABORATORIO**

Los parámetros de calidad del agua más comunes para determinar el posible nivel de contaminación son los que a continuación se enlistan: Demanda Biológica de Oxígeno a 5 días ( $DBO_5$ ), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Fósforo total, Nitrógeno Total Kjendahl (NTK), Sólidos totales en suspensión (SST), en organismos anaerobios determinación de Coliformes, temperatura y pH (Levin y Gealt, 1997).

Los análisis de laboratorio se llevaron a cabo en el laboratorio de aguas sanitarias de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Chihuahua, apegados a los parámetros y normas oficiales para los parámetros de potencial de Hidrógeno, Demanda Química de Oxígeno, Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días, Nitrógeno total Kjendahl, Fósforo total, Sólidos suspendidos totales, Aceites y Grasas

- a).- Determinación de pH (NMX-AA-008-SCFI-2000). Ver anexo C.
- b).- Determinación de  $DBO_5$  (NMX-AA-028-SCFI-2001). Ver anexo C.
- c).- Determinación de DQO (NMX-AA-030-SCFI-2001). Ver anexo C.
- d).- Determinación de nitrógeno total Kjendahl. (NMX-AA-026-SCFI-2001). Ver anexo C.
- e).- Determinación de Fósforo total. (NMX-AA-029-SCFI-2001). Ver anexo C.
- f).- Determinación de Sólidos suspendidos totales. (NMX-AA-034-SCFI-2001). Ver anexo C.
- g).- Determinación de Coliformes totales y fecales.(NOM-112-SSA1-1994). Ver anexo C.

## **5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS**

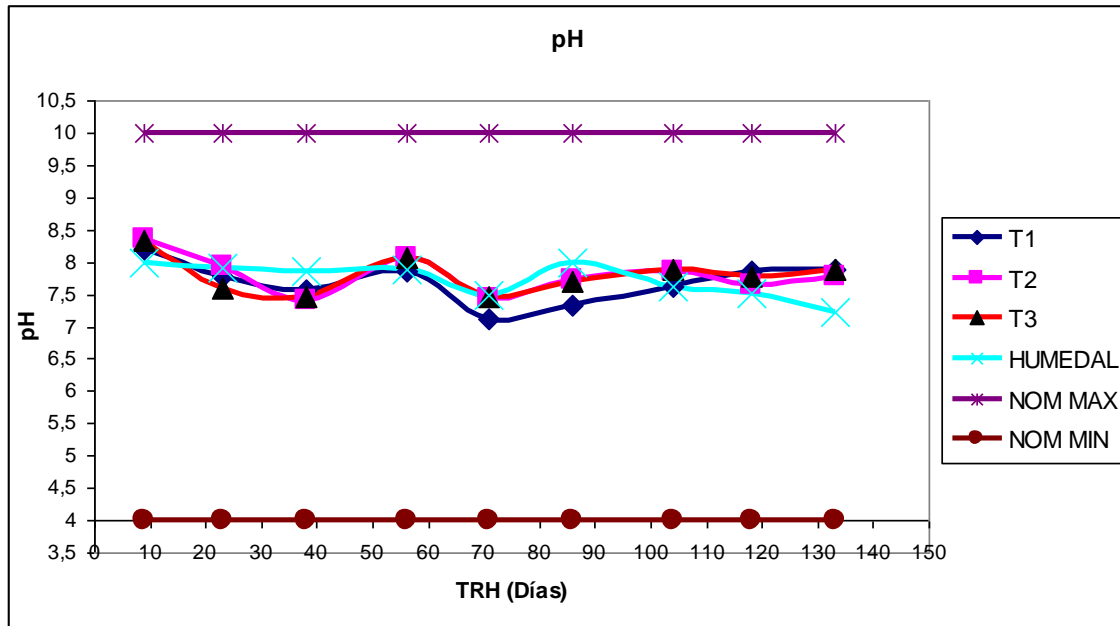
### **RESPUESTA HIDRAULICA DEL TRATAMIENTO**

El experimento, se llevó a cabo sin problemas de obstrucciones durante los primeros cuatro meses. Fue hasta el quinto mes, cuando se levantó la masa de lodos, subiendo desde el fondo hasta la parte superior del tanque, formando una capa de lodos, de aproximadamente 14 cm. de espesor, misma que obstruyó la primera trampa. Dicho fenómeno se debió muy probablemente al cambio de densidad de los mismos por efecto de la temperatura, aumentando la producción de gases de las mismas bacterias en la masa formada de materia orgánica. Durante la semana previa a este fenómeno se presentaron las temperaturas ambientales más altas, las cuales estuvieron alrededor de 39°C del medio día a las 5 de la tarde. Adicionalmente se considera el efecto que tuvieron las partículas de papel sanitario en los lodos. Los lodos flotantes presentaban la característica de un color grisáceo y presencia de flóculos.

El experimento arrancó el 25 de febrero de 2009 y quedó fuera de servicio el 14 de julio de 2009. El tiempo, se considera suficiente para lograr la estabilidad del proceso (Feng et al; 2008). Para el 08 de junio se colocó un trozo de esponja de poliuretano con dimensiones de 54 cm. de ancho, por 70 cm. de alto y 2.5 cm. de espesor, en los tanques 2 y 3. Este material tuvo el propósito de aumentar el área de contacto de los microorganismos con la materia orgánica, lo cual redundó en un mejor desempeño de los digestores (Renmana A. et al., 2009; Feng HJ et al., 2008). En una comparación entre diferentes materiales porosos de soporte se encontró que la esponja de poliuretano tiene un mejor desempeño para la fijación de bio-películas con respecto a carbón vegetal, polietileno y piedra pómez (García, M.L., et al 2008). El soporte se colocó desde la base del tanque hasta la parte superior del mismo de manera transversal.

La operación del sistema, al tener un tiempo de retención de 7 a más días, simula el comportamiento de una laguna de estabilización. Con lo cual se asegura la digestión anaerobia en la inteligencia de que a mayor tiempo de retención mayor consumo de materia orgánica.

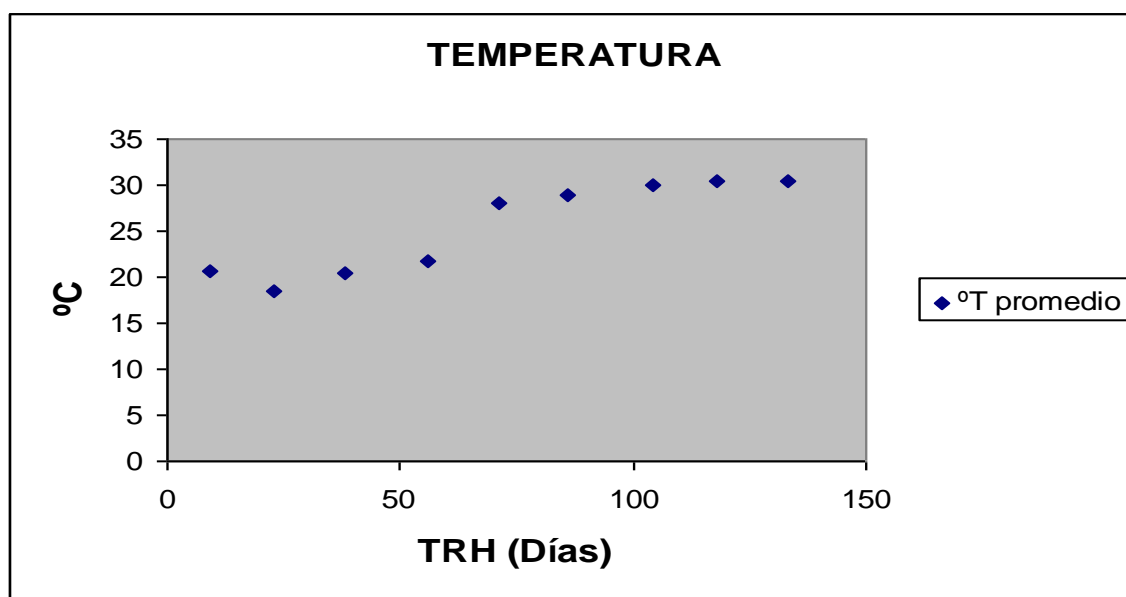
## 5.1 Análisis de comportamiento de pH y temperatura



**Figura 11.** Comportamiento de pH en los diferentes componentes del sistema con respecto al tiempo.

La variación del pH, para el primer tanque, muestra una tendencia de disminución en los primeros tres muestreos, tal y como se aprecia en la Fig. 11. Esto se debe a que hay una buena cinética de hidrólisis, la cual provoca una alta acidogénesis, debido al desarrollo de bacterias que inician la descomposición de los residuos. En el cuarto muestreo se observa un ligero ascenso del pH, el cual se debe a que los ácidos orgánicos formados, derivan en gas metano durante la posterior acetogénesis y metanogénesis. Este ciclo de variaciones de pH continúa hasta que transcurridos cien días de operación, el valor comienza a estabilizarse en torno a 7.8, esto indica que el sistema comenzó a tener un equilibrio en las velocidades de los diferentes procesos anaerobios (ver Fig. 4). Cabe destacar la formación de una película de grasas y aceite en la parte superior de cada tanque con la formación de burbujas, originadas por la producción de gases. En los tanques 2 y 3 hay una tendencia similar a la que muestra el tanque no. 1. Esto es normal, ya que la maduración de las bacterias presentará los mismos efectos en los diferentes tanques. Sin embargo, al manejar menos carga orgánica las oscilaciones del valor de pH fueron más suaves en los tanques 2 y 3. Para los digestores anaerobios la tendencia a estabilizarse del pH es un indicativo de que dichos componentes están alcanzando un régimen de estado estacionario en su operación. En el caso del humedal, la tendencia del comportamiento del pH

es diferente, debido a la degradación del sustrato orgánico en los digestores anaerobios, lo cual hace que se manejen moléculas más simples. Además la hidrólisis ya no es una etapa importante, pues predomina la fracción volumétrica del suelo sobre la cantidad de agua. La cinética de las etapas para la producción de gases se minimiza. El hecho de que el valor de pH fue paulatinamente decreciendo a partir de los ochenta días de operación, aproximándose a 7, probablemente se deba a la presencia de distintos consorcios bacterianos anaerobios en el suelo del humedal.



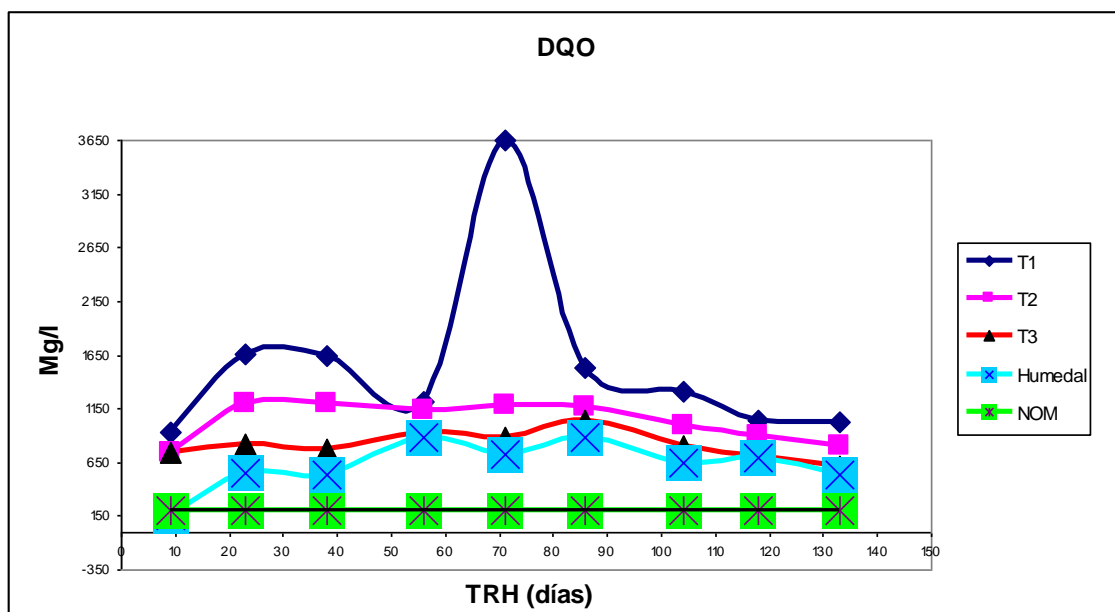
**Figura 12.** Comportamiento de temperatura en el tanque 1 del sistema con respecto al tiempo.

La temperatura es fundamental para el desarrollo microbiológico. En el tratamiento de aguas residuales con medios naturales, es importante tener las condiciones de desarrollo de la actividad bacteriana, por lo que se debe conseguir trabajar en el intervalo de temperatura óptima el cual se sitúa entre los 25 y los 35°C (Metcalf y Eddy, 1996; Crites y Tchobanoglous, 2000).

Durante todo el seguimiento del proceso se tomó la temperatura 2 veces por día. Con la temperatura diaria promedio entre muestreo y muestreo, se determinó un segundo promedio de la temperatura. Este dato representará con más certeza la temperatura en la cual el desarrollo microbiológico se llevó a cabo. Las mediciones efectuadas de temperatura en el presente sistema muestran un adecuado ambiente para el buen desarrollo de los microorganismos, como se observa en la Fig. 12. Así lo

demuestran los resultados de la determinación de coliformes, tanto fecales como totales, los cuales se presentan en la sección 5.7. Las temperaturas oscilaron entre los 18.5°C al arrancar a finales de febrero, hasta los 30.4°C promedio que se alcanzaron antes del ascenso de los lodos a mediados de julio. Aunque en los primeros cincuenta días de operación se tuvo una temperatura promedio de 20°C aproximadamente, la cual esta por debajo del intervalo óptimo, se puede considerar que el sistema tuvo un buen arranque. Lo anterior por lo observado en las remociones de DQO, DBO<sub>5</sub> y sólidos suspendidos totales, las cuales se presentan en las siguientes secciones. Cabe mencionar que el sistema estuvo expuesto a la radiación solar, a diferencia de los sistemas que se busca implementar en las áreas de turismo rural. En sitios sitios los digestores anaerobios en realidad serán piletas de concreto subterráneas. Esto hará que la temperatura se mantenga más homogénea sin que el sistema resienta variaciones bruscas del clima, así como los cambios de estación. Al convertirse en almacenes de energía, se debe esperar un mejor desempeño de los sistemas que se instalen en campo, en comparación con el sistema utilizado e el presente trabajo.

