



IMTA[®]

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Programa de Posgrado

Tesis

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
MUNICIPALES MEDIANTE BIOMASA AEROBICA
INMOVILIZADA SOBRE UN EMPAQUE SINTETICO

que para obtener el grado de
Maestría en Ciencias y Tecnología del Agua
(Sistemas Ambientales)

Presenta:

José Alejandro Muñoz Hernández

Tutor: Dra. Petia Mijajlova Nacheva

Jiutepec, Morelos.

2011



Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Programa de Posgrado

Tesis

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE
BIOMASA AERÓBICA INMOVILIZADA SOBRE UN EMPAQUE SINTÉTICO**

que para obtener el grado de
**Maestría en Ciencias y Tecnología del Agua
(Sistemas Ambientales)**

presenta
José Alejandro Muñoz Hernández

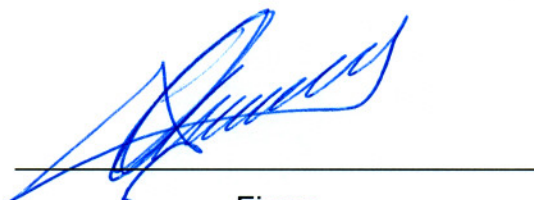
Tutor: Dra. Petia Mijaylova Nacheva

Con fundamento en los artículos 21 y 27 de la Ley Federal del Derecho de Autor y como titular de los derechos moral y patrimoniales de la obra titulada "TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE BIOMASA AERÓBICA INMOVILIZADA SOBRE UN EMPAQUE SINTÉTICO", otorgo de manera gratuita y permanente al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, autorización para que fijen la obra en cualquier medio, incluido el electrónico, y la divulguen entre su personal, estudiantes o terceras personas, sin que pueda percibir por tal divulgación una contraprestación.

JOSÉ ALEJANDRO MUÑOZ HERNÁNDEZ

Jiotepec, Morelos, a 8 de Julio de 2011.

Lugar y fecha

A handwritten signature in blue ink, consisting of several overlapping loops and strokes, positioned above a horizontal line.

Firma

AGRADECIMIENTOS

A **Dios nuestro señor** que me dio vida, salud, serenidad, paciencia, aguante físico y mental para permanecer, soportar y llegar al final de esta meta. Que en el transcurso de mi vida no recuerdo que me haya puesto las cosas fáciles y este caso no fue la excepción y me dio la oportunidad de vivirla.

A **mis amados hijos Eduardo Said y Andrea Citlalli**, que para poder lograr estos estudios lo hice ocupando tiempo que no era mío, era de ustedes. Que solo haciendo este acto de egoísmo pude lograrlo. Que perdí periodos de su niñez que ya no podre recuperar, que tuve que sacrificar algunas cosas para lograr otras y que actualmente puedo compartirles.

A **mi querida esposa** que me has compartido tu vida y que a través de los años has comprendido que se deben de hacer sacrificios para lograr metas, que hasta vivirlos en carne propia los comprendiste, te comparto de todo corazón este logro que es también tuyo.

A **mi querido hermano Gastón** por el apoyo incondicional para la fabricación de este proyecto, que sus habilidades, conocimientos y trabajo fueron el resultado de ver culminadas estas ideas en realidades.

A **mis queridos Amigos compañeros de la maestría en ciencias del agua** o igual a mártires del posgrado IMTA. Vanesa, Eduardo, Diego, Camilo, Víctor que me brindaron su apoyo en el transcurso de la realización de mi posgrado, que me apoyaron en áreas que para mi eran nuevas, áridas y difíciles. Y que nos toco ser conejillos de indias en este proyecto educativo y salimos avante. Gracias a cada uno de ustedes.

A la **Dra. Petia Mijaylova Nacheva**, Por el apoyo y guía para poder realizar este trabajo de investigación, por la confianza en mí depositada para la ejecución de este tan interesante proyecto, por dejar aplicar mis conocimientos, experiencia, ideas e inspiración, acumulados en tiempo trabajando en la industria e iniciativa privada.

A mi comité tutorial por el apoyo para el desarrollo de este trabajo, **Dra. Gabriela Moeller Chávez, M.C. Cecilia Tomasini Ortiz, M.I. Esperanza Ramírez Camperos** y en especial a la **Dra. Gabriela Mantilla Morales**, que me enseñó que la tecnología y la ortografía deben de formar un conjunto. Que me ha brindado el apoyo para que este desarrollo tecnológico no se quede solo en un estudio, investigación o artículo más. Y poder darlo a conocer en diferentes instancias y foros diferentes a los académicos o de investigación. Así como creer en las alianzas entre investigación y sector productivo logrando con esto desarrollos tecnológicos que brindan soluciones que tanto requiere el país.

RESUMEN

En el presente trabajo de investigación se llevó a cabo el desarrollo de un sistema de tratamiento de agua residual con un reactor de lecho sumergido de flujo descendente, con un volumen útil de 0.708 m³. El reactor fue empacado con cinta de polietileno con un área específica de 1098 m²/m³. La cinta de polietileno fue seleccionada como soporte. En estudios previos a escala piloto se alcanzaron con su uso remociones de DQO de 80% y reducciones de NTK concentraciones de 60 mg/l a 27 mg/l (Mijaylova y Bustos, 2007). El trabajo se realizó en dos etapas principales. En la primera etapa se llevó a cabo el diseño y fabricación del equipo a escala real con base en materiales, equipos y sistemas eléctricos existentes en el mercado industrial mexicano. Algunos elementos del equipo no existían en el mercado, fue necesario realizar el diseño de maquinaria y equipo para la fabricación de la cinta de polietileno que se utilizó como medio de soporte. El equipo se diseñó para operar a la intemperie y se instaló en el exterior. En la segunda etapa se llevó a cabo el arranque y desarrollo de la biopelícula. El biofiltro se alimentó con agua residual de origen municipal operando a una carga orgánica de 2.0 kg DQO·m⁻³·d⁻¹ y una con recirculación del 50%. Con esta carga se trabajó por 15 días logrando remoción de 50% de DQO, operando a temperaturas ambiente promedio de 32°C y del agua de 25° C. El objetivo del estudio fue determinar la remoción de materia orgánica carbonosa, nitrógeno y fósforo en un biorreactor aerobio con biomasa inmovilizada sobre un empaque de cinta de polietileno

Se programó probar tres diferentes cargas orgánicas: 4, 6 y 8 kgDQO·m⁻³·d⁻¹. Se alimentó en la primera fase una carga orgánica de 4 kg DQO·m⁻³·d⁻¹ con 50% de recirculación y un periodo de 30 días, operando el equipo sin contratiempos. Para las fases dos y tres, se tuvieron afectaciones considerables por lluvias ya que se registraron precipitaciones hasta 350 mm (Estación 00017071 progreso Jiutepec Mor, <http://smn.cna.gob.mx>) y se observaron variaciones en la concentración de DQO de 54 a 350 mg/l, así como algunas descargas color rojo con 614 mg/l de DQO, teniendo características en el efluente diferentes día a día, así como cortes en la energía eléctrica por periodos de una a varias horas en el día y algunas noches completas, lo que nos dió que las cargas orgánicas promedio fueron de 9.45 kg DQO·m⁻³·d⁻¹ para la fase dos y 19.4 kg DQO·m⁻³·d⁻¹ para la fase tres. Por lo tanto fue necesario realizar un programa de experimentación adecuado a la condición real de operación del equipo. Finalmente se programaron evaluar las cargas de: 4, 8, 12 y 19 kg DQO·m⁻³·d⁻¹.

La mejor remoción de DBO, fue de 72.47 % con una carga orgánica de entrada de 19.3 kg DQO·m⁻³·d⁻¹. Para el Nitrógeno total(NT) para la misma carga orgánica, se lograron porcentajes de remoción 58.62 %, lo que se considera como un resultado conservador. En el influente se tuvieron máximos de 68 mg/l y las concentraciones en el efluente fueron de 15.2 mg/l, estando solo a 0.2 mg/l para cumplir el límite máximo permisible para el NT de la NOM-001-SEMARNAT-1996. Para el Fósforo total (PT) y la con la carga orgánica de 19.36 kgDQO·m⁻³·d⁻¹, en el influente se lograron remociones de 39.3 % con concentraciones de influente de PT de 20 a 50 mg/l y 8 mg/l en el efluente. Para este caso, no se alcanza el límite máximo permisible para el PT de la NOM-001-SEMARTANT-1996 (5 mg/l). Sin embargo los intervalos de concentración de PT en el influente supera a una concentración fuerte de 15 mg/l (Metcalf & Eddy, 2002). Por lo tanto, el birreactor logra llevar a cabo la remoción de fósforo, a pesar de que el proceso no está diseñado para la remoción del mismo.

Índice	Página
Resumen.....	2
Índice.....	3
Índice de figuras	5
Índice de tablas	7
Tema de la tesis	8
1.0 Introducción	8
1.1 Justificación del proyecto	8
1.2 Objetivo	11
1.2.1. Objetivos específicos.....	11
1.2.2. Metas	11
2.0 Antecedentes	12
2.1. Disponibilidad media del agua	12
2.2. Calidad del agua	13
2.3. Infraestructura del agua potable	15
2.4. Cobertura de alcantarillado	16
2.5. Tratamiento y reúso del agua residual	17
2.6. Reúso del agua residual	19
2.7. Situación sociodemográfica y condición de vivienda en México.....	20
2.8. Estado del arte de sistemas de tratamiento de aguas residuales para descargas Domesticas.....	25
2.8.1. Bioseptic serie AR-2,AR-6 y AER-12	26
2.8.2. Sistema Bionutilus.....	27
2.8.3. Planta Bioaire.....	27
2.8.4. Eco Micro Planta	28
2.8.5. Planta de tratamiento "Aqua Treat".....	29
2.8.6. Sistema de lodos activados- Ecolo Systems-.....	30
2.9. Sistemas de tratamiento para descargas domesticas encontradas recientemente en el mercado nacional	30
2.11. Normatividad referente a descargas de aguas residuales tratadas, reuso y lodos generados en el agua residual	31
3.0 Bases teóricas de los procesos biológicos de tratamiento	32
3.1. Tratamiento aerobio.....	32
3.2. Tratamiento anaerobio.....	32
3.3. El concepto de biopelícula.....	34
3.4. El desarrollo de la biopelícula	35
3.5. Ecología de la biopelícula.....	37
3.6. Principales procesos de operación de biofiltros percoladores.....	38
4.0 Metodología del trabajo experimental	40
4.1. Descripción del sistema experimental.....	40
4.2. Etapas de trabajo.....	42
4.2.1. Diseño del sistema	42
4.2.2. Fabricación e instalación del sistema	42
4.2.3. Trabajo experimental para evaluación del prototipo construido.....	42
4.3. Pruebas operativas del sistema antes del arranque.....	43
4.4. Procedimiento experimental	43

4.4.1. Arranque del sistema y formación de la biopelícula.....	45
4.4.2. Ajuste de carga orgánica volumétrica en el influente	44
4.4.3. Parámetros de control del proceso	45
4.4.4. Determinación de la cantidad de la biomasa en el reactor.....	46
5.0 Resultados	48
5.1. Diseño	48
5.1.1. Parametros para el diseño del biorreactor	49
5.2. Fabricación del sistema experimental.....	52
5.2.1. Diseño y fabricación de los sistema mecánicos	52
5.2.1.1. Estructura de soportes y tanques principales	52
5.2.1.2 Mecanismos de tracción para arrastre del soporte de medio biológico	53
5.2.2. Cálculos, selección e instalación del sistema eléctrico.....	54
5.2.2.1 Selección de arrancadores y sistemas de control para equipos eléctricos	54
5.2.2.2 Sistema de control y adquisición de datos	55
5.3 Desarrollo de soporte de medio biológico CRP (Cinta reforzada de polietileno) ...	57
5.4. Arranque y desarrollo de la biopelícula.....	58
5.5. Resultados del trabajo experimental	59
5.5.1. Remoción de materia Orgánica DQO.....	61
5.5.2. Remoción de Nitrógeno Total NT	64
5.5.3. Remoción de N-NH3 Nitrógeno amoniacal	65
5.5.4. Remoción de Fosforo Total PT	67
5.5.5. Remoción de sólidos suspendidos totales SST	68
5.5.6. Remoción de DBO ₅	69
5.5.7. Remoción de grasas y aceites	70
5.5.8. Remoción de Coliformes fecales.....	71
5.6 Parámetros de campo	72
5.6.1. Potencial de hidrogeno pH	72
5.6.2. Oxigeno disuelto OD.....	72
5.7 Parámetros adicionales medidos.....	73
5.7.1. Sólidos suspendidos en la purga	73
5.7.2. SAAM Sustancias activas al azul de metileno	74
5.7.3. Cuantificación de la biomasa del reactor	75
5.13. Consumo de energía eléctrica.....	75
6.0. CONCLUSIONES.....	79
7.0. REFERENCIAS.....	81

INDICE DE FIGURAS	Página
Figura 1 Remoción de DQO para diferentes materiales, donde se observa la mayor remoción para la cinta sessil	11
Figura 2 Arreglo experimental de los Biorreactores, para prueba de diferentes materiales de soporte en la planta piloto del IMTA	11
Figura 3 Variación de la disponibilidad natural media per cápita del agua de 1950 al año 2000 m ³ /h/año	13
Figura 4 Calidad del agua superficial evaluada como DBO ₅ , y la condición en el territorio nacional.	14
Figura 5 Calidad del agua superficial evaluada como DQO , y la condición en el territorio nacional .	15
Figura 6 Calidad del agua superficial evaluada como SST, y la condición en el territorio nacional.	15
Figura 7 Grafica Mostrando los porcentajes de los procesos de tratamiento, utilizados en México	18
Figura 8 Crecimiento demográfico en México	20
Figura 9 Ejemplos de plantas de tratamiento tipo paquete, fabricadas en fibra de vidrio marca BIOseptic	26
Figura 10 Planta Bionautilus.	27
Figura 11 Planta BIOAIRE	28
Figura 12 Micro planta en fábrica	28
Figura 13 Dibujo virtual de sistema de tratamiento de aguas "Aqua Treat".	29
Figura 14 Planta Ecolo- System, instalada	30
Figura 15 Esquema del desarrollo del proceso anaerobio	33
Figura 16 Esquema del desarrollo de biopelícula en soporte de acuerdo a la alimentación de un biofiltro percolador	36
Figura 17 Esquema del sistema experimental	40
Figura 18 Prueba hidráulica con agua tratada a caudal máximo de 1 l/s.	44
Figura 19 Descarga en salida final y prueba de eyector neumático para caudal de retorno	44
Figura 20 Esquema de división dentro del reactor de zonas para muestreo de cintas CRP	47
Figura 21 Esquema de los sistemas generales que componen el biorreactor	51
Figura 22 Esquema de dirección de flujo dentro del reactor y ubicación de tanques principal, secundario y cónico	53
Figura 23 Instalación de tanque secundario dentro del tanque principal.	53
Figura 24 Fabricación de tanque principal aplicación de soldadura.	53
Figura 25 Esquema de ubicación de sistema de tracción de medio biológico (motorreductor, flecha y chumaceras).	54
Figura 26 Ubicación de motorreductor, chumacera y flecha parte superior del biorreactor.	54
Figura 27 Ubicación de chumacera inferior y flecha en el biorreactor	54
Figura 28 Instalación de sistema eléctrico de fuerza y control incluyendo sistema de tierras	55
Figura 29 Ubicación de interruptor de cuchillas y tablero de control.	55
Figura 30 Esquema de sistemas de fuerza, control y señales digitales del PLC y PC	56
Figura 31 Tablero con los dispositivos de fuerza, protección, control y señalización de equipo del biorreactor vista interior.	57

Figura 32	Tablero de control vista exterior	57
Figura 33	Máquina de termofusionado para fabricación de cinta CRP.	58
Figura 34	Máquina cortadora de cintas de polietileno	58
Figura 35	Arranque del sistema, muestra formación de espuma, típico de cultivo joven	58
Figura 36	Biorreactor con formación de biopelícula, sin espuma.	58
Figura 37	Comparación visual de turbidez en agua de influente y efluente después de 9 días	59
Figura 38	Concentración de DQO en el influente y en el efluente durante los días de operación del reactor	61
Figura 39	Variación de la COV y del porcentaje de remoción de la DQO durante las fases de experimentación	62
Figura 40	Correlación entre la tasa específica de Remoción de materia orgánica (DQO) y las cargas orgánicas aplicadas al biorreactor	63
Figura 41	Concentración de NT en el influente y en el efluente durante los días de operación del reactor y porcentaje de remoción	64
Figura 42	Concentración de N-NH ₃ en el influente y en el efluente durante los días de operación del reactor y porcentaje de remoción	66
Figura 43	Concentración de PT en el influente y en el efluente durante los días de operación del reactor y porcentaje de remoción	67
Figura 44	Porcentaje de remoción de SST durante los días de operación del reactor	68
Figura 45	Porcentaje de remoción de DBO ₅ a partir del día 100 de operación del reactor	70
Figura 46	Porcentaje de remoción de G y A a partir del día 130 de operación del reactor	71
Figura 47	Coliformes fecales a partir del día 140 de operación del reactor en la fase 4	71
Figura 48	Medición de pH en influente y efluente en los días de operación del reactor	72
Figura 49	Medición de OD en influente y efluente en los días de operación del reactor	73
Figura 50	Esquema de zonas aeradas y sin aireación dentro del biorreactor	73
Figura 51	ST y SV en la purga en los días de operación del sistema	74
Figura 52	SAAM a partir del día 130 de operación del sistema	74
Figura 53	Consumo eléctrico en Kw/hr de los tres equipos eléctricos que componen el reactor	76
Figura 54	Consumo de potencia (Kw) de soplador comparada con la potencia nominal del motor	78
Figura 55	Consumo de potencia (Kw) de motorreductor comparada con la potencia nominal del motor	78
Figura 56	Consumo de potencia (Kw) de bomba sumergible comparada con la potencia nominal del	79

INDICE DE TABLAS		Pagina
Tabla 1	Infraestructura de agua potable	16
Tabla 2	Cobertura de alcantarillado, de 1990 a 2005	16
Tabla 3	Descargas de aguas residuales municipales y no municipales. 2006.	17
Tabla 4	Principales procesos de tratamiento de aguas residuales municipales, 2006	18
Tabla 5	Reúso de agua residual municipal y no municipal, 2006 m ³ /s	19
Tabla 6	Población por entidad federativa	21
Tabla 7	Límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996	31
Tabla 8	Parámetros para el arranque del biorreactor	44
Tabla 9	Condiciones y fases programadas para la experimentación	45
Tabla 10	Etapas finales de experimentación del biorreactor	45
Tabla 11	Parámetros de control del proceso	46
Tabla 12	Características del agua	48
Tabla 13	Fases experimentales planeadas al inicio de la experimentación	48
Tabla 14	Cálculo de volúmenes estimados DQO variando COV	48
Tabla 15	Cálculos de la cantidad de aire	49
Tabla 16	Datos finales de cálculo de parámetros para el dimensionamiento del biorreactor	49
Tabla 17	Parámetros de calidad del agua al arranque	59
Tabla 18	Parámetros de calidad del agua al arranque	60
Tabla 19	Comparativa de concentraciones en el influente de DQO y DBO ₅	69
Tabla 20	Cálculos para la determinación de biomasa en el reactor	75
Tabla 21	Cálculos para el consumo eléctrico de reactor Vs lodos activados a un caudal semejante	78

TEMA DE LA TESIS:

Tratamiento de aguas residuales municipales mediante biomasa aeróbica inmovilizada sobre un empaque sintético

1.- INTRODUCCIÓN

Los requerimientos actuales para las plantas de tratamiento de aguas residuales obligan a desarrollar nuevas tecnologías que puedan ser construidas en menor espacio y al mismo tiempo, los tanques de los procesos utilicen volúmenes menores.

Una alternativa para el tratamiento biológico de aguas residuales son los sistemas que utilizan biopelícula como forma de crecimiento de microorganismos (Rusten y Neu, 1999; Chen et al., 2000). La biopelícula es un conglomerado de microorganismos donde predominan las bacterias heterótrofas, las cuales se desarrollan sobre superficies inertes con el objeto de buscar protección ante posibles condiciones adversas del medio (Christensen y Characklis, 1990; González, 1996). Los microorganismos formadores de biopelícula poseen ventajas sobre los microorganismos suspendidos: 1) Mayor persistencia dentro del sistema; 2) Mayor resistencia a la toxicidad y cambios de las condiciones ambientales; 3) Mayores concentraciones de microorganismos en el reactor (Characklis y Marshall, 1990; Cunningham et al., 1990; Iwai y Kitao, 1994).

Entre los procesos aerobios de película fija se encuentran los discos biológicos rotatorios y los filtros biológicos en sus dos versiones, el percolador y el sumergido, siendo el primero el más conocido.

Un filtro sumergido consta de una cama de empaque inerte, aireado, en la que se desarrolla una biopelícula responsable de la degradación de la materia orgánica presente en el agua residual. Este sistema tiene las ventajas de lograr altos tiempos de retención celular sin depender de la recirculación de lodos, lo cual permite una remoción eficiente de materia orgánica. Por otro lado, es posible llevar a cabo la nitrificación en el mismo sistema (Ferrer y Seco, 2008)

Un filtro sumergido se puede concebir como una combinación de un sistema de película fija con uno de biomasa en suspensión (lodo activado), esto debido a que en el empaque se encuentran adheridos los microorganismos y en los espacios no ocupados por el empaque existen bacterias en suspensión.

El funcionamiento del filtro sumergido es afectado por muchos factores tales como la carga orgánica e hidráulica, la profundidad y características físicas del empaque, la forma de distribución del agua residual, la aireación, las características del agua residual temperatura, pH, y tóxicos (Ferrer y Seco, 2008)

1.1.- JUSTIFICACIÓN DEL PROYECTO:

En México la capacidad instalada de los sistemas de tratamiento es muy baja con respecto al volumen de aguas residuales que se generan. Sin embargo, la falta de sistemas no es el único problema al respecto. Otro es la elección adecuada de la tecnología de tratamiento a utilizar, ya que su operación suele ser complicada y mantenerlas puede tener un alto costo. Muchas de las plantas en servicio no funcionan adecuadamente, ya sea por falta de personal calificado o por falta de presupuesto para su operación, lo cual genera efluentes de mala calidad (Garzón y Moeller 2007). Un problema más que se repite frecuentemente es la ausencia de drenajes y el uso de barrancas y ríos para evacuar las aguas residuales. En muchas zonas, la topografía, el tipo de suelo y el crecimiento no planeado de las zonas urbanas hace casi imposible la instalación de una red de drenaje de aguas residuales (separada del drenaje pluvial) que las conduzca a una planta de tratamiento (Garzón y Moeller 2004).

Para el tratamiento de las aguas residuales, se combinan y complementan varios procesos y operaciones unitarias para dar lugar a diversos niveles de tratamiento de las aguas de acuerdo con la cantidad y tipo de contaminante contenidos en las mismas (Metcalf & Eddy 1996).

Los contaminantes presentes en el agua residual pueden eliminarse con procesos químicos, físicos y biológicos. Los métodos individuales suelen clasificarse en operaciones físicas unitarias, procesos químicos unitarios, y procesos biológicos unitarios y estos procesos se usan conjuntamente en los sistemas de tratamiento o en forma particular dependiendo del o los contaminantes contenidos y la calidad del agua requerida en el efluente (Metcalf & Eddy 1996).

En los procesos físicos en el tratamiento se llevan a cabo cambios a través de la aplicación de fuerzas físicas, como son el cribado, regulación, sedimentación, flotación y filtración entre otros. En los procesos químicos se realizan operaciones en las cuales la remoción o tratamiento de los contaminantes se realiza mediante adición de reactivos que llevan a cabo diferentes reacciones químicas, como son la coagulación, precipitación química, oxidación química, intercambio iónico, desinfección (IMTA 2006). En el caso de los procesos biológicos la materia orgánica contaminante que se encuentra en forma coloidal o soluble es utilizada como alimento por los microorganismos presentes en los tanques y reactores. De esta forma pueden obtener la energía necesaria para reproducirse y llevar a cabo sus funciones vitales y la materia orgánica es transformada en nuevas células y otros productos que pueden ser más fácilmente separados del agua (IMTA, 2006)

La principal clasificación de los procesos biológicos para el tratamiento de las aguas residuales, se hace con base en la forma en la cual los microorganismos realizan sus procesos metabólicos. Según el aceptor final de electrones se clasifican en procesos aerobios (requieren de oxígeno molecular O_2 como aceptor final de electrones) y los anaerobios que utilizan el CO_2 como aceptor final de electrones. Esto se traduce en sistemas muy diferentes entre sí, tanto en su microbiología como en sus aplicaciones, su ingeniería y su control (IMTA, 2006)

En los procesos metabólicos la energía contenida en la materia orgánica contaminante, es utilizada por los microorganismos. La materia orgánica se mide como demanda química de oxígeno (DQO), o como demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Esta es transformada en diversos productos dependiendo del metabolismo aerobio o anaerobio de la célula. En general una bacteria anaerobia utiliza el 10% de la energía contenida en su alimento o sustrato para funciones de reproducción, lo que da origen a nuevas células y el 90% restante lo dirigirá a la producción de gas metano (IMTA, 2006). Por su parte una bacteria aerobia empleará, en presencia de oxígeno, de un 60 a 65% de la energía del sustrato en la síntesis de nuevas células, mientras que la fracción restante es disipada en forma de calor.

La tecnología del tratamiento de aguas residuales por vía aerobia está bien desarrollada y es sin duda la más comúnmente aplicada. La experiencia acumulada y las altas eficiencias en la remoción de la materia orgánica, así como la ausencia de gases mal olientes son algunas de las razones de su aplicación. (IMTA, 2006).

Los procesos aerobios son bioquímicamente eficientes y rápidos, y generan productos secundarios que casi siempre son químicamente simples y están altamente oxidados, como el anhídrido carbónico y el agua. Los procesos anaerobios son bioquímicamente ineficientes y lentos y dan origen a productos secundarios químicamente complejos frecuentemente malolientes (Cheremisinoff, 1994).

Por lo que el proceso aerobio es el más generalizado para el tratamiento de aguas residuales municipales, con la repercusión de que este sistema demanda energía eléctrica para mantener la agitación (en el caso de cultivos en suspensión) y proporcionar el aereación requerida para mantener el cultivo bacteriano cuyo metabolismo realiza la transformación de el cual al realizar el metabolismo que requiere el proceso (Winkler, 2008).

Para los asentamientos habitacionales de menores dimensiones (15 viviendas o menos), comúnmente se aplican métodos anaerobios (fosas sépticas), que por lo general necesitan de 2 a 4 meses para la maduración del sustrato, con lo cual comience a realizar el tratamiento, por lo que en estos periodos de "estabilización" el sistema no lleva a cabo la remoción de nutrientes, así mismo por la naturaleza del proceso dentro de los residuos finales de la degradación se tiene la producción de metano y ácido

sulfhídrico, entre otros, que se caracterizan por el mal olor, y esto por lo general causa mal estar en los asentamientos habitacionales donde se instalan (SHN, 2006).

Algunos fabricantes en el mercado, queriendo ofrecer un producto basado en procesos aerobios que logren una remoción de materia orgánica en forma eficiente, rápida y sin problema de generación de malos olores, cuentan con pequeñas mini plantas que básicamente representan un escalamiento de plantas de tratamiento de lodos activados grandes a una escala pequeña. Esto repercute en un alto consumo energético, así mismo en los espacios requeridos por estas plantas, que van de 16 a 36 m². Para la operación de la planta es necesario el uso de energía eléctrica ya que por lo general estos equipos cuentan con una potencia mínima instalada de 0.5 HP (373 Watts). Por lo general, el equipo de estas mini plantas debe de trabajar un promedio de 22 h al día, así que calculando el consumo de energía eléctrica del periodo de operación mencionado nos da 8.2 kWh, por día, y para 30 días el consumo es 246.18 kWh por mes. Si se considera una tarifa doméstica en la zona centro de 3.4 \$/kWh (www.cfe.gob.mx), el equivalente a pagar de energía eléctrica será \$ 837 por mes, comparando con el tabulador del salario mínimo para la zona geográfica C para el estado de Morelos (\$ 51.95 día) (www.sat.gob.mx) x 30 días= \$1558.5 mes, lo que se invierte para el pago del consumo eléctrico sería 0.53 % de un salario mínimo. En la realidad un salario mínimo no es suficiente para la manutención de un familia, y mucho menos para pago de un consumo eléctrico para el tratamiento de agua residual, por lo que la posibilidad del uso de estos sistemas de tratamiento se reduce a ingresos unifamiliares de 5 a 8 salarios mínimos que solo equivale a 5.1 millones de personas, de 42.9 millones de población económicamente activa (PEA), (11.8 %, INEGI 2007). Así que el campo de aplicación de estos sistemas de tratamiento prefabricados unifamiliares, se reduce a un pequeño grupo de la población.

Por lo que buscando una alternativa para tratar agua residual a pequeña escala, que en un futuro inmediato se pueda aplicar a escala unifamiliar y de pequeños asentamientos humanos, algunos trabajos de investigación se han enfocado a realizar estudios, buscando métodos, proceso y materiales que logren cumplir con las características de remoción y de bajo consumo eléctrico. Un trabajo de investigación desarrollado en el IMTA aproximadamente un año antes al presente, se enfocó al estudio de sistemas efectivos y compactos de tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico para pequeñas comunidades y fraccionamientos, mediante un sistema biológico compacto, usando biopelículas analizando comparativamente los biofiltros empacados con diferentes materiales de soporte, denominado "Sistema de tratamiento de agua residual para pequeñas comunidades". (Bustos C, 2007). Se evaluaron 4 biofiltros a escala de laboratorio de tipo continuo, donde los materiales de soporte fueron materiales naturales como tezontle tamizado y esferas de cerámica (barro horneado). Los otros dos materiales usados son sintéticos: Cintas de polietileno (conocida como Sessil, de origen Alemán), ajustadas a un soporte central y cubos de poliuretano. Los resultados de estos trabajos se presentan en la figura 1.

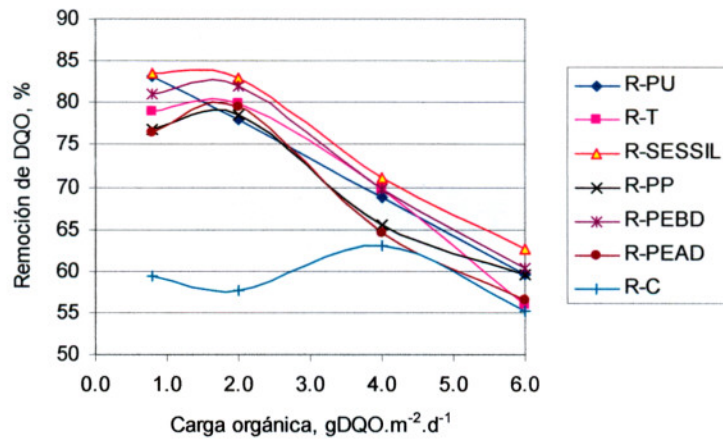


Figura 1 Remoción de DQO para diferentes materiales, donde se observa la mayor remoción para la cinta sessil

Los biofiltros se operaron en continuo para evaluar su desempeño. Se probaron cuatro cargas orgánicas de 0.8, 2.0, 4.0 y 6.0 gDQO·m⁻²·d⁻¹, obteniéndose resultados de remoción del orden del 80% en las primeras 2 cargas. Para la carga de 6 gDQO·m⁻²·d⁻¹, se presentaron diferencias considerables entre los biofiltros con los diferentes empaques y los mejores resultados se obtuvieron con el reactor de cinta SESSIL y con cubos de poliuretano. Así mismo, las remociones de N-NH₃ obtenidas por el reactor con cinta SESSIL fueron del orden del 65%.



