



SEP

SES

TecNM

---

**TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO**

**Instituto Tecnológico de Toluca**

**“TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES  
MEDIANTE SISTEMAS DE BIOMASA FIJA”**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**PRESENTA:**

**M.C. ERICK RODRIGO GUZMÁN GORROCHOTEGUI  
No. CONTROL:  
0850D0303**

**DIRECTORA DE TESIS:  
DRA. MARÍA DEL CARMEN CARREÑO DE LEÓN**

**CODIRECTOR DE TESIS:  
DR. NICOLÁS FLORES ÁLAMO**

**METEPEC, ESTADO DE MÉXICO, ENERO DE 2022**



Meteppec, Edo. de México, **29/noviembre/2021**

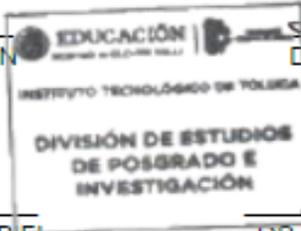
**DR. JOSÉ LUIS GARCÍA RIVAS  
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE  
POSGRADO E INVESTIGACIÓN  
PRESENTE**

Por este medio comunicamos a usted que la comisión Revisora designada para analizar la tesis denominada "TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE SISTEMAS DE BIOMASA FIJA", que como parte de los requisitos para obtener el grado académico de Doctor en Ciencias Ambientales presenta la **C. ERICK RODRIGO GUZMÁN GORROCHOTEGUI** con número de control **0850D0303** para sustentar el acto de Recepción Profesional, ha dictaminado que dicho trabajo reúne las características de contenido y calidad para proceder a la impresión del mismo.

**ATENTAMENTE**

\_\_\_\_\_  
DRA MARÍA DEL CARMEN CARREÑO DE LEÓN  
DIRECTORA DE TESIS

\_\_\_\_\_  
DR. NICOLÁS FLORES ÁLAMO  
CODIRECTOR DE TESIS



\_\_\_\_\_  
DRA. MARÍA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ BERRIEL  
REVISORA DE TESIS

\_\_\_\_\_  
DR. MARCOS JOSÉ SOLACHE RÍOS  
REVISOR DE TESIS

\_\_\_\_\_  
DR. ISAÍAS DE LA ROSA GÓMEZ  
REVISOR DE TESIS

\_\_\_\_\_  
DR. CHEIKH FALL  
REVISOR DE TESIS





**EDUCACIÓN**  
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO  
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Toluca

Metepec, Edo. de México, **29/noviembre/2021**  
**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
E INVESTIGACIÓN**  
**DEPI-395-411/2021**

**C. ERICK RODRIGO GUZMÁN GORROCHOTEGUI**  
**CANDIDATO AL GRADO DE DOCTOR**  
**EN CIENCIAS AMBIENTALES**  
**PRESENTE**

De acuerdo con el Reglamento de Titulación del Sistema Nacional de Educación Superior Tecnológica dependiente de la Subsecretaría de Educación Superior de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora realizó con respecto a su trabajo de Tesis titulado **"TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE SISTEMAS DE BIOMASA FIJA"**, la División de Estudios de Posgrado e Investigación concede autorización para que proceda a la impresión del mismo.

Sin más por el momento, quedo de usted.

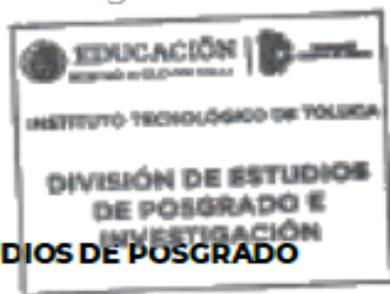
**ATENTAMENTE**

*"Excelencia en educación tecnológica"*

*"Educación, integridad y ciencia"*

**JOSÉ LUIS GARCÍA RIVAS**  
**JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
E INVESTIGACIÓN**

ccp. Archivo  
JLGR/IMAB



Av. Tecnológico s/n, Col. Agrícola Bellavista C.P. 52149. Metepec,  
Edo. de México. Tels. Dirección (01722) 208 7205, Subd. Académica  
208 7207, Subd. de Planeación 208 7206, Subd. Administrativa  
208 7208, Conmut. 208 72 00 e-mail: info@toluca.tecnm  
tecnm.mx | toluca.tecnm.mx



## DEDICATORIAS

La presente tesis está dedicada a Dios, a mi madre,  
a mis hermanas y sobrinos, a Pedro y  
para todos (as) los (as) que se atreven a salir de su zona  
de confort e intentar cosas nuevas.

---

## AGRADECIMIENTOS

Primero quiero agradecer a mi madre por estar presente en cada etapa de mi vida, por exigirme e incitarme a ir por más. A mis hermanas Heidi y Selene, a mis sobrinos Cami y Marquito, a mis tíos Juan y Karla, a mis primas Nadia, Sofy y a mi familia en general por estar presentes aun estando en la distancia.

En segundo lugar, quiero agradecer a Pedro por acompañarme desde que inicie mis estudios en Maestría y por seguir conmigo en esta etapa del Doctorado, por ser un ejemplo personal y profesional para seguir, por ser un soporte fundamental en mi vida y permitirme crecer en conjunto, siendo un valioso apoyo emocional

En tercer lugar, quiero agradecer a Kike por todas las capacitaciones, asesorías y facilidades brindadas durante el desarrollo de la fase experimental dentro del laboratorio de fisicoquímicos en el Laboratorio de Investigación en Ingeniería Ambiental. A Edgar por haberme acompañado en la recolección del agua residual en la planta de tratamiento de aguas residuales de distintas localidades, por su ayuda en algunas determinaciones fisicoquímicas y por el tiempo invertido. A Griselda, Fátima, Roxana, Olga y Mariela por haber colaborado y participado en subproyectos relacionados con esta investigación, dando apoyo en diversas actividades.

También quiero agradecer de manera muy especial a cada uno de los miembros del comité, al Dr. Nicolás Flores Álamo, Dr. Cheikh Fall, Dr. Marcos José Solache Ríos, Dr Isaías De la Rosa Gómez, y a la Dra. María del Consuelo Hernández Berriel por cada una de sus valiosas aportaciones y comentarios en los seminarios, que contribuyeron al mejoramiento del proyecto de investigación y a mi crecimiento como investigador.

Una mención especial a mi directora de tesis la Dra. María del Carmen Carreño de León por su paciencia, por haber confiado en mí un ingeniero industrial desde que ingrese al Instituto Tecnológico de Toluca para desarrollar dos investigaciones, por sus comentarios, sugerencias, orientación y apoyo, por ser una buena profesora desde el curso propedéutico hasta el doctorado. Por ser una investigadora muy comprometida con los proyectos de sus alumnos, especialmente en este proyecto que demandó

---

mucho trabajo en equipo, inversión económica y mucho trabajo en campo, demostrando su apoyo y entusiasmo en todo momento, y sobre todo por ser una gran ser humano ¡gracias por todo!

Agradezco también a mis compañeros y amigos por su confianza y por propiciar un ambiente agradable en los salones de clase y en los laboratorios, Yesenia, Ángel, Lily, Sandy y Jacky.

Estoy muy agradecido con el Instituto Tecnológico de Toluca (ITT) por abrirme sus puertas para realizar mis estudios de posgrado y permitirme ser docente, así como también con el Laboratorio de Investigación en Ingeniería Ambiental por proporcionar sus instalaciones para la realización de mis trabajos experimentales y con el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares por las facilidades otorgadas para la obtención de las micrografías presentadas en este trabajo. Mi agradecimiento especial al CONACYT por haberme otorgado una beca para estudiar el doctorado y al personal en general de posgrado y administrativo del ITT por todos los apoyos brindados.

También me gustaría agradecer a todos los investigadores que he mencionado en la sección de referencias de esta tesis, todas sus investigaciones y logros fueron realmente valiosos y útiles para la redacción de este documento.

Finalmente, quiero agradecer a Dios por todas las cosas buenas que ha hecho en mi vida, por llevarme siempre en la dirección correcta y siempre estar conmigo permitiéndome llegar hasta este punto ¡Muchas gracias!

---

"¿Qué sería la vida si no  
tuviéramos el coraje de  
intentar cosas nuevas?"

**Vincent Van Gogh**

---

# RECONOCIMIENTO ACADÉMICO



**El Tecnológico Nacional de México**  
y el Instituto Tecnológico de Toluca  
otorgan el presente

## RECONOCIMIENTO

A

**Erick Rodrigo Guzmán Gorrochotegui**

Por haber impartido la Conferencia Magistral:

**“The performance of hybrid biofilm reactors in inoculation  
stage treating municipal wastewater”**

Que se llevó a cabo en el marco del **“1er Congreso Internacional  
de Ingenierías del TecNM / ITToluca”**,  
realizado del 02 al 07 de septiembre del presente, en esta institución.

Metepec, Edo. de México. Septiembre 2019.

*“Educación, integridad y ciencia”*



**Lic. María Elena Rojas Rauda**  
Directora



## RESUMEN

Los procesos secundarios aplicados en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) comúnmente emplean un método biológico y en función de la clase de acumulación microbiana que se emplea, estos métodos biológicos se pueden clasificar en dos categorías: biomasa fija o biomasa suspendida. Dentro de los sistemas de biomasa suspendida se encuentra el tratamiento de lodos activados. Por otra parte, los reactores con biomasa fija (biopelículas de lecho móvil) añade el desarrollo sincrónico de flóculos suspendidos de lodos activados y el crecimiento contiguo de comunidades microbianas a un medio de soporte, logrando la eliminación de compuestos orgánicos e inorgánicos.

Los sistemas biológicos híbridos para el tratamiento de aguas residuales mantienen un protagonismo relevante en la mejora del bienestar humano y la calidad de los líquidos residuales. En la presente investigación se estudió un sistema híbrido de biomasa adherida compuesto por un reactor de biopelícula de lecho fijo (RBLF) óxico-anóxico y un reactor de biopelícula de lecho móvil (RBLM) aerobio con materiales de soporte Kaldnes K1 y carbón activado, respectivamente, para determinar la capacidad de eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos durante la fase de inoculación y operación en el tratamiento de aguas residuales. El agua residual del influente fue recolectada al ingreso del reactor biológico de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Toluca Oriente. El período de puesta en marcha inicial para la formación y el crecimiento de la biopelícula tuvo una duración de 30 días. La remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) se determinó a diferentes tiempos de retención hidráulica (TRH) de 26 h, 35 h y 56 h, siendo 35 h el TRH óptimo con el cual se trabajó durante la fase de operación. La operación del sistema de tratamiento de biopelícula fue realizada durante 170 días. Durante este tiempo, las eficiencias de remoción promedio logradas de DBO<sub>5</sub>, DQO, NT y PT en el tratamiento de aguas residuales municipales, estuvieron dentro de los rangos de 84-99, 80-97, 24-97, 21-94%, respectivamente, cumpliendo

---

con la hipótesis que al operar con largos TRH en sistemas híbridos de biomasa fija se obtienen resultados eficientes en la remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos.



## **ABSTRACT**

Secondary treatments of wastewater treatment plants (WWTP) usually use a biological process and depending on the type of microbial agglomeration applied, these biological processes can be classified into two types: suspended biomass or fixed biomass. Among the suspended biomass systems there is the treatment of activated sludge process. On the other hand, reactors with moving bed adhered biomass (MBBR) incorporate the simultaneous growth of suspended activated sludge flocs and the growth of attached microbial communities to a support medium, achieving higher elimination of important organic and inorganic compounds.

Hybrid biological wastewater treatment systems play an important role in improving water quality and human health. In the present investigation, a hybrid adhered biomass system composed of a sequential oxic-anoxic biofilm reactor (SOABR) and a fluidized immobilized cell carbon oxidation (FICCO) with Kaldnes K1 and activated carbon as the support materials was studied to determine the ability to eliminate organic and inorganic pollutants during the inoculation and operation phase during wastewater treatment. The influent wastewater was collected at the entrance of the biological reactor of the Toluca Oriente wastewater treatment plant (WWTP). The initial start-up period for the growth and formation of the biofilm lasted 30 days. The removal of chemical oxygen demand (COD) and biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) was determined at different total hydraulic retention times (HRT) of 26 h, 35 h and 56 h, and 35 h was the optimal HRT. The operation of the biofilm treatment system was carried out for 170 days. During this time, the average removal efficiency achieved for BOD<sub>5</sub>, COD, NT and PT of the municipal wastewater, were within the ranges of 84-99, 80-97, 24-97, 21-94%, respectively. Corroborating with the hypothesis that when operating with long HRT in fixed biomass hybrid systems, efficient results are obtained in the removal of organic and inorganic pollutants.

---

## CONTENIDO

	<b>INTRODUCCIÓN</b>	1
	<b>I. FUNDAMENTOS</b>	4
1.1	ANTECEDENTES	4
1.2	FUNDAMENTOS TEÓRICOS	10
1.3	Biopelículas	10
1.4	Teoría del proceso de formación y crecimiento de la biopelícula	11
1.5	Materiales de soporte	16
1.6	Tratamiento de aguas residuales	21
1.7	Tipo de agua residual	21
1.8	Variables de operación en los sistemas de biomasa fija	23
1.8.1	Porcentaje de remoción o eficiencia de remoción (E)	23
1.8.2	Tiempo de retención hidráulica (TRH)	23
1.8.3	Relación alimento/microorganismos (A/M)	25
1.9	Fuentes de carbono	26
1.10	Procesos de reactores de biopelículas de lecho móvil	26
	<b>II. METODOLOGÍA</b>	28
2.1	Diseño y construcción de los RBLF óxico-anóxico y aerobio	29
2.2	Búsqueda y selección del material de soporte	32
2.3	Cálculo de las dimensiones de los reactores	32
2.4	Caracterización inicial del agua residual	33
2.5	Puesta en marcha de los reactores (aclimatación de la biomasa)	35
2.5.1	Sistema de alimentación	36
2.6	Determinación de los parámetros óptimos de operación del reactor (Caudales y TRH)	36
2.7	Monitoreo de la formación de la biopelícula en los materiales de soporte	37
2.8	Determinación del porcentaje de reducción de DBO <sub>5</sub> , DQO, NT y PT	37

2.9	Análisis microscópico de la biopelícula formada en los materiales de soporte de los reactores	38
2.9.1	Técnicas de identificación de microorganismos filamentosos	38
2.9.2	Análisis de la biopelícula por microscopía electrónica de barrido (MEB)	39
	<b>III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	40
3.1	Construcción de los reactores y volúmenes del sistema	40
3.2	Material de soporte Kaldnes K1	42
3.3	Caracterización inicial del agua	43
3.4	Inoculación del sistema	45
3.4.1	Velocidades de flujo	45
3.4.2	Tiempos de retención hidráulica (TRH)	46
3.4.3	Monitoreo de la formación de biopelícula	47
3.4.4	Determinación de los parámetros fisicoquímicos a diferentes caudales	49
3.4.5	pH y oxígeno disuelto	52
3.4.6	Relación DBO <sub>5</sub> /DQO	54
3.4.7	Reducción de DBO <sub>5</sub> , DQO, NT y PT a diferentes caudales	55
3.5	Fase de estabilización	56
3.6	Fase de operación	62
3.6.1	Resultados de la fase de operación	62
3.6.2	Formación de la biopelícula durante la fase de operación	75
3.7.	Caracterización de las biopelículas	78
3.7.1	Caracterización por MEB	78
3.7.2	Caracterización por tinción de Gram	79
	<b>CONCLUSIONES</b>	82
	<b>RECOMENDACIONES</b>	84
	<b>REFERENCIAS</b>	90

## RELACIÓN DE TABLAS

Tabla 1.1	Materiales de soporte utilizados en estudios con reactores RB.	17
Tabla 1.1	Materiales de soporte utilizados en estudios con reactores RB (continuación).	18
Tabla 1.1	Materiales de soporte utilizados en estudios con reactores RB (continuación).	19
Tabla 1.2	Influentes usados en estudios con RBLM a escala piloto y laboratorio.	22
Tabla 1.3	Tiempos de retención hidráulica y valores de alimentación en algunos estudios previos.	24
Tabla 1.3	Tiempos de retención hidráulica y valores de alimentación en algunos estudios previos (continuación)	25
Tabla 2.1	Tipos de recipientes para la toma de muestras y condiciones de preservación.	34
Tabla 3.1	Detalles dimensionales del sistema RBLF óxico-anóxico-RBLM aerobio	41
Tabla 3.2	Características del material de soporte Kaldnes K1.	43
Tabla 3.3	Resultados de los parámetros fisicoquímicos.	44
Tabla 3.4	Comparación de los resultados de la caracterización inicial del agua residual municipal con otros trabajos	44
Tabla 3.5	Tiempos de retención hidráulica	46
Tabla 3.6	Resultados de la caracterización fisicoquímica del caudal de 20 mL/min.	50
Tabla 3.7	Resultados de la caracterización fisicoquímica del caudal de 15 mL/min.	51
Tabla 3.8	Resultados de la caracterización fisicoquímica del caudal de 10 mL/min.	51
Tabla 3.9	Resultados del pH y OD en las diferentes fases del tratamiento.	52

Tabla. 3.10	Relación DBO <sub>5</sub> /DQO.	54
Tabla 3.11	Porcentajes de remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos con tres diferentes caudales.	55

## RELACIÓN DE FIGURAS

Figura 1.1	Diagrama esquemático del proceso de crecimiento adjunto	12
Figura 1.2	Difusión de oxígeno y nutrientes a la superficie de la biopelícula	14
Figura 1.3	Grosor de la película aerobia y anaerobia	16
Figura 1.4	Medios de soporte de plástico en forma cilíndrica utilizados en el sistema RSBOA (a) en el día 0, (b) biopelícula microbiana formada en el día 20 y, (c) biopelícula microbiana formada al día 120	20
Figura 1.5	Soportes Kaldnes K1 con formación de biopelícula a diferentes días, (a)-29, (b)-48, (c)-64, (d)-76, (e)-79 y (f)-86	21
Figura 1.6	Principio del reactor de biopelícula de lecho móvil (RBLM)	27
Figura 2.1	Diagrama de flujo de la metodología de investigación.	28
Figura 2.2	Dimensiones de los componentes del sistema RBLF óxico-anóxico-RBLM aerobio	29
Figura 2.3	Representación esquemática del sistema integrado de RBLM óxico-anóxico-RBLM aerobio y los componentes que intervienen	31
Figura 3.1	Llenado del sistema con agua de la llave sin el material de soporte	40
Figura 3.2	Llenado del sistema con agua residual municipal y material de soporte Kaldnes K1	41
Figura 3.3	Material de soporte Kaldnes K1	42
Figura 3.4	(a) Entrada del agua proveniente del tratamiento primario al tanque de lodos activados. (b) Planta de tratamiento de aguas residuales Metepec I, SEDAGRO	43
Figura 3.5	Monitoreo de la formación de la biopelícula en el reactor de lecho fijo óxico-anóxico. (a) día 1, (b) día 5, (c) día 10, (e) día 25, (f) día 38	47

Figura 3.6	Monitoreo de la formación de la biopelícula en el reactor de lecho móvil aerobio.( a) día 1, (b) día 5, (c) día 10, (e) día 25, (f) día 38	48
Figura 3.7	Esquema de los puntos de muestreo utilizados durante la fase de estabilización	56
Figura 3.8	DBO <sub>5</sub> en las etapas del tratamiento de biomasa fija durante 5 días	57
Figura 3.9	DQO en las etapas del tratamiento de biomasa fija durante 5 días	58
Figura 3.10	Nitrógeno total en las etapas del tratamiento de biomasa fija durante 5 días	59
Figura 3.11	Fósforo total en las etapas del tratamiento de biomasa fija durante 5 días	60
Figura 3.12	Nitratos en las etapas del tratamiento de biomasa fija durante 5 días	61
Figura 3.13	DBO <sub>5</sub> en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija.	63
Figura 3.14	DQO en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija.	64
Figura 3.15	Nitrógeno total en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija.	66
Figura 3.16	Fósforo total en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija.	68
Figura 3.17	Nitrógeno amoniacal en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija.	70
Figura 3.18	DQO soluble en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija.	72
Figura 3.19	pH en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija.	73
Figura 3.20	Monitoreo de la formación de la biopelícula en el reactor de lecho fijo óxico-anóxico durante la fase de operación.(a) día 1, (b) día 32, (c) día 97, (d) día 136, (e) día 170	76

Figura 3.21	Monitoreo de la formación de la biopelícula en el reactor de lecho fijo aerobio durante la fase de operación. (a) día 1, (b) día 32, (c) día 97, (d) día 136, (e) día 170	77
Figura 3.22	Micrografía representativa de la crysophyta presente en el RBLF óxico-anóxico	79
Figura 3.23	Microorganismos identificados en las biopelículas desarrolladas en los materiales de soporte, por el microscopio compuesto (100x)	80

## ABREVIATURAS

AGV	Ácidos grasos volátiles
A/O	Anóxico/óxico
ARE	Agua residual de entrada
ARS	agua residual de salida
COV	Carga orgánica volumétrica
DBO <sub>5</sub>	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
EPA	Agencia de protección ambiental de Estados Unidos
FICCO	Reactor con celda de oxidación por carbón fluidizado e inmovilizado (fluidized immobilized cell carbón oxidation)
IFAS	Lodos activados de lecho fijo integrado (integrated fixed activated sludge)
IR	Espectroscopía infrarroja
LMP	Límite máximo permisible
RM	Reactor de membrana
MEB	Microscopía electrónica de barrido
MET	Microscopía electrónica de transmisión
NT	Nitrógeno total
OD	Oxígeno disuelto
pH	Potencial de hidrógeno
PHB	poli-βhidroxi-butirato
PT	Fósforo total
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
RAFA	Reactor anaerobio de flujo ascendente
RB	Reactor de biopelícula
RBLF	Reactor de biopelícula de lecho fijo
RBLM	Reactor de biopelícula de lecho móvil

## ABREVIATURAS

RBLMyF	Reactores de biopelícula de lecho móvil y fijo
RBS	Reactores biológicos secuenciales
RCOCFI	Reactor con celda de oxidación por carbón fluidizado e inmovilizado
RLF	Reactor de lecho fluidizado
RLR	Reactor de lecho rotatorio
RM	Reactor de membrana
ROCQCA	Reactor de oxidación catalítica quimio autotrófica de carbón activado
RSBOA	Reactor secuencial de biopelícula óxico-anóxico
SDT	Sólidos disueltos totales
SEDAGRO	Secretaría de desarrollo agropecuario
SEMARNAT	Secretaría de medio ambiente y recursos naturales
SOABR	Sequential oxic and anoxic biofilm reactor
SPE	Sustancias poliméricas extracelulares
SSA	Specific surface area
SSF	Sólidos suspendidos fijos
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SSVLM	Sólidos suspendidos volátiles de licor mezclado
ST	Sólidos totales
SVT	Sólidos volátiles totales
THR	Tiempo de retención hidráulica
WWTP	Wastewater treatment plants

## INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales municipales contienen sobre todo contaminantes orgánicos, aunque también suelen presentar contaminantes inorgánicos, así como una combinación de ambos. Para remover estos contaminantes, se utilizan diferentes tipos de tratamientos como los fisicoquímicos y biológicos, siendo los más utilizados estos últimos (Vaidhegi *et al.*, 2016; Espinosa, 2011).

Los reactores de biopelícula de lecho móvil y fijo (RBLM y RBLF) o también denominados como moving bed biofilm reactor (MBBR) e integrated fixed activated sludge (IFAS) son procesos que combinan los principios de los procesos de lodos activados y biopelículas. En estos procesos, la reducción de DQO y DBO<sub>5</sub> del agua de salida es alta sin la fuga de biomasa, esta tecnología utiliza medios para el afianzamiento de microorganismos y los medios de soporte se mueven en el agua durante la operación (Vaidhegi *et al.*, 2016). Habitualmente, los métodos biológicos aerobios son utilizados para remover nutrientes (fósforo y nitrógeno) y contaminantes orgánicos del agua, además, son la principal unidad de operación para el tratamiento de aguas residuales de origen municipal. Sin embargo, estos procesos generan volúmenes elevados de lodo residual a causa de la alta concentración de sólidos en suspensión y a los compuestos orgánicos biodegradables presentes en el agua (Mannacharaju *et al.*, 2017; Mulkerrins *et al.*, 2004). Diversas investigaciones han considerado a los métodos biológicos anaeróbicos como una opción para reducir la generación de subproductos (biosólidos) (Vorosmarty *et al.*, 2010; Mungray y Patel, 2011; Pontes y De Lemos, 2011).

En años actuales se han desarrollado procesos novedosos para el tratamiento biológico anaerobio y aerobio del agua residual de tipo municipal (Watanabe *et al.*, 2016). Investigaciones contemporáneas se centran en el uso de reactores híbridos

anaerobios de flujo ascendente, tales como: filtros biológicos aireados (Chung *et al.*, 2016), biorreactores de membrana (Lin *et al.*, 2012; Buntner *et al.*, 2013; Qiu *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2014), sistemas de flujo ascendente (Tandukar *et al.*, 2007), reactores biológicos secuenciales (Moadwad *et al.*, 2009), entre otros. No obstante, de que esta clase de tecnologías son favorables en la remoción de contaminantes orgánicos, un inconveniente es que ocasionan enormes cantidades de lodo residual lo cual refleja una dificultad debido a las restricciones en materia de uso y disposición del lodo residual, lo que hace que el tratamiento sea más costoso (Zhou *et al.*, 2015; Wu *et al.*, 2014; Khursheed y Kazmi, 2011).

Se han realizado ciertos estudios relacionados a reactores de biopelícula que han obtenido bajos costos operacionales en el tratamiento de agua y reducciones de subproductos generados (Chatterjee *et al.*, 2016; Tawfik *et al.*, 2010), específicamente, los reactores de biopelícula de lecho móvil (RBLM) son conocidos por producir menor concentraciones de lodo que los tratamientos de agua convencionales (Zhang *et al.*, 2017; Qi *et al.*, 2014). En esta investigación se estudió un sistema híbrido con una configuración compuesta por un RBLF óxico-anóxico en serie a un RBLM aerobio para evaluar la eficiencia en la reducción de contaminantes orgánicos (DQO y DBO<sub>5</sub>) e inorgánicos (nitrógeno y fósforo total).

**El objetivo principal del presente trabajo consistió en diseñar, construir y operar un sistema híbrido con una configuración conformada por un reactor de biopelícula de lecho fijo (RBLF) óxico-anóxico secuencial a un reactor de biopelícula de lecho móvil (RBLM) aerobio escala laboratorio, alimentado con agua residual de origen municipal para evaluar la eficiencia en la reducción de la materia orgánica (DBO<sub>5</sub> y DQO).** Dentro de los objetivos específicos se consideró el definir la concentración de acetato de sodio a utilizar como fuente de carbono en el sistema en la fase de inoculación, poner en funcionamiento el reactor utilizando agua residual municipal y acetato de sodio, realizar un análisis inicial

fisicoquímico del agua residual post tratamiento primario de la planta de tratamiento de aguas residuales, evaluar el funcionamiento del sistema de biomasa fija mediante la medición de: sólidos suspendidos totales (SST), sólidos totales (ST), sólidos disueltos totales (SDT), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica ( $DBO_5$ ) y oxígeno disuelto (OD), a diferentes tiempos de retención hidráulica, mantener los parámetros de operación óptimos (TRH, pH, temperatura) para el funcionamiento del sistema híbrido y realizar análisis de caracterización por MEB de las biopelículas generadas en los materiales de soporte de los dos biorreactores.

La presente tesis incorpora en el capítulo 1 los fundamentos, dentro de estos abarca los antecedentes, las investigaciones realizadas sobre reactores híbridos de biomasa fija, las matrices de soporte utilizadas, las condiciones de operación y los resultados obtenidos con relación a la remoción de contaminantes, así mismo se incluyen fundamentos teóricos relacionados a estos temas; en el capítulo 2 se habla sobre la línea del método, así como los materiales y técnicas aplicadas a la investigación, donde se describen cada uno de los pasos realizados durante el desarrollo del presente trabajo; en el capítulo 3 se abordan los resultados obtenidos y su discusión, seguido de las conclusiones, recomendaciones sobre el cálculo de biosólidos y finalmente las referencias bibliográficas utilizadas en el desarrollo de la investigación.

## I. FUNDAMENTOS

### 1.1. ANTECEDENTES

El proceso de biopelícula es uno de los dos tratamientos de aguas residuales frecuentemente empleados en el campo de las ciencias ambientales, el otro es el proceso de lodos activados (Hu *et al.*, 2013). El reactor de biopelícula (RB), es un método de tratamiento de aguas residuales, distinguido por una pérdida de biomasa mínima, sin necesidad de realizar un retrolavado y sin vulnerabilidad a obstruir las salidas del efluente (Rusten *et al.*, 2006). Los RB han probado ser elevadamente competentes para el tratamiento de aguas residuales de origen municipal (Wang *et al.*, 2006), aguas residuales industriales (Hosseini y Borghei, 2005), aguas residuales de pesticidas (Chen *et al.*, 2007), entre otras.

Para este trabajo de investigación, se presenta una exploración de los antecedentes de los reactores de biopelícula, la configuración y características de operación de los biorreactores, la metodología empleada en cada estudio y los contaminantes removidos y su eficiencia.

(Leyva-Díaz *et al.*, 2013) se enfocaron en la eliminación de nutrientes (fósforo y nitrógeno) y la disminución de sólidos, a través de la aplicación de tres sistemas de tratamiento en paralelo con distintas configuraciones (biorreactores híbridos escala piloto de lecho móvil en operación continua), cada sistema incluía un reactor biológico dividido en cuatro zonas, tres aeróbicas y una zona anóxica, seguida de un tanque de membrana. Los tres sistemas estudiados fueron: el reactor de biopelícula de lecho móvil con reactor de membrana (RBLM-RM) con medios de soporte en las zonas aerobias y en la zona anóxica, el reactor de membrana (RM) y finalmente el sistema RBLM-RM con medios de soporte sólo en las zonas aerobias. La fase de arranque duró 47 días, subsecuentemente la fase de estabilización duró 59 días. Los reactores operaron con agua residual real de una PTAR municipal, con un tiempo de retención de 26.5 h. Se realizaron análisis del

agua residual en los tres sistemas de DBO, DQO, OD, SST, SSF, SSV, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N y NO<sub>3</sub>-N. Finalmente los resultados mostraron que los reactores de lecho móvil fueron ligeramente más efectivos que los biorreactores de membrana en la remoción de nitrógeno y fósforo, especialmente el RBLM-RM con materiales portadores sólo en las zonas aerobias, con porcentajes de remoción de  $67.34 \pm 11.22\%$  y  $50.65 \pm 11.13\%$ , respectivamente, este mismo sistema fue el que mostró la menor producción de lodo con valores de 0.39673 mgSSV/mgDQO.