## 5.2 Remoción de DQO



**Figura 13.** Remoción de DQO en los diversos componentes del sistema con respecto al tiempo.

La remoción de la demanda química de oxígeno en el tanque no. 1, tiene un comportamiento ascendente en las 3 primeras muestras, como se observa en la Fig. 13. Este efecto es normal debido al arranque del sistema. La concentración de carga esta demandando mayores cantidades de oxígeno; la quinta muestra del tanque no. 1, en donde se muestra un comportamiento anormal, es el resultado de la agitación del agua residual de manera intencional, para conocer la carga acumulada tras 70 días de operación. También se hizo con el propósito de verificar que las lecturas obtenidas en el laboratorio eran correctas por lo que se tomó la muestra en condiciones de trabajo diferentes. Las siguientes muestras hasta el final de la operación nos permiten ver la tendencia a la estabilidad del sistema. En el tanque no. 2 se observa mayor estabilidad, desde el segundo muestreo hasta el tiempo de retención hidráulica de 90 días. Hasta ese momento se alcanzó una DQO de 1150 mg/l. De ahí en adelante se presentó una tendencia descendente en este tanque, ya que se instaló una película de esponja de poliuretano, de manera transversal, con la finalidad de darle mayor área de fijación a los microorganismos. Se puede postular que en caso de haber continuado el reactor se podría haber alcanzado un nivel de DQO en torno a los 650 mg/l. Inclusive inferior considerando que en el tanque 1 se comenzaba a tener un régimen estacionario. Para el tanque no. 3 se observa una oscilación en los valores de DQO, donde los procesos tanto de acetogénesis como de metanogénesis revisten mayor importancia, al tener un caudal de entrada con moléculas orgánicas más simples, debido a la previa degradación en los dos primeros tanques. Este tercer tanque así mismo, maneja una menor DQO en general con respecto al segundo tanque, lo cual era de esperarse. En este tanque también se colocó otra pieza de esponja de poliuretano, buscando con ello una mayor fijación microbiana para poder acelerar la capacidad de remoción. A partir de la sexta muestra, que es a los 87 días de TRH, inicia una tendencia descendente hasta alcanzar valores por debajo de los 650 mg/l. Haciendo un comparativo con el tanque no. 2 se observa la disminución de DQO en forma paralela. Al igual que en el segundo tanque, se puede formular la hipótesis de que la DQO en el último digestor anaerobio podría haber caído a valores próximos a los 300 mg/l. Se puede considerar que el efecto de un mayor contacto del sustrato orgánico con los microorganismos anaerobios, es mayor en relación a la pérdida de volumen por colocar los soportes de poliuretano, con la consecuente disminución del TRH. Al estar de tres a

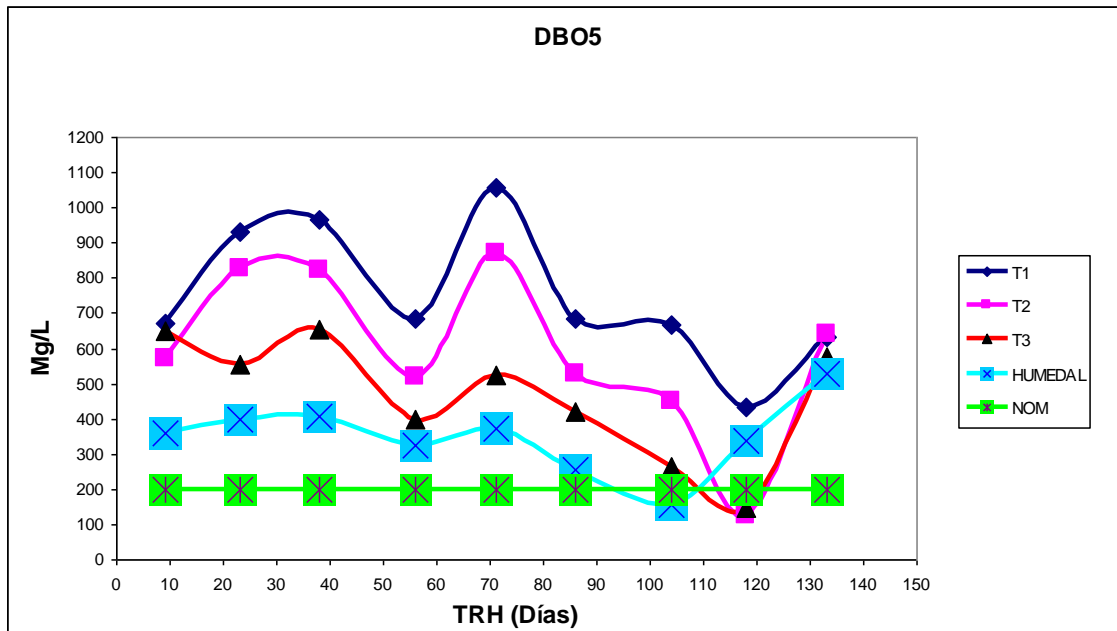


cuatro días de reposo el sistema queda compensado con creces la disminución de TRH durante los periodos de carga. En cambio, el material de soporte queda impregnado con sustrato orgánico lo cual hace que las biopelículas aumenten y por tanto la actividad microbiana. Aquí es importante destacar que no es proporcional la disminución de DQO con respecto a la concentración de sólidos. Esto es debido a que no todos los sólidos representan carga orgánica. El nivel de la DQO tiene una importante disminución de tanque a tanque, tomando en cuenta que la concentración de carga en el primer tanque es muy superior. En lo que respecta al humedal, se puede apreciar en la misma Fig. 12, que conforme va evolucionando el tiempo de operación del sistema en general, comienza a recibir una mayor carga orgánica. Los distintos consorcios microbianos anaerobios desarrollados en el suelo del humedal comienzan a llevar a cabo sus procesos de degradación de manera más lenta. De tal suerte que al terminar la operación del sistema, el efluente que salió del humedal tenía prácticamente la misma DQO que el tercer digestor. Se aprecia que el volumen disponible para el humedal con respecto al volumen de los digestores, debe ser bastante mayor hasta un factor de tres a uno. Esto con la finalidad de que el tiempo de retención hidráulica en el humedal sea de la misma magnitud que el existente en los digestores anaerobios. Esta condición es relativamente fácil de conseguir al instalar el sistema en escala real dentro de los negocio de turismo rural. Es importante destacar que el humedal también tiene un propósito estético para hacer más placentera la estancia de los potenciales clientes. Esta cualidad fue la que llevó a tomar la decisión de plantar la palma *Washingtonia Filifera* o *Washingtonia* de California.

### **5.3 Remoción de DBO<sub>5</sub>**

Para el caso del tanque no. 1 se presenta un comportamiento similar en la concentración de DBO<sub>5</sub> conforme a la Fig. 14, en comparación al observado para los niveles de DQO en ese mismo digestor. Inclusive durante el quinto muestreo, que fue cuando se agitó a propósito el contenido del tanque, no se observó un aumento tan drástico en el valor de DBO<sub>5</sub> como sí se presentó en la DQO. Transcurridos 100 días de operación se comienza a observar una tendencia a disminuir la DBO<sub>5</sub>, lo cual concuerda con lo registrado para la DQO. Sin embargo, es en el último muestreo donde se presenta un significativo aumento en este parámetro, lo cual contradice el resultado observado

para DQO. Para los tanques dos y tres de igual manera se presenta un comportamiento bastante similar para la  $DBO_5$  con respecto a las tendencias halladas para la DQO. De nueva cuenta se observa, al igual que en el primer tanque, un valor completamente anómalo para el último muestreo.

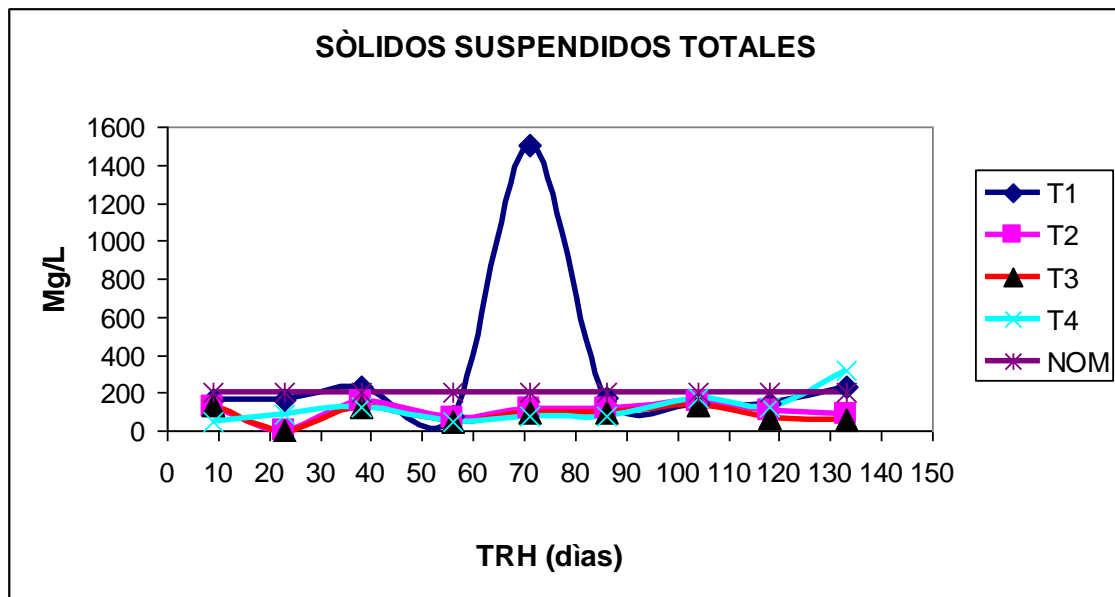


**Figura 14.** Remoción de DBO en los diversos componentes del sistema con respecto al tiempo.

Esta irregularidad llama fuertemente la atención puesto que se dá después de haber colocado los soportes de poliuretano. A los casi 120 días, y transcurridos 15 días después de colocados los soportes se realizó el penúltimo muestreo; el descenso que se tuvo en el valor de la  $DBO_5$  fue de tal magnitud, que inclusive estuvo por debajo del valor límite de la norma. La única anomalía detectada durante este último muestreo para los tres digestores fue el cambio de analista que se dio en el laboratorio de ingeniería sanitaria de la Facultad de Ingeniería de la UACH. En cuanto a los resultados obtenidos para el humedal, se puede establecer que el volumen disponible, y por tanto el TRH del humedal, se quedaron cortos para el propósito último de obtener un efluente con calidad para este parámetro dentro de norma.

## 5.4 Remoción SST

Los sólidos suspendidos totales se encuentran dentro de la norma, para los muestreos de los tanques 1, 2, 3 y del humedal, así como en todos los TRH (ver fig. 15). La quinta muestra del tanque 1, que como ya se dijo se agitó con el propósito de verificar la validez de la lectura analítica en el laboratorio, efectivamente se muestra un disparo ascendente en el nivel de SST, tal y como era de esperarse en congruencia con lo observado para DBO<sub>5</sub>.



**Figura 15.** Remoción de SST en los diversos componentes del sistema con respecto al tiempo.

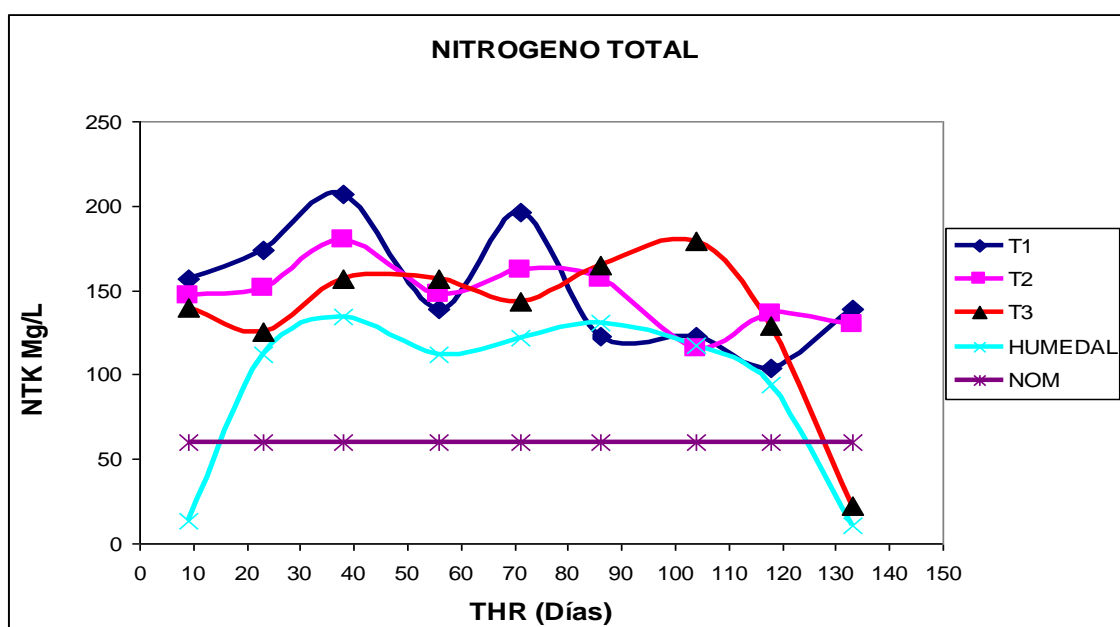
En el caso del humedal la única anomalía observada fue al realizar el último muestreo, en donde hubo un aumento de prácticamente el doble en el nivel de SST. Se propone que al realizar dicho muestreo se ocasionó un arrastre de sólidos, por lo que quedó claro que debe mejorarse el diseño geométrico para el sistema de drene y la consecuente toma de muestra. Este resultado del último muestreo para el humedal concuerda con lo observado para la DBO<sub>5</sub>.

Los SST se precipitan rápidamente, lo cual se corrobora en los resultados para los tres tanques. Esto fue más notorio para el tanque uno en el cual se concentra la mayor cantidad de sólidos. Este tanque trabaja como una fosa séptica. En él se llevan a cabo las reacciones de degradación más fuertes del sistema. La formación de lodos en este tanque propicia el medio para el desarrollo

microbiano, actúa como cepa de microorganismos para los otros tanques.

El tanque no. 2 muestra gran estabilidad. Siempre está por debajo de la norma. Para el tanque no. 3, el comportamiento de este parámetro es muy estable y con una tendencia similar a los resultados del tanque no. 2. En el humedal la caracterización de sólidos suspendidos totales es buena con relación a las exigencias de la norma. La muestra no. 9 tiene un valor fuera de la norma, por lo ya explicado previamente.