Figura 2 Arreglo experimental de los Biorreactores, para prueba de diferentes materiales de soporte en la planta piloto del IMTA

1.2 OBJETIVO:

Determinar la remoción de materia orgánica carbonosa, nitrógeno y fosforo en un biorreactor aerobio con biomasa inmovilizada sobre un empaque de cinta de polietileno.

1.2.1 OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Diseñar y construir un reactor con biomasa inmovilizada sobre un empaque de cintas de polietileno a escala real, incluyendo los elementos mecánicos, eléctricos y de control para operación.
- Desarrollar, fabricar la cinta de polietileno, con materiales que se encuentran en el mercado nacional.
- Puesta en marcha y desarrollo de la biopelícula.
- Determinar la remoción de los principales contaminantes aplicando 3 diferentes cargas orgánicas.

1.2.2. METAS:

- Diseñar, fabricar y poner en operación un reactor con biomasa aeróbica inmovilizada sobre un empaque sintético (Cinta de polietileno), para el tratamiento de un caudal de 2 l/min de agua residual.
- Determinar la capacidad de remoción de los contaminantes, aplicando tres diferentes cargas orgánicas.

2 ANTECEDENTES

2.1 DISPONIBILIDAD MEDIA DEL AGUA

Anualmente México recibe del orden de 1.51 billones de metros cúbicos de agua en forma de precipitación. De esta agua, el 72.5% se evapotranspira y regresa a la atmósfera, el 25.6% Escurre por los ríos o arroyos y el 1.9% restante se infiltra al subsuelo y recarga los acuíferos, De tal forma que anualmente el país cuenta con 465 mil millones de metros cúbicos de Agua dulce renovable, a lo que se denomina disponibilidad natural media (CONAGUA, 2007).

Las importaciones de otros países se refieren al volumen de agua que se genera en las cuencas compartidas con los tres países con los que México tiene fronteras (Estados Unidos de América, Guatemala y Belice) y que escurre hacia nuestro país. Las exportaciones se refieren al volumen de agua que México debe entregar a estados unidos de América conforme al tratado de aguas de 1944 (CONAGUA, 2007).

En adición al agua dulce que es renovada por la lluvia, el país cuenta con reservas de agua Almacenadas principalmente en los acuíferos, pero también en los lagos naturales y artificiales del país; sin embargo, esta agua no se considera en los cálculos de disponibilidad natural media, ya que no es renovable. La disponibilidad natural media per cápita, que resulta de dividir el valor nacional entre el número de habitantes, ha disminuido de 18 035 m³/hab/año en 1950 a tan solo 4 416 m³/hab/año en el 2006. En la figura 3 se puede apreciar cómo ha disminuido su valor al inicio de cada década (CONAGUA , 2007).

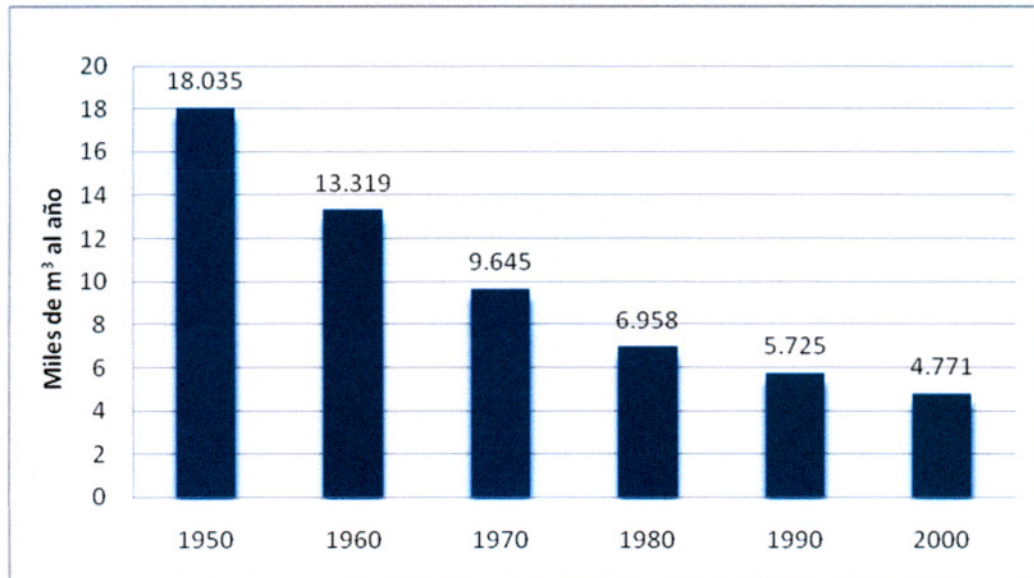


Figura 3 Variación de la disponibilidad natural media per cápita del agua de 1950 al año 2000 m³/h/año.

Cabe aclarar que la disponibilidad se debe analizar desde tres perspectivas (CONAGUA, 2007):

- Distribución temporal, ya que en México existen grandes variaciones de la disponibilidad a lo largo del año. La mayor parte de la lluvia ocurre en el verano, mientras que el resto del año es relativamente seco.
- Distribución espacial, ya que algunas regiones del país tienen precipitación abundante y baja densidad de población, mientras que en otras ocurre exactamente lo contrario.
- Área de análisis, ya que el problema del agua es predominantemente de tipo local. Los indicadores calculados a gran escala esconden las fuertes variaciones que existen a lo largo y ancho del país.

2.2 CALIDAD DEL AGUA

Para la evaluación de la calidad del agua en el país la CONAGUA cuenta con una red Nacional de monitoreo que hasta el 2006, contó con 1 026 sitios, distribuidos a lo largo y ancho del país. La realización de determinaciones fisicoquímicas y biológicas se lleva a cabo en la Red Nacional de Laboratorios, la cual está constituida por 13 laboratorios regionales, 16 estatales y un Laboratorio Nacional de Referencia, ubicado en la Ciudad de México.

Adicionalmente a los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos antes mencionados, a partir del 2005, se realizan monitoreos biológicos en algunas regiones del país, los cuales permiten evaluar la calidad del agua, utilizando métodos sencillos y de bajo costo (Índice de diversidad con organismos bentónicos) (CONAGUA, 2007).

La evaluación de la calidad del agua se lleva a cabo utilizando tres indicadores, la Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO₅), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST). La DBO₅ y la DQO se utilizan para determinar la cantidad de materia orgánica presente en

los cuerpos de agua provenientes principalmente de las descargas de aguas residuales, de origen municipal y no municipal.

La primera determina la cantidad de materia orgánica biodegradable y la segunda mide la cantidad total de materia orgánica. El incremento de la concentración de estos parámetros incide en la disminución del contenido de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua con la consecuente afectación a los ecosistemas acuáticos. Por otro lado, el aumento de la DQO indica presencia de sustancias provenientes de descargas no municipales.

Los SST tienen su origen en las aguas residuales y la erosión del suelo. El incremento de los niveles de SST hace que un cuerpo de agua pierda la capacidad de soportar la diversidad de la vida acuática. Estos parámetros permiten reconocer gradientes que van desde una condición relativamente natural o sin influencia de la actividad humana, hasta agua que muestra indicios o aportaciones importantes de descargas de aguas residuales municipales y no municipales, así como áreas con deforestación severa. Es oportuno mencionar que los sitios con monitoreo de calidad del agua están ubicados en zonas con una alta influencia antropogénica (CONAGUA,2007). En las figuras 4, 5 y 6 se observa la condición de calidad del agua evaluado en tres parámetros DBO₅, DQO Y SST (CONAGUA,2007).

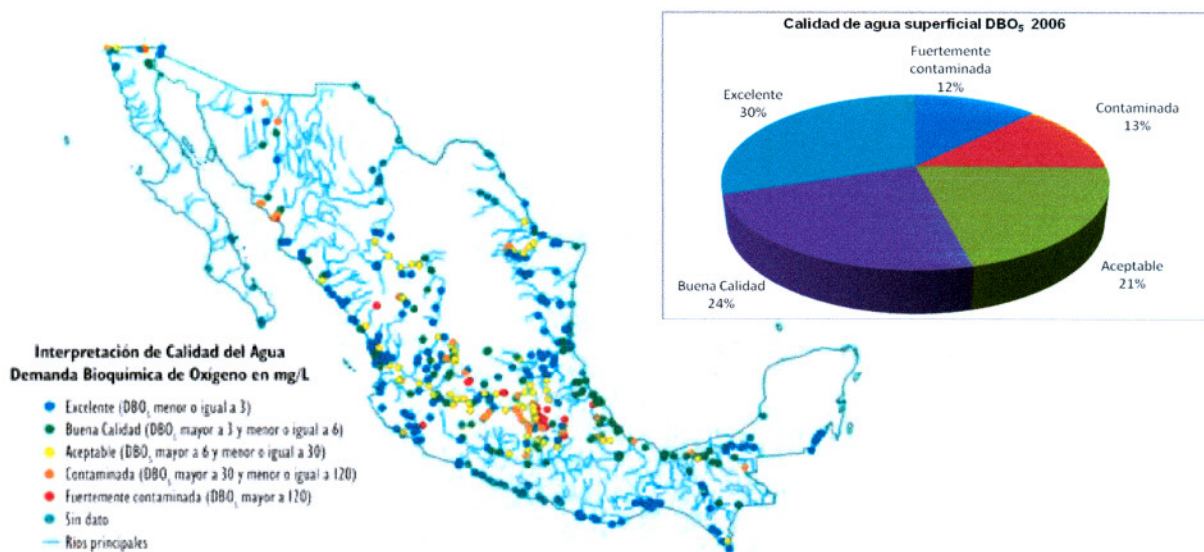


Fig.4 Calidad del agua superficial evaluada como DBO₅ , y la condición en el territorio nacional.

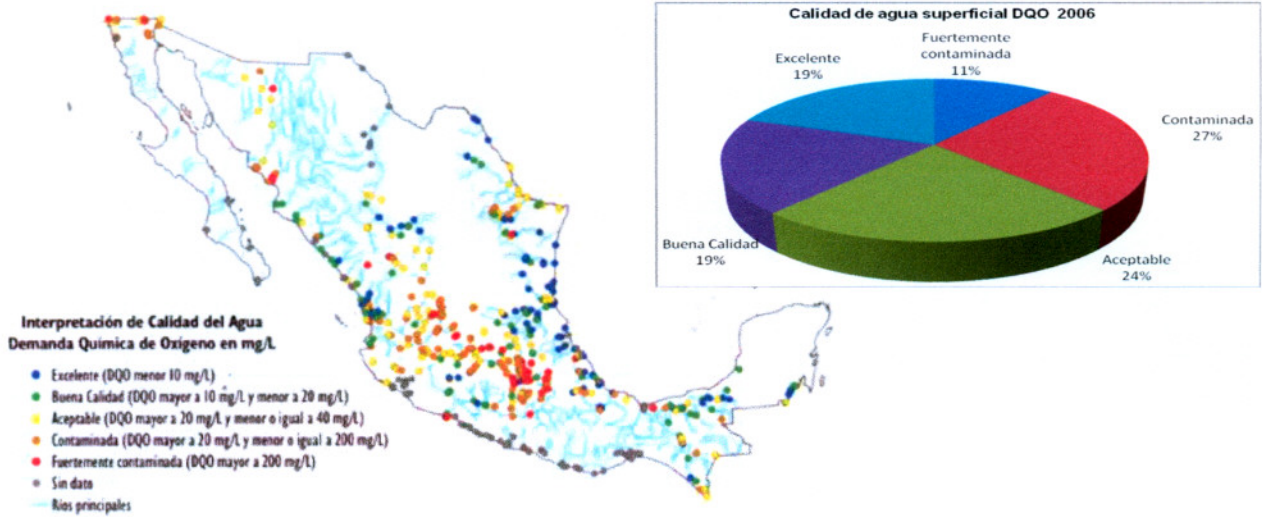


Fig.5 Calidad del agua superficial evaluada como DQO , y la condición en el territorio nacional.

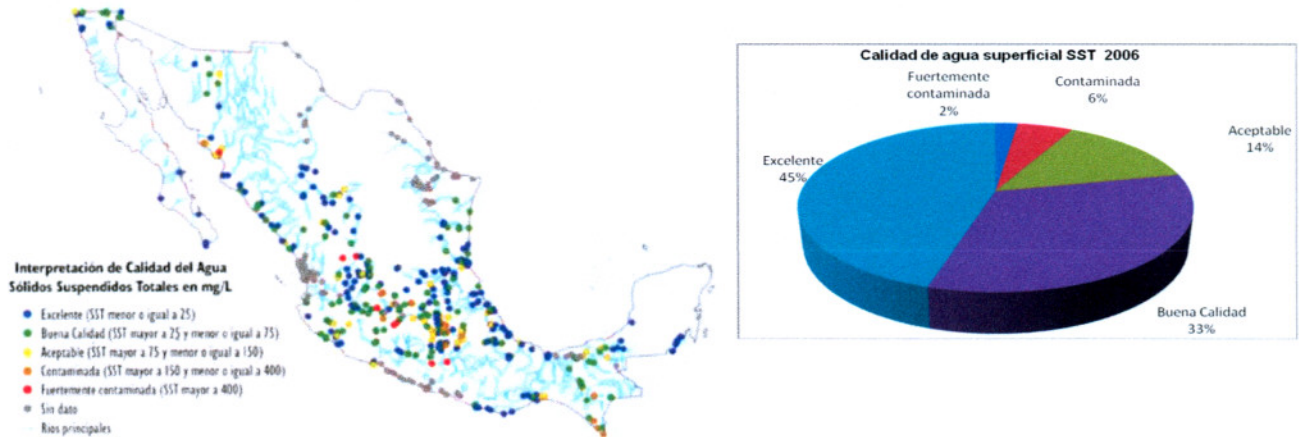


Fig.6 Calidad del agua superficial evaluada como SST, y la condición en el territorio nacional.

Tomando las condiciones aceptable, contaminada y fuertemente contaminada, y realizando la suma de los tres grupos obtenemos el porcentaje de agua que requiere de acciones para recuperar su calidad y disminuir el problema de descarga de agua residual. Observamos que la DBO₅ se tiene un 46%, la DQO se tiene 62% y para SST se tiene 22 %, que en su mayor parte se descargan en aguas superficiales. Así mismo observamos en la figuras 4,5,y,6 que la mayor afectación esta dada en donde se tiene una mayor actividad antropogénica en el país, teniendo la mayor afectación en la zona centro.

2.3 INFRAESTRUCTURA DE AGUA POTABLE

Se considera que la cobertura de agua potable incluye a las personas que tienen agua entubada dentro de la vivienda; fuera de la vivienda, pero dentro del terreno; de la llave pública o bien de otra vivienda (CONAGUA,2007).

Tomando en cuenta esta definición y los resultados del Censo de Población y Vivienda del 2005, el 89.2% de la población tenía cobertura de agua potable. La Conagua estima que al cierre de 2006, la cobertura de agua potable fue de 89.6%. En la tabla 1 se indica la evolución en la cobertura de agua potable a la población del país.

Tabla 1 Concentrado de infraestructura de agua potable

Año	Disponen de agua entubada en el terreno %	Otra forma de abastecimiento %	Total
1990	75.4	3	78.4
1995	83	1.6	84.6
2000	83.3	4.5	87.8
2005	87.1	2.1	89.2

Fuente: CONAGUA, Subdirección General de Programación. INEGI. Censos y Censos generales de población y vivienda 1990,1995, 2000, 2005

Los datos de cobertura de agua potable nos indica que el 87.1% al año 2005, se tiene cubierta una necesidad primaria de un alto volumen de la población, esto también repercute en que el consumo del agua potable se incrementa con la cobertura. Por otro lado un 75% del agua potable suministrada se convierte en agua residual (CONAGUA, 2007), lo que nos deja ver que al igual que el agua potable, se debe de tener considerado la infraestructura para conducción, y saneamiento de las aguas residuales con la misma importancia que el suministro de agua potable.

2.4 COBERTURA DE ALCANTARILLADO

La cobertura de alcantarillado incluye a las personas que tienen conexión a la red de alcantarillado o una fosa séptica, o bien a un desagüe, a una barranca, grieta, lago o mar.

Tomando en cuenta esta definición y los resultados del Censo de Población y Vivienda del 2005, al momento del Censo, el 85.6% de la población tenía cobertura de alcantarillado. La Conagua estimó que al cierre de 2006, la cobertura de alcantarillado fue de 86.0%. En la tabla 2 se indica la composición en la cobertura de alcantarillado a nivel nacional.

Tabla 2 Composición de la cobertura de alcantarillado de 1990 a 2005.

Año	Conectado a la red pública %	Conectado a la fosa séptica %	Otros %	Total %
1990	50.1	8.6	2.8	61.5
1995	57.5	11.7	3.2	72.4
2000	61.5	11.4	3.3	76.2
2005	67.6	15.9	2.1	85.6

FUENTE: Conagua, Subdirección General de Programación, INEGI Censos y censos generales de población y vivienda. 1990,1995, 2000, 2005.

De acuerdo a la tabla 2 al año 2005 se tiene una cobertura de alcantarillado del 85.6%, donde el 15.9% de la población está conectado a una fosa séptica y un 2.1% a otros sistemas o descargas, teniendo un 18% de población sin conexión a la red pública, lo que nos indica que no se tiene la certeza de la condición de calidad del agua vertida por estos medios. Lo que nos indica que en realidad lo que podríamos considerar como un cobertura de alcantarillado es un 67.6%, que es lo que se puede aforar y medir parámetros de calidad del agua, el restante es difícil su cuantificación, y la calidad final entregada por fosas sépticas.

2.5 TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL

La ubicación de la población y las actividades económicas permiten clasificar las descargas de aguas residuales en municipales y no municipales. Las primeras corresponden a las que son manejadas en los sistemas de alcantarillado municipales urbanos y rurales, en tanto que las segundas son aquellas descargadas directamente a los cuerpos receptores de propiedad nacional, como es el caso de la industria autoabastecida. En la tabla 3 se presentan los porcentajes de las descargas municipales y no municipales.

En el año 2006, las 1 593 plantas en operación en el país trataron 74.4 m³/s, es decir el 36% de los 206 m³/s recolectados en los sistemas de alcantarillado (CONAGUA;2007). En la tabla 4 y figura 6 se muestran los principales procesos utilizados hasta el año 2006, donde podemos observar que el proceso más utilizado es el de lagunas de estabilización, y el mayor caudal es tratado por el proceso de lodos activados.

Se observa que se ha generalizado el proceso de lodos activados, que a pesar de que es un proceso muy eficiente - debidamente operado-, demanda un alto consumo de energía eléctrica, lo que repercute que se deben tener gastos fijos de energía eléctrica y de operación (mano de obra), para conservar las condiciones de calidad del agua en el efluente.

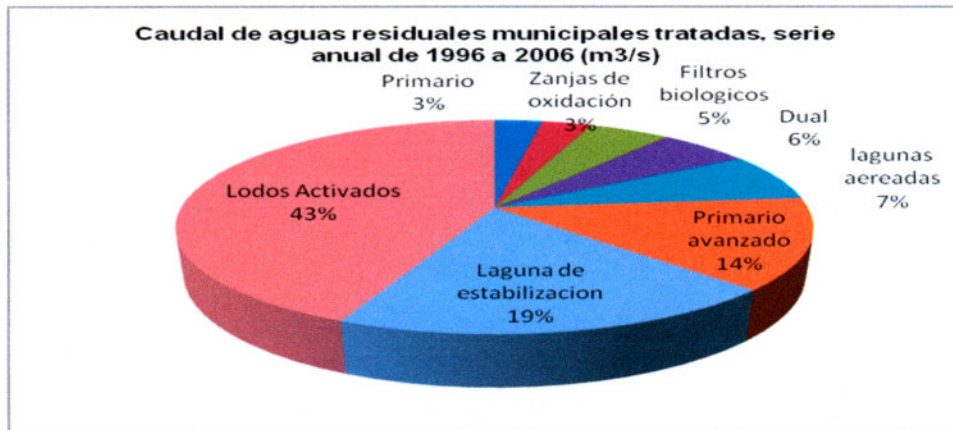
Tabla 3 Descargas de aguas residuales municipales y no municipales. 2006.

Centros urbanos (Descargas municipales)		
Aguas residuales	7.65	Km ² /año (242 m ³ /s)
Se recolectan en alcantarillado	6.5	Km ² /año (206 m ³ /s)
Se tratan	2.35	Km ² /año (74.4 m ³ /s)
Se regeneran	2.06	Millones de toneladas de DBO ₅ al año
Se recolectan en alcantarillado	1.75	Millones de toneladas de DBO ₅ al año
Se remueven en los sistemas de tratamiento	0.52	Millones de toneladas de DBO ₅ al año
Descargas no municipales, incluyendo la industria		
Aguas residuales	5.77	Km ² /año (183 m ³ /s)
Se tratan	0.87	Km ² /año (27.7 m ³ /s)
Se generan	6.74	Millones de toneladas de DBO ₅ al año
Se remueven en los sistemas de tratamiento	0.82	Millones de toneladas de DBO ₅ al año

Nota: DBO₅ Demanda bioquímica de oxígeno a 5 días, 1 km³= 1000 hm³ =mil millones de m³. FUENTE: CONAGUA. Subdirección general de agua potable, drenaje y saneamiento, y subdirección general técnica, 2006.

Tabla 4 Principales procesos de tratamiento de aguas residuales municipales, 2006.

Proceso	Número	Caudal tratado (m ³ /s)	Porcentaje (%)
Biodiscos	7	0.48	0.6
Dual	9	4.05	5.4
Filtros biológicos	43	3.49	4.7
Lagunas de estabilización	622	13.81	18.6
Lagunas aereadas	19	6.07	6.8
Lodos activados	372	30.93	41.6
Primario	16	2.09	2.8
Primario avanzado	17	9.85	13.2
R.A.F.A	122	1.06	1.4
Reactor enzimático	60	0.09	0.1
Tanque Imhoff	63	0.42	0.6
Tanque séptico	82	0.16	0.2
Humedal	110	0.42	0.6
Zanja de oxidación	23	2.17	2.9
Otros	39	0.28	0.4



Fuente: CONAGUA, Dirección general de agua potable y saneamiento

Figura 7 Porcentajes de los procesos de tratamiento, utilizados en México

2.6 REUSO DEL AGUA RESIDUAL

El reúso de agua residual es un recurso valioso y su demanda aumentará en la medida que decrezca la disponibilidad y se incremente la necesidad de agua.

Actualmente en México se reúsan 150 m³/s, de los cuales el 70% corresponden a agua de origen municipal y el 30% a no municipal (CONAGUA, 2007). El reúso de agua en la agricultura es una práctica conocida en el país, sin embargo, el reúso en la industria, servicios municipales, usos secundarios y recarga de acuíferos, se practica en pequeña proporción. En la tabla 5 se presenta los porcentajes de reuso municipal y no municipal

El reúso del agua residual se clasifica en:

- Agrícola: Riego de áreas de cultivo de caña de azúcar, árboles, forrajes, cítricos, nogales y pastizales
- Servicios al público: con contacto humano directo (llenado de lagos y canales artificiales recreativos, uso en fuentes de ornato, lavado de vehículos y riego de parques y jardines) y con contacto humano indirecto u ocasional (riego de jardines y camellones en autopistas, camellones en avenidas, uso en fuentes de ornato, campos de golf, abastecimiento de hidrantes de sistemas contra incendio, llenado de lagos artificiales no recreativos, barreras hidráulicas de seguridad y riego de áreas verdes en panteones)
- Industrial: para enfriamiento, lavado de equipo, áreas de trabajo y estanques de acuacultura, riego de áreas verdes y servicios sanitarios.

La tabla 5 muestra el concentrado de los volúmenes de agua reusados de origen municipal y no municipal

Tabla 5 Reúso de agua residual municipal y no municipal, 2006 (m³/s)

Concepto	m ³ /s	%
Municipal	105.2	70
No municipal	44.8	30
Reúso municipal		
Agrícola	87.7	84
Servicio al público	7.6	7
Industrial	9.9	9
Reúso no municipal		
Agrícola	43.04	96
Servicio al público	0.52	1
Industrial	1.26	3

Fuente: CONAGUA, Subdirección General de Programación elaborado a partir de datos de la Subdirección General Técnica

La actividad agrícola es donde se tiene la mayor aplicación de reuso de agua tratada, y en menor porcentaje la actividad industrial, principalmente se lo atribuimos a que los mayores volúmenes de agua son usados en agricultura.

Ahora comparando el caudal de agua tratada de descargas municipales presentadas en la tabla 3, de las descargas urbanas se tratan 74.4 m³/s y las descargas no municipales se tratan 27.7 m³/s, lo que nos da un total de 102.1 m³/s (CONAGUA,2007) y en la tabla 5 tenemos que el agua residual que se reusa de descargas municipales y no municipales son 105 y 44.8 m³/s respectivamente, lo que nos da un total de 150 m³/s (CONAGUA 2007).

Lo que nos da que tenemos un diferencia de 48 m³/s de caudal de agua que se reusa que no ha sido tratada. Que a pesar de que se esta reusando, la calidad del agua no cumple con los parámetros que marca la norma NOM-001-SEMARNAT-1996 para riego agrícola. La finalidad del reuso del agua es que cumpla con los parámetros de calidad para tal fin, por lo que en el país es necesario todavía mucha inversión de recursos para realización de sistemas de tratamiento, enfocados principalmente a las aplicaciones específicas de cada problemática, no generalizar el uso de una tecnología o proceso para todo el territorio nacional, por lo que también es primordial la investigación y aplicación de sistemas alternativos que no requieran de altas inversiones y alto consumo de energéticos

2.7 SITUACION SOCIODEMOGRÁFICA Y CONDICION DE VIVIENDA EN MEXICO

De acuerdo con el censo de Población y Vivienda 2005, en la figura 7 muestra la tasa de crecimiento de 1900 a 2005 y con base en esta información, se muestran las estimaciones de la demanda potencial de vivienda para el total nacional y por entidad federativa (SHN, 2006).

En promedio, durante cada uno de los primeros 5 años del siglo XXI, la población de México se incrementó en 1 millón de personas. Esto equivale a la formación de casi 582 mil hogares al año, o a una entidad federativa como Colima o Baja California Sur (SHN, 2006).

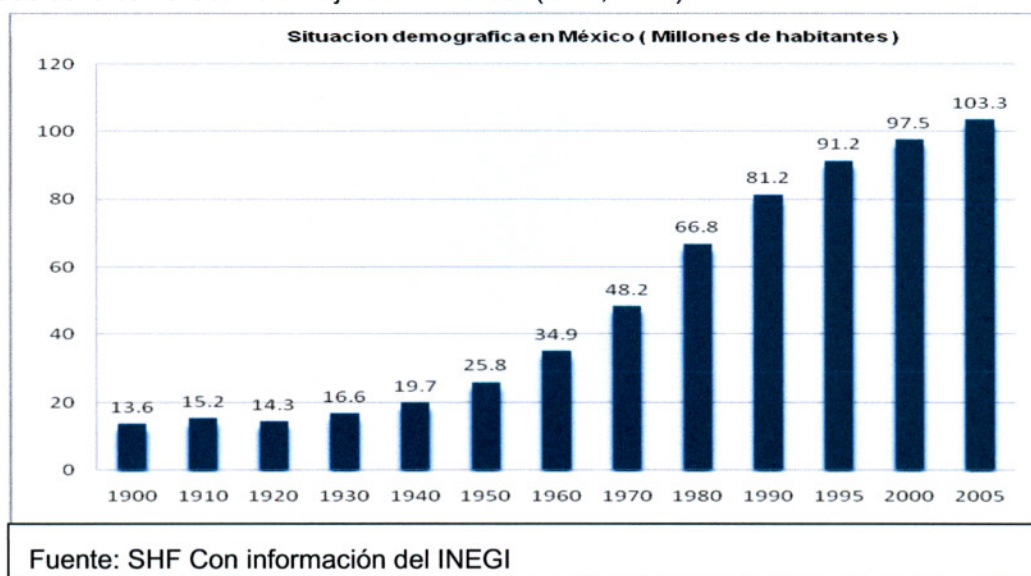


Figura 8 Crecimiento demográfico en México

La tasa de crecimiento media anual de la población fue de 1.0%, mientras que la de los hogares fue de 1.9%, lo que refleja una reducción significativa en el tamaño promedio de los hogares. De seguir con esta tendencia, el número de hogares en todo el país se duplicaría en menos de cuatro décadas (37 años) por lo que es de esperarse que la demanda por vivienda siga mostrando un crecimiento importante (SHN, 2006).

Desde una perspectiva internacional, el presente ritmo de crecimiento de la población de México del 1% es notablemente inferior al que se observa en las naciones consideradas como menos desarrolladas, que de acuerdo con las Naciones Unidas es de 2.4% por año. Sin embargo, cuando se le compara con las regiones de mayor desarrollo cuya tasa de crecimiento es de 0.3%, se desprende que el ritmo de crecimiento de la población mexicana es tres veces superior. Esto permite apreciar el esfuerzo que debe realizarse para otorgar a los habitantes posibilidades mínimas de bienestar (SHN, 2006).

Al analizar la distribución de la población a nivel estatal, se distingue que las cinco entidades más pobladas del país son el Estado de México, Distrito Federal, Veracruz, Jalisco y Puebla concentran el 40.6% de la población total. En contraste, las cuatro entidades menos pobladas (con menos de 1 millón de habitantes) son Nayarit, Campeche Colima y Baja California Sur, en los cuales se concentran tan sólo el 2.7%, En la tabla 6 se muestra los datos de población y vivienda para cada entidad federativa.

Tabla 6 Concentrado de población por entidad federativa.

Entidad	Poblacion (miles)	Numero de viviendas (miles)	Crecimiento promedio %
México	14007	3244	1,19
Distrito Federal	8721	2287	0,24
Veracruz	7110	1778	0,51
Jalisco	6752	1582	1,17
Puebla	5383	1207	1,04
Guanajuato	4894	1049	0,86
Chiapas	4293	916	1,62
Nuevo Leon	4199	1014	1,62
Michoacan	3966	913	-0,09
Oaxaca	3507	803	0,35
Chihuahua	3241	853	1,06
Guerrero	3115	702	0,2
Tamaulipas	3024	789	1,67
Baja California Nte.	2844	738	2,4
Sinaloa	2608	642	0,49
Cohahuila	2495	625	1,46
San Luis Potosi	2410	558	0,84
Sonora	2395	615	1,37
Hidalgo	2346	558	0,85
Tabasco	1990	473	0,9
Yucatan	1819	435	1,65
Morelos	1613	403	0,64
Queretaro	1598	360	2,31
Durango	1509	358	0,72
Zacatecas	1368	325	0,18
Quintana Roo	1135	286	4,71
Tlaxcala	1068	234	1,85
Aguascalientes	1065	246	2,15
Nayarit	950	244	0,56
Campeche	755	184	1,58
Colima	568	149	0,81
Baja california sur	512	136	3,39
Total Nacional	103260	24706	

Fuente: SHF Con información del INEGI

Paradójicamente, las entidades con mayor crecimiento en los últimos 5 años son Quintana Roo y Baja California Sur que, como se observó anteriormente, son de los estados con menor número de población. De continuar la tendencia observada hasta el momento, tomaría entre 15 y 19 años a la población de estos estados duplicarse.