(Zhang *et al.*, 2013), investigaron el rendimiento de un reactor RBLM o MBBR en la remoción de amonio. El volumen del reactor fue de 4,400 L alimentado con agua residual de origen municipal. El recipiente fue fabricado de acero con un deflector en el centro para permitir que los materiales de soporte circularan alrededor de todo el reactor y con una cámara de sedimentación, operado a temperatura ambiente. Los materiales de soporte (tipo Yuhuan), fueron de plástico con forma cilíndrica con un área superficial específica de  $230 \text{ m}^2/\text{m}^3$  y una densidad ligeramente menor a  $1 \text{ g}/\text{cm}^3$  y la fracción de volumen de trabajo efectivo ocupado por los medios de soporte fue de 50%. El reactor fue operado durante 400 días, utilizando un rotámetro para ajustar el THR (1 a 2h) los análisis realizados fueron ST, SVT, DBO<sub>5</sub> y DQO. Los resultados mostraron que la eficiencia de remoción de amonio en el reactor RBLM alcanzó valores de  $71.4 \pm 26.9\%$ . Los sólidos totales y sólidos volátiles totales pueden describir la proporción de materia orgánica presentes en las biopelículas. La formación de las biopelículas en los materiales de soporte se observó a partir del día 15, esta rápida formación se le atribuye a la temperatura apropiada de 23 a 37.5 °C durante la fase de puesta en marcha (Zhang *et al.*, 2013).

(Pfeiffer y Wills, 2011) determinaron las tasas de remoción de nitrógeno amoniacal de tres distintos tipos de matrices portadoras en un sistema híbrido RBLM, bajo condiciones de agua templada (23 a 25 °C) de baja salinidad (11-12 ppt) y dos cargas de alimentación diferentes, una baja y una alta (3.5 y 8.2 Kg de

alimentación/m<sup>3</sup>), operando el sistema durante 4 meses. El sistema consta de 9 módulos separados (sumidero con deflector, filtro de arena, filtro polygeyser, tanque de oxígeno, unidad de desgasificación con filtro, entrada de agua dulce y salada, tanque de cultivo de peces con doble drenaje conectado a un reactor RBLM), el biofiltro del RBLM fue llenado con 0.11 m<sup>3</sup> de tres tipos de materiales de soporte, los tres medios de soporte evaluados fueron Kaldnes K1, MB3 y AMB, los tres hechos de polietileno con forma cilíndrica un peso específico aproximado de 0.95-0.96 g/cm<sup>3</sup>. En promedio, para la carga de alimentación baja, las tasas de remoción de nitrógeno amoniacal fueron de  $92.2 \pm 26.3$ ,  $86.1 \pm 27.5$  y  $82.5 \pm 25.9$  para los portadores MB3, AMB y Kaldnes K1, respectivamente. Para la carga de alimentación alta las tasas de remoción fueron de  $186.4 \pm 53.7$ ,  $172.9 \pm 47.8$  y  $139.9 \pm 38.9$  para MB3, AMB y Kaldnes K1, respectivamente, siendo el material de soporte MB3 el que presentó los mejores resultados (Pfeiffer y Wills, 2011).

(Sri Sunmithaa *et al.*, 2017) utilizaron un sistema escala piloto de biobafle seguido de un reactor con celda de oxidación por carbón fluidizado e inmovilizado (RCOCFI) y un reactor de oxidación catalítica quimio autotrófica de carbón activado (ROCQCA), para tratar agua residual de origen doméstico y evaluar la eficiencia del sistema en la remoción de contaminantes orgánicos. El tiempo de retención hidráulica para el biobafle, RCOCFI y ROCQCA fue de 3, 6 y 1 h respectivamente. Los resultados obtenidos demostraron una eficiencia de remoción de DBO<sub>5</sub> y DQO de 93.3% y 85.1%, respectivamente, así mismo hubo 99.9% de eliminación de microorganismos patógenos (*Bacillus sp*). La producción de biosólidos fue 60% menor que en los tratamientos de agua tradicionales, además, el costo de inversión para una planta de tratamiento de aguas residuales empleando esta configuración de reactores se reduciría significativamente, por lo tanto, el costo operativo para el consumo de energía también se reduciría (Sri Sunmithaa *et al.*, 2017).

(Khan *et al.*, 2015) evaluaron la eficiencia de un reactor escala piloto de lecho fluidizado (RLF) seguido de una columna de filtro de arena en la remoción de DBO, DQO, turbidez y CF. El RFL se llenó con piedras de río con un diámetro de 2.5 cm y un área superficial de 47.72 cm<sup>2</sup> y fue empleado como material de soporte para el crecimiento de la biopelícula. El agua residual aplicada se tomó de un tanque de lodos activados de una PTAR de origen doméstico, el volumen de alimentación del reactor fue de 20 L y los intervalos de tiempo para la alimentación del agua al reactor fueron de 12, 24, 36 y 48 h, con una tasa de flujo de 80 mL/min y un tiempo de retención de 18 min. Para la columna de filtro de arena, la tasa de flujo fue de 43 mL/min mientras que el tiempo de retención fue de 15 min. Los resultados de la eficiencia en la remoción de DBO<sub>5</sub>, DQO y turbidez fueron de 89.7, 89.6 y 99.8, respectivamente. Por otra parte, se redujeron más del 80% de los coliformes fecales presentes en el agua residual, por lo cual, resultados sugieren que la aplicación combinada del reactor RLF y de la columna de filtro de arena sirve como un enfoque prometedor para el tratamiento de aguas residuales y tiene potencial para ser ampliado a gran escala. Los resultados mostraron que el sistema pudo lograr remociones de 99% de DQO (concentraciones de 7±3 mg/L) a una carga orgánica de 2 Kg de DQO/m<sup>3</sup> diario y remociones de nitrógeno de 89% a una carga orgánica de 0.2 Kg de NT/m<sup>3</sup> diario. El único inconveniente con este sistema fueron los lavados de lodos en la columna 1, sin embargo, eso se podría solucionar con la adición de más materiales de soporte (Khan *et al.*, 2015).

(Chatterjee *et al.*, 2016) aplicaron un sistema compuesto por un reactor anaerobio de flujo ascendente, un reactor de biopelícula de lecho móvil y un reactor de lecho rotatorio (RAFA-RBLM-RLR) para monitorear la efectividad del sistema en la eliminación de carbono orgánico y nitrógeno de aguas residuales sintéticas durante 280 días, empleando 7 distintas cargas orgánicas operando 40 días cada una. El reactor híbrido estaba formado por 2 columnas, la columna 1 fue de 2.1 m de altura (que alojaba al reactor RAFA-RBLM) con una profundidad para el agua sintética de 1.9 m, seguido de la columna 2 con 1.4 m de altura (que alojaba al reactor RLR),

ambas columnas fueron hechas de metacrilato de 5 mm con un diámetro interno de 100 mm. Los materiales de soporte utilizados en el RBLM fueron de polipropileno de uso comercial con un área de superficie de  $400 \text{ m}^2/\text{m}^3$  y ocuparon un volumen de 5 L del volumen total de la columna 1, en la columna 2 se utilizaron cuerdas de nylon como material de soporte de un área de superficie proyectada de  $0.39 \text{ m}^2$ . Los resultados evidenciaron que el sistema tuvo una capacidad de remoción de DQO de hasta 99% dando un agua tratada con una concentración de DQO menor a 10 mg/L y una reducción de nitrógeno total de 89% (Chatterjee *et al.*, 2016).

(Hu *et al.*, 2013) estudiaron las características de la biopelícula desarrollada en un reactor RBLM a través de diferentes técnicas de caracterización, tales como, espectroscopía infrarroja (IR), microscopía electrónica de transmisión (MET) y microscopía electrónica de barrido (MEB). para determinar los componentes de la sustancia y la estructura de la biopelícula en el tratamiento de aguas residuales contaminadas con vitamina C y entender cómo se desarrolla. Los medios de soporte (Kaldnes K1) y el agua residual utilizada fueron obtenidos de una PTAR en la provincia de Hebei, China que trata aguas residuales de la producción de vitaminas. La micrografía por MEB de la biopelícula muestra un predominio de microorganismos en forma de cocos y bastón, además de la presencia de sustancias que cubren a los microorganismos, dichas sustancias, forman una capa superficial plana y compactada adherida firmemente al medio de soporte. La micrografía por MET muestra una capa de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) de células encapsuladas, que contiene sustancias inorgánicas mixtas. Esta estructura puede estimular la unión firme de las células, lo que puede fortalecer aún más la adherencia de la biopelícula al soporte (Hu *et al.*, 2013).

(Tawfik *et al.*, 2010) emplearon un sistema escala laboratorio compuesto por un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) y un reactor RBLM con una temperatura de 22 a 35 °C, para el tratamiento de aguas residuales tomadas de una

red de alcantarillado, además monitorearon el rendimiento del sistema en la remoción de  $DQO_{total}$ ,  $DQO_{coloidal}$ ,  $DQO_{soluble}$ . La fase experimental duró 290 días, los primeros 38 días se consideraron la fase de arranque, y los días siguientes fueron la fase de adaptación. El volumen de los reactores fue de 10 L para el RAFA y de 8 L para el RBLM. Los tiempos de retención hidráulica oscilaron entre 2 y 13h para los dos reactores. Los materiales de soporte utilizados en el reactor RBLM fueron de polietileno de forma cilíndrica con un área superficial específica de  $363 \text{ m}^2/\text{m}^3$  y con un diámetro de 1.85 cm. Los resultados del estudio sugieren que a tiempos de retención hidráulica de 5 a 10 h se obtuvieron reducciones de 80-86% para  $DQO_{total}$ , de 50-73% para  $DQO_{coloidal}$  y de 20-55% para  $DQO_{soluble}$ , cuando los tiempos de retención aumentaron hasta 13.30h la eficiencia de remoción para  $DQO_{total}$ ,  $DQO_{coloidal}$ ,  $DQO_{soluble}$  aumentó a 92, 89 y 80% respectivamente. Por lo anterior, el uso de la configuración RAFA-RBLM para el tratamiento de aguas residuales se recomienda a un TRH de 13.3h (Tawfik *et al.*, 2010).

Todas las investigaciones anteriores, manifiestan la necesidad de desarrollar novedosos tratamientos y procesos en materia de aguas residuales, teniendo en cuenta los resultados asociados al agua depurada, es decir, obtener un agua con bajas concentraciones de contaminantes orgánicos e inorgánicos y la optimización de costos, además, en los procesos convencionales la eliminación de microorganismos patógenos del agua residual municipal no se ha logrado totalmente (Sekaran *et al.*, 2007). Por lo tanto, la combinación de tratamientos tradicionales con técnicas avanzadas incrementa la eficiencia en la remoción de contaminantes biodegradables (Sri Sunmithaa *et al.*, 2017). Es así, que el objetivo principal de esta investigación fue diseñar, construir y poner en operación un sistema de tratamiento de aguas residuales municipales, integrado por un reactor de biopelícula de lecho fijo (RBLF) óxico-anóxico y un reactor de biopelícula de lecho móvil (RBLM) aerobio escala laboratorio, en el cual se evaluó la eficiencia del sistema para la reducción de la  $DBO_5$  y  $DQO$ , SST, SSV y ST.

## 1.2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

En tratamientos con biomasa fija, los microorganismos se desarrollan adheridos a un material sólido, ya sea sintético (como materiales plásticos, cerámicas, espumas, entre otros), o natural (principalmente piedras, basalto, carbón activado, entre otros) (Nava *et al.*, 2014).

Existen varios beneficios de usar biopelículas en los sistemas de tratamiento de aguas residuales en comparación con los sistemas de crecimiento suspendido, tales como, procesos flexibles, menor demanda de espacio para su instalación, menor tiempo de retención hidráulica, mayor período de retención de biomasa, mejora de la degradación de sustancias recalcitrantes, así como la disminución de la tasa microbiana (Khaled *et al.*, 2014; Leyva-Díaz *et al.*, 2013; Ødegaard *et al.*, 2000).

Por lo tanto, el proponer procesos y tratamientos eficientes para la eliminación de contaminantes orgánicos en aguas residuales y que también generen la menor cantidad de subproductos o residuos de desechos es un problema en la actualidad.

## 1.3. Biopelículas

Las biopelículas constan de tres componentes básicos, las sustancias poliméricas extracelulares (SPE, glycolax), los microorganismos y la superficie donde se desarrollan (Vaidhegi *et al.*, 2016). Las biopelículas pueden contener diferentes tipos de microorganismos, por ejemplo, arqueas, bacterias, hongos, protozoos y algas; cada grupo desarrolla funciones metabólicas distintas. La matriz polimérica extracelular (exopolisacárido), es una sustancia que protege a las células dentro de ella y facilita la comunicación entre ellas a través de señales bioquímicas. Las biopelículas generalmente se encuentran en materiales sólidos sumergidos o expuestos a alguna solución acuosa (Vaidhegi *et al.*, 2016).

Debido a que al inicio de la fase de adherencia se cuenta con cantidad necesaria de oxígeno y nutrientes, los microorganismos crecen apresuradamente aumentando el grosor de la biopelícula formada. Sin embargo, a medida que esta crece, el oxígeno y los nutrientes son consumidos por la población microbiana que se encuentra sobre la superficie del material, sin embargo, el oxígeno no penetra todo el espesor de la biopelícula por lo que se establece un ambiente anaerobio en su interior. La película biológica llega a tener un espesor de 3 a 4 mm antes de iniciar un desprendimiento o fase de regulación de la biomasa (Torres-Lozada *et al.*, 2011; Castillo y Vivas, 1996). Las proteínas y polisacáridos son los principales componentes bioquímicos de la biopelícula (Characklis *et al.*, 1982).

#### **1.4. Teoría del proceso de formación y crecimiento de la biopelícula**

Los procesos biológicos han mejorado en años recientes y una de estas nuevas mejoras son los procesos que utilizan la incorporación de materiales móviles llamados medios de soporte dentro de un tanque de aireación que proporciona una superficie para el crecimiento biológico (Robescu *et al.*, 2009). El funcionamiento básico del proceso es que la biomasa crece en los materiales de soporte que se mueven dentro del reactor por los ajustes de agitación por aireación, en condición aerobia o por la mezcla mecánica en condiciones anóxicas y anaerobias. Puede tomar unos días o meses el crecimiento de la biopelícula dependiendo del tipo de materiales de soporte y de la concentración orgánica del agua de alimentación (Chaudhary *et al.*, 2003; Robescu *et al.*, 2009).

Como se muestra en la figura 1.1, una capa de biomasa se adhiere a la superficie del medio de soporte y comienza el crecimiento. El líquido (agua residual) pasa adyacente a la capa de biomasa formando una capa líquida. Durante el paso del agua residual en la capa líquida y su contacto con la capa de biopelícula, OD, amonio, fosfato y la materia orgánica, además de otros materiales disueltos penetran en la capa de biomasa por difusión (Chaudhary *et al.*, 2003). Las

reacciones bioquímicas, tales como, la nitrificación u oxidación de la materia orgánica ocurre dentro de la capa de biopelícula. Los productos finales, como  $\text{NO}_3$ ,  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$ , salen de la capa de biopelícula y se van a la capa líquida, saliendo con el flujo líquido de la corriente del efluente (Chaudhary *et al.*, 2003; Shrestha, 2013).

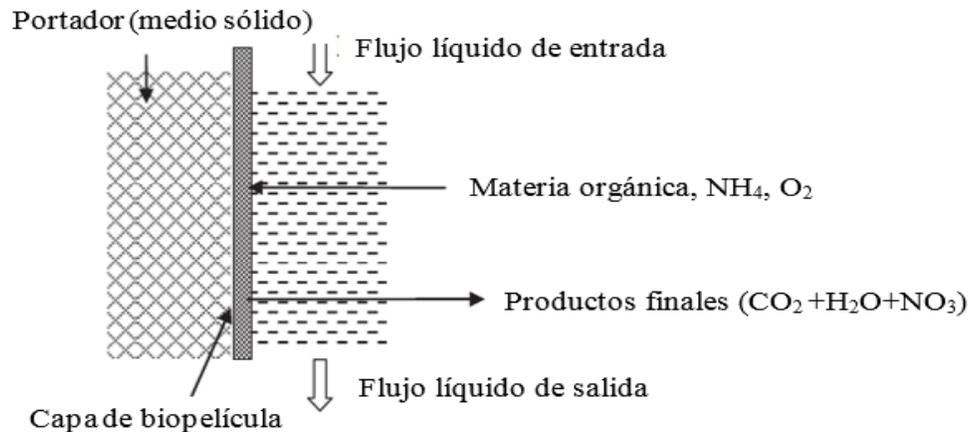


Figura 1.1. Diagrama esquemático del proceso de crecimiento adjunto (Shrestha, 2013)

Ciertas bacterias en la capa de biomasa mueren y otras más crecen. Las bacterias muertas, pierden sus características de adhesividad y son removidas de la capa de biomasa por la acción del líquido en movimiento mientras que las bacterias fijas dentro de la biopelícula adherida al medio sólido son muy estables y activas (Ngo *et al.*, 2006; Shrestha, 2013). En ambientes acuosos, los microorganismos se adhieren a superficies húmedas, multiplicándose e incrustándose en una matriz viscosa compuesta de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) que ellos producen formando una biopelícula. Las células metabolizan los sustratos predominantes de energía y carbono, crecen, se replican y se produce más SPE insolubles predominantemente polisacáridos, acumulándose así una comunidad viable de biopelícula (Shrestha, 2013).

Cuando los microorganismos crecen, el espesor de la capa de biopelícula en el material incrementa, lo que resulta en el consumo de oxígeno disuelto y en la metabolización de materia orgánica adsorbida antes que esta pueda alcanzar a los microorganismos cerca del soporte. Los microorganismos cerca de la superficie del soporte entran en una fase endógena de crecimiento y pierden su habilidad de adherirse a la superficie del material. El flujo líquido entonces remueve la biopelícula del soporte y una nueva capa de biopelícula comienza a crecer (Vayenas, 2011).

En un reactor de biomasa fija, la biopelícula se forma rápidamente en presencia de oxígeno y materia orgánica, aunque habitualmente la biopelícula no es visible hasta después de 5 días. El incremento de la remoción de materia orgánica después de 2 o 3 días se debe al rápido crecimiento de los microorganismos y a su actividad. La remoción de materia orgánica se estabiliza en un periodo de 7 a 10 días, a 20°C, sin embargo, la maduración de la biopelícula puede tomar varias semanas (CONAGUA, 2014; WEF, 2000).

En pocas horas, la colonización inicial de la biopelícula resulta de la adhesión de bacterias Gram negativas y flageladas. Las bacterias filamentosas forman parte de la biopelícula, quizá cuando los colonizadores iniciales adoptan una morfología diferente. La formación de la biopelícula se puede dividir en tres fases. En la primera fase una capa orgánica cubre la superficie que será colonizada. Esta capa orgánica aparece rápidamente y por lo general el tipo de material de los medios de soporte no es un factor que afecte la formación de la biopelícula (CONAGUA, 2014).

En la segunda fase las bacterias entran en contacto con la superficie por el movimiento browniano, por su propia movilidad o el transporte turbulento. La adsorción a la superficie del medio es reversible de modo que las células pueden

separarse después. Durante esta fase la adsorción es controlada por las fuerzas de van der Waals y enlaces químicos (CONAGUA, 2014).

En la tercera fase se lleva a cabo una adhesión permanente irreversible en la cual las células producen sustancias poliméricas extracelulares (SPE) en la superficie para formar una matriz polisacárida que se extiende desde la superficie de las bacterias llamada glucocálix. Estos polisacáridos ayudan a fijar la biopelícula a la superficie del material de soporte, además existen orgánulos de fijación como fimbrias y pilis. La glucocálix está formada por manano, glucano, manosa, galactosa, xilosa, glucoproteínas, sirve a los microorganismos para defenderse de predadores y de sustancias químicas, representando un ecosistema estable (CONAGUA, 2014).

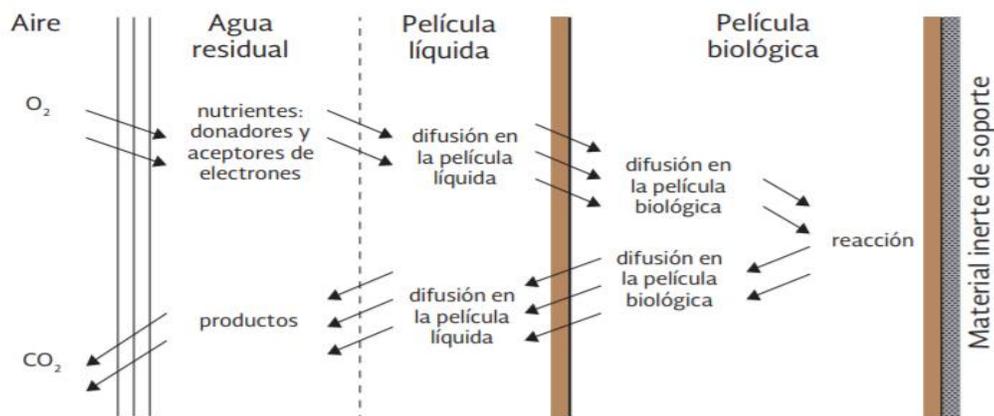


Figura 1.2. Difusión de oxígeno y nutrientes a la superficie de la biopelícula (CONAGUA, 2014)

Cuando la biopelícula entra en contacto con el agua residual los nutrientes contenidos en ella se difunden a través de la película líquida que se forma sobre la biopelícula. De forma similar el oxígeno del aire se difunde a través de la biopelícula para junto con otros nutrientes, alcanzar la biopelícula en la cual se difundirán hasta las paredes celulares (Figura 1.2) (CONAGUA, 2014). Posteriormente los nutrientes

son introducidos a la célula para ser utilizados generalmente por medio de reacciones redox. La célula expulsa los productos del metabolismo que ya no le son útiles, los cuales se difundirán, primero a través de la película líquida para quedar en suspensión o para ser arrojados al aire (CONAGUA, 2014).

El crecimiento de la biopelícula se debe a la ingestión de elementos como oxígeno, materia orgánica, elementos traza, los cuales son requeridos por la actividad biológica a través de la fase líquida que es la fuente de contacto. Estas sustancias chocan con la biopelícula y viajan a través de ella, por difusión molecular son ingeridas y metabolizadas. Si las sustancias orgánicas son coloidales entonces no se difundirán directamente dentro de la biopelícula y tendrán que ser hidrolizadas a moléculas más sencillas para poder ser difundidas y metabolizadas (Shigehisa y Takane, 1994).

Como los microorganismos de la biopelícula consumen oxígeno y nutrientes, ellos se reproducen y la biopelícula aumenta en grosor (Figura 1.3). Cuando la biopelícula tiende a ser demasiado gruesa, el oxígeno disuelto se consume antes de que penetre hasta la base de la película, entonces empiezan a formarse condiciones anaerobias en la profundidad de la biopelícula. Esta parte de la biopelícula queda privada de nutrientes porque estos son metabolizados antes de que puedan llegar al fondo. Sin oxígeno, los microorganismos aerobios del interior de la biopelícula mueren y los microorganismos anaerobios predominan (CONAGUA, 2014).

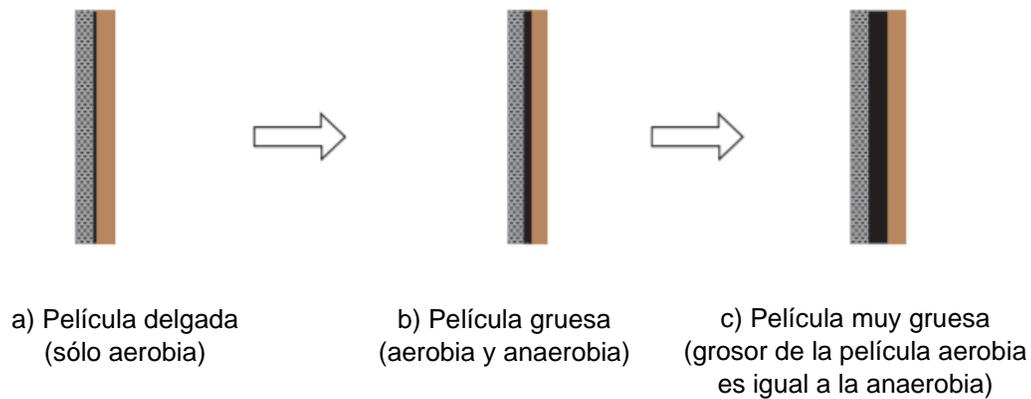


Figura 1.3. Grosor de la película aerobia y anaerobia (CONAGUA, 2014)

La distribución de los microorganismos dentro de la biopelícula depende de diversos factores, incluyendo ventilación, recirculación, las características del agua residual y condiciones hidráulicas. La diversidad y densidad de organismos varía con la profundidad debido al cambio de sustrato disponible (WEF, 2000).

### 1.5. Materiales de soporte

Los materiales de soporte pueden ser alojados en reactores con zonas anaerobias, óxicas y anóxicas. En los procesos de reactores de biopelícula de lecho móvil y fijo (RBLMyF) se utilizan materiales de soporte de polietileno de alta densidad, plástico, metal, cerámica, materiales porosos, con un área superficial específica (ASE) grande que es utilizada para el crecimiento de los microorganismos dentro de los reactor (Smitha y Udayashankara, 2016).

Los materiales de soporte sobre los cuales crece la biopelícula se diseñan cuidadosamente con un ASE grande y con una densidad ligeramente menor a la del agua, de modo que puedan flotar (Shrestha, 2013; Smitha y Udayashankara, 2016). El diseño de los soportes de biopelículas es importante debido a los requerimientos para una buena transferencia de masa y nutrientes a los microorganismos, los

parámetros clave en los materiales de soporte son la forma y el porcentaje del reactor ocupado por estos materiales (Robescu *et al.*, 2009). Existen diferentes tipos de matrices de soporte que pueden utilizarse para el crecimiento microbiano (Shrestha, 2013), en la tabla 1.1 se muestran los tipos de materiales disponibles en el mercado y su aplicación a escala piloto o laboratorio en los sistemas RBLM.

Tabla 1.1 Materiales de soporte utilizados en estudios con reactores RB

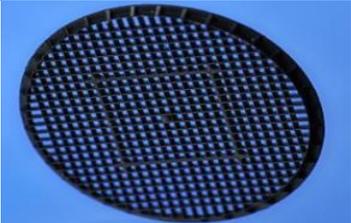
Referencia	Ubicación	Tipo de portador	SSA (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	Imagen
Hussain <i>et al.</i> , 2014	Malasia	Cosmoball™	160	
Falås <i>et al.</i> , 2013	Suecia	Biofilm Chip M™	500	
Kim <i>et al.</i> , 2010; Shore <i>et al.</i> , 2012	USA	Bioportz™	576	
Lobo <i>et al.</i> , 2013	Argentina	Kaldnes K1	500	

Tabla 1.1 Materiales de soporte utilizados en estudios con reactores RB  
(continuación)

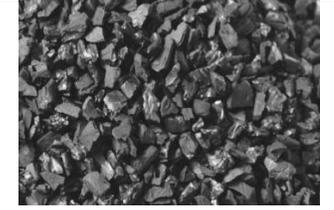
Autores	Ubicación	Tipo de portador	SSA (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	Imagen
Borkar <i>et al.</i> , 2013	India	Chips	260	
Zhang <i>et al.</i> , 2013	USA	Yuhuan	230	
Pfeiffer y Wills, 2011	USA	MB3	604	
Wang <i>et al.</i> , 2011	China	Cageball	300	
Hoang <i>et al.</i> , 2014; Regmi <i>et al.</i> , 2011; Kriklavova y Lederer, 2010	USA	Anodkalness <sup>TM</sup> K <sub>3</sub>	500	
Yang <i>et al.</i> , 2013	China	Carbón activado	No especificado	

Tabla 1.1 Materiales de soporte utilizados en estudios con reactores RB  
(continuación)

Autores	Ubicación	Tipo de portador	SSA (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	Imagen
Dong <i>et al.</i> , 2015	China	3D-1	437	
Dong <i>et al.</i> , 2015	China	3D-2	560	
Dong <i>et al.</i> , 2015	China	3D-3	600	
Anderson <i>et al.</i> , 2008	Suecia	LECA	700-1500	

La formación de la biopelícula dentro del área superficial específica del medio de soporte suele variar, dependiendo de la naturaleza del agua residual. A continuación, se presentan dos trabajos donde se utilizaron tratamientos de

biopelículas, donde se observa la evolución de la biomasa adherida a distintos tiempos.

(Mannacharaju *et al.*, 2017), utilizaron materiales de soporte de plástico de forma cilíndrica en un reactor secuencial de biopelícula óxico-anóxico (RSBOA) alimentado con agua residual municipal, en la figura 1.4, se observa la formación de la biopelícula en el tiempo 0, al día 20 y hasta el día 120 días, respectivamente. El crecimiento de la biopelícula se desarrolla en el área superficial específica interna del soporte.

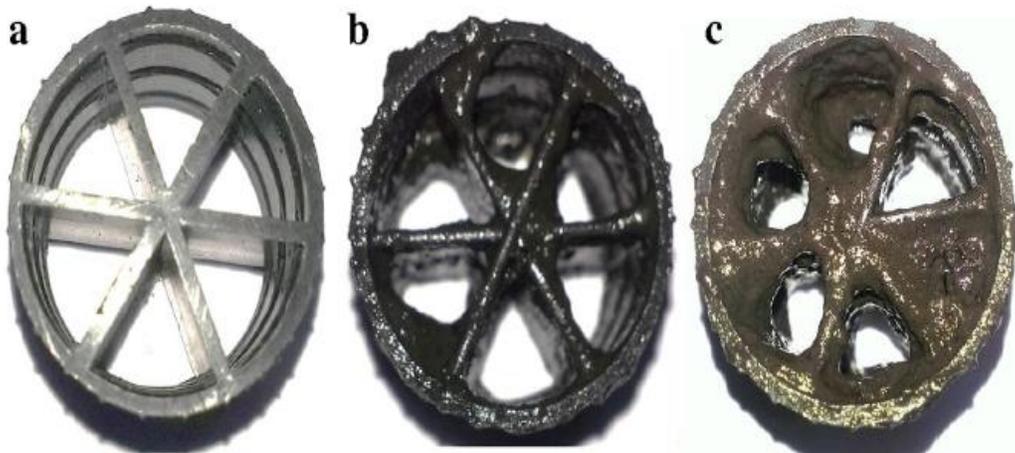


Figura 1.4. Medios de soporte de plástico en forma cilíndrica utilizados en el sistema RSBOA (a) en el día 0, (b) biopelícula microbiana formada en el día 20 y, (c) la biopelícula microbiana formada al día 120 (Mannacharaju *et al.*, 2017)

(Lobo *et al.*, 2013), utilizaron como material de soporte el Kaldnes K1 el cual tiene forma de rueda con cuatro compartimentos internos y es ligeramente flotante, en la figura 1.5 se muestra el desarrollo de la biopelícula sobre los medios de soporte Kaldnes K1 en lodos activados alimentados con suero de queso a distintos días (29, 48, 64, 76, 79 y 86).