## 5.4 Remoción de NTK

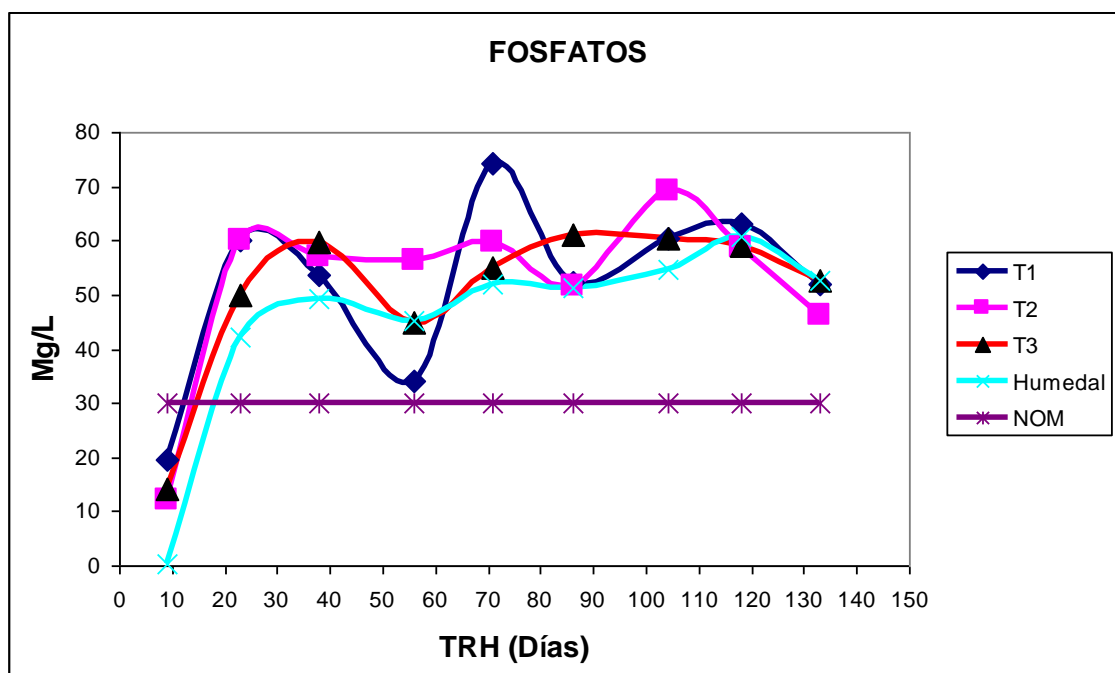


**Figura 16.** Remoción de NTK en los diversos componentes del sistema con respecto al tiempo.

Durante los primeros 40 días se muestra un comportamiento normal para la evolución del nitrógeno total Kjendahl en todos los componentes del sistema, tomando en cuenta la cantidad de biomasa acumulable ya que a mayor carga mayor concentración de cualquier componente (ver Fig. 16). Aproximadamente a los 55 días, en el tanque 1, se inicia una tendencia descendente, lo cual puede atribuirse al desarrollo de bacterias nitrificantes consumiendo el nitrógeno del sustrato. Lo mismo puede decirse para el tanque no. 2 aunque en menor proporción por la diferente concentración de sólidos de tanque a tanque. En la quinta muestra para el tanque uno, la manipulación ya mencionada se observa con claridad, pues con la agitación se obtiene un aumento en el valor, que

queda al nivel del observado en el tercer muestreo. A partir de los 90 días de operación se presentó un importante descenso en el tanque uno, tendiendo a estabilizarse también el valor de NTK. En cuanto al tanque dos se observa un fenómeno similar, estabilizándose en torno a un valor promedio comparable con el del tanque uno. Resulta interesante lo observado en el tanque tres, ya que en este digestor se aprecia un dramático efecto luego de haber colocado los soportes de esponja de poliuretano, de tal suerte que el valor de NTK cae a menos de la mitad del valor máximo permitido por la norma. Para el humedal se observa un comportamiento con mayor estabilidad. Es importante mencionar que a partir los 100 días de operación, empieza a descender la curva de nitrógeno. Esto seguramente se debe por una parte a que llega una menor alimentación de nitrógeno proveniente del tercer digestor; por otra parte puede haber un efecto por la absorción de nitrógeno mineralizado en las etapas previas de digestión anaerobia a través de las raíces de la palma. Durante el periodo de operación del sistema se cumple satisfactoriamente con el nivel de NTK indicado por la norma. Se vuelve a corroborar que fue una acertada decisión colocar los soportes de biopelículas en dos de los tanques digestores.

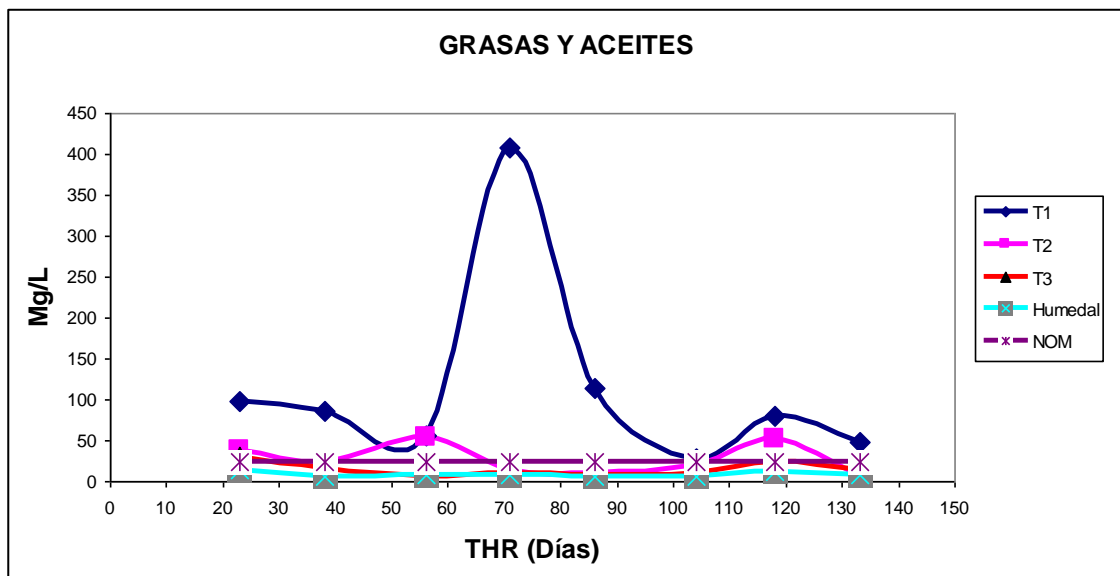
## 5.5 Remoción de Fósforos



**Figura 17.** Remoción de Fosforos en los diversos componentes del sistema con respecto al tiempo.

En el tanque no. 1 se muestra una tendencia inestable en general, aunque también se observa el efecto de haber agitado el sistema a los setenta días de operación. Respecto a los tanque 2 y 3 se presenta un efecto de disminución de los fosfatos durante el último mes de operación, debido probablemente a la colocación de los soportes de esponja de poliuretano (ver fig. 17). La mayor remoción se esperaba en el humedal, debido a la incorporación de este nutriente por parte de la palma. Sin embargo con base en los resultados obtenidos que muestran un nivel de fosfatos similar a los digestores se puede aseverar que falta un mayor volumen para el humedal con una mayor presencia de vegetales que actuaran eficazmente a remover el fósforo.

## 5.6 **A**ceites y Grasas

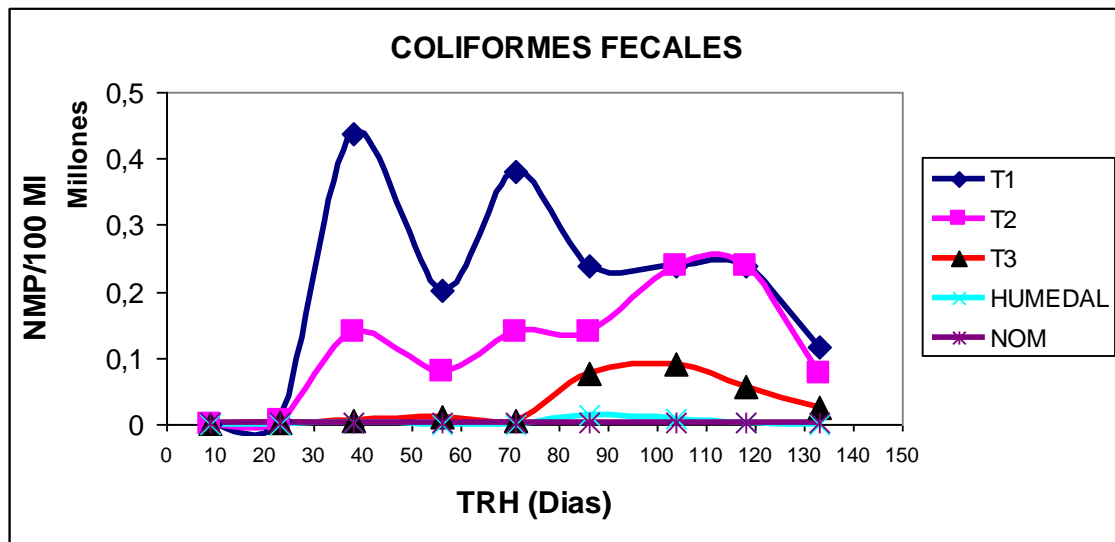


**Figura 18.** Remoción de grasas y aceites en los diversos componentes del sistema con respecto al tiempo.

En el seguimiento de concentración de aceites y grasas, se observa que este parámetro es mayor en todos los casos para el tanque uno. Esto era de esperarse debido a la trampa de grasas que se colocó precisamente en dicho digestor. De igual manera se observa el efecto de haber removido el contenido al día setenta de operación. Para el resto de componentes del sistema el nivel de dicho parámetro simplemente disminuye al avanzar de un equipo a otro. De hecho el efluente del tercer digestor cumple durante todo el periodo de operación con el nivel permitido por la norma. De estos resultados se corrobora la

importancia que tiene colocar una trampa de grasas desde un inicio. También es importante señalar que puede haber una cinética de consideración para hidrolizar los ácidos grasos en las diferentes etapas del sistema.

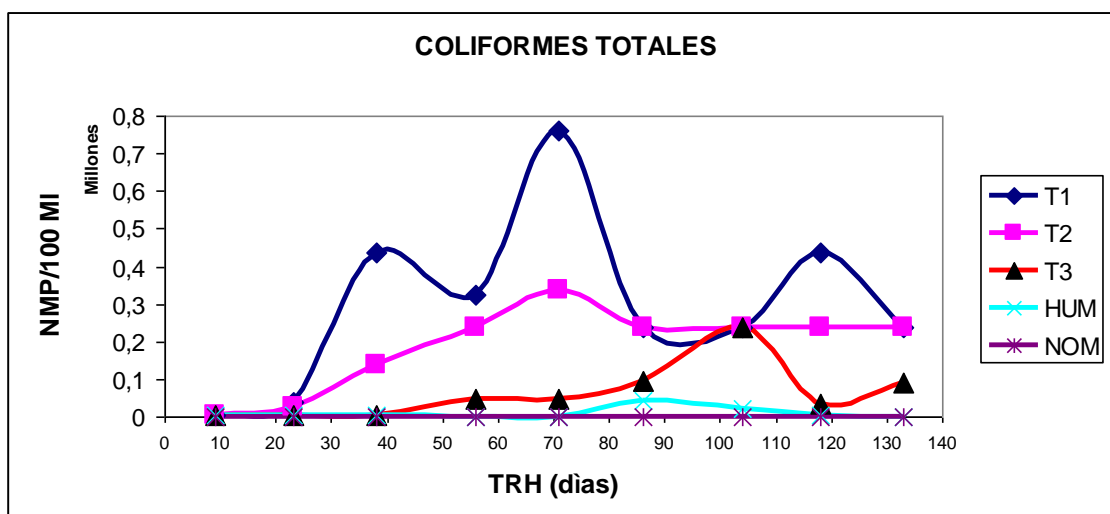
## 5.7 **Coliformes fecales y Coliformes totales**



**Figura 19.** Remoción de Coliformes fecales en los diversos componentes del sistema con respecto al tiempo.

Los resultados del reactor para el caso del tanque uno mostraron tiempos de 20 días para alcanzar su adaptación y el inicio de la etapa de reproducción. En los siguientes 20 días se logró un gran desarrollo de coliformes fecales para posteriormente seguir una tendencia estable. Se hizo presente la agitación que se dio a este tanque el TRH de 70 días. Después de los 85 días se tuvo una tendencia estable. Los resultados del tanque dos mostraron una tendencia muy similar al tanque uno, sólo que con menor concentración de microorganismos. Se observó el efecto de la espuma de poliuretano después de los 110 días cuando fue colocada. Para el tanque tres inicia su etapa de desarrollo microbiano de manera significativa hasta los setenta días de TRH, logrando un ascenso hasta los 110 días, tiempo en el que se colocaron los soportes de fijación, con lo cual se logró una mayor remoción de este parámetro (ver fig. 19). En el humedal se observa muy poca actividad, ya que a partir de la cuarta muestra se estuvo dosificando cloro. Para poder cuantificar la cantidad de cloro por añadir para desaparecer por completo las UFC de coliformes en los

posteriores muestreos, se tomó como punto de partida 50 ppm Cl hasta llegar finalmente a 175 ppm Cl.



**Figura 20.** Remoción de coliformes totales en los diversos componentes del sistema con respecto al tiempo.

Para coliformes totales en el tanque no. 1, en donde se concentran la gran mayoría de los sólidos, tiene valores iniciales bajos para un tiempo de operación de 20 días, tiempo en el cual los microorganismos logran adaptarse e iniciar su reproducción en el nuevo medio. Pasando los 20 días de tiempo de operación, la actividad microbiológica muestra un crecimiento exponencial aproximadamente hasta los 40 días de tiempo de operación. Es hasta los 70 días, cuando de manera intencional se agita el sistema en donde se manifiesta la mayor cantidad de coliformes. Este efecto de agitación ya se ha mostrado en parámetros anteriores. A partir de los 85 días de tiempo de operación en este tanque se estabiliza el sistema de manera poco uniforme (ver fig. 20). Para el tanque dos, al igual que el primer tanque, también muestra un tiempo de adaptación microbiana, a partir de este tiempo se observa el desarrollo de microorganismos hasta los 60 días. En este tanque así mismo se ve el efecto del movimiento de la biomasa a los 70 días. A partir de los 85 días hasta el final del tiempo de operación se observa gran estabilidad. El comportamiento del tanque tres tuvo el desarrollo microbiano hasta los 40 días, esto es debido a menores cantidades de materia orgánica que los anteriores tanques. Posteriormente mostró un desarrollo ascendente hasta los 105 días, representando con ello que a mayor carga orgánica mayor desarrollo microbiológico. En este tanque a los 120 días de tiempo de



operación se mostró un descenso del número de UFC debido a la colocación de esponja de poliuretano, con soporte para biopelículas. Una vez estabilizado el sistema se procedió a la búsqueda del cumplimiento de la norma en relación a los coliformes totales y fecales. Para ello se siguió un protocolo de desinfección mediante cloración. En primer término se calculó la adición de cloro en forma de hipoclorito de sodio al 6% para una dosis de 50 ppm de cloro. Con esta concentración, se aplicó a la tercera, cuarta y quinta muestras. El resultado fue suficiente para la tercera y cuarta muestra. En el quinto muestreo, los coliformes persistieron, por lo que se aumentó a 75 ppm de cloro para la sexta muestra. Sin embargo tampoco fue suficiente, por lo que se adicionó hipoclorito para la sexta muestra hasta 100 ppm, y aunque mejoró la remoción no fue aún suficiente. Finalmente se adicionó hipoclorito de sodio para 150 ppm, cantidad suficiente para remover al 100% las UFC tanto coliformes totales como coliformes fecales.