En el extremo opuesto, se encuentran 15 entidades, las cuales presentan tasas de crecimiento menores al 1%, lo que indica que en estos estados el crecimiento demográfico tendió a estabilizarse, lo cual podemos observar en la tabla 6.

El crecimiento demográfico natural y los flujos migratorios internos señalan que la mayoría de los estados del norte del país, las entidades que rodean a la Capital y la península de Yucatán, son las zonas con mayor dinámica demográfica. La demanda de vivienda seguramente presentará distintas dinámicas a nivel regional como reflejo de estas diferencias.

La información presentada está basada en "Estado actual de la vivienda en México 2006" de la fundación de centro de investigación y documentación de la casa (CIDOC), Sociedad hipotecaria federal (SHF), con el apoyo de Comisión Nacional de Vivienda (CONADEVI), y Joint Center for Housing studies de la universidad de Harvard. Dentro de la información relevante de vivienda se enlista a continuación

- Durante 2005, la economía mexicana tuvo un ritmo de expansión moderado que permaneció relativamente estable en los cuatro trimestres del año, registrando un crecimiento promedio anualizado del 2.8%, inferior al 4.2% de 2004. Parte de la dinámica de la actividad económica en general y del gasto interno en particular, se vio favorecido por aumentos importantes en el superávit de la balanza comercial de productos petroleros y de los ingresos por las remesas familiares. Los buenos resultados en las variables financieras y el excelente control de la inflación favorecieron un clima macroeconómico estable lo que se vio reflejado en los menores niveles de riesgo país así como en la mejoría en el perfil de la deuda pública.
- En materia de vivienda, como promesa de campaña Vicente Fox solamente hizo una: "lograr un ritmo anual de financiamiento de 750 mil viviendas por año, como meta para el año 2006". Esta meta requería establecer las bases jurídicas, administrativas, financieras y de coordinación, para poder alcanzar dicho ritmo productivo y de financiamiento. Para ello, se impulsaron cambios importantes en el sector habitacional orientados a propiciar su crecimiento, promover un mayor financiamiento, incrementar la productividad y favorecer la oferta de suelo para la construcción habitacional.
- El mercado de desarrolladores de vivienda en México ha experimentado en el último lustro un crecimiento sin precedentes. Por su volumen de producción, estrategia de negocios y nivel de cobertura geográfica se pueden distinguir tres grandes grupos:
 - a) Empresas grandes: Se refiere a un total de nueve empresas de las que cinco cotizan actualmente en la bolsa de valores y que individualmente reportan ventas que superan las 5,000 viviendas anuales. En conjunto concentran cerca del 25% de la participación del mercado.

b) Empresas medianas: Se refiere a aquellas empresas con un volumen anual de ventas que oscila entre las 1,000 y 5,000 unidades. Si bien no existe información completa sobre el número de empresas en este rubro, estimaciones de INFOVAVIT y SHF indican que existen alrededor de 50 empresas con estas características.

c) Pequeñas y micro empresas: Se refiere a aquellas empresas que producen y venden menos de 100 viviendas por año y que generalmente surgen para desarrollar un proyecto en específico y desaparecen cuando se concreta la venta de las viviendas. También con base en la información de INFONAVIT y SHF se estima que existen alrededor de 173,000 empresas.

- En promedio, durante cada uno de los primeros 5 años del siglo XXI, la población de México se incrementó en 1 millón de personas. Esto equivale a la formación de casi 582 mil hogares al año, o a una entidad federativa como Colima o Baja California Sur. El crecimiento demográfico natural y los flujos migratorios internos señalan que la mayoría de los estados del norte del país, las entidades que rodean a la Capital y la península de Yucatán, son las zonas con mayor dinámica demográfica. La demanda de vivienda seguramente presentará distintas dinámicas a nivel regional como reflejo de estas diferencias.
- En el sector vivienda se han realizado avances en movilidad habitacional, dentro de los que destacan las reformas que ha implementado el INFONAVIT para que sus derechohabientes puedan solicitar la regularización de la propiedad de las viviendas cuando se presentan traspasos, la autorización para rentar la vivienda y la alternativa más reciente que hace posible adquirir una nueva vivienda, trasladando el saldo remanente del crédito previamente recibido hacia el nuevo inmueble.

La información anterior nos indica que para el sector vivienda se tienen varios programas gubernamentales, que apoyan a la industria de la construcción con créditos para edificación, créditos puente, etc. Así mismo el usuario o cliente final de la vivienda, tienen varios mecanismos para la adquisición, desde créditos proporcionados por INFONAVIT hasta varios créditos hipotecarios por medio de la banca. Con esto se mantiene activa la industria de la construcción de vivienda, con su infraestructura de servicios, sistemas hidráulicos y de saneamiento, específicamente en este punto los desarrollos habitacionales al ser proyectos que deben de cumplir con normatividad, la mayor parte de estos cuentan con plantas de tratamiento, ya que por lo regular los municipios no cuentan con infraestructura para tratar el agua residual en plantas de tratamiento municipales. Esta infraestructura hidráulica, sanitaria, eléctrica y saneamiento, finalmente recaerán en el costo final de la vivienda, teniendo que a mayor volumen de viviendas el costo de la infraestructura se dividirá entre el volumen final de viviendas construido, teniendo que la inversión requerida por vivienda es menor. Esta característica nos da un panorama en el cual podemos visualizar que en desarrollos habitacionales de número de viviendas inviertan en infraestructura de saneamiento y que los desarrollos de menor número de viviendas busquen alternativas de menor costo de inversión para la infraestructura hidráulica y de saneamiento.

Para clarificar lo anterior, veamos el siguiente ejemplo:

- a) Consideremos un desarrollo habitacional de 1,200 viviendas de interés social medio, (Tipo Casas Geo) y que está en la zona sur del estado de Morelos (Emiliano Zapata, Xochitepec, Atlacholoaya, del cual se tiene referencia económica del costo de vivienda y costo de construcción de plantas de tratamiento, a la fecha de la elaboración del presente trabajo. El caudal de aportación de agua residual de las 1,200 viviendas es aproximadamente 9.16 l/s. El costo de una planta de lodos activados en la modalidad de aereación extendida, considerando equipamiento básico electromecánico, subestación, sistemas eléctricos de fuerza y control, y construida en obra civil en concreto armado, es de aproximadamente \$ 4,500,000 pesos, dividiéndolo entre la cantidad de viviendas $\$ 4,500,000 / 1,200 = \$ 3,750$ por vivienda. Como estrategia de las empresas constructoras e inmobiliarias este costo se anexa al precio final de la vivienda.
- b) Ahora se realiza el análisis considerando una unidad habitacional de 35 viviendas, en zona semejante del inciso a). El caudal de aportación de este desarrollo habitacional es de aproximadamente 0.27 l/s, y el costo de una planta de lodos activados en la modalidad de aereación extendida, considerando equipamiento básico electromecánico, sistemas eléctricos de fuerza y control, y construida en obra civil en concreto armado es de aproximadamente \$ 335,000. Dividiéndolo entre la cantidad de las casas $\$ 335,000 / 35 = \$ 9571$ por vivienda. Se observa un incremento que ya es perceptible en el precio final de la vivienda y esto solo considerando el costo de la planta de tratamiento.

Por lo que en el caso de los proyectos menores a 100 viviendas los constructores, buscan alternativas más económicas para el tratamiento de agua, que la versión construida en obra civil, para disminuir los costos indirectos de cada vivienda, ocupando en muchas ocasiones, sistemas prefabricados u otras alternativas que encuentran en el mercado.

2.8. ESTADO DEL ARTE DE SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PARA DESCARGAS DOMÉSTICAS

En los últimos 25 años la participación del *Banco Internacional para la Reconstrucción y el Desarrollo* (más conocido como *Banco Mundial*) se hizo presente en el financiamiento de programas de vivienda pública en la región latinoamericana. En México, esa presencia se ha ido acrecentando, se ha extendido hacia otros ámbitos de la promoción habitacional y se ha convertido cada vez más en un componente decisivo dentro de ese sector. Con sus esquemas de acción habitacional pública, se ha incrementado a tal punto el peso de los lineamientos dictados por dicho banco, que hoy se los puede considerar determinantes, sobre todo en el diseño de las políticas de vivienda aplicadas por el gobierno mexicano (Boillis G.,2004)

Basándose en lo anterior, el apoyo de la inversión para la construcción de vivienda ha ido en aumento, y aunada a que la demanda de vivienda se incrementa año con año, los proyectos de desarrollos habitacionales realizados por constructoras e inmobiliarias cada vez es más común. Dentro de estos desarrollos existen desde una decena de viviendas hasta miles de ellas y todas demandan infraestructura para los servicios de agua y de saneamiento. Los grandes desarrollos se realizan buscando la cercanía de ciudades y/o zonas industriales, o generadoras de empleo. Comúnmente los municipios en donde se desarrollan estos proyectos habitacionales cuentan con reglamentos de construcción, pero hay otros que no tienen normativa. Por lo anterior, algunas ocasiones tienen que entrar autoridades estatales para dar apoyo a los municipios. En el caso de grandes desarrollos, los reglamentos de construcción piden la construcción de sistemas de tratamiento de aguas residuales, por lo que es una exigencia para liberación de licencias de construcción.

Los desarrollos de pequeñas poblaciones, como son condominios, casas habitación, fraccionamientos, en muchas ocasiones no cuentan con infraestructura de saneamiento del agua residual, debido a que todavía al inicio de este siglo XXI está muy arraigado el uso de fosas sépticas, que es un tratamiento primario anaerobio que solamente remueve una pequeña cantidad de materia orgánica, no siendo suficiente para cumplir los parámetros mínimos de la norma NOM-001-SEMARNAT-1996.

Por lo que la iniciativa privada, consciente de que es un mercado de oportunidad, ofrecen varias opciones que se manejan como plantas de tratamiento tipo "Paquete" o "prefabricadas". Así las empresas ofrecen una opción para llevar a cabo el tratamiento de aguas residuales de desarrollos habitacionales, condominios y fraccionamientos con caudales de agua residual menores a 1.0 l/s.

En trabajos anteriores a este estudio ha sido enfocada a las empresas que cuentan con sistemas de tratamiento de planta paquete, donde se encontró que existen muchas opciones comerciales que cuentan con sistemas de lodos activados, en modalidad aereación extendida y convencional, lodos activados con oxidación total en sistema secuencial, tratamientos con inyección de oxígeno, con aplicación de enzimas, con sistema de coagulación floculación, con procesos de sistema séptico, dándole mayor importancia a las empresas con modelos y sistemas de tratamiento biológico avanzados, principalmente los procesos biológicos en base a biopelícula adherida (Bustos C. 2007)

La investigación anteriormente mencionada, presenta un cuadro comparativo de cada una de las plantas encontradas en el mercado del agua, donde se presentan las ventajas y desventajas de cada sistema no importando la nacionalidad y procedencia de las plantas paquete.

Es importante saber que tecnología está disponible en México para el tratamiento de agua en bajos caudales y si esta tecnología está al alcance de desarrolladores, constructores y empresarios relacionados al ramo.

Ya que por lo general cuando se tienen construcciones de baja cantidad de viviendas, es porque no son inversiones con pocos recursos por lo que se destina al saneamiento, es mínimo. Lo mismo para el caso de una persona física que realice construcción de una casa habitación de origen medio o residencial. Por lo que generalmente se busca la opción más barata, sin realizar un análisis técnico de funcionamiento, o costos operativos

Una gran problemática de estos equipos es que se tiene la idea generalizada de que su operación es autónoma, es decir que no necesita de intervención de mano de obra o que es mínima, por lo que es común de que la operación se haga en forma incompleta o errónea. Otro de los principales problemas es el lento servicio de posventa, que se complica cuando hay equipos de origen extranjero. Esto ocasiona que en muchas ocasiones se deje perder un proceso y los equipos se dejen de operar, llegando a condiciones anaerobias.

Es por eso que la presente investigación se enfocó no solamente a detectar la tecnología que está disponible en el mercado sino se le dio mayor importancia a la tecnología y/o equipos que se fabrican en el país.

2.8.1 BIOSeptic[®], Serie AR-2,AR-6 y AER-12

BIOSeptic[®] es un sistema fabricado en fibra de vidrio. Consiste en dos celdas, de las cuales una trabaja como reactor aerobio y la otra como sedimentador secundario. El reactor está equipado con un soplador centrífugo regenerativo, conectado a la red de aereación, una bomba sumergible de ½ hp y panel de control, está basado en el proceso de lodos activados en las dos opciones convencional y extendida. En la figura 9 se ilustran dos ejemplos del sistema implementados en un Colegio en la ciudad de Guadalajara Jal.



Figura 9 Ejemplos de plantas de tratamiento tipo paquete, fabricadas en fibra de vidrio marca BIOseptic.

Principales ventajas del sistema BIOSeptic ^R

- Elementos livianos de fácil manejo;
- Facilidad de crecimiento modular;
- Enfocado para la remoción de materia orgánica;
- Equipos relativamente de bajo costo;

Fabricación En Guadalajara Jalisco, por la empresa Bioseptic S.A de C.V

2.8.2 SISTEMA BIONAUTILUS

La planta Bionautilus tiene capacidades desde flujos de 0.1 a 49 l/s y es una combinación de sistemas Anaerobio-Aerobio. La planta tiene un sistema séptico como tratamiento primario y posteriormente emplea BIOTORRE(S) aerobias de película fija. No produce malos olores ni ruido, tiene un impacto visual mínimo (puede construirse a nivel de piso, ocupando muy poco espacio). El diseño esta enfocado a la degradación de materia orgánica principalmente.

Es comercializada por Biotecnología Ambiental S.A de C.V. Naucalpan, estado de México.

En la figura 10 se muestra un ejemplo de aplicación de la planta nautilus en la Central Termo Eléctrica "El Zaus" de la CFE



Figura 10 Planta Bionautilus. www.biotecnologia.com.mx

2.8.3 PLANTA BIOAIRE

El sistema BIOAIRE, es ideal para flujos entre 0.5 a 310 l/s con las siguientes características:

Es un sistema completamente aerobio. Emplea BIOTORRE(S) aerobias de película fija en donde se lleva a cabo la degradación de la materia orgánica, donde se pone en contacto con aereación artificial por medio de un soplador, y posteriormente pasa a un sedimentador secundario, cuenta con deshidratado de lodos por medio de lecho de secado, cuenta con un cuarto de maquinas.

Ambos sistemas proporcionan aguas tratadas para cumplimiento de las normas oficiales Mexicanas NOM-001-SEMARNAT-1996 Y NOM-003.SEMARNAT- 1997

Es comercializada por Biotecnología Ambiental S.A de C.V. Naucalpan, estado de México.

En la figura 11 se muestra un ejemplo de aplicación de la planta BIOAIRE Congregación de Allende Coatzacoalcos Ver.



Figura 11 Planta BIOAIRE. www.biotechnologia.com.mx

Principales ventajas de la planta BIOAIRE

- Equipo diseñado a la medida del cliente;
- Construido en acero al carbón con recubrimiento epóxico o en acero inoxidable;
- Pueden crecer en forma modular.

2.8.4 ECO-MICRO PLANTA

La Eco Micro Planta está compuesta por tres cámaras, la primera funciona como tanque séptico, donde se recibe el agua residual, llevando a cabo la separación de los sólidos sedimentables, posteriormente tiene dos cámaras de flujo ascendente la cual funciona como clarificador y a la salida se clora por medio de pastillas para la desinfección. De acuerdo a información del fabricante menciona que el proceso aerobio se lleva a cabo en un campo de oxidación donde se llevara a cabo proceso de degradación anaerobia, posteriormente se envía a campos de oxidación



Figura 12 Micro planta en fábrica.

Principales Ventajas

Equipos prefabricados en fibra de vidrio

Proceso sin malos olores y control de organismos patógenos

Aplicaciones en casa habitación, restaurantes, talleres, estaciones de servicio, industrias

Fabricado en San Mateo Atenco de México, Por ECODYSA

2.9.6. SISTEMA MODULAR DE LODOS ACTIVADOS –ECOLO- SYSTEMS

El sistema de tratamiento Ecolo -Systems es un sistema de lodos activados, equipado con un tanque de recepción, que realiza funciones de separador primario, posteriormente cuenta con tanques de aereación, equipados con sopladores de lóbulos, trabajando como mezcla completa, como tercer paso cuenta con un tanque cónico que hace la función de sedimentador secundario el cual está equipado con un eyector neumático para extracción o purga de los lodos sedimentados. El agua clarificada se manda posteriormente a un tanque de desinfección donde es puesto en contacto con hipoclorito de sodio en solución. Cuenta con 4 tanques prefabricados en lámina cal 14 de acero al carbón galvanizado por inmersión en caliente, para su instalación es necesario realizar la excavación, construcción de plataformas de concreto armado para su instalación



Figura 14 Planta Ecolo- System, instalada.

Principales ventajas de la planta ECOLO-SYSTEMS

Lo componen tanques prefabricados en acero al carbón cal 14 galvanizado

Crecimiento modular

Se tienen plantas instaladas en Hotel Fiesta Americana Mérida Yuc., 240 tiendas Wal-Mart en el país.

2.9. SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA DESCARGAS DOMÉSTICAS ENCONTRADAS RECIENTEMENTE EN EL MERCADO NACIONAL

Al realizar la investigación de los productos del mercado en México referente a las plantas tipo paquete se observa que existe una amplia gama de proveedores ofreciendo este tipo de productos, basándose en diferentes principios, lodos activados, fosas sépticas, sistemas anaerobios de tratamiento, sistemas físico químicos, o combinaciones de dos o más procesos. En la información comercial proporcionada en los sitios web de las empresas, por lo regular no indica el porcentaje de remoción de alguno de los parámetros de calidad del agua y realizando el análisis de los procesos, los diseños presentados se enfocan en su mayor parte a la remoción de materia carbonosa, DBO_5 y DQO. En el análisis de información se encontró que las plantas de tratamiento prefabricadas en su mayoría no tienen sistemas para tratar el lodo residual, y algunos modelos de lodos activados llegan a ofrecer como plantas que no

producen lodos. Lo cual es una falacia, ya que el proceso de lodos activados su función primordial es la producción de la biomasa, compuesta por microorganismos, materia orgánica procesada y remanente así como algunos nutrientes, que después de un tiempo es necesario “la purga”, para balancear el proceso que serán los lodos residuales.

Las empresas que ofrecen estos productos en su mayoría son comercializadores de diferentes productos y no son fabricantes. La mayor parte de las ofertas son de productos de origen extranjero, generalmente de origen estadounidense, teniéndose también ofertas de productos de origen europeo. Los productos se ofrecen básicamente por empresas latinoamericanas y en menor porcentaje por empresas mexicanas.

La necesidad de utilizar sistemas prefabricados o en paquete para el tratamiento de agua residual es cada vez mayor. Actualmente el mercado nacional no cubre esta demanda, por lo que se visualiza una oportunidad para el desarrollo de tecnología para poder ofrecer sistemas o productos que cubran las necesidades del mercado actual, proyectado a lograr precios accesibles, cumplimiento de los parámetros de calidad del agua para la descarga, integración de equipos nacionales, entre otros, con el fin de que se tenga la factibilidad de aplicación en forma masiva.

2.10. NORMATIVIDAD REFERENTE A DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS..

En materia de agua la legislación cuenta con leyes, reglamentos y normas, las cuales rigen las condiciones de calidad a cumplir para diferentes actividades en el sector hídrico.

Para el caso de las aguas residuales vertidas deben de cumplir con los parámetros de calidad indicados en la NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Para el caso del presente trabajo se requiere de obtener condiciones de operación para los parámetros para ríos y protección de vida acuática en cuerpo de agua tipo C (Tabla 7).

Lo que nos indicará que el proceso de tratamiento del agua residual usado cumple los parámetros más estrictos de la norma

Tabla 7 Límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996

Límites Máximos Permisibles Para Contaminantes Básicos NOM-001-SEMARNAT-1996		
PARÁMETROS (Miligramos/litro, excepto cuando se especifique)	RIOS	
	PROTECCIÓN DE LA VIDA ACUÁTICA C	
	P.M.	P.D.
Temperatura °C	40	40
Grasas y aceites	15	25
Materia flotante*	Ausente	Ausente
Sólidos sedimentables (ml/l)	1	2
Sólidos suspendidos totales	40	60
Demanda bioquímica de oxígeno	30	60

P.M. = Promedio mensual, P.D. = Promedio diario

3.0 BASES TEÓRICAS DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS DE TRATAMIENTO

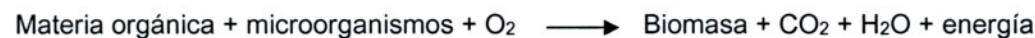
En los procesos biológicos la materia orgánica contaminante que se encuentra en forma coloidal o soluble es utilizada como alimento por los microorganismos presentes en los tanques y reactores. De esta forma pueden obtener la energía necesaria para reproducirse y llevar a cabo sus funciones vitales y la materia orgánica es transformada en nuevas células y otros productos que pueden ser más fácilmente separados del agua

La principal clasificación entre los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales se hace con base en la forma en la cual los microorganismos realizan sus procesos metabólicos. Según el aceptor final de electrones se clasifican en procesos aerobios (requieren oxígeno molecular O₂, como aceptor final de electrones) y los anaerobios que utilizan el CO₂ como aceptor final de electrones. Esto se traduce en sistemas muy diferentes entre sí, tanto en su microbiología como en sus aplicaciones (Ferrer J. y Seco A., 2008).

3.1 TRATAMIENTO AEROBIO

Proceso en el cual se lleva a cabo remoción de materia orgánica y nutriente en presencia de oxígeno. La tecnología del tratamiento de aguas residuales por vía aerobia está bien desarrollada y es sin duda la más comúnmente aplicada (Cheremisinoff, 1994). La experiencia acumulada y las altas eficiencias en la remoción de la materia orgánica son algunas de las razones de su aceptación. En este proceso se consideran los lodos activados y sus modificaciones, filtros percoladores y lagunas aireadas.

El proceso de tratamiento biológico se desarrolla en un ambiente rico en oxígeno, con microorganismos facultativos y aerobios. El mecanismo básico del sistema se representa con la siguiente reacción biológica:



Los microorganismos degradan una parte de la materia orgánica absorbiéndola a través de su pared celular, produciendo ciertos productos de desecho, los que se utilizan como alimento por otros microorganismos. Este proceso de degradación acumulativa continúa hasta que la materia orgánica compleja original ha sido degradada y asimilada por la población biológica (Boughey, 1971).

3.2 TRATAMIENTO ANAEROBIO

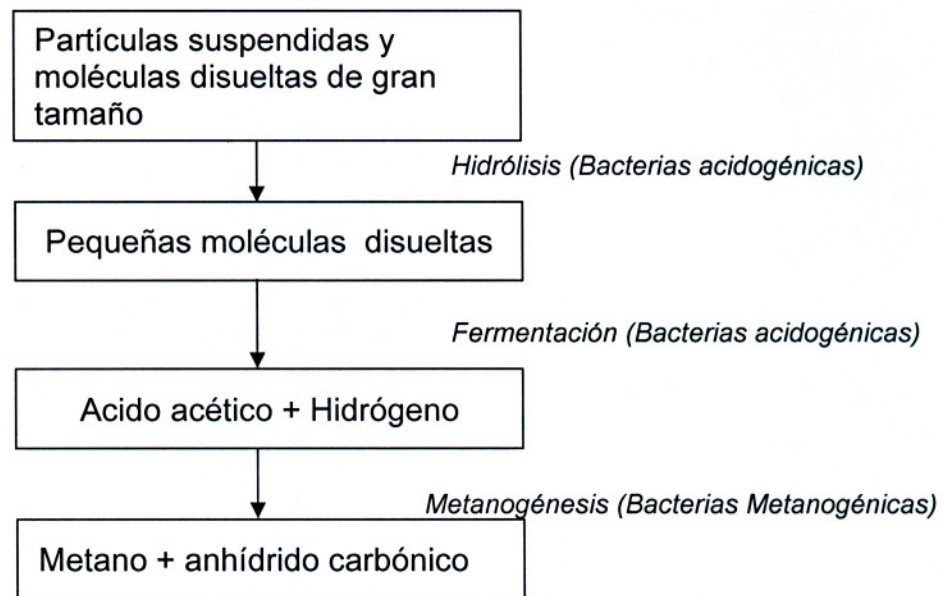
Se denomina proceso anaerobio cuando se desarrolla en ausencia de oxígeno y nitrato. Este tipo de proceso es llevado a cabo por un amplio grupo de microorganismos que actúan en forma simbiótica. Los principales microorganismos aplicados son bacterias (Ferrer J. y Seco A., 2008).

La mayor parte de las bacterias que intervienen son organismos anaerobios estrictos, que no toleran la presencia de oxígeno ya que son incapaces de eliminar algún producto tóxico derivado del metabolismo del oxígeno. Cuando se reduce el oxígeno, se producen algunos elementos tóxicos tales como el peróxido de hidrógeno (H₂O₂), superóxido (O₂⁻) y radicales hidroxilo (OH⁻). Muchos anaerobios estrictos son ricos en enzimas flavínicas, que reaccionan espontáneamente con el oxígeno para dar estos productos tóxicos (Ferrer J. y Seco A., 2008).

En los procesos de degradación que se dan en la digestión anaerobia el 90% de la energía contenida en la materia orgánica es convertida en biogás y el 10% restante es asimilado por las células. Desde el punto de vista bioquímico el proceso anaerobio es poco eficiente, sin embargo en la práctica esta característica presenta una gran ventaja dado que se evita la necesidad de tratar importantes volúmenes de biomasa generada antes de su disposición (Christon et al., 1997).

En ausencia de oxígeno molecular, la presencia de nitritos o sulfatos en el agua residual a tratar y las condiciones de operación de los reactores son los principales factores que determinan la ruta a seguir durante la degradación de la materia orgánica. No obstante, la más importante es la metanogénesis el cual su producto principal, CH₄, puede ser utilizado como una fuente de energía.

Los procesos anaerobios se dan en tres pasos sucesivos, se presentan en la figura 15



(Ferrer J. y Seco A., 2008).

Figura 15 Esquema del desarrollo del proceso anaerobio

Hidrólisis: Proceso de transformación de moléculas de gran tamaño en moléculas pequeñas, realizada mediante la acción de enzimas extracelulares producidas por microorganismos. Tiene lugar la hidrólisis tanto de la materia particulada como de la disuelta. Este proceso es realizado fundamentalmente por las bacterias acidogénicas (heterótrofas anaerobias). Estos procesos son normalmente más lentos que los de crecimiento biológico, por lo que suelen convertirse en los limitantes de la degradación anaerobia.

Fermentación: Proceso de transformación de la materia orgánica compuesta por moléculas de tamaño pequeño, fundamentalmente disuelta, en un conjunto de ácidos volátiles de cadena corta (los más comunes son el acético, el propiónico y el butírico), gases (principalmente anhídrido carbónico, hidrógeno y nitrógeno), nuevas células y otros productos.

Metanogénesis: Proceso consistente en la conversión, por acción de bacterias anaerobias estrictas, que reciben el nombre de metanogénicas, de los ácidos orgánicos volátiles y el hidrogeno en metano y otros productos simples (anhídrido carbónico, agua, amonio).

3.3 EL CONCEPTO DE LA BIOPELÍCULA

Como sucede con los sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales, el rango y proporciones de las diferentes especies de organismos presentes en la población microbiana dependen de las condiciones de operación del sistema, especialmente la carga y la composición de nutrientes de las aguas residuales en proceso de tratamiento (Ferrer J. y Seco A., 2008).

Sin embargo, la biopelícula microbiana que se forma en los soportes de biofiltros, percoladores o sumergidos es ecológicamente más compleja que, por ejemplo, los lodos activos. El equilibrio entre las varias especies presentes varía también con la situación dentro del lecho, y cuando la unidad está construida al aire libre, el equilibrio ecológico mostrará también variaciones estacionales. La biopelícula interviene en una compleja serie de cadenas alimentarias y relaciones entre el predador y la presa, desde las bacterias hasta los insectos, teniendo cada una de ellas un efecto significativo en la operación del biofiltro (Ferrer, 2002). Los sistemas de película adherida reaccionan diferentemente ante los cambios en el ambiente operacional, como la temperatura y la presencia de cargas de choque y materiales tóxicos, comparados con los sistemas de crecimiento en suspensión, como el proceso de lodos activados (Benjes, 1980)

Las biopelícula son organizaciones microbianas compuestas por microorganismos que se adhieren a las superficies gracias a la secreción de un exopolímero. Estas conformaciones microbianas presentan características como heterogeneidad, diversidad de microambientes, resistencia a compuestos antimicrobianos y capacidad de comunicación intercelular (Ferrer J. y Seco A., 2008).

El término biopelícula (biofilm) hace referencia a una serie de microorganismos que se encuentran agregados en un exopolímero compuesto de glicocálix (75%) y que se organizan en forma de colonias adheridas a diferentes superficies, ya sean blandas, animadas e inanimadas (Ferrer, 2002). El exopolímero que es producido por los mismos microorganismos, forma una matriz adherente en donde estos quedan atrapados y comienzan a organizarse en colonias con diferentes requerimientos metabólicos.

La biopelícula es un complejo de agregación de microorganismos, marcado por la excreción de la matriz adhesiva protectora, las biopelícula también son comúnmente caracterizadas por adhesión a la superficie, heterogeneidad estructural, diversidad genética interacciones complejas de comunidad, y una matriz extracelular de sustancias poliméricas. Los organismos unicelulares generalmente muestran dos tipos de comportamiento, El primero flota libre, o planctónico, que es la forma en que una sola célula flota o nada de manera independiente de algún medio líquido. El segundo es un estado de adhesión en el que las células están empacadas de manera muy junta y firme unas a otras y usualmente con una superficie sólida (<http://colombiamedica.univalle.edu.co/Vol35No3supl/body/cm35n3sa8.htm> 28/04/2008).

La hidrodinámica juega un papel importante en el desarrollo de la biopelícula pues estas organizaciones se desarrollan en una interface líquido-sólido donde la velocidad del flujo que lo atraviesa influye en el desprendimiento físico de los microorganismos. Además, poseen un sistema de canales que les permiten el transporte de nutrientes y desechos; esto resulta de vital importancia cuando se piensa en modificar el ambiente que prive a los microorganismos de las moléculas necesarias para su desarrollo. (<http://colombiamedica.univalle.edu.co/Vol35No3supl/body/cm35n3sa8.htm> 28/04/2008).