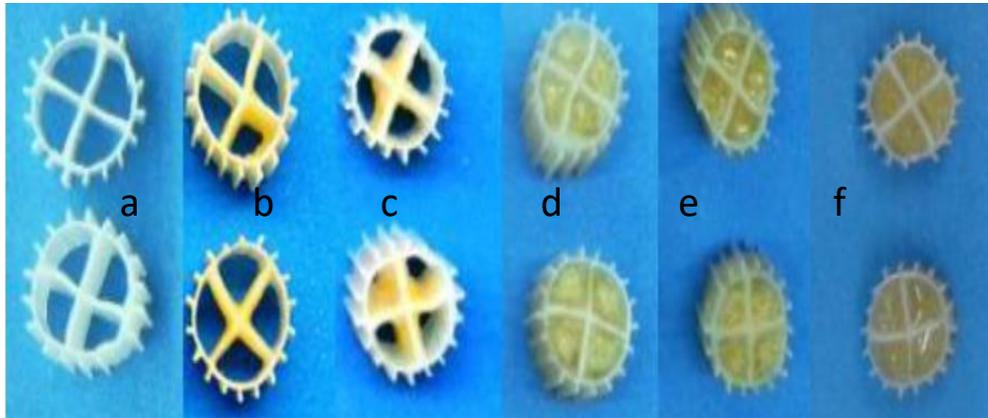


Figura 1.5. Soportes Kaldnes K1 con formación de biopelícula a diferentes días, (a)-29, (b)-48, (c)-64, (d)-76, (e)-79 y (f)-86 (Lobo *et al.*, 2013)

## 1.6. Tratamiento de aguas residuales

El tratamiento del agua es el conjunto de operaciones y procesos que se realizan sobre el agua residual con el fin de remover o reducir sus contaminantes (orgánicos, inorgánicos y microbiológicos) y lograr que sus características organolépticas, físicas, químicas y microbiológicas cumplan las especificaciones contenidas en las normas que regulan la materia (Cartwright, 2009). El agua debe ser tratada debido a la presencia de impurezas como sólidos suspendidos, materiales colorantes, microorganismos, materia orgánica, gases disueltos, minerales, entre otros (Hernández *et al.*, 2013).

## 1.7. Tipo de agua residual

La concentración del influente para las pruebas experimentales en los RBLM usualmente depende del objetivo de la investigación y de los resultados buscados. Los parámetros de interés principales son pH, DBO, DQO, Nitrógeno Total (NT), entre otros (Smitha y Udayashankara, 2016). La tabla 1.2 muestra el tipo de agua utilizada como fuente de alimentación en estudios relacionados a reactores RBLM.

Tabla 1.2. Influentes usados en estudios con RBLM a escala piloto y laboratorio

Referencia	Ubicación	Fuente de entrada	Influyente (mg/L)	Efluente
Leyva-Díaz <i>et al.</i> , 2014	España	Agua residual municipal	DBO: 100 a 200, DQO: 200 a 400	El sistema RBLM-RM mostró un mejor rendimiento en la eliminación de DBO y DQO a comparación del RM.
Gong <i>et al.</i> , 2012	China	Agua residual municipal	DQO:150 a 300 NT: 60-90	El RM mostró una remoción de 69.3%.
Shore <i>et al.</i> , 2012	EUA	Agua municipal y agua sintética	NH <sub>3</sub> : 10 a 15, NT: 10 a 15	El sistema eliminó más del 90% de amoníaco.
Clifford <i>et al.</i> , 2013	Irlanda	Agua residual sintética	DQO: 0.6, NT: 0.2, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> :0.11 en g/m <sup>2</sup> /día	Tasas de remoción promedio de 92.4%, 34.8% y 98.5% para DQO, NT y NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> :

## 1.8. Variables de operación en los sistemas de biomasa fija

A continuación, se describen las variables de operación y control utilizadas en los tratamientos con biomasa inmovilizada. Los principales factores que influyen en la eficiencia de remoción son: el tiempo de retención hidráulica, la temperatura, la cantidad y actividad de microorganismos en la biopelícula (Von Sperling, 2007; Smith, 2016).

### 1.8.1. Porcentaje de remoción o eficiencia de remoción (E)

Para el porcentaje de remoción, la fórmula es la siguiente.

$$E = \frac{S_0 - S_2}{S_0} * 100 \quad \text{Ecuación 1}$$

donde:

E: Porcentaje de remoción

S<sub>0</sub>: mg/L de DBO<sub>5</sub> o DQO en el influente

S<sub>2</sub>: mg/L de DBO<sub>5</sub> o DQO en el efluente

### 1.8.2. Tiempo de retención hidráulica (TRH)

Es el tiempo promedio que un volumen elemental de agua residual permanece en un reactor, desde la entrada hasta la salida. En la tabla 1.3 se presentan algunos estudios donde manejan distintos TRH en procesos con RBLM y reactores biológicos secuenciales (RBS). El TRH en el reactor es de gran importancia, debido a que define el tiempo promedio durante el cual el sustrato orgánico está sometido a tratamiento (Osorio y Rodríguez, 2014; Orozco, 2014). El TRH en el clarificador secundario de los procesos convencionales de lodos activados es generalmente  $\leq 2$  h (Guo *et al.*, 2012).

Se puede expresar por la siguiente relación:

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad \text{Ecuación 2}$$

donde:

TRH: Tiempo de Retención Hidráulico en horas (h)

V: Volumen del reactor en litros (L)

Q: Caudal en litros/hora (L/h)

La cantidad de caudal que se le suministra al sistema depende en gran medida del Tiempo de Retención Hidráulico. A escala de laboratorio, suele tenerse un volumen definido para el reactor, y se debe adoptar un TRH para finalmente hallar el caudal que debe suministrársele al sistema (Arango y López, 2011).

Tabla 1.3 Tiempos de retención hidráulica y valores de alimentación en algunos estudios previos

Referencia	TRH (h)	Valores de alimentación (mg/L)	Ubicación	Proceso
Calderon <i>et al.</i> , 2012	5, 10 15	DQO: 120-150	España	RBLM
Moghaddam y Sargolzaei, 2014	4	DQO: 641	Irán	RBS
Falås <i>et al.</i> , 2013	12	DQO: 600	Suecia	RBLM híbrido
Bertino, 2010	24	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : 40-50	Italia	RBLM
González <i>et al.</i> , 2013	9,12	N- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : 600	España	RBLM híbrido

Tabla 1.3 Tiempos de retención hidráulica y valores de alimentación en algunos estudios previos (continuación)

Referencia	TRH (h)	Valores de alimentación (mg/L)	Ubicación	Proceso
Aygun <i>et al.</i> , 2008	4 a 8	DQO: 500, 1000, 2000, 4000, 8000	Turquía	RBLM
Johnson <i>et al.</i> , 2007	3, 3.5	DQO: 124, SST: 44	Nueva York	RBLM

El tiempo de retención hidráulico es un factor importante en los sistemas de tratamiento de agua. Por un lado, la carga hidráulica determina directamente el TRH del reactor, además de la influencia en el volumen, y por el otro lado, afecta directamente el efecto de remoción en el proceso de biopelículas (Arango y López, 2011).

### 1.8.3. Relación alimento/microorganismos (A/M)

La relación A/M se puede definir como la cantidad de sustrato por unidad de biomasa que reciben diariamente los microorganismos (Ecuación 5) (Orozco, 2014). Este parámetro junto con la carga orgánica volumétrica (COV) determina la carga neta aplicada al sistema.

$$A/M = \frac{S_0 Q}{M_x} \quad (\text{Ecuación 3}).$$

Este parámetro afecta las características de sedimentabilidad del lodo, puesto que altas cargas orgánicas producen microorganismos con altos requerimientos energéticos y, por tanto, un flujo disperso de baja floculación (Orozco, 2014).. Para el tratamiento de agua residual, el valor óptimo de la relación A/M se encuentra comprendido entre 0.3 y 0.6 kg DBO<sub>5</sub> (kg SSVLM/d). Para relaciones A/M inferiores a 0.3 la cantidad de alimento (sustrato) presente en el sistema es insuficiente para mantener el crecimiento de los microorganismos, por lo que se ven obligados a vivir bajo respiración endógena (Orozco, 2014).

### **1.9 Fuentes de carbono**

La fórmula empírica más ampliamente utilizada para la biomasa es C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>NO<sub>2</sub>, en la que aproximadamente el 53% del peso es carbono. Para la replicación y el mantenimiento de la función celular, los microorganismos requieren de fuentes de carbono y energía, así como de una serie de nutrientes inorgánicos (Espinosa, 2011).

Los microorganismos pueden obtener el carbono necesario para la síntesis celular, de la materia orgánica presente en el agua (carbono orgánico) o del dióxido de carbono (carbono inorgánico). Los microorganismos que utilizan el carbono orgánico para la síntesis celular se denominan heterótrofos, mientras que los que utilizan el dióxido de carbono se denominan autótrofos (Espinosa, 2011).

### **1.10. Procesos de reactores de biopelículas de lecho móvil**

El uso de RBLF y RBLM se ha considerado tanto en estudios de plantas piloto como en plantas a gran escala. Los reactores pueden ser utilizados para procesos aerobios, anóxicos o anaerobios (Ødegaard, 1999; Rusten *et al.*, 2006; Barwal y Chaudhary, 2014). El crecimiento de la biomasa en los soportes se logra a través del movimiento libre de los mismos en el volumen de agua del reactor y son

mantenidos dentro del reactor por un arreglo de tamiz en la salida del reactor (Rusten *et al.*, 2006). Como se mencionó anteriormente, el reactor puede ser usado en procesos (a) aerobios, o (b) anaerobios, o una combinación de ambos, tal como se muestra en la figura 1.6.

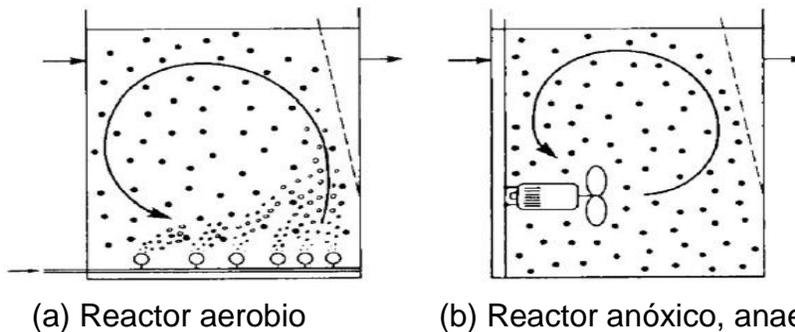


Figura 1.6. Principio del reactor de biopelícula de lecho móvil (RBLM) (CONAGUA, 2014)

En los procesos aerobios, el movimiento de los soportes de biopelícula es causado por la agitación a través de difusores de aire, mientras que en los procesos anóxicos y anaerobios un mezclador (normalmente un mezclador de propela), mantiene los materiales de soporte en movimiento.

Los medios de soporte con formación de biopelícula se mueven bajo constante movimiento a través del volumen total del reactor y la biomasa desalojada por las válvulas es considerada como lodo residual (Qiqi *et al.*, 2012; Leyva-Díaz *et al.*, 2013). El reactor RBLM aerobio tiene la finalidad de remover eficientemente los contaminantes orgánicos a través de la masa y microalgas inmovilizadas en el carbón activado y los medios de soporte Kaldnes K1. La remoción de nutrientes en aguas residuales es posible debido a la formación de una biopelícula de microalgas en los medios de soporte (Ruiz-Marin *et al.*, 2010; Gao *et al.*, 2015). El reactor aerobio fue diseñado y fabricado con algunas modificaciones según lo reportado por (Karthikeyan *et al.*, 2014).

## II. METODOLOGÍA

En este capítulo se describe el plan de trabajo (figura 2.1) para alcanzar el tratamiento de aguas residuales municipales mediante sistemas de biomasa fija, así como los equipos empleados y las distintas técnicas analíticas aplicadas.

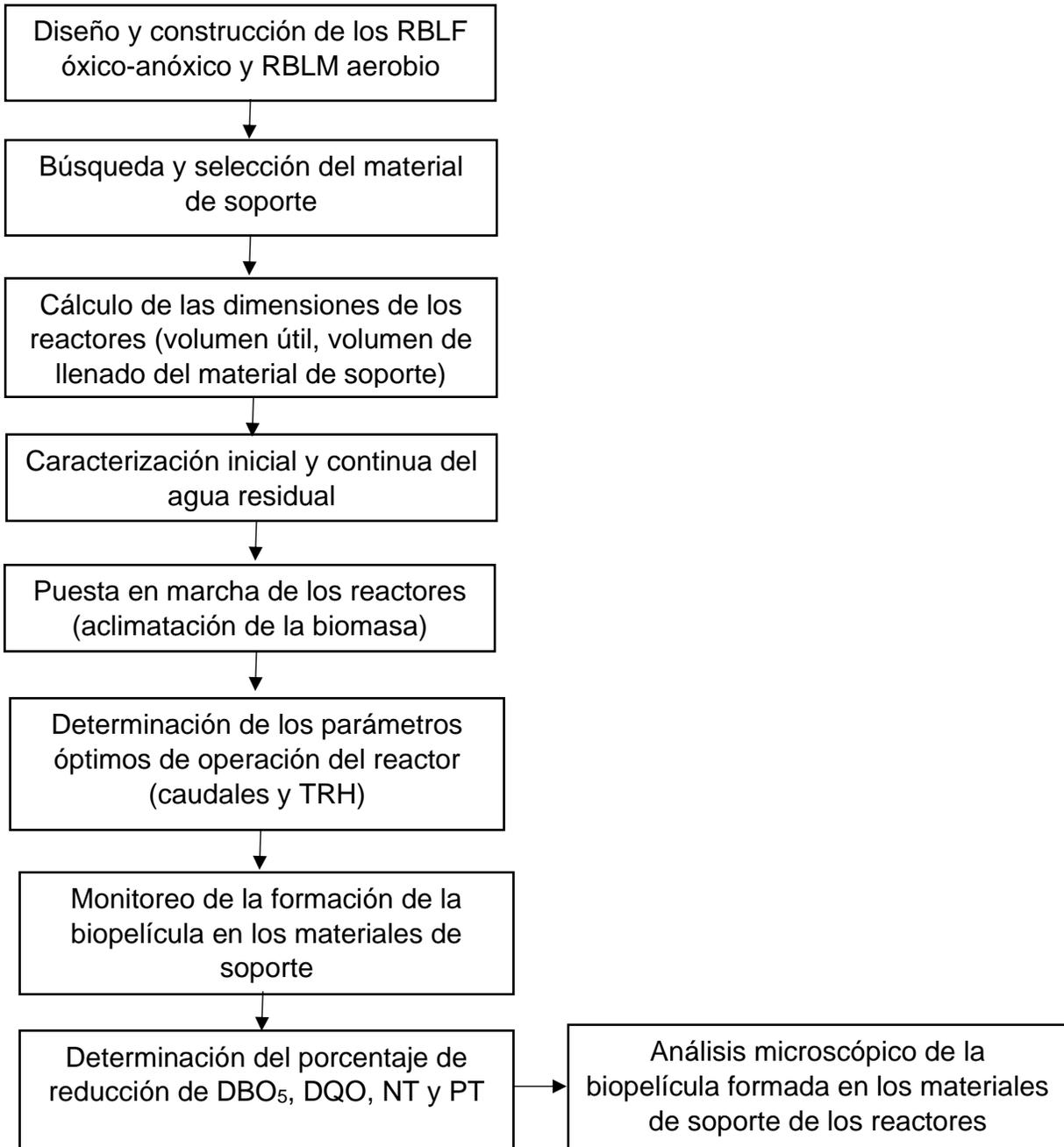


Figura 2.1. Diagrama de flujo de la metodología de investigación

El objetivo general de esta investigación fue aplicar un sistema híbrido con el principio del tratamiento de biomasa adherida (RBLF óxico-anóxico y RBLM aerobio) para tratar aguas residuales de origen municipal monitoreando la reducción de la DBO<sub>5</sub>, DQO, NT y PT. Para alcanzar el objetivo general del estudio se plantearon una serie de objetivos parciales. La consecución de estos se ha conseguido mediante el desarrollo de un plan experimental estructurado en varias etapas que se describen a continuación.

### 2.1. Diseño y construcción de los RBLF óxico-anóxico y RBLM aerobio

Los dos reactores se diseñaron con el software Autocad, con algunas modificaciones a los diseños reportados por Manacharaju *et al.*, 2017 y Karthikeyan *et al.*, 2014. Las dimensiones de cada reactor se presentan en la figura 2.2, los dos reactores fueron construidos de acrílico transparente de 5 mm. El reactor óxico-anóxico tiene una altura de 36 cm, con una base de 24 cm y 24 cm de ancho, el RBLM aerobio tiene 40 cm de altura, 31 cm de base y 28.4 cm de ancho.

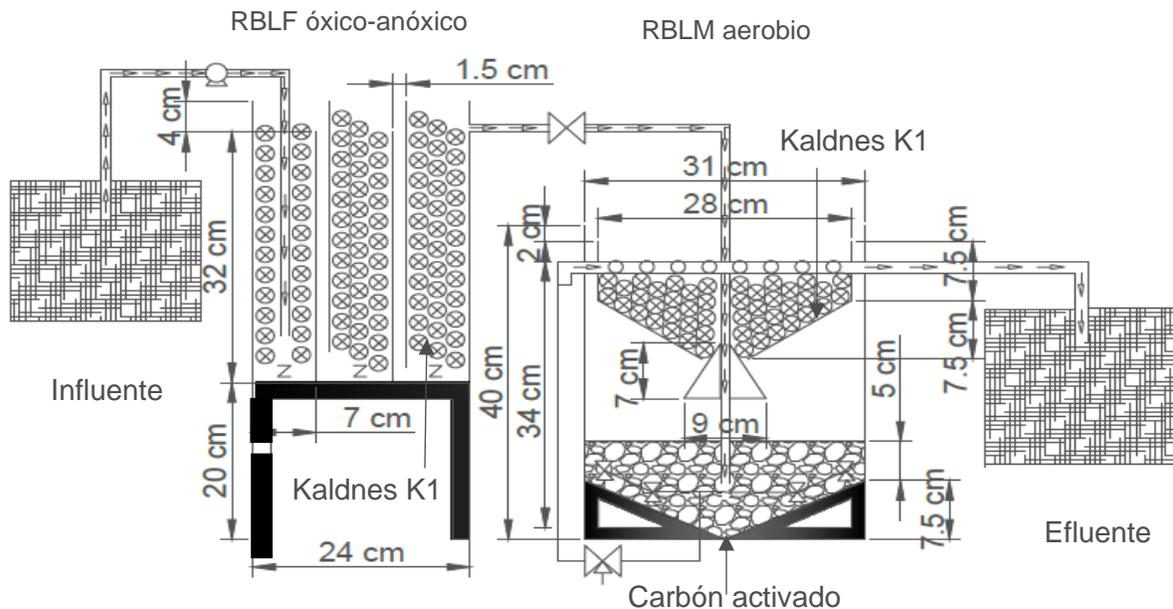


Figura 2.2. Dimensiones de los componentes del sistema RBLF óxico-anóxico-  
RBLM aerobio

El sistema inicia con un RBLF óxico-anóxico seguido de un RBLM aerobio, en el caso del reactor óxico-anóxico, este tiene tres cámaras (las cuales fueron llenadas con el material de soporte) con mamparas intermedias entre cada una de ellas, en el fondo del reactor se colocaron tres válvulas de nariz para realizar la purga de biosólidos, además, se le dio una ligera inclinación para incrementar la eficiencia de la dinámica del flujo de las partículas presentes en el agua residual (Manacharaju *et al.*, 2017), a la salida del tercer compartimiento en el primer reactor se conectó un tubo de PVC de media pulgada (con una válvula), el cual llega hasta el fondo del reactor aerobio y suministra el agua de un reactor a otro.

En el reactor aerobio se tiene un deflector triangular que separa la zona de carbón activado y la zona del material de soporte. El carbón activado se mantiene fluidizado (por eso se dice que es móvil y en suspensión) mediante el uso de difusores de aire para hidrolizar los productos químicos orgánicos. El aire requerido se suministró a través de una bomba modelo AQUARIUM RS-180, con una capacidad de 2.5 L/min. Finalmente, la zona de material de soporte contiene un diseño en forma de tolva con pequeñas separaciones para facilitar la entrada del agua residual a la parte superior y promover el crecimiento de biopelículas de microalgas utilizando los nutrientes presentes en el agua residual (ver figura 2.3) (Manacharaju *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2013).

En este sistema híbrido secuencial de biopelícula (figura 2.3) los procesos tienen lugar en el mismo reactor, es decir, la degradación de la materia orgánica y la sedimentación se realizan en el mismo tanque (Muñoz y Ramos, 2014). Las etapas del sistema híbrido consisten en la etapa de llenado, para la adición de nuevo sustrato al reactor (agua residual de la PTAR); etapa de reacción, en la cual el reactor presentó una parte óxica hacia las partes más altas de las cámaras del primer reactor y una parte anóxica hacia el fondo de las mismas, seguida de una etapa de sedimentación que permite la separación y purga de sólidos para lograr un

sobrenadante clarificado como efluente (esto se logró a través de las llaves de purga); y finalmente la etapa de depuración, la cual está presente en el segundo reactor con la oxidación por carbón fluidizado e inmobilizado, el carbón activado se eligió debido a que es un material de bajo costo y su porosidad contribuye al crecimiento de microorganismos para formar la biopelícula (Mannacharaju *et al.*, 2017) . El RBLM aerobio tiene la función de remover impurezas sólidas que lleguen a persistir después de pasar por el primer reactor, así, los contaminantes se depositan en la superficie de las partículas de carbón activado, además dichas partículas, ofrecen soporte a poblaciones microbianas capaces de biodegradar o nitrificar, al tiempo que remueven contaminantes por adsorción, culminando con la extracción del efluente del sistema a través de los ductos de salida (Aragón-Monter *et al.*, 2013; Cárdenas *et al.*, 2006). Es importante mencionar, que cuando el carbón activado se saturó, se reemplazó por nuevo carbón activado, esto ocurrió 3 veces durante la duración de la investigación.

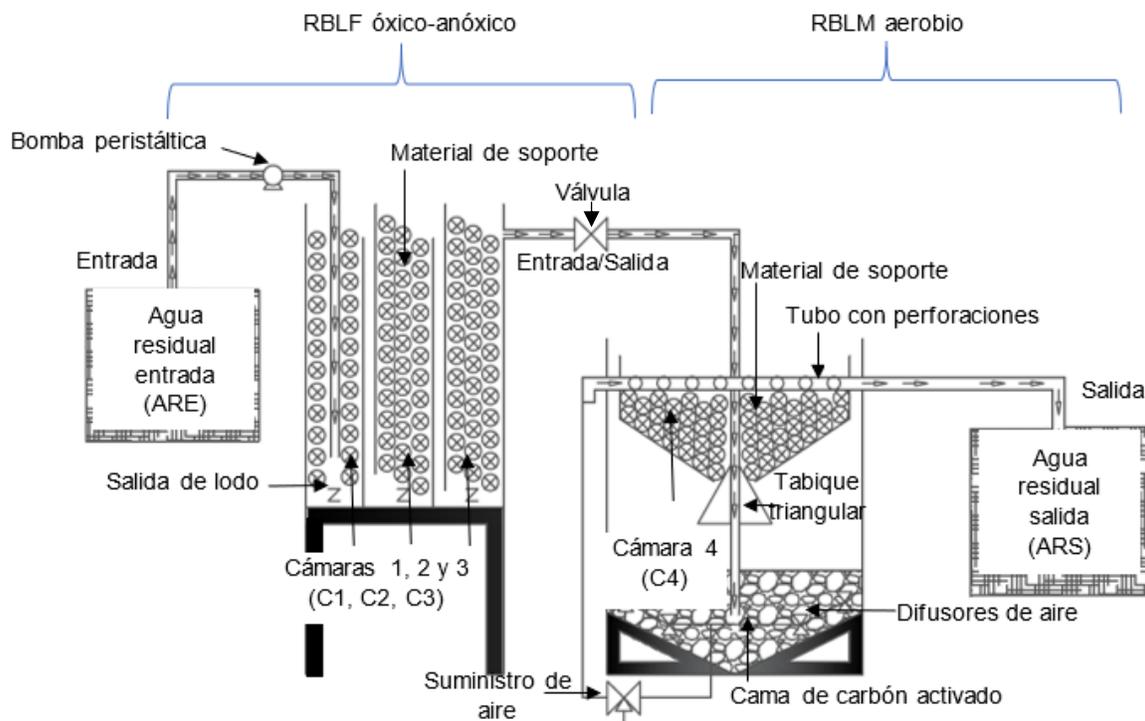


Figura 2.3. Representación esquemática del sistema integrado de RBLF óxico-anóxico-RBLM aerobio y los componentes que intervienen

La entrada del agua residual al sistema se realizó mediante un tubo de PVC de media pulgada que llega hasta el fondo del primer compartimiento y se distribuyó uniformemente de cámara a cámara en toda el área de la sección transversal del reactor. En la figura 2.3 se observa en el fondo del primer reactor la salida de los lodos. La purga de lodos se realizó diariamente a diferentes intervalos de tiempo, debido a que el lodo una vez que se acumula en el fondo del reactor tiende a desplazar hacia arriba el material de soporte, provocando el desborde del material a los pequeños compartimentos situados entre cada una de las cámaras.

## **2.2. Búsqueda y selección del material de soporte**

Existen materiales de soporte de diferente naturaleza como cerámicos, piedras de río, materiales de plástico de alta densidad, materias primas locales (por ejemplo la guadua), materiales de recuperación, materiales porosos, maderas, entre otros (Mendoza y Rodríguez, 2016; Romero, 2015), cada uno de ellos presentan diferentes características, pero generalmente al momento de seleccionar algún material para utilizarlo en tratamiento de biopelícula, lo que se busca es que tenga resistencia a la degradación, una densidad ligeramente menor a la del agua y un área superficial específica elevada. Por ello, para esta investigación se seleccionó el material de soporte Kaldnes K1, que cumple con las características anteriores, además de su efectividad para desarrollar biopelícula.

## **2.3. Cálculo de las dimensiones de los reactores**

Se determinó el volumen efectivo del sistema, de acuerdo con Eraso y Ruíz, 2015, y consistió en llenar los reactores a su máxima capacidad con agua de grifo, midiendo con un recipiente de volumen conocido, el volumen de agua que se va suministrando al sistema hasta llenarlo en su totalidad, registrando finalmente la cantidad ocupada. Para determinar el volumen de llenado del material de soporte (Kaldnes K1 y carbón activado), se deben agregar los soportes a los compartimentos correspondientes (ver figura 2.3) y después se repite el

procedimiento anterior, una vez obtenido el volumen con y sin el material de soporte se procede a calcular el porcentaje de llenado, el cual debe estar en un rango de 20 a 70% (Azizi *et al.*, 2013).

#### **2.4. Caracterización inicial del agua residual**

Las muestras de agua se recolectaron a la entrada del tanque de lodos activados de la PTAR Metepec I, SEDAGRO ubicada en la avenida Estado de México y la calle Sauces, en el municipio de Metepec. Los parámetros analizados fueron: potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (OD), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), sólidos totales (ST), sólidos volátiles totales (SVT), sólidos disueltos totales (SDT), y sólidos suspendidos totales (SST). Es importante mencionar, que debido a temas de mantenimiento en la planta Metepec I, se optó por cambiar a la planta Toluca Oriente con la finalidad de no interrumpir el suministro de un influente al sistema híbrido durante la fase de operación.

Los métodos empleados para realizar las determinaciones de los parámetros antes mencionados están basados en normas mexicanas e internacionales vigentes. Todas las muestras se almacenaron en una hielera a una temperatura de 2 °C, con base a las normas mexicanas e internacionales vigentes a cada parámetro. En la tabla 2.1 se muestran los parámetros analizados, la normatividad mexicana aplicable, las características de los recipientes para cada parámetro, condiciones de almacenamiento y la caducidad de las muestras.

Tabla 2.1. Tipos de recipientes para la toma de muestras y condiciones de preservación

Parámetro	NMX	Recipiente y volumen	Caducidad	Temperatura
Sólidos sedimentables	NMX-AA-034-SCFI-2015	Frasco de polietileno o vidrio con tapa de boca ancha. >1L	24 h/7 días.	4 °C
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	NMX-AA-028-SCFI-2001	Envase de polietileno o vidrio. 1 L	24 h.	4°C
Fósforo total (PT)	NMX-AA-029-SCFI-2001	Envase de polietileno. 500 mL	28 días	4°C
IVL	APHA, 1998.	N.A.	N.A.	N.A.
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2013	N.A.	N.A.	N.A.
pH	NMX-AA-008-SCFI-2011	N.A.	N.A.	N.A.
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	NMX-AA-030-SCFI-2001	Envase de polietileno. 500 mL	28 días.	4°C
Nitrógeno total (NT)	NMX-AA-026-SCFI-2001	Envase de polietileno. 500 mL	30 días	4°C
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	NMX-AA-034-SCFI-2015	Frasco de polietileno con tapa de boca ancha. 600 mL	7 días.	4°C

\*N.A.: La categoría no aplica al parámetro.

Únicamente para los parámetros de DQO y NT se aplica como preservante en la muestra al  $H_2SO_4$  hasta tener un pH de 2, además, todas las muestras se obtuvieron mediante un muestreo simple.

## **2.5. Puesta en marcha de los reactores (aclimatación de la biomasa)**

Para este estudio se plantearon dos fases, la de inoculación y la segunda de operación. El inicio de la fase de operación requirió de la aclimatación de una biomasa o mezcla de agua residual y lodo que sirvió como inóculo para los reactores. La etapa previa de aclimatación y crecimiento de biomasa, de acuerdo con el trabajo de (Torres-Lozada *et al.*, 2011) tiene una duración que va desde los 30 días hasta los 35 días.

Para lograr la aclimatación de la biomasa, se utilizó como fuente de sustrato para los microorganismos presentes en el agua residual el acetato de sodio ( $C_2H_3O_2Na \cdot 3H_2O$ ) con el objetivo de estimular su crecimiento. La concentración utilizada de acetato de sodio en estudios como el de Espinosa-Rodríguez *et al.*, 2012 fue de 21.25 g/L, para este trabajo se utilizó una concentración menor, la cual estuvo en un rango de 5 a 10 g/L. El lodo utilizado para la inoculación fue obtenido del canal de recirculación de lodos del reactor de lodos activados de la PTAR Metepec I, SEDAGRO.