## 6.- **CONCLUSIONES**

- Se logró estabilizar un sistema microbiológico anaerobio, sin inóculo, en 90 días de operación aproximadamente.
- La presencia de un soporte poroso, hecho con un material que permita buena adherencia a las biopelículas, permite una mayor remoción de carga orgánica, SST y de nitrógeno.
- El volumen del humedal requiere ser ampliado de acuerdo a la carga de trabajo.
- La palma *Washingtonia filifera*, sembrada en el número adecuado de ejemplares, puede dar resultados positivos para el tratamiento y conversión de la materia orgánica de las aguas residuales.
- Se propone un estudio con mayor tiempo de operación (dos años) del sistema combinado, para hacer más eficiente el tratamiento a escala real.
- Es urgente la implementación de sistemas de tratamiento descentralizados, de bajo costo y fácil mantenimiento y operación en los sitios turísticos, para preservar los lagos, ríos y presas, antes de tener un grave impacto social y de salud pública.

## 7. REFERENCIAS BIBLOGRAFÍCAS:

Abe K (Abe, Kaoru), Komada M (Komada, Michio), Ookuma A (Ookuma, Akihito) . 2008 Efficiency of removal of nitrogen, phosphorus, and zinc from domestic wastewater by a constructed wetland system in rural areas: a case study. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY Volume: 58 Issue: 12 Pages: 2427-2433

Ai H, Wang Q, Fan X, Xie W, Shinohara R. 2005 Effect of hydraulic retention time on the efficiency of vertical tubular anaerobic sludge digester treating waste activated sludge. Environmental Technology Volúmen:26 Issue 7 pages: 725-731

Agnieszka Renmana, Gunno Renmana, Jon Petter Gustafssona, Lars Hylanderb. Metal removal by bed filter materials used in domestic wastewater treatment. Journal of Hazardous Materials Volume 166, Issues 2-3, 30 July 2009, Pages 734-739

Alzate Gaviria L.M. (2003). Comparación de dos sistemas anaerobios acoplados para la biometanización de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y simulación del sistema 1 RE-RE. pp.2-4

Antonio Manuel Rico-Amorosa, Jorge Olcina-Cantosa, David Sauri b,\* a Departamento de Análisis Geográfico Regional, Universidad de Alicante 03080, Alicante, Spain b Departament de Geografia, Universitat Autònoma de Barcelona, 08202 Bellaterra, Barcelona, Spain

Antoni Escalas Cañellas. Tecnologías y usos de las aguas residuales en México. Curso Red Alfa TECSPAR Tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas y su impacto en los sistemas acuáticos. Chile, 2006. 15 p.  
[http://www.tecspar.org/Documentos/tecnologias\\_y\\_usos\\_de\\_aguas\\_residuales\\_en\\_mexico\\_a\\_escalas.pdf](http://www.tecspar.org/Documentos/tecnologias_y_usos_de_aguas_residuales_en_mexico_a_escalas.pdf)

Avinash M. Kadam, Goldie H. Oza, Pravin D. Nemade, Hariharan S. Shankar. 2008. Pathogen removal from municipal wastewater in Constructed Soil Filter. Ecological Engineering, Volume 33, Issue 1, Pages 37-44.

Chernicharo C, Cardoso M. 1999. Development and evaluation of a partitioned up flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for the treatment of domestic sewage from small villages. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY Volume: 40 Issue: 8 Pages: 107-113

C. Bougrier, J.-P. Delgene`s And H. Carre`re. 2006. Combination Of Thermal Treatments And anaerobic Digestion to Reduce Sewage Sludge Quantity and Improve Biogas Yield. Process Safety and Environmental Protection, Volúmen: 84(B4): pp. 280-284

Farrokhi M, Hajrasoliha M, Meemari G, Fahiminia M ,Talebi M, Kohansal M. 2008. The creation of management systems for funding priorities in wastewater project in rural communities in the Islamic Republic of Iran WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY  
Volume: 58 Issue: 6 Pages: 1181-1186

Feng HJ, Hu LF, Mahmood Q, Qiu CD, Fang CR, Shen DS. OCT 2008. Anaerobic domestic wastewater treatment with bamboo carrier anaerobic baffled reactor.  
INTERNATIONAL BIODETERIORATION & BIODEGRADATION Volume: 62 Issue: 3 Pages: 232-238

García, M.L., Lapa K.R., Foresti E. y Zaiat M. 2008. Journal of Enviromental Management. Volume: 88 Issue: 4 pages: 1471-1477

Gijzen H.J. Anaerobes, aerobes and phototrophs - A winning team for wastewater management. 2001. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY. Volúmen: 44 Issue: 8 Pages: 123-132

Gray S, Booker N. Wastewater services for small communities. 2003. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY. Volúmen: 47 Issue: 7-8 Pages: 65-71

Gabriel Bitton. Wastewater microbiology.1994.Chapter 3 role de microorganisms in biogeochemical cycles. pp.71

J.A. Álvarez, I. Ruiz, M. Soto. February 2008. Anaerobic digesters as a pre-treatment for constructed wetlands. ECOLOGICAL ENGINEERING Volume: 33 Issue: Pages: 54-67

J.A. Lara Borrego. Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales.1999. pp. 23

J.B. Zhou a, M.M. Jiang a, B. Chen b, G.Q. Chen a,\* .2007. Emergy evaluations for constructed wetland and conventional wastewater treatments  
Elsevier B.V.

Kiely Gerard. Ingeniería Ambiental, Fundamentos, Entorno, Tecnologías y Sistemas de Gestión. Cap. 11 Tratamiento de aguas. Mc Graw Hill. Interamericana de España, S.A. Pp. 630, 631, 634,635, 671,683, 769.

Lagrega, Phillip L. Buckingham, Jeffrey C. Evans.1996. Métodos biológicos; Cáp. 10. Gestión de residuos tóxicos, Mc Graw Hill. Interamericana de España, S.A. pp. 644, 653, 655,715

Mara DD (Mara, D. D.), Johnson ML (Johnson, M. L.) Waste stabilization ponds and rock filters: solutions for small communities.2007. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY Volume: 55 Issue: 7 Pages: 103-107

Marika Truu, Jaanis Juhanson, Jaak Truu Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. 2008. Elsevier B.V. All rights reserved Institute of Molecular and Cell Biology, Faculty of Science and Technology, University of Tartu, 23 Riia Str, 51010, Tartu, Estonia

Massoud MA (Massoud, May A.)<sup>1</sup>, Tarhini A (Tarhini, Akram)<sup>2</sup>, Nasr JA (Nasr, Joumana A.)<sup>1</sup> JAN 2009 Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT Volume: 90 Issue: 1 Pages: 652-659

Max and Charlotte Alth. 1992. Wells and septic systems. Cap. 1 How septic tanks work. Mc Graw Hill inc. Pp. 3

Metcalf and Eddy, inc. 1996. Recogida y bombeo de aguas residuales panorama histórico Cáp. 1 Ingeniería de Aguas Residuales (redes de alcantarillado y bombeo). Mc Graw Hill. Interamericana editores, S.A. de C.V. pp. 1, 2, 3, 290

Metcalf and Eddy, inc. 1996. Tratamiento avanzado de agua residual Cáp. 11 Ingeniería de Aguas Residuales (Tratamiento, vertido y reutilización). Mc Graw Hill. Interamericana editores, S.A. de C.V. pp. 762

Metcalf and Eddy, inc. 1996. Tratamiento avanzado de agua residual Cáp. 1 Ingeniería de Aguas Residuales (Tratamiento, vertido y reutilización). Mc Graw Hill. Interamericana editores, S.A. de C.V. pp. 5, 12, 26, 40, 72, 73, 80, 95, 96, 97, 98, 99, 100

Michael Metcalf & Eddy, Inc.2003. Wastewater engineering, treatment and reuse. Chapter 1 pp 12. McGraw-Hill. Inc. 4thed. D.

Morris Levin, Michael A. Gealt.1997. Visión general del biotratamiento y su futuro. Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos. Mc Graw Hill. Interamericana de España, S.A. pp. 3, 68, 21, 69, 70, 71, 80, 81, 102, 103, 104, 105, 106, 107, 108.

Nmx-Aa-003-1980, Aguas Residuales – Muestreo

Nmx-Aa-004-Scfi-2000, Análisis De Agua-Determinación De Sólidos Sedimentables En Aguas Naturales, Residuales Y Residuales Tratadas-Método De Prueba

Nmx-Aa-005-Scfi-2000, Análisis De Agua- Determinación De Grasas Y Aceites Recuperables En Aguas Naturales, Residuales Y Residuales Tratadas-Método De Prueba.

Nmx-Aa-006-Scfi-2000, Análisis De Agua-Determinación De Materia Flotante En Aguas Residuales Y Residuales Tratadas-Método De Prueba.

Nmx-Aa-007-Scfi-2000, Análisis De Agua Determinación De La Temperatura En Aguas Naturales, Residuales Y Residuales Tratadas-Método De Prueba.

Nmx-Aa-008-Scfi-2000, Análisis De Agua- Determinación Del Ph- Método De Prueba.

Nmx-Aa-026-Scfi-2001, Análisis De Agua-Determinación De Nitrógeno Total Kjeldahl En Aguas Naturales, Residuales Y Residuales Tratadas-Método De Prueba.

Nmx-Aa-028-Scfi-2001, Análisis De Agua - Determinación De La Demanda Bioquímica De Oxígeno En Aguas Naturales, Residuales (Dbo5) Y Residuales Tratadas-Método De Prueba

Nmx-Aa-030-Scfi-2001, Análisis De Agua - Determinación De La Demanda Química De Oxígeno En Aguas Naturales, Residuales Y Residuales Tratadas-Método De Prueba

Nmx-Aa-034-Scfi-2001, Análisis De Agua - Determinación De Sólidos Y Sales Disueltas En Aguas Naturales, Residuales Y Residuales Tratadas - Método De Prueba.

Pavan P (Pavan, P.)<sup>1</sup>, Bolzonella D (Bolzonella, D.)<sup>2</sup>, Battistoni E. (Battistoni, E.)<sup>3</sup>, Cecchi F. (Cecchi, F.)<sup>4</sup> . 2007. Anaerobic co-digestion of sludge with other organic wastes in small wastewater treatment plants: an economic considerations evaluation. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY Volume: 56 Issue: 10 Pages: 45-53

Rana P. Singh, Geeta Dhania, Asha Sharma and Pawan K. Jaiwal  
Department of Bioscience, M.D. University, Rohtak 124 001, INDIA,  
Email:

rana\_psingh@rediffmail.com

Ron Crites and George Tchobanoglous. 2000. Sistemas de manejo de Aguas Residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Capítulos .Mc Graw Hill. Interamericana Colombia. Págs. 10, 21,78,114,162.

Rosario Pastor, Chouaib Benqlilou, Dora Paz, Geronimo Cardenas, Antonio Espuña Luis Puigjaner, 2002. Design optimisation of constructed wetlands for wastewater treatment. Elsevier Science B.V. Volúmen: 37.Issue: .Pages: 193-204

Stott R, May E, Mara DD. 2003. Parasite removal by natural wastewater treatment systems: performance of waste stabilization ponds and constructed wetlands. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY Volume: 48 Issue: 2 Pages: 97-104

Vera, J.F., 2006. Agua y modelo de desarrollo turístico: la necesidad de nuevos criterios para la gestión de recursos. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles 42, 155-178.

Wood RA, Orwell RL, Tarran J, Torpy F, Burchett M. Enero 2002. Potted-plant/growth media interactions and capacities for removal of volatiles from indoor air. JOURNAL OF HORTICULTURAL SCIENCE & BIOTECHNOLOGY Volúmen: 77 Issue: 1 Pages: 120-129

## **Anexo A**

### **NORMATIVIDAD**

El sistema de control para el vertimiento de aguas residuales más común consiste en establecer limitaciones de la calidad de los efluentes y conceder permisos de vertimiento. Estos límites se basan en estudios individualizados, caso por caso, de los posibles impactos ambientales y, en caso de vertimientos múltiples, en estudios de concentración de residuos, cuyo objetivo es distribuir la capacidad disponible de asimilación del cuerpo de agua. Los permisos de vertimiento son una herramienta de control con el fin principal de alcanzar las metas establecidas de calidad ambiental de las aguas.

Las normas de limitación del agua son un conjunto de limitaciones, tanto cuantitativas como cualitativas, establecidas para mantener o mejorar la calidad e los cuerpos de agua receptores (Ron Crites and George Tchobanoglous, 2000).

Se tomaron como base los parámetros de la norma ECOL-001-1996 para la evaluación del proyecto en su apartado de Ríos para uso agrícola y el valor de promedio diario (PD).



Tabla No. A.1

LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BASICOS																
PARAMETROS	RIOS						EMBALSES				AGUAS COSTERAS					
	Uso en riego agricola (A)		Uso Público (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agricola (B)		Uso Público (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (C)	
Mg/L, excepto cuando se especifique	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.
Temperatura °C (1)	N.A	N.A	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
Grasas y Aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia Flotante (3)	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Sólidos sedimentables mg/l	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Sólidos suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125
Demanda Bioquímica de Oxígeno	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A	N.A	N.A	N.A	15	25
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A	N.A	N.A	N.A	5	10

(1) Instantáneo

(2) Muestra Simple Promedio Ponderado

(3) Ausente según el método de prueba definido de la NMX-AA-006

P.D. = Promedio Diario

P.M. = Promedio Mensual

N.A. = No aplica

(A), (B) y (C); Tipo de cuerpo receptor según la ley federal de derechos.

Límites de algunos parámetros establecidos en la NOM-003-SEMARNAT-1997, para reutilización de aguas residuales en servicios al público.