Una característica de la biomasa adherida a un soporte es la heterogeneidad, lo que las hace organizaciones únicas que pueden estar conformadas por bacterias, hongos y protozoos. Se ha visto entonces, que los microorganismos al ser variados dentro de esta organización presentan diferentes microambientes de pH, tensión de oxígeno, concentración de iones, carbono y nitrógeno (Ferrer J. y Seco A., 2008).

La hidrodinámica en los biofiltros juega un papel importante en el desarrollo de la biopelícula, pues estos conglomerados microbianos se desarrollan en una interface líquido-sólido donde la velocidad del flujo que lo atraviesa influye en el desprendimiento físico de los microorganismos. Además, los conglomerados microbianos que se forman en el soporte, poseen un sistema de canales que les permiten el transporte de nutrientes y desechos; esto resulta de vital importancia cuando se piensa en modificar el ambiente que prive a los microorganismos de las moléculas necesarias para su desarrollo (Ferrer J. y Seco A., 2008).

Cuando se liberan células de la biopelícula, éstas pueden viajar y depositarse en nuevos nichos de colonización manteniendo las mismas características de una biopelícula adherida a una superficie. Finalmente, los microorganismos se comunican unos con otros (Ferrer J. y Seco A., 2008).

Esto es lo que se ha denominado "quorum sensing" e involucra la regulación y expresión de genes específicos a través de moléculas de señalización que median la comunicación intercelular (Ferrer J. y Seco A., 2008).

Esta característica es dependiente de la densidad celular que exista, así por ejemplo, en biopelículas con una alta densidad celular, se induce la expresión de genes de resistencia que proveen protección y supervivencia. Similarmente, los microorganismos pueden producir sustancias para estimular la propagación de colonias e inhibir el crecimiento de otras dejando a los microorganismos más patógenos en una posición favorable dentro de la biopelícula (Ferrer J. y Seco A., 2008).

3.4 DESARROLLO DE LA BIOPELÍCULA

Cuando la capa de agua residual fluye sobre el medio de empaque cubierto de biopelícula, el oxígeno y los otros nutrientes se consumen según se difunden dentro de la biopelícula, desde la interface entre la biopelícula y el líquido. Los microorganismos presentes en la biopelícula crecen, según se engruesa la biopelícula, sus regiones cercanas a la superficie sólida de soporte y más alejadas de la película de líquido se vuelven anaeróbicas. Esta condición anaeróbica (anaerobiosis) ha sido propuesta como una de

las causas del inicio del proceso de desprendimiento, ya que las capas anaeróbicas padecen hambre, mueren, se disuelven y se separan de las superficies del empaque del medio de soporte, lo que se nombra que entran en fase endógena, tratando de subsistir dejan de excretar las sustancias poliméricas que las mantienen sujetas al soporte, y la película remanente de microorganismos puede tener viabilidad defectuosa (Winkler M., 2008). La eficiencia de purificación de la proporción aeróbica de la biopelícula microbiana se reducirá según los productos metabólicos de las regiones anaeróbicas de la biopelícula, como los alcoholes, aldehídos y ácidos, se difunden hacia afuera. Estos productos pueden entonces inhibir la toma de nutrientes de la capa líquida por los organismos aeróbicos. Las condiciones anaeróbicas pueden también originar la formación de cavidades de gas en la biopelícula, lo que es de esperar aumente el proceso de desprendimiento. Por tanto, la biopelícula microbiana es hasta cierto punto autorregulante, pero puede haber considerables variaciones locales en el espesor de la lámina microbiana. En la figura 16 se muestra la estratificación básica de la biomasa

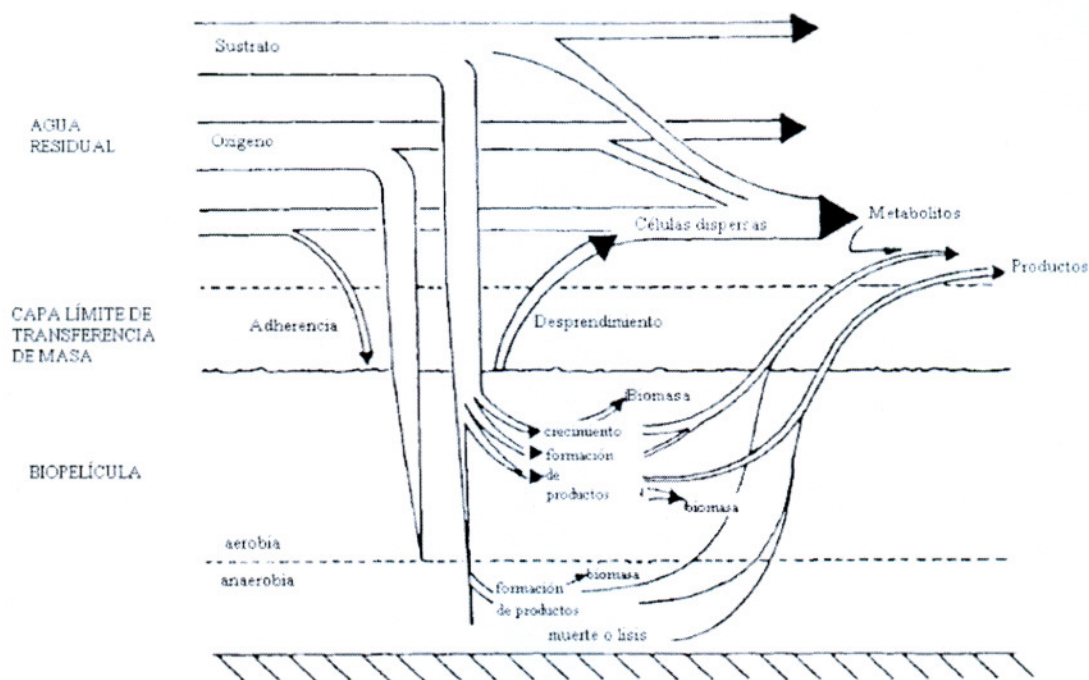


Figura 16 Esquema del desarrollo de biopelícula en soporte de acuerdo a la alimentación de un biofiltro percolador

La eficiencia de purificación de la biopelícula alcanza un máximo cuando hay una delgada película de lama completamente aeróbica y la eficiencia puede bajar ligeramente según aumente el espesor de la película ya las regiones más profundas de la película se vuelven inactivas o anaeróbicas (Ferrer J. y Seco A., 2008).

Así, a pesar de que una biopelícula puede tener un espesor de varios milímetros, sólo una capa exterior de 0.05 a 0.15 mm de profundidad podrá ser aeróbica. Resultados experimentales de algunos investigadores han demostrado que la remoción del sustrato por una película de lama microbiana aumenta linealmente con el incremento del espesor de la película hasta un nivel máximo donde

permanece constante con aumentos adicionales del espesor de la película (Tomlinson y Saddon, 1966; Kornegay y Andrews, 1968, La Motta, 1976).

La profundidad de la biopelícula lama depende de las características de las aguas residuales en tratamiento, y de la resultante ecología microbiana de la capa de la biopelícula. El espesor de la biopelícula que proporciona máxima eficiencia ha sido citado como 0.25 mm (Jenkins, 1963). La profundidad de la zona aeróbica ha sido estimada entre 0.06 y 0.2 mm, con la profundidad crítica de una película predominantemente bacteriana alrededor de 0.2 mm (Bruce, 1979), y entre 0.05 y 0.1 mm de profundidad aeróbica activa en un espesor total de 0.1 a 2 mm (Harris y Hansford, 1976). Los resultados obtenidos por Tomlinson y Snaddon (1966), y Kornegay y Andrews (1968), indican profundidades críticas entre 0.07 y 0.15 mm y los de la Motta entre 0.012 y 0.065 mm, dependiendo de la concentración del sustrato. El espesor de la capa de lama y la profundidad de la capa activa estarán también afectados por la carga de nutrientes del sistema y la actividad metabólica de los organismos presentes en la biopelícula (Ferrer J. y Seco A., 2008).

Las tasas a las cuales el oxígeno y los organismos nutrientes se difunden dentro de la biopelícula, dependerán de sus respectivas concentraciones en la capa líquida en contacto con la biopelícula. Cuando sea alta la concentración de nutrientes en el líquido, la fuerza impulsora de la concentración causará una rápida difusión de los nutrientes dentro de la biopelícula, de manera que penetran profundamente dentro de la película antes de ser consumidos. Atkinson y Fowler (1974) correlacionaron los resultados de Tomlinson y Snaddon (1966, 1968) así como de Kornegay y Andrews (1968), y de otros autores para demostrar que la profundidad de penetración de la película es aproximadamente proporcional a la concentración del sustrato aplicado. La profundidad de penetración aumentó de cerca de 0.06 a cerca de 0.15 mm, con un aumento en la concentración del sustrato de 10 a 500 g/m³. La Motta (1976) demostró que la profundidad de la capa de lama que daba máxima remoción de sustrato aumentaba de una manera aproximadamente proporcional a la raíz cuadrada de la concentración del sustrato influente, en un rango de 1.012 mm con 2.2 g/m³ hasta 0.065 mm con 200 g/m³.

Con muy altas concentraciones de sustrato en la fase líquida, la tasa de difusión de los nutrientes orgánicos en la biopelícula puede ser más rápida que la del oxígeno necesario para su metabolismo aeróbico, de modo que la profundidad de la capa activa estará determinada por la profundidad de penetración del oxígeno (La Motta, 1976). Se dice entonces que la película está "limitada por el oxígeno".

3.5 ECOLOGÍA DE LA BIOPELÍCULA

La biopelícula microbiana consiste en un sistema microecológico de bacterias, hongos, protozoarios y alguna macrofauna (Ferrer J. y Seco A., 2008). Como las aguas residuales en proceso de tratamiento cambian su composición según pasan a través del lecho, los diferentes estratos del empaque estarán en contacto con líquido de diferente composición. El equilibrio ecológico de los organismos en la biopelícula, variará por consiguiente dentro del lecho. Esto permite la existencia de un rango más amplio de especies en el biofiltro, que en los sistemas de mezcla completa y la distribución estratificada de las especies dentro del empaque contribuye a la capacidad de los biofiltros para resistir cargas de choque

(Ferrer J. y Seco A., 2008). En el tratamiento de las aguas residuales domesticas las bacterias son los microorganismos predominantes, encontrándose ejemplos de especies aeróbicas, anaeróbicas y facultativas. Como el flujo que se maneja es descendente en la parte del fondo tiene un contenido de nutrientes grandemente reducido, es de esperarse que se encuentren bacterias autotróficas, en los estratos inferiores que no dependen de los nutrientes orgánicos. Las bacterias nitrificantes autotróficas están por lo general asociadas con las regiones inferiores de los lechos de percolación (Hawkes, 1963). En los biofiltros percoladores que tratan aguas residuales domesticas, la masa básica de la zoogloea de la biopelícula está formada por "Zoogloea ramigera", y a pesar de que están generalmente presentes bacterias filamentosas, como Sphaerotilus y Beggiata, no originan los problemas en el proceso que causan en los lodos activados (Hawkes, 1963). Los hongos son más comunes en la biopelícula del percolador que en los lodos activados, especialmente cuando los percoladores se usan para el tratamiento de residuos industriales, y tienden a predominar en los estratos superiores del lecho donde es más alta la concentración de nutrientes en la capa líquida. Hay capas muy gruesas de biopelículas predominantes fungoides que pueden ser totalmente aeróbicas. Tomlinson y Snaddon (1996), sugieren que la transferencia de oxígeno dentro de la biopelícula se efectuaba por corrientes protoplásmicas dentro de las hifas fungoides. Los Mohos que tienen capacidad de adherirse fuertemente a las superficies, como son Fusarium y Geotrichum son más comunes y están dentro de los primeros organismos que establecen colonias en un empaque. Otros géneros ecológicamente importante son Sepedonium, Ascoidea y Subbaromyces (Hawkes, 1963 y Taber 1976). A pesar de que el crecimiento algáceo está limitado a la superficie superior de los lechos, donde hay luz disponible, las algas pueden causar problemas cuando el excesivo crecimiento tapa el empaque e interfiere en la distribución de las aguas residuales sobre el lecho del percolador. En ciertas circunstancias se puede presentar un crecimiento abundante de musgos y hepáticas.

3.6 PRINCIPALES PARÁMETROS DE OPERACIÓN DE LOS FILTROS PERCOLADORES

Las principales variables que marcan el comportamiento de un filtro percolador son la carga orgánica, la hidráulica, la recirculación de agua tratada y la concentración del agua alimentada. Aún existe confusión entre el efecto de las cargas orgánica e hidráulica por separado, ya que hasta la fecha no se ha definido claramente su influencia en la operación del filtro (Randall, 1997). Cook y Kincannon (1971) indicaron que la carga orgánica es el principal factor que afecta el desempeño del filtro; Askew (1981) y Johnson (1987) mostraron que la carga hidráulica afecta la remoción de contaminantes si es tan baja que no moja todo el empaque, es decir, si no se alcanza "la tasa mínima de remojo".

Carga orgánica

La carga orgánica volumétrica es el flujo másico de materia orgánica por unidad de volumen del filtro. Entre mayor sea la carga orgánica, mayor será la relación alimento: microorganismos y más rápido crecerán las bacterias del sistema. Como consecuencia, con altas cargas orgánicas se tendrá una mayor cantidad de biomasa y una menor concentración de sustrato en el efluente. Si la aireación, composición

de sustrato u otro factor, no se convierten en limitantes (Grady, 2000). La carga orgánica se expresa como la tasa a la que se suministra al sistema la demanda de oxígeno ($\text{kg DQO m}^{-3} \text{d}^{-1}$ o $\text{kg DBO5 m}^{-3} \text{d}^{-1}$)

Carga hidráulica

La carga hidráulica es equivalente a la velocidad superficial que tiene el agua residual con la recirculación al pasar por el área plana del corte transversal del filtro. Sin embargo, ya que el flujo por el empaque es en láminas delgadas, la velocidad real es mayor. El incremento de la carga hidráulica es proporcional a la velocidad real. La carga hidráulica afecta el tiempo de residencia del líquido que se filtra a través del empaque y simultáneamente la cantidad del líquido retenido en cualquier momento por el empaque (Randall, 1997).

Es decir, el tiempo de retención disminuye con el aumento de la carga hidráulica. Existen límites para la carga hidráulica, la mínima es de aproximadamente $1.8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, y si no es suficiente, será necesaria una recirculación. Como límite superior se debe prever que no haya desprendimiento excesivo de biomasa. Con esto se puede entender que es muy importante el control de la carga hidráulica en el filtro para su buen funcionamiento.

4.- METODOLOGIA

Para el desarrollo del presente estudio es conveniente mencionar que este no solamente es un trabajo experimental a nivel de laboratorio o de evaluación, sino que es un trabajo de desarrollo tecnológico que se basa en resultados experimentales de trabajos de investigación anteriores y en los obtenidos en esta investigación, así como los resultados obtenidos a escala real que demuestra la efectividad del producto obtenido

4.1 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA EXPERIMENTAL

En la figura 17 se presenta el esquema del sistema experimental utilizada en el presente estudio. El principal elemento del sistema es el biorreactor (zona cilíndrica central) con biomasa aeróbica inmovilizada sobre un empaque sintético elaborado de cintas de polietileno.

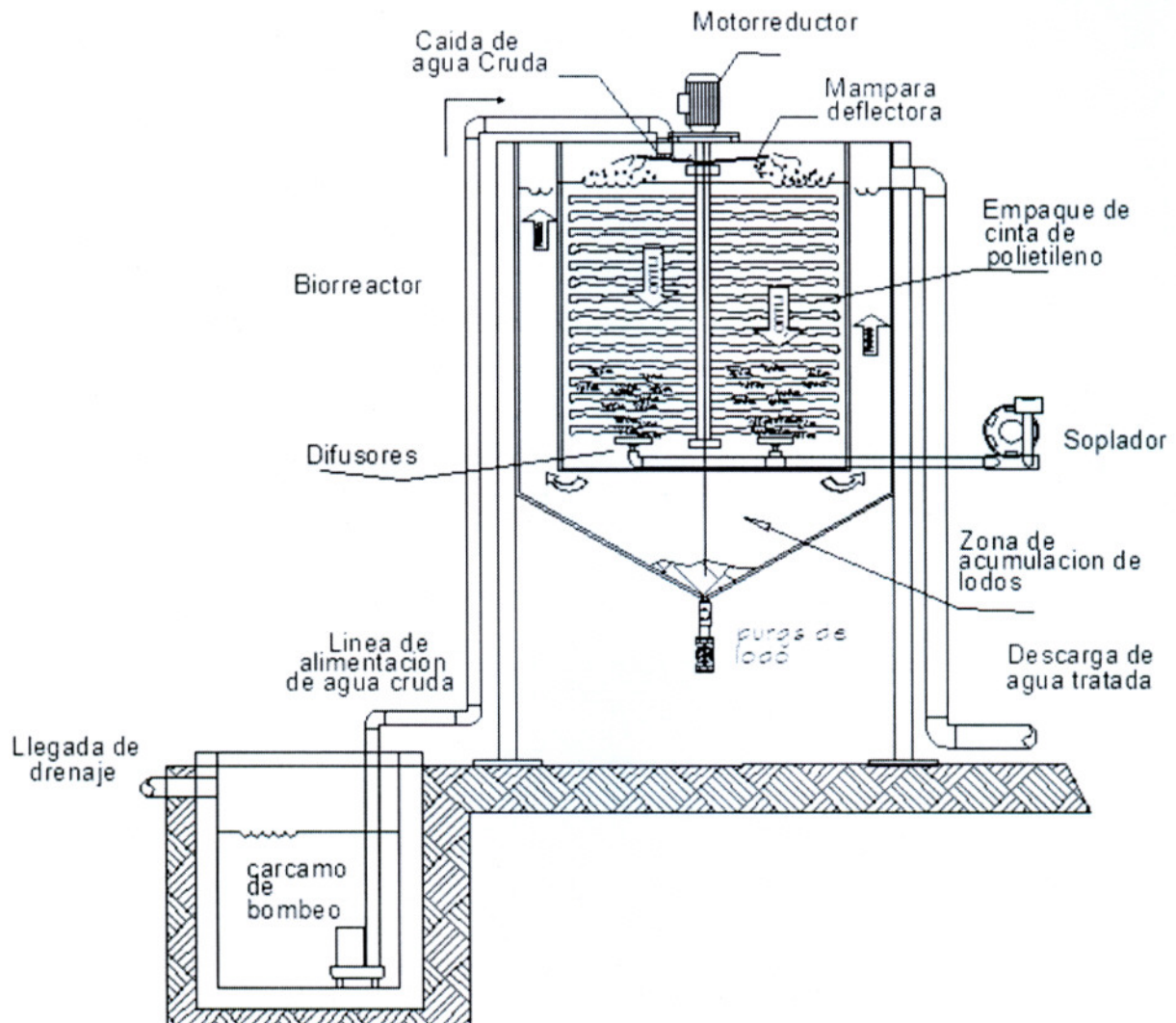


Figura 17 Esquema del sistema experimental

El reactor cuenta con una zona de sedimentación delimitada entre dos cilindros concéntricos y con una zona de acumulación de biomasa desprendida (zona cónica inferior).

El flujo de agua en el biorreactor es continuo descendente. Al llegar hasta el fondo de la zona cilíndrica central, el flujo del agua cambia de dirección, dirigiéndose de forma ascendente hacia la superficie de la zona periférica delimitada por los dos cilindros concéntricos. En la zona debajo del cilindro central y en la zona periférica se lleva a cabo la sedimentación de los sólidos suspendidos. La salida del efluente del reactor es desde la superficie de la zona periférica.

El empaque del biorreactor se realizó con cinta de polietileno de fabricación propia denominada CRP (Cinta Reforzada de Polietileno), para lo cual fue necesario el desarrollo del producto con materiales de fabricación nacional, el cual se describe en el inciso 5.3

El reactor integral se fabricó en acero al carbón estructural con recubrimiento epóxico resistente a la corrosión. Está compuesto por dos tanques concéntricos, el tanque central es un cilindro abierto por ambas caras, el tanque exterior envuelve al tanque central dejando un espacio uniforme entre los dos tanques, el tanque exterior está abierto en la parte superior y la parte inferior tiene forma cónica con un ángulo de 30°. El tanque cilíndrico exterior tiene un diámetro de 1.3 m diámetro y una altura de 1.22 m. La parte cónica tiene una altura de 0.33m. El volumen útil del reactor es 1.6 m³ incluyendo la parte cónica. El cilindro central cuenta con un volumen total de 0.94 m³ y un volumen útil de 0.785 m³, con un diámetro de 1.0 m y una altura de 1.2 m.

Los tanques están ensamblados concéntricamente por soportería metálica y tornillería de acero inoxidable 304. Todo el conjunto está ensamblado en una estructura metálica, la cual cuenta con un pasillo para operación y un nicho para el soplador y accesorios, así mismo un nicho para tablero de control eléctrico.

El tanque central está empacado con la cinta CRP fija a una flecha motriz central la cual está conectada a una transmisión que le da un movimiento radial por medio de un sistema motorreductor de doble reducción y un motor eléctrico de corriente alterna tipo de inducción jaula de ardilla de 1/4 de HP, 127 volts 1 fase 60 hz, así mismo el requerimiento de aire estará dado por un soplador centrífugo regenerativo con motor de inducción jaula de ardilla de 0.5 hp, 127 volts 1 fase 60 hz. El suministro de agua cruda al reactor se proporciona por medio de una bomba sumergible tipo inatascable para "Lodos", con impulsor de 2 alabes, con motor de inducción jaula de ardilla de 0.5 HP, 127 volts 1 fase 60 hz.

El equipo cuenta con un sistema de fuerza control y adquisición de datos, teniendo las protecciones eléctricas, para los motores de bomba sumergible, soplador y reductor. El funcionamiento del soplador estará controlado por medio de un variador de frecuencia, reduciendo la velocidad del mismo, de acuerdo al oxígeno disuelto en el tanque central, aumentando la velocidad del soplador cuando el oxígeno disuelto disminuya y reduciendo la velocidad cuando el oxígeno disuelto aumente. El oxígeno disuelto en el reactor se mantenía alrededor de 2 mg/l.

El equipo cuenta con adquisición de datos del PLC (Power Line Communications, por sus siglas en inglés, que equivale a controlador lógico programable) a una computadora instalada en el cuarto de CCM

(Centro de Control de Motores) de la planta de tratamiento del IMTA. El equipo se calibro para la toma de lecturas cada 5 min, registrándolas en un archivo tipo hoja de cálculo compatible con Excel 2007. Los datos registrados son OD, Amperes de motor 1, amperes motor 2, amperes motor 3, voltaje de la línea,

4.2 ETAPAS DEL TRABAJO

El desarrollo de este proyecto y trabajo abarca tres principales etapas:

- 1.- Diseño del sistema experimental
- 2.- Fabricación e instalación del sistema experimental
- 3.- Trabajo experimental para evaluación del prototipo construido

4.2.1. DISEÑO DE SISTEMA

El diseño del biorreactor (zona cilíndrica central) se baso en los resultados de los estudios previos (Bustos, 2007), en los cuales se obtuvieron criterios y parámetros de diseño para un biofiltro con un lecho sumergido elaborado con cintas de polietileno a escala de laboratorio.

Para lograr el diseño compacto del sistema a desarrollar, se decidió integrar de forma adecuada una zona de sedimentación y una para la acumulación de los lodos. El diseño de la zona de sedimentación se realizo con base en los criterios y parámetros del diseño de sedimentadores. Para delimitar la zona de sedimentación se uso el concepto de dos cilindros concéntricos, siendo la zona central la del biorreactor y la periférica la de sedimentación. El flujo en la zona central es descendente y en la zona de sedimentación ascendente.

El diseño de la zona de acumulación de lodos se realizo con el procedimiento del dimensionamiento de las tolvas en los sedimentadores.

4.2.2. FABRICACION E INSTALACION DEL SISTEMA

Cabe hacer mención que las actividades realizadas para llegar a la fabricación, es información que puede ser un trabajo de tesis de ingeniería Mecánica, pero el objetivo del presente trabajo de tesis es la de documentar el proyecto enfocado al comportamiento y no a la fabricación del equipo, por lo que solo se presenta la información sintetizada de estas actividades, pero que forman parte integral del trabajo de investigación y el desarrollo tecnológico.

La fabricación se realizo de acuerdo a técnicas de manufactura por deformación plástica y soldadura por arco eléctrico con electrodo revestido para la formación de los tanques cilíndricos y cónicos así como el armado de la estructura general. Los sistemas de transmisión y tracción se realizaron de acuerdo a teoría de diseño de flechas, selección de rodamientos y manufactura por arranque de viruta para maquinado de elementos mecánicos. Para el tablero de control nos basamos en la teoría de selección de diámetros de cable y capacidades de protecciones en motores de inducción tipo jaula de ardilla trifásicos y lógica de control analógica y digital para PLC (Power Line Communications por sus siglas en ingles que en español equivale a controlador lógico programable). La fabricación del soporte del medio bilógico o empaque sintético, se realizo por medio de teoría de termoformado y termofusionado de materiales plásticos base

polimérica, teniendo la necesidad de realizar el desarrollo de maquinas para la fabricación de este elemento que denominamos CRP (Cinta reforzada de polietileno) la cual se describe a mayor detalle en el inciso 5.2.2.2 "Desarrollo de soporte de medio biológico CRP (Cinta Reforzada de Polietileno).

4.2.3. TRABAJO EXPERIMENTAL PARA LA EVALUACIÓN DEL PROTOTIPO CONSTRUIDO

En esta etapa se logro el objetivo principal de esta investigación de determinar la capacidad de remoción de diferentes parámetros contenidos en el agua residual municipal, como son elementos con base carbonosa (DQO, DBO₅, SST...), Nutrientes (N y P), Bacteriológicos (CT, CF, HH).

Así mismo se logro la evaluación de parámetros hidráulicos, teniendo caudales extraordinarios en el influente del biorreactor, y el equipo como es un sistema integral mecánico, hidráulico, eléctrico y biológico y están íntimamente relacionados se evaluaron simultáneamente el comportamiento de los parámetros eléctricos obteniéndose el consumo de energía eléctrica del sistema.

Para la realización del trabajo experimental se llevo a cabo la instalación, pruebas en vacio y pruebas hidráulicas previas a los arranques de las pruebas las cuales se describen a continuación

4.3. PRUEBAS OPERATIVAS DEL SISTEMA ANTES DEL ARRANQUE

El biofiltro se instaló en la colindancia del cárcamo de bombeo de agua cruda de la planta de tratamiento del IMTA totalmente a la intemperie, teniendo la alimentación directa al vertedor- distribuidor sobre el lecho del biofiltro, por medio de una bomba sumergible de 0.5 HP. Con alimentación directa y en las condiciones reales de operación, con los altibajos en caudal y carga orgánica en el cárcamo de bombeo. Después de la instalación de los sistemas mecánicos, eléctricos y electrónicos se procedió a la realización de las pruebas operativas: Prueba en vacio y prueba hidráulica

Prueba en vacio: Consiste en el arranque de elementos móviles, soplador y bomba sumergible, simulando la operación, esto con el objetivo de identificar fallas de señales eléctricas de control y fuerza, el resultado obtenido fue satisfactorio pasando a la siguiente prueba.

Prueba hidráulica. Para esta prueba el reactor se arrancó con agua tratada del efluente de la planta de tratamiento del IMTA (figura 18), llenándose el reactor y arrancando el sistema, bomba sumergible, reductor y soplador. Simulando los ciclos de operación se bombearon consecutivamente caudales de 1, 2, 3, 4, y 5 l/min no teniendo ningún problema hidráulico o cambios de niveles de operación. A los 10 l/min se comenzó a tener problemas de cambios de nivel de operación, clara señal de ahogamiento de la tubería de descarga. Con caudales de 8 a 12 l/min subió el nivel hasta tener derrame del reactor. Revisando las tuberías de descarga para verificar que no tuvieran taponamiento, estos se encontraron en buenas condiciones, por lo que se decidió cambiar el diámetro de descarga de la tubería, de 1 ½" a 2". Después se procedió a realizar nuevamente la prueba hidráulica, probándose hasta 24 l/min sin tener

ningún cambio de nivel, el sistema se sometió hasta el caudal de 60 l/min= 1 l/s teniendo un incremento de 4 cm en el nivel manteniéndose en este caudal sin derrame.



Figura 18 Prueba hidráulica con agua tratada a caudal máximo de 1 l/s.



Figura 19 Descarga en salida final y prueba de ejector neumático para caudal de retorno.

4.4 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

4.4.1. ARRANQUE DEL SISTEMA Y FORMACIÓN DE LA BIOPELÍCULA

La biopelícula se forma en un soporte donde se adhiere, el cual puede ser orgánico o inorgánico, en el caso del presente trabajo la biomasa se pretende que se adhiera a un soporte sólido, que será de cintas CRP (Cinta reforzada de polietileno), donde es necesario un tiempo de la formación de la biopelícula que va a variar de acuerdo a las condiciones de temperatura, carga orgánica y oxígeno disuelto en el agua el tiempo estimado de la formación de la biopelícula es de dos semanas.

Se realizó el arranque del sistema alimentándolo con agua residual del IMTA. Haciendo el ajuste hidráulico para tener los parámetros indicados en la tabla 8

Tabla 8. Parámetros para el arranque del biorreactor.

Parámetro	Arranque y desarrollo de la biopelícula
Carga orgánica superficial g m ⁻² d ⁻¹	0.8
Carga orgánica volumétrica kg m ⁻² d ⁻¹	0.8
Gasto l/s	2
TRH h	6
Recirculación l/min	1

Cabe mencionar que el arranque y desarrollo de la biomasa se realizó en las últimas semanas del mes de marzo 2008, durante el cual donde se tuvieron temperaturas promedio de 24.4° C y temperaturas máximas de 38.5 ° C (Estación 00017071 Progreso, Jiutepec, Mor, <http://smn.cna.gob.mx>). El desarrollo de la biomasa se dio en un tiempo de entre 6 y 8 días, con la carga de 0.8 g/m².d, y un caudal promedio de 2 l/min. Las altas temperaturas en este periodo de desarrollo fueron un factor que ayudó a tener un metabolismo más acelerado en la reproducción de los microorganismos.

4.4.2. AJUSTE DE CARGA ORGÁNICA VOLUMÉTRICA EN EL INFLUENTE

Para poder mantener la Carga orgánica volumétrica (COV) en el influente del reactor se realizó basándonos en los resultados de los análisis de laboratorio de la concentración mg/l de DQO, de acuerdo al resultado de la concentración se calculó el caudal en el influente realizando el ajuste en la válvula de la línea de alimentación de agua residual, realizándose este ajuste después de cada análisis de DQO del influente

PARÁMETROS DE OPERACIÓN Y FASES DEL EXPERIMENTO

En la tabla 9 se presentan los parámetros de operación con los cuales se opero el biorreactor en cada fase programada para evaluar el biorreactor con tres diferentes COV, y poder evaluar también el comportamiento teniendo recirculación y sin ella, considerando una duración de 30 días para cada fase excepto en la primer fase que fue de 60 días

Tabla 9 Condiciones y fases programadas para la experimentación.