Para estas pruebas, se siguió la metodología de Espinosa-Rodríguez *et al.*, 2012 y Yuancai *et al.*, 2009, para lo cual se determina la relación sustrato/biomasa (S/X), calculando la tasa de utilización de sustrato ( $q$ ), la cual relaciona el contenido de DQO y SSV, la fórmula para determinar  $q$  se presenta en la ecuación 4.

$$q = \frac{g^{DQO}/d}{g^{SSV}/d} \quad \text{Ecuación 4.}$$

### 2.5.1. Sistema de alimentación

La alimentación al sistema para la fase de aclimatación de biomasa y fase operacional se hizo mediante una bomba peristáltica de flujo variable con controlador de velocidad marca Control Company, la cual permite dosificar y mantener un caudal de 10 y 20 mL/min aproximadamente de agua residual municipal. Esta bomba se conecta mediante una manguera de silicón a una tubería de ½ pulgada (entrada del RBLF óxico-anóxico) permitiendo que el agua de alimentación se distribuya en serie, es decir, primero se llena la cámara 1, después se desborda y se empieza a llenar la cámara 2 y así sucesivamente hasta llenar las 3 cámaras, una vez llenas las tres cámaras, el agua pasa al siguiente reactor a través de un tubo de ½ pulgada de diámetro. El efluente ya tratado sale por las tres tuberías de PVC de 1 pulgada de diámetro ubicadas en la superficie del RBLM aerobio.

### 2.6. Determinación de los parámetros óptimos de operación del reactor (Caudales y TRH)

Se probaron diferentes flujos de alimentación de la mezcla de agua residual más acetato de sodio y lodo activado, en un rango de 10, 15 y 20 mL/min, se agregó acetato de sodio a la mezcla de agua residual más lodos activados, con el propósito de mejorar las características físicas y metabólicas de la biomasa. Se siguió la estrategia de Osorio y Rodríguez, 2014, es decir, disminuir el caudal, conforme se obtenían eficiencias de reducción de DQO, DBO<sub>5</sub>, nitrógeno y fósforo total superiores o iguales al 50%, por consiguiente, cada que se suministró un cambio de caudal se realizó una caracterización fisicoquímica de los parámetros antes mencionados.

## 2.7. Monitoreo de la formación de la biopelícula en los materiales de soporte

Desde el inicio de la aclimatación de la biomasa hasta la fase de operación con el caudal y tiempo de retención hidráulico óptimo, se comenzó con el monitoreo visual de la formación de la biopelícula dentro del material de soporte, como lo reportan (Lobo *et al.*, 2013, Mannacharaju *et al.*, 2017). El procedimiento consistió en seleccionar muestras aleatorias del Kaldnes K1 de cada una de las cámaras del sistema híbrido e ir registrando en el transcurso de los días el avance que presentaba el soporte en la formación de la biopelícula, para así determinar el tiempo en el que la biopelícula se considera estable.

## 2.8. Determinación del porcentaje de reducción de DBO<sub>5</sub>, DQO, NT y PT

El rendimiento del sistema fue evaluado por el monitoreo de la eficiencia de reducción de la DBO<sub>5</sub> total, DQO total, NT y PT durante las fases de inoculación, aclimatación y operación. Estos parámetros fueron analizados con base a las normas mexicanas que se presentaron en la tabla 2.1. Todos los análisis se realizaron por triplicado y los valores promedio fueron usados para el análisis de datos. Cabe mencionar, que durante la fase de operación se optó por cambiar a la PTAR Toluca Oriente debido a que la PTAR Metepec SEDAGRO I presentó dificultades técnicas que impidieron continuar obteniendo las muestras de este lugar.

Cada vez que se cambiaba el caudal de alimentación al sistema (o el TRH), se realizaban los siguientes pasos:

- a) Caracterización fisicoquímica del agua de entrada del tanque de lodos activados de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Metepec I, SEDAGRO y Toluca Norte.

- b) Se recolectaron las cantidades necesarias de muestras (ver tabla 2.1) de cada una de las 4 cámaras (C1, C2, C3 y C4, figura 2.3) de los dos reactores para su caracterización, así como muestras del agua residual de entrada (ARE) y de salida (ARS), en el caso del RBLF óxico-anóxico las muestras se tomaron de la superficie y fondo de las tres cámaras internas mediante un sistema de succión (manguera de plástico de 3 mm de diámetro conectada a una perilla), para el RBLM aerobio las muestras se obtuvieron debajo del deflector triangular (zona de carbón activado) y a la salida del sistema.
- c) Los análisis de caracterización de las muestras fueron realizados en el laboratorio en investigación en ingeniería ambiental (LIIA) del Instituto Tecnológico de Toluca (ITT). La periodicidad de la toma de muestras fue de un muestreo por semana.

Una vez determinadas las concentraciones, se compararon los valores de entrada para DBO<sub>5</sub>, DQO, NT y PT contra la concentración de salida, para determinar el porcentaje de reducción.

## **2.9. Caracterización de la biopelícula formada en los materiales de soporte de los reactores**

Para conocer las características de las biopelículas adheridas al material de soporte (específicamente algunas especies de microorganismos de interés que están presentes) se realizó un análisis de caracterización que se detalla a continuación.

### **2.9.1. Técnicas de identificación de microorganismos**

La identificación consiste en un análisis cualitativo, que indica la presencia de algún tipo de microorganismo filamentoso (Pacheco *et al.*, 2003). Lo anterior se realizó siguiendo los métodos detallados en el manual de Jenkins *et al.*, 1993, mediante el

examen microscópico de las biopelículas (aceite de inmersión e iluminación directa a 100x) y sobre la base de las características morfológicas y reacciones de tinción de cada microorganismo (descritas en dicho manual) permitiendo elucidar las variaciones fenotípicas.

### **2.9.2. Análisis de la biopelícula por microscopía electrónica de barrido (MEB)**

La microscopía electrónica de barrido (MEB) ha sido propuesta como una técnica ideal para la identificación de la morfología de la biopelícula (Rusten *et al.*, 2006; Jagna *et al.*, 2012). Así, MEB representa una opción adecuada para analizar la microestructura esencial de las biopelículas generadas en los materiales de soporte (Hu *et al.*, 2013).

Para preparar las muestras de biopelículas para los análisis de MEB, la fijación química y el secado en punto crítico, la liofilización son los métodos más comunes (Jagna *et al.*, 2012), pero sus pasos son complejos, por lo que en este estudio, un subconjunto representativo de los medios de soporte de biopelícula se colocaron en una incubadora a temperatura ambiente (25 a 30 °C) alrededor de 10 a 15 días, tiempo en el cual la biopelícula se desprende del material naturalmente, formando unas láminas de lodo seco. Las láminas más largas (2-3 mm) fueron utilizadas para el análisis. Las muestras son cubiertas con oro y examinadas con un microscopio electrónico de barrido (Hitachi S-4800, Japan) bajo un voltaje aceleración de 15-kV, a una temperatura y presión de 20 °C y  $2.60 \times 10^3$  Pa. Las micrografías fueron tomadas a diferentes aumentos entre 2,500x y 10,000x (Manacharaju *et al.*, 2017; Hu *et al.*, 2013). Una limitante para realizar esta caracterización fue la fijación química y secado, debido a que las bacterias no fueron observables como se esperaba por MEB.

### III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan los resultados obtenidos en relación con la construcción y volumen del sistema, el material de soporte, las condiciones de aclimatación de la biomasa en el sistema híbrido, los parámetros de operación óptimos y la formación de la biopelícula en los medios de soporte.

#### 3.1. Construcción de los reactores y volúmenes del sistema

Se construyeron los dos reactores con base al diseño descrito en el tema 2.2. Se mantuvo el sistema lleno con agua potable durante varios días con el fin de detectar fugas y corregirlas, el paso siguiente fue conocer el volumen efectivo del sistema, para determinarlo se realizó una prueba que consistió en llenar los reactores con agua, midiendo con una probeta de 1L el volumen que se iba suministrando al sistema de reactores hasta su desborde en la salida (Eraso y Ruíz, 2015), como se observa en la figura 3.1.

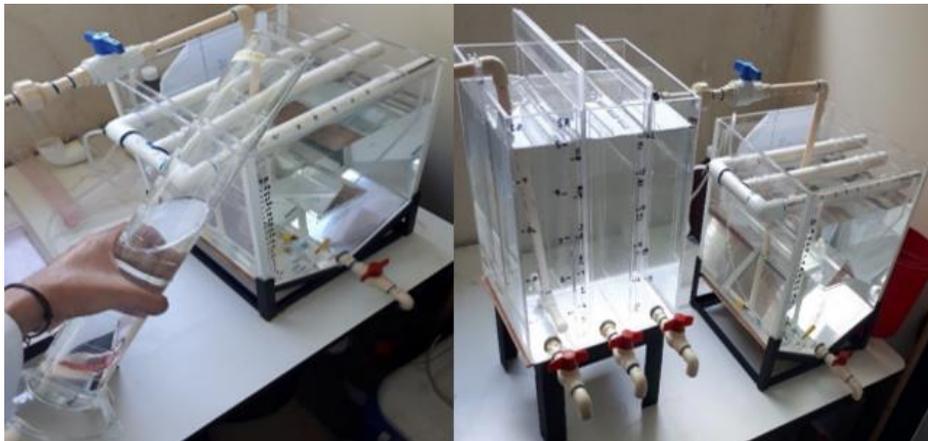


Figura 3.1. Llenado del sistema con agua de la llave sin el material de soporte

Los resultados de la prueba determinaron que el volumen total del sistema es de 41 L, de los cuales, 17.40 L pertenecen al reactor óxico-anóxico y 23.60 L al reactor aerobio.

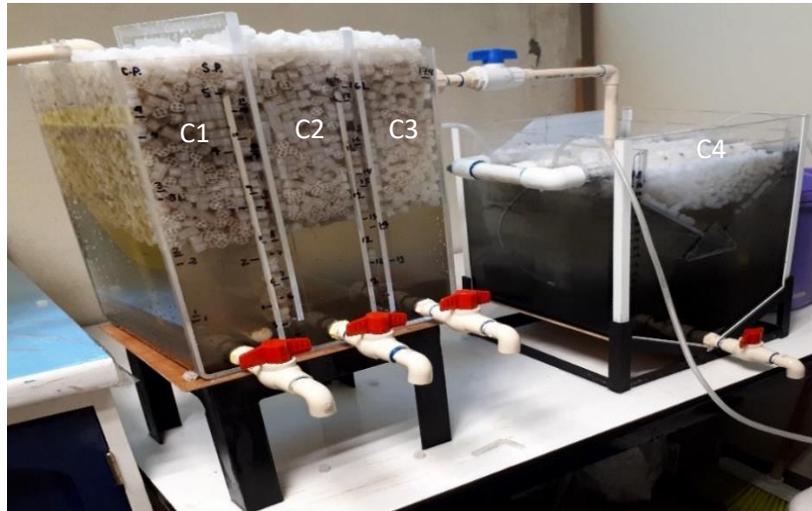


Figura 3.2. Sistema con agua residual municipal y material de soporte Kaldnes K1

Posterior a la determinación del volumen total del sistema, se colocó el material de soporte Kaldnes K1, dentro de las cámaras 1, 2, 3 y 4 (C1, C2, C3 y C4), figura 3.2, y se llenaron los reactores con el agua residual municipal a tratar para determinar el porcentaje del volumen que ocupan los materiales dentro del sistema, en este caso el volumen total del sistema fue de 31.60 L y la información se resume en la tabla 3.1.

Tabla 3.1 Detalles dimensionales del sistema RBLFoxico-anóxico-RBLM aerobio

Características	Reactor de biopelícula		Sistema híbrido RBLF óxico- anóxico-RBLM aerobio (Total)
	Óxico- anóxico	Aerobio	
Área de soporte de los reactores	0.1 m <sup>2</sup>	0.1 m <sup>2</sup>	0.2 m <sup>2</sup>
Volumen sin el Kaldnes K1	17.4 L	23.6 L	41.0 L
Volumen con el Kaldnes K1	10.4 L	22.9 L	31.6 L
Volumen con carbón activado	No aplica	18.5 L	
Porcentaje de volumen del material de soporte en el reactor	40.2%	24.6%	

El porcentaje de los medios de soporte en los reactores está determinado por el volumen del reactor y puede ser limitado a 70% de su volumen total (Rusten y Westrum, 1994). La relación de llenado se indica normalmente por el espacio ocupado por los medios de soporte en el volumen del reactor. Generalmente para un tratamiento efectivo el llenado oscila entre 20% y 30%, 40%, 50% y 60% del volumen del reactor (Azizi *et al.*, 2013), con base a lo anterior, se determinó que el porcentaje de llenado con el Kaldnes K1 para el RBLF óxico-anóxico está dentro del rango aceptable, mientras que el RBLM aerobio al combinar el carbón activado y el Kaldnes K1 está igualmente dentro de lo recomendado.

### 3.2. Material de soporte Kaldnes K1

El material de soporte utilizado fue el Kaldnes K1, que es de uso comercial, ya que los microorganismos en general se adhieren rápidamente a superficies rugosas (Rusten *et al.*, 2006). En la figura 3.3 se presenta el material con el cual se llenaron las cuatro cámaras de los reactores.



Figura 3.3. Material de soporte Kaldnes K1

Las características del material se presentan en la tabla 3.2. El material con el que están fabricados los medios de soporte es de plástico de alta densidad con una alta resistencia a la degradación, además, la densidad de los medios es cercana a la del agua para permitir una fluidización del material a bajo caudal. La superficie específica es un parámetro crítico requerido para garantizar el transporte de masa satisfactorio en los soportes (Dong *et al.*, 2015), el medio elegido cuenta con una

superficie externa rugosa y con cuatro compartimientos internos que proporcionan mayor área superficial, que es donde se desarrolló la mayor parte de la biopelícula. Este tipo de material ha sido utilizado en diversos trabajos con RBLM con buenos resultados en la formación de la biopelícula y en la reducción de contaminantes como DBO<sub>5</sub> y DQO (Vaidhegi *et al.*, 2016; Barwal y Chaudhary, 2014; Gu *et al.*, 2014).

Tabla 3.2. Características del material de soporte Kaldnes K1

Características	Dimensiones
Diámetro (mm)	9.1
Longitud (mm)	7.2
Densidad (g/cm <sup>3</sup> )	0.9
Área superficial específica (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	500
Resistencia a la degradación	Alta

### 3.3. Caracterización inicial del agua

Las muestras de agua residual se recolectaron en la entrada del agua del tanque de lodos activados de la PTAR Metepec I, SEDAGRO durante la fase de inoculación, estabilización y parte de la fase de operación (figura 3.4).



Figura 3.4. (a) Planta de tratamiento de aguas residuales Metepec I, SEDAGRO.  
(b) Entrada del agua proveniente del tratamiento primario al tanque de lodos activados

Los análisis de caracterización se realizaron con base a las normas aplicables a cada parámetro (sección 2.4), los resultados de los parámetros se presentan en la tabla 3.3.

Tabla 3.3. Resultados de los parámetros fisicoquímicos

Parámetro	Concentración mg/L
pH*	6.7+1.20
OD	3+0.85
DQO	468.5+25
DBO <sub>5</sub>	224+37
ST	715+76
SDT	611+100
SST	104+24

\*No aplica para este parámetro las unidades de medida en mg/L

Mannacharaju *et al.*, 2017; Tawfik *et al.*, 2010 realizaron una caracterización inicial de un agua residual de origen doméstico que fue utilizada distintas configuraciones con reactores de biomasa fija. Los resultados se presentan en la tabla 3.4.

Tabla 3.4. Comparación de los resultados de la caracterización inicial del agua residual municipal con otros trabajos

Parámetro	Presente Investigación	Toluca Norte (Vázquez-Mejía <i>et al.</i> , 2013)	(Mannacharaju <i>et al.</i> , 2017)	(Bassin <i>et al.</i> , 2016)
pH	6.7	8.3	6.6	6.5-7.5
OD mg/L	3.0		2.0	6.5-7.0
DQO mg/L	468.5	409.0-532.0	573.8	400.0
DBO <sub>5</sub> mg/L	224.4	289.0-436.0	197.8	
ST mg/L	715.0		921.7	
SDT mg/L	611.0		471.4	
SST mg/L	104.0		450.3	

### 3.4. Fase de Inoculación del sistema

Para determinar la cantidad de sustrato y biomasa a utilizar se aplicó la relación S/X dónde S es la concentración en mg/L de DQO del agua residual y X es la concentración en mg/L de la biomasa. Los valores de las concentraciones se obtuvieron de la caracterización fisicoquímica inicial, los resultados promedios de esta relación se indican a continuación.

$$q = \frac{(DQO) 518 \text{ mg/L}}{(SSV) 87 \text{ mg/L}} = 5.9$$

El resultado de la relación S/X fue 5.9, redondeando el valor a 6, teniendo una relación aproximada de 6:1, lo cual indica que se tiene 6 veces la concentración de DQO por cada mg de SSV o 6 veces la cantidad de sustrato por una de lodos, con lo anterior se propusieron los siguientes volúmenes, 4.5 L de biomasa y 27.1 L de sustrato que se debe alimentar al sistema. Durante toda la fase de aclimatación (inoculación) se alimentó constantemente al sistema 4.5 L de lodo residual y 27.1 L de sustrato el cual tenía una concentración de 5 a 10 g/L de acetato de sodio, homogeneizándose la mezcla con un sistema de agitación permanente.

#### 3.4.1 Velocidades de flujo

La estrategia de arranque que se siguió se basó en lo reportado por Osorio y Rodríguez, 2014, la cual consistió en disminuir gradualmente el caudal, conforme se obtenían eficiencias en la reducción de los contaminantes orgánicos e inorgánicos. Para la alimentación del sistema se inició con un caudal de 20 mL/min, disminuyendo paulatinamente a 15 y 10 mL/min en el transcurso de las semanas en la fase de aclimatación, trabajando con el óptimo de 15 mL/min.

### 3.4.2 Tiempos de retención hidráulica (TRH)

El caudal de agua residual suministrado al tratamiento de biomasa fija determina el tiempo de residencia hidráulica. Los THR para los dos reactores se presentan en la tabla 3.5, los cuales se calcularon con la ecuación 2 (sección 1.7.2) utilizando caudales de 10, 15 y 20 mL/min y un volumen efectivo de 31.60 L.

Tabla 3.5. Tiempos de retención hidráulica

Caudal (mL/min)	THR (h)
20	26.3
15	35.1
10	53.0

Durante las pruebas preoperatorias se corroboraron los tres tiempos de retención hidráulica, es decir, se suministró el agua residual de la planta de tratamiento de aguas residuales y se contó el tiempo desde que entró el agua al sistema hasta su salida al final del RBLM aerobio. Se han reportado tiempos de retención hidráulica de 48 a 64 h en estudios donde se utilizan RBLM con diferentes materiales de soporte (Kriklavova y Lederer, 2010).

La aplicación de altas velocidades de circulación favorece el desprendimiento del exceso de biomasa (Jiménez *et al.*, 1990; Ryhner *et al.*, 1988; Trinet *et al.*, 1991). Sin embargo, esas altas tasas de fluido crean a menudo un efecto de recorte hidrodinámico lo que conduce a una pérdida excesiva de biopelícula (Fox *et al.*, 1990). Por el contrario, cuando se disminuye la velocidad de recirculación, llega un momento en que el reactor se comporta como un lecho fijo, en el que es prácticamente imposible eliminar el exceso de biomasa, conduciendo al estancamiento del lecho (Fox *et al.*, 1990), por lo anterior, es que se utilizaron

caudales bajos, con el fin de favorecer el crecimiento y permanencia de la biopelícula dentro de los soportes.

### 3.4.3. Monitoreo de la formación de biopelícula durante la aclimatación

El período de arranque implicó la fase de formación, desarrollo y adaptación (fase de inoculación) de la biopelícula en las condiciones de operación del reactor. Durante esta fase, con los diferentes caudales probados (10 a 20 mL/min), se monitoreó la formación de la biopelícula en los materiales de soporte, desde el día 1 hasta el día 38. Para ello se seleccionaron muestras aleatorias de los medios de soporte del reactor de biopelícula de lecho fijo óxico-anóxico y lecho móvil aerobio, para el primer reactor se presenta la evolución de la biopelícula en la figura 3.5.

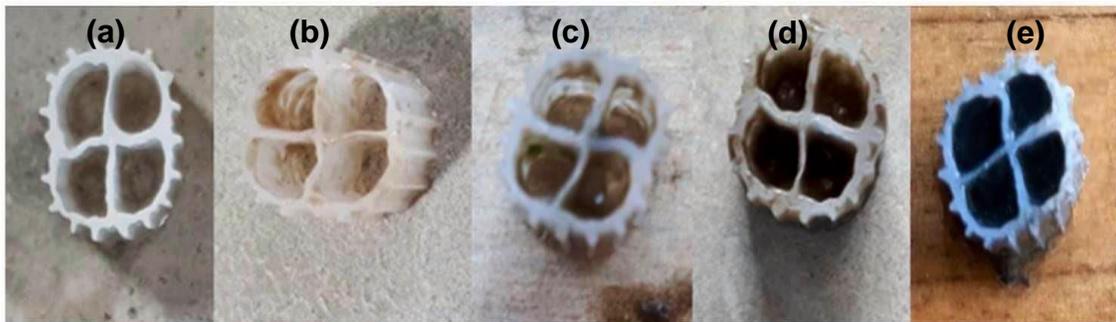


Figura 3.5. Monitoreo visual de la formación de la biopelícula en el reactor de lecho móvil óxico-anóxico. (a) día 1, (b) día 5, (c) día 10, (e) día 25, (f) día 38

Como se observa, la biopelícula empieza a formarse a partir del día 5, sin embargo, su crecimiento fue paulatino hasta llegar al día 25, donde existe mayor cubrimiento de la biopelícula en el área interna del material. En el caso de los medios utilizados en el reactor aerobio, el crecimiento fue más lento, esto debido a que la mayor parte de los microorganismos van quedando atrapados en las biopelículas desarrolladas en los medios situados en el RBLF óxico anóxico, haciendo que la biopelícula se fije difícilmente en los medios del RBLM aerobio (Morgenroth y Milferstedt, 2009).

Según lo reportado por Dong *et al.*, 2015, de los 25 a los 35 días de la fase de arranque de los reactores de masa adherida, se alcanza una estabilización del sistema que favorece la formación estable y madura de la biopelícula. Kriklavova y Lederer, 2010 reportaron un tiempo de adaptación de la biopelícula de 69 y 53 días para los soportes Kaldnes K3 y tecnología de nanofibra, respectivamente. El crecimiento de la biopelícula para el material Kaldnes K1 se presenta en la figura 3.6.

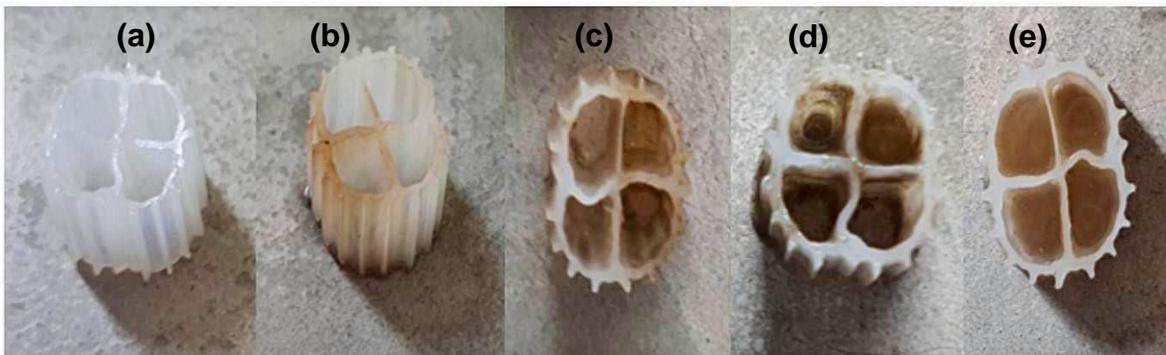


Figura 3.6. Monitoreo visual de la formación de la biopelícula en el reactor de lecho móvil aerobio: ( a) día 1, (b) día 5, (c) día 10, (e) día 25, (f) día 38

A lo largo del tiempo las investigaciones se han centrado generalmente en aumentar el área de superficie del material de soporte, sin embargo, el área completa del material generalmente no está cubierta totalmente con la biopelícula (Piculell, 2016). Los soportes chocan dentro del RBLM y las superficies expuestas rasparán la biopelícula que crece en el exterior (Ødegaard, 1999), además de irse desprendiendo por el movimiento de los medios libres en el reactor, parte de la biopelícula. Debido a este fenómeno, el concepto de superficie protegida, a veces también llamada área de superficie efectiva se ha definido como el área de superficie del soporte que está disponible para el crecimiento de las biopelículas (Ødegaard *et al.*, 1994).

El desarrollo de la biopelícula dentro del material de soporte se logró gracias al sustrato presente en el agua residual (fuente de oxígeno, carbono y nitrógeno) que se transporta hacia dentro de la biopelícula. Las células adjuntas metabolizan los sustratos de energía y carbono predominantes (carbono presente en el acetato de sodio), consumen aceptadores de electrones, crecen, se replican y producen más polímeros extracelulares insolubles, predominantemente polisacáridos, acumulando así una comunidad de biopelículas viable (Vayenas, 2011).

#### **3.4.4. Determinación de los parámetros fisicoquímicos a diferentes caudales**

Las concentraciones elevadas obtenidas en los tres caudales que se presentan a continuación son a causa de la mezcla de lodos activados más acetato de sodio (5 a 10 mg/L) y agua residual para inocular el sistema (subtema 3.4).

Los caudales probados fueron de 10 a 20 mL/min, el sistema fue supervisado mediante una serie de parámetros fisicoquímicos medidos tanto en campo como en laboratorio, que permitieron controlar y evaluar la respuesta del sistema a los caudales impuestos. Las características fisicoquímicas mostradas en la tabla 3.6, 3.7 y 3.8 (caudales de 20, 15 y 10 mL/min, respectivamente), reportan las concentraciones promedio registradas durante la evaluación del sistema después de la etapa de aclimatación y formación de la biopelícula (después del día 30) a los días 40, 60 y 90 respectivamente, se realizaron tres determinaciones por cada caudal probado. Las muestras que no pasaron por un proceso de filtración fueron DBO<sub>5</sub>, DQO, NT, PT, se siguió el procedimiento establecido en las normas mexicanas vistas en el capítulo de metodología.

Para el flujo de 20 mL/min (tabla 3.6), se presentaron las mayores concentraciones de DBO<sub>5</sub> y DQO a la entrada y salida de los tres caudales, las altas concentraciones

obtenidas se deben a que fue el primer flujo probado durante los primeros días después de la aclimatación de la biomasa, tiempo en el cual la biopelícula continuaba en formación.

Tabla 3.6. Resultados de la caracterización fisicoquímica del caudal de 20 mL/min

Sitios de muestreo en el sistema RBLM óxico-anóxico-RBLM aerobio						
Parámetro	Influente	C1	C2	C3	C4	Efluente
DBO <sub>5</sub>	6472.5	5865.0	5632.5	5610.00	5947.5	2735.6
DQO	9391.7	8452.5	8452.4	8139.4	7200.3	3756.7
NT	154.4	77.6	77.0	72.9	34.9	14.7
PT	10.4	8.0	6.3	5.9	5.0	3.8
NO <sub>3</sub>	28.2	24.3	22.5	20.9	20.8	9.4
ST	13545.0	13543.8	12682.5	12572.5	12057.5	7707.5
SST	3015.0	1650.0	1390.0	1126.7	356.7	193.3
SDT	10530.0	11893.8	11292.5	11445.8	11700.8	7514.2

Las concentraciones están en mg/L y se añadió acetato de sodio al sistema híbrido

En el flujo de 15 mL/min (tabla 3.7), a comparación del flujo anterior, se redujeron los valores de DBO<sub>5</sub> y DQO a la entrada del sistema, así mismo, se obtuvieron las concentraciones más bajas a la salida para los parámetros de DBO<sub>5</sub>, DQO, nitrógeno, fósforo, sólidos totales y sólidos suspendidos totales, cuando se sometió al sistema a este caudal, la biopelícula ya empezaba a cubrir en su totalidad a los medios de soporte, obteniéndose mejores resultados en el agua tratada.

Tabla 3.7. Resultados de la caracterización fisicoquímica del caudal de 15 mL/min

Sitios de muestreo en el sistema RBLM óxico-anóxico-RBLM aerobio						
Parámetro	Influente	C1	C2	C3	C4	Efluente
DBO <sub>5</sub>	4830.0	3570.0	2427.0	1875.0	1321.9	72.0
DQO	6468.3	3351.0	3272.1	2805.5	2800.0	77.9
NT	187.4	164.5	143.2	118.3	118.1	6.0
PT	10.4	7.9	5.9	5.0	3.8	1.9
NO <sub>3</sub>	47.3	45.9	43.5	40.3	18.2	10.1
ST	14,253.5	11,324.7	10,086.5	6521.0	6089.0	5897.5
SST	10114.0	5725.0	4100.0	875.5	490.3	185.0
SDT	4139.5	5599.7	5986.5	5645.5	5598.7	5712.5

Las concentraciones están en mg/L y se añadió acetato de sodio al sistema híbrido

Finalmente, el flujo de 10 mL/min (tabla 3.8) presentó la concentración más alta de todos los caudales probados para los parámetros de nitrógeno, fósforo, sólidos totales, sólidos suspendidos totales y nitratos a la entrada del reactor óxico-anóxico y la concentración más baja a la salida del reactor aerobio fue para nitratos.

Tabla 3.8. Resultados de la caracterización fisicoquímica del caudal de 10 mL/min

Sitios de muestreo en el sistema RBLM óxico-anóxico-RBLM aerobio						
Parámetro	Influente	C1	C2	C3	C4	Efluente
DBO <sub>5</sub>	3083.3	2470.42	2292.8	1956.3	1648.6	328.8
DQO	7105.1	5390.1	5365.6	4189.55	2719.5	286.7
NT	271.8	211.6	210.1	67.3	39.6	29.5
PT	81.6	33.5	33.9	14.5	13.7	2.3
NO <sub>3</sub>	60.7	58.9	54.5	25.1	14.2	5.0
ST	14832.5	10988.8	10765.0	7475.0	6670.0	6035.0
SST	10910.0	5810.0	4370.0	930.0	730.0	240.0
SDT	3922.5	5178.8	6395.0	6545.0	5940.0	5795.0

En los tres diferentes caudales, se observa que el comportamiento del tratamiento de biopelícula tiende a reducir todos los contaminantes a medida que avanza a lo largo del sistema, es decir, inicia con una concentración alta y se va reduciendo a través de las cámaras de los reactores, hasta llegar a la salida, siendo el RBLM aerobio donde se presenta la mayor reducción de contaminantes, además, un incremento en la DQO no indicó necesariamente un incremento en los SST, variación que puede ser explicada por el tipo de agua residual de la planta de tratamiento, ya que es susceptible a múltiples descargas de calidad fisicoquímica variable debido a la naturaleza del agua (Bermúdez y Cárdenas, 2011). Sin embargo, en la fase de operación una vez que la formación de la biopelícula fue estable y sólo se suministró agua residual en lugar de la mezcla de lodos activados, acetato de sodio y agua residual, el rendimiento en el RBLF óxico-anóxico se incrementó, es decir, que se encuentren menores concentraciones de los contaminantes a la salida de este y el RBLM aerobio sólo actuó como una fase de pulimiento.