**Tabla A.2**

TIPO DE REUSO	Coliformes fecales NMP/100 ML	Huevos de helminto h/L	Grasas y aceites mg/L	DBO5 mg/L	SST mg/L
SERVICIOS AL PUBLICO CON CONTACTO DIRECTO	240	1	15	20	20
SERVICIOS AL PUBLICO CON CONTACTO INDIRECTO U OCASIONAL	1000	5	15	30	30

La Tabla muestra el calendario de implantación previsto para la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Tabla Calendario establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

**Tabla A.3**

FECHA DE CUMPLIMIENTO	RANGO DE POBLACIÓN:
1 de enero de 2000	mayor de 50.000 habitantes
1 de enero de 2005	de 20,001 a 50.000 habitantes
1 de enero de 2010	De 2.501 a 20.000 habitantes

## Anexo B

**Tabla B.1**  
**Resultados de pH**

TRH (Días)	T1	T2	T3	HUMEDAL	NOM	NOM
9	8,19	8,36	8,34	7,98	10	4
23	7,78	7,94	7,6	7,92	10	4
38	7,56	7,42	7,45	7,85	10	4
56	7,86	8,08	8,06	7,89	10	4
71	7,12	7,43	7,46	7,5	10	4
86	7,33	7,72	7,71	7,99	10	4
104	7,62	7,86	7,88	7,62	10	4
118	7,86	7,66	7,78	7,51	10	4
133	7,88	7,78	7,88	7,23	10	4

**Tabla B.2**  
**Resultados de Temperatura promedio**

TRH (Días)	T1
9	18,54
23	19,66
38	20,49
56	21,69
71	28,03
86	28,99
104	30
118	30,4
133	30,4

## Remoción de DQO

**Tabla B.3**  
**DQO (Mg/L)**

TRH (Días)	T1	T2	T3	HUMEDAL	NOM	% Rem
9	936	742,25	738,5	157,75	200	83
23	1661	1207,25	817,25	554,75	200	67
38	1644,5	1197	778,25	543,25	200	67
56	1208,25	1142	923,25	888,25	200	26
71	3644,67	1186,75	889,5	720,5	200	80
86	1534,5	1169,5	1042	879,5	200	43
104	1311,5	999	802,75	652,75	200	50
118	1043,75	891,25	715	691,25	200	34
133	1033	801	615	534,25	200	48

## Remoción DBO

Tabla B.4  
DBO<sub>5</sub> (Mg/L)

TRH (Días)	T1	T2	T3	HUMEDAL	NOM	% Rem.
9	673,16	570,25	648	361	200	46
23	931,75	829,5	553	398	200	57
38	966	825,25	653,25	405,5	200	58
56	685,5	520,25	398,5	325,75	200	52
71	1059	869,5	524,5	372	200	65
86	684,5	529,75	422	254,75	200	63
104	667,25	448,5	264,75	155,75	200	77
118	431,37	127,2	148,87	338,03	200	22
133	634,12	642,95	574,12	529,12	200	17

## Remoción de SST

Tabla B.5  
SST (Mg/L)

TRH (Días)	T1	T2	T3	HUMEDAL	NOM	% Rem
9	165	130	135	50	200	70
23	162,5	112,50	102,50	90	200	45
38	232,5	157,5	125	130	200	44
56	74	72	50	52	200	30
71	1500	120	100	75	200	95
86	175	115	100	80	200	54
104	140	150	135	175	200	-25
118	140	105	65	125	200	11
133	230	90	55	320	200	-39

## Remoción de NTK

Tabla B.6  
N TOTAL (Mg/L)

TRH (Días)	T1	T2	T3	HUMEDAL	NOM	% Rem.
9	156,8	146,72	140	13,44	60	91
23	173,6	151,24	125,44	112	60	35
38	206,8	180,32	156,8	134,4	60	35
56	138,88	147,84	156,8	112	60	19
71	196	162,4	143,36	122,08	60	38

86	123,2	156,8	164,64	131,04	60	-6
104	123,2	115,36	179,2	117,6	60	5
118	104,16	136,64	128,8	94,08	60	10
133	138,88	129,92	22,4	11,2	60	92

### Remoción de Fosfatos

Tabla B.7  
FOSFATOS (Mg/L)

TRH (Días)	T1	T2	T3	HUMEDAL	NOM	% REM
9	19,42	12,1	14,28	0,43	30	98
23	60,24	60,18	49,93	42,27	30	30
38	53,7	56,92	59,71	49,21	30	8
56	34,22	56,32	44,89	45,39	30	-33
71	74,28	59,73	54,86	51,92	30	30
86	52,23	51,61	60,97	51,25	30	2
104	60,54	69,09	60,53	54,61	30	10
118	63,19	58,79	59,18	60,84	30	4
133	51,9	46,4	52,53	52,51	30	-1

### Remoción de Aceites y Grasas

Tabla B.8  
Aceites y grasas (Mg/L)

TRH (días)	T1	T2	T3	HUMEDAL	NOM	% Rem.
9						
23	98,6	37,4	29,8	15	25	85
38	86,2	25	17	6	25	93
56	56,8	55	6,4	8	25	86
71	408,1	13,1	9,7	8,5	25	98
86	114,6	10,4	8,4	5,6	25	95
104	28,97	19,8	9,08	6,99	25	76
118	80,2	51,56	24,76	11,2	25	86
133	49	6,8	13,4	7,8	25	84

### Remoción de Coliformes totales

Tabla B.9  
Coliformes totales NMP/100 ml

TRH	T1	T2	T3	HUMEDA L	NOM	%Rem
9	2400	2400	2400	2400	2000	0
23	36900	25906	6025	3500	2000	30
38	438404	138648	4932	4932	2000	0

56	325570	240000	46980	0	2000	100
71	759326	338170	48473	0	2000	100
86	240000	240000	94915	43839	2000	82
104	240000	240000	240000	19845	2000	92
118	438397	240000	32555	3049	2000	91
133	240000	240000	89831	0	2000	100

### Remoción de Coliformes fecales

**Tabla B.10**  
**Coliformes Fecales NMP/100 ML**

TRH	T1	T2	T3	HUMEDAL	NOM	% REM
9	469,8	759	661	210	2000	68
23	6116	6025	3058	ND	2000	-2
38	438404	138648	4932	2713	2000	45
56	200327	79165	12463	0	2000	100
71	381700	138648	6195	0	2000	100
86	240000	138633	75993	14823	2000	94
104	240000	240000	90165	7339	2000	97
118	240000	240000	58169	3049,13	2000	99
133	115659	75993	26749	0	2000	100

## **Anexo C**

### **a).- Determinación de pH (NMX-AA-008-SCFI-2000)**

#### **PROCEDIMIENTO**

1.- Se determina la conductividad de la disolución problema de acuerdo a lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-093-SCFI.

El valor obtenido no debe ser menor que 0,1 mS/cm. ni mayor que 15 mS/cm. a la temperatura ambiente. El dispositivo de determinación del pH debe estar calibrado de acuerdo a lo indicado en el inciso 1. De ser necesario, llevar la muestra problema a la temperatura requerida para efectuar la determinación. Dicha temperatura no debe diferir en más de 2 °C de la de las disoluciones patrón de pH utilizadas para la calibración.

2.- Enjuagar cuidadosamente los electrodos con agua. Transferir una porción de la disolución problema a un recipiente limpio de tamaño apropiado.

3.- De acuerdo con las instrucciones del fabricante, sumergir los electrodos en una porción de la muestra problema durante 1 min. para acondicionar el electrodo de vidrio; de ser posible, agitar suavemente con el agitador y la barra magnética. Retirar los electrodos de la disolución, secarlos con papel absorbente, sin enjuagarlos y sin tallar.

NOTA.- En caso de agitación mecánica de la disolución, debe tenerse cuidado para evitar la pérdida o disolución de gases ácidos o alcalinos por intercambios con la atmósfera.

4.- Sumergir los electrodos en una porción fresca de la muestra problema. De ser posible, agitar suavemente la disolución con el agitador magnético. Esperar que la lectura de pH se estabilice (variación de lectura menor que 0,02 unidad de pH en un lapso no mayor de 1 min.).

NOTA.- En las disoluciones problema de bajo amortiguamiento y conductividad electrolítica, el tiempo de alcance del equilibrio de lectura de pH puede ser mayor que 1 min.; además es posible que se observe que las lecturas de pH con agitación difieren de los valores leídos en la misma disolución en reposo. En tal caso, debe tomarse la

lectura de pH en la disolución en reposo. Si la deriva de lectura por agitación es mayor que 0,03 unidad de pH, es posible que el electrodo de referencia no sea el apropiado para efectuar determinaciones en disoluciones de baja conductividad.

5.- Repetir lo indicado en el inciso 4 con otra porción fresca de la muestra problema. Si la lectura difiere en más que 0,02 unidades de pH con respecto del valor registrado en el inciso 4, se repite con otra porción fresca de la muestra problema.

NOTA.- una mala repetibilidad en las determinaciones puede deberse a que el dispositivo de determinación del pH no se encuentra en condiciones óptimas de operación y debe investigarse la causa.

En las disoluciones problema de bajo amortiguamiento y conductividad electrolítica, puede ser necesario repetir lo indicado en el inciso 4 de tres hasta seis veces hasta tener lecturas sucesivas de pH que difieran en menos de 0,1 unidades.

6.- Registrar los dos valores sucesivos de pH y la temperatura de la muestra.

7.- Si la temperatura de la muestra difiere en más de 2 °C, de la disolución amortiguadora, puede corregirse el pH determinado por ajuste con el compensador automático o manual del equipo de medición de conformidad con las instrucciones del fabricante del equipo medidor. No se recomienda efectuar correcciones cuando la diferencia de temperatura entre disoluciones patrón y disolución problema es mayor que 10°C. En tal caso, debe procurarse equilibrar la temperatura de las disoluciones patrón de pH con la de la muestra problema.

8.- Después de las determinaciones, si los electrodos se ensuciaron por inmersión en aguas residuales, éstos deben limpiarse. Los electrodos limpios se regresan a su disolución respectiva de conservación. Las disoluciones patrón de pH utilizadas para la calibración se descartan.

## **CÁLCULOS**

1.- Registrar las dos lecturas de pH con dos cifras decimales así como la temperatura de la muestra.

2.- Informar el método de calibración del dispositivo de determinación del pH de la forma siguiente: "Sistema calibrado con dos patrones operacionales: pH (patrón 1) =... pH (patrón 2) = Valor de la pendiente: Temperatura: °C

3.- Informar la temperatura a la que se ha determinado el pH de la disolución problema con aproximación al °C más cercano.



4.- Informar la hora a la que se tomó la muestra y a la que se efectuó la determinación.

5.- Anexar el valor de conductividad electrolítica y la temperatura de la determinación.

## **b).- Determinación de DBO5 (NMX-AA-028-SCFI-2001)**

### **PROCEDIMIENTO**

#### **1.- Preparación de agua para dilución**

Colocar el volumen requerido de agua en un frasco y añadir por cada litro de agua 1 mL de cada una de las siguientes disoluciones: disolución de sulfato de magnesio, disolución de cloruro de calcio, disolución de cloruro férrico y disolución amortiguadora de fosfatos. Preparar el agua de dilución diariamente. Analizar y almacenar el agua de dilución como se describe en los incisos 2 y 3, de tal forma que siempre tenga a la mano agua de calidad garantizada. Antes de usar el agua de dilución debe ponerse a una temperatura aproximada de 20°C. Saturar con oxígeno aireando con aire filtrado, libre de materia orgánica durante 1 h por lo menos.

Si la muestra presenta alto contenido de biocidas como cloro o se sabe de su bajo contenido de materia orgánica, es necesario inocular la muestra. Si se requiere, sembrar el agua de dilución como se indica en el inciso 1

#### **2.- Control del agua de dilución**

2.1 Utilizar este procedimiento como una comprobación aproximada de la calidad del agua de dilución. Si la disminución de oxígeno disuelto del agua excede de 0,2 mg/L, obtener agua de mejor calidad mejorando la purificación o usar agua de otra fuente. Alternativamente si se requiere inhibir la nitrificación, almacenar el agua de dilución sembrada en una habitación oscura a temperatura ambiente hasta que la captación de oxígeno disuelto se haya reducido lo suficiente para cumplir los criterios de comprobación del agua de dilución. No se recomienda su almacenamiento cuando la DBO5 se va a determinar sin inhibir la nitrificación ya que pueden desarrollarse microorganismos nitrificantes durante ese tiempo. Si el agua de dilución no ha sido almacenada para mejorar su calidad, añadir suficiente inóculo como para un consumo de OD de 0,05 mg/l a 0,1 mg/l en cinco días a 20°C. Al Incubar en un frasco Winkler lleno de agua de dilución durante cinco días a 20°C, el consumo no debe ser mayor a 0,2 mg/L y preferiblemente no menor a 0,1 mg/L.

#### **3.- Control de la glucosa-ácido glutámico**

Comprobar en cada lote analítico la calidad del agua de dilución, la efectividad del inóculo y la técnica analítica mediante determinaciones de la DBO5 en muestras estándar de concentración conocida. Utilizar la disolución de glucosa-ácido glutámico como disolución madre de control. La glucosa tiene una tasa excepcionalmente alta y variable de oxidación, pero cuando se utiliza con ácido glutámico, dicha tasa se estabiliza y es similar a la obtenida en muchas aguas residuales municipales. Alternativamente, si un agua residual particular contiene un componente principal identificable que contribuya a la DBO5, utilizar este compuesto en lugar de la glucosa-ácido glutámico. Determinar la DBO5 de una disolución al 2 % de la disolución de control patrón de glucosa-ácido glutámico utilizando las técnicas expuestas en los incisos 4 a 10.

#### **4.- Inóculo**

##### 4.1 Fuente de la siembra

4.1.1 Es necesario contar con una población de microorganismos capaces de oxidar la materia orgánica biodegradable de la muestra. El agua residual doméstica, los efluentes no clorados o sin desinfección, los efluentes de las plantas de tratamiento de desechos biológicos y las aguas superficiales que reciben las descargas de aguas residuales que contienen poblaciones microbianas satisfactorias. Algunas muestras no contienen una población microbiana suficiente (por ejemplo, algunos residuos industriales no tratados, residuos desinfectados, residuos de alta temperatura o con valores de pH extremos). Para tales residuos, sembrar el agua de dilución añadiendo una población de microorganismos. La mejor siembra es la que proviene del efluente de un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales. Cuando se usa como siembra el efluente de tratamiento biológico de sistema de aguas residuales se recomienda la inhibición de la nitrificación. Cuando no se disponga de ésta, utilizar el sobrenadante del agua residual doméstica después de dejarlo reposar a temperatura ambiente durante al menos 1 h, pero no más de 36 h. Determinar si la población existente es satisfactoria haciendo la prueba de la siembra en una muestra para DBO5. El incremento del valor de la DBO5 indica una siembra exitosa.

#### **5.- Control del inóculo**

Determinar la DBO5 del material de siembra como para cualquier otra muestra. Esto es una siembra control. A partir de este valor y de uno conocido de la dilución del material de siembra (en el agua de dilución) determinar el consumo de OD de la siembra. Lo ideal es hacer disoluciones tales de la siembra que la mayor cantidad de los resultados presenten una disminución de al menos el 50 % del OD. La representación de la disminución del OD (mg/L) con respecto a los mililitros de siembra, tiene que ser una línea recta, cuya pendiente

corresponde a la disminución de OD por mililitro del inóculo. La intersección del eje de las abscisas (OD) representa el consumo del oxígeno causado por el agua de dilución y debe ser inferior a 0,1 mg/L (ver inciso 8). Para determinar el consumo de OD de una muestra, se resta el consumo de OD de la siembra, del consumo de OD total. La captación de OD total del agua de dilución sembrada debe oscilar entre 0,6 mg/L y 1,0 mg/L.

## **6.- Pretratamiento de la muestra**

### **6.1 Muestras con pH ácidos o básicos**

6.1.1 Neutralizar las muestras a un pH entre 6,5 y 7,5 con ácido sulfúrico o hidróxido de sodio de concentración tal que la cantidad de reactivo no diluya la muestra en más del 0,5 %. El pH del agua de dilución sembrada no debe verse afectado por la dilución de la muestra.