Parámetro	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
Carga orgánica volumétrica kg m ⁻² d ⁻¹	4	8.8	8.8	6	6
Gasto lpm	10	40	40	24	24
TRH h	1	0.65	0.65	0.5	0.5
Recirculación % gasto	50%	50%	0	0	50%
Tiempo programado días/mes	60/2	30/1	30/1	30/1	30/1

En la fase 1 se logró mantener la COV en el influente muy cercano al programado de 4 kg/ m³ d. Para la fase 2 y 3 se tuvieron variaciones muy considerables en la concentración del influente y caudal de agua residual, ocasionado principalmente por la temporada de lluvias teniéndose una aportación pluvial muy elevada, en este periodo se tuvieron desde lloviznas hasta lluvias torrenciales de 350 mm (Estación 00017071 Progreso, Jiutepec, Mor, <http://smn.cna.gob.mx>).

Esto ocasiono que se realizara una reprogramación de las condiciones de operación del biorreactor, ajustándolo a las condiciones reales, quedando finalmente el programa de experimentación como se muestra en la tabla 10

Tabla 10 Etapas finales de experimentación del biorreactor.

Parámetro	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
Carga Orgánica Volumétrica Kg m ⁻² día ⁻¹	4	8	19	12
Gasto L/min	10	40	55	50
TRH h	1	0.5	0.34	0.3
Recirculación %	50	50	0	50
Tiempo operación- dias	67	32	39	87

Durante la operación se tuvieron algunos parámetros constantes los cuales no variaron durante toda la prueba. Estos fueron la velocidad angular del medio biológico (velocidad de rotación) $W= 0.9$ rpm y el OD (oxígeno disuelto) mínimo de 2.0 mg/l. Estos dos parámetros fueron controlados por el PLC del tablero de control.

4.4.3 PARÁMETROS DE CONTROL DEL PROCESO

El control del proceso de tratamiento se realizó mediante la determinación de los parámetros: Demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), nitrógeno total (NT), nitrógeno amoniacal (N-NH₄) y fósforo total (PT), Coliformes fecales.

La cantidad de biomasa se midió tomando muestras de la biopelícula de 3 diferentes puntos del empaque y determinando ST (sólidos totales) y SV (sólidos volátiles) como masa seca. La frecuencia de los análisis y los puntos de muestreo se presentan en la tabla 11

Tabla 11 Parámetros de control del proceso

Tabla 11. Parámetros de control del proceso		
Parámetros a controlar	Frecuencia	Punto de muestreo
DBO ₅	1 vez/sem	Influyente, efluente
DQO	3 veces/sem	Influyente, efluente
SST	1 Vez/sem	Influyente, efluente, purga
SSV	1 vez /sem	Influyente, efluente, purga
Nitrógeno total	1 vez/sem	Influyente, efluente
N-NH ₄	1 vez/sem	Influyente, efluente
Fosforo	1 vez/sem	Influyente, efluente
Coliformes fecales	3 veces/mes	Influyente, efluente
ST en la biopelícula(1)	1 vez/mes	Zona sup, media e inferior
SV en la biopelícula(2)	1 vez/mes	Zona sup, media e inferior

4.4.4. DETERMINACIÓN DE LA CANTIDAD DE LA BIOMASA EN EL REACTOR

Para la determinación de la biomasa adherida al medio de soporte en el reactor se baso en la técnica de determinación de sólidos volátiles como masa seca, realizando el desprendimiento de la biomasa del soporte mediante sonicación.

El reactor se dividió en 6 zonas para el muestreo de las cintas, en la figura 20 se observan estas zonas, que básicamente son zona, alta, media y baja, y se dividió en áreas cercanas a la flecha y áreas cercanas a la orilla del reactor.

El procedimiento para fue el siguiente. Se cortaron pedazos rectangulares de la cinta de polietileno de las seis diferentes zonas del reactor, procurando no desprender la biopelícula de la cinta. Los pedazos de la cinta se sumergieron inmediatamente en una solución de metanol en vasos de precipitado de 250 ml (etiquetados de acuerdo a cada zona). Los vasos de precipitado se introdujeron en el sonificador (Ultrasonic Cleaner AS5150B) por un tiempo de 20 minutos o hasta que la biopelícula fuera desprendida completamente de la cinta de polietileno. Las longitudes de cinta muestreada fue igual cada vez y el área

determinada es de 0.009 m². La biomasa desprendida quedó suspendida en la solución de metanol. Los sólidos se removieron mediante filtración usando crisoles tipo Gooch (previamente tarados) para llevar a cabo la determinación de los pesos, considerando el método gravimétrico para la determinación de SST y SSV. El resultado se expresó como masa seca y se utilizó para determinar la biomasa específica, la concentración de biomasa como ST y SV, la relación entre ellos, el TRC y la cantidad total de biomasa contenida en el reactor.

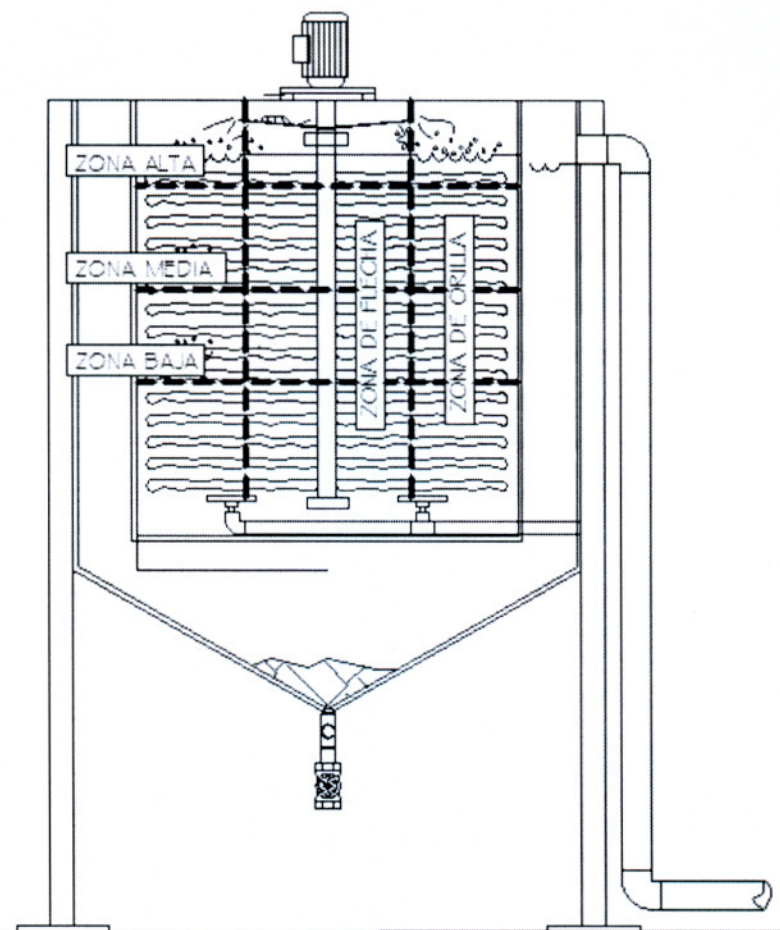


Figura 20 Esquema de división dentro del reactor de zonas para muestreo de cintas CRP

5.0 RESULTADOS

5.1 DISEÑO

Esta fue la etapa inicial para poder dar las dimensiones básicas del biorreactor, basándonos en los datos experimentales de biofiltros a escala piloto, se establecieron los parámetros de entrada y salida para el diseño, considerando las cargas experimentales tabla 12

Tabla 12. Características del agua

	Influyente			Efluente
DQO (mg/l)	100	500	250	80
SST (mg/l)	350	220	100	30
SSV (mg/l)	275	165	80	16

Como se menciona en el inciso 1.1 , el prototipo de laboratorio se probó con cuatro cargas orgánicas diferentes, incluyendo, la de arranque para la formación de biopelícula, que son 1, 2, 4 y 6 g DQO·m⁻²·d⁻¹ y basándonos en la densidad específica del medio de soporte utilizado fue la cinta denominada SESSIL, se obtuvieron valores de los parámetros diferentes de la carga orgánica volumétrica (COV), Tiempo de retención hidráulica (TRH) y tasas de remoción (tabla 13).

Tabla 13 Fases experimentales planeadas al inicio de la experimentación.

Parámetro	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
Carga orgánica, g DQO m ⁻² día ⁻¹	1	2	4	6
COV kg m ⁻³ día ⁻¹	1.1	2.2	4.4	6.6
TRH h	6	2.4	1.2	0.8
Tasa de remoción de DQO, g DQO m ⁻² día ⁻¹	0.7	1.7	2.8	3.8
Tasa volumétrica de remoción DQO, g DQO m ⁻² día ⁻¹	0.733	1.823	3.118	4.128
Capacidad de remoción, g DQO m ⁻² día ⁻¹	518.2	128.7	2203.1	2916.8

Ahora realizando los cálculos considerando con base en el TRH, y con base en la COV, obtenemos los resultados que se muestran en la tabla 14.

Tabla 14. Cálculo de volúmenes estimados DQO variando COV

Calculo con base en el TRH, válido solo para agua residual de concentración baja				
Volumen del reactor, m ³ = Q*TRH	0,72	0,29	0,14	0,10
Cálculo con base en COV, para agua residual con diferentes concentraciones de DQO				
DQO influente, mg/L	1000	500	250	
Cantidad de DQO por remover, kg DQO d ⁻¹ : (DQO _i -DQO _e)*Q	2,65	1,44	0,72	
Volumen con base en COV, m ³				
Si COV=0.8 g DQO m ⁻² d ⁻¹	3,61	1,96	0,98	
Si COV=2.0 g DQO m ⁻² d ⁻¹	1,60	0,79	0,40	
Si COV=4.0 g DQO m ⁻² d ⁻¹	0,85	0,46	0,23	
Si COV=6.0 g DQO m ⁻² d ⁻¹	0,64	0,35	0,17	

De la tabla 14 se puede observar que el volumen disponible para reducir la DQO del influente (Tabla 12) hasta los valores deseados (Tabla 13) varía de 0.85 a 0.40 m³, dependiendo de la COV aplicada y la DQO del influente, por lo que seleccionamos un valor de 0.7 m³ que es un valor dentro del rango de prueba llevando la tendencia hacia las cargas altas, que son las cargas que se encontraran en las aplicaciones reales de aguas municipales. Así que los parámetros básicos de diseño obtenidos son los marcados en la tabla 14.

Para el caso de la cantidad de aire necesario para cada una de las concentraciones de DQO, se realizo el cálculo para cada una de ellas, seleccionando el equipo para que nos proporcionara el caudal máximo requerido, y para concentraciones menores se tendrá una disminución de las RPM del motor eléctrico. Presentándose los resultados en la tabla 15

Tabla 15 Cálculos de la cantidad de aire.

DQO influente, mg/L		1000	500	250
Masa de DBO ultima	kg DBOult/d	3,9	1,8	0,7
Masa DBO ultima nuevas celulas	kg DBOult/d	0,4	0,2	0,1
O ₂	kg/d	3,5	1,6	0,6
Aire requerido (teorico)	kg/d	15,1	6,9	2,8
Aire requerido (teorico)	m ³ /d	12,5	5,7	2,3
Aire requerido (real)*	m ³ /d	62,7	28,6	11,6
	L/min	43,6	19,9	8,1
Aire requerido (real)	kg/d	75,3	34,4	13,9
Aire requerido (real)	kg/s	0,0	0,0	0,0
Potencia para los compresores	kW	0,4	0,2	0,1
k	1,184342622			
Consumo diario	kWh	9,0	4,1	1,7
Consumo unitario	kWh/m ³ de agua	3,1	1,4	0,6

* Suponiendo eficiencia de transferencia del sistema de aeración de 20%.

Tabla 16. Datos finales de cálculo de parámetros para el dimensionamiento del biorreactor

Prototipo	Zona activa:
H, m	0,9
D, m	1
V, m ³	0,7065
V, L	706,5

De acuerdo a lo anterior obtenemos los parámetros principales de diseño del biorreactor, que son:

- 1.- Se requiere de un volumen de 0.7 m³
- 2.- El medio de soporte deberá de cumplir como mínimo con un área específica promedio de 1,098 m²/m³.
- 3.- El rango de cantidad de aire será de 13.9 a 43.56 L/min (0.4 a 1.53 pies³ /min)

Con estos parámetros se procede a la siguiente etapa del trabajo que es la ingeniería de diseño

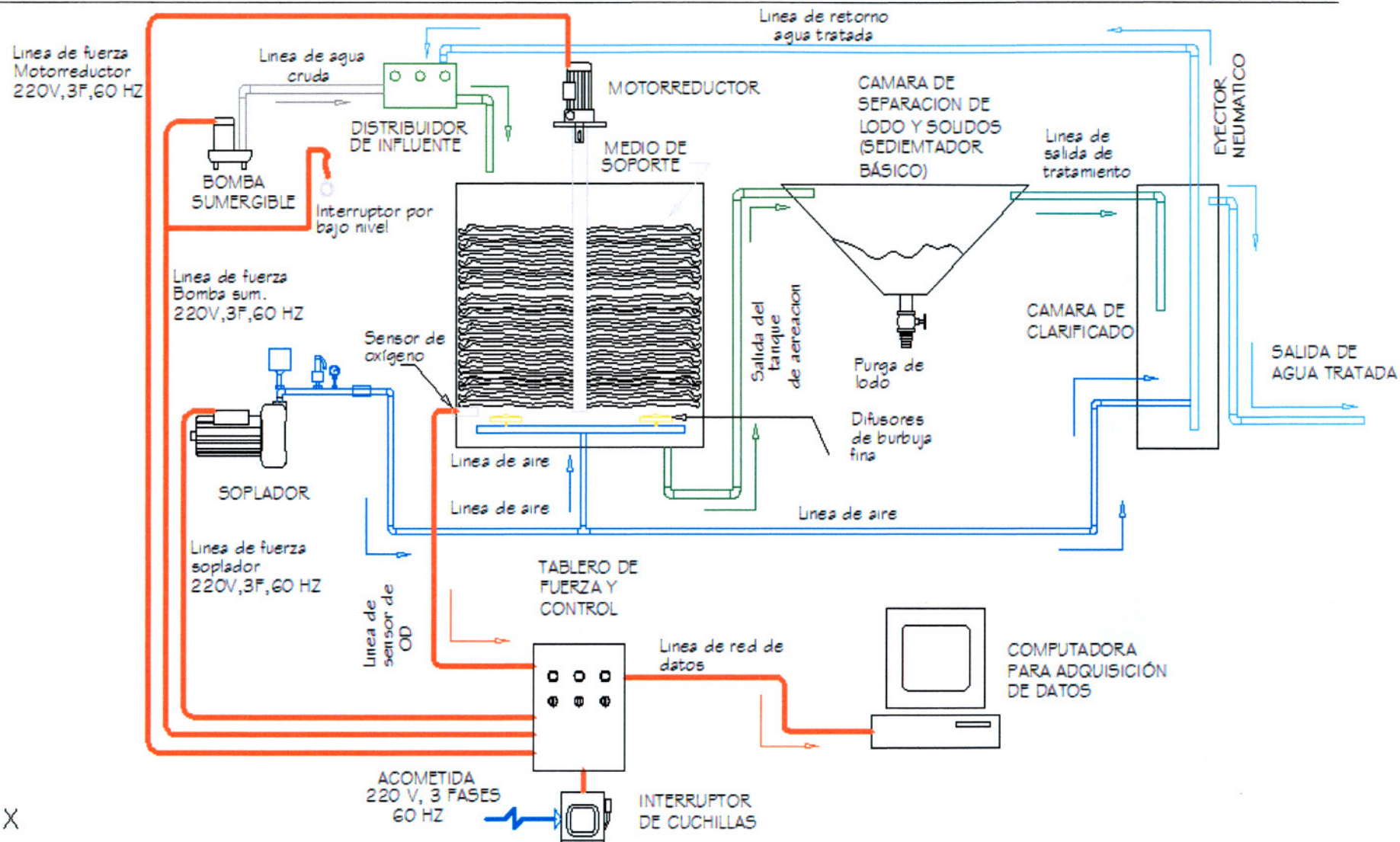
5.1.1. PARÁMETROS PARA EL DISEÑO DEL BIORREACTOR

Se definió que el equipo a fabricar debería de contar con diferentes elementos mínimos de control y operación para poder medir y controlar parámetros experimentales, de los cuales se enlistan a continuación:

- El biorreactor deberá trabajar en flujo descendente
- Deberá de contar con una cámara que nos funcione como separador de sólidos suspendidos por gravedad, sin llegar a un sedimentador secundario como tal, y que sea compacto, el objetivo de esta cámara es la de poder obtener los SST y SSV, que no salgan en el efluente.
- El equipo deberá ser una unidad compacta
- El medio de soporte deberá de ser cintas de polietileno con tres hilos de refuerzo de alta densidad, con una densidad del medio de $1,098 \text{ m}^2/\text{m}^3$, este medio deberá de ir sujeto a un eje central, el cual nos debe de permitir de una variación de velocidad de rotación para ajustarla a diferentes aplicaciones.
- Se requiere que el sistema nos garantice la cantidad de aire necesaria para mantener la biopelícula con las condiciones de oxígeno disuelto no inferiores a 2 mg/l . Debiendo tener un sistema de control que nos aumente o disminuya la cantidad de aire de acuerdo a la carga orgánica de entrada, conservando el oxígeno disuelto.
- Deberá de contar con sistemas de bombeo de influente de agua cruda con descarga uniforme en el medio, y deberá de contar con sistema de retorno de agua tratada, ambos deberán permitir el aforo y calibración de caudales mínimo en forma manual
- El sistema deberá ser capaz de manejarse en forma autónoma, realizando el control de velocidad de eje del medio, nivel de oxígeno disuelto, sistemas de bombeo de agua cruda protegido por bajo nivel, sistemas de protección por sobrecarga o corto circuito, así mismo se requiere que el sistema sea capaz de obtener datos de oxígeno disuelto, corriente y voltaje de cada equipo
- El equipo deberá de poder trabajar a la intemperie y en condiciones reales de operación, considerando restablecimiento automático en caso de falla eléctrica, lluvia, viento, etc.

Ya definidos los requerimientos de diseño se procedió a realizar el diagrama de flujo del proceso, para definir los elementos o sistemas necesarios a diseñar, seleccionar o fabricar.

En la figura 21 se muestra el esquema de todos los sistemas que componen el reactor, considerando los parámetros de diseño descritos.



X

Figura 21 Esquema de los sistemas generales que componen el biorreactor

5.2 FABRICACIÓN E INSTALACION DEL SISTEMA EXPERIMENTAL

Para realizar la manufactura, construcción e instalación de los sistemas se realizaron de acuerdo a secuencia de manufactura compuesto por los siguientes grupos

Diseño y fabricación de sistemas mecánicos.

- Estructura de soporte y tanques principales
- Mecanismo de tracción para arrastré de medio de soporte biológico.

Calculo, selección e instalación de sistemas eléctricos

- Selección de arrancadores para cada motor, y los controles necesarios para velocidad de rotación del soplador y reductor.
- Sistema de control y adquisición de datos

Desarrollo de soporte de medio biológico

5.2.1. DISEÑO Y FABRICACION DE SISTEMAS MECANICOS

5.2.1.1 ESTRUCTURA DE SOPORTE Y TANQUES PRINCIPALES

Como el equipo se requiere en una unidad se decidió que el tanque donde trabajara el soporte del medio biológico este envuelto con un tanque de mayores dimensiones lo que se denomina enchaquetado, con esto se tendrá un flujo descendente en la parte central (Tanque secundario) y por la parte exterior tendremos flujo ascendente (Tanque principal), cuando se realiza el cambio de flujo tendremos un fenómeno de separación física de material por gravedad, lo cual nos permitirá trabajar la parte inferior como un sedimentador sin cumplir con todas las características como tal, por lo que se definió tener el fondo del tanque en forma cónica (figura 21)

Se definió que el equipo se construiría en acero al carbón, principalmente por costos, resistencia mecánica y por la facilidad de fabricación, ya que para fabricar en fibra de vidrio que es un material más liviano es necesario la fabricación de moldes para cada pieza para lo que se necesita una inversión superior a los \$ 150 000 solo para los moldes, que es un costo alto solo para la realización de un equipo. La estructura se fabrico en perfil cuadrado estructural reforzado (Conocido como PTR), calibre 14, de 2 y 3 pulgadas por lado, los tanques se fabricaron con lamina de acero al carbón cal 14, roladas en frio, y reforzadas con anillos atiezadores de solera de 1 ½" x 3/16" de espesor y ángulo de 1 ½", Realizando la unión con el proceso de soldadura eléctrica con electrodo revestido No 7018 con resistencia a la tensión de 70000 lb/pulg² para unión y 6013 con resistencia a la tensión de 60000 lb/pulg² para relleno, con acabado esmerilado. Para la protección de corrosión de tanques y estructuras se selecciono un epóxico catalizado con poliamida, conocido como negro de alquitrán de hulla, PEMEX RP-5B ya que forma una película con excelente resistencia al agua salada, cruda y tratada. Brindando una inmejorable protección anticorrosiva y destaca por su excelente adhesión y propiedades mecánicas

Se tomo el parámetro de diseño de volumen mínimo disponible necesario de 0.7 m³, y se realizo el dimensionamiento del cilindro por geometría básica teniendo un diámetro de 1.0 m y una altura de 0.90 m (Tanque secundario). Para el dimensionamiento del tanque exterior se tomo la consideración que la

velocidad del flujo descendente en el tanque central mínimo deberá de ser la misma que el flujo ascendente, por lo que el diámetro del tanque exterior nos arrojó en 1.30 m (Tanque Principal), y el tanque de fondo se trabajó para una pendiente con inclinación de 30 ° con una toma de muestras en el fondo controlada por una válvula de compuerta (figura 22)

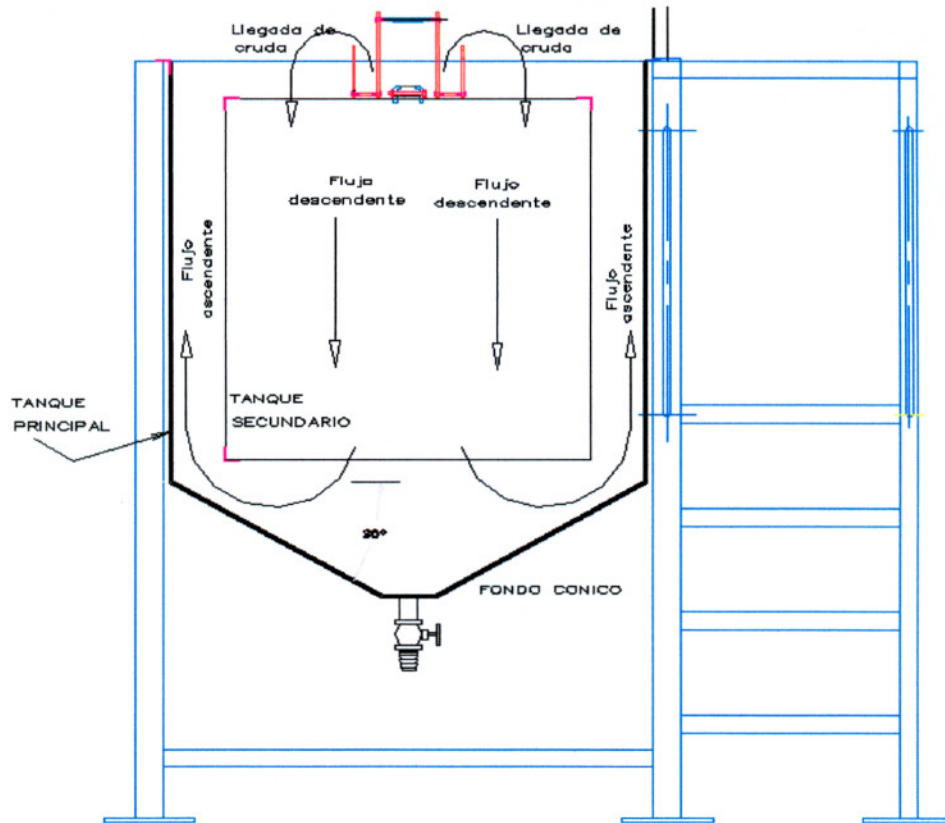


Figura 22 Esquema de dirección de flujo dentro del reactor y ubicación de tanques principal, secundario y cónico

En la figura 23 y 24. Se muestran detalle de instalación de tanque central y proceso de soldadura en la fabricación del mismo tanque central.



Figura 23 Instalación de tanque secundario dentro del tanque principal.



Figura 24 Fabricación de tanque principal aplicación de soldadura.

5.2.1.2. MECANISMOS DE TRACCIÓN PARA ARRASTRE DE SOPORTE DE MEDIO BIOLÓGICO

Para el biofiltro se requiere que el medio biológico este sujeto a un eje central el cual deberá de girar en un solo conjunto (figura 25), por medio de la tracción que le proporcione un motorreductor (figura 25), con una velocidad entre 2 y 15 rpm, seleccionándose un reductor de doble reducción, de tornillo sinfín y corona con una potencia de entrada de ¼" de HP, para uso industrial, el cual se acoplara a una flecha de acero inoxidable 304 soportadas por chumaceras de rodamiento de acero inoxidable 316 y soporte tipo brida de plástico el cual se selecciono para una vida de 30000 hrs y una capacidad de carga dinámica de 2000 kg (figura 26,27), todo el conjunto funcionara en forma vertical .

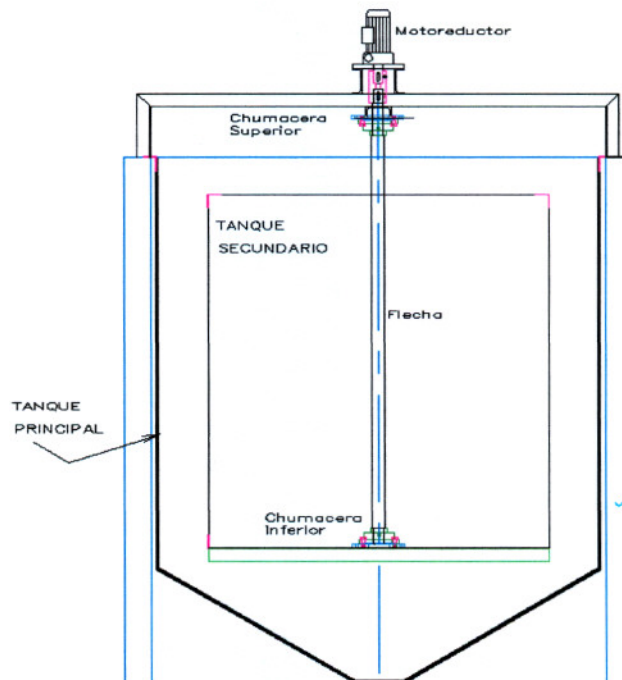


Figura 25 Esquema de ubicación de sistema de tracción de medio biológico (motorreductor, flecha y chumaceras).



Figura 26 Ubicación de motorreductor, chumacera y flecha parte superior del biorreactor.

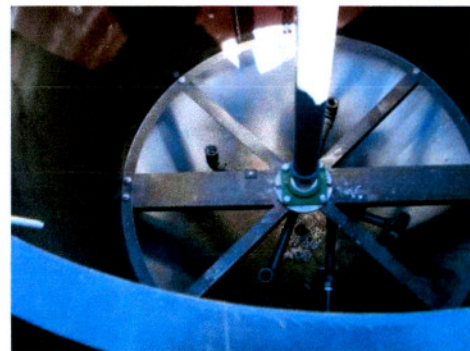


Figura 27 Ubicación de chumacera inferior y flecha en el biorreactor.

5.2.2 CÁLCULO, SELECCIÓN E INSTALACION DE SISTEMAS ELÉCTRICOS

5.2.2.1. SELECCIÓN DE ARRANCADORES Y SISTEMAS DE CONTROL PARA EQUIPOS ELÉCTRICOS.

La Instalación principal estará protegida por un sistema de tierras (figura 28) y un interruptor de cuchillas principal (figura 29), el cual alimentará a todos los equipos del sistema.

El biorreactor cuenta con tres equipos principales, una bomba sumergible de 1/2 HP, un motor de 1/4 hp del reductor y un soplador con motor de ½ HP. Los equipos trabajaran a 220 volts 3 fases 60 hz. La bomba sumergible operara las 24 h del día y está protegida con un interruptor de nivel para detectar cuando no tenga agua en el cárcamo y evitar la operación en seco, y necesita un arrancador compuesto por interruptor Termomagnético, relevador y protección bimetálica, para protección del equipo por sobrecarga. En el caso del motor del reductor y el soplador se requiere que trabaje a diferente velocidad del motor nominal, y por la naturaleza del sistema trifásico 220 v, los motores serán controlados por medio de dos variadores de frecuencia uno para cada motor, los cuales además del control de velocidad protegen por sobrecarga a los equipos.



Figura 28 Instalación de sistema eléctrico de fuerza y control incluyendo sistema de tierras.

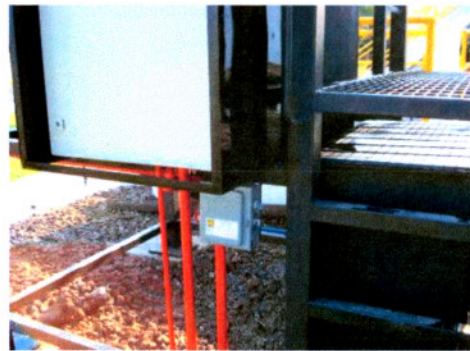


Figura 29 Ubicación de Interruptor de cuchillas y tablero de control.

5.2.2.2 SISTEMA DE CONTROL Y ADQUISICIÓN DE DATOS

De acuerdo al requerimiento del sistema se necesita obtener datos del proceso para que con esa retroalimentación se controle la velocidad rotacional del soplador, por lo que se selecciono realizar la automatización con un PLC (Power Line Communications por sus siglas en ingles), que puede traducirse por comunicaciones mediante cable eléctrico que básicamente es una tecnología para utilizar las líneas de energía eléctrica convencionales para transmitir señales de radio para propósitos de comunicación. La tecnología PLC aprovecha la red eléctrica para convertirla en una línea digital de alta velocidad de transmisión de datos, permitiendo, entre otras cosas, el acceso a Internet o a red de comunicación mediante banda ancha. Seleccioné un PLC Micrologix 1100, 12entradas/12 salidas digitales, 2 entradas y 2 salidas analógicas Marca Allen Bradley con terminal PV300 Micro, comunicación Rs232 y cable de comunicación, y para control de velocidad seleccione un Inversor de frecuencia 3 fases, hasta para 1 hp 230 vca, Marca Yaskawa. En la figura 29 se muestra un esquema con la lógica de control

Se requiere que el oxígeno disuelto se mantenga en un rango de 2 a 3 mg/l, Para poder realizarlo es necesario tener una variación de la velocidad de rotación del soplador para bajar o aumentar el flujo, el sistema necesita la obtención de datos de OD del reactor, para esto seleccione un sensor detector de oxígeno con transmisor de señal de 4 a 20 mA , alimentación a 24 volts, el cual tiene la función de obtener los datos de oxígeno disuelto y si el valor está por debajo de 2 mg/l, mandara la señal al PLC, el cual mandara la señal al inversor de frecuencia que controla el soplador aumentando su velocidad paulatinamente hasta el 100% de su velocidad nominal, o hasta alcanzar valores por arriba de 2 mg/l, o disminuir la velocidad si esta el OD en un rango superior a 3 mg/l., repitiéndose el ciclo, para el caso del variador del motorreductor este se controlara desde una computadora la cual tendrá el programa de operación y control del sistema, además de la obtención de datos cada 5 min generando un archivo en formato de Excel. En la figura 30 se muestra en forma esquemática los equipos de fuerza, control y toma de datos del sistema, en la figura 33 y 32 se muestra el interior y exterior del tablero de control.