### 3.4.5. pH y oxígeno disuelto

Los valores promedios del pH y oxígeno disuelto (OD) obtenidos en la entrada, salida y cada una de las cámaras del sistema de tratamiento durante las 6 semanas de duración de la fase de inoculación se presentan en la tabla 3.9.

Tabla 3.9. Resultados del pH y OD en las diferentes fases del tratamiento.

Parámetro	Entrada	C1	C2	C3	C4	Salida
pH	8.44	8.44	8.49	8.39	8.83	8.67
Temperatura (°C)	19.1	18.92	19.10	18.99	19.11	19.42
*OD superior (mg/L)	3.49	4.65	2.25	1.43	4.87	5.36
*OD inferior (mg/L)	0.15	1.20	0.14	0.10	3.65	4.58

\*OD superior: es la lectura de oxígeno tomada de la parte superior de los reactores.

\*OD inferior: es la lectura de oxígeno tomada de la parte inferior de los reactores.

Dentro de las biopelículas se encuentra una alta acumulación de contaminantes inorgánicos insolubles, la presencia de pH ácidos en el tratamiento de aguas residuales pueden inducir el desprendimiento de biopelículas del material de soporte por disolución de contaminantes inorgánicos insolubles, además, considerando que el rango óptimo para desarrollar procesos de tratamiento biológico se encuentra entre 6.5 y 8.5 unidades, favoreciendo la actividad biológica de los microorganismos (Yang *et al.*, 2013; Hu *et al.*, 2013; Al-Sa'ed y Zimmo, 2004). Por esta razón el pH arriba de 8 que presenta el tratamiento, resulta viable para la formación de la biopelícula y el crecimiento de los microorganismos.

El oxígeno disuelto tomado en la parte superior de las cámaras obtuvo valores de OD mayores a los tomados en la parte inferior, debido a que tiene un contacto directo con el aire sumado al oxígeno disuelto que presenta el agua de entrada. Por el contrario, el OD de la parte inferior presentó valores cercanos al cero, lo cual indica que en el fondo de las cámaras se están desarrollando microorganismos anaerobios y en la parte superior microorganismos aerobios.

Dentro de las condiciones ambientales adecuadas para el desarrollo de los microorganismos, la temperatura tiene un papel importante en la supervivencia y crecimiento de las bacterias. A pesar de que las bacterias pueden sobrevivir en un intervalo bastante amplio de valores de la temperatura, el crecimiento óptimo suele producirse en un intervalo muy restringido. La temperatura es adecuada dentro del rango mesofílico en un intervalo óptimo de 25 a 35 °C (Van Haandel y Marais, 1999; Metcalf y Eddy, 2003; Osorio y Rodríguez, 2014). Aunque la temperatura puede variar respecto a la que se presenta en el sistema de tratamiento, los resultados de la reducción de contaminantes que se presentan más adelante indican que la temperatura del agua residual es adecuada para favorecer la actividad biológica de los microorganismos.

### 3.4.6. Relación DBO<sub>5</sub>/DQO

La relación DBO<sub>5</sub>/DQO es normalmente usada para expresar la biodegradabilidad del agua residual (Martins *et al.*, 2010). El agua residual con un índice mayor a 0.3 de la relación DBO<sub>5</sub>/DQO es susceptible a los tratamientos biológicos, los índices menores a 0.3 no permite la aplicación directa de dichos tratamientos (Zhang *et al.*, 2007; Karthikeyan *et al.*, 2014). La relación DBO<sub>5</sub>/DQO, también se puede utilizar para determinar si el agua residual tiene influencia municipal o industrial, para ello simplemente se divide el resultado en mg/L de DBO<sub>5</sub> sobre el resultado en mg/L de DQO, si el resultado es menor a 0.60 entonces se considera que el agua tiene influencia industrial por el contrario si es mayor a 0.60 el agua tiene influencia municipal (Granados, 2014).

Se realizaron 3 análisis de DBO<sub>5</sub> y DQO total para cada caudal analizado durante la fase de inoculación, para comprobar si efectivamente el origen del agua residual es de uso doméstico, para ello, se dividió el resultado en mg/L de DBO<sub>5</sub> sobre el resultado en mg/L de DQO total, para la investigación actual, los promedios de las tres determinaciones por caudal para la relación DBO<sub>5</sub>/DQO se presenta en la tabla 3.10.

Tabla 3.10. Relación DBO<sub>5</sub>/DQO

DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	Relación DBO <sub>5</sub> /DQO
6472.5	9391.7	0.7
4830.0	6468.2	0.7
3083.3	7105.1	0.4

En dos de las tres determinaciones de los parámetros, los resultados arrojaron un valor mayor a 0.60, lo que indica que el agua residual es de origen doméstico, a diferencia de la caracterización inicial que obtuvo un valor de 0.50.

### 3.4.7 Reducción de DBO<sub>5</sub>, DQO, NT y PT a diferentes caudales

Con base a las concentraciones totales obtenidas de DBO<sub>5</sub>, DQO, NT y PT para los diferentes caudales suministrados de agua residual, se calcularon los porcentajes de remoción de cada contaminante para cada variación de caudal, presentando mejores resultados de remoción los flujos de 10 y 15 mL/min. En la tabla 3.11 se presentan los porcentajes obtenidos.

Tabla 3.11. Porcentajes de remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos con tres diferentes caudales

Caudal (mL/min)	Porcentaje de remoción de DBO <sub>5</sub> (%)	Porcentaje de reducción de DQO (%)	Porcentaje de reducción de NT (%)	Porcentaje de reducción de PT (%)
20	57.7	60.0	90.5	63.2
15	98.5	98.8	96.8	81.6
10	89.3	95.9	89.1	97.2

El caudal que presenta los mejores porcentajes de remoción en todo el sistema es el de 15 mL/min, por lo cual durante la fase de operación se mantuvo este flujo, dado que es el que mejor favorece la reducción de contaminantes hasta un 98% en el caso de DBO<sub>5</sub> y DQO, de 95% para nitrógeno total y el único contaminante que presentó menores porcentajes de reducción fue el fósforo con un 81.55%. Comparando estas eficiencias con las reportadas en otros estudios donde utilizaron procesos con RBLM se puede afirmar que el tratamiento cumple eficientemente con el objetivo de reducir contaminantes orgánicos e inorgánicos, por ejemplo, Barwal y Chaudary, 2014 obtuvieron remociones del 90 y 95% de DQO y DBO<sub>5</sub>, respectivamente, Yang *et al.*, 2013 lograron 62.50% de reducción de DQO y 85.23% de nitrógeno total y finalmente Clifford *et al.*, 2013 removieron 98.50% de la DQO presente en un agua residual sintética.

### 3.5 Fase de estabilización

Una vez finalizada la etapa de aclimatación, se continuó con el monitoreo de la estabilización del sistema, para ello se trabajaron los reactores con el caudal de 15 mL/min (caudal óptimo), además, se tomaron 10 muestras de cada una de las fases del tratamiento para analizar su comportamiento, se tomaron muestras a dos diferentes alturas en el reactor RBLF óxico-anóxico para cada una de las cámaras, una muestra de la parte superior y otra de la parte inferior (ver figura 3.7), con la finalidad de monitorear si existían diferencias significativas en las concentraciones a esas alturas. Los parámetros analizados para determinar la estabilización del sistema en la eficiencia de remoción (3 datos consecutivos) fueron  $DBO_5$  y DQO, fósforo y nitrógeno total. El tiempo de estabilización del reactor se logró alrededor de 30 días después de la alimentación del sistema con agua residual municipal y se consideró estable al presentar un efluente con valores constantes por un período de tres días consecutivos.

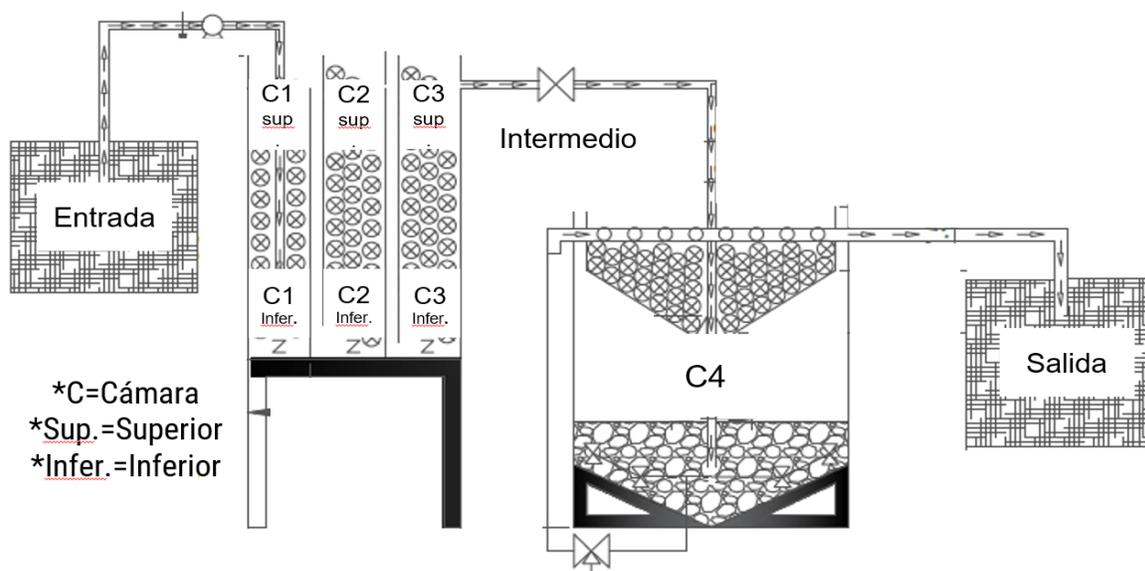


Figura 3.7 Esquema de los puntos de muestreo utilizados durante la fase de estabilización

Los 5 días reportados en las gráficas 3.8, 3.9, 3.10, 3.11 y 3.12, corresponden a los 5 días posteriores a la fase de aclimatación, trabajando con un TRH de 15 mL/min. La DBO<sub>5</sub> presentó valores similares en la salida para 4 de los 5 días, que oscilaban entre los 9.8 mg/L a los 17.2 mg/L, siendo el primer día de inicio de la prueba cuando se presentó la concentración más baja de 1.4 mg/L. Con respecto a la eficiencia en la remoción de este parámetro, el porcentaje más bajo registrado fue de 91.1% en el día 2, mientras que el más alto fue para el día 1 con 99.1%, los resultados de la fase de estabilización se compararon con el límite máximo permisible (LMP) de la NOM 001-SEMARNAT-1996 y el proyecto de norma NOM-001-SEMARNAT-1996 para embalses naturales y artificiales, uso público urbano (promedio diario), las concentraciones obtenidas para DBO<sub>5</sub> se presentan en la figura 3.8.

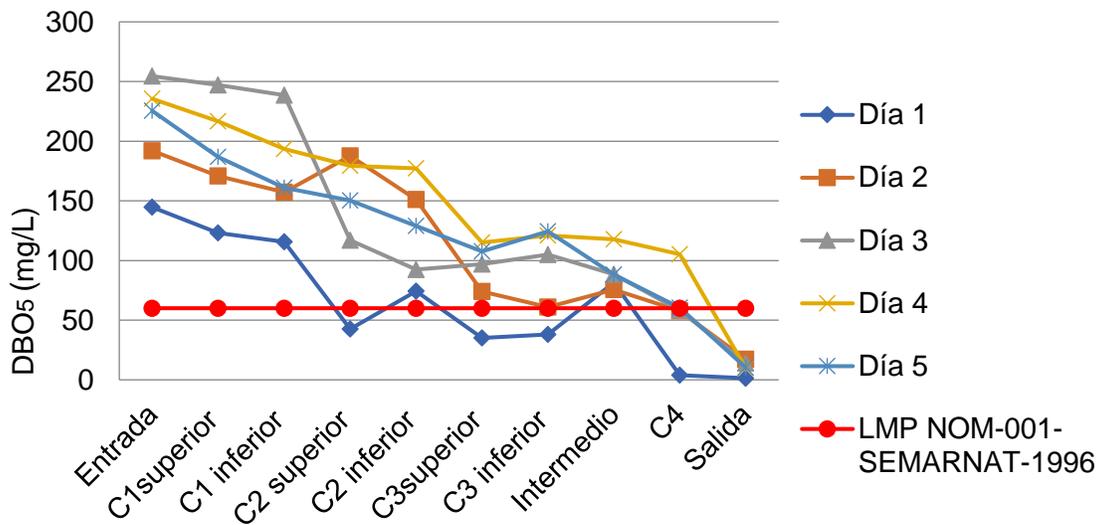


Figura 3.8. DBO<sub>5</sub> en las etapas del tratamiento de biomasa fija durante 5 días

Con respecto a la DQO, los porcentajes de remoción alcanzados fueron por arriba del 92.0%, siendo el día 1 el que presentó el porcentaje más alto con 97.3% y por otro lado el día 2 presentó una eficiencia de 92.9% siendo el más bajo de los cinco días. Los resultados del agua residual de salida presentaron concentraciones

favorables en relación con el LMP ya que los cinco días estuvieron por debajo del límite de 60 mg/L que establece el proyecto de norma NOM-001-SEMARNAT-1996, las concentraciones obtenidas desde el día 1 hasta el día 5 fueron 15.4 mg/L, 38.5 mg/L, 15.4, 30.8 mg/L y 23.1 mg/L.

Las variaciones de la concentración con respecto a las alturas fueron mínimas, por ejemplo, en la muestra superior e inferior de la cámara 1, los resultados fueron de 461.6 mg/L y 477.0 mg/L, teniendo una diferencia de 15.39 mg/L entre ambas, en la figura 3.9 se presentan los resultados para este parámetro.

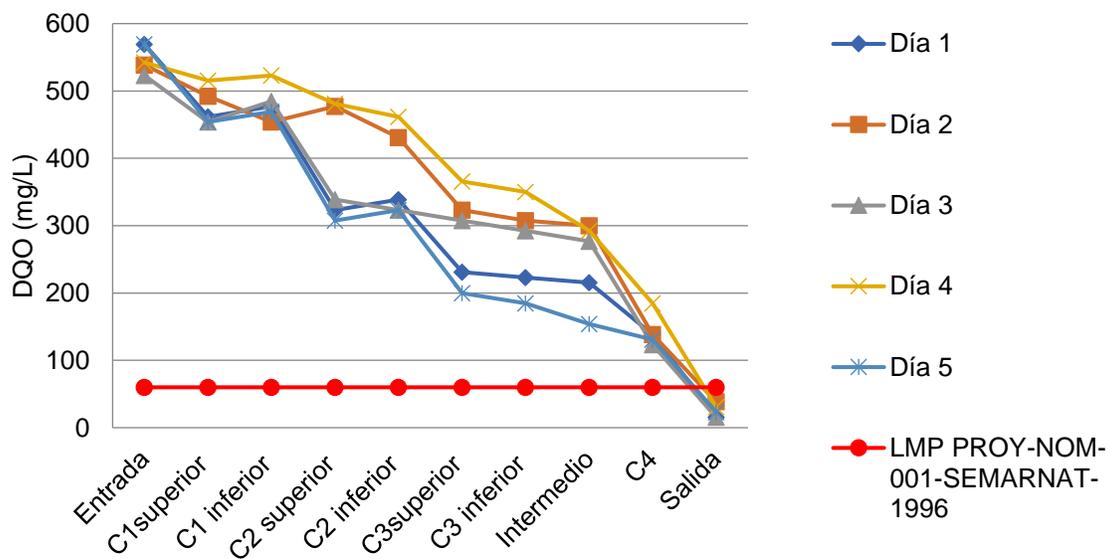


Figura 3.9. DQO en las etapas del tratamiento de biomasa fija durante 5 días

En la figura 3.10, se observan los datos registrados para nitrógeno total, durante todos los análisis realizados. Las concentraciones de entrada van desde los 81.0 mg/L hasta los 127.7 mg/L, durante cada una de las fases la concentración de entrada se va reduciendo hasta llegar a la salida, sin embargo, las concentraciones mínimas alcanzadas no son suficientes para cumplir con el LMP de 25 mg/L, el valor

más cercano a este límite fue el del día 5 con 25.92 mg/L, del día 1 al día 4 los resultados fueron 60.8 mg/L, 40.1 mg/L 49.0 mg/L y 45.6 mg/L. Los porcentajes de remoción de las 5 semanas son bajos alcanzando valores de 24.9%, 68.6%, 57.3%, 44.0% y 71.09%, en ese orden, siendo el día 5 el porcentaje más alto alcanzado.

La relación entre las variaciones de las alturas de las cámaras fue mínima, por ejemplo, para la cámara 1 superior e inferior del día 1 las concentraciones fueron de 80.3 mg/L y 77.0 mg/L, para la cámara 1 del día 2 superior e inferior fue de 92.0 mg/L y 89.00 mg/L y para la cámara 1 del día 3 fue de 79.0 mg/L y 82.3 mg/L, teniendo diferencias en promedio de 3.2 mg/L.

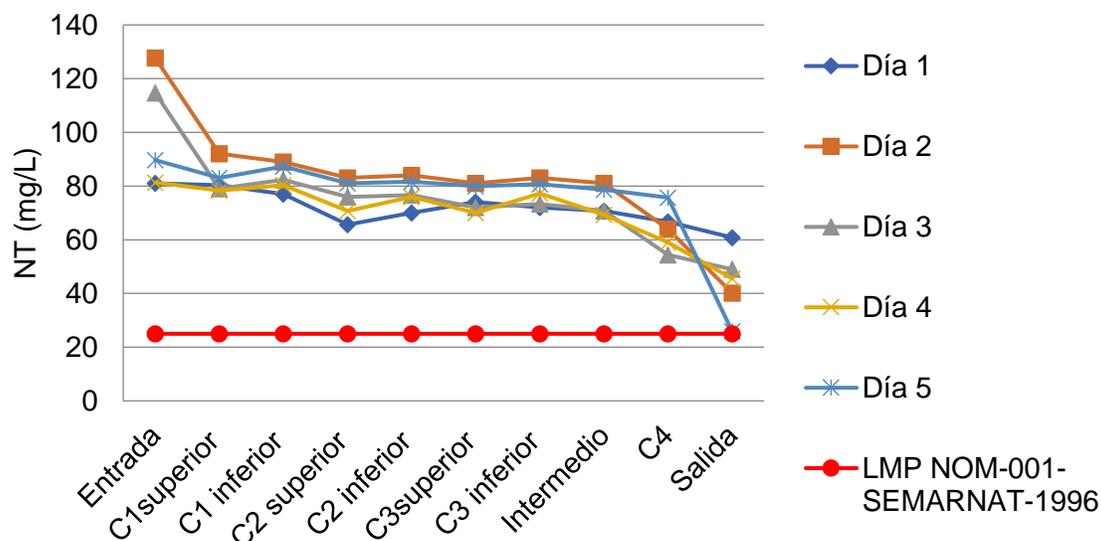


Figura 3.10 Nitrógeno total en las etapas del tratamiento de biomasa fija durante 5 días

El fósforo total presentó bajos porcentajes de remoción a comparación de los dos parámetros anteriores, en los 3 primeros días los porcentajes fueron de 47.7%, 44.4%, 43.3%, y los días 4 y 5 fueron donde se observaron los porcentajes más

altos con 77.5% y 86.1% respectivamente. En cuanto al LMP de 10 mg/L, todos los resultados desde la entrada hasta la salida, estuvieron por debajo de dicho límite (ver figura 3.11).

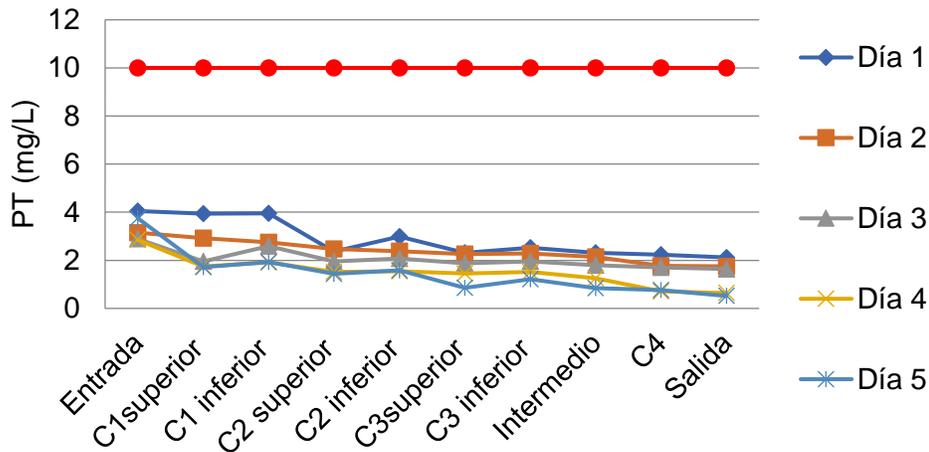


Figura 3.11. Fósforo total en las etapas del tratamiento de biomasa fija durante 5 días

El parámetro de nitratos (figura 3.12) presentó resultados similares para los 4 primeros días en la salida del tratamiento, dichos resultados fueron 3.1, 3.2, 3.2 y 3.6 mg/L, para el quinto día se presentó una anomalía ya que aumentó en lugar de reducirse la concentración, teniendo en cuenta que el comportamiento de los días anteriores tendía a disminuir, esto puede deberse a una contaminación de la muestra, no obstante, no se logró repetir este dato a causa de no contar con suficiente muestra. En relación con las variaciones entre alturas (superior e inferior), estas igualmente fueron mínimas, por ejemplo, para la cámara 1 superior e inferior del día 1 se obtuvieron 8.4 mg/L y 9.0 mg/L, para la cámara 2 del día 3 fue de 5.9 mg/L y 5.5 mg/L y para la cámara 3 del día 5 fue de 7.4 mg/L y 7.7 mg/L respectivamente, teniendo diferencias de 0.6 mg/L, 0.5 mg/L y 0.3 mg/L, en la figura 3.1 se presentan los resultados del análisis.

Peng *et al.*, 2010 investigaron la influencia diferentes tiempos de retención hidráulicos en condiciones anóxicas aplicados en distintos procesos tales como la tecnología cíclica de lodos activados, los procesos de oxidación aerobio/anóxico/aerobio o los reactores biológicos secuenciales para el mejoramiento de la remoción de fósforo y nitrógeno. Los resultados de la investigación muestran que la optimización de condiciones operativas en la zona anóxica es benéfica para el mejoramiento de la remoción de nutrientes (Guo *et al.*, 2007; Ma, J. *et al.*, 2009; Ma, Y. *et al.*, 2009). En ocasiones, aumentando el tamaño de la zona anóxica mejora en gran medida la eficiencia de la remoción de nutrientes para cumplir con la regulación relacionada a efluentes, especialmente cuando las fuentes de carbono son limitadas.

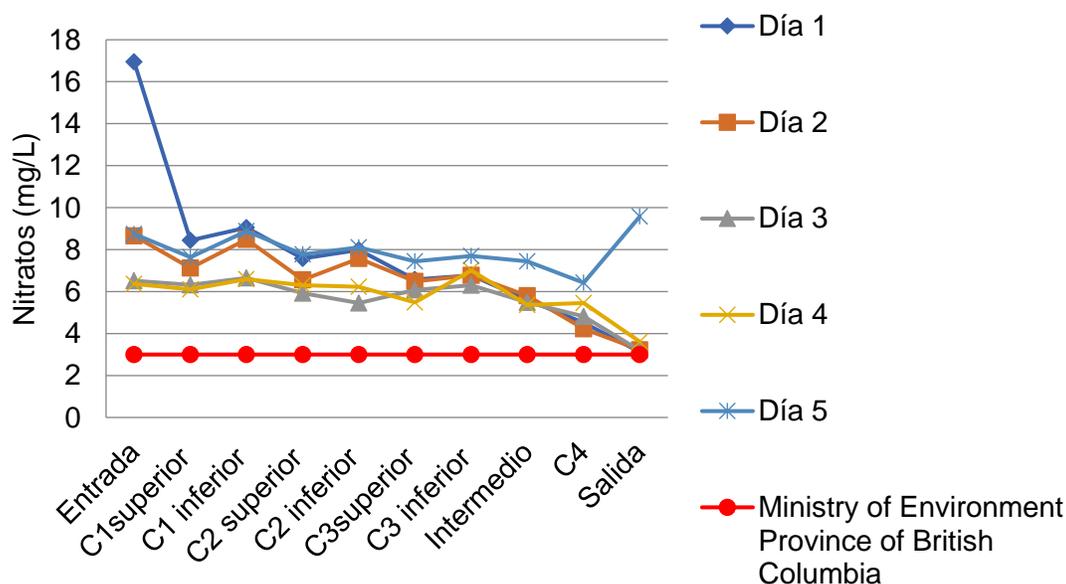


Figura 3.12. Nitratos en las etapas del tratamiento de biomasa fija durante 5 días

Los resultados obtenidos tanto en  $DBO_5$  como en DQO, resaltan la estabilidad del sistema de biomasa fija para tratar el agua residual municipal y a pesar de que en parámetros como nitrógeno, fósforo y nitratos se obtuvieron eficiencias de remoción bajas, los resultados de salida tienen concentraciones cercanas entre sí. Por tal

motivo, después de haber monitoreado el sistema de tratamiento por 5 días consecutivos, se plateó tomar 3 muestras por semana en lugar de 10, para ello, se tomaron muestras compuestas al inicio, mitad y final de las fases de tratamiento.

### **3.6 Fase de operación**

Una vez que se logró el desarrollo de la biopelícula en el material de soporte Kaldnes K1 (fase de aclimatación), y que se obtuvieron resultados constantes en las eficiencias de reducción de contaminantes (fase de estabilización), la última fase fue el mantener operando continuamente el sistema híbrido durante 170 días reportando los valores obtenidos en la reducción de contaminantes y de lodo residual. Los días que duró la fase de operación, abarcó la época de estiaje y lluvias, obteniendo 10 datos de cada época.

#### **3.6.1 Resultados de la fase de operación**

Después de realizar el muestreo diario, se planeó un muestreo por semana desde el inicio de la fase de operación hasta su culminación, la cual tuvo una duración de 170 días. Durante cada semana se tomaron 2 muestras (sin filtrar) en diferentes fases del tratamiento. La primera muestra, se tomó en la entrada del sistema híbrido, es decir, agua residual recolectada de la PTAR. La segunda muestra se recolectó en la salida del sistema, es decir el efluente o agua residual tratada. A continuación, se presentan los resultados obtenidos durante los días de operación del sistema de tratamiento piloto, cabe mencionar, que a partir del día 85 en las gráficas se presenta una línea punteada la cual se colocó para indicar el cambio de suministro de agua de la PTAR Metepec SEDAGRO I a la Toluca oriente.

La eficiencia de remoción indica el rendimiento de la capacidad del sistema híbrido para eliminar los contaminantes presentes en el agua residual. En la figura 3.13, se presentan los resultados de  $DBO_5$  de la eficiencia global del sistema, desde la

entrada del agua residual (influyente) hasta la salida del agua tratada (efluente). En la temporada de estiaje, las concentraciones encontradas en el influente son mayores a las de la época de lluvias, llegando hasta valores máximos de  $547.92 \pm 12.30$  mg/L (el punto más alto observado en la gráfica), mientras que para la temporada de lluvias fue de  $90.70 \pm 8.24$  mg/L, en general, las concentraciones encontradas en lluvias fueron mucho menores a las reportadas en la temporada anterior, sin embargo, las eficiencias en ambas épocas suelen ser cercanas o mayores al 90%, ya que en estiaje la eficiencia osciló entre 84.62 y 99.51% mientras que en temporada de lluvias la eficiencia estuvo dentro de 92.60 y 95.91%.

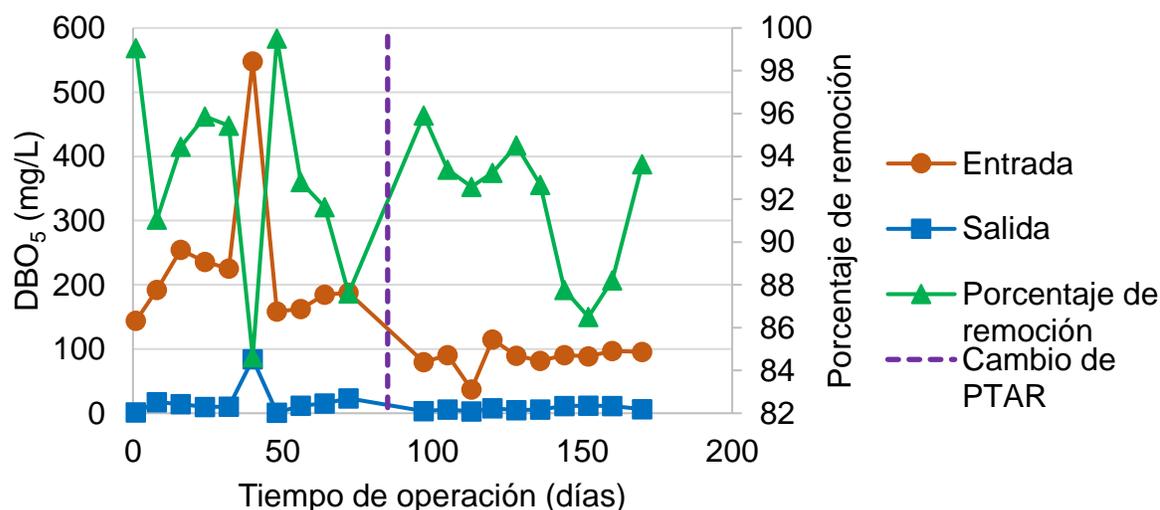


Figura 3.13. DBO<sub>5</sub> en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija

La tendencia de la concentración de DBO<sub>5</sub> como se observa en la figura 3.13 es disminuir conforme va pasando el influente por cada una de las etapas hasta llegar a la salida. El efluente presenta mejores resultados a los reportados por Javid *et al.*, 2013; quienes utilizaron un reactor de biopelícula de lecho móvil durante un año con diferentes TRH, los valores obtenidos fueron cercanos al 88% para DBO<sub>5</sub> y eficiencias semejantes a las reportadas por Ødegaard *et al.*, 2000 con porcentajes

entre 85 y 95% y a los resultados obtenidos por Mungray y Patel, 2011 con 93% en procesos de biomasa fija (reactor anaerobio de flujo ascendente combinado con un reactor de lodos activados). Además, cumplió con el límite máximo permisible (LMP) en la mayoría de los días de operación, no obstante, en el día 40 fue el único que estuvo ligeramente arriba del límite máximo permisible mexicano de 60 mg/L (25 mg/L arriba del límite), y 54 mg/L arriba del límite de la EPA de 30 mg/L (USEPA, 2004), lo cual se atribuye a que el sistema recibió un influente con una concentración de materia orgánica elevada (547.9 mg/L) en comparación con las concentraciones de DBO<sub>5</sub> de semanas anteriores, lo cual indica, que existe una tendencia a disminuir la eficiencia a mayor carga orgánica en el influente.