### **6.2 Muestras que contienen cloro residual**

6.2.1 Si es posible, evitar las muestras que contengan cloro residual, tomándolas antes del proceso de cloración. Si la muestra ha sido clorada pero no hay residuo detectable de cloro, sembrar el agua de dilución. Si hay cloro residual, eliminar el cloro de la muestra y sembrar con inóculo (ver inciso 4). No se deben analizar las muestras cloradas sin sembrar el agua de dilución. En algunas muestras, el cloro desaparece en el lapso de 1 h a 2 h después de su exposición a la luz. Esto suele ocurrir durante el transporte o la manipulación de la muestra. Para las muestras en las que el residuo de cloro no se disipe en un tiempo razonablemente corto, eliminar el cloro residual añadiendo disolución de sulfito de sodio. Determinar el volumen requerido de disolución de sulfito de sodio cuantificando el cloro residual total. Añadir a la muestra neutralizada el volumen relativo de la disolución de sulfito de sodio determinada por la prueba anterior, mezclar y después de 10 a 20 min., comprobar el cloro residual de la muestra.

6.2.2 La determinación de cloro residual se realiza de acuerdo a lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-100.

### **6.3 Muestras sobresaturadas con OD**

6.3.1 En aguas frías o en aguas donde se produce la fotosíntesis (aguas de embalses), es posible encontrar muestras que contienen más de 9,0 mg OD/L a 20°C. Para evitar la pérdida de oxígeno durante la incubación de tales muestras, reducir el OD por saturación, calentando la muestra aproximadamente a 20°C en frascos parcialmente llenos mientras se agitan con fuerza o se airean con aire limpio, filtrado y comprimido.

6.4 Ajustar la temperatura de la muestra a 20°C ± 1°C antes de hacer diluciones.

### **6.5 Inhibición de la nitrificación**

6.5.1 Si se requiere inhibir la nitrificación adicionar 3,0 mg de 2-cloro-6 (triclorometil) piridina a cada uno de los frascos antes de

recolectar o bien adicionar la cantidad suficiente de agua para tener una concentración de 10 mg/L aproximadamente.

6.5.2 Entre las muestras que requieren inhibición de la nitrificación se incluyen, los efluentes tratados biológicamente, las muestras sembradas con efluentes tratados biológicamente y las aguas superficiales entre otras. Debe hacerse la observación del uso de inhibición del nitrógeno cuando se presente el informe de los resultados.

## **7.- Técnica de dilución**

7.1 Las diluciones que dan lugar a un OD residual mayor de 1 mg/L y una captación de OD de al menos 2 mg/L después de 5 días de incubación, producen los resultados más confiables. Hacer varias diluciones (al menos 3) por duplicado de la muestra preparada para obtener una captación de OD en dicho intervalo. La experimentación con una muestra concreta permite el uso de un número menor de diluciones. Un análisis más rápido tal como la DQO, presenta una correlación aproximada con la DBO5 y sirve como una guía para seleccionar las diluciones. En ausencia de datos previos, utilizar las siguientes diluciones: de 0 % a 1 % para los residuos industriales fuertes, de 1 % a 5 % para las aguas residuales sedimentadas y crudas, del 5 % al 25 % para el efluente tratado biológicamente y del 25 % al 100 % para las aguas superficiales contaminadas. 7.2 Diluciones preparadas directamente en frascos tipo Winkler. Utilizando una pipeta volumétrica, añadir el volumen de muestra deseado a frascos Winkler individuales de 300 mL. Añadir cantidades adecuadas del material de siembra a los frascos tipo Winkler o al agua de dilución. Llenar los frascos con suficiente agua de dilución, sembrada si es necesario, de forma que la inserción del tapón desplace todo el aire, sin dejar burbujas. No realizar diluciones mayores de 1:300 (1 mL de la muestra en un frasco). Determinar el OD inicial en uno de los frascos de cada una de las diferentes diluciones. En los frascos de los duplicados de cada una de las diluciones, Ajustar herméticamente el tapón, poner un sello hidráulico y la contratapa e incubar durante 5 días a 20°C.

## **8.- Determinación del OD inicial**

### **8.1 Método yodométrico**

La determinación del OD inicial se realiza por medio del método yodométrico de azida modificado, de acuerdo a lo establecido en la norma mexicana NMX-AA 012-SCFI.

### **8.2 Método electrométrico**

La determinación del OD inicial se realiza por medio del método electrométrico con electrodo de membrana, de acuerdo a lo establecido en la norma mexicana NMXAA- 012-SCFI. Los aceites,

grasas o cualquier sustancia que se adhiera a la membrana puede ser causa de baja respuesta en el electrodo.

9 Blanco del agua de dilución. Emplear un blanco del agua de dilución como un control aproximado de la calidad del agua de dilución no sembrada y de la limpieza de los frascos de incubación. Junto con cada lote de muestras, incubar un frasco de agua de dilución no sembrada. Determinar el OD inicial y final como se especifica en los incisos 7 y 10. El consumo de OD no debe ser mayor de 0,2 mg/L y preferentemente no menor a 0,1 mg/L.

#### 10 Incubación

Incubar a  $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$  las botellas de DBO5 que contengan las muestras con las diluciones deseadas, los controles de siembra, los blancos de agua de dilución y el control de glucosa-ácido glutámico. En caso de no contar con contratapas, diariamente se debe verificar que el sello hidráulico esté intacto en cada botella incubada, agregar agua si es necesario.

#### 11 Determinación del OD final

Después de 5 días de incubación determinar el OD en las diluciones de la muestra, en los controles y en los blancos. La medición del OD debe ser realizada inmediatamente después de destapar la botella de Winkler, para evitar la absorción de oxígeno del aire por la muestra.

#### CÁLCULOS

##### 1 Calcular la DBO5

1.1 Cuando no se utilice inóculo ni diluciones:

$$\text{DBO5 (mg/L)} = \text{ODi mg/L} - \text{OD5 mg/L}$$

donde: ODi mg/L es el oxígeno disuelto inicial, y OD5 mg/L es el oxígeno disuelto al quinto día.

1.2 Cuando se emplea una dilución:  $\text{DBO5 (mg/L)} = (\text{ODi mg/L} - \text{OD5 mg/L}) / (\% \text{ de dilución expresado en decimales})$ .

### **c).- Determinación de DQO**

#### **PROCEDIMIENTO**

##### **1.- Método a reflujo cerrado/ método espectrofotométrico**

1.1 Precalentar a  $150^{\circ}\text{C}$  el digestor de DQO

1.2 Colocar en los tubos de reacción 1,5 mL de la disolución de digestión A o B

1.3 Tomar cuidadosamente 2,5 mL de muestra previamente homogeneizada dentro de los tubos de reacción. Cerrar inmediatamente para evitar que se escapen los vapores, asegurarse de que están herméticamente cerrados. Suavemente invertir los tubos varias veces destapando después de cada inversión para liberar la presión.

NOTA.- La disolución es fuertemente ácida y el tubo se calienta en este proceso, trabajar con guantes aislantes.

1.4 Añadir cuidadosamente 3,5 mL de la disolución de digestión respectiva.

1.5 Colocar 2,5 mL de agua en un tubo para la determinación del blanco de reactivos.

1.6 Colocar todos los tubos en el digestor previamente calentado a 150°C y reflujar por 2 h.

1.7 Retirar los tubos del digestor y dejar que los tubos se enfríen a temperatura ambiente, permitiendo que cualquier precipitado se sedimente.

1.8 Medir la absorbancia en el espectrofotómetro, previamente calibrado o cuantificar por titulación.

1.9 Para aguas que contengan una DQO baja (5 mg/L a 75 mg/L), utilizar la disolución de digestión B (ver inciso 4.1.9). Si el valor de la DQO determinado es más alto que 75 mg/L después de usar estos reactivos, reanalizar la muestra, utilizando la disolución A (ver inciso 4.1.8).

## **2.- Método de reflujo abierto / método de titulación**

2.1 Para niveles mayores de 50 mg/L de demanda química de oxígeno:

2.1.1 Transferir una muestra de 50 mL (o dilución) al matraz Erlenmeyer de 500 mL. Agregar una cantidad adecuada de sulfato mercúrico (ver inciso 4.2.6) (aproximadamente 1 g, la relación de sulfato mercúrico/cloruros debe ser 10 a 1) y algunas perlas de vidrio. Adicionar una alícuota de 25,0 mL de la disolución estándar de dicromato de potasio 0,0417 M (ver inciso 4.2.9) y mezclar mediante un movimiento circular. Se pueden utilizar cantidades menores de muestra conservando la proporción de los reactivos.

2.1.2 Conectar el matraz erlenmeyer al condensador tipo Friedrich y hacer circular el agua de enfriamiento.

2.1.3 Por el extremo superior del condensador agregar lentamente 75 mL de la disolución de ácido sulfúrico-sulfato de plata (ver inciso 4.2.14) y agitar con movimiento circular para homogeneizar.

2.1.4 Calentar el matraz que contiene la mezcla y mantener a reflujo durante 2 h a partir del momento en que empieza la ebullición. Dejar enfriar y lavar el condensador con 25 mL de agua.

2.1.5 Añadir agua por el extremo superior del condensador hasta completar un volumen aproximado de 300 mL, retirar el matraz del condensador y enfriar a temperatura ambiente.

2.1.6 Agregar 3 gotas de disolución Indicadora de 1,10 fenantrolina como indicador y titular con la disolución de sulfato ferroso amoniacal 0,25 M. Tomar como punto final el primer cambio de color de azul verdoso a café rojizo.

2.1.7 Llevar simultáneamente un testigo preparado con agua y todos los reactivos que se utilizan en el procedimiento.

2.2 Para niveles menores de 5 mg/L de demanda química de oxígeno:

2.2.1 Transferir una muestra de 50 mL al matraz Erlenmeyer de 500 mL. Agregar una cantidad adecuada de sulfato mercúrico (aproximadamente 1 g) y algunas perlas de vidrio. Añadir 25,0 mL de la disolución estándar de dicromato de potasio 0,00417 M (ver inciso 4.2.10) y mezclar mediante un movimiento circular.

2.2.2 Conectar el matraz Erlenmeyer al condensador tipo Friedrich y hacer circular el agua de enfriamiento.

2.2.3 Por el extremo superior del condensador agregar lentamente 75 mL de la disolución de ácido sulfúrico-sulfato de plata (ver inciso 4.2.14) y agitar con movimiento circular para homogenizar.

2.2.4 Calentar el matraz que contiene la mezcla y mantener a reflujo durante dos horas a partir del momento en que empieza la ebullición. Dejar enfriar y lavar el condensador con 25 mL de agua.

2.2.5 Añadir agua por el extremo superior del condensador hasta completar un volumen aproximado de 300 mL, retirar el matraz del condensador y enfriar a la temperatura ambiente.

2.2.6 Agregar 3 gotas de disolución indicadora de 1,10-fenantrolina como indicador y titular con la disolución de sulfato ferroso amoniacal 0,025 M. Tomar como punto final el primer cambio de color de azul verdoso a café rojizo.

2.2.7 Llevar simultáneamente un testigo preparado con 50 mL de agua y todos los reactivos que se utilizan en el procedimiento.

## **CÁLCULOS**

### **1.- Método de reflujo cerrado / método espectrofotométrico**

1.1 Calcular la DQO en la muestra en miligramos por litro (mg/L) directamente de la curva de calibración, con la ecuación 1.

$Y = mX + b$  (Ecuación 1)

1.2 Reportar los resultados en mg/L.

### **2 Método de reflujo abierto / método de titulación**

2.1 La demanda química de oxígeno, expresada en mg O<sub>2</sub> /L, se calcula con la

Ecuación 2.

$$DQO = (V_1 - V_2 \times M \times 8\,000) / V_3 \quad (\text{Ecuación 2})$$

donde,

V<sub>1</sub> es el volumen en mL de la disolución de sulfato ferroso amoniacal requerido para la valoración del testigo;

V<sub>2</sub> es el volumen en mL de la disolución de sulfato ferroso amoniacal requerido para la valoración de la muestra;

V<sub>3</sub> es el volumen en mL de la muestra, y M es la molaridad de la disolución de sulfato ferroso amoniacal utilizada en la determinación.

## d).- Determinación de nitrógeno total Kjendahl

### PROCEDIMIENTO

1.- Limpiar el equipo de destilación antes de utilizarlo, destilando una mezcla (1:1) agua-disolución hidróxido - tiosulfato de sodio hasta que el destilado esté libre de amonio. Repetir esta operación cada vez que el equipo se vaya a utilizar, si no se emplea en intervalos de menos de 4 h también se requiere realizar esta operación.

2.- Selección de volumen de muestra: Determinar el volumen de la muestra de acuerdo a la tabla 1, si es necesario, ajustar el volumen aproximadamente 500 mL y neutralizar a pH 7. Colocar la muestra medida en un matraz Kjendahl de 800 mL.

**TABLA c.1** Selección del volumen de muestra

Cantidad de nitrógeno en la muestra (mg / L)	Volumen de muestra necesario (mL)
0-1	500
1-10	250
10-20	100
20-50	50,0
50- 100	25,0

### 3.- Nitrógeno amoniacal

3.1 Tomar una muestra dependiendo de las concentraciones esperadas, de acuerdo a la tabla 1 diluir con agua hasta 500 mL. Preparar un blanco con 500 mL de agua y darle el mismo tratamiento que a la muestra como sigue:

3.2 Añadir 25 mL de la disolución amortiguadora de boratos y ajustar el pH a 9,5 con disolución de hidróxido de sodio 6 N utilizando potenciómetro o papel indicador para verificar. Transferir la disolución a un matraz Kjeldahl y añadir unas cuentas de vidrio o perlas de ebullición.

3.3 Conectar el matraz Kjeldahl al bulbo del aparato de destilación, destilar la muestra cuidando que la temperatura del condensador no pase de 302 K (29°C), recolectando el condensado con la punta del tubo del refrigerante sumergido en 50 mL de la disolución amortiguadora de boratos.



3.4 La destilación se completa cuando se hayan recolectado 300 mL de destilado aproximadamente, incluyendo los 50 mL de la disolución amortiguadora de Boratos (ver inciso 4.15) con la disolución mezcla de indicadores.

3.5 Retirar el matraz colector y titular con solución de ácido sulfúrico 0,02 N hasta que la solución vire de un verde esmeralda a morado.

#### 4.- Nitrógeno orgánico

4.1 Enfriar el residuo contenido en el matraz Kjeldahl. Digestión: Adicionar cuidadosamente 50 mL de reactivo para la digestión al matraz de destilación y mezclar perfectamente. Añadir unas cuentas de vidrio o piedras de ebullición. Si se encuentran presentes grandes cantidades de materia orgánica libre de nitrógeno adicionar 50 mL de reactivo de digestión por cada gramo de materia sólida en la muestra. Mezclar y calentar a ebullición bajo una campana de extracción, (eliminar los vapores de SO<sub>3</sub>) hasta que el volumen de la disolución se reduzca aproximadamente entre 25 mL y 50 mL y se observe gran desprendimiento de vapores blancos (estos vapores pueden oscurecerse cuando la muestra presenta grandes cantidades de materia orgánica).