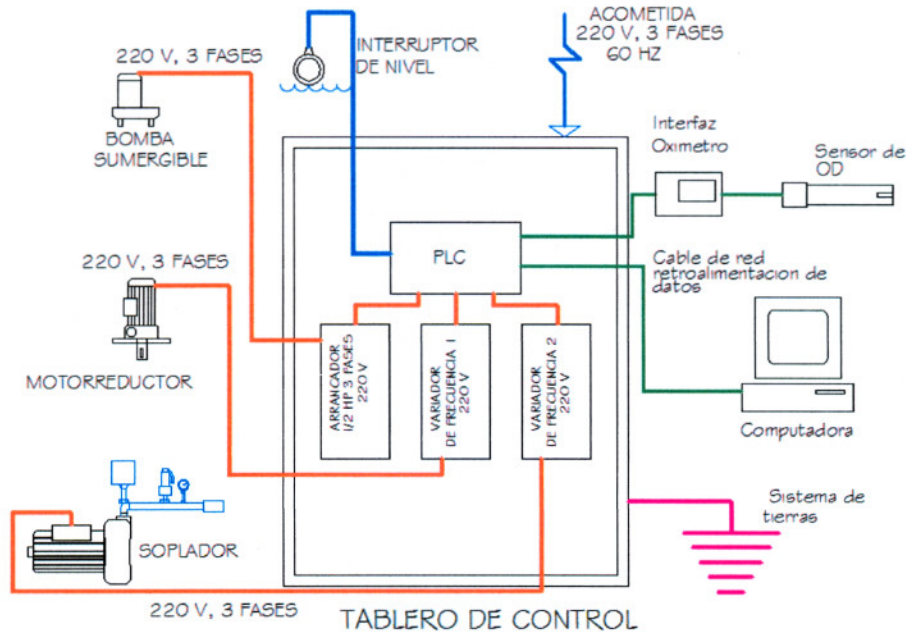


Figura 30 Esquema de sistemas de fuerza, control y señales digitales del PLC y PC.



Figura 31 Tablero con los dispositivos de fuerza, protección, control y señalización de equipo del biorreactor vista interior.

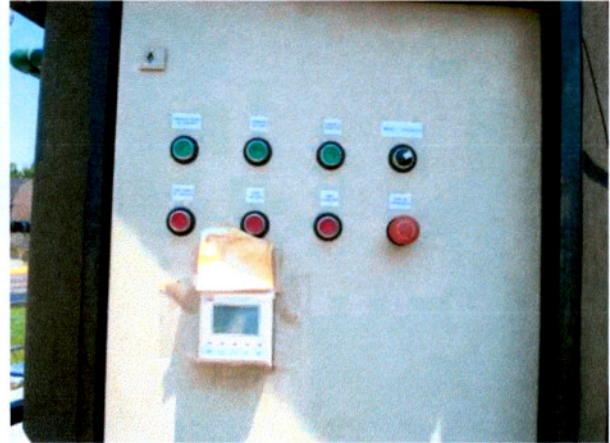


Figura 32 Tablero de control vista exterior.

5.3 DESARROLLO DE SOPORTE DE MEDIO BIOLÓGICO “CRP” CINTA REFORZADA DE POLIETILENO

Para el suministro de los materiales se realizó considerando que se pudiera conseguir en mercado industrial mexicano, no se tuvieron problemas en encontrar proveedores de equipo electrónico, soplador, bomba sumergible, rodamientos o aceros.

El principal problema de suministro que se tuvo en el proyecto fue para poder conseguir la cinta de polietileno con hilos de refuerzo, que pruebas anteriores a escala piloto se utilizó material de origen alemán importado las cintas denominadas SESSIL. Lo que ocasiona que el equipo dependiera del suministro de estas cintas, por lo que se optó en primer etapa la de investigación en el mercado nacional con fabricantes de polietileno la opción de el suministro de esta cinta, obteniendo como resultado que ningún fabricante lo tiene de línea en México, que existe la posibilidad de desarrollar el producto pero garantizando un tonelaje mensual de consumo.

Así que se tomó la decisión llevar a cabo el desarrollo del producto, lo que repercutiría en diseñar maquinaria, equipos y herramientas para producción de la cinta, para lo cual se llevó a cabo el diseño de dos máquinas principales, una máquina de termofusiónado (figura 33) una cortadora (figura 34) la cual nos da la cinta al tamaño deseado obtenido de rollos de polietileno virgen en donde se lleva a cabo la fusión de 3 hilos sobre cintas de polietileno de baja densidad, calibrando temperaturas y ciclos de calentamiento- enfriamiento de acuerdo a la temperatura ambiente, con esto se logró la producción de la cinta reforzada de polietileno la cual denominamos CRP.



Figura 33 Máquina de termofusión para fabricación de cinta CRP.

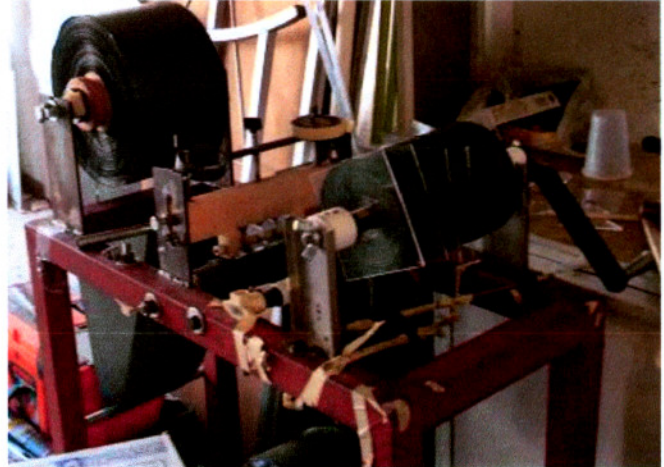


Figura 34 Máquina cortadora de cintas de polietileno.

5.4 ARRANQUE Y DESARROLLO DE LA BIOPELÍCULA

La experimentación se realiza tomando el agua residual cruda de la planta de tratamiento del IMTA, se realizó el llenado del reactor y arrancando el proceso brindándole una aereación continua las 24 hrs del día, se realizó la calibración del caudal por medio de aforo (volumen/tiempo) calibrándose a 2 L/min alimentándose en forma continua. Los parámetros fijos que se tuvieron fueron Aereación se realizara las 24 hrs, manteniendo un nivel de mínimo de oxígeno disuelto de 2.mg/l, y la velocidad rotacional del medio biológico se mantuvo uniforme a 0.9 RPM



Figura 35 Arranque del sistema, muestra formación de espuma, típico de cultivo joven.



Figura 36 Biorreactor con formación de biopelícula, ya no se tiene espuma.

Comparando con investigaciones anteriores de biorreactores a escala piloto utilizando cinta SESSIL, la etapa de desarrollo de biomasa fue de 30 días (Mijaylova y Bustos C. 2007) y 39 días (Mijaylova y Gutiérrez, 2009). En los trabajos mencionados la experimentación se desarrollo en forma controlada, bajo techo, en la planta piloto del IMTA, a diferencia del biorreactor que está instalado a la intemperie con la afectación directa de radiación solar, aire, lluvia, fallas eléctricas, etc.

Para el caso de este trabajo experimental se observó desde el arranque producción de espuma color blanco sobre la superficie del medio filtrante, esta espuma duró 4 días aproximadamente (figura 35)

A los 9 días después del arranque se obtuvo en el efluente del reactor agua clarificada y libre de olores evaluada en forma visual y por olfato, y en el reactor ya no se tenía producción de espuma en el soporte de cintas de polietileno (figura 36 y 37), por lo que se procedió a evaluar los parámetros DQO, NT, NH₃, PT, SST

De acuerdo a la tabla 17 se muestran los parámetros influente y efluente después de 9 días del arranque del reactor, observando porcentajes de remoción nos proporciona una remoción promedio cercana al 30%, así mismo realizando observación visual en las muestras de influente y efluente se observa en el efluente agua cristalina con poca turbiedad en comparación con el influente (figura 36), De acuerdo a los resultados se estableció que ya se tenía un complejo microbiano o biopelícula que estaba usando como sustrato los contaminantes del agua residual concluyendo que el sistema podía comenzar a operar con la carga orgánica controlada de acuerdo al programa de experimentación.

Tabla 17 Parámetros de calidad del agua al arranque.

Parámetros	Influente mg/l	Efluente mg/l	% de remoción
DQO	236	62	26.3
NT	53	14	26.4
NH ₂	36	7	19.4
PT	24	11	45.8
SST	78	30	38.5

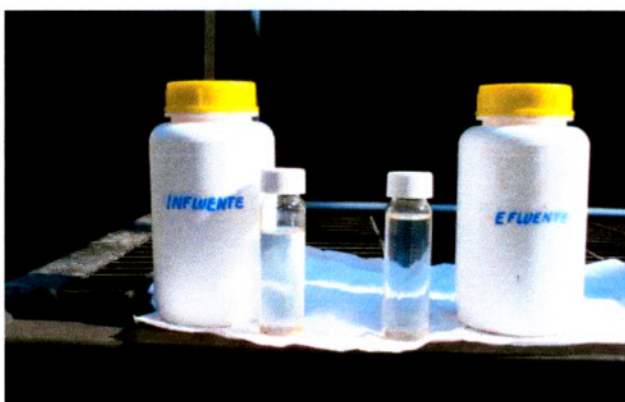


Figura 37 Comparación visual de turbidez en agua de influente y efluente después de 9 días.

5.5- RESULTADO DEL TRABAJO EXPERIMENTAL

En la tabla 10 del capítulo 4.4.2 se menciona las fases que comprendería la experimentación de acuerdo a las condiciones reales de operación, en la tabla 18 se muestran las condiciones de operación programadas y las reales con las cuales se opero el reactor en todas las fases

Tabla 18 Condiciones de operación programadas y reales.

Parámetros	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	Progra- mado	Real	Progra- mado	Real	Progra- mado	Real	Progra- mado	Real
Carga orgánica volumétrica Kg m ⁻³ día ⁻¹	4	4.3	8	9.45	19	19.4	12	15.2
Gasto l/min	10	10.9	40	38.4	55	80	50	52
TRH h	1	1.09	0.5	0.32	0.34	0.43	0.3	0.23
Recirculación %	50	50	50	50	0	0	50	50
Tiempo operación Días	60	67	30	32	30	39	60	87

Cabe hacer mención de que las COV'S que se muestran en la tabla 10 y 18, fue necesario realizar ajustes por la operación del reactor a condiciones reales, teniendo afectación de lluvia, descargas extraordinarias del drenaje, fallas de energía eléctrica etc., teniendo la fase 3 la mas critica ya que en este periodo se tuvieron aproximadamente 12 días de lluvias constantes, variando desde una llovizna hasta lluvias torrenciales, esto ocasionó que la concentración en el influente variara desde rangos de 54 a 195 mg/l DQO. Así mismo dentro del transcurso de esta fase se tuvieron descargas cargadas de color rojo con valores de 614 mg/l de DQO, por lo que al calibrar el caudal para mantener una COV relativamente uniforme se tuvieron rangos de caudal de 7.5 a 112 l/min., teniendo tiempos de retención desde 0.09 h (5.4 min) a 0.905 h (54.3 min).

5.5.1 REMOCIÓN DE MATERIA ORGANICA DQO

En la figura 38 se muestran los resultados de los análisis de DQO para el influente y efluente por cada fase de experimentación.

Para la fase 1 con una COV promedio de $4.3 \text{ kg m}^3 \text{ d}^{-1}$, se tuvieron concentraciones máximas de DQO de 386 mg/l y mínimas de 197 mg/l con porcentaje promedio de remoción de 73% teniendo máximos 90 y 92 % de remoción en los días 30 y 35 alimentándose un caudal promedio de 10.9 l/min , la COV se mantuvo uniforme durante la fase de alimentación.

Fase 2 con una COV promedio $9.45 \text{ kg m}^3 \text{ d}^{-1}$, las concentraciones en el influente fueron mínimo 96 mg/l y máximo 156 mg/l con un promedio de 122.6 mg/l alimentándose un caudal promedio de 34.4 l/min logrando con un porcentaje de remoción de 67.5%.

Fase 3 se obtuvo una COV promedio de $19.3 \text{ kg m}^3 \text{ d}^{-1}$, en esta fase se tuvo una gran variación en la COV y en el caudal debido a las lluvias registradas, teniendo valores de concentración de DQO de 54 hasta 614 mg/l , teniendo variaciones en el caudal desde 7.5 l/min hasta 112 l/min con promedio de 49.7 l/min , lográndose eficiencia de remoción promedio de 72.47 %.

Fase 4 debido a la alta variación de los caudales y COV'S en el influente se realizó la calibración de un COV de $12.0 \text{ kg m}^3 \text{ d}^{-1}$ de acuerdo a la concentración del primer día de la experimentación de esta fase, dando un caudal de 52 l/min el cual se mantuvo constante durante 84 días de la experimentación, logrando una COV promedio de $15.2 \text{ kg m}^3 \text{ d}^{-1}$ en el influente, teniendo concentraciones de DQO mínima de 60 mg/l y máxima de 320 mg/l logrando una eficiencia de remoción de 54.2 %

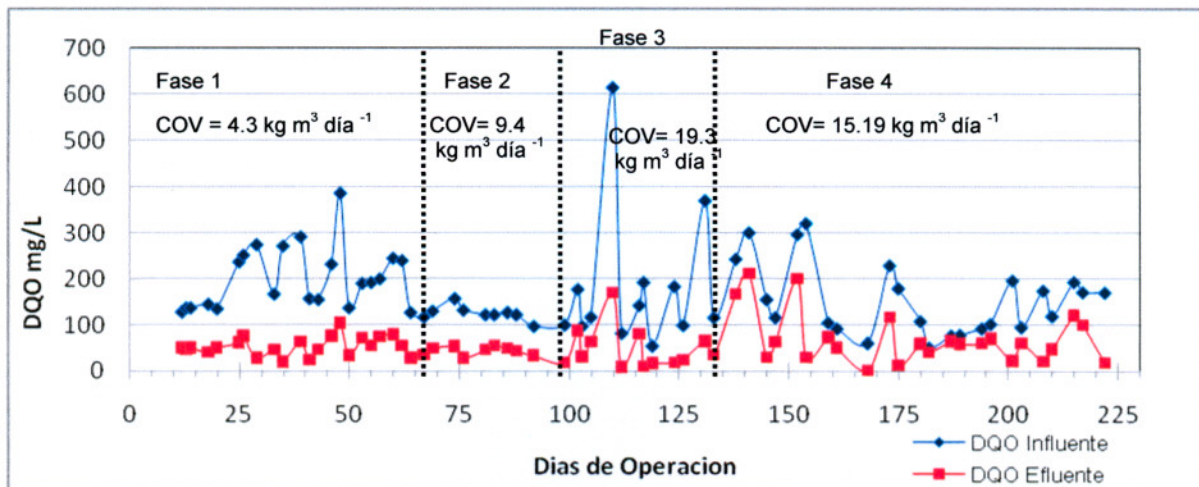


Figura 38 Concentración de DQO en el influente y en el efluente durante los días de operación del reactor

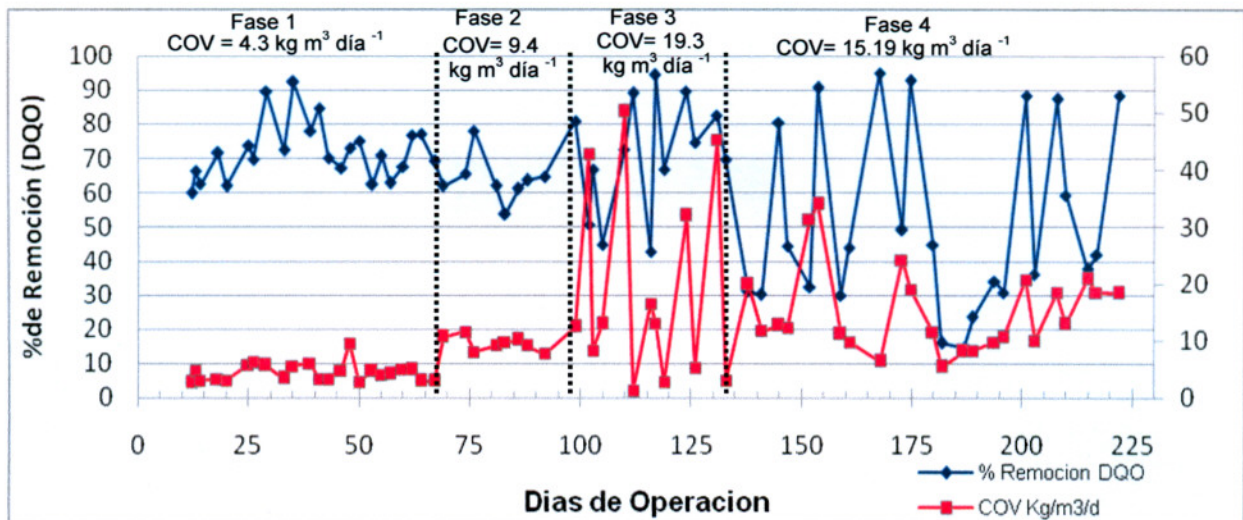


Figura 39. Variación de la COV y del porcentaje de remoción de la DQO durante las fases de experimentación

En la figura 39 observamos que el porcentaje de remoción de acuerdo a la carga orgánica alimentada describiéndose a continuación por cada fase

Para la fase 1 y 2 las COV's que se alimentaron se mantuvieron con poca variación, logrando 73 y 67.3 % de remoción respectivamente

Para la fase 3 la variación fue muy considerable por las condiciones reales de operación y variaciones en el caudal por las lluvias logrando 72.47 % de remoción, en esta fase se llegó a alimentar una COV de 50 kg m³ d⁻¹ en el día 112 de la experimentación.

Con base en los resultados obtenidos se calcularon las tasas de remoción de la DQO en el reactor durante toda la experimentación. En la Figura 39 se presentan las tasas promedio obtenidas con la aplicación de las diferentes cargas orgánicas. Con la carga de 4.43 kg·m⁻³·d⁻¹ la tasa específica de remoción de DQO fue de 3.23 kg·m⁻³·d⁻¹ como promedio de la fase 1, con una desviación estándar de 1.6 kg·m⁻³·d⁻¹.

En la fase 2, el aumento de la carga a 8.71 kgDQO·m⁻³·d⁻¹ dio como resultado una tasa de remoción promedio de 5.5 kg·m⁻³·d⁻¹ (desviación estándar de 1.5 kg·m⁻³·d⁻¹), 0.8 veces mayor que en el caso anterior, siendo el incremento de la carga 2.6 veces.

En la fase 3, con el resultado de acuerdo a la condición de lluvias torrenciales la carga aumento a (19.37 kgDQO kg·m⁻³·d⁻¹), y la tasa de remoción aumento. El promedio de la tasa se calculó de 13.5 kg·m⁻³·d⁻¹ con una desviación estándar de 18.1 kg·m⁻³·d⁻¹, teniendo la mayor tasa de remoción de toda la experimentación.

La carga de la fase 4 finalmente fue de 15.17 kg·m⁻³·d⁻¹ y se obtuvo una tasa de promedio de 8.40 kg·m⁻³·d⁻¹ con una desviación estándar de 15.18 kg·m⁻³·d⁻¹. En la Figura 40 se puede observar la correlación entre las tasas de remoción de la DQO y la carga orgánica. La correlación es lineal y representa un

incremento de la tasa con el aumento de la carga orgánica. La diagonal en el gráfico representa la línea correspondiente al 100% de remoción de la materia orgánica. El alejamiento de la línea del diagonal indica la disminución de la remoción con el aumento de la carga orgánica.

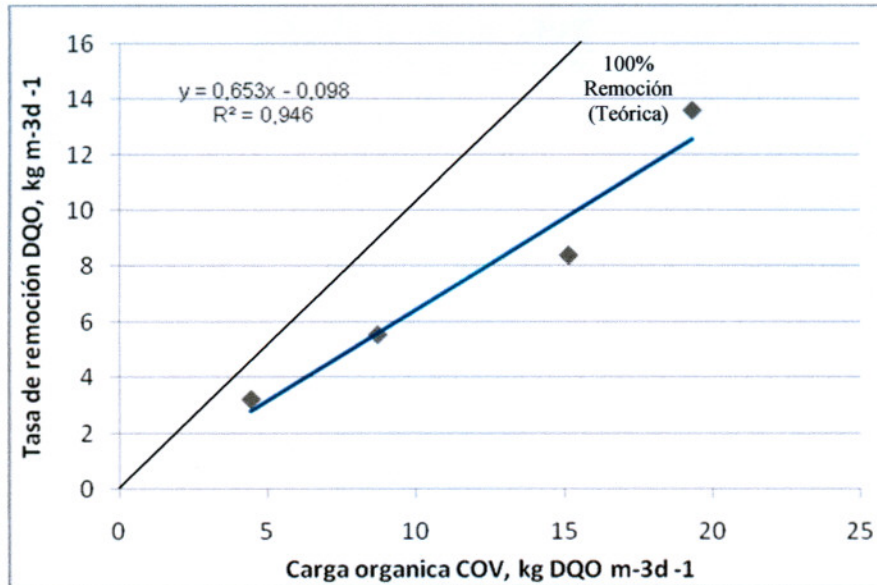


Figura 40. Correlación entre la tasa específica de Remoción de materia orgánica (DQO) y las cargas orgánicas aplicadas al biorreactor

En base a los resultados obtenidos y de acuerdo a las figuras 38 y 39 la máxima remoción fue obtenida en la fase 1 con 73%, pero comparando las condiciones de carga, caudal y condiciones ambientales, la fase 3 fue la que tuvo mayor variación en caudal, COV, lluvias, fallas eléctricas y aun así logro una eficiencia de 72.47% de remoción. En esta fase se pudo observar que el reactor tiene una capacidad para tratar cargas orgánicas y caudales extraordinarios, logrando porcentajes de remoción aceptables así mismo al mantener la biopelícula adherida no tenemos arrastre hidráulico del cultivo bacteriano como sucede en los procesos de cultivos en suspensión.

Para la fase 4 se esperaría que el porcentaje de remoción fuera mayor que en la fase 3 ya que la COV fue menor y solo se obtuvo un porcentaje promedio solo del 54.2 %, al observar la figura 35 se puede visualizar que las concentraciones de DQO promedio en el influente fueron de 154 mg/l y 71 mg/l en el efluente, teniendo en promedio solo 83 mg/l de DQO removidos, que podemos definir como una agua de baja carga. Con estos resultados de la fase 4 podemos observar que al alimentar una baja concentración de DQO en el influente la remoción que logra el reactor es baja.

Por lo que el reactor tiene mejor respuesta a las concentraciones mayores de DQO en el influente, por lo que es recomendable en un estudio futuro realizar pruebas con concentraciones altas de DQO en el influente, para evaluar la capacidad de remoción bajo estas condiciones.

5.5.2 REMOCIÓN DE NITROGENO TOTAL

En la figura 41 se muestran las concentraciones de NT de Influyente y efluente así como los porcentajes de remoción,

Para la fase 1 con una COV promedio de $4.3 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$, teniendo una concentración promedio en el Influyente de 37 mg/l de NT y de 10.55 mg/l de NT en el efluente, obteniendo una remoción de 71.25% . Teniendo concentraciones máximas en el influente de 58 mg/l y mínimas de 22 mg/l

En la fase 2 se alimento una COV de $9.45 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ El NT promedio en el influente es de 28.5 mg/l , y 10.76 mg/l en el efluente logrando una remoción de 62.5%

Para la fase 3 se alimento una COV de $19.37 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ teniendo una concentración promedio en el Influyente de NT de 36.75 mg/l de y de 15.21 mg/l en el efluente, obteniendo una remoción de 58.62% . En esta fase la variación de caudal y COV de DQO fue muy variable, para el caso del NT se tuvieron en el influente descargas de color rojo con concentraciones máximas de 57 mg/l

Para la fase 4 se alimento una COV de $12.0 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ teniendo una concentración promedio en el Influyente de 36.75 mg/l de NT y de 21.8 mg/l de NT en el efluente, obteniendo una remoción de 54.2% .

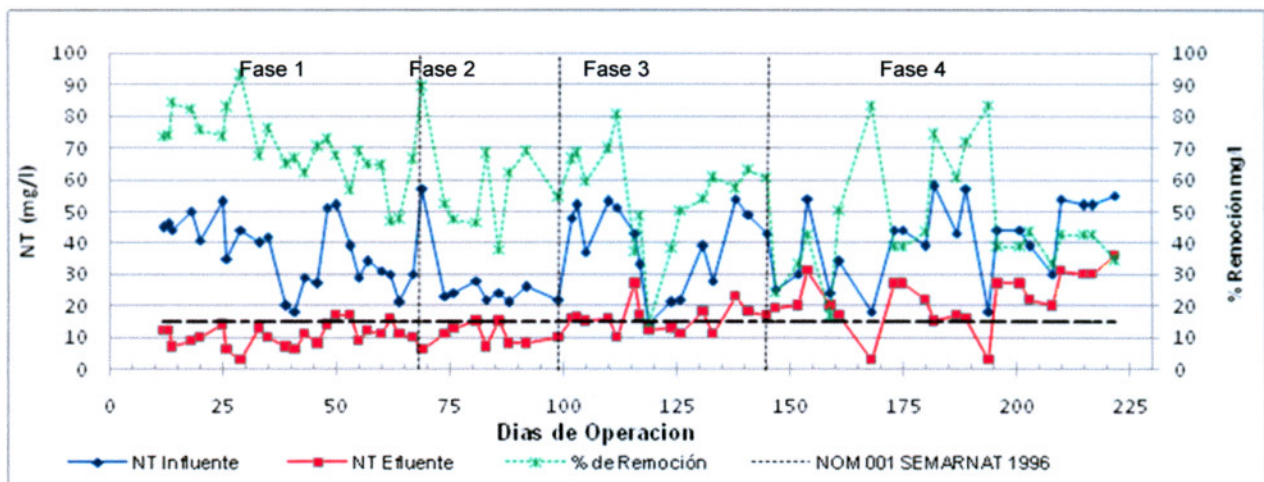


Figura 41 Concentración de NT en el influente y en el efluente durante los días de operación del reactor y porcentaje de remoción

De acuerdo a la Norma oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, los parámetros más estrictos son los considerados para un cuerpo receptor tipo C y para el NT son de 15 mg/l para promedio mensual y 25 mg/l para promedio diario, en la figura 41 está visualizamos el valor marcado con línea horizontal punteada.

Para la fase 1 tenemos, que de 23 valores de NT en el influente solo tres fueron mayores de los 15 mg/l que indica la norma, esto equivale que el 86.95% de las concentraciones estuvieron por debajo del nivel máximo permisible, con una concentración promedio al final de la fase de 10.55 mg/l y que a pesar de que el porcentaje de remoción fue de 71.25% se tiene el cumplimiento de los límites permisibles de la norma en el promedio mensual

Para la fase 2 se obtuvo el 100% de parámetros dentro de norma, observando que las concentraciones fueron menores a la fase 1.

Para el caso de la fase 3 en donde se tuvieron variaciones considerables en caudal y COV, las concentraciones de NT no tuvieron afectación directa de esta condición, en esta fase observamos que la concentración final en la fase fue de 15.21 mg/l, excediéndose con 0.21 mg/l del límite máximo permisible que marca la norma, en el caso de la fase 4 la concentración promedio en el efluente fue de 21.8 mg/l, excediéndose con 6.8 mg/l del límite máximo permisible, así mismo observamos varios valores de concentración entre 30 y 50 mg/l en el influente.

Finalmente podemos afirmar que el resultado de remoción de nitrógeno total del reactor es muy favorable ya que en las tres primeras fases logro parámetros en el efluente inferiores o iguales a 15 mg/l, solamente en la fase 4 el valor promedio final quedo por arriba de la norma.

El diseño original se realizó enfocado a la remoción de la materia orgánica carbonosa específicamente la DQO, pero no para la remoción de nitrógeno. El comportamiento favorable de remoción de nitrógeno se lo atribuimos a que la biopelícula formada en las cintas está compuesta por diferentes capas que forman áreas con diferente comportamiento metabólico, teniendo desde la superficie un área completamente aerobia teniendo el contacto con el oxígeno disuelto del aire inyectado desde el fondo, en esta área se realiza la oxidación principalmente de los componentes del nitrógeno amoniacal formando de nitritos y nitratos (nitrificación), una zona media de la biopelícula tenemos la formación de una zona anóxica con bajo o nulo contenido de oxígeno disuelto, en este proceso algunos de los microorganismos facultativos o aerobios consumen el oxígeno molecular de los óxidos y utilizan el nitrato como aceptor final de electrones teniendo una nitrificación y desnitrificación simultánea. Por estas razones tenemos una remoción de nitrógeno en el biorreactor.

5.5.3 REMOCIÓN DE N-NH₃ (NITROGENO AMONIAICAL)

En la figura 42 se muestran las concentraciones de N-NH₃ de Influyente y efluente así como los porcentajes de remoción,

Para la fase 1 con una COV promedio de 4.3 kg DQO m³ d⁻¹, teniendo una concentración promedio en el influente de 24.30 mg/l y en el efluente 5.06 con una remoción de 79.18 %.