Para el parámetro de DQO, no existe un límite máximo permisible oficial en nuestro país, por lo cual se optó por tomar como referencia el proyecto de norma que modifica a la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece un límite de 60 mg/L, a continuación, se presentan los resultados obtenidos en la figura 3.14.

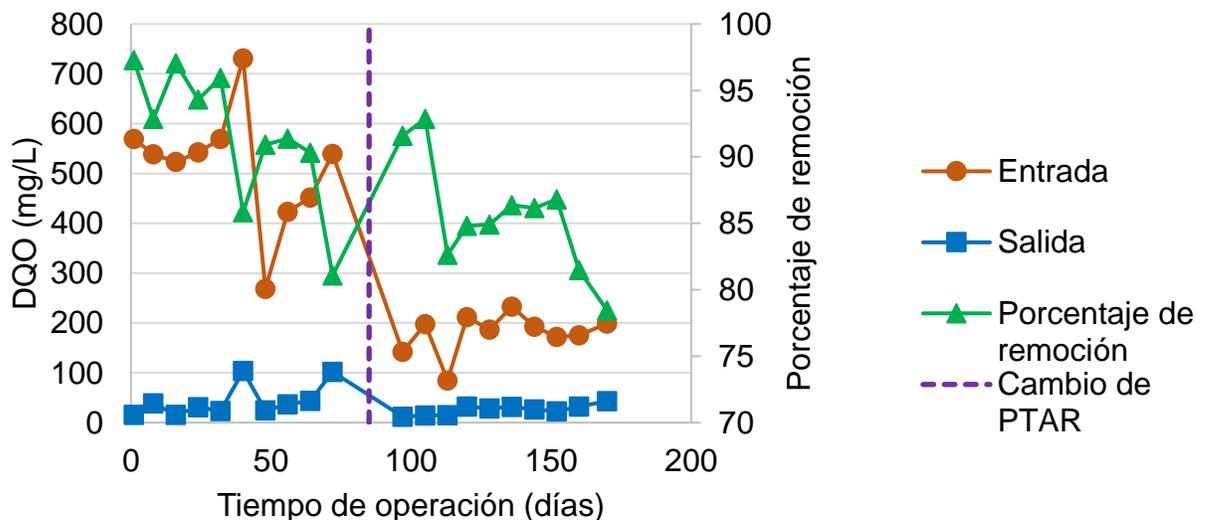


Figura 3.14. DQO en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija

Se puede ver en el gráfico como la salida del agua residual tratada presenta concentraciones promedio de 34.6 mg/L, mostrando que la DQO disminuye gradualmente al pasar por cada fase del sistema de tratamiento de biopelícula. La DQO presentó porcentajes de remoción que oscilaban entre 85.8% y 97.3% durante los 170 días de operación. Estos valores presentaron mejores eficiencias de remoción a los reportados por Yang *et al.*, 2013 y similares a los resultados de Barwal y Chaudhary, 2014; Aygun *et al.*, 2008, autores que también utilizaron sistemas de biomasa fija. Las concentraciones observadas en la salida suelen estar dentro de los LMP del Proyecto de Norma NOM-001-SEMARNAT-1996 de 60 mg/L, a excepción de los días 40 y 72 que sobrepasa este límite, en 103.6 mg/L y 102.1 mg/L, respectivamente, se puede observar que son las semanas en donde se obtuvieron una mayor concentración en los datos de entrada, de 731.0 mg/L y 539.6 mg/L para cada día, lo cual indica que las concentraciones de entrada de DQO afectan los porcentajes de remoción de DQO, es decir entre más elevada sea dicha concentración, menor será la eficiencia que logre el sistema. En general la DQO es mayor que la DBO<sub>5</sub>, ya que existe una mayor cantidad de compuestos que pueden ser químicamente oxidados que compuestos que puedan oxidarse biológicamente (Ojeda y Sarmiento, 2000).

El nitrógeno total (muestra sin filtración) fue uno de los parámetros que presentó bajos porcentajes de remoción, en comparación con otros parámetros como DBO<sub>5</sub> y DQO, estos porcentajes estuvieron entre 24.9-77.5% para temporada de estiaje y para temporada de lluvias de 76.2-97.7%, sin embargo, para esta última temporada las concentraciones del efluente fueron bajas, siendo la más alta de 33.4 mg/L. Ahora bien, a pesar de los bajos porcentajes de remoción en estiaje, trece de los veinte resultados de salida estuvieron dentro del LMP de 25 mg/L, y los resultados de la semana 1 y 4 excedieron dicho límite con 43.6 mg/L y 36.3 mg/L. En la siguiente figura se presentan los resultados obtenidos.

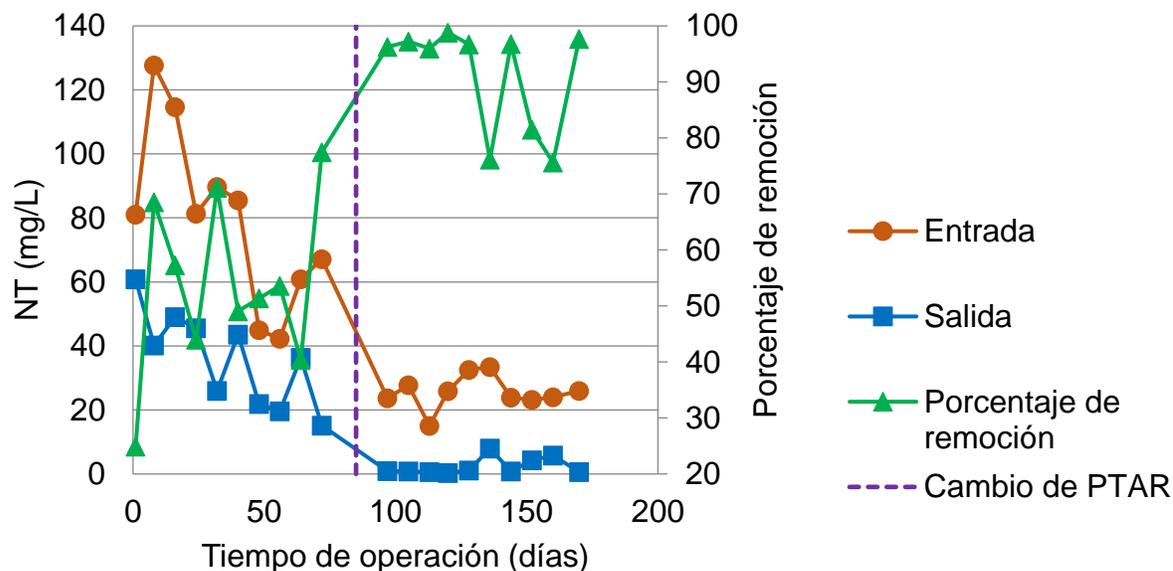


Figura 3.15. Nitrógeno total en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija

La remoción de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno total (NT) suele verse afectada en los tratamientos biológicos por la competencia de las fuentes de carbono orgánico entre los microorganismos nitrificadores y los organismos acumuladores de fósforo, lo cual conduce a bajas eficiencias de remoción (Ma, B. *et al.*, 2013). Ni *et al.*, 2012 reportaron que cuando las concentraciones de materia orgánica (MO) son altas (una DQO en un radio de 308 mg/L), hay en una menor eliminación de NT, por consiguiente, una baja concentración de MO podría conducir a una mayor eliminación de este parámetro.

En esta investigación particularmente en las primeras 10 determinaciones, se obtuvieron remociones bajas de 24.9 a 77.5 % debido a que la concentración de DQO osciló entre 422.9-731.0 mg/L, mientras que, para las últimas pruebas realizadas, las concentraciones se redujeron en un margen de 84.7 a 233.0 mg/L aumentando el porcentaje de remoción del NT de 81.5 hasta 92.9%. Otra de las razones que influyeron en la baja remoción de NT es a causa de la alcalinidad, dada

la importancia de este parámetro en los procesos de eliminación de nitrógeno (Dale *et al.*, 2015; Chatterjee *et al.*, 2016), los valores de pH obtenidos en cada una de las fases del tratamiento estuvieron cercanos al pH neutro (6.5-7.5), por ejemplo, Peñafiel *et al.*, 2016, obtuvieron mejores resultados en la remoción de nitrógeno amoniacal (87%) cuando se alimentó al sistema de biofiltro de arena con un agua de medio basal mineral.

La eliminación del nitrógeno puede ser debido a la asimilación de la biomasa y a la desnitrificación que ocurre en la zona anóxica de la biopelícula (Holman y Wareham, 2005). En estudios sobre la remoción de nitrógeno como el de Chatterjee *et al.*, 2016 la relación de alcalinidad a amoníaco en la alimentación del reactor de biopelícula de lecho de cuerda varió de 10 a 15, lo que fue favorable para la nitrificación. Por otra parte, se debe prestar atención en las zonas anóxicas del sistema híbrido, que debido a las dimensiones de los reactores pudo llegar a desarrollar microzonas anóxicas en el fondo (con una concentración de OD de  $0.1 \pm 0.03$  mg/L), el tener una zona anóxica adecuada es importante para la desnitrificación y una correcta eliminación del NT, como lo reportan en investigaciones relacionadas a la eliminación de este parámetro, los resultados demuestran que la optimización de condiciones operativas en la zona anóxica es benéfica para el mejoramiento de la remoción de nutrientes (Guo, *et al.*, 2007; Ma, J. *et al.*, 2009; Ma, Y. *et al.*, 2009).

En la figura 3.16, se observan los datos registrados para fósforo total, durante todos los análisis realizados, las concentraciones desde la entrada hasta la salida del sistema de tratamiento están muy por debajo del LMP, sin embargo, los porcentajes de remoción son bajos al igual que para nitrógeno total, teniendo un rango de remoción entre 21.0 y 86.1% durante los 170 días de operación.

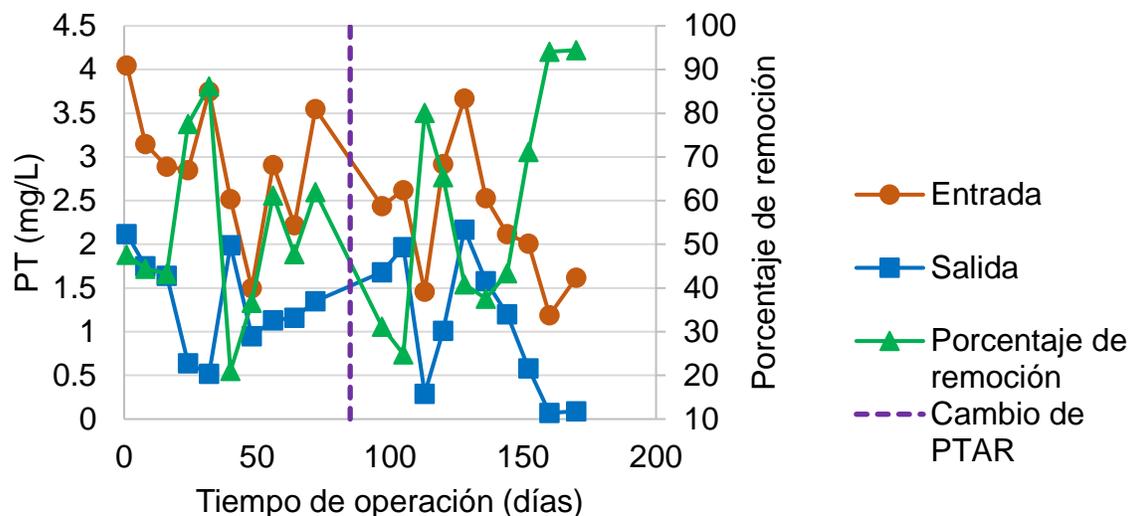


Figura 3.16 Fósforo total en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija

El agua residual analizada no tuvo valores superiores a los 10.0 mg/L que establece la normatividad mexicana, sin embargo, en estudios como el de Wang *et al.*, 2006 sugieren la adición de dosis químicas de sulfato de hierro heptahidratado y sales de aluminio, ya que son un factor altamente efectivo para la eliminación de fósforo de las aguas residuales en reactores de biopelícula, obteniendo eficiencias en remoción de 91.9 y 90.0% respectivamente, por otro lado en estudios de Moawad *et al.*, 2009 y Salazar, 2005 obtuvieron reducciones en reactores secuenciales por lotes y tratamientos con microalgas de 48.0-65.0% (con concentraciones en el efluente de 1.5 mg/L de fósforo total) y 40.0-70.0%, respectivamente. Los porcentajes aumentan a medida que se aumenta el período de aireación, sin embargo, no refleja una mejora considerable en este parámetro.

Para que exista una remoción de fósforo se necesita una secuencia de fases anaerobia/aerobia para que el proceso se lleve a cabo, ya que los microorganismos involucrados emplean un mecanismo metabólico alterno que se activa bajo estas condiciones (Garzón, 2004). Es necesario conseguir que los microorganismos

acumulen este elemento más allá de sus necesidades metabólicas de crecimiento. Así, la eliminación biológica del fósforo se basa en exponer la biomasa a ciclos anaerobio-aerobio (Castillo y Tejero, 1999).

De acuerdo con lo reportado por Castillo y Tejero, 1999 en el tiempo de contacto anaerobio, las bacterias que intervienen en la eliminación biológica del fósforo usan sus reservas intracelulares de polifosfatos como fuente de energía, y almacenan sustratos orgánicos simples, como los ácidos grasos volátiles (AGV), lo que favorece la liberación de fósforo en la fase anaerobia. Durante la fase aerobia, las bacterias usan sus reservas de carbono como fuente de energía y acumulan más fósforo que el liberado en la fase previa, almacenando este elemento muy por encima de sus necesidades estequiométricas.

Cuando las bacterias captan compuestos orgánicos solubles, y forman productos de almacenamiento intracelular, deben gastar energía, la cual se consigue de forma anaerobia al romper los enlaces entre los fosfatos almacenadas en las cadenas inorgánicas de polifosfatos (Escalante-Estrada *et al.*, 2012). Este proceso tiene como resultado la liberación de ortofosfatos, y un consumo de materia orgánica. En la fase aerobia, la materia orgánica carbonosa presente en el seno del líquido es oxidada, y luego, el sustrato orgánico anteriormente almacenado en forma de poli-βhidroxi-butilato (PHB), se oxida por vía aerobia a CO<sub>2</sub>, agua y nuevas células, y los ortofosfatos solubles se captan rápidamente para conseguir una nueva síntesis de polifosfatos intracelulares (Castillo y Tejero, 1999).

Durante el tratamiento híbrido de biopelícula, una parte del fósforo particulado se adsorbe en el lodo residual y en las partículas en suspensión, eliminándose cuando se realiza la purga del lodo. Debido a lo anterior, los requerimientos de nutrientes son menores por lo que no se presentan altas eficiencias en la remoción de

nitrógeno y fósforo. Siendo necesario conseguir un ambiente anaerobio estricto para que se produzca la liberación de fósforo y captación de materia orgánica, debido a que la presencia de óxidos de nitrógeno aumenta el potencial redox de la fase anaerobia, disminuyendo de esta forma la liberación de fósforo (Castillo y Tejero; 1999; Escalante-Estrada *et al.*, 2012).

El nitrógeno amoniacal y la DQO soluble (figura 3.17 y 3.18, respectivamente) se determinaron durante la segunda fase de operación, es decir únicamente se obtuvieron 10 datos para estos parámetros, debido a que no se tenían contemplados desde el inicio de la investigación, sin embargo, dada su importancia, se plantearon monitorear en la última etapa de la fase de operación. A continuación, se presentan los resultados para nitrógeno amoniacal.

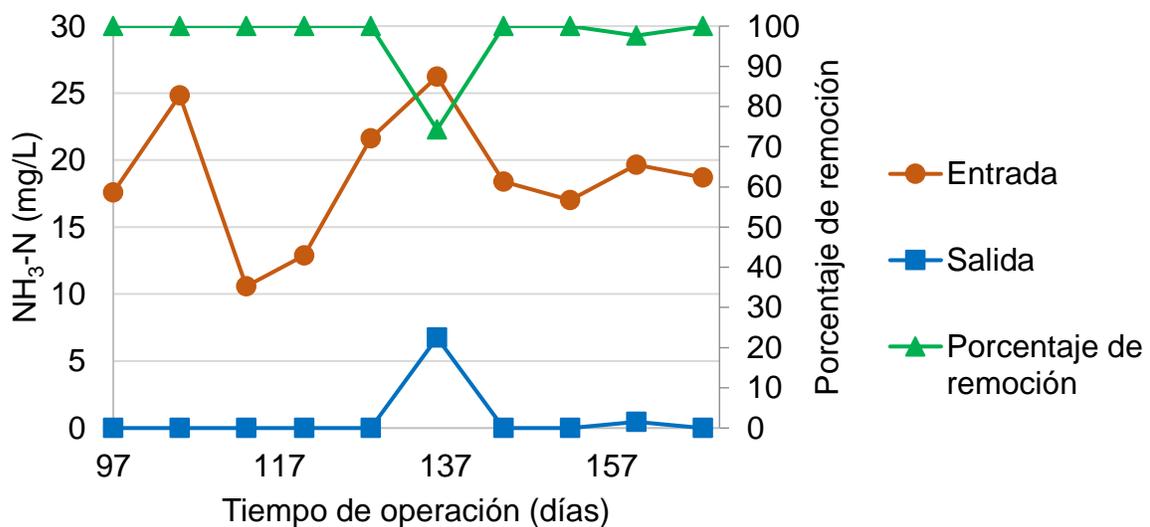


Figura 3.17 Nitrógeno amoniacal en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija

En un efluente de aguas residuales municipales, el nitrógeno se presenta como nitrógeno orgánico o amoniacal (20% de la DBO<sub>5</sub>) y en una proporción muy inferior, nitritos y nitratos (Siles *et al.*, 2008). La fuente de carbono en las aguas residuales sin tratar es uno de los factores clave que determinan la eliminación de nutrientes biológicos (Zeng *et al.*, 2014). Al igual que se mencionó para el caso de nitrógeno total, el tener pH básicos ayuda en la remoción de este parámetro y sus distintas especies. El agua residual amoniacal contiene menos alcalinidad que la estequiométricamente necesaria para la nitrificación (Carrera, 2001). Una tasa de remoción de nitrógeno amoniacal del 50% en un estanque de estabilización fue reportado por Babu *et al.*, 2010, mientras que Chatterjee *et al.*, 2016; Moawad *et al.*, 2009; Mungray y Patel, 2011 reportaron eficiencias similares a las encontradas en esta investigación, mayores al 95%.

En un proceso biológico para el tratamiento de aguas municipales, se necesita una combinación de condiciones anaerobias-aeróbicas para la conversión de compuestos que contienen nitrógeno y fósforo. Basado en tal mecanismo, una alternativa en campos prácticos de la ingeniería ambiental es el desarrollo de los procesos anóxico/óxico (A/O), como el utilizado en el primer reactor (RBLF óxico-anóxico) (Tang *et al.*, 2018). En una investigación de Tang *et al.*, 2014, encontraron que el acoplamiento A/O en un solo biorreactor, forma un ambiente multihábitat, lo cual promueve la biodiversidad dentro del biorreactor, mejorando la eficiencia de la eliminación de nutrientes.

Generalmente la eficiencia de la remoción de nutrientes de un sistema biológico de tratamiento de aguas residuales depende de la longitud de las fases A/O (Singh *et al.*, 2017). La aireación colocada en el segundo reactor fue favorable para el proceso de remoción del nitrógeno amoniacal, como lo reporta Singh *et al.*, 2017 a medida que disminuye el tiempo de aireación, la remoción promedio de nitrógeno amoniacal

muestra una ligera tendencia a la baja, obteniendo efluentes con una concentración de 1.0 a 5.7 mg/L, valores cercanos a los observados en la figura 3.17.

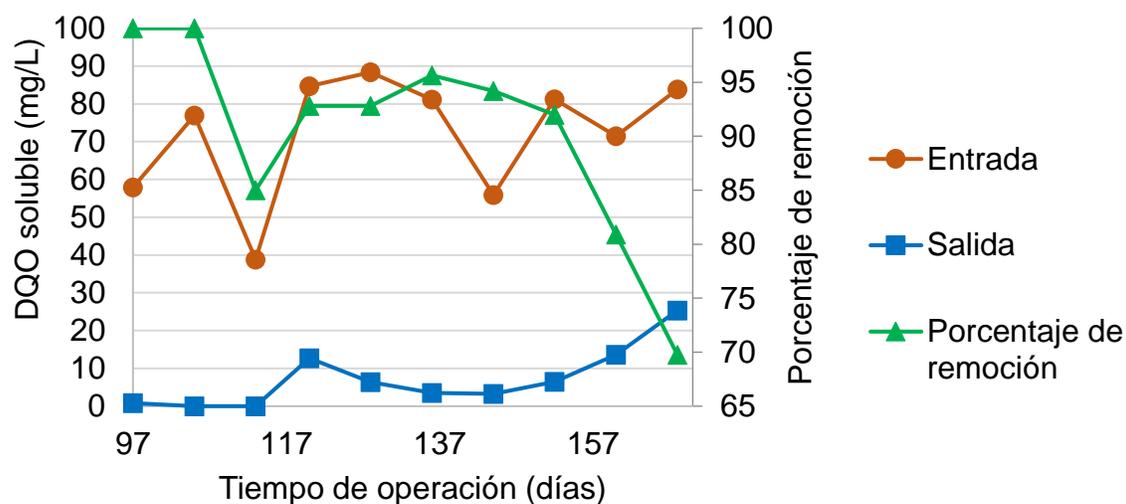


Figura 3.18 DQO soluble en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija

La DQO soluble no podrá ser removida por el sistema biológico y al igual que la concentración de sólidos suspendidos o coloidales presentes en el agua residual que se formaron en el reactor como producto de la actividad de los microorganismos escapan del sistema junto al efluente (Pire *et al.*, 2011). Si esta fracción es mayoritaria en el efluente, los procesos biológicos quedan directamente descartados (Morant, 2017).

Como se observa en los resultados de la figura 3.18, la DQO soluble en el agua residual tratada presenta concentraciones bajas, obteniendo valores entre 0.0 y  $25.3 \pm 3.4$  mg/L. La DQO soluble no biodegradable se extrae del sistema por el efluente o sobrenadante del sedimentador secundario en tratamientos convencionales, mientras que la particulada queda “atrapada” en la masa del lodo, y se acumula en el mismo, formando parte de la fracción inerte de la biomasa

(Menéndez y Dueñas, 2018). El material orgánico suspendido o sedimentable, se acumulará en el reactor, y sólo es retirado del mismo por medio de la purga (Pire *et al.*, 2011).

El pH, como se mencionó influye (ver subtema 3.4.5) en los procesos de crecimiento de poblaciones microbianas, así como en los procesos de adhesión y desprendimiento de las biopelículas, siendo el pH óptimo el que se encuentra entre 6.5 y 8.5 unidades. Los cambios en el pH pueden tener un marcado efecto sobre el crecimiento de las bacterias. Grandes variaciones en el pH externo pueden abrumar tales mecanismos y tener un efecto biocida sobre los microorganismos (Garrett *et al.*, 2008). El pH interno en la mayoría de los microorganismos está en el rango de 6.0 a 7.0 (Arcos, 2013) y la mayoría de las PTAR utilizan un pH en un rango de 5.0 a 8.0 (Olson, 2017).

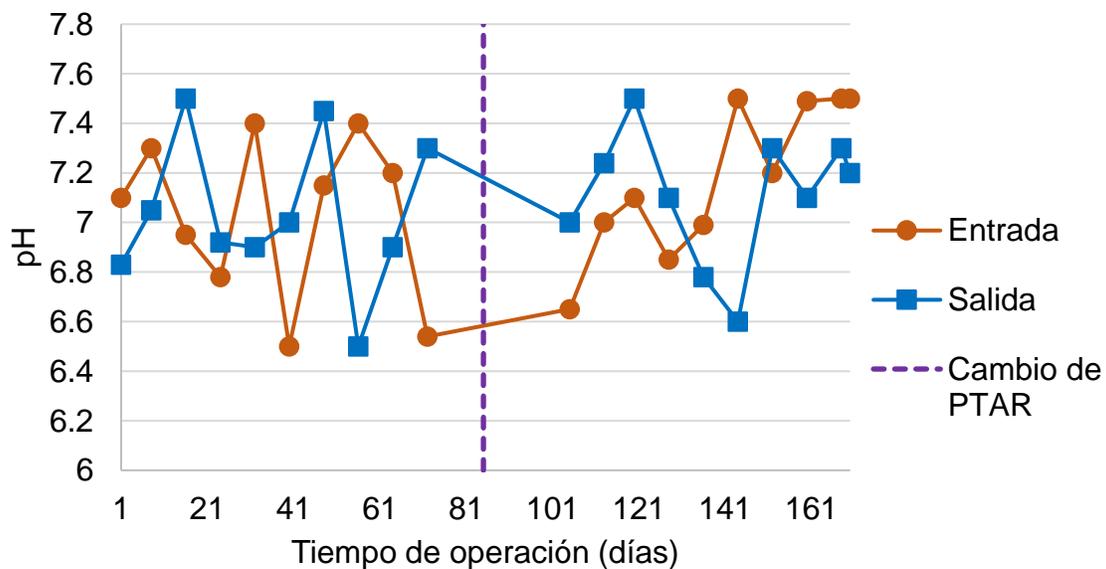


Figura 3.19 pH en la entrada y salida del tratamiento de biomasa fija

Como se puede observar en la figura 3.19, los valores obtenidos oscilan dentro del rango 6.5-8.5, lo cual indica que con respecto a este parámetro no existen complicaciones para mantener esta condición óptima en el tratamiento, ya que el sistema naturalmente adoptó este rango de pH, ideal para el desarrollo de los microorganismos y de la biopelícula. También el pH del efluente final del sistema híbrido, en ocasiones fue más alto que el pH de las aguas residuales que ingresan a la zona anóxica del reactor, lo que es un indicador de desnitrificación en el fondo del RBLF óxico-anóxico (Anjali y Sabumon, 2015; Chatterjee *et al.*, 2016).

También es importante mencionar que la temperatura se mantuvo en un rango de 19 a 24°C, no se controló este parámetro, debido a que, al llevarlo a gran escala, el mantener una temperatura específica implicaría el consumo de recursos y energía, incrementando los costos de operación.

Por otra parte, un parámetro importante a considerar en el rendimiento de los sistemas de biomasa fija es la fracción de llenado, debido a que influye en la remoción de los contaminantes orgánicos e inorgánicos, tal como lo explican Trapani *et al.*, 2008, quienes estudiaron la eficiencia en la remoción de DQO en dos reactores RBLM con 35% y 66% de llenado con medios de soporte, siendo el reactor con el porcentaje menor el que mostró una mejor remoción de la DQO de 90%. Este aspecto está relacionado con las diferentes concentraciones de especies de biomasa, en particular, cuando el porcentaje de llenado es bajo (para este estudio fue de 40.20% para el reactor óxico-anóxico y 24.60% para el reactor aerobio), la concentración de biomasa suspendida es mayor a la encontrada en reactores que se encuentran a más del 60%, favoreciendo la remoción de DBO<sub>5</sub> y DQO, y afectando la remoción de las especies de nitrógeno.

En los sistemas de crecimiento suspendido existe una gran capacidad para la hidrólisis y la biofloculación (Andreottola *et al.*, 2000), entre más alta es la concentración de la biomasa suspendida, mayor es la hidrólisis enzimática y la biofloculación y por lo tanto, mayor es la eliminación de DBO<sub>5</sub> y DQO (Trapani *et al.*, 2008), esta probablemente sea la razón por la cual el sistema de tratamiento de biomasa fija (que combina la biomasa suspendida y biomasa adherida) con un porcentaje de llenado bajo relativamente, haya presentado un buen comportamiento en cuanto a la eliminación de los parámetros antes mencionados.

Estos resultados concluyen que la fracción de llenado de los reactores con el material de soporte es un parámetro importante en los tratamientos de biomasa adherida, el diseño y rendimiento deben ser seleccionados con base a los objetivos del tratamiento. El rendimiento de los reactores RBLM suele depender del porcentaje de los medios de soporte dentro del reactor, así como de la carga orgánica, normalmente la fracción de llenado (porcentaje del volumen del reactor ocupado con medios de soporte dentro del reactor vacío) varía de 60 a 70% (Barwal y Chaudhary, 2014; Ødegaard 1999) pero pueden ser menores a este porcentaje, dependiendo del objetivo del tratamiento.

### **3.6.2. Formación de la biopelícula durante la fase de operación**

La primera fase de este proyecto fue la de aclimatación de la biomasa, donde como se observó en las figuras 3.5 y 3.6, se inició el crecimiento paulatino de la biopelícula dentro del área interna del material de soporte. La segunda fase fue la de estabilización, posterior a la aclimatación, es decir, cuando al sistema de tratamiento de biomasa fija se interrumpió la alimentación de lodos activados más agua residual con acetato de sodio y sólo se suministró agua residual, manteniendo un caudal óptimo de 15 mL/min y monitoreando el crecimiento constante de la biopelícula. Finalmente, la tercera fase de operación consistió en monitorear la eficiencia del sistema durante 170 días, en los cuales se suministró agua residual de la PTAR en

temporada de estiaje y lluvias. La biopelícula se acumula copiosamente sólo en las superficies cóncavas del Kaldnes K1 (ver figura 3.20), debido a la fricción interactiva de los medios de soporte a medida que se movían libremente dentro del tanque del RBLF óxico-anóxico, por lo cual se encontró poca biopelícula en las superficies externas de los materiales.