Continuar la digestión durante 30 min. más. En este período, la disolución cambia de turbia hasta ser transparente e incolora o con una ligera coloración amarillo pálido. Durante la digestión el matraz Kjeldahl debe permanecer inclinado. Enfriar el matraz y su contenido, diluir a 300 mL con agua y mezclar.

4.2 Cuidadosamente añadir 50 mL de la disolución de hidróxido-tiosulfato de sodio (ver inciso 4.20), para formar una capa alcalina en el fondo del matraz, conectar el matraz a un equipo de destilación y sumergir la punta del condensador en un matraz que contenga 50 mL de disolución de ácido bórico y la mezcla de indicadores por abajo del nivel de esta disolución. Agitar hasta asegurarse que está completamente mezclado, el pH de la disolución debe ser mayor a 11,0.

#### 5.- Destilación

Destilar y colectar aproximadamente 200 mL de destilado, no permitir que la temperatura en el condensador suba por arriba de 29°C. Cuando se alcance un volumen aproximado de 250 mL en el matraz colector del destilado, sacar la punta del condensador del destilado sin retirarlo del matraz y continuar la destilación durante 1 ò 2 min. para limpiar el condensador.

#### 6.- Titulación del destilado

Titular el volumen destilado con disolución valorada de ácido sulfúrico 0,02 N hasta el cambio del indicador de verde esmeralda a morado.

## 7.- Blanco

Llevar un blanco durante todos los pasos del método.

### CÁLCULOS

1 Usar la siguiente ecuación para calcular la concentración de nitrógeno total (NT):  $\text{mg Ntk} / \text{L} = (\text{A}-\text{B}) (\text{N}) (14) (1\ 000) / \text{V}$

$$\text{mg NH}_3\text{-N} / \text{L} = (\text{A}-\text{B}) (\text{N}) (14) (1\ 000) / \text{V}$$

$$\text{mg N-ORG} / \text{L} = (\text{A}-\text{B}) (\text{N}) (14) (1\ 000) / \text{V}$$

$$\text{mg Ntk} / \text{L} = \text{mg NH}_3\text{-N} / \text{L} + \text{mg N-ORG} / \text{L}$$

donde:

A son los mL de ácido sulfúrico gastados en la titulación de la muestra;

B son los mL de ácido sulfúrico gastados en el blanco;

N es la normalidad del ácido sulfúrico;

V son los mL de muestra, y 14 es el peso equivalente del nitrógeno.

e).- Determinación de Fósforo total.

## PROCEDIMIENTO

### 1.- Digestión de la muestra

Preparación de la muestra por medio de la digestión con persulfato:

1.1 Usar 50 mL o la porción adecuada de la muestra bien mezclada. Adicionar una gota de fenolftaleína. Si aparece un color rojo, adicionar gota a gota ácido sulfúrico concentrado hasta que desaparezca el color. Posteriormente adicionar 1 mL de disolución de ácido fuerte y 0,4 g de persulfato de amonio o 0,5 g persulfato de potasio.

1.2 Calentar hasta que rompa la ebullición y mantenerla sobre la placa de calentamiento, por 30 a 40 min. o hasta que el volumen final alcanzado sea de 10 mL. Los compuestos organofosforados pueden requerir de 1,5 h a 2 h para su digestión completa. Enfriar, diluir a 30 mL con agua, adicionar una gota de fenolftaleína, y neutralizar hasta desvanecer a un color rosa pálido con la disolución de hidróxido de sodio. Alternativamente, calentar por 30 min. en un autoclave u olla de presión de 98 kPa a 137 kPa. Enfriar, añadir una gota de fenolftaleína y neutralizar hasta desvanecer a un color rosa pálido con la disolución de hidróxido de sodio (ver inciso 4.3.9). Aforar a 100 mL con agua destilada. En algunas muestras puede formarse un precipitado en esta fase, pero no se debe filtrar. Mezclar bien para cualquier subdivisión de la muestra. El precipitado (posiblemente de fosfato de calcio) se redisuelve bajo condiciones ácidas de la prueba colorimétrica para determinar fósforo.

## **2.- Método cloruro estañoso**

2.1 Ajustar el pH de la muestra. A 100 mL de muestra que contenga no más de 200 µg P y libre de color y turbidez adicionar 1 gota de fenolftaleína. Si la disolución tiene un color rosado, adicionar unas cuantas gotas de disolución de ácido fuerte para neutralizar.

2.2 Desarrollo del color en la muestra. Adicionar, agitando fuertemente después de cada adición, 4,0 mL de disolución de heptamolibdato de amonio tetrahidratado y 0,5 mL (10 gotas) de disolución de cloruro estañoso. La intensidad del color depende de la temperatura ambiente de la disolución final, incrementándose ésta alrededor de 1 % por cada grado centígrado más de temperatura ambiente. Por lo que es importante realizar las mediciones a la misma temperatura.

2.3 Medición de color. El tiempo en el cual se realiza la medición es importante para tener un buen resultado, la medición debe de efectuarse después de 10 min. de haber desarrollado el color, pero antes de 12 min., utilizar el mismo intervalo de tiempo para todas las mediciones, medir la intensidad de color espectrofotométricamente a 690 nm. y comparar contra la curva de calibración, utilizar como blanco agua.

NOTA.- Es necesario tener un blanco de agua y un blanco de reactivos. Debido a que el color se desarrolla primero de manera progresiva y posteriormente se desvanece, mantener siempre condiciones iguales de tiempos de desarrollo de color y medición para muestras y estándares. Preparar al menos un estándar por cada lote de muestras o una cada día que se realiza la prueba. La curva de calibración es lineal en un intervalo de concentraciones de 0,3 mg/L a 2,0 mg/L.

## **3.- Método ácido vanadomolibdofosfórico**

3.1 Ajustar el pH de la muestra. Si la muestra tiene un pH mayor a 10, adicionar una gota de fenolftaleína a 50,0 mL de la muestra y después eliminar el color rosa con una disolución de ácido clorhídrico (1:1), antes de diluir a 100 mL.

3.2 Remoción del color de las muestras. Remover el exceso de color en las muestras por medio de la adición de 200 mg de carbón activado a una muestra de 50 mL en un matraz Erlenmeyer y agitar por 5 min., posteriormente filtrar para remover el carbón activado. Comprobar los fosfatos de cada lote de carbón activado.

3.3 Desarrollo del color en la muestra. Tomar una alícuota que contenga de 0,05 mg a 1,0 mg de fósforo, en un matraz volumétrico de 50 mL. Añadir 10 mL de la disolución reactivo vanado-molibdato y

diluir hasta la marca con agua. Preparar un blanco usando una cantidad de agua equivalente a la alícuota de la muestra. Después de 10 min. o más, medir la absorbancia de una muestra contra un blanco a una longitud de onda de 400 nm a 490 nm, dependiendo de la sensibilidad deseada. Los intervalos de concentración para diferentes longitudes de onda son:

**TABLA C.2** Longitud de onda

Intervalo de P mg/L	Longitud de onda nm
1,0 - 5,0	400
2,0 - 10	420
4,0 - 20	470

El color es estable por días y su intensidad no se ve afectada por las variaciones de la temperatura ambiente.

## CÁLCULOS

1 Calcular la concentración de la muestra por medio de la ecuación obtenida de la curva de calibración y que es representada por la siguiente ecuación:

$$Y = mX + b$$

donde:

m es la pendiente;

b es la ordenada al origen;

Y es la absorbancia, y

X es la concentración (mg P/L).

2 En caso de haber dilución de la muestra a lo largo del desarrollo del método (digestión y alícuota de muestra), utilizar la siguiente ecuación:

$$\text{mg P/L} = \text{concentración} \times \text{Factor de dilución}$$

F).- Determinación de Sólidos suspendidos totales:

## PROCEDIMIENTO

### 1.- Preparación de cápsulas de porcelana

1.1 Las cápsulas se introducen a la mufla a una temperatura de  $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ , durante 20 min. Como mínimo. Después de este

tiempo transferirlas a la estufa a 103°C - 105°C aproximadamente 20 min.

1.2 Sacar y enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador.

1.3 Pesar las cápsulas y registrar los datos.

1.4 Repetir el ciclo hasta alcanzar el peso constante, el cual se obtendrá hasta que no haya una variación en el peso mayor a 0,5 mg. Registrar como peso G.

## **2.- Preparación de crisoles Gooch**

2.1 Introducir el filtro de fibra de vidrio en el crisol con la cara rugosa hacia arriba, mojar el filtro con agua para asegurar que se adhiera al fondo del crisol.

2.2 Los crisoles se introducen a la mufla a una temperatura de 550°C ± 50°C, durante 20 min. como mínimo. Después de este tiempo transferirlos a la estufa a 103°C - 105°C aproximadamente 20 min.

2.3 Sacar y enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador.

2.4 Pesar los crisoles y repetir el ciclo hasta alcanzar el peso constante, el cual se obtiene hasta que no haya una variación en el peso mayor a 0,5 mg. Registrar como G3.

## **3.- Preparación de la muestra**

3.1 Sacar las muestras del sistema de refrigeración y permitir que alcancen la temperatura ambiente. Agitar las muestras para asegurar la homogeneización de la muestra.

## **4 Medición para sólidos totales (ST) y sólidos totales volátiles (SVT)**

### **- Determinación para sólidos totales (ST)**

4.1 En función de la cantidad de sólidos probables tomar una cantidad de muestra que contenga como mínimo 25 mg/L de sólidos totales, generalmente 100 mL de muestra es un volumen adecuado.

4.2 Transferir la muestra a la cápsula de porcelana que previamente ha sido puesta a peso constante (ver inciso 9.1.4).

4.3 Llevar a sequedad la muestra en la estufa a 103°C-105°C.

4.4 Enfriar en desecador hasta temperatura ambiente y determinar su peso hasta alcanzar peso constante. Registrar como peso G1.

**- Determinación para sólidos totales volátiles (SVT):**

4.5 Introducir la cápsula conteniendo el residuo (ver inciso 9.4.4) a la mufla a  $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$  durante 15 a 20 min., transferir la cápsula a la estufa a  $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$  aproximadamente 20 min., sacar la cápsula, enfriar a temperatura ambiente en desecador y determinar su peso hasta alcanzar peso constante. Registrar como peso G2.

4.6 Cuando se determinen muestras por duplicado o triplicado, los resultados como máximo pueden tener una variación del 5 por ciento del promedio de los resultados.

**5 Sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos totales (SST)**

**- Determinación de los sólidos suspendidos totales (SST)**

5.1 Medir con una probeta, un volumen adecuado de la cantidad seleccionada de muestra previamente homogeneizada la cual depende de la concentración esperada de sólidos suspendidos.

5.2 Filtrar la muestra a través del crisol Gooch preparado anteriormente aplicando vacío (ver inciso 9.2), lavar el disco tres veces con 10 mL de agua, dejando que el agua drene totalmente en cada lavado.

5.3 Suspender el vacío y secar el crisol en la estufa a una temperatura de  $103^{\circ}\text{C}$  a  $105^{\circ}\text{C}$  durante 1 h aproximadamente. Sacar el crisol, dejar enfriar en un desecador a temperatura ambiente y determinar su peso hasta alcanzar peso constante registrar como peso G4.

**- Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)**

5.4 Introducir el crisol que contiene el residuo (ver inciso 9.5.3) y el disco a la mufla, a una temperatura de  $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$  durante 15 a 20 min. Sacar el crisol, de la mufla e introducirlo a la estufa a una temperatura de  $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$  durante 20 min. aproximadamente. Sacar y enfriar a temperatura ambiente en desecador y determinar su peso hasta alcanzar peso constante. Registrar como peso G5.

**6 Sales disueltas totales (SDT)**

6.1 La determinación de las sales disueltas totales es por diferencia entre los sólidos totales menos sólidos suspendidos totales.

## CÁLCULOS

1 Calcular el contenido de sólidos totales de las muestras como sigue:

$$ST = (G1 - G) * 1\ 000 / V$$

Donde:

ST son los sólidos totales, en mg/L;

G1 es el peso de la cápsula con el residuo, después de la evaporación, en mg;

G es el peso de la cápsula vacía, en mg a peso constante, y

V es el volumen de muestra, en mL.

2 Calcular el contenido de sólidos totales volátiles de las muestras como sigue:

$$SVT = (G1 - G2) * 1\ 000 / V$$

Donde:

SVT es la materia orgánica total, en mg/L;

G2 es el peso de la cápsula con el residuo, después de la calcinación, en mg, y

V es el volumen de muestra, en mL.

3 Calcular el contenido de sólidos suspendidos totales de las muestras como

Sigue:

$$SST = (G4 - G3) * 1\ 000 / V$$

Donde:

SST son los sólidos suspendidos totales, en mg/L;

G3 es el peso del crisol con el disco a peso constante, en mg;

G4 es el peso del crisol con el disco y el residuo seco, en mg, y

V es el volumen de muestra, en mL.

4 Calcular el contenido de sólidos suspendidos totales de las muestras como sigue:

$$SST = (G4 - G5) * 1\ 000 / V$$

Donde:

SST son los sólidos suspendidos totales, en mg/L;

G5 es el peso del crisol con el residuo, después de la calcinación, en mg;

V es el volumen de muestra, en mL.

5 Calcular el contenido de sales disueltas totales de las muestras como sigue:

$$SDT = ST - SST$$

Donde:

SDT son las sales disueltas totales, en mg/L

ST son los sólidos totales, en mg/L

SST son los sólidos suspendidos totales, en mg/L

6 Reportar los valores obtenidos de la muestra control junto con los resultados del análisis.

7 Reportar los resultados, en mg/L.

### **g).- Determinación de Coliformes totales y fecales.**

#### **PROCEDIMIENTO**

1 Pruebas presuntivas.

1.1 Preparación de la muestra e inoculación del medio. Antes del examen, mezclar perfectamente la muestra agitándola vigorosamente para lograr una distribución uniforme de los microorganismos y, dependiendo de la naturaleza del agua y el contenido bacteriano esperado, hacer las diluciones necesarias en esta etapa.

Utilizar series que constan de por lo menos tres diluciones: 10.0cm<sup>3</sup>, 1.0cm<sup>3</sup> y 0.1cm<sup>3</sup> ó bien 1.0cm<sup>3</sup>, y 0.01cm<sup>3</sup>. Por cada dilución debe haber 3 ó 5 tubos. Para diluciones a 10 veces, poner 90 ó 9 cm<sup>3</sup> del diluyente en matraces o tubos de dilución esterilizados. Alternativamente, usar volúmenes de diluyente preesterilizado en botellas de tapón de rosca. Hacer una o más diluciones a 10 veces transfiriendo un volumen de la muestra de agua a 9 volúmenes de diluyente. Repetir estos pasos cuantas veces sea necesario. Preparar suficiente cantidad de cada dilución para todas las pruebas que se vayan a llevar a cabo con la muestra. Para diluciones diferentes a 10 veces ajustar el volumen de diluyente a la porción de prueba. Inocular los tubos conteniendo medios de aislamiento de doble concentración con porciones de prueba de un volumen mínimo de 5cm<sup>3</sup>.