En la fase 2 se alimento una COV de 9.45 kg DQO m³ d⁻¹ El N-NH₃ promedio en el influente es de 17.3 mg/l y en el efluente 2.98 mg/l con una remoción promedio en el mes de 82.77%

Para la fase 3 se alimento una COV de 19.37 kg DQO m³ d⁻¹ teniendo una concentración promedio en el Influyente de N-NH₃ del influente de 22.17 mg/l y efluente de 2.03 mg/l con un porcentaje de remoción de 59.25%

Para la fase 4 se alimento una COV de 12.0 kg DQO m³ d⁻¹ teniendo una concentración promedio en el influente de N-NH₃ de 27.55 mg/l y efluente de 18.6 mg/l con un porcentaje de remoción de 32.48%

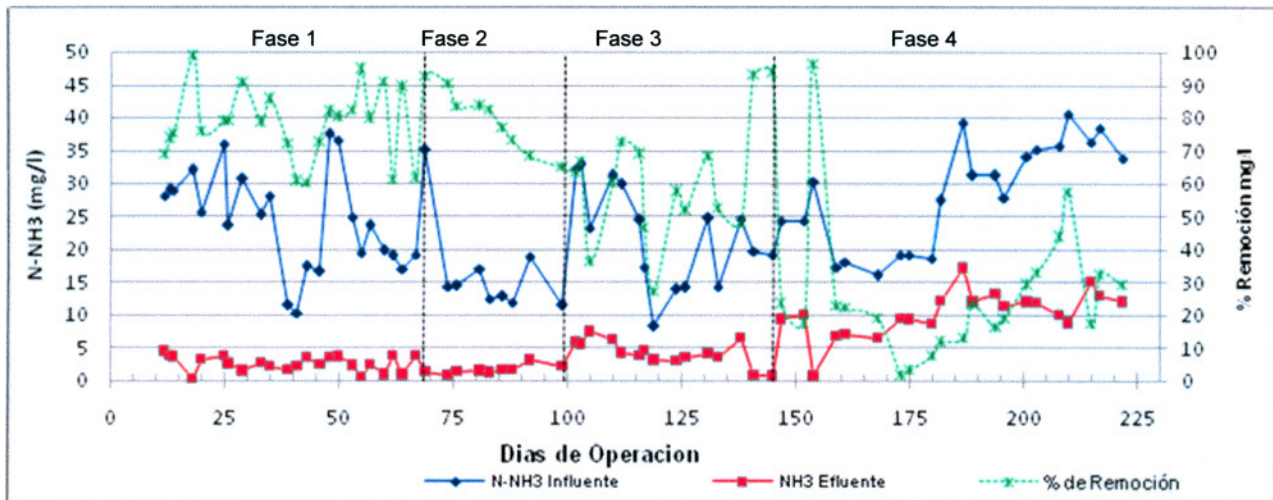


Figura 42 Concentración de N-NH3 en el influente y en el efluente durante los días de operación del reactor y porcentaje de remoción

De acuerdo a la figura 42 para la fase 1 observamos que en el influente tenemos concentraciones máximas de 38 y mínimas de 11 mg/l y que la remoción es muy uniforme durante la fase conservándose por debajo de 5 mg/l no afectando que en el influente se tenga variaciones del rango de 10 a 37 mg/l como se muestra del día 38 al día 50. Esta condición es similar para la fase 2 en la cual el biorreactor tiene muy buena respuesta teniendo valores por debajo de 3 mg/l de nitrógeno amoniacal

Para la fase 3 recordamos que fue en donde se tuvo la variación de caudal y COV, las concentraciones en el influente tuvieron una tendencia hacia concentraciones mayores que en las fases anteriores aun así en el efluente se lograron valores promedio de 2.0 mg/l

Para el caso de la fase 4 las concentraciones en el efluente de nitrógeno amoniacal N-NH3 tuvieron un incremento, teniendo menores remociones que en las tres fases anteriores

Observamos que en general en las fases 1,2 y 3 la remoción de nitrógeno amoniacal es muy favorable. Atribuyéndoselo a que el reactor mantiene una aereación uniforme y eficiente en el sistema logrando una nitrificación por medio de organismos aerobios que forman parte de la biopelícula entre otros, transformando el nitrógeno amoniacal en óxidos de nitrógeno en su mayoría nitratos (NO_3), que utilizan el oxígeno disuelto en el agua como aceptor final de electrones (Garzón, 2005).

Comparando la figura 41 y la 42 observamos que la concentración del nitrógeno total en su mayoría es nitrógeno amoniacal que su remoción se realiza principalmente por nitrificación realizado en la zona superficial de la biopelícula formada en las cintas y que en la operación del reactor se conservo concentraciones mínimas de OD de 2 mg/l logrando tener una oxidación de materia orgánica y de nitrógeno utilizando el oxígeno como aceptor final de electrones y para la remoción del las restantes formas de nitrógeno principalmente NO_2 y NO_3 se realizan en las zonas anóxicas realizando desnitrificación utilizando las moléculas de oxígeno de los óxidos de nitrógeno liberando el oxígeno molecular. Así mismo se atribuye el fenómeno de nitrificación y desnitrificación simultaneas en el área anóxicas de la biopelícula.

5.5.4. REMOCIÓN DE FOSFORO TOTAL PT

En la figura 43 se muestran las concentraciones de PT de Influyente y efluente así como los porcentajes de remoción,

Para la fase 1 con una COV promedio de $4.3 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$, teniendo una concentración promedio en el Influyente de 24.3 mg/l de PT y de 15.11 mg/l de PT en el efluente, obteniendo una remoción de 35.8%. Teniendo concentraciones máximas en el influente de 58 mg/l y mínimas de 1.2 mg/l

En la fase 2 se alimento una COV de $9.45 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ El PT promedio en el influente es de 19.9 mg/l , y 11.6 mg/l en el efluente logrando una remoción de 41.6 %

Para la fase 3 se alimento una COV de $19.37 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ teniendo una concentración promedio en el Influyente de PT de 13.6 mg/l de y de 8.2 mg/l en el efluente, obteniendo una remoción de 39.3%. En esta fase la variación de caudal y COV de DQO fue muy variable, para el caso del PT se tuvieron en el influente descargas de color rojo con concentraciones máximas de 39.3 mg/l

Para la fase 4 se alimento una COV de $12.0 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ teniendo una concentración promedio en el Influyente de 17.2 mg/l de NT y de 10.9 mg/l de PT en el efluente, obteniendo una remoción de 36.57%.

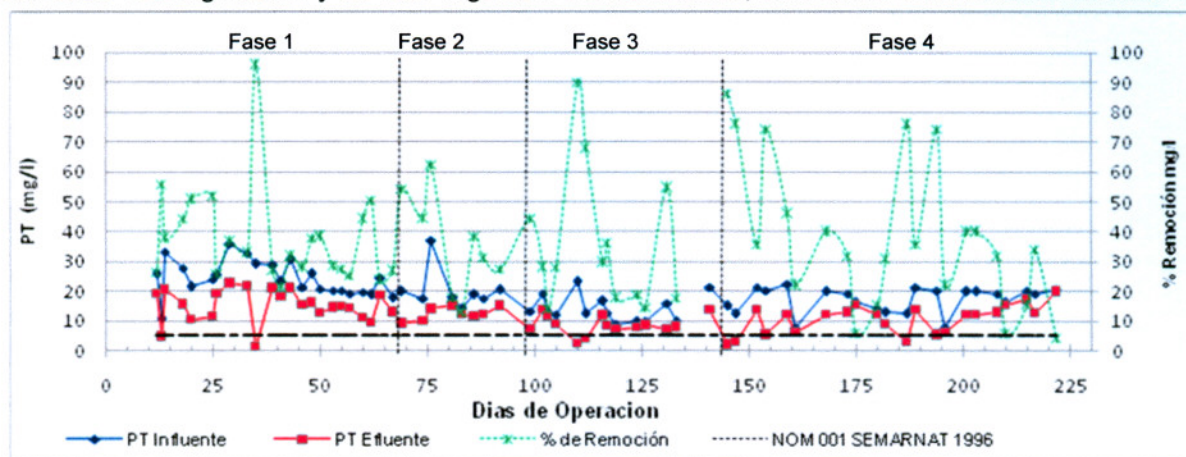


Figura 43 Concentración de PT en el influente y en el efluente durante los días de operación del reactor y porcentaje de remoción

De acuerdo con la figura 42 la fase 1 la concentración promedio en el influente de $PT = 24.3 \text{ mg/l}$ fue la más alta en el periodo de experimentación y no se observa una tendencia alta en las fases 2,3 y 4. , así mismo observamos que la remoción de fósforo total no nos dio valores mayores de 39 %. En la figura 43 se muestra con línea punteada el límite máximo permisible para el PT como promedio mensual que nos marca la norma oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, los parámetros más estrictos son los considerados para un cuerpo receptor tipo C y para el NT son de 5 mg/l para promedio mensual y 10 mg/l para promedio diario, Podemos observar que la remoción final no logro cumplir con límite máximo permisible.

El biorreactor en su origen no fue concebido como un sistema de remoción de fósforo, sin embargo se obtuvieron remociones del PT, lo que se está atribuyendo a dos características del biorreactor a) El fenómeno de nitrificación y desnitrificación simultánea el cual se lleva a cabo en la zona anóxica de

biopelícula de las cintas que al realizarse utiliza como aceptor final de electrones los nitratos y nitritos (nitrificación) y los óxidos de nitrógeno y algunas moléculas de polifosfatos b) así mismo la capa más cercana a la cinta de polietileno tiene un comportamiento anaerobio que en esta capa el aceptor final de electrones entre otros son las moléculas de poli fosfatos .

Por estos fenómenos logramos remociones de fosforo, ya que no se lleva a cabo en forma aislada sino en conjunto con la remoción de materia orgánica y nitrógeno, por lo que el reactor logra remociones de fosforo.

5.5.5. REMOCIÓN DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES SST

En la figura 44 se muestran las concentraciones de SST de Influyente y efluente así como los porcentajes de remoción,

Para la fase 1 con una COV promedio de $4.3 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$, teniendo una concentración promedio en el Influyente de 82.3 mg/l de SST y de 29 mg/l de PT en el efluente, obteniendo una remoción de 64.6% .

En la fase 2 se alimento una COV de $9.45 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ El SST promedio en el influente es de 55 mg/l , y 16 mg/l en el efluente logrando una remoción de 70.9%

Para la fase 3 se alimento una COV de $19.37 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ teniendo una concentración promedio en el Influyente de SST de 131 mg/l de y de 26 mg/l en el efluente, obteniendo una remoción de 80% . En esta fase la variación de caudal y COV de DQO fue muy variable.

Para la fase 4 se alimento una COV de $12.0 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ teniendo una concentración promedio en el Influyente de 77.2 mg/l de NT y de 27.2 mg/l de SST en el efluente, obteniendo una remoción de 67.3% .

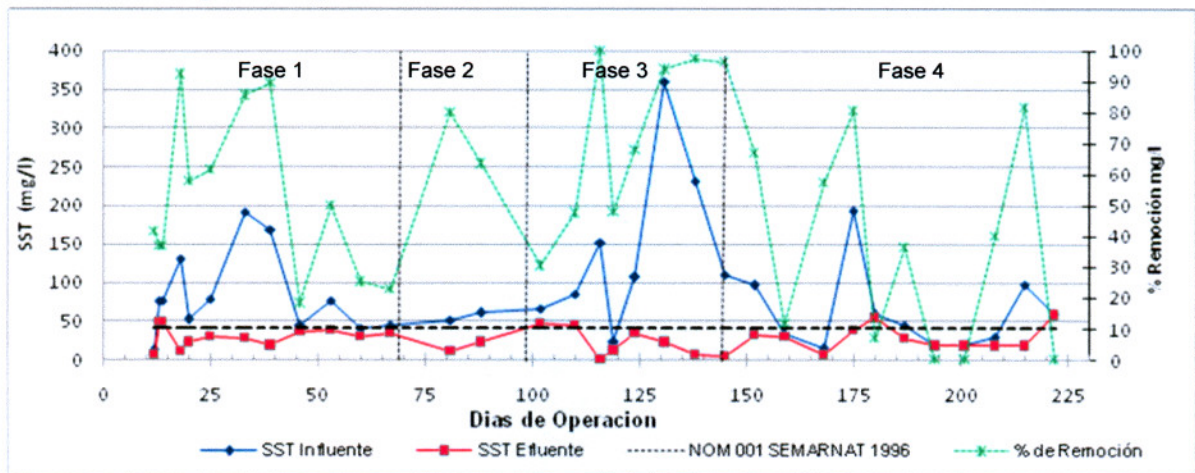


Figura 44 Porcentaje de remoción de SST durante los días de operación del reactor

De acuerdo a la Norma oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, los parámetros más estrictos son los considerados para un cuerpo receptor tipo C y para los SST son de 40 mg/l para promedio mensual y 60 mg/l para promedio diario, en la figura 44 está visualizamos el valor marcado con línea horizontal punteada.

Para las cuatro fases de experimentación se tuvo el cumplimiento del límite máximo permisible que nos marca la norma. Teniendo una excelente respuesta de remoción aun con valores de concentraciones

altas, como en el caso de la fase 3 en el día 130 se tuvo una concentración de 360 mg/l y obteniendo en el efluente 22 mg/l

Esta capacidad de excelente remoción de los SST se le atribuye a que el empaque con las cintas forma una aglomeración en el reactor el cual funciona como un separador físico de sólidos suspendidos, así mismo la formación de la biomasa su viscosidad y forma similar a "gel" nos da una adherencia que favorece a la separación de sólidos. También recordemos que el biorreactor se mantiene ricamente oxigenado y aerado favoreciendo la oxidación de elementos de base carbón lo cual nos disminuye la concentración en los sólidos volátiles y sólidos suspendidos

El biorreactor se alimentó con agua cruda solo con cribado grueso con rejilla de ¾" de abertura por lo que en la parte superior del reactor retiene una cantidad de sólidos considerable los cuales no pasan al proceso, quedando atrapados entre las cintas. Para los equipos que se fabriquen en un futuro es recomendable equiparlo con procesos de cribado y desbaste antes del proceso.

5.5.6. REMOCIÓN DE DBO₅

La evaluación de la DBO₅ se llevo a cabo en la etapa 3 y 4 para verificar la cantidad de materia orgánica que es biodegradable del total de la concentración de DQO

Para la fase 3 se alimento una COV de 19.37 kg DQO m³ d⁻¹ teniendo una concentración promedio en el Influyente de DBO₅ de 78.6 mg/l de y de 30.5 mg/l en el efluente, obteniendo una remoción de 61.14%.

En esta fase la variación de caudal y COV de DQO fue muy variable.

Para la fase 4 se alimento una COV de 12.0 kg DQO m³ d⁻¹ teniendo una concentración promedio en el Influyente de 61 mg/l de DBO₅ y de 29.6 mg/l de DBO₅ en el efluente, obteniendo una remoción de 47.8 %

Tabla 19 Comparativa de concentraciones en el influente de DQO y DBO₅

Fase	DQO Influente(mg/l)	DBO ₅ influyente (mg/l)	Diferencia mg/l	% de DBO vs DQO
3	188	78.6	109.4	41
4	154.2	61	93.2	39.5
			Promedio	40.25

En la tabla 19 observamos la que la concentración de DBO₅ es en promedio un 40.25% de la DQO

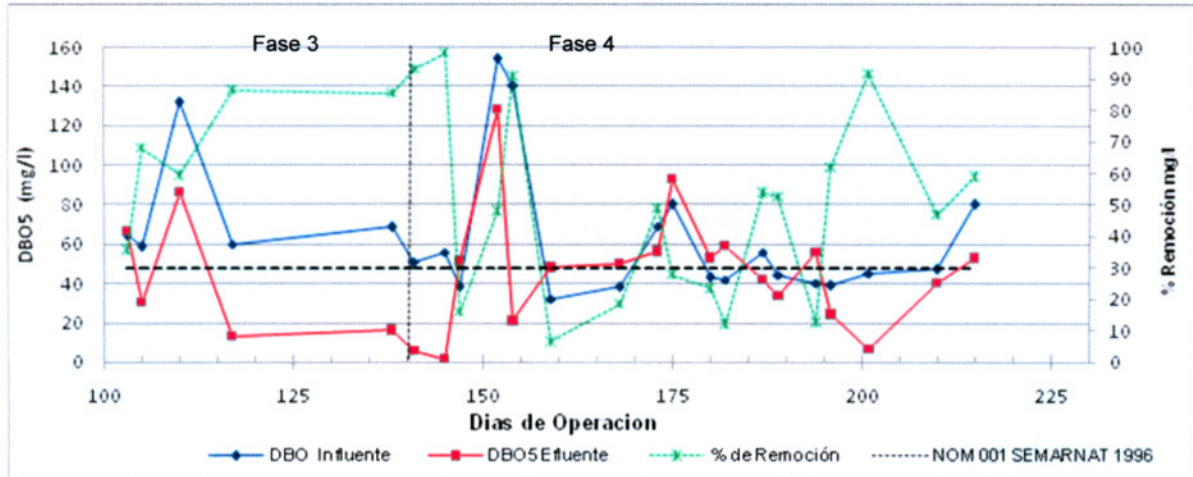


Figura 45 Porcentaje de remoción de DBO₅ a partir del día 100 de operación del reactor

De acuerdo a la Norma oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, los parámetros más estrictos son los considerados para un cuerpo receptor tipo C y para los DBO₅ son de 30 mg/l para promedio mensual y 60 mg/l para promedio diario, en la figura 44 está visualizamos el valor marcado con línea horizontal punteada.

Observamos que los promedios mensuales para la fase 3 y 4 obtenemos el cumplimiento de la norma. Al observar la concentraciones del influente en las 2 fases evaluadas tenemos concentraciones de 78.6 y 61 mg/l para las fases 3 y 4 respectivamente, observando que esta concentraciones son bajas, por lo que aunque se tiene el cumplimiento de la norma no es un resultado contundente para este parámetro, por lo que es recomendable en una segunda etapa de experimentación realizarla con concentraciones semejantes a las descargas de agua residual municipal entre 250 y 350 mg/l de DBO₅, para poder evaluar la capacidad de remoción de DBO₅.

5.5.7. REMOCIÓN DE GRASAS Y ACEITES

Para el parámetro de grasas y aceites solo se evaluó en la fase 4 donde se alimento una COV de 12.0 kg DQO m³ d⁻¹ teniendo una concentración promedio en el Influyente de 16.5 mg/l y de 5.8 mg/l en el efluente, obteniendo una remoción de 52.8 %

De acuerdo a la Norma oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, los parámetros más estrictos son los considerados para un cuerpo receptor tipo C y para los DBO₅ son de 15 mg/l para promedio mensual y 25 mg/l para promedio diario, en la figura 46 está visualizamos el valor marcado con línea horizontal punteada.

En la figura 46 podemos observar el cumplimiento de la norma del 100% de los parámetros incluyendo la concentración en el influente del día 175 con una concentración de 55 mg/l.

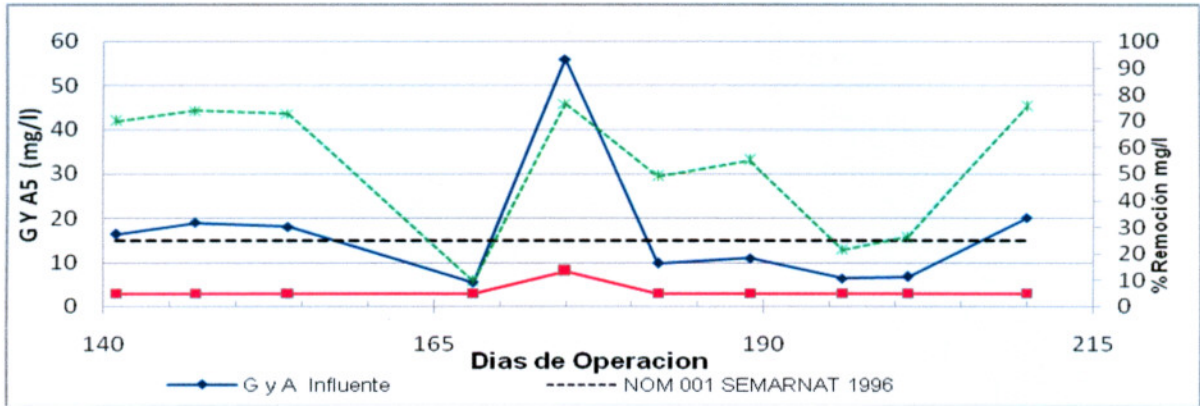


Figura 46 Porcentaje de remoción de G y A a partir del día 130 de operación del reactor

El reactor nos da muy buenos resultados en la remoción de grasas y aceites, esto se lo atribuimos a que las grasas son retenidas en el empaque adheriéndose en la superficie de la biopelícula y a las cintas de polietileno, así mismo el aereaciones uniforme y rica en la superficie la cual produce una emulsion por el burbujeo constante realizando una separación que finalmente es arrastrados a la orilla del tanque por el flujo circular disminuyendo la concentración en el influente de las grasas y aceites.

5.5.8 REMOCIÓN DE COLIFORMES FECALES (CF)

El parámetro de coliformes fecales (CF) solo se evaluó en la fase 4 para donde se alimento una COV de $12.0 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ teniendo una concentración promedio en el Influyente de $= 2.9 \times 10^7 \text{ NMP/100ml}$ y de valores $3.7 \times 10^5 \text{ NMP/100 ml}$ 5.8 mg/l en el efluente, obteniendo una remoción de 52.8 %

De acuerdo a la Norma oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 para los coliformes fecales el límite máximo permisible es de $1.0 \times 10^3 \text{ NMP/100ml}$ para promedio mensual y 2.0×10^3 para promedio diaria, en la figura 46 visualizamos el valor marcado con línea horizontal punteada.

En la figura 47 observamos que la remoción de CF es de aproximadamente 2 unidades logarítmicas de $N \times 10^7$ a $N \times 10^5$ esto sin agregar ningún agente desinfectante

El biorreactor al agregarle algún agente desinfectante ya se base de cloro, UV u ozono se tendrá la remoción de coliformes fecales, coliformes totales y agentes patógenos, teniendo el cumplimiento del límite máximo permisible

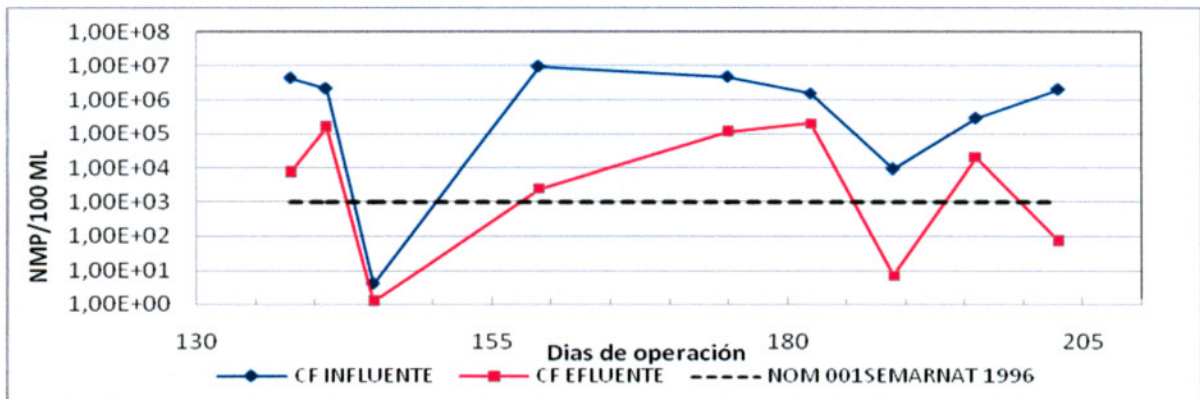


Figura 47 Coliformes fecales a partir del día 140 de operación del reactor en la fase 4

5.6 PARÁMETROS DE CAMPO

5.6.1. POTENCIAL DE HIDRÓGENO pH

El pH en el influente y efluente se comportó de manera muy homogénea oscilando en el rango de la condición neutra (figura 48), con un promedio para el influente de 7.32 y para el efluente de 7.34, notando una tendencia hacia la alcalinidad sin que esta condición tenga una afectación negativa hacia el metabolismo microbiano, recomendándose mantener un pH de 7.2 ó superior , ya que cada mg/l de N-Nh₄ + oxidado provoca una disminución de 7.14 mg/l de alcalinidad expresada como CaCO₃, con el pH ligeramente alcalino se beneficia las bacterias autótrofas , las cuales nos dan los resultados de Nitrificación (Ferre y seco 2007).

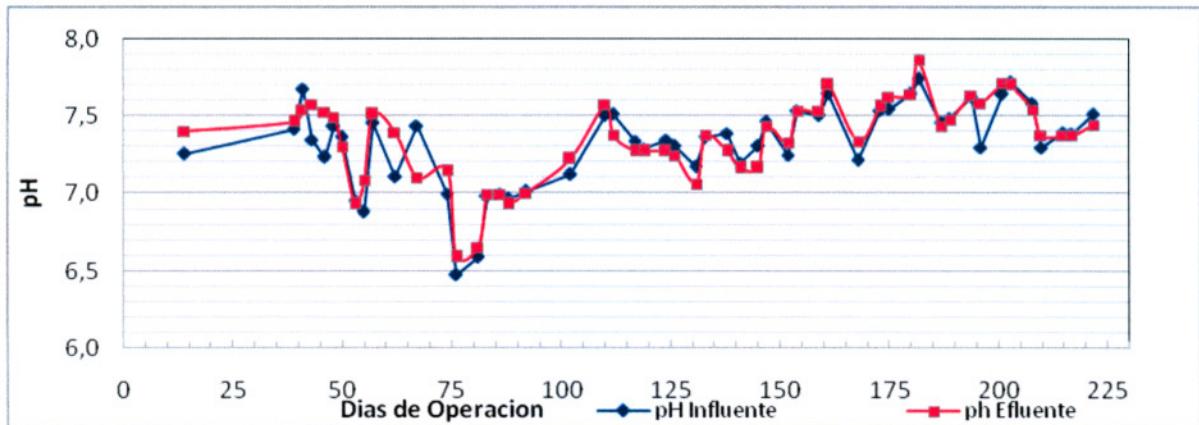


Figura 48 Medición de pH en influente y efluente en los días de operación del reactor

5.6.2. OXÍGENO DISUELTO

Al realizar el diseño del sistema uno de los parámetros que se requería conservar es mínimo el oxígeno disuelto OD con 2.0 mg/l en la zona aereada, esta zona es donde se encuentra el soporte de las cintas CRP en la parte central del reactor. Este parámetro de OD se conservo uniforme con el sistema electrónico PLC del tablero de control, realizando la variación de la velocidad del soplador aumentando o disminuyendo el aire suministrado de acuerdo a la señal del sensor de oxígeno instalado en el reactor manteniéndolo en promedio 4.6 mg/l de OD en el reactor, y en la zona de clarificado se mantuvo en promedio 2.6 mg/l.

De acuerdo a la figura 49 después del día 182 se tienen registros más bajos de OD, al realizar la comparativa con los datos de DQO en el influente, se descarto que sea por una concentración mayor de materia orgánica en el influente, esta variación en la concentración se le atribuye al desgaste de la membrana en la zonda del oxímetro.

Las zonas aereadas y sin aereación se muestran gráficamente en la figura 49

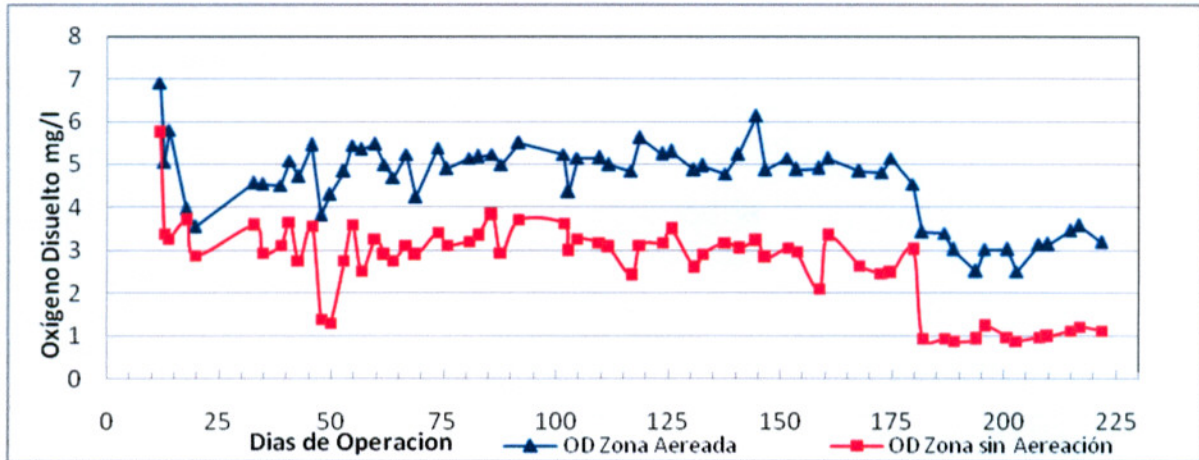


Figura 49 Medición de OD en influente y efluente en los días de operación del reactor

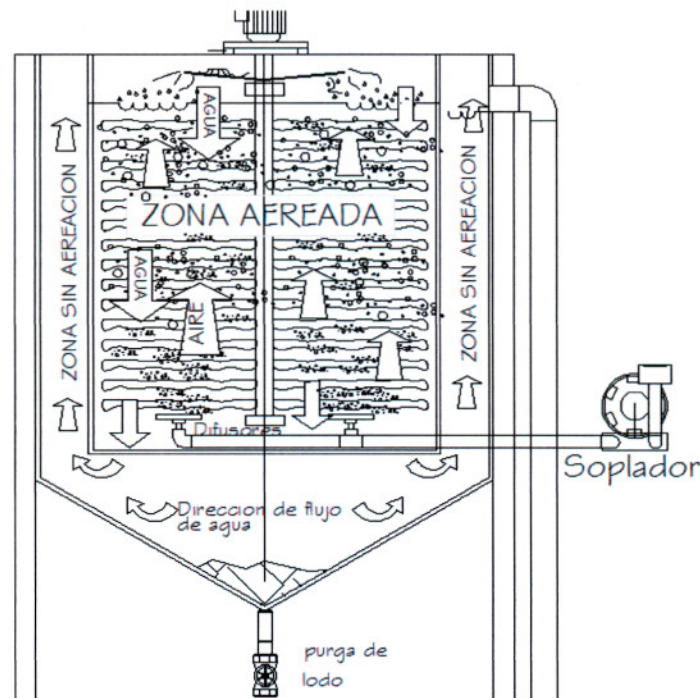


Figura 50 Esquema de zonas aeradas y sin aeración dentro del biorreactor

5.7. PARAMETROS ADICIONALES MEDIDOS

5.7.1 SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN LA PURGA

De acuerdo a la metodología se realizó la medición de los sólidos suspendidos en la purga, que son los denominados "Lodos", que básicamente son los residuos formados por el desprendimiento de la biopelícula y de sólidos sedimentables contenidos en el influente después de recorrer el empaque, el flujo al realizar el cambio de sentido de descendente a ascendente y por cambio de velocidad se realiza una sedimentación particulada en el fondo cónico del reactor.

En relación a la figura 51 los sólidos suspendidos totales (ST) y los sólidos suspendidos volátiles (SV) fueron teniendo un incremento en de la fase 1 a la fase 4 y de acuerdo a la metodología solo se extraían

del fondo del tanque 20 l en cada muestreo, esto nos indica que a pesar que el caudal que se alimento al reactor fue desde 10.5 l/min en la fase 1 hasta 80 l/min en la fases 3, no se dio el fenómeno de arrastre de los sólidos del fondo del tanque cónico hacia la salida del agua tratada, lo que nos indica que para el caudal máximo de 80 l/min la velocidad que alcanzo para este caudal en la zona de clarificación donde el flujo cambia de sentido fue de 1.14 m/min. En las 4 fases de la experimentación no se realizó la purga de los sólidos los que se acumularon en los 225 días de la experimentación sin con esto causar problemas de arrastre de sólidos hacia el efluente.