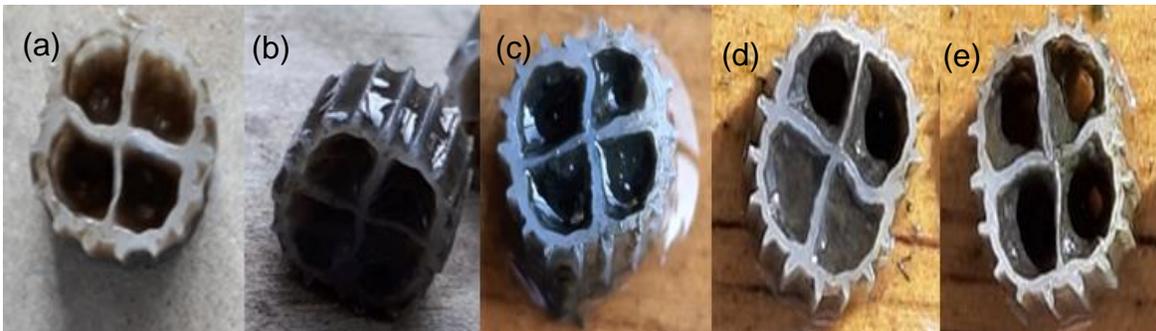


Figura 3.20. Monitoreo de la formación de la biopelícula en el reactor de lecho fijo óxico-anóxico durante la fase de operación (a) día 1, (b) día 32, (c) día 97, (d) día 136, (e) día 170

Se seleccionaron muestras aleatorias de los medios de soporte del reactor RBLF óxico-anóxico, las cuales se presentan en la figura 3.20. Hubo algunos materiales que desarrollaron mayor biopelícula que otros, en el caso de (a) se aprecia una delgada capa de dicho elemento a diferencia de (b) y (c) que cubre completamente todo el material, para la figura (d) y (e), la biopelícula presenta un ligero desprendimiento, lo cual se atribuye a que, durante ese período de tiempo, al sistema de tratamiento se le alimentó agua residual en temporada de lluvias, la cual contenía menor concentración de materia orgánica y sólidos en suspensión. Lo anterior no significa que en el día 170 todos los materiales presentaran esta apariencia, sino que hubo algunos materiales que inician un proceso natural de desprendimiento para posteriormente volver a renovar la biopelícula. Por el contrario, una de las razones por la cual la biopelícula es resistente al desprendimiento, es debido a la presencia de compuestos insolubles tales como el

fosfato tetracalcico ( $\text{Ca}_4(\text{PO}_4)_2\text{O}$ ), el cual se deposita fácilmente en la superficie interna del material y se adhiere firmemente, lo que hace que la biopelícula sea altamente resistente al desprendimiento (Hu *et al.*, 2013).

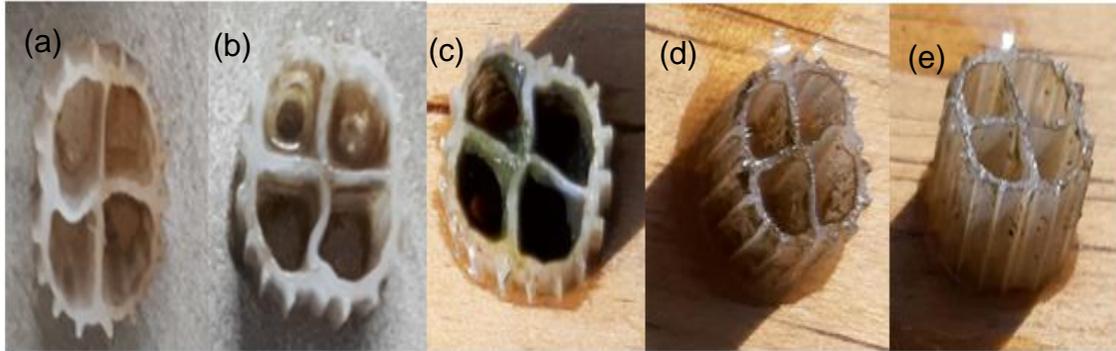


Figura 3.21. Monitoreo de la formación de la biopelícula en el reactor de lecho fijo aerobio durante la fase de operación. (a) día 1, (b) día 32, (c) día 97, (d) día 136, (e) día 170

Para el RBLM aerobio, la formación de la biopelícula llevo más tiempo. En la figura 3.21 se presenta el avance en la formación de la biopelícula para los días 1, 32, 97, 136 y 170, como se observa, el biosólido no cubre completamente el área superficial específica y una de las razones para que sucediera esto, fue que los materiales se encuentran ubicados cerca de los ductos de salida del agua residual, por lo cual es evidente, que la mayoría de las poblaciones microbiológicas se quedaron atrapadas o suspendidas en fases anteriores del tratamiento. En general, las biopelículas desarrolladas en los Kaldnes K1 de los dos reactores están asociadas a comunidades de bacterias y desempeñan un papel importante en la biooxidación de contaminantes orgánicos (Metcalf y Eddy, 2003).

### 3.7 Caracterización de las biopelículas

Las muestras recolectadas de las biopelículas fueron caracterizadas por microscopía electrónica de barrido para determinar su morfología y por tinción de Gram para determinar los tipos de microorganismos presentes. A continuación, se presentan los resultados obtenidos en estas dos pruebas realizadas.

#### 3.7.1 Caracterización por MEB

El análisis por microscopía electrónica de barrido (MEB), permitió observar la información morfológica de los microorganismos presentes en la biopelícula, la figura 3.22 representa la micrografía más representativa de todas las obtenidas en esta caracterización. Se observó una microalga presente en el reactor óxico-anóxico, identificada como *Chrysoephyta*. Este tipo de microalgas en tratamiento de efluentes pueden ser considerada interesante, debido a los procesos acoplados entre las bacterias aeróbicas, degradadoras de la materia orgánica y las microalgas, que asimilan los productos de la degradación y compuestos inorgánicos, para realizar una eficiente bioconversión de la energía solar (Salazar, 2005). Las microalgas que se encontraron en el tratamiento del agua residual se caracterizan por soportar elevadas concentraciones de nutrientes, colaborar con la oxidación bacteriana, capacidad de resistir variaciones ambientales e interacción favorable microalga-bacterias (Salazar, 2005).

La figura 3.22 presenta la micrografía correspondiente de la *Chrysoephyta*, donde se observa una valva de forma alargada y un poco más contraída del centro, con una serie de aréolas en la orilla, la valva es asimétrica (según el eje apical). Los destellos blancos que se observan en la micrografía son característicos del Ca. Se recomienda para futuras investigaciones relacionadas a este tema, cambiar de método de caracterización por MEB, para tener mejores resultados en la observación de microorganismos.

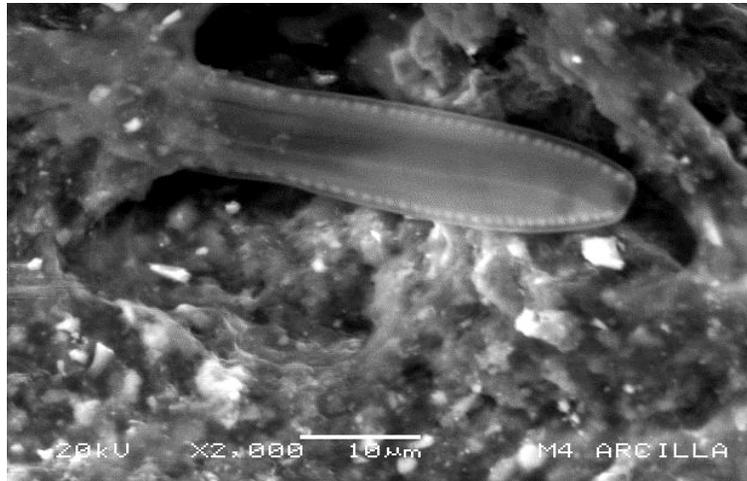


Figura 3.22 Micrografía representativa de la *Cryosphyta* presente en el RBLF óxico-anóxico

El crecimiento de diatomeas (microalgas) en la matriz portadora de empaque ayudó en la eliminación parcial de nutrientes en el sistema, además, la presencia de este tipo de microorganismos es favorable debido a que pueden agruparse y formar estructuras filamentosas (Salazar, 2005).

### 3.7.2 Caracterización por tinción de Gram

La tinción de Gram se considera básica en la identificación inicial de muestras de agua o biosólidos para análisis bacteriológico. Esta tinción es un procedimiento de gran utilidad empleado en los laboratorios donde se manejan pruebas microbiológicas (López-Jácome *et al.*, 2014). Es definida como una tinción diferencial, ya que utiliza dos colorantes y clasifica a las bacterias en dos grandes grupos: bacterias Gram negativas y bacterias Gram positivas. Las bacterias Gram positivas se observan de color azul oscuro a morado, mientras que las Gram negativas se observan de color rosa a rojo (López-Jácome *et al.*, 2014). Para realizar la tinción, se tomaron muestras de la biopelícula en los materiales de soporte al inicio intermedio y final de la fase de operación. En la siguiente figura se presentan las imágenes más significativas de las tinciones realizadas.

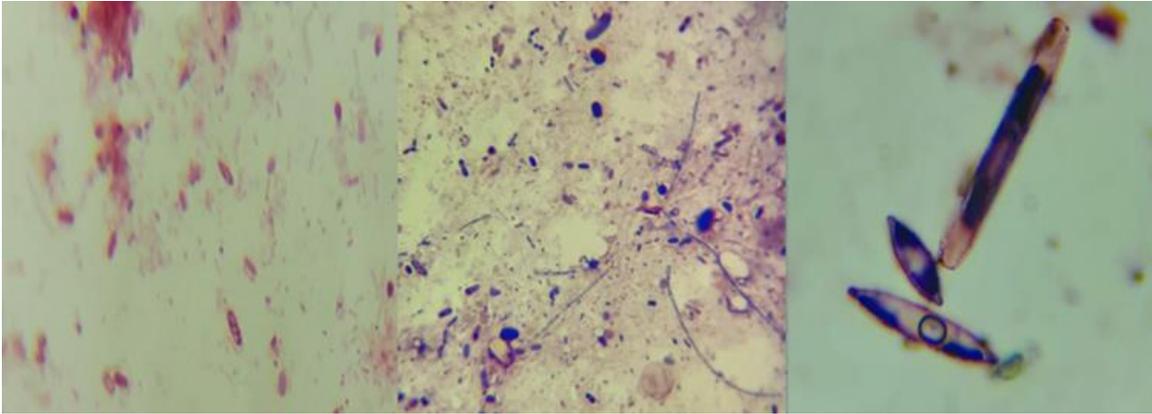


Figura 3.23. Microorganismos identificados en las biopelículas desarrolladas en los materiales de soporte, por el microscopio compuesto (100x)

La identificación microscópica de la biopelícula demostró que está formada por una población heterogénea de microorganismos Gram negativos como los cocos, bacilos y microorganismos filamentosos Gram positivos como se presentan en la figura 3.23. Dentro de las especies encontradas están bacterias (*Pseudomonas sp.*, *Bacillus sp.*, *Clostridium sp.*, *Enterococcus sp.*, *Streptococcus sp.*, *Acinetobacter sp.*, *K. aerogenes*, *Actinomiceos* como *Streptomyces*) microalgas (*Anabaena sp.*, *Oscillatoria limosa*), diatomeas (*Nitzschia sp*) protozoarios ciliados (*Opercularia sp*) que cambian constantemente dependiendo de la composición de las aguas residuales y de las condiciones ambientales (Salazar, 2005).

En el RBLF óxico-anóxico se observaron microorganismos filamentosos en la parte inferior de las tres cámaras (*Beggiatoa sp.*, *Streptococcus sp*), estos se han observado también en el desarrollo de biopelículas en estudios con agua potable y agua residual proveniente de PTAR, los cuales representan un componente importante en la formación de las biopelículas ya que pueden predominar en el biosólido en condiciones de sustrato limitadas (DQO menor a 40 mg/L) (Garny *et al.*, 2009; Abe *et al.*, 2011; Zhu *et al.*, 2015). Las concentraciones de oxígeno disuelto menores de 2 mg/L (como las obtenidas en la zona baja del reactor) están relacionados con el crecimiento de bacterias filamentosas (Duncan y Horan, 2003).

El bajo número de las bacterias filamentosas en las demás zonas permiten la formación de flocs pequeños y débiles que no sedimentan produciendo un efluente turbio. Y el crecimiento excesivo de estas bacterias causan problemas de operación (i) Bulking o aumento en el volumen de los sólidos sedimentados por mala compactación y (ii) Foaming o formación de espumas (Arcos, 2013). El crecimiento de microorganismos filamentosos en una planta de tratamiento de lodos activados es indicador de un proceso de tratamiento deficiente (Pacheco *et al.*, 2003).

En las zonas superiores, predominaron más las bacterias como bacilos y cocos, además de *protobacterias*, estas últimas, se han encontrado de manera abundante (> 60%) en estudios como el de Xu *et al.*, 2019, en ambientes con diferentes concentraciones de oxígeno disuelto (0.5 a 3.5 mg/L). La variedad de comunidades de microorganismos existente en las biopelículas y en los flocs presentes en los reactores de biomasa adherida son responsables de la mayor parte de la eliminación de carbono y nutrientes de las aguas residuales (Singh *et al.*, 2017).

Todas las tecnologías de reducción de contaminantes orgánicos e inorgánicos probadas hasta ahora, incluido el sistema RBLF óxico-anóxico- RBLM aerobio han validado el potencial que tienen los sistemas híbridos para cambiar significativamente los métodos convencionales por los cuales las aguas residuales son tratadas, pero, aun así, el verdadero reto es explorar la alternativa más viable económicamente y más amigable con el medio ambiente (Singh *et al.*, 2017). Con los resultados presentados en esta tesis, se demuestra que es posible obtener un efluente por medio de un tratamiento híbrido compuesto por un RBLF óxico-anóxico y un RBLM aerobio que cumple con los requisitos de regulación nacional e internacional para los parámetros fisicoquímicos que aquí se presentan.

## CONCLUSIONES

El porcentaje de volumen destinado a los materiales de soporte en los reactores de biopelícula óxico-anóxico y aerobio, fue del 40.2 y 24.6% respectivamente.

Las biopelículas se formaron en los materiales de soporte de los dos reactores, teniendo mayor consistencia la biopelícula desarrollada en el reactor óxico-anóxico. La presencia de la biopelícula inicio en el día 5 y la estabilización se alcanzó a partir del día 25 manteniéndose hasta la fase de operación.

La relación  $DBO_5/DQO$  durante el ciclo de operación (desde el día 1 hasta el día 170), demostró que el agua tiene una ligera influencia del tipo industrial con valores menores a 0.6 ( $0.5 \pm 0.1$ ), a excepción del día 40 donde con los valores fueron de 0.8.

El caudal más eficiente determinado con base a los porcentajes de remoción de los contaminantes orgánicos e inorgánicos corresponde al TRH de 15 mL/min, presentando eficiencias de remoción para  $DBO_5$ , DQO, nitrógeno y fósforo totales, de 98.5%, 98.8%, 96.8% y 81.6%, respectivamente.

La formación de la biopelícula se mantuvo constante en la fase de inoculación, estabilización y operación, sin embargo, algunos de los materiales presentaron menor recubrimiento de las superficies internas, especialmente en la fase de operación después del día 97, que es cuando se alimentó al sistema con agua residual durante la temporada de lluvia, lo cual es ocasionado por la menor cantidad de materia orgánica presente en el agua de alimentación y a procesos naturales de regeneración de la biopelícula y desprendimiento.

Las pruebas piloto manifestaron que el sistema de biomasa fija tiene buena respuesta para remover contaminantes orgánicos e inorgánicos, en el ciclo de estabilización se obtuvieron porcentajes promedios de 95.2% para  $DBO_5$  y de 95.5%

para DQO, mientras que en la fase de operación fue 91.3% y 87.9% expresados como DBO<sub>5</sub> y DQO, respectivamente.

El ciclo de operación del sistema de tratamiento duró 170 días, tiempo en el cual se logró un rango de eficiencias de remoción (promedio) para los parámetros de DBO<sub>5</sub>, DQO, fósforo total, nitrógeno total de 84.6-99.1%, 80.0-97.3%, 21.0-94.4%, 24.9-97.7%, respectivamente.

La presencia de zonas anóxicas-óxicas en el reactor RBLF por aireación del ambiente, permitió la existencia de microzonas anóxicas-aerobias, que propician el crecimiento de microorganismos de diferentes tipos fisiológicamente. El examen microscópico de la biopelícula demostró que está formada por una población heterogénea de microorganismos, como bacterias (bacilos, cocos, filamentosos), microalgas (*anabaena sp*), diatomeas (*Nitzschia sp*) que cambian constantemente dependiendo de la composición de las aguas residuales y de las condiciones ambientales (Salazar, 2005).

El sistema de tratamiento operó automáticamente durante 12 meses, sin embargo, durante este lapso, se observaron fallas en uno de los dispositivos que conforman el proceso de tratamiento (la bomba peristáltica). El sistema se detuvo cuando hubo fallas en la corriente eléctrica y cuando el tiempo de la vida útil del equipo terminó.

Los reactores de biopelícula pueden emplearse para mejorar la calidad de los efluentes, en esta investigación, acoplando un reactor de biopelícula del lecho fijo óxico-anóxico junto con un reactor de oxidación con carbón activado fluidizado (aerobio) los nutrientes y contaminantes orgánicos en el efluente pueden reducirse a un nivel aceptable en la normatividad mexicana.

## RECOMENDACIONES

### METODOLOGÍA PARA LA PRODUCCIÓN DE LODOS

Los lodos residuales son los biosólidos separados durante el tratamiento biológico de las aguas residuales municipales (Roy *et al.*, 2011). Todas las impurezas insolubles o absorbidas en las aguas residuales tienden a acumularse en el lodo como contaminantes (Zhang, Q. *et al.*, 2017). Las normas y estándares de disposición y reutilización de lodos por la presencia de contaminantes orgánicos, minerales y patógenos han causado que las tendencias en investigación se enfoquen en idear formas de producir menos lodos. Para reducir la producción de lodos en las PTAR generalmente se implementan tecnologías para tratar el lodo activado de retorno, que luego se recicla al conducto principal del biorreactor para una mayor biodegradación basada en la lisis celular (Wang *et al.*, 2017). A continuación, se plantea una metodología para determinar la cantidad de lodo generada en sistemas de biomasa fija, basada en diferentes investigaciones (Andreottola *et al.*, 2000; Andreottola *et al.*, 2003; Aygun *et al.*, 2008; Mannacharaju *et al.*, 2017).

El lecho de lodo en reactores de biomasa fija se debe mantener hasta un nivel conocido, descargando los lodos acumulados en un período de tiempo determinado (días o semanas), almacenándolos en un recipiente para la medición de sólidos totales y volátiles (Tawfik *et al.*, 2010). Los sólidos totales (ST) se dividen en sólidos suspendidos (SS) y sólidos disueltos (SD). Habitualmente, cuando se indica el contenido de sólidos de un lodo, se refiere a los sólidos suspendidos. Tanto los SS como los SD se dividen en sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV). La relación SSV/SST es un buen indicador de la fracción orgánica de los sólidos contenidos en los lodos y de su grado de digestión (Laca y Diaz, 2019). Se calculan los SST que entran y los que se retiran en el tratamiento primario reportándolos en unidades de

masa por unidad de tiempo, por ejemplo, Kg/d y a partir de este valor se calcula el volumen de lodos primarios producido.

Las concentraciones de SST y SSV relacionadas a la biomasa fija en los sistemas de biopelícula se determinan mediante un análisis de biomasa fija desprendida de 10 de materiales de soporte colonizados con la biopelícula seleccionados aleatoriamente, diluyendo la biomasa en una cantidad conocida de agua desionizada y expuesto a ultrasonido durante 3h y un enjuague final con agua desionizada, refiriendo los valores a la superficie de un elemento y teniendo en cuenta el número de elementos por litro (Andreottola *et al.*, 2000; Andreottola *et al.*, 2003; Tawfik *et al.*, 2010). La cantidad de biomasa adherida al material de soporte aumenta a medida que aumenta la tasa de carga orgánica (Aygun *et al.*, 2008).

El lodo recolectado se decanta y se caracteriza por volumen de lodo, sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV). Se seleccionaron estos parámetros debido a que, en estudios enfocados a la producción de lodos como el de Wang *et al.*, 2017 y Mannacharaju *et al.*, 2017, la degradación mejorada del biosólido se refleja en la eliminación de SST y SSV. Una vez que la superficie interna del material de soporte está totalmente cubierta, la biomasa crece en suspensión (Campos *et al.*, 2009) aumentando la presencia de sólidos en el sistema.

El rendimiento de sólidos representa la producción real de lodos que se mide para el sistema. La producción de lodos (o rendimiento de sólidos) en sistemas de biopelículas se calcula midiendo el volumen de lodos extraídos del sedimentador y la concentración de SST en el lodo, en un período de tiempo (día, semanas o meses) y determinando la concentración promedio de  $DQO_{total}$  en el influente y en el efluente (Aygun *et al.*, 2008). Por ejemplo, de acuerdo con lo reportado por Aygun

*et al.*, 2008 en investigaciones sobre las tasas de reducción de lodos residuales en RBLM, informaron una producción de lodo de 0.35g de SST/día con aproximadamente 2.85g de DQO total/día. También es útil calcular la relación entre la producción de SST y la eliminación de DQO total y reportarla en Kg de TSS / kg de DQO total.

La concentración de biomasa se expresa como g/VSS para poder calcular el tiempo de residencia del lodo (TRL) (Tawfik *et al.*, 2010). El tiempo de residencia del lodo se calcula según la siguiente ecuación:

$$TRL = \frac{VX}{Q_W X_W + QX_e}$$

Donde:

V= Volumen del reactor

X= Concentración de la biomasa (mg/L de SSV)

$Q_W$ = Exceso del lodo (L/d)

$X_W$ = Concentración del exceso de lodo (mg/L de SSV)

Q= Caudal del agua residual (L/d)

$X_e$ = Concentración del efluente (mg/L de SSV) y

$X_e$  = DQO suspendida/1.4 (Zeeuw, 1984).

### **DBO saliente corregida**

$$Sec = S - 0.663SSTe$$

Donde:

Sec= DBO saliente corregida (mg/L)

Se= DBO en el efluente (mg/L)

SSTe= Sólidos suspendidos en el efluente (mg/L)

## Biomasa

$$XV = \frac{Y\theta_c Q(S_0 - S_{ec})}{1 + K_d\theta_c}$$

XV= Biomasa ( $\frac{gSSV}{L}m^3$ )

$\theta_c$ = Edad de lodos (días)

Q= Caudal ( $m^3/d$ )

$S_0$ = DBO del afluente (mg/L)

$S_{ec}$ = DBO del efluente corregida (mg/L)

$K_d$ = Coeficiente decaimiento endógeno (1/d)

## Volumen de la biomasa

$$V = \frac{XV}{X_1}$$

XV= Biomasa ( $\frac{gSSV}{L}m^3$ )

$X_1$ = Concentración de sólidos suspendidos volátiles en el reactor (gSSV/L)

V= Volumen ( $m^3$ )

**Producción de biosólido (PX)**

$$PX = \frac{XV}{\theta_c}$$

PX= Producción de lodos (Kg/d)

XV= Biomasa ( $\frac{gSSV}{L}m^3$ )

$\theta_c$ = Edad de lodos (días)

**Masa del biosólido**

$$Lodo = PX * \theta_{lodo}$$

Lodo= Lodo producido en el tiempo de retención en el lecho (Kg)

PX= Producción de lodo (Kg/d)

$\theta_{lodo}$ =Tiempo de retención del lodo (d)

**Volumen del biosólido**

$$V_L = \left( \frac{Lodo}{P_{H2O} * \left( \frac{P_s(\%)}{100} \right) * SL} \right)$$

$V_L$ = Volumen de lodo ( $m^3$ )

Lodo= Lodo producido en el tiempo de retención en el lecho (Kg)

$P_{H2O}$ = Densidad del agua ( $Kg/m^3$ )

$P_s$ = Porcentaje en peso del sólido (%)

SL= Densidad relativa del sólido

## Gravedad específica de sólidos

$$\text{Gravedad específica de sólidos} = \frac{1}{\frac{SF/ST}{2.5} + \frac{SV/ST}{1.0}}$$

## Gravedad específica del biosólido

*Gravedad específica del lodo*

$$= \frac{1}{\frac{\text{fracción de sólidos en el lodo}}{\text{gravedad específica de sólidos}} + \frac{\text{fracción de agua en los lodos}}{1.0}}$$

De acuerdo con Laca y Díaz, 2019, la gravedad específica de los sólidos del lodo (densidad sólidos/densidad del agua) depende de estas relaciones, y a partir de este valor puede estimarse la gravedad específica del lodo (agua más sólidos). La razón de la presencia de sólidos y el proceso de reducción está relacionada con la disponibilidad de compuestos orgánicos para las bacterias en la matriz de lodo acuoso, ya que la mayoría de los compuestos orgánicos se encuentran dentro de macromoléculas complejas y no fácilmente accesible para las bacterias (Joo *et al.*, 2015). Cuando las células microbianas son sujetas a un proceso de lisis o muerte, los materiales intracelulares y extracelulares son liberados. Los materiales liberados son utilizados por las bacterias para el crecimiento y mantenimiento celular, lo cual resulta en una reducción de la producción de lodo (Wang *et al.*, 2017). Cuando los protozoos depredan a las bacterias, disminuyen la producción de lodo debido a la disipación de la energía cuando se transfiere la energía en la cadena alimenticia (Bassin *et al.*, 2016), este tipo de procesos generalmente ocurren cuando los tiempos de retención hidráulica son largos (Wang *et al.*, 2017).

## REFERENCIAS

Abe, Y., Polyakov, P., Skali-Lami, S. Francius, G., (2011). Elasticity and physicochemical properties during drinking water biofilm formation. *Biofouling*, 27(7), 739-750.

Al-Sa'ed, R., y Zimmo, O. (2004). Process performance evaluation of the contact stabilization system at Birzeit University. *Journal Environmental and Pollution*, 21, 1-7.

Anderson, S., Nilsson, M., Dalhammar, G., y Rajarao, G. K. (2008). Assessment of carrier materials for biofilm formation and denitrification. *VATTEN*, 64, 201-207.

Andreottola, G., Foladori, P., Gatti, G., Nardelli, P., Pettena, M., y Ragazzi, M., (2003). Upgrading of a small overloaded activated sludge plant using a MBBR system. *Journal Of Env. Science And Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, A38(10), 2317–2328.

Andreottola, G., Foladori, P., Ragazzi, M., y Tatano, F. (2000). Experimental comparison between MBBR and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater. *Water science and technology*, 41 (4–5), 375–382.

Anjali, G., Sabumon, P. C. (2015). Development of enhanced SNAD process in a down-flow packed bed reactor for removal of higher concentrations of NH<sub>4</sub>-N and COD. *J. Environ. Chem. Eng.* 3(2), 1009–1017.

American Public Health Association (APHA), y American Water Works Association, and Water Environment Federation. (1988). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, DC.

Aragón-Monter, R., Ramírez-Godínez, J., Coronel-Olivares, C., Lucho-Constantino, C., y Vázquez-Rodríguez, G. (2013). Uso de Carbón Activado Granular (CAG) en un biofiltro para el tratamiento de efluentes acuícolas. *Simposio Iberoamericano Multidisciplinario de ciencias e ingeniería*, 1-6.

Arcos, A. Y. (2013). Microbiología de lodos activados. *Hechos Microbiol.*, 4(2), 117-122.

Arango, M. L., y López, H. J. D. (2011). *Estudio a escala de laboratorio de los efectos de la forma de alimentación y de la cantidad de inóculo sobre el hinchamiento de los lodos de reactores aerobios mezcla completa en etapa de arranque.* (Tesis de licenciatura). Universidad de Medellín. Medellín, Colombia.

Aygun, A., Nas, B., y Berktaş, A. (2008). Influence of High Organic Loading Rates on COD Removal and Sludge Production in Moving Bed Biofilm Reactor. *Environmental Engineering Science*, 25 (9), 1311-1316.

Azizi, S., Valipour, A., y Sithebe, T. (2013). Evaluation of different wastewater treatment processes and development of a modified attached growth bioreactor as a decentralized approach for small communities. *The scientific world journal*, 1-8.

Babu, M.A., Hes, E. M.A., van der Steen, N.P., Hooijmans, C. M., y Gijzen, H.J. (2010). Nitrification rates of algal-bacterial biofilms in wastewater stabilization ponds under light and dark conditions. *Ecol. Eng.* 36(12), 1741–1746.

Barwal, A., y Chaudhary, R. (2014). To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: a review. *Reviews environmental science and bio/technology*, 13, 285–299.

Bassin, J.P., Dias, I.N., Cao, S. M. S., Senra, E., Laranjeira, Y., y Dezotti, M. (2016). Effect of increasing organic loading rates on the performance of moving-bed biofilm reactors filled with different support media: Assessing the activity of suspended and attached biomass fractions. *Process safety and environmental protection*, 100, 131-141.

Bermudez, J. y Cardenas, C. (2011) *Influencia de la clarificación primaria sobre la dinámica de los sólidos en un sistema de lodos activados bajo la modalidad de estabilización por contacto*. (Pregrado en Ingeniería Sanitaria y Ambiental). Universidad del Valle. Santiago de Cali, Colombia.

Bertino, A. (2010). *Study on one-stage Partial Nitrification-Anammox process in Moving Bed Biofilm Reactors: a sustainable nitrogen removal*. (Master thesis). Royal Institute of Technology. Stockholm, Sweden.

Borkar, R. P., Gulhane, M. L., y Kotangale, A. J. (2013). Moving Bed Biofilm Reactor- A New Perspective in Wastewater Treatment. *IOSR Journal Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 6 (6), 15–21.

Buntner, D. Sánchez, A., y Garrido J. M. (2013). Feasibility of combined UASB and MBR system in dairy wastewater treatment at ambient temperatures. *Chemical engineering journal*, 230, 475-481.

Calderón, K., Martín-Pascual, J., Poyatos, J. M., Rodelas, B., González-Martínez, A. y González-López, J. (2012). Comparative analysis of the bacterial diversity in a lab-scale moving bed biofilm reactor (MBBR) applied to treat urban wastewater under different operational conditions. *Bioresource Technology*, 121, 119-126.

Campos, J., Otero, L., Franco, A., Mosquera-Corral, A., y Roca, E. (2009). Ozonation strategies to reduce sludge production of a seafood industry WWTP. *Bioresource technology*, 100, 1069-1073.

Cárdenas, C., Perruolo, T., Tarre, Y., Flores, K., Trujillo, A., Saules, L., Araujo, I. y Yabroudi, S. (2006). Remoción de nutrientes en un reactor discontinuo secuencial. *Interciencia*, 31(11), 787-793.

Carrera, M. J. (2001). *Eliminación biológica de nitrógeno en un efluente con alta carga. Estudio de los parámetros del proceso y diseño de una depuradora industrial*. (Tesis de doctorado). Universidad Autónoma de Barcelona, Barcelona España.

Castillo, de C. P. A., y Tejero, M. I. (1999). Consideraciones de diseño para la eliminación biológica de fósforo empleando procesos biopelícula. *Ingeniería del Agua*, 6(1), 69-80.