1.2 Incubación de los tubos.

Incubar los tubos inoculados ya sea a 308± 1K (35± 1°C) o 340± 1K (37±1 °C) durante 48 horas.

1.3 Examen de los tubos

Examinar los cultivos de los tubos después de un período de incubación de 18 a 24 horas y considerar como resultados positivos a aquellos que muestren turbidez debida al crecimiento bacteriano y formación de gas en los tubos internos invertidos (Durham) junto con producción de ácido si el medio de aislamiento contiene un indicador de pH. Reincubar aquellos tubos que no muestran alguno o todos estos cambios y examinarlos nuevamente para detectar reacciones positivas a las 48 horas.

2 Pruebas confirmativas.

2.1 Inoculación del medio.



Resembrar a partir de cada tubo de medio de aislamiento que muestro un resultado positivo en uno o más tubos de medio confirmativo para detectar la producción de gas e indol.

NOTA 4: - Si se usa el medio más inhibitorio de caldo lactosa para aislar, resembrar en alguno de los dos medios confirmativos más selectivos, Caldo de Bilis Lactosa Verde Brillante o Caldo EC para efectuar la confirmación.

## 2.2 Incubación y examen.

Para confirmar la presencia de organismos coliformes, incubar un tubo de Caldo Lactosa Verde Brillante o Caldo EC a 310K (37°C) y examinarlo para ver si hay producción de gas dentro de un período de 48 horas.

Para confirmar la presencia de organismos coliformes termotolerantes, incubar otro tubo de Caldo Bilis Lactosa Verde Brillante o Caldo EC a 317K (44°C) durante 24 horas para ver si hay producción de gas.

Para confirmar la presencia de E. coli. Presuntiva, incubar un tubo de agua de triptona para detectar la formación de indol a 317K (44°C) durante 24 horas. Después añadir de 0.2 a 0.3 cm<sup>3</sup> de reactivo de Kovacs el tubo de agua de triptona; El desarrollo de un anillo de color rojo después de agitar suavemente de note la presencia de indol.

NOTA 5.- La detección de E. coli presuntiva se considera una evidencia satisfactoria de contaminación fecal. Sin embargo, pueden efectuarse mayores pruebas para la confirmación de E. coli si se considera necesario.

## 3 Prueba de oxidasa.

Algunas bacterias existentes en el agua pueden conformarse a la definición de organismos coliformes en muchos aspectos, pero son capaces de producir gas a partir de lactosa solamente a temperaturas inferiores a 310K (37°C). Por consiguientes dan resultados negativos a las pruebas confirmativas estándar para organismos coliformes y su presencia en agua usualmente no se considera significativa. Las especies de Aeromonas, que se encuentran naturalmente en el agua, tienen una temperatura óptima de crecimiento en el rango 303 a 308K (30 a 35°C), pero a pesar de ello son capaces de producir ácido y gas a partir de lactosa a 310K (37°C). Tienen poco significado para efectos sanitarios y se distinguen del grupo de los coliformes por una reacción de oxidasa positiva.

3.1 Llevar a cabo la prueba con subcultivos puros de los organismos fermentadores de lactosa, crecidos en medio nutriente de agar, como sigue:

-Colocar de 2 a 3 gotas de reactivo de oxidasa recientemente preparado en un papel filtro en una caja de Petri.

-Con una barra de vidrio o un asa de alambre de platino (no de nicromel), colocar parte del cultivo en el papel filtro preparado.

-Considerar la aparición de un color azul marino purpúreo en un lapso de 10 segundos como una reacción positiva.

NOTA 6. - En cada ocasión que se use el reactivo de oxidasa, llevar a cabo pruebas de control con cultivos de organismos que se sepa dan una reacción positiva (*Pseudomonas aeruginosa*) y uno que de una reacción negativa (*E. coli*) en 100 cm<sup>3</sup> de la muestra.

## CALCULOS

A partir del número de tubos que dan reacciones positivas en los medios de aislamiento y confirmativo, calcular por referencia a las tablas estadísticas (ver tabla) el número más probable de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y *E. coli* presuntiva en 100 cm<sup>3</sup> de la muestra. Cuando se emplean de dilución para hacerlo equivalente.

En caso de no encontrar en las tablas la combinación de tubos adecuada, emplear para los cálculos la siguiente ecuación:

$$Nmp/100cm^3 = \frac{\text{No. de tubos positivos} \times 100}{\sqrt{(\text{Cm}^3 \text{ de muestra en tubos negativos})(\text{cm}^3 \text{ de muestra en todos los tubos})}}$$

### TABLA x

Índice del NMP y límite confiable de 95% para varias combinaciones de resultados positivos y negativos cuando se usan: 5 tubos con porciones de 10 cm<sup>3</sup> en cada uno, 5 con porciones de 1cm<sup>3</sup> y con 5 porciones de 0.1 cm<sup>3</sup>.

No. de tubos con Reacciones (+)			Índice del NMP por 100 cm <sup>3</sup>	Límite confiable de 95%		No. de tubos con reacciones positivas			Índice del NMP POR 100cm <sup>3</sup>	Límite confiable de 95%	
5tubos con 10cm <sup>3</sup>	5tubos con 1cm <sup>3</sup>	5tubos con 0.1cm <sup>3</sup>		Interior	Superior	5tubos con 10cm <sup>3</sup>	5tubos con 1cm <sup>3</sup>	5tubos con 0.1cm <sup>3</sup>		Interior	Superior
0	0	0	<2								
0	0	1	2	<0.	7	4	2	1	26	9	78

				5								
0	1	0	2	<0. 5	7		4	3	0	27	9	80
0	2	0	4	<0. 5	11		4	3	1	33	11	93
							4	4	0	34	12	93
1	0	0	2	<0. 5	7							
1	0	1	4	<0. 5	11		5	0	0	23	7	70
1	1	0	4	<0. 5	11		5	0	1	31	11	89
1	1	1	6	<0. 5	15		5	0	2	43	15	110
1	2	0	6	<0. 5	15		5	1	0	33	11	93
							5	1	1	46	16	120
2	0	0	5	<0. 5	13		5	1	2	63	21	150
2	0	1	7	1	17							
2	1	0	7	1	17		5	2	0	49	17	130
2	1	1	9	2	21		5	2	1	70	23	170
2	2	0	9	2	21		5	2	2	94	28	220
2	3	0	12	3	28		5	3	0	79	25	190
							5	3	1	110	31	250
3	0	0	8	1	19		5	3	2	140	37	340
3	0	1	11	2	25							
3	1	0	11	2	25		5	3	3	180	44	500
3	1	1	14	4	34		5	4	0	130	35	300
3	2	0	14	4	34		5	4	1	170	43	490
3	2	1	17	5	46		5	4	2	220	57	700
3	3	0	17	5	46		5	4	3	280	90	850
							5	4	4	350	12	100
										0	0	0
4	0	0	13	3	31		5	5	0	240	68	750
4	0	1	17	5	46		5	5	1	350	12	100
										0	0	0
4	1	0	17	5	46		5	5	2	540	18	140
										0	0	0
4	1	1	21	7	63		5	5	3	920	30	320
										0	0	0
4	1	2	26	9	78		5	5	4	1600	64	580
										0	0	0
4	0	0	22	7	67		5	5	5	≤240		
										0		

**TABLA**

Índice del NMP y límite confiable de 95% para varias combinaciones de resultados positivos y negativos cuando se usan: 1 tubo con porciones de 50 cm<sup>3</sup> 5 tubos con porciones de 10 cm<sup>3</sup> y 5 tubos con porciones de 10cm<sup>3</sup>

No. de tubos con Reacciones (+)			Indice del NMP por 100cm <sup>3</sup>	Límite confiable de 95%			No. de tubos con reacciones positivas			Indice del NMP POR 100cm <sup>3</sup>	Límite confiable de 95%	
1tubo s con 50cm	5tubo s con 10cm <sup>3</sup>	5tubo s con 1cm <sup>3</sup>		Inter-ior	Super-ior		1tubo s con 50cm <sup>3</sup>	5tubo s con 10cm <sup>3</sup>	5tubo s con 1cm <sup>3</sup>		Inter-ior	Super-ior
0	0	0	<1									
0	0	1	1	<0.5	4		1	2	1	7	1	17
0	0	2	2	<0.5	6		1	2	2	10	3	23
0	1	0	1	<0.5	4		1	2	3	12	3	28
0	1	1	2	<0.5	6		1	3	0	8	2	19
0	1	2	3	<0.5	8		1	3	1	11	3	26
0	2	0	2	<0.5	6		1	3	2	14	4	34
0	2	1	3	<0.5	8		1	3	3	18	5	53
0	2	2	4	<0.5	11		1	3	4	21	6	66
0	3	0	3	<0.5	8		1	4	0	13	4	31
0	3	1	5	<0.5	13		1	4	1	17	5	47
0	4	0	5	<0.5	13							
							1	4	2	22	7	69
1	0	0	1	<0.5	4		1	4	3	28	9	85
1	0	1	3	<0.5	8		1	4	4	35	12	100
1	0	2	4	<0.5	11		1	4	5	43	15	120
1	0	3	6	<0.5	15		1	5	0	24	8	75
1	1	0	3	<0.5	8							
							1	5	1	35	12	100
1	1	5	5	<0.5	13		1	5	2	54	18	140
1	1	7	7	1	17		1	5	3	92	27	220
1	1	9	9	2	21		1	5	4	160	39	450
1	2	5	5	<0.5	13		1	5	5	≥240		

**TABLA x**

Índice del NMP y límite confiable de 95% para varias combinaciones de resultados positivos y negativos cuando se usan: 5 tubos con porciones de 50 cm<sup>3</sup>, 5 tubos con porciones de 10 cm<sup>3</sup> y 5 tubos con porciones de 1 cm<sup>3</sup>.

No. de tubos con Reacciones (+)			Indic e del NMP por 100c m <sup>3</sup>	Límite confiable de 95%		No. de tubos con reacciones positivas			Indic e del NMP POR 100c m <sup>3</sup>	Límite confiable de 95%	
5tubo s con 50cm	5tubo s con 10cm <sup>3</sup>	5tubo s con 1cm <sup>3</sup>		Inter-ior	Super-ior	5tubo s con 50cm <sup>3</sup>	5tubo s con 10cm <sup>3</sup>	5tubo s con 1cm <sup>3</sup>		Inter-ior	Super-ior
0	0	0	<1								
0	0	1	1	<0.5	2	4	1	1	4	1	9
0	1	0	1	<0.5	2	4	1	2	4	1	9
0	1	1	1	<0.5	2	4	2	0	4	1	9
0	2	0	1	<0.5	2	4	2	1	4	1	9
0	3	0	1	<0.5	2	4	2	2	5	2	12
						4	3	0	5	2	12
1	0	0	1	<0.5	2						
1	0	1	1	<0.5	2	4	3	1	5	2	12
1	1	0	1	<0.5	2	4	3	2	6	2	14
1	1	1	1	<0.5	2	4	4	0	6	2	14
1	2	0	1	<0.5	2	4	4	1	7	3	17
1	2	1	2	<0.5	4	4	5	0	7	3	17
1	3	0	2	<0.5	4	4	5	1	8	3	19
2	0	0	1	<0.5	2	5	0	0	4	1	9
2	0	1	1	<0.5	2	5	0	1	4	1	9
2	1	0	1	<0.5	2	5	0	2	6	2	14
2	1	1	2	<0.5	4	5	1	0	5	2	12
2	2	0	2	<0.5	4	5	1	1	6	2	14
2	2	1	2	<0.5	4						
						5	1	2	7	3	17
2	3	0	2	<0.5	4	5	2	0	6	2	14
2	3	1	3	1	7	5	2	1	8	3	19
2	4	0	3	1	7	5	2	2	10	4	23
						5	2	3	12	4	28
3	0	0	2	<0.5	4						
3	0	1	2	<0.5	4	5	3	0	9	3	21
3	1	0	2	<0.5	4	5	3	1	11	4	26
3	1	1	2	<0.5	4	5	3	2	14	5	34
3	1	2	3	1	7	5	3	3	18	6	53
3	2	0	3	1	7	5	4	0	13	6	31
3	2	1	3	1	7	5	4	1	17	6	47
3	2	2	4	1	9	5	4	2	22	7	70
3	3	0	3	1	7	5	4	3	28	9	85
3	3	1	4	1	9	5	4	4	35	11	100
3	4	0	4	1	9	5	5	0	24	8	75
3	4	1	4	1	9						
						5	5	1	35	11	100
4	0	0	2	<0.5	4	5	5	2	54	18	140
4	0	1	3	1	7	5	5	3	92	27	220
4	0	2	3	1	7	5	5	4	160	39	420
4	1	0	3	1	7	5	5	5	≥240		

**TABLA x**

Índice del NMP y límite confiable de 95% para varias combinaciones de resultados positivos y negativos cuando se usan: 3 tubos con porciones de 1cm<sup>3</sup> y con porciones de 0.1 cm<sup>3</sup>

No. de tubos con Reacciones (+)			Índice del NMP por 100cm <sup>3</sup>	Límite confiable de 95%	
3 tubos con 30 cm <sup>3</sup>	3 tubos con 1cm <sup>3</sup>	3 tubos con 0.1 cm <sup>3</sup>		Interior	Superior
0	0	0	<3	<0.5	
0	0	1	3	<0.5	9
0	1	0	3		13
1	0	0	4	<0.5	20
1	0	1	7	1	21
1	1	0	7	1	23
1	1	1	11	3	36
1	2	0	11	3	36
2	0	0	9	1	36
2	0	1	14	3	37
2	1	0	15	3	44
2	1	1	20	7	89
2	2	0	21	4	47
2	2	1	28	10	150
3	0	0	23	4	120
3	0	1	39	7	130
3	0	2	64	15	380
3	1	0	43	7	210
3	1	1	75	14	230
3	1	2	120	30	280
3	2	0	93	15	380
3	2	1	150	30	440
3	2	2	210	35	470
3	3	0	240	36	1300
3	3	1	460	71	2400
3	3	2	1100	150	4800
3	3	3	≥2400		

## 11. REPORTE DE LA PRUEBA

El reporte de la prueba debe hacer referencia a esta norma y dar toda la información relevante, incluyendo a Todos los detalles necesarios para la identificación completa de la muestra.

- b. La técnica y medio de cultivo empleados.
- c. El tiempo, temperatura y condiciones de la incubación.
- d. Los resultados expresados conforme a lo que se describe en el punto 10 NMX MX-AA-42-1987
- e. Cualquier suceso particular observado en el curso del análisis y cualquier operación no especificada en el método o considerada opcional que pueda haber influido en los resultados.