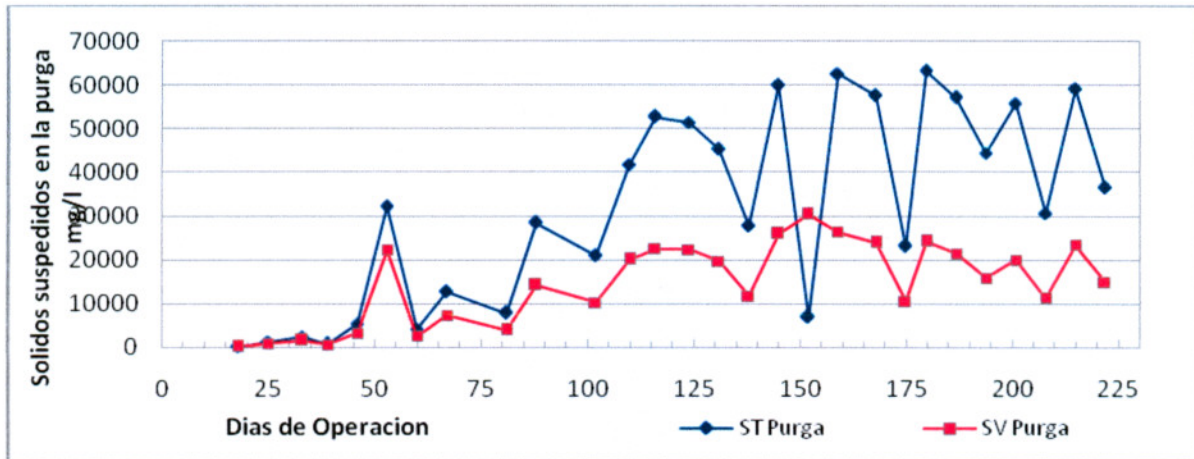


Figura 51 ST y SV en la purga en los días de operación del sistema

5.7.2. SAAM - SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILENO -

En la metodología no se tenía contemplado la medición de SAAM, se decidió llevar a cabo la medición des pues del día 130 operación, la NOM- 001-SEMARNAT -1996 no lo tiene como parámetro a cumplir para las descarga de agua residual tratada, su presencia en volúmenes considerables, tiene una aportación de algunos elementos de sodio, denominados sulfatos de alquilo lineales (LAS), que son sustancias biodegradables (Metcalf & Eddy 1996). En la grafica podemos observar que la concentración promedio de 1.36 mg/l en el influente y 0.68 mg/l en el efluente, lo que nos indica una concentración débil, no teniendo un parámetro contundente para afirmar que el reactor realiza una remoción de este elemento

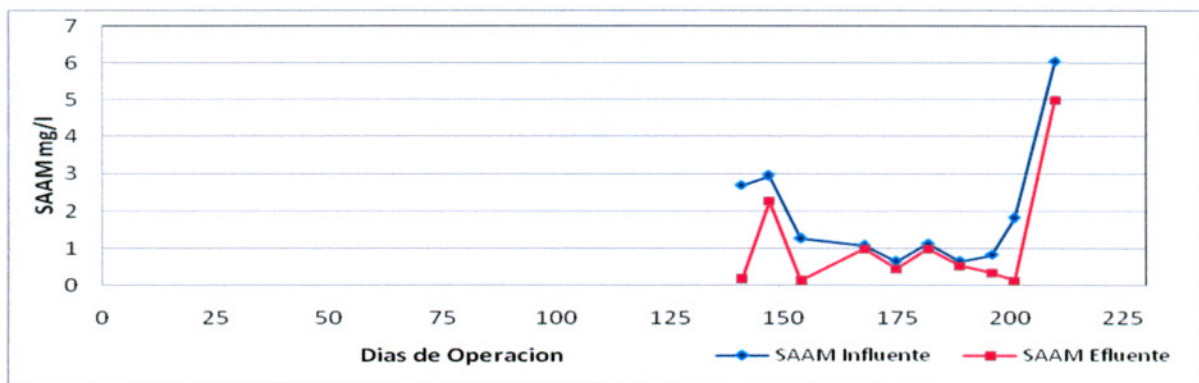


Figura 52 SAAM a partir del día 130 de operación del sistema

5.7.3. CUANTIFICACIÓN DE LA BIOMASA EN EL REACTOR

La determinación de la cantidad de la biomasa se realizó de acuerdo a la técnica descrita en el Capítulo 4.1.4 con un tiempo de sonicación de 20 minutos para el desprendimiento de la biomasa adherida al soporte. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 20.

La determinación de la cantidad específica de los SV y ST es la relación de la masa entre el área total para cada zona. La concentración de los SV y ST en las diferentes zonas del reactor, es la relación de la masa de los SV o ST dividida entre el volumen de cada zona.

Tabla 20. Calculos para la determinación de biomasa en el reactor

Determinación de biomasa en el reactor -parte central colindante a la flecha-								
ZONA	Área (m ²)	Masa de ST (kg)	Masa de SV (kg)	Cantidad específica de SV (kg/m ²)	Concentración de SV en el reactor (kg/m ³)	Cantidad específica de ST (kg/m ²)	Concentración de ST en el reactor (kg/m ³)	Relación SV/ST
ALTA	0.009	0.408	0.171	19	1.32	45.33	3.15	0.41
MEDIA	0.009	0.127	0.062	6.8	0.47	14.11	0.98	0.48
BAJA	0.009	0.171	0.088	9.7	0.67	19	1.32	0.51
Determinación de biomasa en el reactor - orilla del reactor colindante a la pared del tanque-								
ZONA	Área (m ²)	Masa de ST (kg)	Masa de SV (kg)	Cantidad específica de SV (kg/m ²)	Concentración de SV en el reactor (kg/m ³)	Cantidad específica de ST (kg/m ²)	Concentración de ST en el reactor (kg/m ³)	Relación SV/ST
ALTA	0.009	1.19	0.466	51.77	3.5	132.2	9.18	0.39
MEDIA	0.009	0.829	0.362	40.22	2.79	92.11	6.40	0.42
BAJA	0.009	0.570	0.233	25.88	1.79	63.33	4.40	0.40

Con base en los valores presentados en la Tabla 20 y el volumen de cada zona del reactor se determinó la cantidad de biomasa total en el reactor, la cual fue de 3.29 kg de ST (masa seca) y 1.38 kgSV (masa seca). La relación de sólidos SV/ST fue menor al 55% en las 6 zonas del reactor. Relacionando la cantidad de sólidos determinada en el reactor con el área total de la cinta se puede calcular un valor específico promedio para el reactor de 61.01 kgST/m² y 25.56 kgSV/m². La concentración promedio fue de 4.23 kgST/m³ y 1.75 kgSV/m³.

5.7.4. CONSUMO DE ENERGÍA ELÉCTRICA

El consumo eléctrico del biorreactor se monitoreó diariamente, apoyado por el software de control instalado en la PC la cual tiene la interconexión por medio de red de datos con el tablero de control específicamente con el PLC, tomando los valores de corriente (amperes) y Voltaje (volts) de los equipos, con estos datos se realiza el cálculo de la potencia real consumida obteniendo en HP o Kw

En la Figura 53, se observa los Kw/hr de cada equipo (Bomba, Soplador y Reductor), en forma general representa el consumo total kw de los equipos de acuerdo a sus horas totales trabajadas en cada día. Específicamente podemos observar que el equipo que mantuvo un consumo eléctrico homogéneo fue el reductor esto es debido a que de acuerdo a las condiciones de operación se mantuvo en una velocidad constante de 0.9 RPM, la bomba sumergible tuvo una variación sobre todo en el arranque y más pronunciado entre los días 75 a 130 de operación, que fue en donde se opero el biorreactor con variaciones considerables en caudales, lo que ocasiona que al abrir el influente el consumo eléctrico se incrementa y al reducirlo disminuye, para el caso del soplador se puede observar que el consumo eléctrico tiene una variación muy considerable, esto es debido a que esta máquina está gobernada de acuerdo al oxígeno disuelto que se programo como lectura media de 2.0 mg/l, por lo que si el valor de OD se encontraba por debajo de lo programado el sistema le mandaba el incremento de la RPM del soplador y de forma contraria si se tenía una concentración mayor a 3.0 mg/l, el soplador bajaba de revoluciones, esta condición reduce el consumo eléctrico ya que no es necesario mantener el equipo trabajando al 100% de su capacidad.

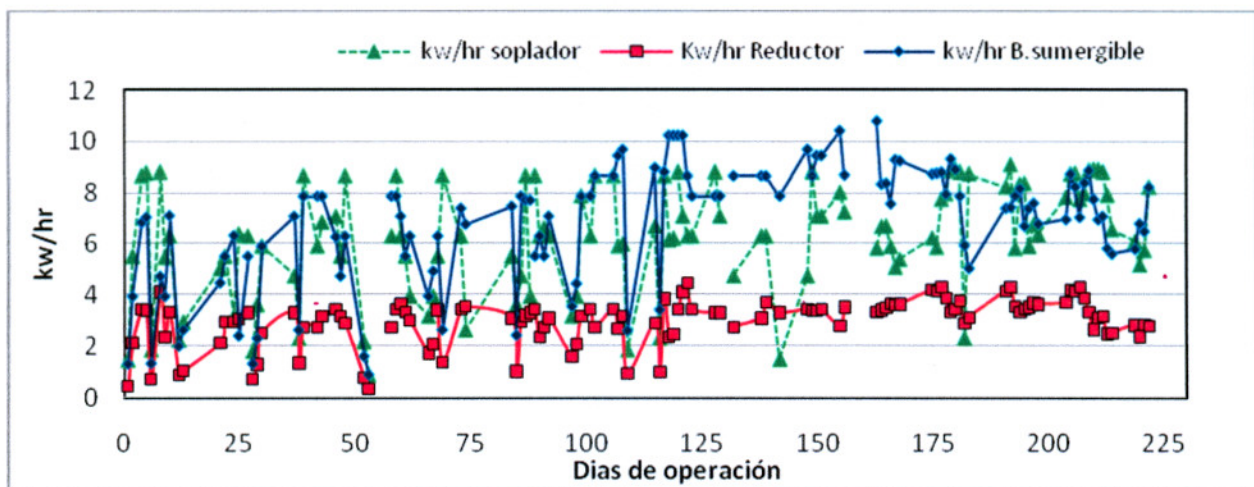


Figura 53 Consumo eléctrico en Kw/hr de los tres equipos eléctricos que componen el reactor

En las figuras 54, 55 y 56 se muestra la potencia demandada en kw del soplador, reductor y bomba sumergible respectivamente, en donde se compara cada equipo con la potencia nominal de cada motor, describiéndose su comportamiento a continuación

Soplador. El soplador es de una potencia nominal de 0.5 hp = 0.373 Kw, como se puede observar en la grafica 54 la potencia consumida del equipo se conservo por debajo de la potencia nominal del motor, lo cual nos indica que no trabajo sobrecargado, y finalmente la potencia promedio de demanda fue de 0.301 kw, que equivale a una disminución en el consumo de 19.3 % comparado con la potencia nominal

Reductor. El motor del reductor es de una potencia nominal de 0.25 hp = 0.186 Kw, este equipo fue controlado por el PLC, y se mantuvo dentro de un rango programado de 0.9 RPM, por lo que su

comportamiento en la potencia consumida fue muy homogéneo, teniendo en promedio 0.136 Kw, que equivale a 26.6% menos en el consumo de potencia, de acuerdo a figura 55

Bomba sumergible. La bomba sumergible es de una potencia nominal de 0.5 hp= 0.373 Kw, como podemos observar es el equipo que tuvo un consumo de potencia muy cercano a su potencia nominal, y se puede observar en la figura 54 una diferencia considerable en la potencia consumida. Al arranque de la prueba la potencia estuvo por debajo de la potencia nominal, y entre el día 100 y 172 de operación se observa el mayor consumo de potencia, que coincide con la etapa 3 de la prueba en donde se realizó el ajuste de caudal para conservar la carga orgánica programada teniendo variaciones de caudal desde 7.5 a 112 l/min. Posteriormente la potencia consumida se mantiene más uniforme ya que el caudal se mantuvo constante en la última etapa de la experimentación, la variación que se observa se atribuye a la variación del voltaje que es una variante no controlada, y dependemos de lo que entregue la subestación y la demanda de carga eléctrica de la instalación (caída de Voltaje).

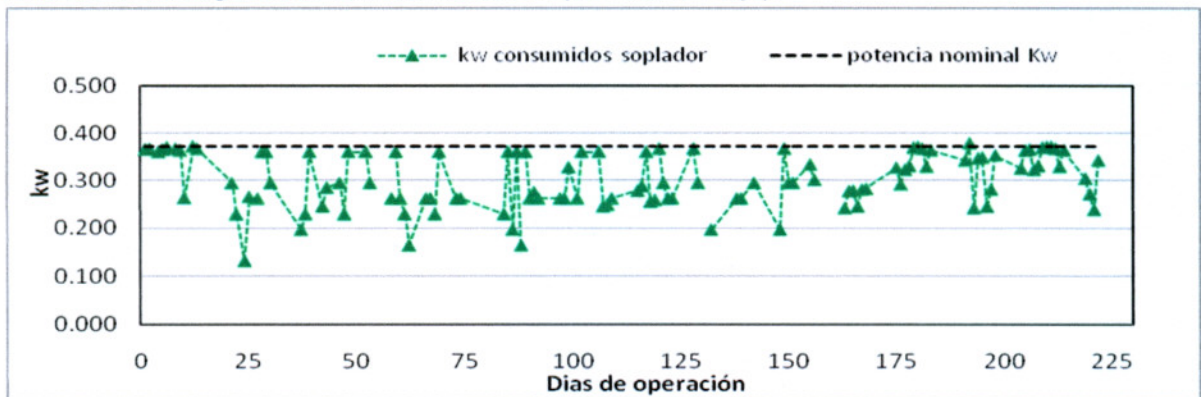


Figura 54 Consumo de potencia (Kw) de soplador comparada con la potencia nominal del motor

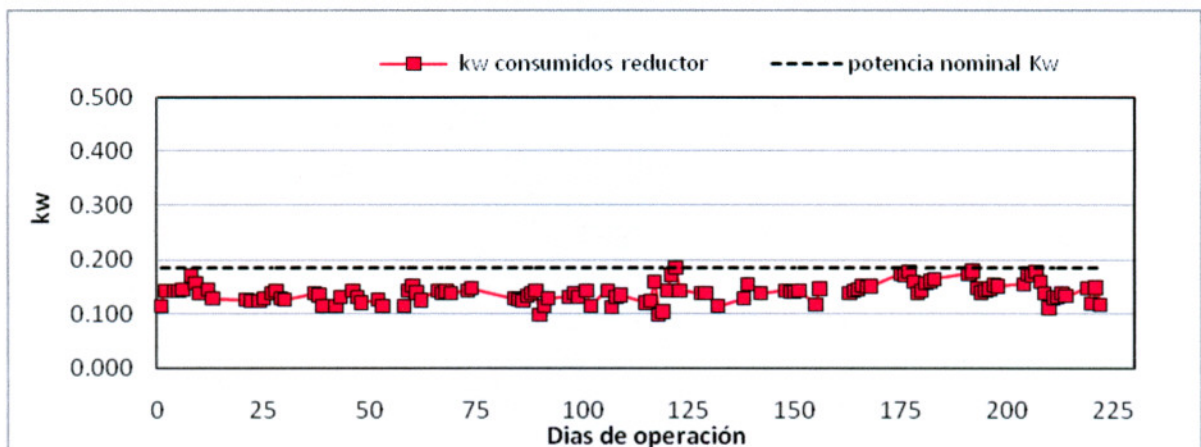


Figura 55 Consumo de potencia (Kw) de motorreductor comparada con la potencia nominal del motor

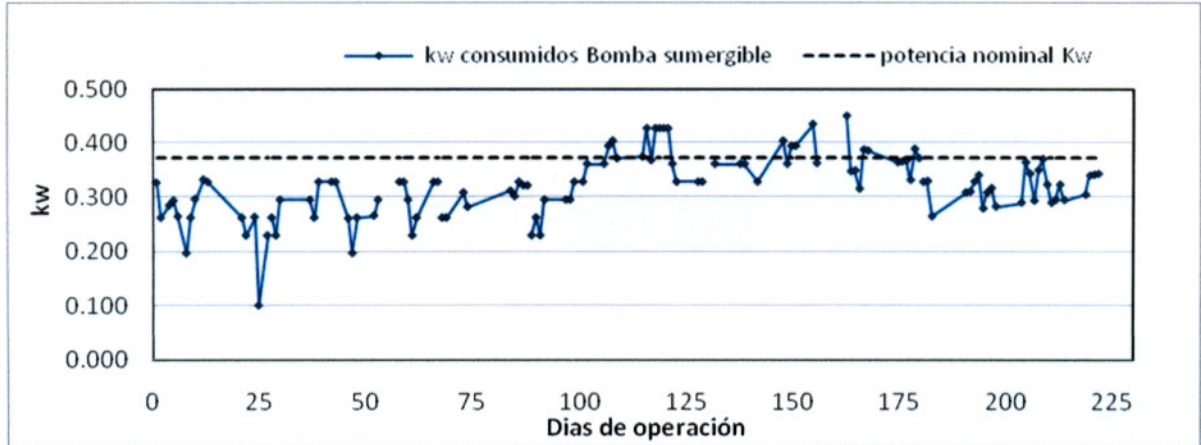


Figura 56 Consumo de potencia (Kw) de bomba sumergible comparada con la potencia nominal del motor

El consumo eléctrico del biorreactor nos da un parámetro muy útil en campo ya que actualmente una de las preocupaciones es el uso de sistemas y equipos con menor consumo de energía eléctrica, en la tabla 22 podemos observar los Kw/h consumidos en cada mes de la experimentación así como el volumen de agua tratada y el equivalente en viviendas, para lo cual consideramos una descarga promedio de 150 l/hab/día y considerando el precio de la energía eléctrica en 1.5 \$/ Kw/h calculando el costo mensual y realizando una comparativa con el sistema de lodos activados equivalente de acuerdo al número de vivienda.

Para la comparativa en la tabla 22 se tomaron en cuenta un sistema de lodos activados diseñados y equipados de acuerdo a equipos comerciales, con capacidades para tratamiento de volumen de agua residual para 10, 30 y 40 viviendas los cuales se compararon con el biorreactor. Donde observamos que el ahorro energético es de 27.4 % del biorreactor en comparación a lodos activados para el tratamiento del mismo volumen de agua residual.

Tabla 21. Calculos para el consumo eléctrico reactor vs proceso lodos activados a un caudal semejante

Biorreactor						Sistema de lodos activados equivalente para volumen de m ³ tratados		
Mes	m ³ agua residual tratada	Equivalente en No Viv	kw/hr/mes	\$ por kw Consumido	Costo \$/m ³	kw/hr/mes	\$ por kw Consumido	Costo \$/m ³
Abril	120,00	7	159,5	\$239,25	1,99	446,28	\$669,42	5,58
Mayo	178,50	10	136,6	\$204,90	1,15	446,28	\$669,42	3,75
Junio	433,40	24	191,5	\$287,25	0,66	665,5	\$998,25	2,30
Julio	686,50	38	275,3	\$412,95	0,60	1157,58	\$1.736,37	2,53
Agosto	679,00	38	240,6	\$360,90	0,53	1157,58	\$1.736,37	2,56
Septiembre	438,00	24	291,8	\$437,70	1,00	665,5	\$998,25	2,28
Octubre	599,00	33	325,1	\$487,65	0,81	1157,58	\$1.736,37	2,90
Noviembre	266,00	15	95,7	\$143,55	0,54	550	\$825,00	3,10
Total	3400,40		Total	\$2.574,15	0,91	Total	\$9.369,45	3,12
El costo por kw/hr se considero \$1.5 kw/hr					Promedio			Promedio

6.0 CONCLUSIONES

El tratamiento de aguas residuales municipales mediante biomasa aeróbica inmovilizada sobre un empaque sintético desarrollado con materiales nacionales con una cinta reforzada de polietileno CRP de 1098 m²/m³, trabajando en forma vertical en flujo descendente, con un volumen biodisponible de 0.7 m³, operando en forma continua a la intemperie bajo condiciones reales de operación (variación de caudal, temperatura ambiente, lluvias, fallas eléctricas, fallas de equipo, variación en las concentraciones del influente, etc.), presentó tasas de remociones altas para el caso de carga orgánica volumétrica DQO, SST, y para el caso de nutrientes NT se tuvieron remociones para cumplir la NOM-001-SEMARNAT-1996 para un cuerpo receptor tipo C

Una característica de la experimentación fue que el biorreactor se probó en condiciones reales de uso, en donde a pesar de tener una metodología para conservar en el influente las COV,s (cargas orgánicas volumétricas) dentro del rango programado, las condiciones reales nos llevaron a una variación considerable en la concentración y caudal en el influente. Aun así, el biorreactor logró excelente respuesta en los porcentajes de remoción para DQO, NT Y SST.

Para la DQO se obtuvieron porcentajes de remoción en las fases de experimentación de 73, 67, 72.47 y 54.2% respectivamente. Comparando aritméticamente la primera fase es la de mayor remoción precedida de la tercera fase, pero en la condición real la primera fase se alimento una COV de 4.3 kg DQO m³ d⁻¹, y la tercer fase 19.37 kg DQO m³ d⁻¹ lo que nos indica que la cantidad de DQO removida fue mayor en la fase 3. Esto es que el reactor es más eficiente a cargas mayores.

La fase 3 fue una condición crítica en el funcionamiento del reactor, ya que se tuvieron variaciones en el caudal (7.5 a 112 l/min) debido a las lluvias torrenciales y ajustes de caudal: En el influente se tuvieron variaciones de concentración de DQO de 54 a 614 mg/l , por lo que el biorreactor tiene una capacidad de respuesta excelente soportando picos de COV y de caudal , y mantiene la eficiencia de remoción de la materia carbonosa sin sufrir desestabilización ni perdida de cultivo bacteriano, lo que nos da un rango amplio de aplicación en diferentes influentes de agua residual con diferentes concentraciones.

En el caso del NT, el mayor porcentaje de degradación es de 71.25% para una COV de de 4.3 kg DQO m³ d⁻¹ y se observo una tendencia disminuyendo el porcentaje de degradación cuando es mayor la COV. En el influente se tuvieron concentraciones máximas de 59 mg/l lo cual nos cataloga a la concentración del nitrógeno en el agua residual como fuerte (Metcalf & Eddy 1996). Para el caso de aguas municipales en México, las concentraciones oscilan entre débil y media es decir entre 20 y 40 mg/l. Aun así las concentraciones en el efluente estuvieron por debajo de los 15 mg/l que nos pide la NOM-001-SEMARNAT-1996

Para el PT fósforo total se logro un porcentaje de remoción de 41.61% con una carga de 9.45 kg DQO m³ d⁻¹ .La remoción obtenida no es suficiente para lograr la concentración en el efluente de 5 mg/l que marca la norma NOM-001-SEMARNAT-1996. El diseño del biorreactor no cumple con las características

necesarias para la eliminación biológica del fósforo, ya que en general el sistema siempre es aerobio, y solo en las microzonas de la formación de la biopelícula se tienen áreas anóxicas y áreas anaerobias, y solo se le atribuye la remoción del fosforo al que reacciona con los nitratos como aceptor final de electrones.

Para los sólidos suspendidos totales (SST) el mayor porcentaje de remoción fue de 80.31%, durante la tercera etapa, con una COV promedio de 19.37 kg/m³ día. La variación en caudal y concentración fue considerable, (350 mg/l de SST en el influente). La concentración en el efluente para esta carga específica fue de 86 mg/l. La respuesta de remoción se le atribuye a dos condiciones: los microorganismos en la biopelícula que utilizan la materia carbonosa disuelta y biodegradable y la condición física del medio biológico que sirve a la vez de una barrera para que los sólidos se desplacen hacia el fondo del biorreactor acumulándose en las zonas más altas.

La potencia consumida por los equipos eléctricos instalados en el biorreactor fue menor a la potencia nominal de cada uno de los motores, lo que indica que no trabaja sobrecargado y que la demanda fue menor a la instalada. En el biorreactor el equipo que más horas de trabajo demanda es el soplador y la potencia en promedio en toda la experimentación fue de 0.3 kw de un motor de potencia nominal 0.373 kw , lo que equivale a 20% menos en la demanda de potencia y por consecuencia disminución en el consumo de energía eléctrica. En el caso del reductor, la demanda promedio del motor fue 0.13 Kw de un motor de potencia nominal de 0.18 kw, teniendo un 27% menos de la demanda de potencia nominal y para la bomba sumergible la demanda promedio fue de 0.31 de un motor de potencia nominal de 0.373 Kw con un 17% menos en relación a la potencia nominal del motor.

En relación a la potencia real demandada por los equipos, al final de la experimentación se obtuvo en promedio una disminución del 21.3% de disminución en el consumo energético en el total de la prueba comparado con las potencias nominales.

Realizando la comparación con un proceso de lodos activados para tratar un caudal de 0.5 l/s, que es la capacidad mínima que se comercializa en forma prefabricada, el consumo eléctrico del reactor fue de un promedio de 214.5 kw/hr en un mes y lodos activados tiene en promedio 780.73 kw/hr en el mismo periodo lo que equivale a un 27% menos en consumo eléctrico para el caso del reactor.

Dentro de los resultados del diseño final una de las características importantes del reactor, es que solo demanda una área máxima de 9 m² para su instalación, donde solo requiere de un cárcamo de control y bombeo para recibir el agua residual "cruda" el cual se sugiere con loza tapa para que sobre esta misma se instaló el reactor. Debido a sus dimensiones compactas la gama de aplicaciones del reactor es extensa, para aplicaciones en unidades habitacionales, centros comerciales, escuelas, oficinas, aplicaciones en donde se tenga restricciones de área.

7.0 REFERENCIAS

- Atkinson, B. y Fowler, H.W. 1974. The significance of microbial film in fermenters. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*. 3(1974): 221-277.
- Benjes, H. 1980. Título: Handbook of biological wastewater treatment: evaluation, performance, and cost. Fuente: New York; Garland STPM Press, 181 p.
- Betancourth, M., Botero, J.E. y Rivera S.P. 2004. Biopelículas: una comunidad microscópica en desarrollo. *Revista Colombia Médica*. 35(3) Suppl. 1:34-39.
- Boils, G. 2004. El banco Mundial y la política de vivienda en México. Instituto de Investigaciones Sociales. *Revista Mexicana de Sociología*. 66(2): 345-367.
- Boughey, A. 1971. *Man and the environment: an introduction to human ecology and evolution*. Mcmillan Company Press, New York. 472 pp.
- Bustos C. 2007. Sistema de tratamiento de agua residual para pequeñas comunidades, tesis de maestría. Facultad de Ingeniería, Campus Morelos, UNAM. 95 pp.
- Bustos C. 2007. Sistema de tratamiento de aguas residuales para pequeñas comunidades. Tesis de maestría, UNAM, México.
- Characklis, W.G. y Marshall, K.C. 1990. "Biofilms: A basis for an interdisciplinary approach" in *Biofilms*, Characklis, W. G. and Marshall, K. C. eds., Wiley and Sons, New York. pp 3-15.
- Cheremisinoff, P. 1994. "Sludge Management and Disposal. *Water Management and Supply*." Ed. Prentice-Hall. *Water and Wastewater Treatment Guidebooks*. pp. 204.
- Christensen, B.E. y Characklis, W.G. 1990. "Physical and chemical properties of biofilms" in *Biofilms*, Characklis, W. G. and Marshall, K. C. eds., Wiley and Sons, New York. pp 93-130.
- Christon, J., Hurst G. y Knudeen, R. 1997. *Manual of environmental microbiology*. American Society for Microbiology. ASM Press., Washington. 1138 p.
- Cidoc y SHF. 2010. Estado Actual de la Vivienda en México. Fecha de consulta: 24/11/2010 <http://www.cidoc.com.mx/estudiospdf/2010/EAVM-2010.pdf>
- Comisión Nacional del Agua (a). 2008. Programa Nacional Hídrico 2007-2012. México.
- Comisión Nacional del Agua (b). 2007. Estadísticas del Agua en México. SEMARNAT-CNA. México.
- Comisión Nacional del Agua. 2001. Compendio Básico del Agua en México. 71 pp.
- Comisión Nacional del Agua. 2003. Estadísticas del Agua en México. SEMARNAT-CNA. México.
- Comisión Nacional del Agua. 2004. Estadísticas del Agua en México. SEMARNAT-CNA. México.
- Cook, E.E. y O.F. Kincannon. 1971. An evaluation of trickling filter performance. *Proceedings of the 25th Industrial Waste Conference, Engineering Bulletin of Purdue University, Extension Series No. 137*. pp 230-235.
- Crane. 1989. *Flujo de fluidos en válvulas, accesorios y tuberías*. México: McGrawHill.
- Degrémont, G. 2007. *Water Treatment Handbook, 7th Edition, Volume 1*, Lavoisier. Francia.

- Enríquez, G. 2002. El ABC de las instalaciones eléctricas industriales. Limusa (Noriega Editores - México). 580 p.
- Enríquez, G. 2005. Guía Práctica para el cálculo de Instalaciones eléctricas. Limusa (Noriega Editores - México). 471 p.
- Enríquez, G. 2008. Transformadores y Motores de Inducción. Limusa Noriega Editores 4ª. Edición México D.F.
- Ferrer J. y Seco A. 2003. "Tratamientos biológicos de aguas residuales". Editorial Universidad Politécnica de Valencia, ref. 2003.358. Valencia.
- Ferrer, J. y Seco, A. 2008. Tratamientos Biológicos De Aguas Residuales. Ed. Alfaomega, Universidad Politécnica de Valencia. 188 p.
- Garzón, M. 2005. Mecanismos no convencionales de transformación y remoción de nitrógeno en sistemas de tratamiento de aguas residuales. Ingeniería hidráulica en México. 20 (4): 137-149.
- Garzón, M. y González, S. 1996. Biological phosphate and nitrogen removal in a biofilm sequencing batch reactor. Water science and technology, 34 (1-2): 293-301.
- Garzón, M y Moeller G. 2004 Nueva tecnología sustentable para tratar las aguas residuales. Gaceta del IMTA
- González, S. 1990. Eliminación biológica de fosfatos: procesos industriales. Instituto de ingeniería, UNAM. México D.F.
- Gutiérrez, T. 2006. Evaluación de reactores biológicos con diferentes medios de soporte para el desarrollo de un prototipo para tratamiento de aguas residuales. Tesis de licenciatura. Departamento de ingeniería química y bioquímica del Instituto Tecnológico de Zacatepec. Morelos, México.
- Hernández, A. y Galán, P. 2000. Manual de depuración Uralita. Ed. Internacional Thompson editores, España.
- Hawkes, J , 1966, The World of the past. Ed England international, Inglaterra
- IMTA, 2006 Operación de plantas de tratamiento de lodos activados
- Johnson, T.L. 1987. Design and Evaluation of Biofilter Treatment Systems. Journal (Water Pollution Control Federation). 59(12):1043-1049.
- Marks, L., Avallone, E. y Baumeister T. 1995. Manual del Ingeniero Mecánico. Ed. Mc Graw Hill.
- Martínez, S., Maldonado, L.E. y González, O. 2002. Tratamiento de aguas residuales utilizando biopelícula sobre un material poroso. Instituto de ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Metcalf y Eddy. 1996. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. México, McGraw Hill.
- Ramalho, R.S. 1996. Tratamiento de Aguas Residuales. Versión en Español por D.J. Beltrán, F. De Lora y R.S. Ramalho. Editorial Reverté. Barcelona, España. 705 p.