Castillo, F., y Vivas, F. (1996). Tratamiento de Aguas Residuales, de una Empresa Papelera, con Sistema de Biodiscos. *Revista ACOTEPAC*, 29, 17-23.

Cartwright, P. (2009). Tratamiento y reúso del agua en aplicaciones comerciales e industriales. *Revista Agua Latinoamérica*, 9 (1), 20-24.

Characklis, W. G., Trulear, M. G., Bryers, J. D., Zelven, N. (1982) Dynamics of Biofilm Processes: Methods. *Water research*, 16, 1207-1216.

Chatterjee, P., Ghangrekar, M. M., y Surampalli, R. (2016). Organic matter and nitrogen removal in a hybrid upflow anaerobic sludge blanket-Moving bed biofilm and rope bed biofilm reactor. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4, 3240-3245.

Chaudhary, D. S., Vigneswaran, S., Ngo, H. H., Shim, W.G., y Moon, H. (2003). Biofilter in Water and Wastewater Treatment. *Korean Journal Chemical Engineering*, 20 (6), 1054-1065.

Chen, S., Sun, D. Z., y Chung, J. S. (2007). Treatment of pesticide wastewater by moving-bed biofilm reactor combined with Fenton-coagulation pretreatment. *J. Hazard Mater*, 144, 577–584.

Chung, J., Tian, D. J., Lee, J. S., Lim, H. S., y Jun, H. B. (2016). Separation of organic matter from domestic sewage in a UASB-ABF system with anoxic bio-flocculation. *Desalination and Water Treatment*, 57 (2016), 620–628.

Clifford, E., Forde, P., McNamara, S., Rodgers, M., y O'Reilly, E. (2013). Performance of Air Suction Flow Biofilm Reactor in Treating Municipal-Strength Wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 139 (6), 864-872.

Comisión Nacional del Agua. (2014). Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: Procesos avanzados con fines de reúso. Recuperado de <http://www.mapasconagua.net/libros/SGAPDS-1-15-Libro35.pdf>

Dale, C., Laliberte, M., Oliphant, D., y Ekenberg, M. (2015). Wastewater treatment using MBBR in cold climates. *Proceedings of mine water solutions in extreme environments*, 12 (15), 1-17.

Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-008-SCFI-2011.

Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-026-SCFI-2001.

Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-028-SCFI-2001.

Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-029-SCFI-2001

Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-030-SCFI-2001

Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-034-SCFI-2015.

Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-042-SCFI-1987.

Dong, Y., Fan, S. Q., Shen, Y., Yang, J. X., Yan, P., Chen, Y. P., Li, J., Guo, J. S., Duan, X. M., Fang, F., y Liu, S. Y. (2015). A Novel bio-carrier fabricated using 3D printing technique for wastewater treatment. *Scientific reports*, 5, 1-10.

Duncan M, y Horan N. (2003). *Handbook of Water and Wastewater Microbiology* Elsevier publishers. 525-30.

Eraso, V. G. E., y Ruíz, R. D. A. (2015). *Desarrollo de un reactor de mezcla completa para el estudio de los coeficientes cinéticos en lodos activados en el tratamiento de aguas residuales*. (Tesis de licenciatura). Universidad de Nariño. San Juan de Pasto, Colombia.

Escalante-Estrada, Violeta E., Garzón-Zúñiga, Marco A., y Valle-Cervantes, S. (2012). Remoción de macronutrientes en el tratamiento de aguas residuales porcícolas. *Ra Ximhai*, 8 (3), 75-82.

Espinosa, A. J. J. (2011). *Tratamiento de aguas residuales de matadero con elevado contenido en sangre mediante la combinación de procesos anaerobio de película fija (BAPF) y aerobio de membrana (MBR)*. (Tesis doctoral). Universidad de Burgos. Burgos, España.

Espinosa-Rodríguez, M. A., Flores-Álamo, N., Esparza-Soto, M., y Fall, C. (2012). Efecto de la temperatura en la tasa de crecimiento y decaimiento heterotrófico en el rango de 20-32 °C en un proceso de lodos activados. *Revista Mexicana de ingeniería química*, 11 (2), 309-321.

Falås, P., Longrée, P., La Cour Jansen, J., Siegrist, H., Hollender, J., y Joss, A. (2013). Micropollutant removal by attached and suspended growth in a hybrid biofilmactivated sludge process. *Water Research*, 47 (13), 4498-4506.

Fox, P., Suidan, M. T., y Bandy, J. T. (1990). A comparison of media types in acetate fed expanded-bed anaerobic reactors. *Water Research*, 24 (7), 827-835.

Gao, F., Yang, Z.H., Li, C., Zeng, G. M., Ma, D. H., y Zhou, L. (2015). A novel algal biofilm membrane photobioreactor for attached microalgae growth and nutrients removal from secondary effluent. *Bioresource technology*, 179, 8-12.

Garny, D. W., Wen, Z. D., Li, B., Liang, H. (2009). Sloughing and limited substrate conditions trigger filamentous growth in heterotrophic biofilms-measurements in flow-through tube reactor. *Chem. Sci.* 64 (11), 2723-2732.

Garrett, T. R., Bhakoo, M., y Zhang, Z. (2008). Bacterial adhesion and biofilms on surfaces. *Progress in natural science*, 18, 1049-1056.

Garzón, Z. M. A. (2004). Remoción de Nitrógeno y Fósforo. Memorias, Capítulo II. 209-248.

Recuperado de:

<http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/virtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/6Remociondenitrogenoyfosforo2.pdf>

Gong, L., Jun, L., Yang, Q., Wang, S., Ma, B., y Peng, Y. (2012). Biomass characteristics and simultaneous nitrification–denitrification under long sludge retention time in an integrated reactor treating rural domestic sewage. *Bioresource Technology*, 119, 277-284.

González A. M., Calderón, K., Albuquerque, A., Hontoria, E., González-López, J., Guisado, I. M., y Osorio, F. (2013). Biological and technical study of a partial-

SHARON reactor at laboratory scale: effect of hydraulic retention time. *Bioprocess Biosyst Eng*, 36 (2), 173-184.

Granados, S. I. S. (2014). *Evaluación de la calidad del agua en cada una de las descargas de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996 de la laguna de Chimaliapan Estado de México*. (Tesis de licenciatura). Instituto Tecnológico de Toluca. Toluca, Estado de México.

Guo, J. H., Yang, Q., Peng, Y. Z., Yang, A., Wang, S. (2007). Biological nitrogen removal with real-time control using step-feed SBR technology. *Enzyme. Microbial. Technol.*, 40 (6), 1564-1569.

Guo, J., Peng, Y., Wang, S., Yang, X., Wang, Z., y Zhu, A. (2012). Stable limited filamentous bulking through keeping the competition between floc-formers and filamentous and reducing aeration requirements. *Chemosphere*, 91 (1), 68-75.

Gu, Q., Sun, T., Wu, G., Li, M., y Qiu, W. (2014). Influence of Carrier filling ratio on the performance of moving bed biofilm reactor in treating coking wastewater. *Bioresource technology*, 166, 72-78.

Hernández, I., González, R. O., Sandoval, F., Galván, J. L., y Contreras, R. E. (2013). Evaluación de cal, sulfato e hidroxiclورو de aluminio en la coagulación-floculación del lixiviado del relleno sanitario de Poza Rica, Veracruz. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 4 (3), 1-10.

Hoang, V., Delatolla, R., Abujamel, T., Mottawea, W., Gadbois, A., Laflamme, E., y Stintzi, A. (2014). Nitrifying moving bed biofilm reactor (MBBR) biofilm and biomass response to long term exposure to 1 °C. *Water Resources*, 49, 215-224.

Holman, J.B., y Wareham, D.G. (2005). COD, ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification/denitrification process. *Biochem Eng J.*, 22 (2), 125-133.

Hosseini, S.H., y Borghei, S. M. (2005). The treatment of phenolic wastewater using a moving bed bio-reactor. *Process Biochem.*,40, 1027–1031.

Hu, X., Xu, K., Wang, Z., Ding, L., y Ren, H. (2013). Characteristics of biofilm attaching to carriers in moving bed biofilm reactor used to treat vitamin C wastewater. *Scanning*, 35 (5), 283-291.

Hussain, S. A., Tat, T. H., y Idris, A. (2014). Numerical study of fluid flow across multiple Cosmo ball, *Int. J. Nano Biomaterials.*, 5 (1), 89-102.

Jagna, K., Tytus, B., Agnieszka, N., Ewa, T., y Andrzej, W. (2012). Application of lyophilization to prepare the nitrifying bacterial biofilm for imaging with scanning electron microscopy. *Scanning*, 34, 26-36.

Javid, A. H., Hassani, A.H., Ghanbari, B., y Yaghmaeian, K. (2013). Feasibility of utilizing moving bed biofilm reactor to upgrade and retrofit municipal wastewater treatment plants. *Inst. J. Environ. Res.*, 7(4), 963-972.

Jenkins, D., Richard, M. G., y Daigger, G. T. (1993). Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming. Nueva York: Lewis Publishers.

Jiménez, B., Becerril, E., y Scola, I. (1990) Denitrification in a Fluidized Bed System Using Low Cost Packing Material. *Environmental Technology* 11, 409-420.

Johnson, T. L., Shaw, A., Phillips, H., Choi, N., Lauro, T., Butler, R., y Radko, L. (2007). A Pilot-Scale Comparison of IFAS and MBBR to Achieve Very Low Total Nitrogen Concentrations. *Water practice*, 1 (5), 1-14.

Joo, S. H., Monaco, F. D., Antmann, E., y Chorath P. (2015). Sustainable approaches for minimizing biosolids production and maximizing reuse options in sludge management: A review. *Journal of environmental management*, 158, 133-145.

Karthikeyan, S., Magthalin, C. J., Mahesh, M., Anandan, C., y Sekaran, G. (2014). Synthesis of reactive iron impregnated nanoporous activated carbon and its application in anaerobic biological treatment to enhance biodegradability of ortho-phenylenediamine. *Journal of chemical technology y biotechnology*, 90 (6), 1013-1026.

Khaled, S., Azni, I., Rozita, O., y Hamdan, M. Y. (2014). Review on biofilm processes for wastewater treatment. *Life science journal*, 11 (11), 1-13.

Khan, Z. U., Naz, I., Rehman, A., Rafiq, M., Ali, N., y Ahmed, S. (2015). Performance efficiency of an integrated stone media fixed biofilm reactor and sand filter for sewage treatment. *Desalination and Water Treatment*, 1-10.

Kim, H. S., Gellner, J. W., Boltz, J. P., Freudenberg, R. G., Gunsch, C. K., y Schuler, A. J. (2010). Effects of integrated fixed film activated sludge media on activated sludge settling in biological nutrient removal systems., *Water Research*, 44 (5), 1553-61.

Kriklavova, L., y Lederer, T. (2010). The use of nanofiber carriers in biofilm reactor for the treatment of industrial wastewaters. *Nanoconi*, 12, 1-6.

Khursheed, A., y Kazmi, A. A. (2011). Retrospective of ecological approaches to excess sludge reduction. *Water Research*, 45 (2011), 4287-4310.

Laca, P. A. y Díaz F.J. M. (2019). Producción y características de lodos. Ecuaciones y cálculos para el tratamiento de aguas, 251-262, Madrid : Ediciones Paraninfo.

Leyva-Díaz, J.C., Calderón, K., Rodríguez, F.A., González-López, J., Hontoria, E., Poyatos, J.M. (2013). Comparative kinetic study between moving bed biofilm reactor- membrane bioreactor and membrane bioreactor systems and their influence

on organic matter and nutrients removal. *Biochemical engineering journal*, 77, 28–40.

Leyva-Díaz, J. C., Martín-Pascual, J., Muñío, M. M., González-López, J., Hontoria, E., y Poyatos, J. M. (2014). Comparative kinetics of hybrid and pure moving bed reactor-membrane bioreactors. *Ecological Engineering*, 70, 227–234.

Lin, H. Gao, W., Meng, F., Liao, B. Q., Leung, K. T., Zhao, L., Chen, J., y Homg, H. (2012). Membrane bioreactors for industrial wastewater treatment: a critical review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 42, 677–740.

Lobo, C. C., Arturi, T., Bertola, N. C., y Contreras, E. (2013). Evaluación del desarrollo de biopelículas para el tratamiento de agua residual de industria láctea. *CAIQ*, 2 (2013), 1-11.

López-Jácome, L. E., Hernández-Durán, M., Colín-Castro, C. A., Ortega-Peña, S., Cerón-González, G., y Franco-Cendejas, R. (2014) Las tinciones básicas en el laboratorio de microbiología. *Investigación en discapacidad*, 3(1), 10-18.

Ma, B., Wang, S., Zhu, G., Ge, S., Wang, J., Ren, N., y Peng, Y. (2013). Denitrification and phosphorus uptake by DPAOs using nitrite as an electron acceptor by step-feed strategies. *Front. Environ. Eng.* 2013, 7(2), 267-272.

Ma, J., Peng, Y. Z., Wang, S. Y., Wang, L., Liu, Y., Ma, N. P. (2009). Denitrifying phosphorus removal in a step-feed CAST with alternating anoxic-oxic operational strategy. *J. Environ. Sci. China*, 21 (9), 1169-1174.

Ma, Y., Peng, Y. Z., Wang, X. L. (2009). “Improving nutrient removal of the AAO process by an influent bypass flow by denitrifying phosphorus removal. *Desalination*, 246 (1-3), 534-544.

Mannacharaju, M., Natarajan, P., Villalan, A. K., Jothieswari M., Somasundaram, S., y Ganesan, S. (2017). An innovative approach to minimize excess sludge production in sewage treatment using integrated bioreactors. *Journal of Environmental Sciences*, 67, 67-77.

Martins, R. C., Amaral-Silva, N., y Quinta-Ferreira, R. M. (2010). Ceria based solid catalysts for Fenton's depuration of phenolic wastewaters, biodegradability enhancement and toxicity removal. *Applied catalysis B: Environmental*, 99, 135-144.

Menéndez, G. C., y Dueñas, M. (2018). Los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales desde una visión no convencional. *Ingeniería hidráulica y ambiental*, 39(3), 97-197.

Mendoza, B. M. Y., y Rodríguez, M. J. A. (2016). Reactor aerobio con medio de soporte fijo utilizando botellas de PET. *Espacio I+D, Innovación más Desarrollo*, 12, 105-115.

Metcalf y Eddy. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. New York, USA: McGraw-Hill.

Moawad, A., Mahmoud, U.F., El-Khateeb, M.A., y El-Molla, E., (2009). Coupling of sequencing batch reactor and UASB reactor for domestic wastewater treatment. *Desalination*, 242 (1-3), 325-335.

Moghaddam A. H., y Sargolzaei, J. (2014). Biofilm development on normal and modified Surface in a hybrid SBR-based bioreactor. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, (2014), 1-7.

Morant, C. J. F. (2017). *Análisis de las fracciones de DQO en las aguas de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR)*. (Tesis de licenciatura). Universidad

nacional abierta y a distancia-UNAD, escuela de ciencias agrícolas, pecuarias y del medio ambiente-ECAPMA. Medellín.

Morgenroth, E., y Milferstedt, K. (2009). Biofilm engineering: linking biofilm development at different length and time scales. *Reviews in environmental science and biotechnology*, 21, 3203–3208.

Mulkerrins D., Dobson, A.D.W., y Colleran, E. (2004). Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters, *Environment International*, 30 (2) 249–259.

Mungray, A. K., y Patel, K. (2011). Coliforms removal in two UASB + ASP based systems. *International biodeterioration & biodegradation*, 65 (2011), 23-28.

Muñoz, P. J. F., y Ramos, R. M. (2014). Reactores discontinuos secuenciales: una tecnología versátil en el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e ingeniería Neogranadina*, 24(1), 49-66.

Nava, U. L. M., Gasperín, S. R., y Durán, M. A. (2014). Comparación de un reactor de biomasa suspendida y un reactor de biomasa adherida para la biodegradación de compuestos tóxicos presentes en aguas residuales de refinerías de petróleo. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 3 (1), 101-112.

Ngo, H. H., Nguyen, M. C., Sangvikar, N. G., Hoang, T. T. L., y Guo, W.S. (2006). Simple approach towards a design of an attached-growth sponge bioreactor (AGSB) for wastewater treatment and reuse. *Water Science Technology*, 54, 191-197.

Ni, S-Q., Ni, J-Y., Hu, D-L., Sung, S. (2012). Effect of organic matter on the performance of granular anammox process. *Bioresource Technology*, 110, 701-705.

Ojeda R. S., Sarmiento B. D. (2000). *Separación de metales pesados en aguas residuales provenientes de la regeneración de resinas de intercambio iónico*. (Tesis de licenciatura). Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Olson, V. G. (2017). Control optimizado de sistemas de tratamiento de aguas residuales. *AADECA Revista*, 5, 36-41.

Orozco, J. Á. (2014). *Bioingeniería de aguas residuales*. Teoría y diseño. Colombia: Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental Acodal.

Osorio, S. G., y Rodríguez, A. R. A. (2014). *Estudio de la influencia del tiempo de retención celular sobre la reducción de materia orgánica carbonácea y nitrógeno en una nueva configuración del sistema de estabilización por contacto tratando agua residual doméstica*. (Tesis de licenciatura). Universidad del Valle. Santiago de Cali, Colombia.

Ødegaard, H., Rusten, B., y Westrum, T. (1994). A new moving bed biofilm reactor applications and results. *Water Science & Technology* 29 (10-11), 157–165.

Ødegaard, H. (1999). The Moving Bed Biofilm Reactor. In Igarashi, T., Watanabe, Y., Asano, T. y Tamb Tambo N (eds) *Water environmental engineering and reuse of water*. Hokkaido Press, Sapporo, 250–305.

Ødegaard, H., Gisvold, B., Strickland, J. (2000). The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. *Water science & technology*, 41 (4-5), 383-392.

Pacheco, S. V. F., Jáuregui, R. B., Pavón, S. T. B., y Mejía, P. G. V. (2003). Control del crecimiento de microorganismos filamentosos en una planta de tratamiento de aguas residuales industriales. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 19 (1), 47-53.

Peng, Z. X., Peng, Y. Z., Gui, L. J., Liu, X. L. (2010). Competition for single carbon source between denitrification and phosphorus release in sludge under anoxic condition. *Chin. J. Chem. Eng.*, 18 (3), 472-477.

Peñafiel, R., Moreno, C., y Ochoa-Herrera, V. (2016). Eliminación de nitrógeno y contaminación orgánica de agua residual industrial pretratada en lagunas anaeróbicas mediante un biofiltro de arena. *ACI Avances en ciencias e ingenierías*, 8(1), 63-74.

Pfeiffer, T. J., y Wills, P. S. (2011). Evaluation of three types of structured floating plastic media in moving bed biofilters for total ammonia nitrogen removal in a low salinity hatchery recirculating aquaculture system. *Aquacultural engineering*, 45, 51-59.

Piculell, M. (2016). *New dimensions of moving bed biofilm carriers, influence of biofilm thickness and control possibilities*. (Doctoral thesis). LUND university, Sweden.

Pire, S. M. C., Rodríguez, S. K., Fuenmayor, R. M., Fuenmayor, Y., y Acevedo Hervis. (2011). Biodegradabilidad de las diferentes fracciones de agua residual producidas en una tenería. *Ciencia e ingeniería neogranadina*, 21-2, 5-19.

Pontes, P. P., y De Lemos, A. C. (2011). Characterization and removal of specific organic constituents in an UASB-trickling-filter system treating domestic wastewater. *Environmental Technology*, 32 (3), 281-287.

Qi, W., Guo, Y., Su, L., Norton, M., Qin, Y., y Li, Y. (2014). An anoxic/oxic submerged constructed process for wastewater treatment: Modeling, simulation, and evaluation. *Ecological Engineering*, 67, 206-215.

Qiqi, Y., Qiang, H., Ibrahim, H.T. (2012). Review on moving bed biofilm processes. *Pakistan journal of nutrition*, 11 (9), 706–713.

Qiu, G., Song, Y., Zeng, P., Duan, L., y Xiao, S. (2013). Combination of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) and membrane bioreactor (MBR) for berberine reduction from wastewater and the effects of berberine on bacterial community dynamics. *Journal of Hazardous Materials*, 246-247 (2013), 34–43.

Regmi, P., Thomas, W., Schafran, G., Bott, C., Rutherford, B., y Waltrip, D. (2011). Nitrogen removal assessment through nitrification rates and media biofilm accumulation in an IFAS process demonstration study. *Water Resources*, 45 (20), 6699-6708.

Robescu, D., Calin, A., Robescu, D., y Nasaramb, B. (2009). Simulation of attached growth biological wastewater treatment process in the mobile bed biofilm reactor. *Proceeding of the 10th WSEAS international conference on mathematic and computers in biology and chemistry*, Bucharest, Romania.

Romero, G. P. A. (2015). *Utilización de materiales de reciclaje como medio de soporte en reactores aerobios de biopelícula para tratamiento de agua residual doméstica*. (Tesis de licenciatura). Universidad técnica de Machala. Machala, Ecuador.

Ruíz-Marín, A., Mendoza-Espinosa, L. G., y Stephenson, T. (2010). Growth and nutrient removal in free and immobilized green algae in batch and semi-continuous cultures treating real wastewater. *Bioresource technology*, 101 (1), 58–64.

Rusten, B., Eikebrokk, B. y Lygren, E. (2006). Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural engineering*, 34 (3), 322–331.

Rusten, B., y Westrum, T. (1994). A new moving bed biofilm reactor-applications and results. *Water science and technology*, 29 (10-11), 157–165.

Ryhner, G., Petrozzi, S., y Dunn, I. J. (1988) Operation of a Three-Phase Biofilm Fluidized Sand Reactor for Aerobic Wastewater Treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, 32, 677-688.

Salazar, M. (2005). Aplicación e importancia de las microalgas en el tratamiento de aguas residuales. Laboratorio de Microbiología Ambiental y Tratamiento de Aguas Residuales. Departamento de Biotecnología. *Contactos*, 59, 64-70.

Sekaran, G. Ramani, K., Kumar A. G., Ravindran, B., Kennedy, L. J., y Gnanamani, A. (2007). Oxidative destabilization of dissolved organics and E. coli in domestic wastewater through immobilized cell reactor system. *Journal environmental management*, 84, 123-133.

Shigehisa, I., y Takane, K. (1994). *Wastewater Treatment with Microbial Films*. Pennsylvania, U.S.A.: CRC Press.

Shore, J. L., M'Coy, W. S., Gunsch, C. K., y Deshusses, M. A. (2012). Application of a moving bed biofilm reactor for tertiary ammonia treatment in high temperature industrial wastewater. *Bioresource Technology*, 112 (2012), 51–60.

Shrestha, A. (2013). *Specific Moving Bed Biofilm Reactor in Nutrient Removal from Municipal Wastewater*. (Tesis de maestría). University of Sydney. Sydney.

Singh, N. K. Bhatia, A., y Kazmi, A. A. (2017). Effect of intermittent aeration strategies on treatment performance and microbial community of fan IFAS reactor treating municipal wastewater. *Environmental Technology*, 38 (22), 2866-2876.

Siles, F. E., Monforte, G. J., Estrany, C. F., Pujol, O. R., y Carreras, C. S. (2008). Eliminación del nitrógeno amoniacal en aguas residuales sanitarias. *Tecnica industrial*, 273.

Smitha G. V., y Udayashankara, T. H. (2016). Review on application of moving bed biofilm reactor for river water purification system. *International Journal of Science and Research*, 6 (12) 1731-1737.

Smith, N. H. V. (2016). *Tratamiento de aguas residuales de plataformas marinas habitacionales mediante sistemas con biomasa inmovilizada*. (Tesis de maestría). Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Sri Sunmithaa, K. S., Keerthinarayana, S., y Swarnalatha, S. (2017). The performance of bio-baffle and immobilized carbon catalytic oxidation reactors treating domestic sewage. *International Research Journal of Engineering and Technology (IRJET)*, 4 (5), 1115-1119.

Tandukar, M., Ohashi, A., y Harada, H. (2007). Performance comparison of a pilot-scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 41 (12), 2697–2705.

Tang, B., Zhang, Z., Chen, X., Bin, L. Y., Huang, S.S., Fu, F. L., Yang, H. W., y Chen, C.Q. (2014). Biodiversity and succession of microbial community in a multi-habitat membrane bioreactor. *Bioresour. Technol.* 164, 354–361.

Tang, B., Chen, Q., Bin, L., Huang, S. Zhang, W., Fu, F., y Li, P. (2018). Insight into the microbial community and its succession of a coupling anaerobic-aerobic biofilm on semi-suspended bio-carriers. *Bioresource Technology*, 247, 591-598.

Tawfik, A., El-Gohary, F., & Temmnk, H. (2010). Treatment of domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket reactor followed by moving bed biofilm reactor. *Bioprocess Biosyst Eng*, 33, 267-276.

Torres-Lozada, P., Vásquez-Sarria, N., Pérez-Vidal, A., Madera-Parra, C. A., Rodríguez-Victoria, J. A. (2011). Alternativas de tratamiento biológico aerobio para el agua residual doméstica del municipio de Cali, Colombia. *Afinidad LXVIII*, 55, 381-388.

Trapani, D. D., Mannina, G., Torregrossa, M., y Viviani G. (2008). Hybrid moving bed biofilm reactors: a pilot plant experiment. *Water science and technology*, 57 (10), 1539-1535.

Trinet, F., Heim, R., Amar, D., y Chang, H. (1991) Study of Biofilm and Fluidization of Bioparticles in a Three-Phase Liquid Fluidized-Bed Reactor. *Water Science and Technology*, 23, 1347-1354.

U.S. EPA. (2004). Guidelines for Water Reuse. U.S. Environmental Protection Agency and U.S. Agency for International Development, Washington, DC. EPA-625/R04-108.

Vaidhegi, K., Sandhiya, P., y Santhiya, M. (2016). Moving bed biofilm reactor-A new perspective in pulp and paper wastewater treatment. *International journal of engineering research and application*, 6 (6), 9-13.

Van Haandel, A., y Marais, G. Y. (1999) O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação, Campina Grande, Epgraf.

Vayenas, D. V. (2011). Attached growth biological systems in the treatment of potable water and wastewater. *Comprehensive Biotechnology*, 6 (2), 371-383.

Vázquez-Mejía, Guadalupe, Ortega-Aguilar, Rosa Elena, Esparza-Soto, Mario, y Fall, Cheikh. (2013). Fraccionamiento de DQO del agua residual de Toluca por el protocolo STOWA. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(2), 21-35.

Von Sperling, M. (2007) *Activated sludge and aerobic biofilm reactors wastewater treatment*. London, U.K.: IWA Publishing.

Vorosmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Reidy, L. C., y Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467 (2010), 555–561.

Wang, F., Chen, J., Hong, H., Wang, A., y Lin, H. (2014). Pollutant removal and membrane fouling in an anaerobic submerged membrane bioreactor for real sewage treatment. *Water Science & Technology*, 69 (8), 1712–1719.

Wang, P., Wang, C., Ai, X. Y., y C.-Q. Yang, C. Q. (2011). Biofilm characteristics of globular biofilter in the ecological spur-dike and water quality improvement effect on Wangyu River. *International Conference on Electronics, Communications and Control*, Montreal, Canada.

Wang, Q., Wei, W., Gong, Y., Yu, Q., Li, Qin, Sun, J., y Yuan, Z. (2017). Technologies for reducing sludge production in wastewater treatment plants: State of the art. *Science of the Total Environment*, 587-588, 510-521.

Wang, X. J., Xia, S. Q., Chen, L., Zhao, J. F., Renault, N. J., y Chovelon, J. M. (2006). Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor. *Process Biochem*, 41, 824–828.

Watanabe, R., Nie, Y., Takahashi, S., Wakahara, S., y Li, Y. Y. (2016). Efficient performance and the microbial community changes of submerged anaerobic

membrane bioreactor in treatment of sewage containing cellulose suspended solid at 25°C. *Bioresource Technology*, 216, 128–134.

Water Environment Federation-WEF. (2000). Aerobic fixed-growth reactors.

Wu, C., Zhang, G., Zhang, P., y Chang, C., C. (2014). Disintegration of excess activated sludge with potassium permanganate: Feasibility, mechanisms and parameter optimization. *Chemical engineering journal*, 240, 420-425.

Xu, J., Wang, P., Li, Y., Niu, L., y Xing, Z. (2019). Shifts in th microbial community of activated sludge with different COD/n ratios or dissolved oxygen levels in Tibet, China. *Sustainability*, 11, 2284.

Yang, Z., Yang, Z., Cao, J., Jia, Y., y Xu, J. (2013). Study on the combination of fixed bed and moving bed biofilm reactor for papermaking terminal wastewater treatment. *Advanced materials research*, 777, 309-313.

Yuancai, C., Che-Jen, L., Gavin, J., Shiyu, F., y Huaiyu, Z. (2009). Enhancing biodegradation of wastewater by microbial consortia with fractional factorial design. *Journal of hazardous material*, 171, 948-953.

Zeng, W., Li, B., Wang, X., Bai, X., y Peng, Y. (2014). Integration of denitrifying phosphorus removal via nitrite pathway, simultaneous nitrification–denitrification and anammox treating carbon-limited municipal sewage. *Bioresource technology*, 172, 356-364.

Zeeuw, W.J. (1984). *Acclimatization of anaerobic sludge for UASB reactor start-up*. Ph-D thesis, Department of Environmental Technology, Wageningen University, The Netherlands.

Zhang, S., Wang, Y., He, W., Wu, M., Xing, M., Yang, J., Gao, N., y Yin, D. (2013). Responses of biofilm characteristics to variations in temperature and NH<sub>4</sub>(+)-N loading in a moving-bed biofilm reactor treating micro-polluted raw water, *Bioresource Technology*, 131 (2013), 365-373.

Zhang, X., Liu, F., y Zheng, S. (2017). Energy savings and higher volumetric loading rate achieved in the conventional anoxic-oxic process for sewage treatment by enhancing biomass retention in the secondary clarifier. *Bioresource Technology*, 233, 322-325.

Zhang, X., Li, G., y Wang, Y. (2007). Microwave assisted photocatalytic degradation of high concentration azo dye Reactive Brilliant Red X-3B with microwave electrodeless lamp as light source. *Dyes y Pigments*, 74, 536-544.

Zhou, Z., Qiao, W., Xing, C., Shen, X., Ren, W., Jiang, L., y Wang, L. (2015). Microbial community structure of anoxic-oxic-settling-anaerobic sludge reduction process revealed by 454-pyrosequencing. *Chemical Engineering Journal*, 266, 249-257.

Zhu, Y., Zhang, Y., Ren, H., Geng, J., Xu, K., Huang, H., y Ding, L. (2015). Physicochemical characteristics and microbial community evolution of biofilms during the start-up period in a moving bed biofilm reactor. *Bioresour. Technol.* 180, 345–351.